



Jorge González Aguilera
Alan Mario Zuffo
(Organizadores)

A Preservação do Meio Ambiente e o Desenvolvimento Sustentável

Jorge González Aguilera

Alan Mario Zuffo

(Organizadores)

A Preservação do Meio Ambiente e o Desenvolvimento Sustentável

Atena Editora
2019

2019 by Atena Editora
Copyright © Atena Editora
Copyright do Texto © 2019 Os Autores
Copyright da Edição © 2019 Atena Editora
Editora Executiva: Prof^a Dr^a Antonella Carvalho de Oliveira
Diagramação: Karine de Lima
Edição de Arte: Lorena Prestes
Revisão: Os Autores

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

Prof. Dr. Álvaro Augusto de Borba Barreto – Universidade Federal de Pelotas
Prof. Dr. Antonio Carlos Frasson – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof. Dr. Antonio Isidro-Filho – Universidade de Brasília
Prof. Dr. Constantino Ribeiro de Oliveira Junior – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Prof^a Dr^a Cristina Gaio – Universidade de Lisboa
Prof. Dr. Deyvison de Lima Oliveira – Universidade Federal de Rondônia
Prof. Dr. Gilmei Fleck – Universidade Estadual do Oeste do Paraná
Prof^a Dr^a Ivone Goulart Lopes – Istituto Internazionele delle Figlie de Maria Ausiliatrice
Prof. Dr. Julio Candido de Meirelles Junior – Universidade Federal Fluminense
Prof^a Dr^a Lina Maria Gonçalves – Universidade Federal do Tocantins
Prof^a Dr^a Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Prof^a Dr^a Paola Andressa Scortegagna – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Prof. Dr. Urandi João Rodrigues Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará
Prof^a Dr^a Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. Willian Douglas Guilherme – Universidade Federal do Tocantins

Ciências Agrárias e Multidisciplinar

Prof. Dr. Alan Mario Zuffo – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Prof. Dr. Alexandre Igor Azevedo Pereira – Instituto Federal Goiano
Prof^a Dr^a Daiane Garabeli Trojan – Universidade Norte do Paraná
Prof. Dr. Darllan Collins da Cunha e Silva – Universidade Estadual Paulista
Prof. Dr. Fábio Steiner – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
Prof^a Dr^a Girlene Santos de Souza – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof. Dr. Jorge González Aguilera – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Prof. Dr. Ronilson Freitas de Souza – Universidade do Estado do Pará
Prof. Dr. Valdemar Antonio Paffaro Junior – Universidade Federal de Alfenas

Ciências Biológicas e da Saúde

Prof. Dr. Benedito Rodrigues da Silva Neto – Universidade Federal de Goiás
Prof.^a Dr.^a Elane Schwinden Prudêncio – Universidade Federal de Santa Catarina
Prof. Dr. Gianfábio Pimentel Franco – Universidade Federal de Santa Maria
Prof. Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará

Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Profª Drª Raissa Rachel Salustriano da Silva Matos – Universidade Federal do Maranhão
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. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof. Dr. Fabrício Menezes Ramos – Instituto Federal do Pará
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista

Conselho Técnico Científico

Prof. Msc. Abrãao Carvalho Nogueira – Universidade Federal do Espírito Santo
Prof. Dr. Adaylson Wagner Sousa de Vasconcelos – Ordem dos Advogados do Brasil/Seccional Paraíba
Prof. Msc. André Flávio Gonçalves Silva – Universidade Federal do Maranhão
Prof.ª Drª Andreza Lopes – Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento Acadêmico
Prof. Msc. Carlos Antônio dos Santos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Msc. Daniel da Silva Miranda – Universidade Federal do Pará
Prof. Msc. Eliel Constantino da Silva – Universidade Estadual Paulista
Prof.ª Msc. Jaqueline Oliveira Rezende – Universidade Federal de Uberlândia
Prof. Msc. Leonardo Tullio – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Prof.ª Msc. Renata Luciane Polsaque Young Blood – UniSecal
Prof. Dr. Welleson Feitosa Gazel – Universidade Paulista

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)	
P933	A preservação do meio ambiente e o desenvolvimento sustentável [recurso eletrônico] / Organizadores Jorge González Aguilera, Alan Mario Zuffo. – Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2019. – (A Preservação do Meio Ambiente e o Desenvolvimento Sustentável; v. 1) Formato: PDF Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader Modo de acesso: World Wide Web Inclui bibliografia ISBN 978-85-7247-536-5 DOI 10.22533/at.ed.365191408 1. Educação ambiental. 2. Desenvolvimento sustentável. 3. Meio ambiente - Preservação. I. Aguilera, Jorge González. II. Zuffo, Alan Mario. III. Série. CDD 363.7
Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422	

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

APRESENTAÇÃO

A obra “A Preservação do Meio Ambiente e o Desenvolvimento Sustentável” no seu primeiro capítulo aborda uma publicação da Atena Editora, e apresenta, em seus 25 capítulos, trabalhos relacionados com preservação do meio ambiente e o desenvolvimento sustentável.

Este volume dedicado à preservação do meio ambiente e o desenvolvimento sustentável, traz uma variedade de artigos que mostram a evolução que tem acontecido em diferentes regiões do Brasil ao serem aplicadas diferentes tecnologias que vem sendo aplicadas e implantadas para fazer um melhor uso dos recursos naturais existentes no país, e como isso tem impactado a vários setores produtivos e de pesquisas. São abordados temas relacionados com a produção de conhecimento na área de agronomia, robótica, química do solo, computação, geoprocessamento de dados, educação ambiental, manejo da água, entre outros temas. Estas aplicações e tecnologias visam contribuir no aumento do conhecimento gerado por instituições públicas e privadas no país.

Aos autores dos diversos capítulos, pela dedicação e esforços sem limites, que viabilizaram esta obra que retrata os recentes avanços científicos e tecnológicos na Preservação do Meio Ambiente e o Desenvolvimento Sustentável, os agradecimentos dos Organizadores e da Atena Editora.

Por fim, esperamos que este livro possa colaborar e instigar mais estudantes e pesquisadores na constante busca de novas tecnologias para a área do meio ambiente e o desenvolvimento sustentável, assim, contribuir na procura de novas pesquisas e tecnologias que possam solucionar os problemas que enfrentamos no dia a dia.

Jorge González Aguilera
Alan Mario Zuffo

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	1
AJUSTE DE MODELOS HIPSOMÉTRICOS PARA AZADIRACHTA INDICA A. JUSS EM RESPOSTA AO MÉTODO DE CULTIVO NO NORDESTE BRASILEIRO	
Luan Henrique Barbosa de Araújo José Antônio Aleixo da Silva Gualter Guenther Costa da Silva Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira José Wesley Lima Silva Camila Costa da Nóbrega Ermelinda Maria Mota Oliveira	
DOI 10.22533/at.ed.3651914081	
CAPÍTULO 2	12
ALTERNATIVAS SUSTENTÁVEIS PARA RECUPERAÇÃO DE VOÇOROCAS NO MUNICÍPIO DE COMODORO – MT	
Jucilene Ferreira Barros Costa Valcir Rogério Pinto Elaine Maria Loureiro Cláudia Lúcia Pinto	
DOI 10.22533/at.ed.3651914082	
CAPÍTULO 3	25
AMBIENTALISMO, SUSTENTABILIDADE DENTRO DOS PENSAMENTOS DE AZIZ AB`SABER E JEAN PAUL METZGER, DIANTE DO NOVO CÓDIGO FLORESTAL (12651/2012), COM A AVALIAÇÃO E IMPORTÂNCIA DO C.A.R (CADASTRO AMBIENTAL RURAL)	
Giuliano Mikael Tonelo Pincerato Marcio Túlio	
DOI 10.22533/at.ed.3651914083	
CAPÍTULO 4	38
ANÁLISE EXPLORATÓRIA E DESCRITIVA DAS DIMENSÕES DA ECOINOVAÇÃO: ESTUDO EM HABITATS DE INOVAÇÃO DO SUDOESTE DO PARANÁ	
Jaqueline de Moura Stephanye Thyanne da Silva Andriele de Prá Carvalho Paula Regina Zarelli	
DOI 10.22533/at.ed.3651914084	
CAPÍTULO 5	44
APLICAÇÃO DA ROBÓTICA NA MONITORAÇÃO AMBIENTAL	
Alejandro Rafael Garcia Ramirez Jefferson Garcia de Oliveira Tiago Dal Ross Fernandes	
DOI 10.22533/at.ed.3651914085	

CAPÍTULO 6 58

ARRANJO PRODUTIVO LEITEIRO COMO FORMA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E PRESERVAÇÃO AMBIENTAL DE UMA REGIÃO DO INTERIOR DO CEARÁ

Erica Nobre Nogueira
Daniel Paiva Mendes
Sérgio Horta Mattos
Valter De Souza Pinho
Danielle Rabelo Costa

DOI 10.22533/at.ed.3651914086

CAPÍTULO 7 68

AVALIAÇÃO DA REMEDIAÇÃO DE ÁGUA POLUÍDA POR AZUL DE METILENO COM CASCAS DE BANANA DE ESPÉCIES VARIADAS

Rayssa Duarte Costa
Jéssica Caroline da Silva
Cintya Aparecida Christofolletti

DOI 10.22533/at.ed.3651914087

CAPÍTULO 8 76

BIOCOMBUSTÍVEIS: RELEVÂNCIA PARA O MEIO AMBIENTE

Eduarda Pereira de Oliveira
Lucíola Lucena de Sousa

DOI 10.22533/at.ed.3651914088

CAPÍTULO 9 80

BIOMARCADORES PARA O MONITORAMENTO AMBIENTAL DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

Lígia Maria Salvo
José Roberto Machado Cunha da Silva
Divinomar Severino
Magda Regina Santiago
Helena Cristina Silva de Assis

DOI 10.22533/at.ed.3651914089

CAPÍTULO 10 92

BIOTECNOLOGIA AMBIENTAL E DESENVOLVIMENTO AGRÍCOLA SUSTENTÁVEL

Bruno Vinicius Daquila
Helio Conte

DOI 10.22533/at.ed.36519140810

CAPÍTULO 11 106

DESAFIOS DA CONSOLIDAÇÃO TERRITORIAL EM UNIDADE DE CONSERVAÇÃO NA AMAZÔNIA: UMA EXPERIÊNCIA DE DEMARCAÇÃO E GEORREFERENCIAMENTO NA RESERVA EXTRATIVISTA DO CAZUMBÁ-IRACEMA

Carla Michelle Lessa
Márcio Costa
Patrícia da Silva
Tiago Juruá Damo Ranzi
Aldeci Cerqueira Maia
Fabiana de Oliveira Hessel

DOI 10.22533/at.ed.36519140811

CAPÍTULO 12 116

DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E ECONOMIA CIRCULAR: CONTRIBUIÇÃO PARA A GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM UM CENTRO URBANO

Anny Kariny Feitosa
Júlia Elisabete Barden
Odorico Konrad
Manuel Arlindo Amador de Matos

DOI 10.22533/at.ed.36519140812

CAPÍTULO 13 124

DISSEMINAÇÃO DE HORTAS ORGÂNICAS E ALIMENTAÇÃO CONSCIENTE

Franciele Mara Lucca Zanardo Bohm
Paulo Alfredo Feitoza Bohm
Guilherme de Moura Fadel
Sarah Borsato Silva
Sofia Alvim

DOI 10.22533/at.ed.36519140813

CAPÍTULO 14 133

FLOCULAÇÃO DE LODO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA POR FLOCULADORES TUBULARES HELICOIDAIS

Manoel Maraschin
Keila Fernanda Soares Hedlund
Andressa Paolla Hubner da Silva
Elvis Carissimi

DOI 10.22533/at.ed.36519140814

CAPÍTULO 15 143

GEOTECNOLOGIA APLICADA À PERÍCIA AMBIENTAL: ESTUDO DE CASO DA BACIA DO RIO CAPIM

Gustavo Francesco de Moraes Dias
Fernanda da Silva de Andrade Moreira
Tássia Toyoi Gomes Takashima-Oliveira
Dryelle de Nazaré Oliveira do Nascimento
Diego Raniere Nunes Lima
Renato Araújo da Costa
Giovani Rezende Barbosa Ferreira

DOI 10.22533/at.ed.36519140815

CAPÍTULO 16 152

IMPLANTAÇÃO DAS MEDIDAS DE ENCERRAMENTO DOS LIXÕES DO ESTADO DO ACRE – CIDADES SANEADAS

Vângela Maria Lima do Nascimento
Patrícia de Amorim Rêgo
Marcelo Ferreira de Freitas
Jakeline Bezerra Pinheiro

DOI 10.22533/at.ed.36519140816

CAPÍTULO 17	165
LOGÍSTICA REVERSA E LEGISLAÇÃO AMBIENTAL DOS PNEUS INSERVÍVEIS NO BRASIL	
Camila Simonetti	
Anderson Leffa Bauer	
Fernanda Pacheco	
Bernardo Fonseca Tutikian	
DOI 10.22533/at.ed.36519140817	
CAPÍTULO 18	177
MAPEAMENTO DE BIÓTOPOS APLICADO À CONSERVAÇÃO - PLANEJAMENTO AMBIENTAL COM RASTREABILIDADE CARTOGRÁFICA	
Markus Weber	
Leonardo Cardoso Ivo	
Allan Christian Brandt	
DOI 10.22533/at.ed.36519140818	
CAPÍTULO 19	190
O AGRO QUE NÃO É “POP”: A VERDADE SILENCIADA	
Tatiane Rezende Silva	
Carlos Vitor de Alencar Carvalho	
Viviane dos Santos Coelho	
Ronaldo Figueiró	
DOI 10.22533/at.ed.36519140819	
CAPÍTULO 20	199
O USO DO MÉTODO DE INTERCEPTO DE LINHA PARA O MONITORAMENTO DA RECUPERAÇÃO DO ECOSSISTEMA DE DUNAS DO PARQUE ESTADUAL DE ITAÚNAS	
Schirley Costalonga	
Scheylla Tonon Nunes	
Frederico Pereira Pinto	
DOI 10.22533/at.ed.36519140820	
CAPÍTULO 21	207
PAISAGISMO ECOSSISTÊMICO: DESIGN DE ESTRUTURAS VERDES	
Gustavo D’Amaral Pereira Granja Russo	
Dalva Sofia Schuch	
DOI 10.22533/at.ed.36519140821	
CAPÍTULO 22	215
PRODUÇÃO DE HIDRATOS DE DIÓXIDO DE CARBONO E DE METANO	
Aglaer Nasia Cabral Leocádio	
Nayla Xiomara Lozada Garcia	
Lucidio Cristovão Fardelone	
Daniela da Silva Damaceno	
José Roberto Nunhez	
DOI 10.22533/at.ed.36519140822	

CAPÍTULO 23	239
SÍNTESE DE HDL DE MAGNÉSIO PARA RECUPERAÇÃO DO CAROTENOIDE DO ÓLEO DE PALMA Iris Caroline dos Santos Rodrigues Marcos Enê Chaves de Oliveira Jhonatas Rodrigues Barbosa	
DOI 10.22533/at.ed.36519140823	
CAPÍTULO 24	249
USLE COMO FERRAMENTA PARA PLANEJAMENTO DE USO DO SOLO: ESTUDO DE CASO BACIA CACHOEIRA CINCO VEADOS, RS Elenice Broetto Weiler Jussara Cabral Cruz José Miguel Reichert Fernanda Dias dos Santos Bruno Campos Mantovanelli Roberta Aparecida Fantinel Marilia Ferreira Tamiosso Edner Baumhardt	
DOI 10.22533/at.ed.36519140824	
CAPÍTULO 25	263
AVALIAÇÃO DA EFICÁCIA DA BIORREMEDIAÇÃO EM TERMOS DE REMOÇÃO DA ECOTOXICIDADE ASSOCIADA AO SEDIMENTO SEMA Odete Gonçalves Paulo Fernando de Almeida Cristina Maria A. L. T. M. H. Quintella Ana Maria Álvares Tavares da Mata	
DOI 10.22533/at.ed.36519140825	
SOBRE OS ORGANIZADORES.....	281
ÍNDICE REMISSIVO	282

AJUSTE DE MODELOS HIPSONÉTICOS PARA *Azadirachta indica* A. JUSS EM RESPOSTA AO MÉTODO DE CULTIVO NO NORDESTE BRASILEIRO

Luan Henrique Barbosa de Araújo

Universidade Federal Rural de Pernambuco
Recife – Pernambuco

José Antônio Aleixo da Silva

Universidade Federal Rural de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Gualter Guenther Costa da Silva

Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Macaíba – Rio Grande do Norte

Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira

Universidade Federal Rural de Pernambuco
Recife – Pernambuco

José Wesley Lima Silva

Universidade Federal Rural de Pernambuco
Recife – Pernambuco

Camila Costa da Nóbrega

Universidade Federal da Paraíba
Areia – Paraíba

Ermelinda Maria Mota Oliveira

Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Macaíba – Rio Grande do Norte

RESUMO: Objetivou-se avaliar o ajuste de modelos hipsométricos para *Azadirachta indica* sob dois métodos de cultivo em um plantio experimental localizado no município de Macaíba-RN. O experimento foi implantado no ano de 2012, sendo constituído pela espécie *Azadirachta indica* conduzida sob dois

métodos de cultivo (N0 – menos intensivo; N1 – mais intensivo), sendo plantadas sob o espaçamento 3 m x 3 m em parcelas dispostas sob delineamento experimental em blocos casualizados. A coleta de dados foi realizada aos 12, 24, 36 e 48 meses de idade, sendo mensurado o diâmetro a 1,30 m do solo e altura total de todos os indivíduos na área útil das parcelas. Além dessas, outras variáveis dendrométricas como área basimétrica dos indivíduos, idade do povoamento e o emprego de variáveis dummy que assumiram valores de 0 e 1 conforme o métodos de foram utilizadas para compor os diferentes modelos hipsométricos avaliados no presente estudo. Para averiguar a qualidade dos ajustes, utilizaram-se os seguintes critérios estatísticos: significância da estatística F da análise de variância da regressão; significância estatística dos parâmetros do modelo por meio do teste t; coeficiente de determinação ajustado; erro-padrão da estimativa; análise gráfica dos resíduos; Critério de Informação de Akaike; e o Índice de Furnival. A inclusão da variável dummy (método de cultivo) foi significativa pelo teste t para todos modelos testados, indicando que sua inclusão no modelo contribui para uma maior acurácia na estimativa da variável altura. Os modelos (5) e (7) são os mais indicados para representar a relação hipsométrica de *Azadirachta indica*.

PALAVRAS-CHAVE: modelos hipsométricos;

estimativas de altura; nim indiano; nordeste brasileiro.

ADJUSTMENT OF HYPSONETRIC MODELS FOR *Azadirachta indica* A. JUSS IN RESPONSE TO CULTIVATION METHOD IN NORTHEAST BRAZIL

ABSTRACT: The objective of this study was to evaluate the adjustment of hypsonetric models for *Azadirachta indica* under two cultivation methods in an experimental plantation located in the city of Macaíba-RN. The experiment was carried out in the year 2012, being constituted by the *Azadirachta indica* species conducted under two cultivation methods (N0 - less intensive, N1 - more intensive), being planted under 3 m x 3 m spacings in plots arranged under experimental block design randomized. Data collection was performed at 12, 24, 36 and 48 months of age, and the diameter was measured at 1.30 m of the soil and total height of all individuals in the useful area of the plots. In addition, other dendrometric variables such as baseline area of individuals, population age and the use of dummy variables that assumed values of 0 and 1 according to the methods were used to compose the different hypsonetric models evaluated in the present study. To verify the quality of the adjustments, the following statistical criteria were used: significance of the F statistic of the regression analysis of variance; statistical significance of the model parameters through the t test; adjusted coefficient of determination; standard error of the estimate; graphic analysis of waste; Akaike Information Criterion; and the Furnival Index. The inclusion of the dummy variable was significant by the t test for all models tested, indicating that its inclusion in the model contributes to a higher accuracy in the estimation of the height variable. The models (5) and (7) are the most indicated to represent the hypsonetric relation of *Azadirachta indica*.

KEYWORDS: hypsonetric models; height estimates; neem indian; brazilian northeast.

1 | INTRODUÇÃO

A *Azadirachta indica* A. Juss, conhecida como Nim indiano, é uma espécie da família Meliaceae, originária da Índia, introduzida no Brasil em 1984, e pode ser encontrada em todas as suas regiões (MOURÃO et al. 2004).

Apesar de pouco expressiva no cenário brasileiro quando comparado as espécies dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus*, que representam 72,32% e 20,15% da área total de plantios florestais existentes no Brasil, respectivamente (IBÁ, 2017), a *Azadirachta indica* tem atraído muita atenção devido aos seus múltiplos usos, podendo ser empregada na fabricação de cosméticos, inseticidas, fertilizantes, além de móveis, devido sua madeira de alta qualidade (NEVES; OLIVEIRA; NOGUEIRA, 2003; BITTENCOURT et al., 2009).

Os plantios de nim indiano vêm se expandindo rapidamente no território brasileiro, tanto para fins de exploração da madeira, como também para a produção de folhas e frutos (MARTINEZ, 2002). Assim, com a expansão dos projetos florestais, ferramentas e técnicas de modelagem têm sido cada vez mais utilizadas para auxiliar os gestores

no manejo de povoamentos florestais, visto ser fundamental quantificar e prever com precisão os recursos florestais (CERQUEIRA et al., 2017). Dentre as várias técnicas utilizadas, os ajustes de modelos hipsométricos vêm sendo cada vez mais empregados em inventários florestais, por permitirem não só a redução do tempo e custos referente à mensuração das alturas dos indivíduos, mas também por assegurar a acurácia de suas estimativas (CERQUEIRA et al., 2017; PEREIRA et al., 2014).

Os modelos hipsométricos expressam a relação matemática entre a variável dependente altura e variáveis independentes de maior facilidade de obtenção, como o diâmetro a 1,30 m do solo - DAP (SANQUETTA et al., 2015). Além do DAP, variáveis como a idade do povoamento, altura dominante, diâmetro da base entre outras podem ser incluídas aos modelos visando melhorar qualidade nos ajustes, tendo em vista que em algumas situações, a relação altura-diâmetro pode não apresentar uma relação biológica bem definida e forte (RETSLAFF et al., 2015).

Usualmente, à medida que mais variáveis explicativas são introduzidas aos modelos, melhores e mais precisas podem ser as estimativas obtidas, contudo, a inclusão de novas variáveis pode torná-lo complexo e com demasia de parâmetros, sendo assim, deve-se equilibrar a precisão com a parcimônia (ALVES et al., 2017), bem como com a sua simplicidade.

Em populações florestais onde se conhece não só a relação altura-diâmetro como também as variáveis que as afetam (idade, altura média das árvores dominantes, densidade, tamanho da copa e etc.), o emprego de equações genéricas que contemplam os principais fatores que afetam a relação hipsométrica tem se mostrado bastante eficiente para retratar essa relação. Estudos como o de Soares et al. (2004), Barros et al. (2002), Ribeiro et al. (2010) e Campos e Leite (2013) contemplaram modelos genéricos para expressar a relação hipsométrica onde, além do DAP, trabalharam-se outras variáveis independentes como diâmetro médio quadrático (dg), altura dominante (h.dom), idade (I) e índice de sítio (S).

No caso da *Azadirachta indica*, apesar do crescente interesse pelos seus produtos, informações a respeito da relação hipsométrica para a espécie ainda pouco conhecida no Brasil, contudo, de grande valia na estimação do volume e qualificação da produtividade em determinado local, sendo essencial ao bom planejamento e manejo dos recursos florestais.

Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar o ajuste de modelos hipsométricos para *Azadirachta indica* sob dois métodos de cultivo em um plantio experimental localizado no município de Macaíba-RN, região Nordeste do Brasil, como subsídios para o planejamento dos recursos florestais e futuras ações de manejo para o povoamento estudado.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição da área de estudo

O estudo foi conduzido em um plantio realizado na área de experimentação florestal da Unidade Acadêmica Especializada em Ciências Agrárias (UECIA) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), sob coordenadas centrais 5°54'6,27" S e 35°21'26,81" O, altitude média de 60 m acima do nível do mar, localizado no município de Macaíba, RN, Brasil.

O clima local é representado por uma transição entre os tipos As' (tropical chuvoso) e BSw (semiárido) segundo a classificação de Köppen, com temperaturas elevadas ao longo do ano e estação chuvosa concentrada entre os meses março e julho. A precipitação média anual é de 1.070,7 mm em que precipitações médias mensais inferiores a 100 mm ocorrem de agosto a fevereiro, definindo uma estação seca com duração de seis a sete meses. A temperatura média anual está em torno de 27,1 °C, com mínima de 21 °C e máxima de 32°C; e cerca de 2.700 horas de insolação ao ano (IDEMA, 2008).

O solo da área é o Latossolo Amarelo Distrófico de textura arenosa e topografia plana.

2.2 Caracterização do experimento

O experimento foi implantado no ano de 2012, sendo constituído pela espécie *Azadirachta indica* conduzida sob dois métodos de cultivo (N0 – menos intensivo; N1 – mais intensivo) (Tabela 1).

Descrição	Tipo de Cultivo	
	N0 – menos intensivo	N1 – mais intensivo)
Gradagem cruzada	✓	✓
Sulcos (40 cm x 70 cm)		✓
Esterco bovino (4,0 t/ha)		✓
Super triplo (146,0 kg/ha)		✓
Covas (20 cm x 15 cm)	✓	✓
NPK (6-30-6) (100 g/planta)	✓	✓
Aplicação de Calcário (2,0 t/ha)		✓

Tabela 1. Descrição do manejo realizado nos métodos de cultivo utilizados nos plantios florestais de *Azadirachta indica* na Área de Experimentação Florestal da UAECIA, UFRN.

As mudas de *Azadirachta indica* apresentavam altura média de 30 cm quando levadas para campo, sendo plantadas sob o espaçamentos 3 m x 3 m em parcelas de 576 m², composta por 64 árvores/parcela (área útil com 36 árvores/parcela, tendo

em vista que as demais correspondem a bordas) e quatro repetições, dispostas sob delineamento experimental em blocos casualizados, contendo quatro repetições por tratamento, perfazendo um total de oito parcelas.

2.3 Coleta de dados e seleção de modelos

A coleta de dados foi realizada aos 12, 24, 36 e 48 meses de idade, sendo mensurado o diâmetro à 1,30 m do solo (DAP) e altura total (Ht) de todos os indivíduos na área útil das parcelas. A partir dos dados dendrométricos obtidos em campo, outras variáveis dendrométricas como área basimétrica (G) dos indivíduos, idade do povoamento (I) e o emprego de variáveis dummy que assumiram valores de 0 e 1 conforme o métodos de cultivo (N0 – menos intensivo; N1 – mais intensivo) foram utilizadas para compor os diferentes modelos hipsométricos avaliados no presente estudo (Tabela 2).

Nº	Modelo
1	$H = \beta_0 + \beta_1 \cdot DAP_i + \beta_2 \cdot N + \epsilon_i$
2	$\ln H = \beta_0 + \beta_1 \cdot \left(\frac{1}{DAP_i}\right) + \beta_2 \cdot N + \epsilon_i$
3	$H = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln DAP_i + \beta_2 \cdot N + \epsilon_i$
4	$H = \beta_0 + \beta_1 \cdot \left(\frac{1}{DAP_i^2}\right) + \beta_2 \cdot N + \epsilon_i$
5	$\ln H = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln DAP_i + \beta_2 \cdot N + \epsilon_i$
6	$\ln H = \beta_0 + \beta_1 \cdot DAP_i + \beta_2 \cdot (1/I) + \beta_3 \cdot N + \epsilon_i$
7	$\ln H = \beta_0 + \beta_1 \cdot \left(\frac{1}{I}\right) + \beta_2 \cdot \ln G_i + \beta_3 \cdot N + \epsilon_i$
8	$\ln H = \beta_0 + \beta_1 \cdot DAP_i + \beta_2 \cdot N + \beta_3 \cdot \ln (I \cdot G_i) + \epsilon_i$
9	$H = \beta_0 \left[1 - e^{-(\beta_1 \cdot DAP_i + \beta_2 \cdot N)} \right]^{\beta_3} \cdot \epsilon_i$
10	$H = \beta_0 \cdot e^{\beta_1 \cdot (\beta_2 DAP_i + \beta_3 N)} \cdot \epsilon_i$

Em que: H = Altura total em metros; DAP = Diâmetro a 1.30m do solo em centímetros; DAPmax = Diâmetro a 1,30m do solo máximo na parcela; I = idade do povoamento em meses; G = área basimétrica em m²; N = métodos de cultivo (0: menos intensivo; 1: mais intensivo) $\beta_0, \beta_1, \beta_2$ e β_3 = parâmetros do modelo; ln = logaritmo neperiano; e ϵ = erro aleatório.

Tabela 2. Modelos hipsométricos testados para estimação de altura plantios florestais de *Azadirachta indica* na Área de Experimentação Florestal da UAECIA, Macaíba, RN, Brasil.

2.4 Análises estatísticas

Para averiguar a qualidade dos ajustes, utilizou-se os seguintes critérios estatísticos: a) significância da estatística F da Análise de Variância (ANOVA) da regressão; b) significância estatística dos parâmetros do modelo por meio do teste t; c) coeficiente de determinação ajustado ($R^2_{aj.}$); d) erro-padrão da estimativa ($S_{xy}\%$) recalculados para a variável de interesse por meio do Fator de Correção de Meyer

quando esta sofreu algum tipo de transformação logarítmica; e) análise gráfica dos resíduos; f) Critério de Informação de Akaike (AIC); e, g) Índice de Furnival.

A representação gráfica dos erros residuais e ajuste dos modelos foram realizados com auxílio do software Microsoft Excel 2010.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com a Anova (Tabela 3), observou-se que todos os modelos avaliados apresentaram ajuste significativo ao nível de 99% de probabilidade e 1% de significância, rejeitando-se a hipótese nula de não haver regressão, tendo os coeficientes das equações também se ajustado significativamente pelo teste t para todos os modelos em destaque, evidenciando que a inclusão da variável dummy (método de cultivo) melhorou as estimativas da relação hipsométrica em todos os modelos avaliados (Tabela 3). Inclusões de variáveis inerentes ao povoamento podem resultar em estimativas de altura mais precisas, uma vez que modelos mais simples empregam somente uma variável independente (CAMPOS; LEITE, 2013) e que relação hipsométrica das árvores é afetada por diversos fatores como idade, capacidade de sítio, densidade do povoamento, posição sociológica, etc. (CERQUEIRA et al., 2017; LOETSCH; ZOEHRER; HALLER, 1973; FINGER, 1992).

Modelo	Coeficientes				Medidas de precisão				
	b ₀	b ₁	b ₂	b ₃	R ² aj.	Syx (%)	F	AIC	IF
1	2,1602**	0,3953**	0,0855**	-	0,75	11,91	1734,60**	1989,09	0,574
2	1,9585**	-2,3615**	0,0277**	-	0,76	7,96	1867,88**	-1564,20	0,571
3	0,6457**	2,2787**	0,1192**	-	0,76	11,74	1803,14**	1955,48	0,566
4	5,2977**	-15,0042**	0,2930**	-	0,49	17,03	556,09**	2809,93	0,821
5	0,5999**	0,5176**	0,0159*	-	0,81	7,22	2388,55**	-1786,21	0,519
6	1,3025**	0,0559**	-3,5763**	0,0505**	0,78	7,61	1395,89**	-1664,64	0,546
7	2,8695**	-1,5386**	0,2185**	0,0321**	0,81	7,15	1630,52**	-1806,99	0,514
8	1,7127**	0,0199**	0,0443**	0,1266**	0,79	7,55	1424,59**	-1683,03	0,542
9	12,6039**	0,0328	0,0060	0,5778**	0,76	11,63	1232,40**	1934,17	0,560
10	32,5262**	-1,4927**	0,8207**	0,9814**	0,76	11,62	1235,37**	1932,07	0,560

** : significativo ao nível de 1% de significância; * : significativo ao nível de 5% de significância.

Tabela 3. Estimativas dos coeficientes e testes estatísticos de precisão obtidos pelo ajuste de modelos hipsométricos em povoamento de *Azadirachta indica*, Macaíba, RN, Brasil.

De acordo com a Anova (valor da estatística F), observou-se que todos os modelos avaliados apresentaram ajuste significativo ao nível de 99% de probabilidade e 1% de significância, rejeitando-se a hipótese nula de não haver regressão, tendo os coeficientes das equações também se ajustado significativamente pelo teste t para todos os modelos em destaque, evidenciando que a inclusão da variável dummy (método de cultivo) melhorou as estimativas da relação hipsométrica em todos os modelos avaliados (Tabela 4). Inclusões de variáveis inerentes ao povoamento

nos modelos podem resultar em estimativas em altura mais precisas, uma vez que modelos mais simples empregam somente uma variável independente (CAMPOS; LEITE, 2013) e que relação hipsométrica das árvores é afetada por diversos fatores como idade, capacidade de sítio, densidade do povoamento, posição sociológica e etc. (LOETSCH; ZOEHRER; HALLER, 1973; FINGER, 1992; CERQUEIRA et al., 2017).

As equações hipsométricas apresentaram coeficientes de determinação ajustado (R^2 aj.) variando entre 0,49 e 0,81; AIC variando entre -1564,20 e 2809,93; IF oscilando entre 0,519 e 0,821 e o erro-padrão da estimativa ($S_{xy}\%$), variando entre 7,15% e 17,03% (Tabela 4).

De maneira geral, as equações (5) e (7) apresentaram melhor desempenho na descrição da relação hipsométrica quando comparado as demais equações, apresentando estatísticas de ajuste semelhantes, como altos valores do coeficiente de determinação ajustado, o que indica uma boa correlação entre as variáveis independente e dependente e um elevado grau de explicação das variáveis dependentes sobre a independente, os menores erro-padrões da estimativa, com valores abaixo de 8% considerando resultados bastantes satisfatórios, tendo em vista a procedência do povoamento que é de mudas seminais, dando origem a florestas mais heterogêneas e conseqüentemente, de maior variabilidade nos dados.

Comparações na literatura sobre equações hipsométricas pertinentes a espécie *Azadirachta indica* são inexistentes. Jesus et al. (2015) ao testar diferentes modelos hipsométricos para um povoamento clonal de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus grandis* no Distrito Federal observaram valores de R^2 ajustado não ultrapassando 0,75; no entanto, sendo considerado satisfatório pelos autores, tendo em vista que esta estatística raramente é maior que 0,8 ao se modelar a variável altura com técnicas de regressão (SCOLFORO, 2005; CAMPOS; LEITE, 2013; SOARES et al., 2017). Já Nicoletti et al. (2016) ao testarem diferentes modelos hipsométricos para povoamentos de *Pinus taeda* L. sob diferentes fases do ciclo de corte, relatam uma relação biológica fraca entre as variáveis diâmetro altura, evidenciada pelos baixos valores de R^2 ajustado. Segundo Sanquetta et al. (2013), a baixa correlação entre variáveis independentes e dependente interferem no bom ajuste de modelos hipsométricos.

Ré et al. (2015) ao avaliarem o ajuste de sete diferentes modelos hipsométricos para nove espécies nativas da Mata Atlântica em um projeto de restauração florestal no município de Botucatu, na região centro-sul do Estado de São Paulo, observaram que pelo menos um modelo entre os sete testados se ajustou satisfatoriamente para cada espécie, no qual as estimativas para os erro-padrões das estimativas variaram de 13,78% a 31,72% e coeficientes de determinação ajustado (R^2 aj.) variando entre 0,08 e 0,72.

Em relação à análise gráfica dos resíduos, evidenciaram-se tendências de subestimação na estimativa da altura para árvores de menor porte e superestimação para as de maior, em todos os modelos avaliados, tendo sido menos aparente nos modelos (5) e (7), cujo apresentaram melhores estatísticas de ajuste (Figura 1).

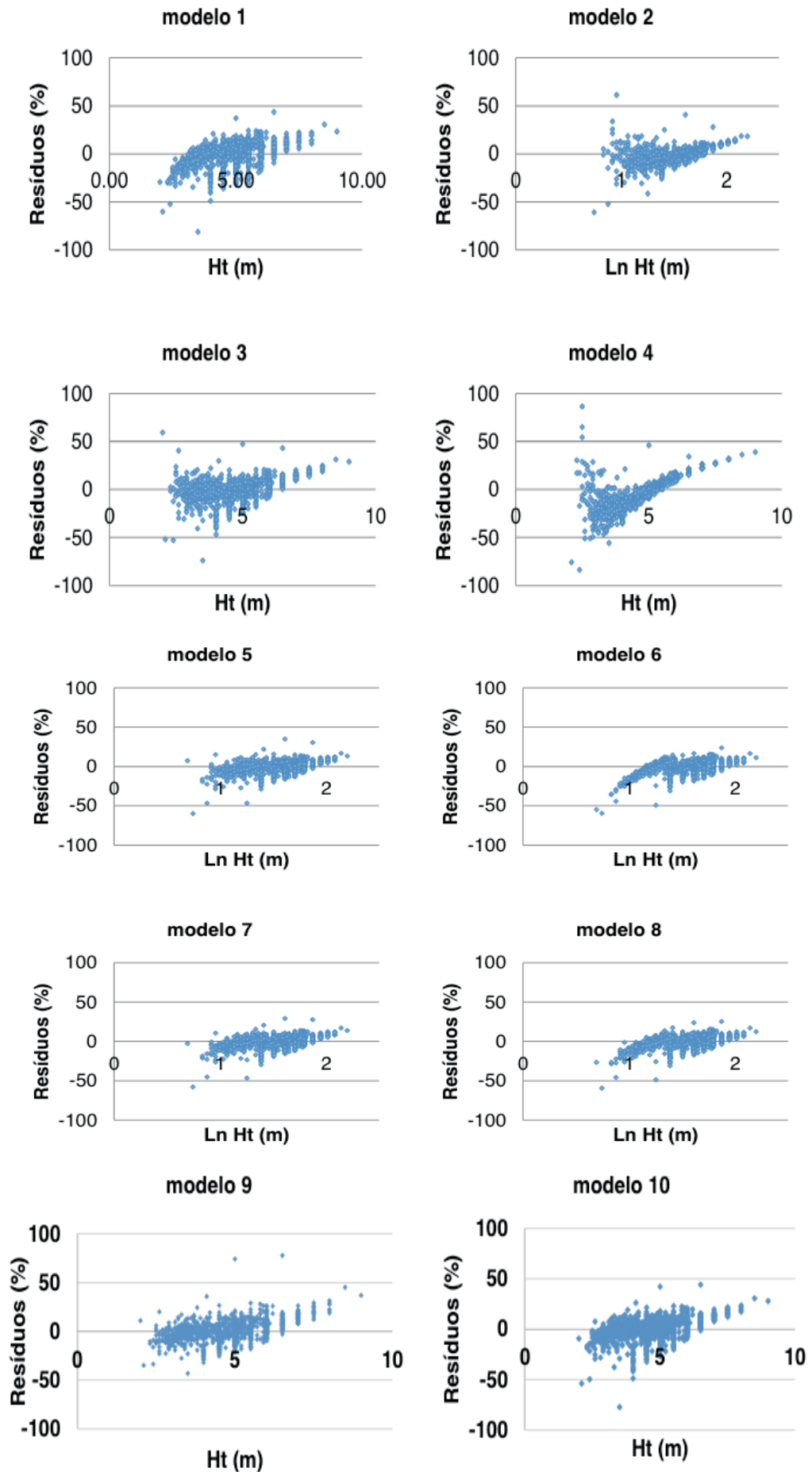


Figura 1. Análise gráfica dos resíduos de altura, em porcentagem, obtidos pelo ajuste de modelos hipsométricos em povoamento de *Azadirachta indica*, localizado no município de Macaíba, RN, Brasil.

Os modelos 2, 3 e 4 apresentam indícios claros de heterogeneidade dos resíduos, o que leva quase certamente a estimação de parâmetros consistentes, mas ineficientes, induzindo a inferentes falhas nos testes de hipóteses realizados. Souza, Santos e Souza (2017) relataram que a maioria dos modelos hipsométricos testados apresentaram uma leve heterogeneidade na distribuição dos resíduos em um povoamento híbrido *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus grandis* na Amazônia brasileira, com tendências a superestimar a variável de interesse nas primeiras classes de diâmetros e sendo mais acurado nas últimas classes. Já Soares et al. (2017) observaram que disposição dos resíduos ocorreu de forma homogênea para os modelos avaliados, não sendo constatado tendências de sub ou superestimação da variável altura para árvores de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden. no sudeste do estado de Goiás. O comportamento homocedástico da distribuição dos resíduos também é relatado por outros trabalhos na literatura como os de Almeida et. al (2017), Alves et al. (2017), em plantios homogêneos de *Tectona grandis*, *Toona ciliata* e *Pinus taeda*, respectivamente.

4 | CONCLUSÕES

A inclusão da variável dummy (método de cultivo) foi significativa pelo teste t para todos modelos testados, indicando que sua inclusão no modelo contribui para uma maior acurácia na estimativa da variável altura.

Os modelos (5) e (7) são os mais indicados para representar a relação hipsométrica de *Azadirachta indica*.

REFERÊNCIAS

- ALVES, J. A.; CALEGARIO, N.; ROSADO, S. C. S.; SILVA, G. A.; POSSATO, E. L.; MELO, E. A. Equações hipsométricas para *Toona ciliata* com inclusão de covariantes. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 2, p. 581-595, 2017.
- ALMEIDA, D. L. C. S.; SILVA, F. R.; SANTOS, A. F. A.; GARCIA, M. L.; WOJCIECHOWSKI, J. C. Determinação de equação volumétrica e hipsométrica para um plantio de *Tectona grandis* L. F. em Alta Floresta-MT. **REVISTA DE CIÊNCIAS AGROAMBIENTAIS**, v. 14, n. 2, p. 1-9, 2016.
- BITTENCOURT, A. M. SANTOS, A.J.; HOEFLICH, V. A.; BERGER, R. O cultivo do nim indiano (*Azadirachta indica* A. Juss.): uma visão econômica. **Floresta**, v. 39, n. 3, p. 629-642, 2009.
- BARROS, D. D.; MACHADO, S. D. A.; ACERBI JUNIOR, F. W.; SCOLFORO, J. R. S. Comportamento de modelos hipsométricos tradicionais e genéricos para plantações de *Pinus oocarpa* em diferentes tratamentos. **Boletim de Pesquisa Florestal**, v. 45, p. 3-28, 2002.
- CAMPOS, J. C. C.; LEITE, H. G. **Mensuração Florestal: Perguntas e Respostas**. 2.ed. Editora UFV. Viçosa, 2013. 605p.
- CERQUEIRA, C. L.; MÔRA, R.; LENZI, I. L. C.; DRESCHER, R.; LIMA, E. M.; LISBOA, G. S.; FRANÇA, L. C. J. Modelagem da altura de *Pinus caribaea* var. *hondurensis* em diferentes espaçamentos. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 2, n. 2, p. 93-99, 2017.

FINGER C. A. G. **Fundamentos da biometria florestal**. Santa Maria-RS: UFSM/CEPEF/FATEC, 1992. 269 p.

IBÁ – **Indústria Brasileira de Árvores**. Relatório anual da IBÁ 2017, ano base 2016. 77 p. Disponível em: <<http://iba.org/pt/>>. Acesso em 22 Mar. 2018.

IDEMA - Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte. **Perfil do seu município**: Macaíba. Natal: SEMARH, v. 10, p. 1-23, 2008. Disponível em <<http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/idema/DOC/DOC00000000014988.PDF>>. Acesso em 04 nov. 2017.

JESUS, C. M.; MIGUEL, E. P.; AZEVEDO, G. B.; AZEVEDO, G. T. O. S.; PEREIRA, R. S. Modelagem hipsométrica em povoamento clonal de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus grandis* no Distrito Federal. **Enciclopédia Biosfera**, v. 11, n. 21, p. 1298-1308, 2015.

LOETSCH, F.; ZOEHRER, F.; HALLER, K. E. **Forest inventory**. Munchen: BVL, v. 2, 1973. 469p.

MARTINEZ, S. S. (Ed.). **O Nim – *Azadirachta indica***: natureza, usos múltiplos, produção. Londrina: Instituto Agrônômico do Paraná (IAPAR), 2002.

MOURÃO, S. A.; ZANUNCIO, J. C.; SILVA, J. C. T.; JHAM, G. N. Nim Indiano (*Azadirachta indica*): mil utilidades. Viçosa: UFV. **Boletim de Extensão**, v. 47, 2004. 23 p.

NEVES, B. P.; OLIVEIRA, I. P.; NOGUEIRA, J. C. M. Cultivo e utilização do nim indiano. **Embrapa Arroz e Feijão-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2003.

NICOLETTI, M. F.; SOUZA, K.; SILVESTRE, R.; FRANÇA, M. C.; ROLIM, F. A. Relação hipsométrica para *Pinus taeda* L. em diferentes fases do ciclo de corte. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 1, p. 80-89, 2016.

PEREIRA, K. D. PAIXÃO, M. V. C.; MONTEIRO, C. W. B.; LAURIDO, F. T.; FERREIRA, P. S. T. Ajuste de modelos hipsométricos para árvores de *Tectona grandis* L.f. no município de Mojú, Pará. **Enciclopédia Biosfera**, v. 10, n. 18, p. 181-189, 2014.

RÉ, D. S.; ENGEL, V. L.; OTA, L. M. S.; JORGE, L. A. B. Equações alométricas em plantios mistos visando à restauração da floresta estacional semidecidual. **Cerne**, v. 21, n. 1, p. 133-140, 2015.

RETSLAFF, F. A. S.; FIGUEIREDO FILHO, A.; DIAS, A. N.; BERNETT, L. G.; FIGURA, M. A. Curvas de sítio e relações hipsométricas para *Eucalyptus grandis* na região dos Campos Gerais, Paraná. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 219-225, 2015.

RIBEIRO, A.; FERRAZ FILHO, A. C.; MELLO, J. M. D., FERREIRA, M. Z.; LISBOA, P. M. M.; SCOLFORO, J. R. S. Estratégias e metodologias de ajuste de modelos hipsométricos em plantios de *Eucalyptus* sp. **Cerne**, v. 16, n. 1, p. 22-31, 2010.

SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D.; ROGLIN, A.; PIMENTEL, A. Relações diâmetro-altura para espécies lenhosas em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Sul do Paraná. **Iheringia Série Botânica**, v. 68, n. 1, p. 103-114, 2013.

SANQUETTA, M. N. I.; SANQUETTA, C. R.; MOGNON, F.; CORTE, A. P. D.; RODRIGUES, A. L.; MAAS, G. C. B. Ajuste de equações hipsométricas para a estimação da altura total de indivíduos jovens de teca. **Científica**, v. 43, n. 4, p. 400-406, 2015.

SCOLFORO, J. R. S. **Biometria Florestal**: Parte I: modelos de regressão linear e não linear; Parte II: modelos para relação hipsométrica, volume, afilamento e peso de matéria seca. Lavras: UFLA/FAEPE, 2005. 352 p.

SOARES, T. S.; SCOLFORO, J. R. S.; FERREIRA, S. O.; MELLO, J. M. D. Uso de diferentes alternativas para viabilizar a relação hipsométrica no povoamento florestal. **Revista Árvore**, v. 28, n. 6, p. 845-854, 2004.

SOARES, K. L.; COSTA, L. S.; ARAÚJO, M. S.; CALIXTO JÚNIOR, J. E. D.; INTERAMNENSE, M. T. Modelagem hipsométrica de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden. no sudeste do estado de Goiás. **Revista de Agricultura Neotropical**, v. 4, n. 1, p. 51-57, 2017.

SOUZA, A. S.; SANTOS, J. X.; SOUZA, D. V. Modelagem da relação hipsométrica para um povoamento híbrido de eucalipto na Amazônia brasileira. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 2, n. 1, p. 44-53, 2017.

ALTERNATIVAS SUSTENTÁVEIS PARA RECUPERAÇÃO DE VOÇOROCAS NO MUNICÍPIO DE COMODORO – MT

Jucilene Ferreira Barros Costa

Universidade do Estado de Mato Grosso.
Cáceres – MT.

Valcir Rogério Pinto

Universidade do Estado de Mato Grosso.
Cáceres – MT.

Elaine Maria Loureiro

Universidade do Estado de Mato Grosso.
Cáceres – MT.

Cláudia Lúcia Pinto

Universidade do Estado de Mato Grosso.
Cáceres – MT.

RESUMO: O presente trabalho teve como objetivo apresentar proposições para recuperação das áreas degradadas pelas voçorocas no município de Comodoro-MT, situado na região geográfica Intermediária “Cáceres” e na região geográfica Imediata “Pontes e Lacerda-Comodoro”, no Estado do Mato Grosso, por meio de pesquisa bibliográfica e atividades de campo para a observação das condições das áreas degradadas. Foi possível constatar a importância e a viabilidade de se analisar as técnicas e materiais utilizados no processo de recuperação de áreas degradadas por voçorocas em outras regiões com características ambientais semelhantes e seus respectivos resultados,

de modo a servir de sustentação para que seja possível elaborar um plano de recuperação da referida área degradada com técnicas adequadas, considerando as peculiaridades socioambientais da área degradada em Comodoro-MT. Evidenciou-se também a necessidade de um acompanhamento efetivo e de manutenções periódicas às estruturas a serem utilizadas no processo de recuperação das áreas para garantir os resultados almejados. Além disso, fazem-se necessários estudos e análises mais aprofundadas sobre os aspectos socioambientais da área de estudo para o planejamento e implementação de ações para a recuperação da área degradada coerentes com a realidade local. Outro fator indispensável é a promoção do envolvimento do poder público e da comunidade nesse processo, inclusive por meio de projetos de Educação Ambiental, para que as ações realizadas promovam mudanças efetivas no cotidiano da população.

PALAVRAS-CHAVE: Solos, Processo erosivo, Fatores Socioambientais.

ABSTRACT: This study has as objective the introduction of propositions to recover the areas degraded by gullies in Comodoro, state of Mato Grosso, Brazil (situated in the Intermediate geographical region “Cáceres” and Immediate geographical region “Pontes e Lacerda-Comodoro”), by means of bibliographic

research and field activities to observe the conditions of those areas. It was possible to verify the importance and viability of analyzing techniques and materials used in the process to recover areas affected by gullies in other regions with similar environmental characteristics and their respective results, in order to support the elaboration of a recovery plan with appropriate techniques for the referred area, considering its socio-environmental peculiarities. With the aim to ensure the desired results, the need for an effective monitoring and periodical maintenance of the structures chosen for the recovery process was evident. Besides that, further studies and analyzes on the socio-environmental aspects of the area are necessary for planning and implementing actions in accordance to the local reality. Promoting the engagement of public authorities and the community in this process is another essential factor, including projects of Environmental Education, so the actions taken stimulate effective changes in the daily life of the population.

KEYWORDS: Soils, erosive process, socio-environmental factors.

1 | INTRODUÇÃO

As erosões consistem no processo de remoção e sedimentação de partículas, por meio de um “processo mecânico que age em superfície e profundidade, em certos tipos de solo e sob determinadas condições físicas” (MAGALHÃES, 2001, p.02). Sempre estiveram presentes no meio ambiente, modelando o relevo e modificando natural e geologicamente as paisagens. Elas são classificadas de acordo com seus agentes atenuantes, que pode ser a água, o vento ou geleiras (MAGALHÃES, 2001).

Mas quando o ambiente sofre modificações antrópicas, como alterações no sistema natural de drenagem, através de obras de construções ou aterramentos, normalmente, provocam um incremento no processo de erosão, além de outras consequências indesejáveis (MOTA, 1999 apud MACHADO et al., 2017). Com isso, as erosões podem tornar-se destrutivas, modificando rapidamente os ambientes e causando impactos econômicos e ambientais,

Segundo Ribeiro e Soares (2006), os problemas das erosões não se limitam às áreas de práticas agrícolas, mas também podem afetar as áreas urbanas, onde seus impactos são catastróficos. De acordo com Vieira e Verdum (2015, p. 63),

A estabilização de processos erosivos em áreas rurais e urbanas pode, em um determinado contexto, assumir um caráter prioritário quanto à necessidade de uma intervenção técnica mais imediata, tanto pelo aspecto de conservação da natureza quanto pelo fator social envolvido. Dessa forma, pode-se prevenir não somente a ocorrência de desastres naturais, como a rápida e crescente perda de área agrícola em propriedades rurais. (VIEIRA; VERDUM, 2015, p. 63).

No município de Comodoro-MT, duas voçorocas têm causado transtornos à comunidade e às autoridades locais. Apelidadas de “voçoroca buracão” e “voçoroca das Marias”, estas erosões já alcançaram proporções alarmantes e seus sedimentos

estão assoreando um córrego e colocando em risco de rompimento a BR de acesso ao município. Guerra (2011 apud MACHADO et al., 2017, p. 142) ressalta que “a erosão é considerada um processo natural de desgaste do solo, que pode ser agravada por fatores antrópicos, os quais, quando aliados ao clima, tipo de solo e relevo, pode chegar a níveis de difícil recuperação, como no caso das voçorocas”. Sendo assim, o presente trabalho teve por objetivo apresentar proposições para recuperação das áreas degradadas pelas voçorocas no município de Comodoro-MT.

2 | METODOLOGIA

O município de Comodoro está situado na região geográfica Intermediária “Cáceres” e na região geográfica Imediata “Pontes e Lacerda-Comodoro” (IBGE, 2017), no Estado do Mato Grosso (Fig. 1). Possui uma área de 21.518 km², da qual 61% pertence a reservas indígenas. Segundo o IBGE, a estimativa era de 19.932 habitantes para 2017, quando a densidade demográfica seria de 0,9 habitantes por km² no território do município. Comodoro - MT tem as seguintes coordenadas geográficas de referência: 13° 39’ 51” Sul e 59° 47’ 32” Oeste (PMC - MT, 2017).

Na região oeste limita-se com a linha de faixa de fronteira com a Bolívia e o município de Cabixi – Estado de Rondônia; ao sudeste com Nova Lacerda, ao norte com os municípios de Juína e Campos de Júlio. O município de Comodoro apresenta altitude de 600 m e tem seu relevo constituído por topografias planas, suaves, onduladas nos cerrados e fortemente onduladas na região do Alto Guaporé. Os tipos de solos existentes no município são: Neossolo Quartzarênico, Latossolo Amarelo e Latossolo Vermelho. O clima do município é o tropical úmido, com precipitação pluviométrica média anual de 2.014 mm (dois mil e quatorze), sendo que o período de maior incidência é de outubro a março e a temperatura média é de 26° C. A vegetação pertence ao ecossistema da Amazônia, com predominância de 40% mata densa, 20% mata baixa, 30% cerrado e 10% de campo nativo. A área do município integra a grande bacia do rio Amazonas que recebe águas de inúmeros córregos e rios, entre eles, rio Guaporé, Juína, Margarida, Piolho, Formiga, Novo, Iquê, Camararé, São Domingos, Cabixi e Pardo (PMC - MT, 2015).

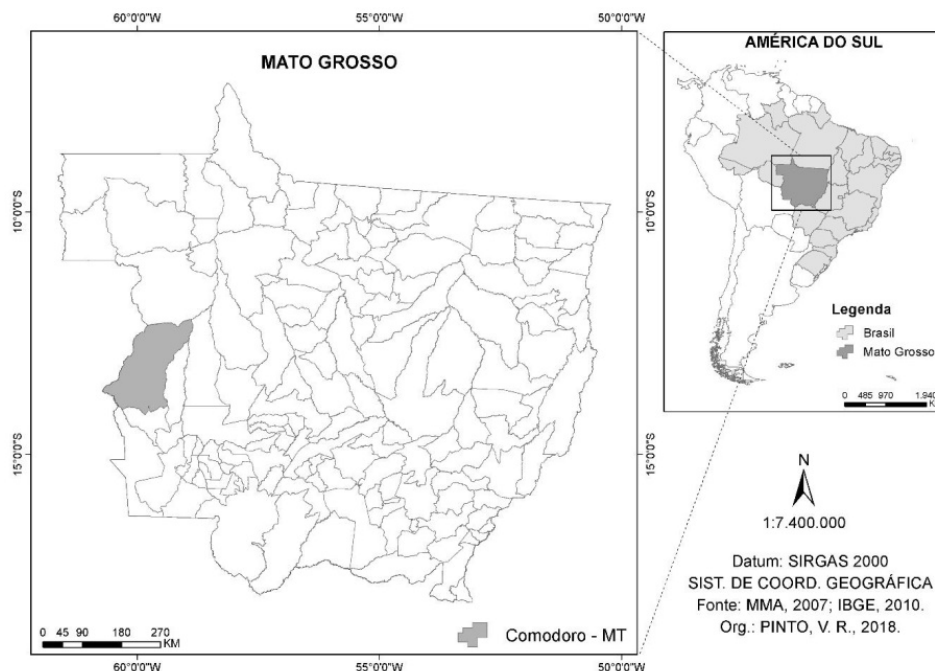


Figura 1. Localização do município de Comodoro - MT.

O presente trabalho foi desenvolvido por meio de pesquisa bibliográfica e de pesquisa documental (MARCONI; LAKATOS, 2011). Posteriormente, foi adotada a pesquisa de campo compreendida na perspectiva apresentada por Piana (2009), na qual se trata de uma integração dos dados obtidos pela pesquisa bibliográfica e de campo.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Proposições para a recuperação da área degradada pelo processo erosivo na área urbana de Comodoro - MT

A remoção da cobertura vegetal original para o cultivo de pastagens e construções de obras públicas e privadas tem provocado intensas modificações às características do ambiente local, tornando o solo menos permeável e concentrando o fluxo das águas pluviais. Essa concentração de águas pluviais deu início a uma cadeia de erosões, que resultou na formação de duas grandes voçorocas cujas montantes estão localizadas próximas a uma área urbanizada e a jusante próxima a um córrego (Fig. 02).



Figura 2. Voçoroca das Marias à esquerda e Buracão à direita. Fonte: PMC-MT (2017).

Nessa direção, Valcarcel e Silva (1997, p.102) destacam que “as atividades antrópicas, quando desenvolvidas desordenadamente, sem tomar em consideração aspectos conservacionistas acarretam a degradação dos ecossistemas”. Os autores também enfatizam que o uso inadequado dos recursos naturais tende comumente, ocasionar deslizamentos, enchentes, processos erosivos avançados, entre outros impactos que comprometem a sustentabilidade socioambiental do planeta. Estudos realizados por Tavares (2008) enfatizam que

A gradativa evolução e cobrança da legislação ambiental ocorridas nas últimas décadas, especialmente a que trata da obrigatoriedade da recuperação de áreas degradadas, têm contribuído significativamente para o aperfeiçoamento da tecnologia pertinente e tem despertado o interesse de várias categorias profissionais. Pesquisadores, técnicos e empresas estão empenhadas na solução de diversos problemas, específicos da área. (TAVARES, 2008, p. 06).

Tal cenário contribuiu para um direcionamento específico da investigação científica destes impactos e, conseqüentemente, para a geração de tecnologias para recuperação de áreas degradadas. Assim, a Recuperação de Áreas Degradadas (RAD), adotada como ramo da ciência, recentemente em nosso país, apresenta um grande potencial na produção de conhecimento e tecnologia para a recuperação destas áreas, em sua maioria, áreas com atividades ligadas ao setor agropecuário ou à cadeia produtiva em volta do agronegócio brasileiro (TAVARES, 2008).

Neste contexto, estudos, planejamentos e ações de recuperação de uma área degradada, já caracterizada como voçoroca, realizadas no município de Reserva do Cabaçal (WWF-BRASIL, 2013), demonstraram o potencial que a sociedade possui quando sensibilizada e motivada a minimizar ou solucionar problemas do seu cotidiano,

como a ocorrência de processos erosivos.

É fundamental destacar que todo o planejamento dos trabalhos realizados em Reserva do Cabaçal – MT se constituiu a partir das etapas mínimas descritas por Rodrigues e Gandolfi (1998 apud WWF-Brasil 2013):

- 1) Caracterização e avaliação das áreas degradadas, visando à melhor compreensão do grau da degradação e da capacidade de suporte geocológico dos sistemas envolvidos;
- 2) Levantamento detalhado da vegetação remanescente da região e/ou do uso dos solos, com o objetivo de compatibilizar as ações de revegetação com os sistemas ecológicos onde se inserem as áreas degradadas;
- 3) Seleção do sistema de revegetação. De acordo com Rodrigues & Gandolfi (1998), a escolha do sistema a ser adotado depende da situação de cada local degradado.
 - a) Quando se tem elevado grau de degradação ambiental, recomenda-se a implantação de um sistema que seja compatível com as áreas de entorno, e que tenha eficiência para promover ao menos a estabilização dos terrenos e o controle dos processos erosivos.
 - b) Quando se tem moderado grau de degradação ambiental, recomenda-se o enriquecimento, podendo ser por transferência de bancos de sementes, ou por plantio de mudas, ou mesmo por semeadura de espécies complementares, etc.
 - c) Quando se tem sistema pouco perturbado, com baixo grau de degradação ambiental e favorável a funcionar como fonte de sementes e propágulos para os pontos degradados, recomenda-se a regeneração natural. Muitas vezes apenas o isolamento dessas áreas é suficiente para a recuperação ambiental.
- 4) Escolha das atividades de recomposição/restauração. Essa escolha envolve o uso de métodos ajustados às características regionais e às peculiaridades locais, e pontuais da área.
- 5) Plantio e distribuição das espécies no campo (quantidade, forma e local), buscando imitar a distribuição natural das espécies, segundo as características ambientais das diversas fitofisionomias remanescentes existentes no entorno da área degradada.
- 6) Manutenção; acompanhamento sistemático e avaliação dos sistemas de recuperação adotados. Trata-se da avaliação dos resultados obtidos em intervalos regulares.

Como referência principal para a recuperação das voçorocas em Comodoro - MT, serão apresentadas, a seguir, as etapas do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas - PRAD, elaboradas e executadas na recuperação de uma voçoroca no município de Reserva do Cabaçal - MT, salientando-se que, conforme a WWF-Brasil (2013), este modelo pode ser replicado, integralmente ou com ajustes, desde que observadas as características e particularidades de cada área a ser aplicado:

A concepção geral dessas técnicas pode ser replicada em outras áreas degradadas por processos erosivos. O ponto de partida é elaborar um PRAD baseado no diagnóstico das características locais e suas relações com as áreas do entorno, considerando também os recursos financeiros e materiais disponíveis. De modo geral, o processo deverá perpassar as seguintes etapas: • estabilização do terreno; • revegetação; • manutenção. (WWF-BRASIL, 2013, p. 80).

Neste sentido, ressalta-se a necessidade de se realizar levantamento planialtimétrico da microbacia, onde a voçoroca está inserida, levantamento fitossociológico da vegetação remanescente ou mais próxima da área, estudo dos aspectos geológicos da área e de seu entorno e estudo das condições socioeconômicas da localidade, o que permitirá a elaboração de um plano condizente com as possibilidades locais. (WWF-BRASIL, 2013).

O Plano de Recuperação de Áreas Degradadas – PRAD, implementado em Reserva do Cabaçal – MT, compreendeu as seguintes etapas:

Etapa 1 - Isolamento da área da voçoroca: para que sejam realizadas quaisquer obras no local, faz-se necessário o isolamento da área e a delimitação de um perímetro de segurança.

Essa medida iria impedir que transeuntes e curiosos acabassem sofrendo acidentes por aproximarem das bordas das voçorocas, que estão instáveis, podendo deslocar por deslizamento ou solapamento. O ideal seria a construção de uma barreira que impedisse totalmente o acesso de pessoas, no entanto, devido aos custos, uma cerca de arame seria o suficiente para delimitar a área. Conforme a WWF – Brasil (2013), o isolamento da área da voçoroca, por meio de instalação de cerca, irá evitar a continuação do processo de degradação, principalmente pelo pisoteio de animais. O pisoteio de animais pode compactar o solo, reduzindo ainda mais sua capacidade de infiltração, ao mesmo passo em que prejudica o desenvolvimento da vegetação remanescente. (SCHNEIDER et. al. 1978). Estudos realizados por Julian et al. (2016, p. 251), em Marília – SP, também constataram que “o cercamento da área, impedindo a entrada do gado, permitiu a regeneração natural da vegetação e a estabilidade dinâmica dos processos erosivos.”

Etapa 2 – Disciplinamento do escoamento superficial: as medidas de contenção são parte do processo, para que as barreiras não sejam destruídas pela força da água. Assim, é preciso reduzir o fluxo dentro da voçoroca. Construir canais de escoamento superficial controlado e caixas de contenção da água, conforme já construídas no entorno das voçorocas em Comodoro – MT (Fig. 3), são opções eficazes e econômicas. Ressalta-se que, conforme Soares et al. (2012, p. 06), “a caixa de contenção, que se trata verdadeiramente de um buraco, que tem a função de receber o fluxo de água e infiltrá-la lentamente”. Os autores destacam, ainda, que

com caixa de contenção o volume de água anteriormente percolado para as áreas mais baixas do terreno, sofreria neste momento grande diminuição devido às novas barreiras construídas, que força com que a água permaneça mais tempo no local, infiltrando melhor no solo. Possibilitando assim os procedimentos das próximas etapas, até mesmo em períodos de chuva. (SOARES et al., 2012, p. 06).

Esses canais dissipam parte do fluxo e diminuem o potencial erosivo da voçoroca, reduzindo a força da água sobre as barreiras de contenção que viriam a ser construídos posteriormente (SOARES et al., 2012).

O disciplinamento das águas também pode ser feito com troncos de árvores mortas ou paliçadas de bambu, distribuídas nos pontos iniciais dos eixos erosivos das voçorocas, atuando como redutores da velocidade do escoamento e retendo parte dos sedimentos carregados pela água, como destaca WWF – Brasil (2013). Estudos realizados por Julian et al. (2016, p. 251) afirmam que, com a “implantação do barramento com bambus, observou-se a retenção de sedimentos das áreas a montante, possibilitando a infiltração de água no subsolo, auxiliando no crescimento da cobertura vegetal à jusante do barramento.”



Figura 3. Caixas de contenção. Fonte: PMC – MT (2017).

Etapa 3 – Montagem de cordões vegetativos: segundo WWF – Brasil (2013), os cordões vegetativos devem ser postos entre as paliçadas, inicialmente uma cobertura orgânica (restos de plantas, esterco de animais), que servirá de substrato para as espécies que serão plantadas em seguida no local. Preferencialmente devem ser usadas espécies nativas e de fácil adaptação, que simulem a vegetação original, evitando a competição entre espécies e aumentando a interação entre a área recuperada e o entorno. Guimarães et al. (2012, p. 984) destacam que

Existe uma variedade enorme de opções para a revegetação de áreas degradadas, incluindo neste contexto as voçorocas. Contudo a decisão sobre a técnica mais adequada deverá ser balizada por alguns fatores, destacando-se: presença de regeneração natural de espécies nativas ou de regeneração de espécies exóticas na borda ou no leito da voçoroca; vegetação predominante na matriz; e presença no entorno da voçoroca de fragmentos florestais nativos. (GUIMARÃES et al., 2012, p. 984).

Neste sentido, o plantio de mudas contribui para o processo de recuperação da vegetação nativa, que exerce um papel fundamental na redução da compactação do

solo e, conseqüente, promove um aumento da capacidade de infiltração e retenção de água nestas áreas. (JULIAN et al., 2016).

Etapa 4 – Estabilização de terrenos a serem revegetados: a estabilização é necessária para que as espécies vegetais que serão plantadas não sejam arrancadas pela força da água, ou soterradas por sedimentos. Pode ser utilizado o modelo de estabilização aplicado na voçoroca do município de Reserva do Cabaçal, onde se “implantaram paliçadas de fundo nos ramos primários da voçoroca, para disciplinar o escoamento de águas no seu interior, de maneira a propiciar, ao mesmo tempo, a redução da velocidade de escoamento e a contenção de sedimentos”. (WWF-BRASIL, 2013, p. 85).

Etapa 5 – Implantação de paliçadas laterais: as contenções podem ser das mais variadas formas e utilizar diversos materiais. Há a possibilidade de construir paliçadas de bambu nos pontos mais estreitos, os bambus auxiliam tanto na contenção quanto na recuperação de áreas degradadas, agindo como condicionador do solo (FERREIRA et al., 2017). Construir muro de contenção na parte inferior da erosão com sacos de areia ou pneus nos pontos medianos, subindo pelo cânion sucessivamente a distâncias horizontais escalonado em degraus e construir barreiras maiores com troncos, solo-cimento, entulhos de construção civil são algumas das ações possíveis. (MAGALHÃES, 2001).

A WWF-Brasil (2013, p. 86) recomenda que “nas margens dos ramos mais profundos da voçoroca, devem ser feitos cortes para a implantação de paliçadas laterais”. Também deve ser realizado

o preenchimento das paliçadas laterais com matéria orgânica (intercalando restos de podas, esterco de currais de bovinos e de caprinos e camas de frango), para oferecer melhores condições ao plantio de gramíneas (Poaceae), que têm rápido crescimento e promovem a estabilização dos terrenos. (WWF-BRASIL, 2013, p. 87).

Estas opções estão entre as mais econômicas de lidar com o problema, utilizando os recursos locais, diminuindo a pressão sobre outras áreas, visando menor impacto ambiental e financeiro (WWF-BRASIL, 2013), sendo necessário empenho e mão de obra por parte das autoridades públicas.

Etapa 6 – Introdução de cobertura morta: para a cobertura morta, podem ser utilizados restos de vegetação oriunda de podas de árvores ou coqueiros, distribuídas de forma que ajude a conter o escoamento entre outros benefícios (WWF-BRASIL, 2013). Vieira e Verdum (2015, p. 52) destacam que

A cobertura vegetal contribui para redução da taxa de escoamento da água precipitada tanto na forma de serrapilheira como na forma de cobertura viva, reduzindo o impacto direto da chuva e a desagregação de partículas sobre a superfície de erosão. Da mesma forma, a presença de cobertura vegetal sobre solo contribui para uma condição de infiltração mais efetiva e mais lenta ao longo do perfil do solo, tanto pela barreira física, quanto pela retenção de partículas minerais e infiltração de água pelas raízes. (VIEIRA; VERDUM, 2015, p. 52).

Assim, conforme também afirma a WWF-Brasil (2013, p.89), “a cobertura permite reduzir os efeitos da erosão pelas chuvas, minimiza o escoamento superficial, reduz as perdas de água por evaporação e serve como matéria orgânica, auxiliando na estrutura da camada superficial do solo arenoso”.

Etapa 7 – Produção de mudas em viveiro: efetivadas as etapas anteriores, é possível implementar a revegetação da área degradada. Para tal, é recomendável a implantação de um viveiro no local, ou próximo deste, para produção das espécies naturais ocorrentes na área degradada. No processo de recuperação da área degradada em Reserva do Cabaçal – MT, adotou-se a produção de mudas de espécies atrativas da fauna silvestre local, priorizando espécies melíferas e frutíferas nativas da região (WWF-BRASIL, 2013). Neste sentido,

Adotou-se a estratégia de coletar materiais reprodutivos das espécies da comunidade arbustivo-arbórea, que ocorrem com grande frequência na floresta ribeirinha do córrego Queixada (afluente do Dracena), para identificação e para reprodução no viveiro de mudas. Foi dada preferência àquelas espécies que funcionam como atrativos à avifauna e, ainda, às espécies-chaves. (WWF-BRASIL, 2013, p. 90).

Para a efetivação da cobertura vegetal, Soares et al. (2012) destacam, também, que é fundamental a semeadura de algumas espécies de gramíneas e leguminosas, que são facilmente adaptáveis a solos com baixa fertilidade e seu uso é uma opção de cobertura preventiva devido ao crescimento rápido.

Uma vez que o solo coberto de grama, ou capim, está menos suscetível à erosão, a utilização de leguminosas, como o feijão-caupi, ajuda a restaurar o equilíbrio do solo, pois elas são grandes fixadoras de nitrogênio nos solos, através dos nódulos que se formam em suas raízes, o que ajudará outras espécies a se desenvolver no ambiente degradado (ALCANTARA et al., 2017).

As raízes das plantas irão dar sustentação ao solo e aumentar sua capacidade de infiltração, com a redução de velocidade das águas pluviais, conseqüentemente, ocorrerá retardo no avanço da erosão (MAGALHÃES, 2001).

Etapa 8 – Reordenamento da área: em todos os ramos das voçorocas devem ser construídos retentores de bambu, para evitar a concentração do fluxo e disciplinar o escoamento. Em seguida, serão introduzidas as mudas e sementes (WWF-BRASIL, 2013). De acordo com Vieira e Verdum (2015, p. p. 50), é necessária a “implantação de barreiras físicas, mecânicas e/ou vegetativas que diminuam o comprimento de rampa, promovam a retenção de sedimentos, auxiliem na difusão de fluxos concentrados e permitam o reordenamento da drenagem superficial”.

Etapa 9 – Intervenção no leito principal da voçoroca: devem ser feitos nos ramos que alimentam as voçorocas: no eixo principal, implantam-se paliçadas laterais e de fundo (WWF-BRASIL, 2013); também se recomenda que “no fundo do leito

principal da voçoroca são construídos, de forma disciplinada, drenos de pedras, de troncos, de galhos ou mesmo paliçadas de bambu, para propiciar o escoamento do lençol freático exposto” (WWF-BRASIL, 2013, p.94).

Etapa 10 - Eliminação seletiva ou desbastes de espécies competidoras: o controle sobre as espécies competidoras tende a ajudar no processo de regeneração da vegetação, uma vez que o solo degradado necessita de cobertura vegetal para sua estabilização. Esta etapa requer acompanhamento de longa duração. (WWF-BRASIL, 2013):

A eliminação seletiva ou desbastes de espécies competidoras trata-se de uma atividade comumente realizada em ambiente degradado, face à presença de espécies agressivas, de gramíneas, de trepadeiras, de bambus e de outras, que competem vigorosamente com a regeneração daquelas que formam estratos superiores, dificultando o desenvolvimento sucessional das áreas em processo de recuperação. (WWF-BRASIL, 2013, p.94).

A eliminação seletiva ou desbastes de espécies competidoras também é enfatizada em trabalhos realizados por Rodrigues e Gandolfi (2000), Rodrigues (2006) e Hirose (2013).

Etapa 11 – Acompanhamento e avaliação: o sistema de recuperação deve ser acompanhado, avaliado, de forma que sejam realizadas manutenções periódicas, pois o processo de recuperação leva décadas para se autorregular e a falta de acompanhamento pode comprometer os trabalhos já realizados. (WWF-BRASIL, 2013).

Ainda segundo a WWF-Brasil (2013, p. 95), “dentre as ações de manutenção previstas, destacam-se: os controles fitossanitários, principalmente aos ataques de formigas, fungos, etc.; e a adubação de cobertura”. Trabalhos de acompanhamento e avaliação do processo de recuperação de áreas degradadas por voçorocas, realizados por Valcarcel e Silva (1997), Silva (2010), Biulchi (2012), WWF-Brasil (2013) e Custódio (2017) enfatizam a importância desta etapa para garantia da efetividade das ações realizadas e, conseqüentemente, da recuperação das áreas degradadas.

4 | CONCLUSÕES

A remoção da cobertura vegetal original, o cultivo de pastagens e o avanço da urbanização sem planejamento, associado a solos suscetíveis à erosão, fizeram com que determinadas áreas do município de Comodoro - MT se tornassem propícias ao desenvolvimento de processos erosivos, desencadeando a formação de voçorocas.

Neste contexto, foi possível apresentar possibilidades de ações para a recuperação das voçorocas existentes. Assim, destaca-se a importância e a viabilidade de se analisar as técnicas e os materiais utilizados no processo de recuperação de áreas degradadas por voçorocas em outras regiões com características ambientais semelhantes e seus respectivos resultados, para que seja possível elaborar um plano

de recuperação da referida área degradada com técnicas adequadas, considerando as peculiaridades socioambientais da área de estudo.

Ressalta-se que o processo de recuperação de áreas degradadas por voçorocas é bastante lento e requer acompanhamento e manutenções periódicas. Além disso, fazem-se necessários estudos e análises mais aprofundadas sobre os aspectos socioambientais da área de estudo para o planejamento e a implementação de ações para a recuperação da área degradada coerentes com a realidade local. Outro fator indispensável é o envolvimento do poder público e da comunidade neste processo, inclusive, por meio de projetos de Educação Ambiental, para que as ações realizadas promovam mudanças efetivas no cotidiano da população.

REFERÊNCIAS

ALCANTARA, R. M. C. M. et al. **Feijão-Caupi: o produtor pergunta, a Embrapa responde**. Embrapa, Brasília, DF. 2017.

BIULCHI, D. F.. **Uso de leguminosas arbóreas no controle da evolução de voçoroca no domínio do cerrado**. 2012. 96 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Geografia) - Instituto de Geografia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia-MG, 2012.

CUSTODIO, S. T. **Vegetação colonizadora em uma voçoroca em Gouveia-MG**. Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. Diamantina-MG. 2017.

FERREIRA, M. S. S. S. et al. Utilização de bambu nativo (*Guadua Ssp*) na contenção de erosão do solo no município de Xapuri/Acre, Amazônia Sul- Ocidental In: XXVI Seminário de Iniciação Científica da UFAC Cruzeiro do Sul - Universidade Federal do Acre. Rio Branco. **Anais...** Rio Branco, 2017.

GUIMARÃES, J. C. C. et al. Abordagem de práticas conservacionistas na recuperação de voçorocas. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia-GO, Centro Científico Conhecer, v.8, 2012.

HIROSE, A. T. **Potencial de contribuição de espécies nativas de hábitos distintos para o controle de erosão e restauração de margens de corpos hídricos**. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba-SP, 2013.

IBGE, 2017. **População estimada: IBGE**, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Estimativas da população residente com data de referência 1º de julho de 2017. Rio de Janeiro- IBGE, 2011.

_____. **Divisão regional do Brasil em regiões geográficas imediatas e regiões geográficas intermediárias: 2017** / IBGE, Coordenação de Geografia. - Rio de Janeiro- IBGE, 2017. p. 82.

JULIAN, C.; NAKATA, A. A. M.; NUNES, J. O. R. Áreas Degradadas E Contaminadas- Utilização De Técnicas De Bioengenharia Para Recuperação De Focos Erosivos Em Áreas Degradadas Por Erosão Hídrica No Distrito De Amadeu Amaral, Município De Marília – Sp. **XIV ENEE Amb, II Fórum Latino e I SBEA – Centro Oeste**. Brasília-DF. 2016, p. 249-252.

MAGALHÃES, R. A. Erosão: Definições, tipos e formas de controle. **VII Simpósio Nacional de Controle de Erosão Goiânia (GO)**, 2001, p.02-10.

MACHADO, M. S.; MEZZOMO, M. D. M.; GONSALVES, M. S.. Relação Entre drenagem urbana e processos erosivos: estudo de caso em Campo Mourão– PR. **Terra Plural**, Ponta Grossa-PR, v.11,

n.1, p. 142-143, 2017.

MARCONI, M. A.; LAKATOS, E. M. **Metodologia do trabalho científico**. Atlas: São Paulo-SP, 2011.

PMC – MT. PREFEITURA MUNICIPAL DE COMODORO – MT. **Secretaria de Infraestrutura e Defesa Civil Municipal**. Comodoro-MT, 2017.

_____. **Plano Municipal de Educação**. Secretaria de Educação e Cultura (SEMEC). Comodoro-MT. 2015, p. 14-15.

RIBEIRO, A. C.; SOARES, R. C. Feições erosivas e movimentos gravitacionais de massa nas áreas urbanas e periurbanas de Barbalha/Ce com vistas ao planejamento urbano-ambiental: subsídios para a carta de cadastro. In: **IV Simpósio de Geomorfologia**, Goiânia-GO, 2006.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. (Ed.). Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. **Mata ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 235 - 247.

RODRIGUES, R. R. Modelos de RAD para a aplicação em diferentes situações em matas ciliares do estado de São Paulo. In: Workshop Sobre Recuperação De Áreas Degradadas Em Matas Ciliares. **Anais...** São Paulo: SMA, Instituto de Botânica, 2006. p. 13-23.

SCHNEIDER, P. R.; GALVÃO, F.; LONGHI, S. J. Influência do pisoteio de bovinos em áreas florestais. **Revista Floresta**, 1978.

SILVA, A. H. **Medidas físicas e biológicas com potencial para uso em recuperação de voçoroca no município de Uberlândia-MG**. 2010. 102 f. Programa de Pós-Graduação em Geografia – PPGEO, Instituto de Geografia, Universidade Federal de Uberlândia Uberlândia – MG, 2010.

SOARES, C. F.; MOURA, J. M.; BILIO, R. S. Proposta de recuperação de uma área degradada no Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia de Mato Grosso, Campus Cuiabá – Bela Vista. Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais. **III Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Goiânia/GO**. 2012, p 06- 11.

TAVARES, S. R.L. Curso de recuperação de áreas degradadas: a visão da Ciência do Solo no contexto do diagnóstico, manejo, indicadores de monitoramento e estratégias de recuperação. **Dados eletrônicos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2008.

VALCARCEL, R.; SILVA, Z. S. A eficiência conservacionista de medidas de recuperação de áreas degradadas: proposta metodológica. **Revista Floresta**, v. 27, n. 1/2, 1997.

VIEIRA, C. L.; VERDUM, R. Arenização e erosão hídrica no sudoeste do rio grande do sul: análise dos agentes condicionantes e considerações básicas para intervenções mecânico-vegetativas. **Revista de Geografia (UFPE)**, nº. 1, v. 32, p. 41-65, 2015.

WWF - BRASIL. **Movimentos pelas águas do rio Cabaçal: cuidando das cabeceiras do Pantanal**. 2013.

AMBIENTALISMO, SUSTENTABILIDADE DENTRO DOS PENSAMENTOS DE AZIZ AB`SABER E JEAN PAUL METZGER, DIANTE DO NOVO CÓDIGO FLORESTAL (12651/2012), COM A AVALIAÇÃO E IMPORTÂNCIA DO C.A.R (CADASTRO AMBIENTAL RURAL)

Giuliano Mikael Tonelo Pincerato
Marcio Túlio

ENVIRONMENTALISM, SUSTAINABILITY TO THE AZIZ AB`SABER THOUGHTS AND JEAN PAUL METZGER, BEFORE THE NEW FOREST CODE (12651/2012), WITH EVALUATION AND IMPORTANCE C.A.R (ENVIRONMENTAL REGISTRY RURAL)

RESUMO: O presente trabalho, analisa ambientalmente e sustentavelmente o Novo Código Florestal, lei 12651/2012 dentro dos pensamentos de Aziz Ab`Saber e Jean Paul Metzger, onde estes mencionam sobre como era e o que mudou dentro da Reserva Legal, APP's, tais opiniões buscam regularizar a questão ambiental das propriedades rurais, para controlar e fazer a conservação do meio ambiente, monitorando e realizando, planejamentos ambientais, econômicos e combate ao desmatamento, que geraram benefícios econômicos com segurança jurídica para os produtores rurais. Esta nova ferramenta, entende-se como o principal indutor e acelerador para a regularização de no mínimo 5,2 milhões de propriedades rurais e a inclusão do C.A.R. (Cadastro Ambiental Rural).

PALAVRAS-CHAVE: ambiente, propriedades, conservação do meio ambiente.

ABSTRACT: This work, analyzes environmentally and sustainably the New Forest Code, Law 12651/2012 within the Aziz Ab`Saber thoughts and Jean Paul Metzger, where they mention about how it was and what has changed in the Legal Reserve, APP's such opinions seek to regularize the environmental issue of rural properties, to control and conservation of the environment, monitoring and conducting environmental, economic planning and combating deforestation, generating economic benefits to legal certainty for farmers. This new tool, it is understood as the main inducer and accelerator for the regularization of at least 5.2 million rural properties and the inclusion of C.A.R. (Rural Environmental Registry).

KEYWORDS: Environment, property, environment conservation.

INTRODUÇÃO - HISTÓRICO

O primeiro código florestal brasileiro foi criado no ano de 1935 e determinava a preservação de $\frac{3}{4}$ da mata nativa de um imóvel rural. Trinta anos depois aconteceu a criação

do código que esteve em vigor até os dias atuais, que definia a proteção da Área de Preservação Permanente (APP) e a criação de uma reserva legal de 50% na Amazônia e 20% no restante do país. Em 1999, começaram os primeiros debates no Congresso Nacional para a modificação do código. O documento foi aprovado, em 17 de outubro de 2012. A presidente Dilma Rousseff aprovou a mudança de 32 artigos e vetou outros nove. No entanto, um artigo aprovado dizia que os estados deveriam estabelecer as faixas de recomposição para proprietários que degradaram áreas de Preservação Permanente (APPs) foi vetado e agora à sanção isenta as multas para quem recuperar as APPs. O artigo referente às Áreas Urbanas também passou por alterações. O texto da Câmara permitia a urbanização das áreas de restinga e mangue desde que as funções ecológicas das áreas naturais estivessem comprometidas. Com o veto, áreas de apicuns, salgados e zonas úmidas continuam como APPs. Manguezais, também devem ser preservados. A recomposição de matas ciliares para pequenas propriedades não irá variar de acordo com a largura do rio, mas sim de acordo com o tamanho da propriedade.

OBJETIVO

O objetivo deste trabalho busca uma comparação entre as opiniões dos dois autores e pesquisadores citados acima em captar de forma consciente, mencionar de forma sucinta o que pensam e suas opiniões sobre o novo código florestal no Brasil, mencionar sobre o CAR (Cadastro Ambiental Rural), que é um instrumento deste, onde o ministério do meio ambiente, investiu tecnologias de ponta para implantar o sistema, com imagens via satélite de alta resolução (sendo integradas ao cadastro destes imóveis).

Este acesso será feito de forma segura aos proprietários, posseiros, órgãos públicos, sendo este obrigatório para regularização destas.

HISTÓRICO

O primeiro código florestal brasileiro foi criado no ano de 1935 e determinava a preservação de $\frac{3}{4}$ da mata nativa de um imóvel rural. Trinta anos depois aconteceu a criação do código que esteve em vigor até os dias atuais, que definia a proteção da Área de Preservação Permanente (APP) e a criação de uma reserva legal de 50% na Amazônia e 20% no restante do país.

Em 1999, começaram os primeiros debates no Congresso Nacional para a modificação do código. Entre idas e vindas, no entanto, o documento vigente foi aprovado, apenas em 17 de outubro de 2012. Com o novo código (Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis n.º 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis n.º 4.771, de 15 de setembro

de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166- 67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012), muitas coisas mudaram. A presidente Dilma Rousseff aprovou a mudança de 32 artigos e vetou outros nove. A anistia para quem desmatou ilegalmente até 2008, por exemplo, está mantida na lei. No entanto, um artigo aprovado que dizia que os estados deveriam estabelecer as faixas de recomposição para proprietários que degradaram Áreas de Preservação Permanente, as APPs, foi vetado e agora à sanção isenta as multas para quem recuperar as APPs. Outra alteração aparece no Crédito Ambiental.

A proposta apresentada pela Câmara concedia crédito a quem havia desmatado antes de 22 de julho de 2008. Agora, no entanto, o proprietário tem cinco anos para recuperar a APP ou não poderá receber o crédito. O artigo referente às Áreas Urbanas também passou por singelas alterações. O texto da Câmara permitia a urbanização das áreas de restinga e mangue desde que as funções ecológicas das áreas naturais estivessem comprometidas. Com o veto, as áreas de apicuns, salgados e zonas úmidas continuam como APPs. Os manguezais, também, devem ser preservados.

A recomposição de matas ciliares para pequenas propriedades não irá variar de acordo com a largura do rio, mas sim de acordo com o tamanho da propriedade. A faixa a ser recomposta varia de 5 a 15 m. Áreas com mais de quatro módulos, margeadas com rios mais largos que 10 m, podem ter uma faixa de até 100 m. Antes, o artigo previa que imóveis em APPs deveriam ter a vegetação em margens de rios recompostas em 15 metros. Com esse grande número de mudanças, os debates e protestos ao novo Código Florestal são muitos. No entanto, pesquisadores não acreditam em um retrocesso, mas sim em um novo caminho.

Isso porque, com um texto que não considera apenas os aspectos ambientais, mas também os econômicos e os sociais, o Brasil dá um passo à frente no que diz respeito à sustentabilidade.

SEGUNDO AZIZ AB`SABER

No âmbito do gigante território nacional e da situação real em que se encontram o seu macro biomas – Amazônia Brasileira, Brasil Tropical Atlântico, Cerrados do Brasil Central, Planalto das Araucárias, e Pradarias Mistas do Brasil Subtropical – e de sua numerosos mini biomas, faixas de transição e relictos de ecossistemas, qualquer que fosse a tentativa de mudança no “Código Florestal” tem que ser conduzido por pessoas competentes e eticamente sensíveis. Por várias razões, se houvesse um movimento para aprimorar o atual Código Florestal, teria que envolver o sentido mais amplo de um Código de Biodiversidades, levando em conta o complexo da vegetação de nosso território nacional. Enquanto o mundo inteiro trabalha para a diminuição radical de emissão de CO₂, o projeto de reforma proposto na Câmara Federal de revisão do Código Florestal defende um processo que significará uma onda de desmatamento

e emissões incontroláveis de gás carbônico, fato observado por muitos críticos em diversos trabalhos e entrevistas. A utopia de um desenvolvimento com o máximo de florestas em pé não pode ser eliminada por princípio em função de mudanças radicais do Código Florestal, sendo necessário pensar no território total de nosso país, sob um ampliado e correto Código de Biodiversidade. Ou seja, um pensamento que envolva: as nossas grandes florestas (Amazônia e Matas Tropicais Atlânticas); o domínio das caatingas e agrestes sertanejos; planaltos centrais com cerrados, cerradões e campestres; os planaltos de araucárias sul-brasileiros; as pradarias mistas do Rio Grande do Sul; e os redutos e mini biomas da costa brasileira e do Pantanal mato-grossense, e faixas de transição e contrato (*core-áreas*) de todos os domínios com estudo da forma, clima e área geográfica brasileira).

OS ERROS DA REVISÃO DO CÓDIGO FLORESTAL

O primeiro grande erro dos que no momento lideram a revisão do Código Florestal brasileiro – a favor de classes sociais privilegiadas – diz respeito à chamada estadualização dos fatos ecológicos de seu território específico. Sem lembrar que as delicadíssimas questões referentes à progressividade do desmatamento exigem ações conjuntas dos órgãos federais específicos, em conjunto com órgãos estaduais similares, uma Polícia Federal rural, e o Exército Brasileiro.

Tudo conectado ainda com autoridades municipais, que tem muito a aprender com um Código novo que envolve o macro biomas do país, e os mini biomas que os pontilham, com especial atenção para as faixas litorâneas, faixas de contato entre as áreas nucleares de cada domínio morfoclimático e fitogeográfico do território. Para pessoas inteligentes, capazes de prever impactos, a diferentes tempos do futuro, fica claro que ao invés da “estadualização”, é absolutamente necessário focar para o zoneamento físico e ecológico de todos os domínios de natureza dos pais. A saber, as duas principais faixas de Florestas Tropicais Brasileiras: a zonal amazônica e a zonal das matas atlânticas o domínio dos cerrados, cerradões e campestres: a complexa região semiárida dos sertões nordestinos: os planaltos de araucárias e as pradarias mistas do Rio Grande do Sul, além de nosso litoral e o Pantanal Mato-grossense. Seria preciso lembrar ao honrado relator Aldo Rabelo, que a meu ver é bastante neófito em matéria de questões ecológicas, espaciais e em futurologia – que atualmente na Amazônia Brasileira predomina um verdadeiro exército paralelo de fazendeiros que em sua área de atuação tem mais força do que governadores e prefeitos. O que se viu em Marabá, com a passagem das tropas de fazendeiros, passando pela Avenida da Transamazônica, deveria ser conhecido pelos congressistas de Brasília, e diferentes membros do executivo.

Através de loteamentos ilegais, venda de glebas para incautos em locais de difícil acesso, os quais ao fim de um certo tempo, são libertados para madeireiros contumazes. E, o fato mais infeliz é que ninguém procura novos conhecimentos

para reutilizar terras degradadas. Ou exigir das governantes tecnologias adequadas para revitalizar os solos que perderam nutrientes e argilas, tornando-se dominadas por areias finas (siltização). Entre os muitos aspectos caóticos, derivados de alguns argumentos dos revisores do Código, destaca-se a frase que diz que se deve proteger a vegetação até sete metros e meio do rio. Uma redução de um fato que por si já estava muito errado, porém agora está reduzido genericamente a quase nada em relação aos grandes rios do país. Imagine-se que para o Rio Amazonas, a exigência protetora fosse apenas sete metros, enquanto para a grande maioria dos ribeirões e córregos também fosse aplicada a mesma exigência. Trata-se de desconhecimento entristecedor sobre a ordem de grandeza das redes hidrográficas do território intertropical brasileiro. Na linguagem amazônica tradicional, o próprio povo já reconheceu fatos referentes à tipologia dos rios regionais. Para eles, ali existem, em ordem crescente: igarapés, riosinhos, rios e parás. Uma última divisão lógica e pragmática, que é aceita por todos os que conhecem a realidade da rede fluvial amazônica.

Por desconhecer tais fatos os relatores da revisão aplicam o espaço de sete metros da beira de todos os cursos d'água fluviais sem mesmo ter ido lá para conhecer o fantástico mosaico de rios do território regional. Mas o pior é que as novas exigências do Código Florestal proposto têm um caráter de liberação excessiva e abusiva. Fala-se em sete metros e meio das florestas beiradeias (ripário-biomas), e, depois em preservação da vegetação de eventuais e distantes cimeiras. Não podendo imaginar quanto espaço fica liberado para qualquer tipo de ocupação do espaço. Lamentável em termos de planejamento Regional, de espaços rurais e silvestres. Lamentável em termos de generalizações forçadas por grupos de interesse (ruralistas).

Já se poderia prever que um dia os interessados em terras amazônicas iriam pressionar de novo pela modificação do percentual a ser preservado em cada uma das propriedades de terras na Amazônia. O argumento simplista merece uma crítica decisiva e radical. Para eles, se em regiões do centro-sul brasileiro a taxa de proteção interna da vegetação florestal é de 20%, porque na Amazônia a lei exige 80%. Mas ninguém tem a coragem de analisar o que aconteceu nos espaços ecológicos de São Paulo, Paraná, Santa Catarina, e Minas Gerais com o percentual de 20%. Nos planaltos interiores de São Paulo a somatória dos desmatamentos atingiu cenários de generalizada derruição. Nessas importantes áreas, dominadas por florestas e redutos de cerrados e campestres, somente o tombamento integrado da Serra do Mar, envolvendo as matas atlânticas, os solos e as aguadas da notável escarpa, foi capaz de resguardar os ecossistemas orográficos da acidentada região. O restante, nos “mares de morros”, colinas e várzeas do Médio Paraíba e do Planalto Paulistano, e pró-parte da Serra da Mantiqueira, sofreram uma derruição deplorável. É o que alguém no Brasil – falando de gente inteligente e bioética – não quer que se repita na Amazônia Brasileira, em um espaço de 4.200.000 km².

Os relatores do Código Florestal, falam em que as áreas muito desmatadas e degradadas poderiam ficar sujeitas a “(re) florestamento” por espécies homogêneas

pensando em eucalipto e pinus. Uma prova de sua grande ignorância, pois não sabem a menor diferença entre reflorestamento e florestamento. Esse último, pretendido por eles, é um fato exclusivamente de interesse econômico empresarial, que infelizmente não pretende preservar biodiversidades. Sendo que, eles procuram desconhecer que para áreas muito degradadas, foi feito um plano de (re) organização dos espaços remanescentes, sob o enfoque de revigorar a economia de pequenos e médios proprietários: Projeto FLORAM. O eucalipto logo os perde quando alugam espaços por 30 anos, de incautos proprietários, preferindo áreas dotadas ainda de solos tropicais férteis, do tipo dos oxissolos, e evitando as áreas degradadas de morros pelados reduzidas a trilhas de pisoteio, hipsométricas, semelhantes ao protótipo existente no Planalto do Alto Paraíba, em São Paulo. Ao arrendar terras de bisonhos proprietários, para uso em 30 anos, e sabendo que os donos da terra podem morrer quando se completar o prazo.

Fato que cria um grande problema judicial para os herdeiros, sendo que ao fim de uma negociação as empresas cortam todas as árvores de eucaliptos ou pinos, deixando miríades de troncos no chão do espaço terrestre. Um cenário que impede a posterior reutilização das terras para atividades agrárias. Tudo isso deveria ser conhecido por aqueles que defendem ferozmente um Código Florestal liberalizante. Por todas as razões somos obrigados a criticar a persistente e repetitiva argumentação do deputado Aldo Rebelo, que conhecemos há muito tempo, e de quem sempre esperávamos o melhor, no momento somos obrigados a lembrar a ele que cada um de nós tem que pensar na sua biografia, e, sendo político, tem que honrar a história de seus partidos. Mormente, em relação aos partidos que se dizem de esquerda e jamais poderiam fazer projetos totalmente dirigidos para os interesses pessoais de latifundiários. Insistimos que em qualquer revisão do Código Florestal vigente, se deve focar as diretrizes através das grandes regiões naturais do Brasil, sobretudo domínios de natureza muito diferentes entre si, tais como a Amazônia, e suas extensíssimas florestas tropicais, e o Nordeste Seco, com seus diferentes tipos de caatingas. Tratam-se de duas regiões opostas em relação à fisionomia e à ecologia, assim como em face das suas condições socioambientais. Ao tomar partido pelos grandes domínios administrados técnica e cientificamente por órgãos do executivo federal, teríamos que conectar instituições específicas do governo brasileiro com instituições estaduais similares. Existem regiões como a Amazônia que envolve conexões com nove estados do norte brasileiro. Em relação ao Brasil Tropical Atlântico os órgãos do Governo Federal – IBAMA, IPHAN, FUNAI e INCRA. Teriam que manter conexões com os diversos setores similares dos governos estaduais de norte a sul do Brasil. E assim por diante. Enquanto o mundo inteiro repugna para a diminuição radical de emissão de CO₂, o projeto de reforma proposto na Câmara Federal de revisão do Código Florestal defende um processo que significará uma onda de desmatamento e emissões incontroláveis de gás carbônico, fato observado por muitos críticos em diversos trabalhos e entrevistas.

Parece ser muito difícil para pessoas não iniciadas em cenários cartográficos

perceber os efeitos de um desmatamento na Amazônia de até 80% das propriedades rurais silvestres. Em qualquer espaço do território amazônico, que vem sendo estabelecidas glebas nas quais se poderia realizar um desmate de até 80%, haverá um mosaico caótico de áreas desmatadas e faixas inter-propriedades estreitas e mal preservadas. Lembrando ainda que, nas propostas de revisão, propriedades de alguns até 400 ha, teriam o direito de um desmate total em suas terras, vejo-me na obrigação de que a médio e longo prazo existiria um infernal caleidoscópio no espaço total de qualquer Área da Amazônia. Nesse caso, as bordas dos restos de florestas, inter-glebas, ficarão à mercê de corte de árvores dotadas de madeiras nobres. E, além disso, a biodiversidade animal, certamente será a primeira a ser afetada de modo radical.

SEGUNDO JEAN PAUL METZGER

Existem muitas dúvidas sobre qual foi o embasamento científico que permitiu definir os parâmetros e os critérios da lei 4.771/65 de 15 de setembro de 1965, mais conhecida como Código Florestal. Dentre estas dúvidas, podemos incluir as bases teóricas que permitiram definir:

- i) As larguras das Áreas de Preservação Permanente (APP);
- ii) A extensão das Reservas Legais (RL) nos diferentes biomas brasileiros;
- iii) A necessidade de se separar RL da APP, e de se manter RL com espécies nativas;
- iv) A possibilidade de se agrupar as RL de diferentes proprietários em fragmentos maiores.

Neste artigo, eu procuro analisar estas questões, tentando entender se os avanços da ciência nos últimos 45 anos permitem, ou não, sustentar o Código Florestal de 1965 e suas modificações ocorridas posteriormente. Esse trabalho não tem por objetivo fazer uma compilação completa de trabalhos científicos relacionados ao Código Florestal, objetivo esse que demandaria um tempo e esforço muito mais amplo.

QUAL A EXTENSÃO MÍNIMA DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE?

O Código Florestal estipula uma série de larguras mínimas de áreas de proteção ao longo de cursos de água, reservatórios e nascentes. Qual foi a base científica usada para definir que corredores ripários deveriam ter no mínimo 30 m de proteção ao longo de cada margem do rio (além do limite das cheias anuais)? Será que essa largura não deveria variar com a topografia da margem, com o tipo de solo, com o tipo de vegetação, ou com o clima, em particular com a pluviosidade local?

A efetividade destas faixas de vegetação remanescente certamente depende de uma série de fatores, dentre eles o tipo de serviço ecossistêmico considerado e a largura de vegetação preservada. Por exemplo, há dados que indicam que larguras de 30 m seriam suficientes para as matas ripárias retirarem da água do lençol freático boa parte dos nitratos vindos dos campos agrícolas (Pinay & Décamps 1988). No entanto, dada suas múltiplas funções, incluindo a fixação de solo, proteção de recursos hídricos e conservação de fauna e flora, deve-se pensar na largura mínima suficiente para que esta faixa desempenhe de forma satisfatória todas as suas funções. Por consequência, a definição desta largura no âmbito do Código Florestal deveria respeitar a função mais exigente. Eu não pretendo aqui fazer uma ampla revisão sobre a influência da largura das APP, mas penso que a conservação da biodiversidade possa ser um dos fatores mais limitantes para a definição de larguras mínimas, e por isso foquei minha revisão neste aspecto, dando ênfase ao caso das matas ripárias.

Em termos biológicos, os corredores são reconhecidos como elementos que facilitam o fluxo de indivíduos ao longo da paisagem. Em paisagens fragmentadas, quando o habitat original se encontra disperso em inúmeros fragmentos, isolando e reduzindo o tamanho das populações nativas, a sobrevivência das espécies depende de suas habilidades de se deslocarem pela paisagem.

A importância de florestas ripárias foi evidenciada em diferentes biomas brasileiros, e para diferentes grupos taxonômicos. A maior parte dos estudos foi feita na Floresta Atlântica (Metzger *et al.* 1997; Uezu *et al.* 2005; Marinho-Filho & Verissimo 2007; Keuroghlian & Eaton 2008; Maltchik *et al.* 2008; Martensen *et al.* 2008), mas existem dados também para Floresta Amazônica (Lima & Gascon 1999; Michalski *et al.* 2006; Lees & Peres 2008), Caatinga (Moura & Schlindwein 2009), Pantanal (Quigley & Crawshaw 1992) e Cerrado (Tubelis *et al.* 2004). Em relação aos grupos taxonômicos, há dados para árvores (Metzger *et al.* 1997), anfíbios (Lima e Gascon 1999; Maltchik *et al.* 2008), aves (Tubelis *et al.* 2004; Uezu *et al.* 2005; Martensen *et al.* 2008), grandes mamíferos (Quigley & Crawshaw 1992; Marinho-Filho & Verissimo 2007; Keuroghlian & Eaton 2008; Lees & Peres 2008), pequenos mamíferos (Lima & Gascon 1999) e abelhas (Moura e Schlindwein 2009). Não há dúvidas que independentemente do bioma ou do grupo taxonômico considerado, toda paisagem deveria manter corredores ripários, dado os seus benefícios para a conservação das espécies. Os benefícios dos corredores podem estar relacionados à largura, extensão, continuidade e qualidade dos corredores (Laurance e Laurance 1999), à topografia e largura das áreas de influência ripária (Metzger *et al.* 1997), entre outros fatores, mas sem dúvida o fator mais importante é a largura. Esta largura afeta a qualidade do habitat, regulando a área impactada pelos efeitos de borda, pelas as modificações microclimáticas e pelo aumento das perturbações que ocorrem nas bordas destes habitats. Em ambiente florestal, há aumento da luminosidade e do ressecamento do ar e do solo, além de um aumento na entrada de espécies invasoras e generalistas (vindas de áreas antrópicas), e de perturbações ocasionais (rajadas

de vento, queimadas) que excluem algumas espécies nativas, mais especializadas em sombra, e levam a uma maior mortalidade. Esses efeitos de borda podem variar em extensão em função das espécies e dos processos considerados, e também de acordo com as características físicas do local, em particular com a orientação solar, a latitude e o tipo de matriz de ocupação adjacente, que influenciam na quantidade de radiação solar incidente. De uma forma geral, os efeitos mais intensos ocorrem nos 100 primeiros metros (Laurance *et al.* 2002), o que implica que corredores com menos de 200 m são formados essencialmente por ambientes de borda, altamente perturbados. Assim, alguns autores sugerem que corredores estreitos perderiam parte de sua utilidade, por favorecerem unicamente espécies generalistas, que suportam os efeitos de borda (Santos *et al.* 2008; Lopes *et al.* 2009). Espécies mais estritamente florestais necessitariam de corredores de pelo menos 200 m de largura (Laurance & Laurance 1999; Lees e Peres 2008).

Trabalhos que consideraram a funcionalidade biológica dos corredores em função da largura indicam valores mínimos superiores a 100 m. Na Amazônia, larguras de 140 a 190 m são necessárias para haver certa similaridade entre as comunidades de pequenos mamíferos e de anfíbios de serapilheira entre elementos florestais lineares e uma área controle de floresta contínua (Lima e Gascon 1999). Ainda na Amazônia, Lee & Peres (2008) recensearam aves e mamíferos em 32 corredores, e observaram que a acumulação de espécies ocorreu até 400 m de largura para os dois grupos. A partir desse conjunto de dados, que devem representar situações encontradas em outras regiões da Amazônia, os autores sugerem que as APP ao longo de rios deveriam manter pelo menos 200 m de área florestada de cada lado do rio para que haja uma plena conservação da biodiversidade. A manutenção de corredores de 60 m (30 m de cada lado do rio), conforme a legislação atual, resultaria na conservação de apenas 60% das espécies locais. No Cerrado, Tubelis *et al.* (2004) sugerem que as matas de galeria tenham pelos menos 120 m de largura para a devida proteção das aves. Na Mata Atlântica, Metzger *et al.* (1997, 1998) trabalharam com 15 corredores de mata ripária ao longo do rio Jacaré-Pepira, no interior do estado de São Paulo. Nestes corredores, que variaram de 30 a 650 m de largura, os autores levantaram a diversidade de árvores e arbustos, e puderam observar que apenas 55% delas estava presente em corredores de menos de 50 m, enquanto 80% estava presente em corredores com mais 100 m. Esses dados confirmam que corredores de apenas 30 m têm capacidade muito limitada de manutenção da biodiversidade.

Desta forma, o conhecimento científico obtido nestes últimos anos permite não apenas sustentar os valores indicados no Código Florestal de 1965 em relação à extensão das Áreas de Preservação Permanente, mas na realidade indicam a necessidade de expansão destes valores para limiares mínimos de pelos menos 100 m (50 m de cada lado do rio), independentemente do bioma, do grupo taxonômico, do solo ou do tipo de topografia.

RESERVA LEGAL: SUA FUNÇÃO PODE SER MANTIDA COM A INCORPORAÇÃO DAS APP OU COM O USO DE ESPÉCIES EXÓTICAS?

Há fortes pressões para se flexibilizar o Código Florestal, no intuito principal de facilitar a expansão econômica e a regularização de atividades agrícolas, e isso poderia ser obtido por duas formas:

- i) a inclusão das APP no cômputo das RL;
- ii) o uso de espécies de interesse econômico, em geral exóticas, numa parte destas reservas. Mais uma vez, a questão levantada aqui é de saber quais são as bases científicas para essas mudanças.

A inclusão das Áreas de Preservação Permanente no cômputo da Reserva Legal já é prevista no Código Florestal, podendo ocorrer para todas as propriedades em áreas florestadas da Amazônia Legal, ou então quando APP e RL somam 50% ou mais da propriedade nas demais regiões do Brasil (ou seja, quando as APP cobrem mais de 30% da propriedade), ou 25% no caso das propriedades pequenas, que são aquela com 30 ou 50 ha, em função da localização no país. A questão é de saber se a inclusão da APP no cômputo da RL pode ser generalizada, ao invés de ocorrer apenas nas três situações mencionadas acima. Esta ampla inclusão é defendida por aqueles que consideram insuficientes as áreas disponíveis atualmente para expansão agrícola, urbana ou industrial (Miranda *et al.* 2008). Por outro lado, essa inclusão é rebatida de diversas formas, sendo o argumento mais comum o fato de 3 milhões de km² serem área mais do que suficiente para a expansão das atividades econômicas, além da existência de amplas áreas já utilizadas, mas que se encontram degradadas, e que deveriam ser alvo de projetos de recuperação para futura exploração. Esses argumentos são sem dúvida pertinentes, porém eu gostaria de acrescentar ao debate uma outra linha de raciocínio, apresentada a seguir.

Como dito anteriormente, as RL visam essencialmente à conservação da biodiversidade e ao uso sustentável de recursos naturais, enquanto as APP têm como: [...] função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas” (artigo primeiro do Código Florestal).

As APP basicamente evitam a erosão de terrenos declivosos e a colmatagem dos rios, asseguram os recursos hídricos, propiciam fluxo gênico, e prestam assim serviços ambientais capitais. Certamente essas áreas também contribuem para a conservação da biodiversidade, porém considerá-las equivalentes às RL seria um grande erro. Por se situarem justo adjacentes às áreas ripárias, em terrenos declivosos, ou ainda em restingas, tabuleiros, chapadas, e em áreas elevadas (acima de 1.800 m de altitude), as APP apresentam embasamento geológico e pedológico, clima e dinâmica hidro geomorfológica distintas daquelas situadas distantes dos rios, em terrenos planos,

mais longe das influências marinhas, ou em altitudes mais baixas. Em consequência disso, a composição de espécies da flora e da fauna nativa varia enormemente quando se comparam áreas situadas dentro e fora das APP. As evidências mais claras destas variações foram obtidas ao longo dos rios, mostrando, em particular, que a composição arbórea muda em função da distância ao leito do rio, sendo que as diferenças mais bruscas são obtidas nos primeiros 10-20 m (Oliveira-Filho 1994a, b; Metzger *et al.* 1997; Rodrigues & Leitão-Filho 2004). Ou seja, as APP não protegem as mesmas espécies presentes nas RL, e vice-versa. Em termos de conservação biológica, essas áreas se complementam, pois, são biologicamente distintas, e seria um grande erro ecológico considerá-las como equivalentes. Todo planejamento territorial deveria considerar a heterogeneidade biológica, e um dos primeiros passos neste sentido é distinguir RL e APP, mantendo estratégias distintas para a conservação nestas duas situações.

O que se discute, mais recentemente, é a ampliação desta flexibilização, permitindo que até 50% da RL possa ser composta por espécies exóticas, como o dendê ou o Eucalipto. A principal conclusão que esses pesquisadores chegaram é que o valor da cabruca depende do contexto no qual ela se encontra. Em paisagens predominantemente florestais, com amplas extensões de florestas maduras (ca. 50%), e também com presença de manchas de florestas secundárias (16%) e áreas produtivas florestadas (no caso, cabruças, que cobrem 6% da paisagem, e seringais), as cabruças conseguem manter uma parcela considerável das comunidades estudadas (samambaia, sapos, lagartos, morcegos e aves). No entanto, em outra paisagem vizinha, na qual as cabruças dominam a paisagem (ca. 82%), e os remanescentes florestais são reduzidos (ca. 5%) e fragmentados, estes sistemas são extremamente empobrecidos, e mantêm uma parcela pequena da biodiversidade regional (Faria *et al.* 2006, 2007). Ou seja, a ocorrência ou manutenção da fauna e flora nativa em cabruças depende da existência de uma fonte de espécie próxima relativamente extensa. Isso significa que em paisagens predominantemente florestais, tais quais as que se quer conservar na Amazônia, sistemas similares ao das cabruças poderiam ser considerados como boas alternativas de uso sustentável de recursos naturais em parte da RL (sendo que a extensão destas áreas deve ser estudada com cuidado).

No caso das plantações de espécies de uso comercial, em geral exóticas, como o Eucalipto, a situação é distinta. Estudos promovidos no Rio Grande do Sul mostram que estas monoculturas arbóreas podem conter parte da biota nativa, porém isso depende fortemente do tipo de manejo da plantação, e em particular da manutenção da regeneração de espécies nativas no sub-bosque, e da ligação das áreas plantadas com fontes de espécies nativas próximas (Fonseca *et al.* 2009). Infelizmente, a grande maioria dos reflorestamentos comerciais não segue essas regras. Num dos mais completos estudos sobre esses reflorestamentos feitos no país, no projeto Jarí (Amazônia), Barlow *et al.* (2007a, b) mostraram, para diferentes grupos taxonômicos, haver baixa similaridade de espécies entre florestas nativas maduras e áreas de reflorestamento, deixando claro o limitado valor destas plantações em conservar

espécies nativas.

Logo, independentemente da cobertura florestal remanescente na paisagem, não é aconselhável a substituição de RL de espécies nativas por plantações homogêneas de espécies exóticas. Por outro lado, sistemas consorciados de espécies nativas e de interesse econômico podem ser opções interessantes para parte das RL da Amazônia, num contexto de ampla cobertura florestal nativa. Ademais, a fusão de APP e RL seria temerária em termos biológicos simplesmente porque estas têm funções e composições de espécies distintas, e desempenham assim papéis complementares em termos de conservação da biodiversidade.

AZIZ AB`SABER E JEAN PAUL METZGER

CONCLUSÕES

O estudo das pesquisas atuais oferece forte sustentação para critérios e parâmetros definidos pelo Código Florestal, sendo que em alguns casos haveria necessidade de expansão da área de conservação definida por esses critérios, em particular na definição das Áreas de Preservação Permanente. A literatura científica levantada mostra ainda que as recentes propostas de alteração deste Código, em particular alterando a extensão ou as regras de uso das Reservas Legais, podem trazer graves prejuízos ao patrimônio biológico e genético brasileiro. Os dados aqui apresentados, que retratam avanços recentes da ciência na área de ecologia e conservação, deveriam ser considerados em qualquer discussão sobre modificação do Código Florestal, e na procura da melhor configuração de nossas paisagens, que permita maximizar os serviços ecossistêmicos e o potencial de conservação da biodiversidade da biota nativa, sem prejudicar o desenvolvimento econômico nacional.

REFERÊNCIAS

AB`SABER, N. A. **Do Código Florestal para o Código da Biodiversidade**. Biota Neotropical, 2010. <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?point-of-view+bn01210042010>

CARSON, Rachel. **Primavera Silenciosa**. 3ª reimp. São Paulo: Editora Gaia, 2013.

DIAS, R. **Gestão ambiental: responsabilidade social e sustentabilidade**. Atlas: São Paulo, 2006.

FELÍCIO, M. J. **Apontamentos de Epistemologia Ambiental**. In: Revista GEOAMBIENTE (on-line): Jataí-GO, n.21, jul-dez/ 2013, p.184-204.

LEFF, Enrique. **Complexidade, Interdisciplinaridade e Saber ambiental**. In: C.E.M., HOGAN, D.J., NAVEGANTES, Raul (editores), São Paulo: Signus, 2000, p. 19-51.

_____. **Complexidade ambiental**. São Paulo: Vozes, 2003.

MORIN, Edgar. **Ciência com Consciência**. 13ª edição. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010.

SACHS, Estratégias de transição para o século XXI. In: BURSTYN, M. (Org.). **Desenvolvimento**

sustentável. São Paulo: Brasiliense, 1994.

SILVA, V. B. dá; CRISPIM, J. de Q. **Um breve relato sobre a Questão Ambiental.** Revista GEOMAE – Geografia Meio Ambiente e Ensino. Vol. 02, nº1, 1º SEM/2011.

SEIFFERT, M. E. B. **Gestão Ambiental; instrumentos, esferas de ação e educação ambiental.** Atlas: São Paulo, 2007.

TACHIZAWA, T. **Gestão ambiental e responsabilidade social corporativa: estratégias de negócios focadas na realidade brasileira.** Atlas: São Paulo, 2002.

ANÁLISE EXPLORATÓRIA E DESCRITIVA DAS DIMENSÕES DA ECOINOVAÇÃO: ESTUDO EM HABITATS DE INOVAÇÃO DO SUDOESTE DO PARANÁ

Jaqueline de Moura

Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Francisco Beltrão - Paraná

Stephanye Thyanne da Silva

Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Francisco Beltrão - Paraná

Andriele de Prá Carvalho

Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Francisco Beltrão - Paraná

Paula Regina Zarelli

Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Francisco Beltrão - Paraná

RESUMO: Empresas dos diversos segmentos surgem no mercado a cada instante e, em meio à concorrência, se faz necessário uma maneira inovadora de empreender e que também esteja aliada à sustentabilidade organizacional. Dito isto, este trabalho aborda as quatro dimensões da ecoinovação inseridas em habitats de inovação do sudoeste do Paraná. A análise compreende uma avaliação qualitativa realizada por meio de um questionário disponibilizado *online* para as organizações. Com essa pesquisa, foi possível explorar e determinar como e quais são as organizações, pertencentes aos habitats de inovação do sudoeste do Paraná, que estão envolvidas com a ecoinovação. Percebeu-se que há certa preocupação com esses princípios, entretanto, evolução na incorporação do

conceito da ecoinovação nas organizações ainda é necessária.

PALAVRAS-CHAVE: Sustentabilidade. Inovação. Empreendedorismo.

EXPLORATORY AND DESCRIPTIVE ANALYSIS OF ECO-INNOVATION DIMENSIONS: STUDY IN INNOVATION HABITATS OF SOUTHWEST IN PARANÁ

ABSTRACT: Companies of the various segments appear in the market at every moment and, in the midst of the competition, an innovative way of undertaking that is also allied to the organizational sustainability is necessary. That said, this paper addresses the four dimensions of eco-innovation inserted in innovation habitats of the southwest of Paraná. The analysis includes a qualitative evaluation performed through a questionnaire made available online to organizations. With this research, it was possible to explore and determine how and which organizations are involved with eco-innovation. It was noticed that there is some concern with these principles, however, evolution in the incorporation of the eco-innovation concept in the organizations is still necessary.

KEYWORDS: Sustainability. Innovation. Entrepreneurship.

1 | INTRODUÇÃO

Nota-se no atual cenário empreendedor, a ascensão de empresas no mercado diariamente. Comércios dos mais variados segmentos e com os mais diversos tipos de produtos e serviços são criados e fornecidos aos indivíduos como opção de consumo. No entanto, cabe tanto ao consumidor quanto ao empreendedor conhecer a procedência de seus agentes na cadeia produtiva, sejam eles, produtos, serviços ou gestão.

Um dos conceitos primordiais da ecoinovação é fundamentado por Kemp & Foxon (2007) e baseia-se na redução de riscos ambientais e poluição. Ou seja, desenvolver com a menor geração possível de impactos ambientais. Essas ideias remetem à proteção ambiental e, mais do que isso, procuram atrelar intrinsecamente o processo de invenção de uma ideia à melhoria de aspectos ambientais relacionados.

Dentre as tipologias da ecoinovação, fundamentadas por Carrillo-Hermosilla et al. (2009), destacam-se dimensões do ecodesign, usuário, produto e serviço, além da dimensão da governança. A dimensão do ecodesign atenta para o papel e o impacto da inovação enquanto estratégia produtiva. Engloba o desenvolvimento de componentes visando aumentar a qualidade ambiental. Já no que se refere à dimensão do usuário, o cliente é considerado fundamental no desenvolvimento do produto e na adoção da ecoinovação uma vez que é quem solicita, efetivamente, o serviço e/ou produto de uma determinada organização.

No que tange à dimensão de produto e serviço, a mesma envolve a forma como é disponibilizado e inserido valor do produto e sua interação com os demais atores da cadeia produtiva. Atenta para o diferencial que a organização tem a oferecer, buscando máxima eficiência sustentável. Já a dimensão da governança é de extrema importância nas relações entre cliente e fornecedor em que se busca estreitar relações por meio de iniciativas atrativas ao consumidor e incorporadas nos produtos, serviços e gestão, além de almejar a visão de mercado e, conseqüentemente, sustentabilidade à organização.

Nesse contexto, é imprescindível que os atuais e novos empreendedores entendam a importância e conseqüentes benefícios da incorporação dos conceitos de Ecoinovação em suas empresas. A cada dia, as questões ambientais ganham espaço em todas as esferas da sociedade e organizações que buscam melhoria contínua nesses aspectos levantados conquistam boa reputação e confiança de seus clientes.

2 | OBJETIVO

O presente trabalho objetiva identificar e analisar qualitativamente as dimensões da ecoinovação que contemplam o ecodesign, usuário, produto e serviço e governança, inseridos em habitats de inovação dos campi da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) localizados no sudoeste do Paraná.

3 | METODOLOGIA

Para a análise da situação das organizações em termos de ecoinovação, foi necessário a criação de um questionário qualitativo abrangendo os 13 habitats de inovação que, no momento da pesquisa, estavam pré-incubados no Hotel Tecnológico da UTFPR, contemplando os campi de Dois Vizinhos, Francisco Beltrão e Pato Branco, localizados no sudoeste do Paraná. O questionário foi organizado em formulário *online* e disponibilizado via *e-mail* aos representantes dos 13 habitats de inovação que, no momento da pesquisa, estavam pré-incubados no Hotel Tecnológico da UTFPR.

O questionário também foi dividido de forma a contemplar as quatro dimensões da ecoinovação fundamentadas por Carrillo-Hermosilla et al. (2009) que são a dimensão do ecodesign; dimensão do usuário; dimensão de produto e serviço e dimensão da governança. Assim, a fim de obter respostas passíveis de análise imediata, as mesmas se dividiram entre “sim”, “não” e “não se aplica”. Além disso, foram apresentadas em tabelas, duas perguntas de cada dimensão, consideradas pelas autoras, como de maior pertinência para posterior discussão dos resultados.

Importante destacar que este modelo de análise qualitativa foi baseado nos seguintes autores da Ecoinovação: Carrillo-Hermosilla, (2009); Kemp, Foxon, (2007); Rennings, (1998); Arundel; Kemp, (2010) e Andersen, (2008).

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a aplicação do questionário nas organizações, foi analisada a inserção da ecoinovação em suas dimensões, atentando para a preocupação tanto do cliente, quanto da própria organização com a sustentabilidade de suas ações. Nesse sentido e, tendo em vista que, dos 13 habitats de inovação contatados, apenas três responderam ao questionário, a análise qualitativa foi realizada apenas com base nas respostas recebidas dos respectivos habitats.

Dois dos habitats de inovação contatados estão pré-incubados no Hotel Tecnológico da UTFPR e a outra efetivamente está inserida em incubadora. Os ramos de atuação das três organizações são diversificados, sem nenhuma relação entre elas. Já com relação às características das organizações, duas estão diretamente relacionadas à sustentabilidade do serviço e produto enquanto a terceira atua inserindo a robótica na educação de crianças.

Notou-se que as organizações se relacionam com o cliente de forma tecnológica e inovadora, visando o alcance de um público alvo que tenha a necessidade de serviços e/ou produtos diferenciados dos demais concorrentes já existentes no mercado.

A fim de preservar a identidade das organizações, os habitats de inovação foram renomeados como habitats X, Y e Z nas tabelas subsequentes que abordam as principais variáveis que surgiram em cada uma das dimensões da ecoinovação.

Por meio da análise qualitativa, percebeu-se que, com relação à dimensão do ecodesign e, mais especificamente com relação à ecoinovação dos produtos, apenas

o habitat de inovação X integra a porcentagem de organizações que se preocupam com o uso de material reciclável (Tabela 1).

Questões	Habitats de inovação		
	X	Y	Z
A empresa utiliza material reciclável na confecção do seu produto?	Sim	Não	Não se aplica
Para a divulgação e marketing da empresa, a organização prioriza uso de material audiovisual multimídia?	Sim	Sim	Sim

Tabela 1. Dimensão do Ecodesign: principais variáveis que surgiram

Fonte: autoria própria (2017).

No entanto, quando questionadas acerca da priorização de material audiovisual ao invés de físico em suas divulgações, todas apresentaram essa preocupação. Isso pode demonstrar certa responsabilidade ambiental das organizações. Entretanto, existe o viés econômico que também pode ter sido fator determinante na escolha. Analogamente, com relação ao uso racional de água, energia e matéria prima, todas demonstraram preocupação, reforçando o viés econômico ainda intrinsecamente ligado ao ambiental.

Outra abordagem refere-se à preocupação que a organização demonstra acerca da opinião e necessidade do cliente em relação ao fornecimento de produtos e serviços, englobado na dimensão do usuário. Nesse quesito, apenas o habitat de inovação Y não prioriza conhecer melhor seu cliente, apesar de se preocupar com sua opinião (Tabela 2).

Questões	Habitats de inovação		
	X	Y	Z
A organização sabe se o cliente conhece o processo de descarte do produto da empresa?	Sim	Não	Sim
A organização sabe se o cliente conhece todos os processos e mecanismos utilizados na produção para a oferta de produto e serviço?	Sim	Não	Sim

Tabela 2. Dimensão do usuário: principais variáveis que surgiram

Fonte: autoria própria (2017).

No que tange à Dimensão de Produto e Serviço, novamente, o habitat de inovação Y aparenta não demonstrar assimilação com relação à Política Nacional de Resíduos

Sólidos, instituída pela Lei nº 12.305 de 02 de Agosto de 2010 que dispõe acerca da responsabilidade das organizações em realizar a logística reversa de seus produtos. Além disso, não procuram divulgar ações relacionadas ao desempenho ambiental o que pode demonstrar em conjunto com as respostas anteriores que, não existe uma relação estreita entre cliente e fornecedor, um dos pilares da ecoinovação (Tabela 3).

Questões	Habitats de inovação		
	X	Y	Z
A empresa divulga ações de melhoria contínua ao cliente como forma de aumentar sua credibilidade? (Por exemplo, relatórios de desempenho)	Sim	Não	Sim
A organização pratica a logística reversa, previsto na Lei nº 12.305/2010?	Sim	Não	Sim

Tabela 3. Dimensão de produto e serviço: principais variáveis que surgiram

Fonte: autoria própria (2017).

No que diz respeito aos objetivos ambientais, todas possuem. Os habitats de inovação também pretendem implantar princípios de gestão em suas organizações como o Sistema de Gestão Ambiental (SGA) e Política Ambiental. Isso demonstra que, aos poucos, a ecoinovação está começando a se tornar mais presente na rotina das organizações (Tabela 4).

Questões	Habitats de inovação		
	X	Y	Z
A organização possui algum objetivo ambiental específico? Se sim, qual seria?	Sim. Implementar polímeros no uso de produtos e serviços apresentados no nosso portfólio.	Continuar trabalhando com produtos orgânicos que não agriam o meio ambiente na sua fase de produção.	Sim, diminuição do uso de produtos químicos nas áreas agrícolas, tendo como substituto produtos biológicos.
A organização possui estratégia de gestão, como política ambiental e sistemas de gestão ambiental (SGA)? Se não possui, pretende implantar futuramente?	Não possuímos, mas pretendemos implementar	Não possui, sim pretende implantar futuramente.	Pretende implantar futuramente quando estiver mais estruturada

Tabela 4. Dimensão da governança: principais variáveis que surgiram.

Fonte: autoria própria (2017).

5 | CONCLUSÃO

Por meio da análise das respostas dos habitats, se percebeu que a ecoinovação ainda caminha a passos lentos nas organizações. É necessário que a sustentabilidade esteja inserida em todos os âmbitos nas empresas, seja na inovação e desenvolvimento de novos produtos até adequação das estratégias organizacionais.

Analogamente, também foi possível concluir que muito ainda deve ser feito em relação à ecoinovação dentro dos habitats de Inovação. Apesar de ter havido respostas ao questionário, a pesquisa ficou defasada no sentido de falta de maiores informações dos outros habitats de inovação e isso dificultou uma análise mais precisa e consistente.

Em um futuro próximo, é interessante reaplicar o questionário às empresas faltantes, para que seja possível reunir informações mais pontuais e objetivas e, além disso, que possam servir de modelo para outras pesquisas na área da Ecoinovação.

REFERÊNCIAS

ANDERSEN, M. M. **Eco-innovation: towards a taxonomy and a theory.** In: DRUID CONFERENCE: ENTREPRENEURSHIP AND INNOVATION – ORGANIZATIONS, INSTITUTIONS AND REGIONS, 25, 2008, Copenhagen. **Anais...** Copenhagen: DRUID, 2008, p.1-16.

ARUNDEL, A.; KEMP, R. **Measuring eco-innovation.** UNU-MERIT Working Paper Series, 2009. Disponível em: <<http://www.merit.unu.edu/publications/wppdf/2009/wp2009-017.pdf>>. Acesso em: 16 jun. 2017.

CARRILLO-HERMOSILLA, J.; GONZALEZ, P. R.; KONNOLA, T. **Eco-innovation: when sustainability and competitiveness shake hands.** [S.l.]: Palgrave Macmillan, 2009.

KEMP, R.; FOXON, T. J. Tipology of Eco-Inovation. In: **MEI project: measuring Eco-Inovation.** European Commission, 2007.

Manual de Oslo - **Proposta de Diretrizes para Coleta e Interpretação de Dados sobre Inovação Tecnológica.** 2005.

RENNINGS, K. **Towards a Theory and Policy of Eco-Innovation** – Neoclassical and (Co-) Evolutionary Perspectives. Discussion Paper nº 98-24. Mannheim, Centre for European Economic Research (ZEW), 1998.

APLICAÇÃO DA ROBÓTICA NA MONITORAÇÃO AMBIENTAL

Alejandro Rafael Garcia Ramirez

Universidade do Contestado, Eng. de Controle e
Automação
Curitibanos – SC
Itajaí – SC

Jefferson Garcia de Oliveira

Universidade do Contestado, Eng. de Controle e
Automação
Curitibanos – SC

Tiago Dal Ross Fernandes

Universidade do Contestado, Eng. de Controle e
Automação
Curitibanos – SC

RESUMO: O impacto negativo da poluição do ar de fontes antropogênicas é um fenômeno que se manifesta há décadas em várias regiões do planeta. Entre as fontes causadoras de poluição, podemos citar as estações de tratamento de esgoto e aterros sanitários. Nesses ambientes, grandes quantidades de gases tóxicos são geradas. Este artigo apresenta tecnologias e recursos computacionais que estão sendo projetados para identificar os níveis de concentração de metano e amônia no ambiente. O estudo está dividido em quatro etapas. Inicialmente, uma estrutura robótica foi projetada e montada e, em seguida, seus componentes foram sequencialmente programados. Na terceira etapa, foi monitorado

um ambiente real (aterro sanitário localizado em Santa Catarina) e, na quarta etapa (atual) está sendo realizada a análise dos dados por meio de uma ferramenta estatística. O artigo apresenta resultados preliminares indicando que robôs poderiam auxiliar o homem no monitoramento ambiental.

PALAVRAS-CHAVE: Poluição do ar; Robótica, RStudio; Aterro sanitário.

ROBOTICS FOR ENVIRONMENTAL MONITORING

ABSTRACT: The negative impact of air pollution from anthropogenic sources is a phenomenon that has been manifesting for over a decades. Sewage treatment stations and sanitary landfills are examples of sources that cause pollution. In those environments, large amounts of toxic gases are generated. This paper approaches technologies and computational resources that are being designed to identify methane and ammonia concentration levels in the environment. The study was divided into four stages. Initially a robotic structure was designed and assembled, and, next, its components were sequentially programmed. In the third stage, samples were collected in a real environment (sanitary landfill located in Santa Catarina) and, in the fourth stage, data analysis is being performed using a statistical tool. The article presents preliminary

results suggesting that robots could assist man in the environmental monitoring.

KEYWORDS: Air pollution; Robotics, RStudio; Sanitary landfill.

1 | INTRODUÇÃO

A monitoração ambiental é um tema de intensa pesquisa na atualidade. Problemas como o efeito estufa e a emissão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) estão na agenda de diversos países. No Brasil, em particular, o acúmulo dos resíduos sólidos urbanos (RSU) encontra-se associado a diversos problemas ambientais, estando diretamente relacionado ao incremento do consumo de bens descartáveis e ao aumento da renda pela população (ABRELPE, 2014).

Nos últimos anos têm sido instituídas diversas leis, como a Lei Federal nº 12.305/2010, que regulamentam a gestão apropriada do lixo objetivando mitigar o impacto ambiental. Em particular, na Conferência do Clima Paris 2015 (COP21), o governo brasileiro se comprometeu em reduzir 37% das emissões de gases do efeito estufa até 2025 (MMA, 2016).

Como consequência do consumo descontrolado de bens, está ocorrendo uma destruição silenciosa e progressiva do planeta (BARSANO; BARBOSA, 2012). Os autores afirmam que a qualidade de vida e o equilíbrio ecológico estão comprometidos e que, como consequência, a preservação da vida é cada vez mais difícil.

Para Morais et al. (2012) uma das causas que resultam na poluição do ar é queima de combustíveis fósseis, tais como o carvão mineral e os derivados do petróleo. Barsano e Barbosa (2012) afirmam que além dos automóveis, indústrias, a emissão gases de resíduos orgânicos, queimadas, fornos e incineradores também são responsáveis por tal poluição.

Por outro lado, a poluição do ar está diretamente ligada a problemas respiratórios, alergias, e diversas outras doenças, inclusive cancerígenas (Morais et al., 2012). Os autores afirmam que tal poluição também ocasiona o aumento do efeito estufa, propiciando o aumento da temperatura do planeta, o qual resulta em mudanças climáticas. Essas mudanças climáticas fazem aumentar os níveis dos oceanos com o derretimento das geleiras polares, causam fortes chuvas, tufões e maremotos.

Para Barbosa & Ibrahin (2014) a poluição atmosférica resulta na contaminação do solo e das águas através de chuvas ácidas. Segundo os autores, também ocasiona problemas de grande escala na natureza pois faz diminuir a velocidade de fotossíntese das plantas. Também destacam que os principais poluentes liberados na atmosfera a partir das atividades humanas são o dióxido de enxofre, os óxidos de nitrogênio e o monóxido de carbono.

A decomposição de resíduos orgânicos em aterros sanitários também polui o ar. Nesses locais ocorre a geração de gás metano, que é mais prejudicial do que o gás carbônico, e contribui mais ao aquecimento global (BARBOSA; IBRAHIN, 2014). Nesse contexto, a detecção de gases prejudiciais ao ambiente ocupa um lugar de destaque.

Nas plantas de petróleo, plantas de fertilizantes de fósforo, aterros sanitários e plantas de tratamento de esgoto encontram-se exemplos de fontes de emissão de gases prejudiciais ao meio ambiente (GĘBICKI et. al., 2014). Evidencia-se a importância do assunto e o interesse de diferentes entidades por tratar este tema.

A monitoração dos compostos gasosos torna-se uma atividade fundamental para mitigar os efeitos adversos à natureza, economia, e fundamentalmente, na saúde humana (BELGIORNO et. al., 2012). A análise instrumental de amostras de gás é baseada em duas abordagens principais. A primeira consiste na identificação de compostos usando cromatografia gasosa (BELGIORNO et. al., 2012). A segunda é baseada na análise abrangente da mistura gasosa, sem a separação em componentes específicos, usando um nariz eletrônico para tal fim (WILSON; BAIETTO, 2009). Os narizes eletrônicos são instrumentos baseados em sensores não específicos, usualmente dotados de inteligência artificial e ferramentas para o reconhecimento de padrões (PEARCE et. al., 2013).

O intuito deste artigo é o de apresentar tecnologias que estão sendo desenvolvidas, e os recursos computacionais que estão sendo empregados, para a monitoração de gases prejudiciais ao meio ambiente. O trabalho de pesquisa aqui apresentado é fruto da experiência da execução de um projeto de cooperação internacional entre Brasil e Cuba, que reúne pesquisadores da Universidade do Vale de Itajaí (UNIVALI), a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), a Universidade da Havana (UH) e a Universidade do Contestado (UnC). Nestas páginas serão apresentados os aspectos de hardware e software de um robô móvel que está sendo projetado para operar em aterros sanitários. Uma plataforma de software livre começa a ser estudada para realizar a análise das medições efetuadas pelo robô.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

Atualmente, com o desenvolvimento das ferramentas da informática, as novas tecnologias, a evolução da microeletrônica, o desenvolvimento de novos sensores, a potência dos processadores, assim como a tentativa do homem de imitar o comportamento inteligente, sensorial e locomotor dos animais, e o seu próprio, se abre um campo vasto em diferentes áreas de pesquisa e desenvolvimento tecnológico, em particular, integrando a instrumentação, química e a robótica (DURAN; RAMIREZ, 2017).

Nessa linha de trabalhos, destacam-se as aplicações dos sistemas conhecidos como narizes eletrônicos (DE MELO LISBOA et al., 2009). Os narizes eletrônicos podem ser usados em diversas aplicações, tais como na medição da contaminação do ar e da água, na detecção de fugas de gases, drogas, explosivos e pessoas, assim como na medicina, na indústria de alimentos, perfumaria e na biotecnologia, dentre outras.

A integração dos narizes eletrônicos com os sistemas robóticos constitui uma

linha de pesquisa que vem sendo explorada há pouco mais de vinte anos (KOWADLO, 2008). Para Brooks (1991), os robôs são a melhor aproximação de máquinas que imitam seres vivos, sendo uma adequada plataforma que auxilia o estudo sobre comportamentos inteligentes. Diversas tarefas se impõem a um robô móvel, tais como navegação, reconhecimento, aprendizado, cognição e cooperação, dentre outras (DE PIERI, 2002).

Problemas relacionados com a eficiência na captura dos dados provenientes de sensores, as dificuldades encontradas ao tratar ruídos, o processamento computacional, o acréscimo da complexidade do trabalho de programação das ações do robô, dentre outros, são temas objeto de intenso estudo (NIKU, 2014).

Como comentado previamente, o gás metano (CH_4), que pode ser gerado a partir da decomposição de lixo orgânico, é prejudicial ao ambiente. Estima-se que no ano de 2012 ocorreu uma considerável emissão de gás metano para a atmosfera proveniente da decomposição dos resíduos sólidos (SANTOS et al., 2014). Os aterros sanitários são responsáveis por entre 6 a 8% do total das emissões de gás metano à atmosfera (PEREIRA, 2016).

Assim como o metano, a amônia (NH_3) também é gerada a partir da decomposição de materiais orgânicos. O gás amônia é incolor, tóxico e corrosivo em condições ambientais normais. Possui um odor irritante, e assim como o metano, é inflamável e pode provocar asfixia, caso seja inalado (LORENA, 2017).

Levando em conta esses elementos está sendo projetado um robô móvel considerando como cenário de estudo o aterro sanitário. O robô é controlado remotamente por um dispositivo móvel. O mesmo será capaz de identificar e quantificar os níveis dos gases amônia e metano, baseando-se nos princípios dos narizes eletrônicos.

A utilização da robótica nesse contexto é relevante, evitando, por exemplo, que o homem se contamine ao entrar em contato com os gases já citados. A utilização de um robô móvel para a aquisição de informações sobre os níveis de concentração dos gases amônia e metano reduziria o risco à saúde das pessoas que trabalham com este tipo de coleta de informações, propiciando criar um ambiente automatizado para a monitoração dessas grandezas.

O projeto

Para executar a tarefa proposta foi necessário definir o mecanismo de locomoção do robô. Muitos dos mecanismos existentes foram inspirados nos equivalentes biológicos, tais como o uso de patas, asas, e até mesmo mecanismos que permitem rastejar. Enquanto que outros sistemas de locomoção são baseados em rodas, os quais não possuem um homólogo biológico (SIEGWART; NOURBAKHSH, 2004).

Dos tipos de locomoção estudados verificou-se que a configuração diferencial está presente na maioria dos robôs móveis com rodas (RMR). A mesma apresenta

diversas vantagens, tais como a redução de custos de desenvolvimento, devido a sua simplicidade mecânica em comparação com outros tipos de configurações, tais como a Ackerman, omnidirecional e triciclo clássico, por exemplo. Na configuração diferencial, o giro se efetua devido à diferença de velocidade de rotação entre as rodas e não é necessário desenvolver complexos mecanismos de direção (SIEGWART; NOURBAKHSH, 2004).

Além das vantagens mecânicas, do ponto de vista do controle, esta configuração permite efetuar movimentos em linha reta, girar sobre si mesmo e mover-se por arcos de circunferência, a partir da execução de ações simples que permitem mudar a relação entre as velocidades de ambas as rodas. Uma desvantagem desta configuração é a impossibilidade de efetuar deslocamentos laterais, devido à restrição holonômica imposta pelas rodas, que possuem uma orientação fixa (BORENSTEIN et al., 1996).

Para obter o modelo cinemático de um RMR devem ser analisadas as características que impõem, tanto as limitações, quanto as possibilidades de movimento. É particularmente importante que essas características sejam expressas em relação a um sistema de referência inercial (SIEGWART; NOURBAKHSH, 2004).

A Figura 1 ilustra as variáveis empregadas no modelo RMR diferencial, sendo elas: a velocidade linear do movimento $v(t)$, a velocidade angular $\omega(t)$, o ângulo do giro $\theta(t)$ e o eixo de rotação P . Observa-se que, nesta configuração, além das rodas motrizes (ativas) é comum encontrar um ou dois pontos de apoio formados por rodas passivas, que não geram movimentos.

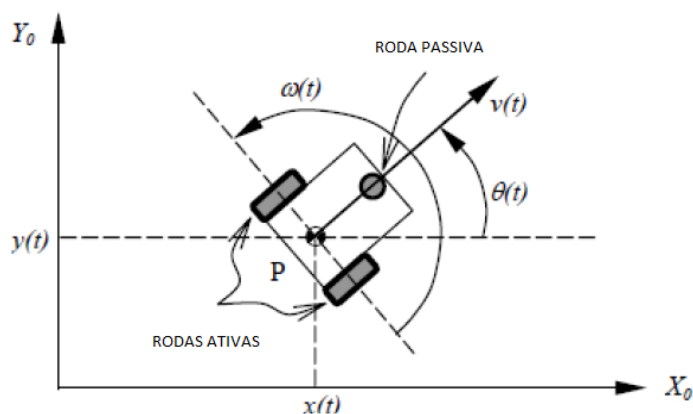


Figura 1. Variáveis do modelo RMR diferencial.

Fonte: Siegart & Nourbakhsh (2004)

A fim de simplificar a análise do modelo cinemático, são considerados os seguintes pressupostos (ORTIGOZA, et al., 2007):

- O robô se movimenta ao longo de uma superfície plana com apenas três graus de liberdade;
 - Não há elementos flexíveis na estrutura do robô;
 - As rodas possuem um eixo de direcionamento perpendicular à superfície.
- A base do robô escolhida para o projeto pode ser observada na Figura 2.



Figura 2. Base do robô.

Fonte: <<https://www.usinainfo.com.br/kits-chassi-roboticos/carrinho-arduino-redondo-carro-roboto-2wd-80rpm-mdf-3mm-kit-chassi-usinainfo-3665.html>> Acesso em 07 de maio de 2018

O modelo ilustrado na Figura 2 possui dois motores, duas rodas com tração independente, duas caixas de redução, dois pneus de borracha, uma esfera giratória (ponto de apoio), totalizando um valor de 113,90 Reais.

Salienta-se que além do chassi e dos motores, é necessário incorporar uma placa controladora usando, por exemplo, o Arduino Uno (59,90 Reais) e um driver de potência L293D duplo (34,90 Reais), para acionar os motores das rodas. Um display LCD (16,90 Reais), um dispositivo para emitir sons de alertas (12,90 Reais) e um módulo Bluetooth (36,90), também foram incorporados. Além destes elementos, foram adquiridos sensores para poder interagir com o meio, tais como sensores de ultrassom (o modelo HC-SR04 custa 19,90 Reais). Considerando um total de seis sensores, para cobrir a parte dianteira, traseira e as laterais do robô, o valor da plataforma aumentaria para 394,80 Reais, o qual pode ser considerado um custo baixo para este tipo de sistemas. A Figura 3 ilustra os elementos básicos do sistema.

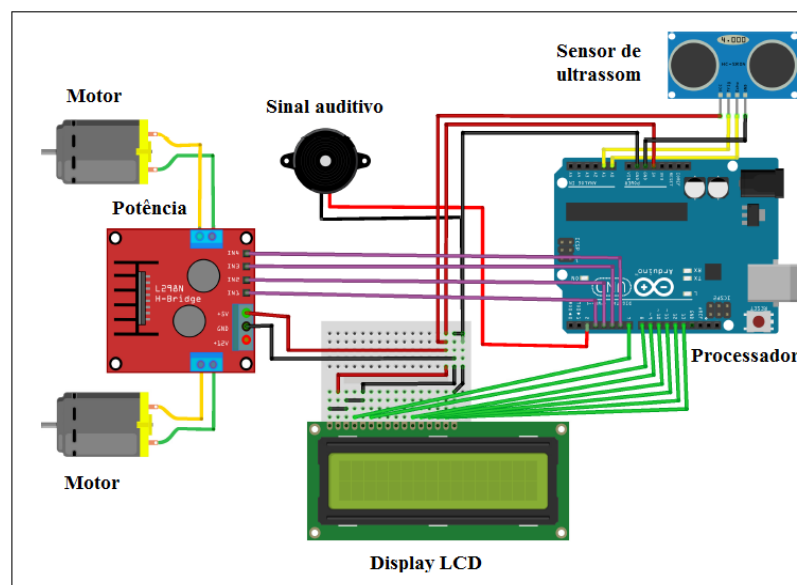


Figura 3. Componentes básicas do robô.

Além desta infraestrutura básica para o robô, foi necessário incorporar um sensor de gás metano, não específico, MQ-4 (19,95 Reais), responsável pela identificação e quantificação de concentrações de gás metano (ppm); um sensor de gás amônia, não específico, MQ-135 (34,80 Reais), responsável pela identificação e quantificação de concentrações de gás amônia (ppm) e um sensor de temperatura e umidade DHT11 (10,90 Reais). Incluindo essas componentes, o custo total do robô aumentou para 460,45 Reais. Na sequência, as diversas componentes do robô foram programadas e integradas.

RStudio

Para processar os dados adquiridos pelos sistemas de monitoração ambiental utilizam-se com frequência ferramentas proprietárias, tal como o Origin e o MatLAB, por exemplo. E, nesse âmbito, algumas empresas atuantes na área de tecnologia passaram estrategicamente a restringir suas criações através de licenças para o emprego de programas computacionais proprietários. Mas, em contraposição, há também uma tendência a utilizar softwares de código aberto, disponíveis para uso irrestrito, constituindo uma nova forma de desenvolver aplicativos, voltada para a colaboração entre os desenvolvedores.

Em particular, na temática dos narizes eletrônicos, começa a ser explorada pela comunidade científica a plataforma RStudio (GEBICKI et al., 2016). O RStudio é um ambiente de software livre, com licença AGPL v3, empregado na computação estatística e gráfica. O mesmo compila e executa em uma ampla variedade de plataformas, incluindo UNIX, FreeBSD e Linux, Windows e MacOS e torna-se uma opção interessante para implementar operações matemáticas imprescindíveis no funcionamento dos narizes eletrônicos (GEBICKI et. al, 2014).

No software R encontramos diversos procedimentos matemáticos programados, tais como a Análise de Componentes Principais (PCA) e a análise de Discriminante Linear (LDA), dentre outras técnicas comumente empregadas no processamento de substâncias químicas. Explorar os recursos desta ferramenta é foco da atual proposta.

Salienta-se que o RStudio não é apenas um sistema de estatísticas, mas um ambiente no qual as técnicas estatísticas são implementadas. O termo ambiente pretende caracterizá-lo como um sistema totalmente planejado e coerente, ao invés de um acréscimo incremental de ferramentas muito específicas e inflexíveis, tal como acontece frequentemente com outros softwares de análise de dados (The R Foundation, 2017). A Figura 4 ilustra uma tela desse ambiente.

Cabe salientar também que o RStudio fornece uma grande variedade de recursos estatísticos, tais como: modelagem linear e não-linear, testes estatísticos clássicos, análise de séries temporais, classificação, agrupamento e diversas técnicas gráficas. Uma das vantagens do software é a facilidade com que podem ser produzidos gráficos

com qualidade de publicação, incluindo símbolos matemáticos e fórmulas. Também permite realizar o tratamento e armazenamento de dados, disponibiliza operadores para cálculos com matrizes e uma boa coleção de ferramentas intermediárias para análise de dados. A linguagem inclui também recursos condicionais, loops, funções recursivas definidas pelo usuário e os usuários também podem criar novas funções (The R Foundation, 2017).

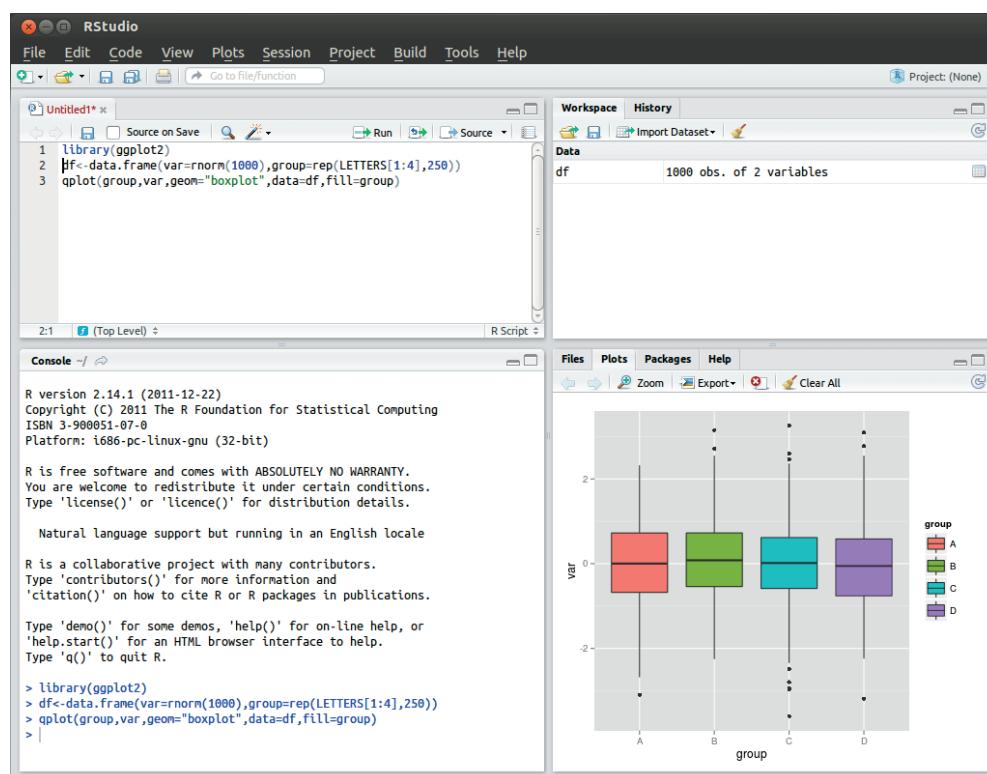


Figura 4. Exemplo básico de programação com o RStudio.

Fonte: <<http://manipulandodados.com.br/aprimorando-o-r-com-o-rstudio/>> Acesso em 1 de julho de 2018

Por outro lado, para tarefas computacionalmente intensivas, códigos em C, C++ e Fortran podem ser vinculados e chamados em tempo de execução. A modo de exemplo, os usuários avançados podem escrever código C para manipular objetos em R diretamente. Por estes motivos, acredita-se que seu uso represente uma importante contribuição para implementar processamentos imprescindíveis para o funcionamento dos narizes eletrônicos.

3 | RESULTADOS

Este trabalho é baseado na hipótese de que a robótica poderia auxiliar ao homem, de forma efetiva e em segurança, na monitoração de substâncias gasosas que impactam prejudicialmente o meio ambiente. O estudo iniciou-se a partir de uma pesquisa bibliográfica em livros, artigos e revistas, analisando os trabalhos relacionados. Munidos desses elementos, e a partir da experiência prévia da equipe, foi projetado um robô móvel, para fins de validação da hipótese, e foi iniciado o tratamento dos

dados com o RStudio.

Em relação à forma de abordagem do problema, esta pesquisa pode ser classificada como quantitativa, pois são usadas métricas geradas a partir da interpretação das leituras dos sensores (leituras de concentração, % de umidade e temperatura). Sob o ponto de vista de seus objetivos, este trabalho pode ser classificado como exploratório, pois tal como foi definido em (GIL, 1999, p. 30), busca esclarecer e modificar conceitos e ideias a partir da prática científica.

O estudo foi dividido em quatro etapas. Inicialmente foi projetada e montada a estrutura do robô, sendo realizada, na sequência, a programação das suas componentes (firmware). Na terceira etapa foram realizadas medições em um aterro sanitário na região de Curitiba e em outras localidades da cidade. Na quarta etapa (atual), está sendo realizada a análise dos dados coletados no Rstudio (em execução).

Ainda não foi incorporado no robô um nariz eletrônico (NE), de fato. Ainda deverão ser desenvolvidas técnicas de pré-processamento e de inteligência artificial, por exemplo. Munido desses acréscimos, o sistema poderá atuar como base de um NE para as substâncias detectadas pelos sensores de gases selecionados. Nesta pesquisa, o robô conta com Sensor de Gás Amônia MQ-135 e um Sensor de Gás Metano MQ-4 para identificar e quantificar esses gases (ppm), além de um Sensor de Temperatura e Umidade DHT11.

O robô possui tração diferencial, com motores elétricos de corrente contínua e velocidade máxima de 200 RPM, sendo alimentado por Baterias Turnigy, de 2200 mAH. Para controlar a velocidade e o sentido de rotação dos motores foi usada uma Ponte H (HG7881). Um Buzzer (dispositivo elétrico que gera um sinal sonoro), avisa quando as concentrações destes gases superam os níveis prefixados. Cabe salientar que o robô é controlado remotamente via Bluetooth, através de um dispositivo móvel, usando o módulo HC-05. A Figura 5 ilustra a montagem do robô e suas principais componentes.

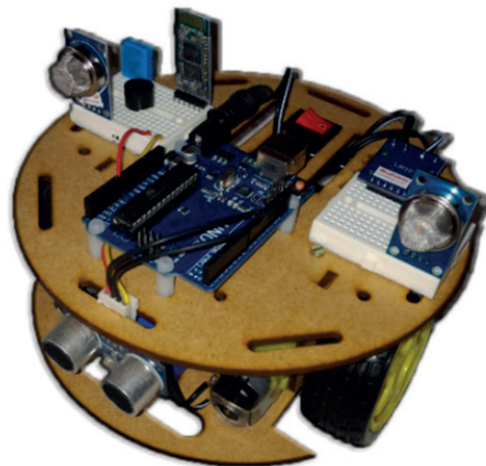


Figura 5. Robô projetado para detectar substâncias gasosas no meio ambiente

Na Figura 6 é possível observar a tela do aplicativo que é executado no dispositivo

móvel. As setas controlam o sentido dos movimentos. Cabe salientar que os dados apresentados na imagem são apenas ilustrativos.



Figura 6. Tela do aplicativo no dispositivo móvel

No dispositivo móvel é possível gerar um arquivo de dados, contendo as informações dos sensores, Figura 7. Estes dados são importados pelo RStudio.

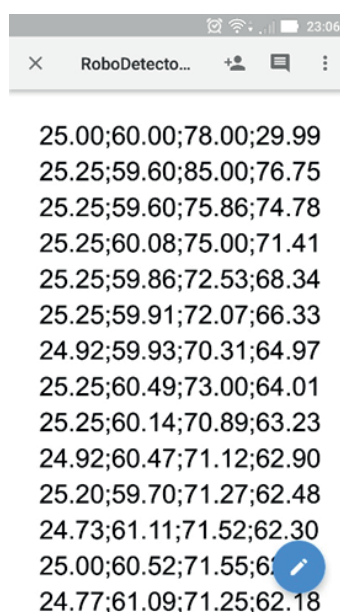


Figura 7 - Arquivo de dados.

Na figura 8 são listadas a média das leituras realizadas em quatro locais diferentes do município de Curitiba. As leituras permitem comparar qualitativamente os níveis de concentração, temperatura e umidade que os sensores detectaram em cada local analisado.

Local	Temperatura (°C)	Umidade (%)	Níveis de Amônia (ppm)	Níveis de Metano (ppm)
Aeroporto	17,89	62,08	86,51	98,11
Casa	19,52	59,38	38,92	75,11
Cedup	18,10	63,61	58,54	90,64
Coinco	17,11	64,43	178,50	160,86

Figura 8 - Média das leituras dos sensores

É possível observar que o Coinco (aterro sanitário de Curitiba) é o local onde foram detectados os maiores níveis de concentração dos gases monitorados. Isto é devido à maior concentração de lixo no local (resíduos sólidos). Em contraposição, na residência (casa), no centro da cidade, foram obtidos os menores valores de concentração. O aeroporto municipal ficou com o segundo local com maiores registros de concentração dos gases monitorados, dentre os ambientes em que a amostragem foi realizada. Cabe salientar que nas suas proximidades há empresas que poluem o ar, liberando gases à atmosfera. No Cedup (Centro de Educação Profissionalizante de Curitiba), a média dos valores lidos pelo sensor sensível a metano ficou próxima do valor médio obtido no aeroporto. Isto pode ter acontecido, pois em suas proximidades há fontes de esgoto a céu aberto. Cabe salientar que os sensores empregados não são específicos (reagem a diversas substâncias) e, ainda, não foram calibrados em laboratório com amostras dos gases sob estudo (amônia e metano). Porém, os resultados alcançados fornecem uma medida qualitativa da presença dessas substâncias, confirmando a hipótese do trabalho de que a robótica pode auxiliar ao homem nesta tarefa, reduzindo a exposição em locais onde há presença de gases tóxicos.

Cabe salientar que o sensor MQ-4 tem uma faixa de sensibilidade ao gás metano de 200 ppm a 1000 ppm e o sensor MQ-135 tem uma faixa de sensibilidade ao gás amônia de 10 ppm a 300ppm.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

O impacto da poluição atmosférica na saúde humana é cada vez maior. Em várias partes do mundo estudiosos concluíram que o aumento de internações e mortes poderia estar diretamente ligado com doenças respiratórias e cardiovasculares causadas pela poluição do ar. Em particular, pessoas que residem nas proximidades de aterros sanitários estão sujeitas a contraírem doenças crônicas causadas pela poluição. Os aterros emitem gases poluentes como o dióxido de carbono (CO₂), hidrogênio (H₂), gás sulfúrico (H₂S), nitrogênio (N₂), oxigênio (O₂), metano (CH₄) e amônia (NH₃), todos prejudiciais ao ser humano. No que tange a emissão de metano,

os aterros sanitários representam aproximadamente o 20% da emissão global anual deste gás à atmosfera (USEPA, 2010).

Por esses motivos, a monitoração ambiental e a detecção de gases contaminantes, em particular, são temas de intensa pesquisa na atualidade. Tal como foi apresentado no artigo, os números da emissão de gases (de efeito estufa) no Brasil, e o compromisso assumido internacionalmente, sugerem a procura de soluções para mitiga-los.

A monitoração ambiental implica o desenvolvimento e aplicação de mecanismos para a medição e análise das grandezas de interesse, sendo um meio para acompanhar as emissões odorantes para, posteriormente, criar meios efetivos para mitiga-las. Este trabalho aborda o tema específico da medição e processamento de gases e, para tal finalidade, propõe a utilização de técnicas que estão demandando a atenção da comunidade científica, estimulando também a vocação acadêmica.

Em particular, são abordadas as tecnologias e recursos computacionais que estão sendo projetadas/empregados para identificar os níveis de concentração de metano e amônia em aterros sanitários. No artigo, é apresentado um robô móvel, que está sendo desenvolvido para auxiliar ao homem nessa tarefa e foram analisados os aspectos construtivos e de programação. Posteriormente, foi descrito brevemente o resultado do processo de análise de gases de interesse em um aterro sanitário e em outras três localidades da cidade de Curitiba, em Santa Catarina. Atualmente o processamento dessas leituras está sendo explorado através da plataforma de software livre RStudio. Os resultados ainda são preliminares. Após os testes realizados, concluiu-se que a combinação do sensoriamento químico e a robótica criam novas oportunidades para o monitoramento ambiental, fornecendo flexibilidade e robustez e, podendo, inclusive, substituir o homem nessa atividade.

Salienta-se que para o robô informar com precisão os níveis de concentração dos gases em estudo, será necessária a calibração do instrumento em laboratório específico. Outra alternativa seria embarcar no robô sensores específicos que detectem somente esses tipos de gases, mas isto aumentaria significativamente o custo do dispositivo. A análise destas alternativas, e da inclusão de novos sensores de gases, será objeto de estudo em trabalhos futuros.

5 | AGRADECIMENTOS

Este trabalho teve origem a partir da aprovação de um projeto e bolsa de pesquisa do Artigo 170, concedida pelo programa UNIEDU do governo do Estado de Santa Catarina. Agradecemos também à CAPES e aos pesquisadores do projeto de cooperação internacional CAPES-MES 139-11.

REFERÊNCIAS

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil de 2014**. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2014.pdf>>. Acesso em 01 março de 2017.

Barbosa, Rildo Pereira & Ibrahin, Francini Imene Dias. **Resíduos Sólidos: Impactos, Manejo Gestão Ambiental**. 2014. 1ª. Edição. São Paulo: Érica. 176p.

Barsano, Paulo Roberto & Barbosa, Rildo Pereira. Meio Ambiente - Guia Prático e Didático. 2012. Editora Érica. 256p.

Belgiorno V.; Naddeo V. & Zarra T. 2012. **Odour Impact Assessment Handbook**. John Wiley and Sons, Inc., Hoboken, USA.

Borenstein, J., Everett, H.R., Feng L., Lee, C.S.W., Byrne, R.H. **Where am I? Sensors and Methods for Mobile Robot Positioning**. Odyssey. 1996.

Brattoli, M. et al. 2011. **Odour detection methods: olfactometry and chemical sensors**. Sensors (Basel), 11 (5): 5290-322.

Brooks, F. 1991. **New Approaches to Robotics**. Science. (253):. 1227-1232.

De Melo Lisboa, H.; Pagé, T. & Guy, C. 2009. **Gestão de odores: fundamentos do nariz eletrônico**. Revista Engenharia Sanitária Ambiental. 14 (1): 9-18.

Dentoni L.; Capelli L.; Sironi S.; Remondini M.; Della Torre M.; Riccò I.; Demattè F.; Zanetti S. & Grande M. I. 2012. **Electronic noses for the qualitative and quantitative determination of environmental odours**. Chemical Engineering Transactions, 30: 211-216.

Duran, A. & Ramirez, A.R.G. 2017. Proposta De Auxílio Para O Pesquisador Visitante (APV). Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Ferreira, M. M. C. **Quimiometria**. 2015.

Garcia, F. C.; Blanco-Rodríguez, A.; Valiente, R.; Lambert, B. J.; Becheran, L.; Lisboa, E. M.; Durán, A.; Ramirez, A. R. G. 2016. **Application of an Electronic Nose Coupled to a Gas Analyser for Measuring Ammonia**. Chemical Engineering Transactions, (54) 27-132.

Garcia, F. C. 2016. **Avaliação de técnicas de pré-processamento para um nariz eletrônico baseado em sensores MOS**. Dissertação de Mestrado. Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí. 105 p.

Gębicki J.; Dymerski T. & Namiesnik J. 2014. **Monitoring of Odour Nuisance from Landfill Using Electronic Nose**. Chemical Engineering Transactions, 40, 85-90pp.

Gebicki J. Byliński H. & Namieśnik J., 2016, **Measurement techniques for assessing the olfactory impact of municipal sewage treatment plants**. Environ. Monit. Assess. 188 (1), 32.

Gil, A. C. 1999. **Métodos e Técnicas de Pesquisa Social**. 5. Ed. São Paulo: Atlas.

Lorena, S. Amônia. Disponível em: <<http://www.infoescola.com/compostosquimicos/amonia/>>. Acesso em 14 abril de 2017.

Ministério Do Meio Ambiente (Mma). Discurso Da Presidenta Dima Rousef Em Conferência da Onu. Disponível em: <[Http://Www.Mma.Gov.Br/Index.Php/Comunicacao/Agencia- Informma?View=Blog&Id=1162](http://www.mma.gov.br/index.php/comunicacao/agencia-informma?view=blog&id=1162)> Acesso em 01 março de 2017.

Morais, Leandro Cardoso De et al. **Tratamento de Emissões Gasosas**. 2012. In: Rosa, André

Henrique; Fraceto, Leonardo Fernandes; Moschini-Carlos, Viviane (Org.). Meio Ambiente E Sustentabilidade. Porto Alegre: Bookman, Cap. 13. 301-321pp.

Niku, S. B. **Introdução à Robótica: Análise, Controle, Aplicações**. 2ª. Edição. Editora. LTC. 2014.

Ortigoza R.S.; Sánchez J.R.G.; Sotelo, V.R.B. & Molina, M.A. 2007. **Una panorámica de los robots móviles**. Revista Electrónica de Estudios Telemáticos.

Pearce T.C.; Schiffman S. S.; Nagle H.T. & Gardner J.W., 2003. **Handbook of Machine Olfaction**. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co.Germany.

Pereira, Cezar Augusto Bergoli. Resíduos Sólidos: **O Biogás como Fonte Energética**. 2016. In: Seminário De Iniciação Científica, Ciência Alimentando o Brasil. Ijuí: Unijuí, 1 – 6 pp.

Pieri, Edson Roberto de. 2001. **Curso de Robótica Móvel**. Curso de Engenharia Elétrica, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 141p.

Kowadlo, G., Russell R.A. **Robot Odor Localization: A Taxonomy and Survey**. The International Journal Of Robotics Research. (27): 869-894, 2008.

Rodriguez, A. B.; Garcia, F. C.; Blanco-Rodríguez, A.; Valiente, R.; Lambert, B. J.; Becheran, L.; Lisboa, E. M.; Durán, A; Ramirez, A. R. G. 2017. **Wastewater Odours Analysis by using Electronic Nose, Dynamic Olfactometry and H2S analyzer**. In Proc. 7th IWA Odours and Air Emissions Conference. Poland.

Santos, Mauro Meirelles De Oliveira et al. 2014. **Estimativas Anuais De Emissões de Gases de Efeito Estufa No Brasil**. 2. Ed. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia E Inovação. 190 p.

Siegwart, R. & Nourbakhsh, I. **Introduction to autonomous mobile robots**. 2004 Massachusetts Institute of Technology. ISBN 0-262-19502-X.

The R Foundation. 2016. **What is R?** <<https://www.r-project.org/about.html>> Acesso em 01 março de 2017.

USEPA. 2010. **Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2010**. United States Environmental Protection Agency. 2010.

Wilson A.D. & Baietto M., 2009. **Applications and advances in electronic-nose technologies**. Sensors 9: 5099–5148.

ARRANJO PRODUTIVO LEITEIRO COMO FORMA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E PRESERVAÇÃO AMBIENTAL DE UMA REGIÃO DO INTERIOR DO CEARÁ

Erica Nobre Nogueira

Centro Universitário Católica de Quixadá –
UNICATÖLICA
Quixadá - CE

Daniel Paiva Mendes

Centro Universitário Católica de Quixadá –
UNICATÖLICA
Quixadá - CE

Sérgio Horta Mattos

Centro Universitário Católica de Quixadá –
UNICATÖLICA
Quixadá - CE

Valter De Souza Pinho

Centro Universitário Católica de Quixadá –
UNICATÖLICA
Quixadá – CE

Danielle Rabelo Costa

Centro Universitário Católica de Quixadá –
UNICATÖLICA
Quixadá – CE

RESUMO: O objetivo desse estudo foi analisar como o arranjo produtivo leiteiro de uma comunidade rural do interior do Ceará contribui para o seu desenvolvimento sustentável e preservação ambiental. A pesquisa qualitativa, de campo, foi realizada em uma comunidade rural do Vale do Jaguaribe - CE com os produtores de leite da região e com o proprietário da indústria de beneficiamento de laticínio em outubro de

2018. Os dados coletados foram analisados por meio da técnica de análise de conteúdo, onde foi possível conhecer o processo produtivo do presidente, as técnicas utilizadas no manejo produtivo sustentável e ambientalmente correto pelos produtores e a importância deste formato produtivo para o desenvolvimento local e regional. Os resultados evidenciaram que este arranjo produtivo leiteiro é fundamental para o desenvolvimento social, econômico e ambiental local contribuindo sobremaneira para a sustentabilidade regional.

PALAVRAS-CHAVE: APL, produtores, desenvolvimento.

MILK PRODUCTIVE ARRANGEMENT AS A FORM OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT AND ENVIRONMENTAL PRESERVATION OF A REGION OF THE INTERIOR OF CEARÁ

ABSTRACT: The objective of this study was to analyze how the dairy production arrangement of a rural community in the interior of Ceará contributes to the growth and sustainable development of the region. The field qualitative research was carried out in a rural community of Vale does Jaguaribe - CE with the dairy producers of the region and with the owner of the dairy industry in October 2018. The data collected were analyzed using the technique of content analysis, where it was possible to know

the productive process of the president, his techniques used and the importance of the producers for the maintenance of the industry, because they are the ones who have the raw material in hands that strengthens the arrangement and produces riches. The results showed that this milk production arrangement is fundamental for local social, economic and environmental development, contributing greatly to regional sustainability.

KEYWORDS: APL, producers, development.

1 | INTRODUÇÃO

Os arranjos produtivos locais (APL) são meios de organização do processo produtivo local, que surgem de acordo com as aglomerações territoriais de agentes econômicos, políticos e sociais, nos quais apresentam vínculos de interdependência, e tem como propósito apresentar maiores vantagens competitivas e sustentabilidade por meio de três características: cooperação, articulação e interação (LASTRES; CASSIOLATO; MACIEL, 2003; LASTRES; CASSIOLATO; ARROIO, 2005).

O modelo de APL é conceituado como uma forma de possibilitar crescimento econômico e gerar bem-estar social à comunidade inserida no arranjo, pois esse desenvolvimento eleva a renda e atrai pessoas (BNDES, 2004).

No Estado do Ceará, a atividade leiteira tem um importante papel na sobrevivência de famílias rurais, pois essa atividade permite a diversificação da propriedade e a incorporação da agricultura e pecuária, em particular no uso dos subprodutos agrícolas na alimentação das vacas e do esterco na adubação dos cultivos (LASTRES; CASSIOLATO; ARROIO, 2005).

Desse modo, aponta-se a cidade de Morada Nova no Ceará, como segunda maior bacia leiteira do estado. Apesar da grande seca, o cenário cearense vive antagonismo de superprodução da atividade leiteira, ainda pelo fato da produção de leite ser uma área que recebe muitos investimentos (AMARAL, 2002).

Por conseguinte, a produção leiteira tem grande relevância para o agronegócio brasileiro por ser uma opção de baixo risco e pouco investimento. Desse modo, buscando maior competitividade, as alianças comerciais são uma estratégia de pouco risco e de melhores resultados para as partes envolvidas. A integração entre atores envolvidos em determinada atividade de produção é chamada de Arranjo Produtivo Local – APL.

Para o desenvolvimento do arranjo produtivo local, é necessário a aproximação dos atores para realização de um sistema de inovação social, pois o mesmo não obedece a limites políticos ou geográficos, e sim o limite do próprio homem racional. Isso levará ao estabelecimento e competitividade do conjunto de produtores (SUZIGAN; FURTADO; GARCIA; SAMPAIO, 2002).

Sobre desenvolvimento local/regional a capacidade de inovação e aprendizado são estruturadas a partir das características socioculturais e produtivas de um espaço geográfico específico (LASTRES; CASSIOLATO; MACIEL, 2003; SCHMITZ, 2005).

Com isso a perspectiva desses processos com elementos centrais ainda apresenta barreiras, tanto em mensuração, desempenho inovativo como também das empresas e das pessoas inseridas nos APL's.

Portanto, em busca de maior competitividade, Amorim e Serra (2001) relatam que os aglomerados trazem benefícios aos que estão inseridos no APL. Com isso, chega-se na formação da capacidade inovativa do arranjo produtivo do leite, que tem grande significado em todo território brasileiro.

Em vista disso, a presente pesquisa apresenta como problemática a seguinte indagação: Como o arranjo produtivo leiteiro de uma comunidade rural no vale do Jaguaribe contribuiu para o desenvolvimento da região?

O estudo tem como objetivo geral analisar como o arranjo produtivo leiteiro de uma comunidade rural do Vale do Jaguaribe - CE contribui para o desenvolvimento sustentável e preservação ambiental da região; e como objetivos específicos: i) conhecer o arranjo produtivo local na atividade leiteira da comunidade rural do Vale do Jaguaribe; ii) identificar a influência do arranjo produtivo do leite para o desenvolvimento local da comunidade rural do Vale do Jaguaribe; iii) estudar o processo produtivo do leite do autor da comunidade rural do Vale do Jaguaribe.

2 | PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Quanto aos procedimentos metodológicos, realizou-se uma pesquisa qualitativa de cunho descritivo, pois teve como objetivo principal analisar como o arranjo produtivo leiteiro de uma comunidade rural do Vale do Jaguaribe contribuiu para o crescimento econômico da região (SEVERINO, 2007; VERGARA, 2011).

A pesquisa de campo foi realizada com os produtores de leite e com o autor, proprietário da uma fábrica de beneficiamento de leite que compra o produto *in natura* dos produtores da região. A pesquisa aconteceu em uma comunidade rural no interior da cidade de Morada Nova, Vale do Jaguaribe do Estado do Ceará, no mês de outubro de 2018. A comunidade é composta por moradores que tem sua principal fonte de renda na agricultura familiar, sendo beneficiários do Programa Federal do Bolsa Família, aposentadoria, prestação de serviços domésticos e agropecuária.

A Fazenda ALFA, *lócus* da pesquisa, tem entre suas atividades a agropecuária, a própria fábrica de beneficiamento de laticínios, onde realizam os processos de higienização e armazenamento do leite para a fabricação de queijos e natas. O APL possui cerca de 150 produtores de leite na região, que fornece o produto *in natura* para a fábrica de beneficiamento, que conta com 2 motoristas, responsáveis pela coleta do leite nas comunidades, 3 vaqueiros e 7 pessoas no processamento de industrialização. O quadro 2 a seguir, mostra o perfil dos entrevistados, destacando ainda suas características em relação a fábrica.

Sujeitos entrevistados	Cargo	Características
E1	Produtor de leite	Fornecedor
E2	Produtor de leite	Fornecedor
E3	Produtor de leite	Fornecedor
E4	Produtor de leite	Fornecedor
E5	Produtor de leite	Fornecedor
E6	Produtor de leite	Fornecedor
E7	Produtor de leite	Fornecedor
E8	Proprietário da fábrica	Presidente geral

Quadro 2 - Perfil dos entrevistados

Fonte: Autora (2018).

Foi utilizado a saturação como critério para encerramento das entrevistas. Para Thiry- Cherques (2009) para atingir a saturação nos resultados é necessário entrevistar entre 8 a 12 pessoas, onde os resultados se dão através das experiências dos entrevistados e são saturadas através do roteiro de entrevista. A saturação é o meio de coletar as informações, para-se de fazer as mesmas quando não se tem mais nada de novo para contribuir (THIRY-CHERQUES, 2009).

Os roteiros de entrevista para os produtores e proprietário da fábrica de beneficiamento foi adaptado de Luz (2014). As entrevistas tiveram duração média de 20 a 40 minutos. Após a realização das entrevistas, foram realizadas as transcrições e análise dos dados coletados, categorizados de acordo com os objetivos estabelecidos, para extrair as informações necessárias para discussão, usou-se o quadro de categorização de Xavier (2008). Após, foi construído um processo de categorização de análise de conteúdo de Bardin (2011), confrontando frente ao referencial teórico.

Dessa forma, foram utilizadas as etapas do processo de análise e resultados por meio de etapas adaptadas por Fernandes e Gomes (2003). Na primeira buscou-se o conteúdo, ou seja, as entrevistas, por meio de leitura para dar seguimento aos próximos passos, posteriormente se utilizou a procura pela exploração dos núcleos de sentidos, por meio da tabela de categorização, as falas dos entrevistados, cada resposta de acordo com o objetivo específico, por último a interpretação de cada núcleo, sendo discutida após a cada quadro de categorização, focando nos principais termos que respondem a indagação da pesquisa.

3 | ANÁLISE DE RESULTADOS

Neste tópico, aborda-se sobre o arranjo produtivo na atividade leiteira da

comunidade no interior do Ceará. Tomando como referência as falas dos produtores de leite e do autor (dono da fábrica). Posteriormente a discussão foi feita através da técnica de Bardin (2011) possibilitando a ordenação do pensamento, fornecendo elementos para a perfeita caracterização do objeto estudado.

Categorias	Dimensões de falas
Arranjo produtivo da comunidade	<p>“Cuido de vacas desde a infância, tenho 8 vacas que produzem leite” (E1).</p> <p>“Sou produtor a 10 anos e tenho 16 vacas” (E2).</p> <p>“Estou nessa atividade a 55 anos e tenho 7 vacas” (E3).</p> <p>“Tenho de 10 anos nessa atividade, com cerca de 7 e 8 vacas que produzem leite” (E4; E5).</p> <p>“Sou produtor a 30 anos e tenho 10 vacas leiteiras” (E6; E7).</p>
	<p>“Varia de 30 a 60 litros todos os dias, depende muito se não tem nenhuma para apartar, ou que está dando de amamentar” (E1; E7).</p>
	<p>“Nunca precisamos fazer empréstimos para comprar as vacas, com o dinheiro do leite sempre deu para manter [...]” (E1; E7).</p> <p>“Atualmente não tem nenhum recurso de terceiros, todos são próprios” (E8).</p>
	<p>“Na fábrica tem 7 pessoas produzindo queijo, mais 2 motoristas recolhendo o leite na comunidade e comunidade circunvizinhas, mais duas pessoas fazendo a entrega dos produtos, mais 3 vaqueiros. Totalizando 12 pessoas empregadas, mais todos os produtores” (E8).</p>
	<p>“Praticamente 100%, tudo que é feito, comprado para bem próprio ou de terceiros é através da renda da produção e derivados do leite” (E8).</p>

Quadro 3 - O arranjo produtivo local na atividade leiteira da comunidade rural do Vale do Jaguaribe-CE

Fonte: Autora (2018).

De acordo com o quadro 3 é possível destacar que o arranjo produtivo da comunidade é composto pelos produtores e pelo próprio dono da fábrica, e ainda pelos empregados da indústria que totalizam 12 colaboradores. Como afirma Lastres, Cassiolato e Maciel (2003) os atores do arranjo são os precursores do desenvolvimento da atividade inserida, os quais colaboram para o crescimento e desenvolvimento, através de conhecimento e técnicas.

Por conseguinte, nota-se também que alguns dos criadores entrevistados estão nessa atividade desde sua infância, dedicando-se ao máximo a criação de vacaria, onde conseguem sustento para suas famílias. Entende-se também que a proporção de leite depende da quantidade de vacas que cada criador tem como formação do arranjo, sendo que a quantidade máxima apresentada, são 16 animais, com produção máxima de até 60 litros por dia.

Dessa forma, ainda é destacado que essa produção pode variar de acordo com a situação em que a vaca se encontra, pois, todos os entrevistados afirmaram que quando o animal está na fase de amamentação, não se pode tirar leite naquele dia para não prejudicar o bezerro, ou até mesmo a própria vaca, ocasionando diminuição da produção do leite, até que essa situação mude.

Os entrevistados ainda relataram que nunca precisaram de empréstimos para comprar seus animais, a razão é que a renda proveniente da venda do leite possibilitou a compra de mais animais. Desse modo, foi possível complementar seus rebanhos, ressaltando ainda continuar comprando assim que tiverem condições. O dono da fazenda também afirmou a mesma coisa dos produtores, sempre comprou seu rebanho através da venda do leite, e assim foi trabalhando para a inserção da fábrica na comunidade, com recursos próprios e trabalhando incansavelmente para o desenvolvimento da região.

Nesta parte, discorreu-se sobre o segundo objetivo específico, onde é possível perceber a influência do arranjo para o crescimento da região, pois as pessoas que não tinham renda conseguiram mudar essa situação, vendendo leite para a fábrica, adquirindo assim, uma fonte de faturamento para sobreviver, relatado no quadro abaixo com as falas dos entrevistados:

Categorias	Dimensões de falas
A importância do arranjo produtivo do leite para no desenvolvimento da comunidade	<p>“Toda minha família depende da renda vinda do leite, somos 5 no total” “Somos em 4” (E1, E2, E3 e E4) “Minha esposa e minha mãe recebem benefícios do governo, mas mesmo assim todos somos beneficiados com a venda do leite” (E5) “Eu e minha esposa dependemos dessa renda [...]” (E6 e E7)</p>
	<p>“De R\$ 1.200,00 a R\$ 2.000,00 (E2 – E7)</p>
	<p>“Quando estamos no verão o dinheiro é praticamente para comprar ração, pois os pastos estão secos, e ficamos com bem pouco desse dinheiro, mas no inverno tudo melhora, porque os bichos ficam tudo gordo, o dinheiro é de R\$ 1.000,00 (E1).</p>
	<p>“Minha família sobrevive dessa atividade, vou continuar trabalhando com minhas vacas, para dar sustento a minha família” (E1 e E2) “Vou continuar e lutar para aumentar, com a indústria melhorou muito. (E3, E4 e E5)</p>

	<p>“Eu que comecei a cuidar de vacas e hoje meus filhos querem também, é nossa sobrevivência... (E6 e E7)</p>
	<p>“A fábrica é uma porta para nós, pois assim vendemos todo o leite”. (E1 e E4) “A fábrica é um meio de sobrevivência para muitos na nossa localidade e outros cantos que vende leite para lá também” (E2) “Tendo mais ou menos leite ele não deixa de comprar e o dinheiro vem bem certinho” (E5)</p>

Quadro 4 - A influência do APL para o desenvolvimento local da comunidade rural do Vale do Jaguaribe-CE

Fonte: Autora (2018).

Verifica-se a importância do arranjo produtivo na vida dos produtores e de seus familiares, onde conseguem sustentar sua casa através da venda do leite para a indústria, mesmo quando alguns componentes da família recebem benefício do governo como relata o entrevistado E5, a renda vinda do leite ainda é essencial para sustento próprio.

O dinheiro arrecadado desse trabalho pode variar muito, visto que o lucro vindo é destinado praticamente a compra de ração durante todo período do verão, o que corresponde a grande parte dos pastos e rios estarem secos, como afirmam os entrevistados. Porém, no inverno a situação muda mensalmente, sendo que o dinheiro adquirido com o leite fica praticamente 100% destinado para a família, que conseguem usufruir melhor dos bens materiais, o lucro do inverno para o verão pode variar de R\$ 500,00 até R\$ 2.000,00 reais por mês conforme o quadro acima.

Deste modo, as famílias que fornecem leite para a fazenda, conseguiram melhor condições de vida, pela oportunidade de aumentar a renda, quem já tinha uma e de passar a ter uma renda, quem ainda não tinha, evoluindo financeiramente, e contribuindo para o desenvolvimento da região.

Consta-se ainda que, a inserção da fábrica é de suma importância para que os produtores consigam vender o leite completamente, seja na quantidade de costume, menos ou até mais, o que possibilita crescimento da região, já que os produtores conseguem dinheiro com a venda do leite, o dono da fazenda (autor) do arranjo alcança suas metas em consequência da coleta do leite para a fabricação dos derivados, proporcionando diversificação e empregabilidade, características de um arranjo produtivo local, que segundo (BNDES, 2004). O APL pode-se descrever como o aumento da produção e renda de um determinado local, a partir de usar suas vertentes territoriais.

Ainda, verificou-se que a inserção da fábrica no contexto produtivo com regras específicas quanto a produção do leite, seja no manejo dos animais quanto a alimentação, tratamentos sanitários, ou técnicas de uso de pastagens nativas, pastagens

artificiais, conservação do solo, entre outras, tem proporcionado uma educação ambiental continuada impactando na preservação do ecossistema local.

Por último, foi discutido o processo de fabricação do presidente da fábrica, como apresentado no quadro 5 abaixo:

Categorias	Dimensões de falas
Processo produtivo do leite	Sim, utilizamos uma máquina para analisar o leite, tem as máquinas de fabricação dos queijos coalho, que é feito na máquina queijo Mac, temos também a máquina que é para medir o PH da massa do leite para a fabricação do mussarela para saber quando ele vai estar no ponto. (E8)
	“Na fabricação é utilizado um termômetro para verificar a temperatura correta do leite para a produção dos derivados. (E8)
	“Temos a ETE (estação de tratamento de esgoto)” E8.
	Hoje só produzimos a nata, o queijo coalho e o queijo mussarela, mas pensamos em fabricar outros derivados do leite também. E8
	“São comercializados nas cidades de Fortaleza, Horizonte, Pacajus e Cascavel.” E8
	“O leite é recolhido todos os dias nas comunidades, e varia de 900 litros e 950 litros diariamente.” (E8). Contratamos uma empresa para prestar consultoria para os funcionários, e são realizados também cursos de capacitação ministrado pelo SEBRAE, para aperfeiçoar cada vez mais minha equipe (E8).

Quadro 5 - Conhecer o processo produtivo do leite do autor na comunidade rural do Vale do Jaguaribe-CE

Fonte: Autora (2018).

O leite é recolhido todos os dias, chegando a uma média de 900 a 950 litros. No seu processamento verifica-se a utilização de tecnologia para a fabricação dos derivados da matéria prima do leite, visto que é utilizado uma máquina para analisar a proteína, gordura e a densidade da massa antes de transformá-lo em outro produto industrializado.

Na própria fabricação é usado um termômetro para atingir a temperatura ideal do leite, em seguida faz-se o uso de máquinas para confecção do queijo coalho e a máquina é utilizada para averiguar o PH da massa do leite para transformá-lo em mussarela. Assim a implementação da tecnologia na indústria aumenta sua capacidade inovativa e produtiva, melhorando o desempenho da organização em seus processos corroborando com OCDE (2006).

Os resíduos do leite são colocados na ETE (estação de tratamento de esgoto) estabelecida na própria fábrica. Atualmente os produtos são comercializados nas cidades de Fortaleza, Pacajus, Horizonte e Cascavel, onde estão localizados os principais clientes.

Para capacitar a equipe de trabalho foi contratada uma empresa de consultoria para dar um norte nesse ingresso da fábrica de laticínios, e são realizados alguns cursos preparatórios ministrados pelo SEBRAE, como forma de visão e crescimento tanto da indústria quanto da comunidade, como afirma o entrevistado E8.

Por fim, é visto que as pessoas inseridas nesse arranjo conseguiram melhor qualidade de vida pela oportunidade de aumentar sua renda e ainda colaborar para o desenvolvimento local, sendo que ao fornecerem leite à fábrica, conseguem um retorno não apenas individual, como também regional, bem como ao autor do arranjo, que conseguiu unir as forças de sua comunidade para industrializar seus produtos e comercializá-los.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

A inserção da fábrica na comunidade no interior do Vale do Jaguaribe colaborou para o crescimento da região, pois uniu suas vertentes territoriais, utilizou-se de cooperação e conhecimento para a coleta do produto e industrialização promovendo empregabilidade, resultando desenvolvimento local/regional, ajudando as famílias inseridas nesse processo crescerem profissionalmente, e procriando conhecimento teórico de chão de fábrica aqueles que participam do procedimento de industrialização.

Verificou-se que o arranjo produtivo local na atividade leiteira na comunidade no interior do Ceará, é composto pelos produtores da própria localidade e localidade circunvizinhas, pelo autor (dono da fábrica) e os empregados do mesmo, que corresponde a 12 pessoas no geral, onde 2 desses recolhem o leite todos os dias e depois é levado a indústria para o processamento de industrialização, como confirmado pela teoria de Lastre, Cassiolato e Maciel (2003), onde no APL, os próprios participantes são os maiores responsáveis por toda sucessão do arranjo e trabalham incansavelmente para que o mesmo cresça e seja reconhecido.

Observou-se que os produtores que vendem leite para a indústria conseguem sustentar sua família através do dinheiro vindo desse trabalho, aumentando a renda, para conseguir sobreviver de forma mais tranquila. Como também o autor fabrica os derivados através desse leite coletado, situação que insere cooperação, articulação e interação, as principais características de um arranjo produtivo local.

Foi possível conhecer o processo produtivo do autor (proprietário da indústria de beneficiamento) que também é um produtor e tem vacas leiteiras até hoje, o qual utiliza tecnologia para garantir qualidade nos produtos que fornece, como também realiza cursos preparatório para fortalecer sua equipe e prepará-la para outros investimentos futuros. Condição que inclui tecnologia alocada ao produto, fator importante para

estender-se e ter controle do arranjo.

Por fim os resultados evidenciaram que este arranjo produtivo leiteiro é fundamental para o desenvolvimento social, econômico e ambiental local contribuindo sobremaneira para a sustentabilidade regional.

REFERÊNCIAS

- AMARAL FILHO, J. **É negócio ser pequeno, mas em grupo**. Desenvolvimento em debate, painéis do desenvolvimento brasileiro – II. Rio de Janeiro: BNDES, 2002.
- AMORIM FILHO, O.; SERRA, R. V. Evolução e perspectivas do papel das cidades médias no planejamento urbano e regional. In: ANDRADE, T. A.; SERRA, R. V. **Cidades médias brasileiras**. Rio de Janeiro: IPEA, 2001. p. 1-34.
- BARDIN, L. **Análise de conteúdo**. São Paulo: Edições 70, 2011.
- BNDES. **Arranjos Produtivos Locais e Desenvolvimento**. Brasília: BNDES, 2004. Disponível em: <<http://www.bndes.gov.br>>. Acesso em: 10 nov. 2018
- FERNANDES L. A.; GOMES, J. M. M. **Relatório de pesquisa nas Ciências Sociais: Características e modalidades de investigação**. Porto Alegre: Contexto, v. 3, n. 4, 2003.
- LASTRES, H. M. M.; CASSIOLATO, J. E.; MACIEL, M. L. **Pequena empresa: cooperação e desenvolvimento local**. Rio de Janeiro: Relume Dumará Editora, 2003.
- LASTRES, H. M. M.; CASSIOLATO, J. E.; ARROIO, A. **Conhecimento, sistemas de inovação e desenvolvimento**. Rio de Janeiro, UFRJ/Contraponto, 2005.
- LUZ, C. C. V. **Fatores que afetam a inovação tecnológica de sistemas produtivos de produtores familiares na cadeia produtiva leiteira do Distrito Federal**. 191 f. Dissertação (Mestrado em Agronegócios) - Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, 2014.
- OCDE - Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico. **Manual de Oslo: diretrizes para coleta e interpretação de dados sobre inovação**. 3.ed. São Paulo: FINEP, 2006.
- SCHMITZ, H. Aglomerações produtivas locais e cadeias de valor: como a organização das empresas influencia o aprimoramento produtivo. In: LASTRES, H.; CASSIOLATO, J. E.; ARROIO, A. (Comp.). **Conhecimento, sistemas de inovação e desenvolvimento**. Rio de Janeiro: Editora UFRJ/Contraponto, 2005.
- SEVERINO, A. J. **Metodologia do trabalho científico**. 23. ed. São Paulo: Cortez, 2007.
- SILVA, R. A. G. **Administração rural: teoria e prática**. 2. ed. Curitiba: Juruá, 2011.
- SUZIGAN, W.; FURTADO, J.; GARCIA, R.; SAMPAIO, S. E. K. Aglomerações industriais no Estado de São Paulo. **Economia Aplicada**, v. 5, n. 4, p. 695-717, out./dez. 2001.
- THIRY-CHERQUES, H. R. Saturação em pesquisa qualitativa: estimativa empírica de dimensionamento. **Revista PMKT**, v. 3, n. 2, p. 20-27, 2009.
- XAVIER, B. R. As categorias de Aristóteles e o conhecimento científico. **Revista Pensar**. Fortaleza, v. 13, n. 1, p. 57-64, jan./jun. 2008.

AVALIAÇÃO DA REMEDIAÇÃO DE ÁGUA POLUÍDA POR AZUL DE METILENO COM CASCAS DE BANANA DE ESPÉCIES VARIADAS

Rayssa Duarte Costa

Fundação Hermínio Ometto - Uniararas
Araras – SP

Jéssica Caroline da Silva

Fundação Hermínio Ometto - Uniararas
Araras – SP

Cintya Aparecida Christofolletti

Fundação Hermínio Ometto - Uniararas
Araras – SP

RESUMO: A contaminação com corantes é fonte de poluição da água para a população, perturbando os organismos aquáticos e interferindo na absorção de luz pelos seres fotossintetizantes. O azul de metileno é um corante catiônico aplicado na produção de papel, poliésteres e nylon, tingimento de tecidos, como algodão, seda e lã. O tratamento de efluentes deve apresentar baixo custo operacional e eficiência na remoção dos poluentes. Os bioadsorventes caminham na proposta de reaproveitamento de material natural e apresentam capacidades adsorptivas por metais e compostos orgânicos. O presente trabalho teve por objetivo avaliar a possível remediação de águas contaminadas com azul de metileno por farinha de cascas de bananas. Adotando o protocolo de Boniolo (2008) com adaptações. As cascas das bananas

foram picadas, desidratadas, moídas, assim obtivesse farinha das cascas. Foram usadas cinco soluções de 200 mL com concentrações diferentes de azul de metileno, 10 mg.L⁻¹, 25 mg.L⁻¹, 50 mg.L⁻¹, 75 mg.L⁻¹ e 100 mg.L⁻¹. Para tanto, 1g de farinha de casca de banana foi diluída em 50 mL de cada uma das soluções de azul, com posterior agitação e descanso por 20 minutos. A bioadsorção foi avaliada por meio de espectrofotometria de UV visível, λ660nm. 3mL de cada uma das amostras livre de pó de casca de banana foram mensuradas. Diferentes tipos de bananas apresentaram bons resultados para a bioadsorção do azul de metileno, destacando as concentrações de 50 mg.L⁻¹. O estudo não considerou variação de pH, temperatura ou granulometria.

PALAVRAS-CHAVE: banana, bioadsorvente, corantes, poluição, adsorção.

EVALUATION OF REMEDIATION OF POLLUTED WATER BY BLUE OF METHYLENE WITH VANISHED BANANA CASES

ABSTRACT: Contamination with dyes is a source of water pollution to the population, disrupting aquatic organisms and interfering with the absorption of light by photosynthetic beings. Methylene blue is a cationic dye applied in the production of paper, polyesters and nylon,

dyeing fabrics such as cotton, silk and wool. The treatment of effluents must present low operational cost and efficiency in the removal of pollutants. The bioadhesives are based on the proposed reuse of natural material and have adsorptive capacities for metals and organic compounds. The present study aimed to evaluate the possible remediation of water contaminated with methylene blue by banana peel flour. Adopting the protocol of Boniolo (2008) with adaptations. The banana peels were chopped, dehydrated, ground, thus obtaining flour from the peels. Five 200 ml solutions with different concentrations of methylene blue, 10 mg.L⁻¹, 25 mg.L⁻¹, 50 mg.L⁻¹, 75 mg.L⁻¹ and 100 mg.L⁻¹ were used. For that, 1g of banana peel flour was diluted in 50 mL of each of the blue solutions, with subsequent stirring and rest for 20 minutes. The biosorption was evaluated by means of visible UV spectrophotometry, λ 660nm. 3mL of each of the free samples of banana peel powder were measured. Different types of bananas showed good results for the bioadsorption of methylene blue, with a concentration of 50 mg.L⁻¹. The study did not consider variation of pH, temperature or granulometry.

KEYWORDS: banana, bioadhesive, dyes, pollution, adsorption.

INTRODUÇÃO

A poluição das águas superficiais e subterrâneas vem ganhando destaque, frente ao aumento da população que usa deste recurso para diversas finalidades, assim como pela falta de políticas públicas designadas à sua preservação. A deterioração da qualidade da água para fins de abastecimento doméstico decorre da poluição causada por diferentes fontes, tais como efluentes domésticos, industriais e débito fluvial superficial urbano e agrícola (MERTEN; MINELLA, 2002), que deveriam passar por um tratamento antes do descarte, de modo seguro, no meio ambiente (BONIOLO, 2008).

Dentre os efluentes industriais que têm merecido atenção da comunidade científica estão os efluentes das indústrias têxteis, de celulose e tintas. A liberação de águas contaminadas com corantes é, além de uma fonte de poluição estética, uma perturbação para os organismos aquáticos, pois provoca grandes mudanças na coloração da água interferindo na absorção de luz pelos seres fotossintetizantes, contaminando os mananciais, assim como a água para a população (MATHEIS et al., 2009)

Dentre os corantes mais usados, se destaca o azul de metileno (MATHEIS et al., 2009). Esse corante catiônico é amplamente aplicado na produção de papel, poliésteres e nylon, envolve o tingimento de tecidos, como algodão, seda e lã; apresenta em sua composição a estrutura da fenotiazina, composto que está presente em antihistamínicos e antipsicóticos (VASCONCELOS et al., 2013).

Diversas técnicas podem ser empregadas para a remoção de corantes de tais indústrias; entretanto, tais metodologias realmente apresentam custos elevados. As tecnologias de tratamento de efluentes devem apresentar baixo custo operacional e

elevada eficiência na capacidade de remoção dos poluentes. É especialmente por este motivo que estudos que envolvem a biomassa residual para tratar efluentes têm despertado grande interesse. Os bioadsorventes caminham na proposta sustentável de reaproveitamento de material natural (fibras vegetais) praticamente sem custo, abundante e que apresenta capacidades adsorptivas por metais e compostos orgânicos (BONIOLO, 2008).

Neste contexto está a casca da banana, fruto muito presente na mesa e nos mercados brasileiros, que destaca-se como um dos três maiores produtores e consumidores mundiais de banana, sendo superado apenas pela Índia e Equador. Graças a essa abundância, 20% a 40% da produção nacional, o país apresenta elevado índice de desperdício, que chegam a mais de quatro toneladas por semana (BONIOLO, 2008).

O seu descarte gera resíduos e rejeitos que poderiam ser utilizados como compostagem, despoluente ou farinha produzida a partir da casca de banana ou dos frutos verdes, criando inúmeros alimentos como pães, bolos, biscoitos, sorvete dentre outros. Esta alternativa permite o uso das frutas rejeitadas pela venda *in natura*.

Em 2008, Milena Boniolo mostrou que o uso da casca de banana como adsorvente reduz o impacto ambiental nos locais onde são depositadas grandes quantidades de efluentes que podem ser tratados por este resíduo natural. Supõe-se que os grupos responsáveis pela adsorção de íons de urânio pela casca de banana sejam os grupos carbonila e hidroxila, presentes em toda estrutura da casca de banana na forma de celulose, hemicelulose, lignina e derivados, que totalizam uma carga negativa favorável para fixação dos íons metálicos de carga positiva.

OBJETIVO

Diante do apresentado, o presente trabalho teve por objetivo avaliar a possível remediação de águas contaminadas com azul de metileno por farinha de cascas de bananas.

MATERIAL E MÉTODOS

Obtenção do bioadsorvente

Na obtenção do bioadsorvente foi adotado o protocolo de Boniolo (2008), com algumas adaptações. Cascas de banana dos tipos prata, terra e nanica foram acondicionadas em recipientes plásticos e levadas ao congelador, com o intuito de obter quantidade suficiente para o desenvolvimento do estudo.

As cascas das bananas foram picadas em pequenos pedaços e levadas ao micro-ondas por 12 minutos, para desidratação. Para a moagem do material e obtenção da farinha das cascas foi utilizado um moedor de facas. Após a obtenção do material triturado, foram utilizadas peneiras para a posterior separação do material e

armazenamento.

Avaliação da bioadsorção do corante azul de metileno

Para avaliação da bioadsorção, cinco soluções de 200 mL com concentrações diferentes de azul de metileno, sendo elas 10 mg.L⁻¹, 25 mg.L⁻¹, 50 mg.L⁻¹, 75 mg.L⁻¹ e 100 mg.L⁻¹ foram preparadas. Para tanto, 1g de farinha de casca de banana foi diluída em 50 mL de cada uma das soluções de azul, com posterior agitação e descanso por 20 minutos.

A bioadsorção das diferentes concentrações de azul de metileno foi avaliada por meio de espectrofotometria de UV visível. O espectrofotômetro UV Visível Microprocessado Q898U2M5 foi padronizado para λ 660nm. Para efeito de comparação, 3mL de cada uma das amostras livre de pó de casca de banana foram mensuradas.

Após 20 minutos sob efeito da farinha, o sobrenadante das soluções de azul de metileno foi separado com auxílio de pipeta volumétrica, com posterior avaliação da adsorção em espectrofotômetro em duplicata.

A taxa de remoção do processo de adsorção foi avaliada por meio da fórmula:

$$\% \text{ remoção} = (C_i - C_f) / C_i \times 100,$$

Sendo: C_i : concentração inicial de solução água-azul de metileno (mg.L⁻¹) na fase aquosa antes do contato com o bioadsorvente; C_f : concentração final de solução água-azul de metileno (mg/L⁻¹) na fase aquosa após o contato com o bioadsorvente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A farinha das cascas de banana preparadas para os estudos de absorção está representada na Figura 1. O material final apresentou coloração escura, que variou em tons de marrom.



Figura 1. Farinha das cascas de diferentes tipos de bananas secas e processadas, usadas para estudos de absorção de azul de metileno.

Fonte: Elaborada pelos autores (2017).

Segundo Boniolo (2008), as cascas de banana formam camadas sobrepostas de

fibras nas quais são observados alguns grãos menores aderidos aos grupos maiores da biomassa. Este tipo de morfologia favorece a aderência, por exemplo, de metais em meio aquoso.

De acordo com os estudos realizados por Franco, Castro e Walter (2015), a curva de calibração de azul de metileno ocorre a 660nm. Em vista disto, o espectrofotômetro foi ajustado a esse mesmo comprimento de onda. Como parâmetro para a análise de absorção de azul de metileno pela ação da farinha das cascas de bananas, primeiramente, foi analisada a absorbância do azul de metileno livre da farinha do bioissorvente (puro).

A Tabela 1 mostra a relação entre as concentrações de azul de metileno (mg/L⁻¹) por porcentagem (%) de absorbância, utilizado a fórmula: % remoção = (Ci – Cf) / Ci x 100.

CONCENTRAÇÕES (mg/L ⁻¹)	PORCENTAGEM DE ABSORÇÃO (%)
10	78
25	85
50	81
75	76
100	74

Tabela 1. Porcentagem de absorção de azul de metileno livre da ação de farinha de cascas de bananas comparado ao azul de metileno em contato com o pó 1g de bioissorvente para 50ml de azul de metileno

Fonte: elaborada pelos autores (2017).

- Leitura realizada em espectrofotometria (l660nm)

A figura 2 demonstra a mesma relação entre as concentrações de azul de metileno (mg/L⁻¹) por porcentagem (%) de absorbância. Como resultado, observou-se maior absorbância na concentração de 25mg/L⁻¹ e menor absorbância em 100mg/L⁻¹ de azul de metileno.

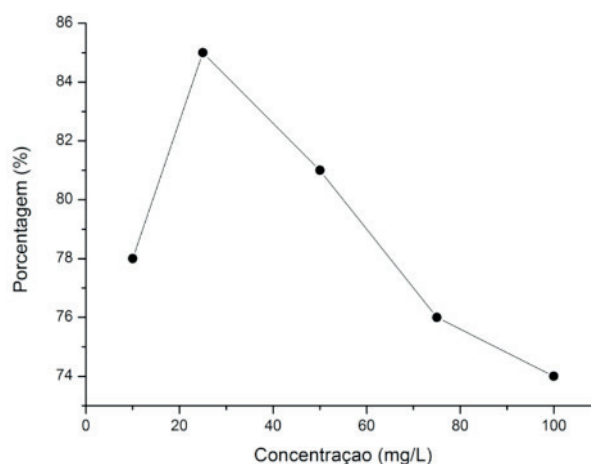


Figura 2. Porcentagem de absorção de azul de metileno livre da ação de pó de cascas de bananas comparado ao azul de metileno em contato com o pó. Nas concentrações de 10 mg.L⁻¹, 25 mg.L⁻¹, 50 mg.L⁻¹, 75 mg.L⁻¹ e 100 mg.L⁻¹ lidas em espectrofotômetro (l660nm)

Fonte: elaborada pelos autores (2017).

As amostras de azul de metileno livre da ação da farinha de cascas de bananas foram lidas em duplicatas. A média dos valores de absorvância é demonstrada na figura 3, onde o comportamento linear é $R^2 = 0,5344$. É possível observar que a partir da concentração de 10 mg/L^{-1} , a absorvância da substância é estável.

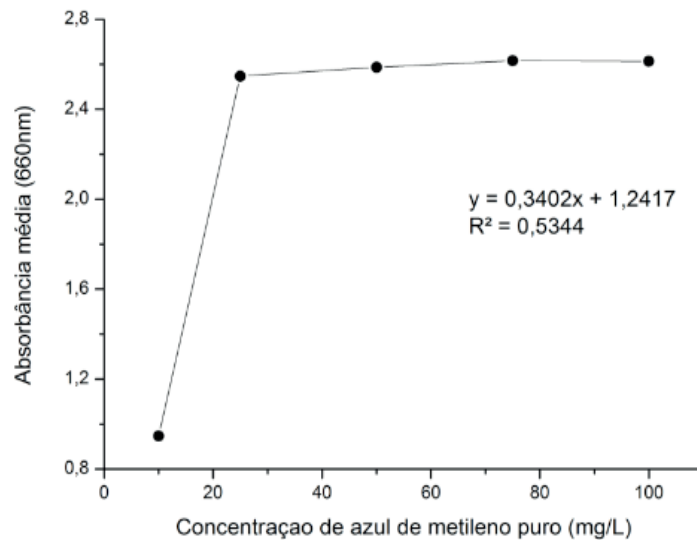


Figura 3. Valores de absorvância de azul de metileno livre da ação da farinha de cascas de banana. 3mL de azul de metileno nas concentrações de 10 mg.L^{-1} , 25 mg.L^{-1} , 50 mg.L^{-1} , 75 mg.L^{-1} e 100 mg.L^{-1} lidas em espectrofotômetro (l660nm)

Fonte: elaborada pelos autores (2017).

Os valores da absorvância, após o teste de adsorção do azul de metileno, foram utilizados para calcular concentração final do corante na solução. A figura 4 expressa os valores das porcentagens de remoção.

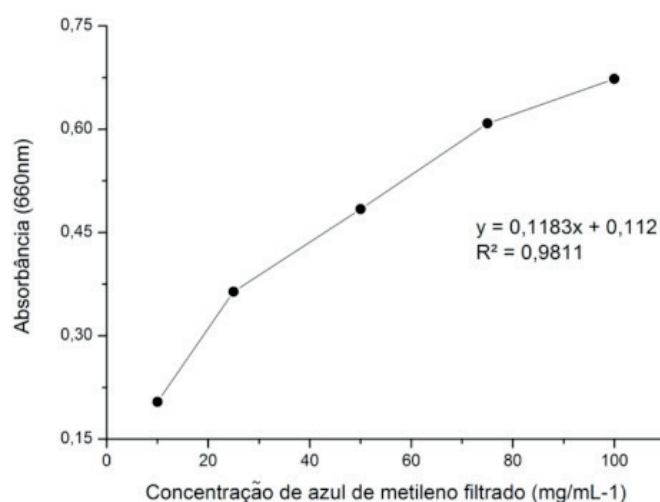


Figura 4. Valores de absorvância de azul de metileno em contato com o pó de cascas de banana. 3mL de azul de metileno nas concentrações de 10 mg.L^{-1} , 25 mg.L^{-1} , 50 mg.L^{-1} , 75 mg.L^{-1} e 100 mg.L^{-1} lidas em espectrofotômetro (l660nm)

Fonte: elaborada pelos autores (2017).

Estudos com outros bioSORVENTES mostram que a eficiência de remoção de azul de metileno, por exemplo, para a casca de laranja é de 70,76%; do bagaço de cana-de-açúcar tratada com HCl é de 98,95% quando em concentração de 400mg L⁻¹ e da fibra de coco verde *in natura* é de 97,46%, quando em concentração de 200mg L⁻¹ (OLIVEIRA, 2016).

Franco, Castro e Walter (2015) afirmaram que apenas o tipo de banana Caturra apresenta boas porcentagens de remoção de azul de metileno em concentrações baixas. Contudo, com o presente estudo é possível observar que a mistura de cascas de diferentes tipos de bananas pode ser empregada na bioadsorção do corante azul de metileno, sendo que os melhores resultados obtidos ocorreram nas concentrações maiores, como observado na Figura 4.

De acordo com Franco, Castro e Walter (2015), os diferentes tipos de farinha de casca de banana apresentaram boas características para serem utilizadas como bioSORVENTES. Além de possuírem baixo custo, não necessitam de modificação química superficial. Além disso, os estudos de Boniolo (2008) mostram que a biomassa de banana remove boas porcentagens (mais de 80%) de metais pesados de água e, que também é possível recuperá-la juntamente com o metal adsorvido.

Boniolo (2008) ainda caracterizou as bandas de absorção atribuídas aos grupos funcionais na casca da banana, por meio de espectro de infravermelho e comparou os resultados obtidos com a biomassa de palha de arroz e casca de coco verde. A autora concluiu que os principais grupos responsáveis pela adsorção de metais foram os grupos carbonila e hidroxila.

De acordo com Cazal (2006), os cátions do corante azul de metileno interagem com esses grupos, o que diminui a concentração desses cátions em solução. Segundo Neumann (2000), existe a contribuição de forças do tipo Van der Waals, ligações de hidrogênio intermoleculares e interações entre elétrons, tornando difícil a avaliação individual de cada interação. Além da caracterização dos grupos funcionais, estudos envolvendo a microscopia eletrônica de varredura da casca de banana revelaram que a superfície heterogênea e áspera da casca pode favorecer o processo de adsorção do corante. As cavidades heterogêneas desse resíduo em escala de microporos e macroporos podem favorecer a difusão e adsorção das moléculas de corantes (COSTA et al., 2014).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os diferentes tipos de cascas de bananas apresentaram bons resultados para a bioadsorção do corante azul de metileno, uma vez que foram obtidos bons índices de remoção em todas as concentrações estudadas, com destaque para as concentrações de 50 mg.L⁻¹.

O presente estudo não considerou parâmetros como variação de pH, temperatura ou granulometria, uma vez que o mesmo pode ser realizado em condições ambientais

inespecíficas e por pessoas sem base científica e de comunidades que possuem problemas com contaminação de água causada por corantes.

REFERÊNCIAS

- BONIOLO, M. R. **Biossorção de urânio nas cascas de banana**. 121f. 2008. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Ciências – área de Tecnologia Nuclear e Materiais), Universidade de São Paulo, USP, 2008. Disponível em: <http://pelicano.ipen.br/PosG30/TextoCompleto/Milena%20Rodrigues%20Boniole_M.pdf>. Acesso em: 14 ago. 2015.
- CAZAL, C.M. **Métodos de quantificação de grupos carboxílicos e carbonílicos em polpa de celulose kraft branqueada**. 121f. 2006. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Agroquímica), Universidade Federal de Viçosa, UFV, 2006. Disponível em: <<http://locus.ufv.br/bitstream/handle/123456789/2062/texto%20completo.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 18 nov. 2016.
- COSTA, M.T. et al. **Avaliação de diferentes parâmetros na adsorção do azul de metileno utilizando a casca da banana como agente adsorvente**. In: **X Encontro Brasileiro sobre Adsorção**. 2014. Disponível em: <http://www2.unifesp.br/home_diadema/eba2014/br/resumos/R0119-1.PDF>. Acesso em: 14 nov. 2016.
- FRANCO, C.C.; DE CASTRO, M.M.; WALTER, M.E. Estudo das cascas de banana das variedades prata, caturra e maçã na biossorção de metais pesados gerados pelos efluentes dos laboratórios do centro universitário de Belo Horizonte. **E-xacta**, v. 8, n. 1, p. 99-115, 2015.
- MATHEIS, T.K. et al. **Remoção de azul de metileno de solução aquosa utilizando pó de casca de romã como adsorvente**. In: 49º Congresso de Química Ambiental. 2009. Disponível em: <<http://www.abq.org.br/cbq/2009/trabalhos/5/5-523-6565.htm>>. Acesso em: 30 set. 2016.
- MERTEN, H.; MINELLA, J.P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecol. e Desenvol. Rur. Sustent.**, v.3, n.4, p. 33-38, 2002.
- NEUMANN, M. G. et al. Interações entre corantes e argilas em suspensão aquosa. **Química Nova**, v. 23, n. 6, p. 818-824, 2000.
- OLIVEIRA, F. M. **Resíduos agroindustriais como adsorventes para remoção de azul de metileno em meio aquoso**. 163f. 2016. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Química), Universidade Federal de Goiás, UFG, 2016. Disponível em: <<file:///C:/Users/Cintya/Downloads/Disserta%C3%A7%C3%A3o%20-%20%20Fabiano%20Mendon%C3%A7a%20de%20Oliveira%20-%202016.pdf>>. Acesso em: 23 out. 2016.
- VASCONCELOS, A.K. P. et al. **A biodegração de corantes têxteis associada ao cultivo de *Geobacillus stearothermophilus*: uma alternativa para a produção de biossurfactante**. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v.6, n.1, p.49-61, 2013.

BIOCOMBUSTÍVEIS: RELEVÂNCIA PARA O MEIO AMBIENTE

Eduarda Pereira de Oliveira

Universidade do Estado de Minas Gerais –
Unidade Passos
Passos – Minas Gerais

Lucíola Lucena de Sousa

Universidade do Estado de Minas Gerais –
Unidade Passos
Poços de Caldas – Minas Gerais

RESUMO: Os biocombustíveis são produzidos a partir da biomassa (matéria orgânica), que pode ser obtida através de fontes renováveis (animal ou vegetal). Sua produção pode ser controlada; quando há maior demanda planta-se mais ou em menor demanda planta-se menos. Ao contrário do petróleo já presente em depósitos sob o solo e no fundo do mar, vem tornando-se cada vez mais escasso já que ele não é um recurso renovável. Com isso, seus preços tendem a subir entre este fator e outros os biocombustíveis são os mais usados no mercado. O presente estudo é um relato de experiência realizado a partir de pesquisas desenvolvidas pelos alunos do curso de Engenharia Ambiental da Universidade do Estado de Minas Gerais, Unidade Passos, a pesquisa foi realizada sobre a importância do consumo de biocombustíveis para o Meio Ambiente e a atividade permitiu aos alunos conhecerem e compreenderem de maneira

sistemática a importância dos biocombustíveis.

PALAVRAS-CHAVE: Biocombustível; Meio Ambiente; Combustível.

BIOFUELS: RELEVANCE FOR THE ENVIRONMENT

ABSTRACT: Biofuels are produced from biomass (organic matter), which can be obtained from renewable sources (animal or plant). Their production can be controlled; when there is greater demand, more or less demand is planted. Contrary to petroleum already present in deposits under the soil and in the seabed, it is becoming increasingly scarce since it is not a renewable resource. As a result, their prices tend to rise between this factor and others biofuels are the most used in the market. The present study is an account of the experience carried out based on research developed by students of the Environmental Engineering course at the State University of Minas Gerais, Unit Passos, the research was conducted on the importance of biofuel consumption for the environment and the activity allowed students to know and understand systematically the importance of biofuels.

KEYWORDS: Biofuel; Environment; Fuel.

1 | INTRODUÇÃO

Com o advento da Revolução Industrial no final do século XVIII, notou-se que houve um avanço exorbitante na tecnologia e a substituição do homem por máquinas, com isso aumentou-se a demanda de fontes energéticas para suprir não só as necessidades industriais, mas também as necessidades do homem. Logo, percebe-se que a Revolução foi o marco histórico tanto para o desenvolvimento tecnológico, quanto para o aumento da emissão da concentração atmosférica dos gases causadores do efeito estufa (GEE) (BELINI, 2005). É a partir desse fator que os biocombustíveis são de suma importância, pois com a troca de homens por máquinas a demanda de combustível aumenta e supri-la de uma maneira ecológica fica cada vez mais importante. Os Biocombustíveis são fontes de energia consideradas alternativas por serem renováveis e apresentarem baixos índices de emissão de poluentes para a atmosfera, sendo assim mais sustentáveis. Em geral, essas fontes de energia costumam ser geradas a partir de produtos agrícolas, vegetais ou animais, como a cana-de-açúcar, girassol, resíduos agrícolas, milho, soja, mamona, pinhão manso, óleo de palma, trigo, algas e lixo orgânico. Os principais tipos de biocombustíveis utilizados são o etanol, o biodiesel, o biogás e o óleo vegetal, e costumam ser utilizados tanto para a locomoção de veículos quanto para a geração de energia (através de geradores, por exemplo).

1 | INTRODUCTION

With the advent of the Industrial Revolution at the end of the 18th century, it was noted that there was an exorbitant advance in technology and the replacement of man by machines, thus increasing the demand for energy sources to supply not only industrial needs, but also man's needs. Soon, it can be seen that the Revolution was the historical landmark both for technological development and for the increase in the emission of atmospheric concentration of greenhouse gases (GHG) (BELINI, 2005). It is from this factor that biofuels are of paramount importance, because with the exchange of men for machines the demand for fuel increases and supply it in an ecological way becomes increasingly important. Biofuels are energy sources considered as alternatives because they are renewable and have low levels of pollutant emissions into the atmosphere, thus being more sustainable. In general, these energy sources are usually generated from agricultural, vegetable or animal products, such as sugar cane, sunflower, agricultural waste, corn, soybean, castor oil, jatropha, palm oil, wheat, algae and organic waste. The main types of biofuels used are ethanol, biodiesel, biogas and vegetable oil, and are usually used both for locomotion of vehicles and for power generation (through generators, for example).

2 | MATERIAL E MÉTODOS

Foram realizadas pesquisas nas plataformas Periódicos Capes, Science

Direct e Scielo para o levantamento de dados bibliográficos, além de entrevistas em vários empreendimentos situados na cidade de Passos-MG. O projeto exigiu comprometimento, trabalho em equipe e foi importante para o conhecimento de biocombustíveis. Com as visitas aos empreendimentos, laboratórios, pesquisas bibliográficas e dificuldades encontradas no desenvolvimento do projeto diferentemente das aulas teóricas tradicionais dentro da sala de aula, deram aos envolvidos nesse trabalho a oportunidade de buscarem respostas para os problemas que ainda não estavam planejados e desenvolverem suas próprias opiniões, deixando de ter apenas a visão da orientadora. Com isso, pode-se perceber que há uma grande importância dos biocombustíveis para o meio ambiente, pois, por exemplo, ele não apresenta risco de se extinguir como o petróleo, além de sua cadeia produtiva conseguir suportar toda a demanda necessária. Porém os benefícios dos biocombustíveis não são tão divulgados na mídia por questões de interesses privados, já que o lucro recebido com os biocombustíveis é menor do que o dos combustíveis fósseis.

2 | MATERIAL AND METHODS

Research was conducted in the Capes, Science Direct and Scielo Periodic platforms for the survey of bibliographic data, in addition to interviews in various enterprises located in the city of Passos-MG. The project required commitment, teamwork and was important for the knowledge of biofuels. With the visits to the enterprises, laboratories, bibliographical researches and difficulties encountered in the development of the project different from the traditional theoretical classes in the classroom, they gave those involved in this work the opportunity to seek answers to the problems that were not yet planned and to develop their own opinions, no longer having only the vision of the supervisor. With this, it can be seen that there is a great importance of biofuels for the environment, because, for example, it does not present the risk of extinction as oil, in addition to its production chain being able to support all the necessary demand. However, the benefits of biofuels are not so well publicized in the media for reasons of private interests, since the profit received from biofuels is lower than that of fossil fuels.

3 | CONCLUSÕES

As vantagens dos biocombustíveis são várias: menor índice de poluição com a sua queima e processamento; podem ser cultivados e, portanto, são renováveis; geram empregos em sua cadeia produtiva; diminuem a dependência em relação aos combustíveis fósseis; além de aumentarem os índices de exportações do país, favorecendo a balança comercial.

3 | CONCLUSIONS

The advantages of biofuels are several: less pollution with their burning and processing; they can be cultivated and, therefore, are renewable; they generate jobs in their production chain; they reduce dependence on fossil fuels; and they increase the country's export rates, favoring the trade balance.

REFERÊNCIAS

BACOCINA, K.C.M.; SILVA, L.H.C.; MARTINS, V.T.V.; FARIA, H. **Biocombustível: Uma Questão De Sustentabilidade**. Revista Univap, v. 22, n.40, 2016.

BENEDETTI, O.; PLÁ, J.A.; RATHMANN, R.; PADULA, A. D. **Uma proposta de modelo para avaliar a viabilidade do biodiesel no Brasil**. Passo Fundo: Teoria e Evidência Econômica, vol. 14, 2006.

COSTA, C.C.; BURNQUIST, H.L. **Impactos do controle do preço da gasolina sobre o etanol biocombustível no Brasil**. Estud. Econ., v.46, n.4, p.1003-1028, 2016.

KNOTHE, G.; GERPEN, J. V.; KRAHL, et. al. **Manual de Biodiesel**. Tradução de Luiz Pereira Ramos. São Paulo: Edgard Blücher, 2006.

LUCENA, T. K. **O Biodiesel na Matriz Energética Brasileira**. Monografia conclusão do curso de Ciências Econômicas. Rio de Janeiro: UFRJ, 2004

SIMÃO, J. M. **Algumas limitações da Análise Custo-Benefício enquanto metodologia de avaliação de projetos com impacto no desenvolvimento sustentável**. Lisboa: Se, 2004

BIOMARCADORES PARA O MONITORAMENTO AMBIENTAL DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

Lígia Maria Salvo

Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo (USP).
ligiams@usp.br

José Roberto Machado Cunha da Silva

Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo (USP).

Divinomar Severino

Instituto de Química da Universidade de São Paulo (IQ/USP), São Paulo – SP, Brasil.

Magda Regina Santiago

Instituto Biológico, Laboratório de Toxicologia, Centro de Pesquisa e Desenvolvimento de Proteção Ambiental, São Paulo – SP, Brasil.

Helena Cristina Silva de Assis

Universidade Federal do Paraná, Departamento de Farmacologia, Curitiba – PR, Brasil.

RESUMO: Os biomarcadores podem ser definidos como alterações biológicas em resposta à exposição dos organismos vivos aos poluentes ambientais as quais podem ser mensuradas, indicando a presença e, em alguns casos, o grau de contaminação. Evidenciado desde os níveis mais básicos de organização biológica, o uso dos biomarcadores possibilita avaliar os efeitos de diferentes classes de contaminantes nos ecossistemas e suas interações e prognosticar se eles poderão ou não

exercer efeitos deletérios em uma comunidade específica antes que os mesmos se tornem irremediáveis (Walker *et al.*, 1996). Apesar de suas limitações, como em qualquer método, o uso de biomarcadores de contaminação ambiental associados às análises físico-químicas das águas e sedimentos tem se mostrado o meio mais efetivo para o biomonitoramento de ecossistemas aquáticos e recursos hídricos em áreas suscetíveis à contaminação ambiental assim como, a gestão da remediação e controle das áreas já impactadas.

PALAVRAS-CHAVE: Biomarcadores de contaminação ambiental; Ecossistemas aquáticos; Recursos hídricos, Biomonitoramento.

BIOMARKERS FOR ENVIRONMENTAL MONITORING OF AQUATIC ECOSYSTEMS

ABSTRACT: The biomarkers can be defined as biological changes in response to the exposure of living organism to environmental pollutants which can be measured, indicating the presence and in some cases the degree of contamination. Evidenced since the most basic level of biological organization, the biomarkers allow us to evaluate the different classes of contaminants effects on the ecosystem and their interactions and prognosticate if they will

be able or not to exert deleterious effects on a specific community before they become irremediable (Walker *et al.*, 1996). Despite their limitations, as any method, the use of biomarkers of environmental contamination associated with the chemical analyzes of waters and sediments has been shown to be the most effective way for biomonitoring of aquatic ecosystems in areas susceptible to environmental contamination, as well as to the management and control of areas already impacted.

KEYWORDS: Biomarkers of environmental contamination; Aquatic ecosystems; Water resources; Biomonitoring.

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos, tanto os costeiros quanto os continentais, sofrem cada vez mais com os impactos das atividades antrópicas. A contaminação dos recursos hídricos por diferentes classes de poluentes ambientais está diretamente relacionada ao crescimento populacional associado ao desenvolvimento desenfreado das atividades econômicas nas mais diversas áreas de atuação. A agricultura, em especial, tem contribuído de forma significativa para a contaminação dos ecossistemas devido ao uso intensivo de agrotóxicos, cujos resíduos já foram identificados em alimentos, na atmosfera, nas precipitações secas e úmidas, no solo, e em águas superficiais e subterrâneas (Dellamatrice & Monteiro, 2014). As atuais práticas de produção de alimentos resultam na utilização de uma indiscriminada mistura de classes de poluentes como organoclorados, organofosforados, carbamatos e piretróides, dentre outros, os quais podem causar sérios impactos no meio hídrico e nos organismos que nele habitam (Salvo *et. al.*, 2018).

A determinação de metais, resíduos de agrotóxicos, e outros contaminantes químicos orgânicos em corpos d'água, pode ser realizada por meio de métodos de separação e análises químicas por via instrumental, que permitem maior seletividade, especificidade e sensibilidade para efeitos de cumprimento de regulação, bem como para servir de suporte para remediações ou interdições preventivas em benefício da saúde pública.

Se os contaminantes forem metais ou semimetais, as técnicas analíticas mais indicadas são as de espectrometria como, por exemplo, a espectrometria de absorção atômica (AAS- Atomic Absorption Spectrometry), que se baseia na medida da absorção da intensidade da radiação eletromagnética proveniente de uma fonte de radiação primária por átomos gasosos no estado fundamental. AAAS utiliza esse fenômeno para a determinação quantitativa dos elementos (metais, semi-metais e alguns não metais) em uma ampla variedade de amostras provenientes de materiais biológicos (tecidos e fluidos) (Freitas *et al.*, 2007), do meio ambiente (águas, solos, sedimentos e plantas), de alimentos, dentre outros. Os dois tipos de atomizadores mais usados em AAS são a chama (FAAS- Flame Atomic Absorption Spectrometry), técnica mais utilizada para

análises elementares em níveis de mg/L e a espectrometria de absorção atômica com atomização eletrotérmica em forno de grafite (ETAAS- Electrothermal Atomic Absorption Spectrometry), utilizada para as determinações em baixas concentrações ($\mu\text{g/L}$) (Séby et al., 2003).

Outra técnica que deve ser mencionada é a espectrometria de massas por plasma acoplado indutivamente (ICP-MS- Inductively coupled plasma mass spectrometry), na qual os íons são separados de acordo com sua relação massa/carga e direcionados a um detector que determina a quantidade de íons presentes. Trata-se de uma excelente técnica para determinação de elementos em nível de traços e análises isotópicas. Além de sua capacidade multielementar, caracteriza-se por sua rapidez e alta sensibilidade permitindo limites de detecção na ordem de $\mu\text{g L}^{-1}$ (Bouyssiére et al., 2002; Thomas, 2013).

Todas as técnicas espectrométricas citadas podem requerer digestão prévia da amostra e a quantificação ser feita a partir de padrões (soluções-padrão), com concentrações conhecidas dos elementos de interesse.

Se os contaminantes forem moléculas orgânicas, a maioria dos métodos são bem estabelecidos por cromatografia líquida ou gasosa. A técnica de separação e quantificação mais aplicada é de cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE, ou HPLC) (Readman et al., 1986; Santiago-Moreira et al., 2013). São vários os métodos e sistemas de separação e detecção possíveis por esta técnica, às vezes utilizando derivatização, sendo os mais efetivos os detectores acoplados a um espectrômetro de massa para identificação das moléculas ou de seus metabólitos primários e secundários. Geralmente requer uma etapa prévia para isolar efeitos de interferentes das matrizes mais complexas.

No que se refere aos ecossistemas costeiros, outros contaminantes muito frequentemente causadores de problemas tanto em sedimento quanto em água são os derivados de petróleo (gasolina, diesel e outros) ou o próprio petróleo bruto. Os derramamentos são frequentes e a remediação depende essencialmente de análises para dimensionar a extensão e profundidade da contaminação, da presença de substâncias aromáticas tóxicas e carcinogênicas em plantas, animais, alimentos, sedimento, solo ou água. Essas análises podem envolver várias etapas, como extração, separação e quantificação usando cromatografias líquida e gasosa ou ainda, para o caso específico dos componentes aromáticos, as análises podem ser realizadas por fluorescência, in loco ou por amostragem, sem a necessidade de abertura e tratamento da amostra. Muitas vezes uma análise qualitativa em um fluorímetro é suficiente para diagnosticar a extensão da contaminação e dar suporte para o tratamento da área.

O monitoramento ambiental de produtos químicos é realizado para fornecer informações sobre a sua distribuição no ambiente e suas tendências temporais. Além das análises químicas para determinação de diferentes classes de contaminantes ambientais temos as Avaliações de Risco Ecológico (ARE). De acordo com a Agência

Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), a ARE seria o processo que avalia a probabilidade de efeitos nocivos ecológicos que podem ocorrer ou estão ocorrendo, como resultado da exposição a um ou mais estressores ambientais (EPA, 1992). A ARE tem sido bastante utilizada pela maioria das agências governamentais ambientais de todo mundo, inclusive no Brasil (CETESB, 2017), para avaliar as situações de risco em áreas suscetíveis a contaminação por poluentes ou o monitoramento de áreas já impactadas. Essas avaliações são efetuadas com a finalidade de reduzir os riscos de dano ambiental (Suter, 1993), porém frequentemente são realizadas com base nas avaliações das Substâncias Químicas de Interesse (SQI) por meio de testes de toxicidade. Esses procedimentos geralmente visam determinar as concentrações letais em exposições agudas de organismos a xenobióticos, os quais na maioria das vezes resultam na morte dos organismos trazendo poucas informações a respeito do que está realmente acontecendo no meio ambiente como um todo em níveis mais sutis de exposição. Outras formas de avaliação são os bioensaios com organismos testes (algas, bactérias, invertebrados ou peixes) onde os níveis de concentração sem efeitos observáveis (NOEL - No Observed Effect level) e os níveis de concentração mínima com efeitos observáveis (LOEL - Lowest Observed Effect level) são determinados. A partir dos resultados obtidos nesses testes, é que serão determinados os valores de referência de toxicidade de um determinado xenobiótico, onde uma concentração “segura” seria estabelecida inclusive com a extrapolação dos resultados para outras espécies animais, incluindo o homem. Outras dificuldades substanciais envolvidas na extrapolação desses resultados seriam: Como comparar os efeitos observados nos experimentos de curta duração realizados em laboratório para efeitos a longo prazo no meio ambiente? Quais os efeitos das interações sinérgicas ou antagonistas desses químicos? Em quais compostos se transformam quando degradados no meio ambiente e quais seus efeitos nos organismos que nele habitam? Não é possível avaliar os efeitos de múltiplos estressores na análise de risco inclusive quando são considerados também os processos de bioacumulação e biomagnificação nas inúmeras espécies que compõe os ecossistemas aquáticos. Mas, é justamente a partir desses valores de referência obtidos nesses bioensaios que são elaborados os planos de gerenciamento e monitoramento ambiental de recursos hídricos pelas agências governamentais reguladoras, assim como posteriormente são gerados os subsídios para elaboração de políticas públicas pertinentes ao tema.

Uma das grandes desvantagens desse método, é que por ser baseado na abundância e /ou diversidade de espécies, os efeitos dos contaminantes no meio ambiente não sejam percebidos até que as populações ou comunidades sejam significativamente afetadas. Porém, o conceito de monitoramento biológico pode ser estendido para estabelecer uma ligação entre uma resposta entre os níveis mais básicos de organização biológica com os parâmetros individuais e populacionais, considerando assim os aspectos ecológicos mais relevantes.

Os biomarcadores de contaminação ambiental podem ser definidos como alterações biológicas em resposta a exposição dos organismos vivos aos poluentes ambientais, as quais podem ser mensuradas, indicando a presença e, em alguns casos, o grau de contaminação (Walker et al., 1996). Evidenciado desde os níveis mais básicos de organização biológica, os biomarcadores permitem avaliar os efeitos dos xenobióticos nos ecossistemas e suas interações, e prognosticar se os mesmos serão capazes de exercer ou não efeitos deletérios sobre uma comunidade específica (Huggett et al., 1992). Apresentam relativa especificidade toxicológica, rapidez e baixo custo de análises comparado às análises químicas (Stegeman et al., 1993; Hahn, 2001). Têm sido utilizados com sucesso em monitoramento e avaliação ambiental de ecossistemas aquáticos em vários países a fim de detectar a exposição e os efeitos de diferentes classes de contaminantes químicos nos organismos. Muitos biomarcadores diferentes foram usados ou estão em desenvolvimento, e todos eles têm características próprias, alguns possuem especificidade para determinadas classes de contaminantes ambientais e outros maior relevância ecológica. Por exemplo, a enzima EROD (etoxisorufina- O-deetilase), presente tanto em organismos vertebrados quanto em invertebrados, tem o papel de transformar estes xenobióticos lipofílicos em compostos mais hidrofílicos favorecendo a excreção destas substâncias após a exposição da biota aquática à xenobióticos como dioxinas, bifenilas policloradas (PCBs) planares, certos hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs) e outros produtos químicos com estruturas semelhantes (Akaish et al., 2004; Lu et al., 2009; Salvo et al., 2012; CSEMP, 2012).

Outro biomarcador utilizado para detectar metabólitos de HPAs no meio ambiente aquático é a análise da bile de peixes por meio de espectrofotometria de fluorescência (Johnston e Baumann, 1989; Aas et al., 2001; Salvo et al., 2016). Este biomarcador permite detectar e quantificar os metabólitos, produtos da biotransformação dos HPAs na bile de peixes, caracterizando a exposição desses animais a esses compostos no meio ambiente (Van der Oost et al., 2003; Page et al., 2004). Estes metabólitos, produtos hidroxilados e conjugados, refletem a exposição dos peixes aos HPAs de dois a três dias, fazendo com que a migração dos mesmos não seja um fator limitante para esse método (Ariese et al., 1993). Vários estudos têm demonstrado que a análise da bile de peixes para detecção de HPAs é uma excelente ferramenta no monitoramento ambiental de áreas suscetíveis a contaminação por esses compostos (Vuontisjärvi et al., 2004; Lee e Anderson, 2005; Santos et al., 2018).

Os biomarcadores celulares apesar de inespecíficos (Wester et al., 2002), são de extrema importância para correlacionar as alterações bioquímicas e fisiológicas causadas por xenobióticos (Salvo et al, 2008, Salgado et al, 2019, De Oliveira et al., 2019). As subseqüentes exposições dos organismos a estressores ambientais podem induzir a síntese de enzimas específicas, resultando na formação de altas concentrações de intermediários tóxicos as quais podem exceder os mecanismos protetores da célula, levando à toxicidade e conseqüente necrose tecidual (Huggett et

al., 1992).

A ocorrência de alterações celulares e teciduais em fígado e brânquias de peixes, decorrentes da exposição a estressores ambientais como PCBs, HPAs, organoclorados, organofosforados, metais dentre outros, têm sido relatadas por vários autores (Bainy et al, 1996; Oliveira Ribeiro, et al.,2000; Salvo et al, 2008, Salvo et al., 2016; Salgado et al., 2019).

As avaliações dos parâmetros genotóxicos por meio das determinações de alterações morfológicas nucleares e formação de micronúcleos tem-se se mostrado um excelente biomarcador para estimar o nível de exposição aos contaminantes principalmente em peixes que possuem os eritrócitos nucleados. O método é de fácil execução além de ter um baixo custo em comparação com análises químicas e tem grande relevância ecológica, já que essas alterações indicam a exposição dos organismos a agentes potencialmente carcinogênicos (Heddle, 1973; Fenech, 1985; Hayashi et al., 1998; Bombail et al., 2001). Esse teste mede o dano cromossômico estrutural ou numérico e tem sido usado para avaliar genotoxicidade, sendo um indicador recomendado para estudos ambientais tanto em condições laboratoriais como no campo (Al-Sabti, 1986; Salvo et. al., 2016; Salgado et al., 2019, De Oliveira et al., 2019).

Muitos xenobióticos interferem no sistema imune de organismos aquáticos, e biomarcadores de imunotoxicidade também podem ser investigados. Em peixes teleósteos, o sistema imune inato compreende todos os componentes protetores que estão presentes antes da infecção do patógeno e inclui barreiras físicas, respostas inflamatórias, migração de leucócitos do sistema circulatório para o local de dano tecidual, extravasamento e mecanismos de defesa enzimáticos e celulares.

A fagocitose é um dos principais mecanismos de resistência natural a infecções e faz parte do sistema imune inespecífico sendo vital para a sobrevivência dos organismos, especialmente aqueles que não possuem sistema imune específico, ou seja, mediado por anticorpos. Esse mecanismo de defesa não específico desempenha um importante papel na identificação de alterações de fatores bióticos e abióticos possibilitando que vários parâmetros imunológicos possam ser utilizados como biomarcadores em várias espécies animais (Bergamini et al., 2019), inclusive peixes (Silva et al, 1998; Silva et al, 2002; Carlson et al., 2004). Dentre estes parâmetros imunológicos destacam-se: status de linfócitos; peso e morfologia de leucócitos; identificação e contagem de macrófagos e centros de melanomacrófagos; quantificação da produção de óxido nítrico (Ribas et al, 2017) assim como as determinações dos índices e atividades fagocíticas (Silva et al, 2004).

Para a detecção dos efeitos de pesticidas organofosforados e carbamatos em diversas espécies animais, inclusive nos humanos, tem sido utilizada a determinação da atividade enzimática da acetilcolinesterase (AChE) tanto plasmáticas quanto teciduais tendo em vista sua alta especificidade para estes compostos (Silva de Assis,

1998; Salvo et al., 2008; Guiloski et al., 2013).

No caso da exposição a metais tóxicos, a determinação das concentrações das metalotioneínas (MTs) em tecidos de organismos aquáticos tem sido amplamente utilizada (Viarengo et al., 1997). Devido ao grande número de grupamentos tiol, a função biológica das MTs nos sistemas vivos está relacionada ao controle da concentração de elementos-traço livres como zinco (Zn) e cobre (Cu), no transporte de íons metálicos para outras proteínas, e na ação como agente de eliminação para metais como o cádmio (Cd) e mercúrio (Hg). Além disso, possui um papel protetor nas condições de estresse oxidativo por sequestro de metais (Arias e Santos, 2008).

A determinação da inibição da atividade da enzima ácido delta amino-levulínico (ALA-D) nos eritrócitos, também tem sido utilizada nas avaliações de exposição ao chumbo. É possível observar uma correlação negativa entre a ALA-D e o Pb/sg. Por isso, representa um adequado biomarcador para exposição ambiental ao chumbo (Sassa, 1982).

Outros importantes tipos de biomarcadores são as enzimas de conjugação de xenobióticos e as antioxidantes. Durante a fase I de biotransformação, podem ser gerados metabólitos intermediários eletrofílicos, tais como o radical ânion superóxido (O_2^-), o radical hidroxila (OH) e o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) que podem reagir com as biomoléculas desencadeando processos citotóxicos ou genotóxicos. Esses metabólitos são, na maioria das vezes, conjugados a moléculas endógenas de baixo peso molecular para aumentar sua hidrossolubilidade e facilitar sua excreção. Dentre os principais biomarcadores de estresse oxidativo podemos destacar as atividades da catalase (CAT); da superóxido dismutase (SOD) e da glutathione S-transferase (GST) (Bainy et al, 1996; Keen et al., 2005; Salvo et al., 2012; Salvo et al., 2016).

Em vários países, o estudo e desenvolvimento de novos biomarcadores de contaminação ambiental em programas de biomonitoramento, inclusive na gestão de recursos hídricos, têm sido amplamente aplicados (Environment Canada, 2012). Na Suécia, biomarcadores têm sido utilizados para o monitoramento de peixes costeiros em duas espécies, a *Perca fluviatilis* e a *Zoarces viviparus*. Aproximadamente 25 biomarcadores são analisados anualmente, dentre eles destacam-se a EROD, o índice hepatossomático, metalotioneínas, centros de melanomacrófagos, enzimas do estresse oxidativo e outros; No Reino Unido, o UK Clean Seas Environment Monitoring Program (CSEMP) possui uma rede de 45 estações fixas em áreas intermediárias onde diferentes agências marinhas analisam em conjunto protocolos padronizados de biomarcadores. O programa evolui continuamente para incorporar novos requisitos legislativos e melhorar a capacidade de detectar tendências. À medida que as tendências são estabelecidas e os riscos são confirmados ou refutados, o esforço é focado nas áreas de maior risco. EROD, metabólitos da PAH na bile e adutos de DNA são medidos em peixes para estimar a exposição e os efeitos dos HPAs e outros contaminantes (CSEMP, 2012).

No Brasil, em estudos científicos de campo, os biomarcadores têm sido amplamente utilizados e com excelentes resultados (Salvo et al., 2018a; Santos et al., 2018; Salgado et al., 2019; De Oliveira, et al., 2019). Porém, o uso de biomarcadores em diferentes níveis de organização biológica nas avaliações e monitoramento de ecossistemas aquáticos por agências governamentais precisa ser estabelecido. Até mesmo as análises químicas para se detectar importantes classes de contaminantes comumente presentes em nossos recursos hídricos necessitam de padronização. A resolução CONAMA nº 357 de 17/03/2005 estabelece referências para estas análises. A Portaria de consolidação nº 5 de 28/09/2017, que entre outros pontos estabelece a qualidade da água para consumo humano (substituiu sem modificar a Portaria 2914 de 2011) estabelece o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater e os métodos do EPA (EUA) como referências para as análises de água.

A utilização de biomarcadores de contaminação ambiental em vários níveis de organização biológica são ferramentas de extrema importância na avaliação dos efeitos da exposição dos organismos às diferentes classes de contaminantes ambientais. Por serem mais sensíveis à exposição aos agentes estressores e estarem diretamente relacionados aos efeitos na saúde dos organismos, permitem uma melhor avaliação dos riscos ecológicos envolvidos. Portanto, os investimentos nos estudos da aplicabilidade e desenvolvimentos de novos biomarcadores de contaminação ambiental nas áreas de gestão de recursos hídricos e saúde ambiental são cada vez mais necessários.

REFERÊNCIAS

- Aas, E.; Beyer J.; Goksoyr, A. Fixed wavelength fluorescence (FF) of bile as a monitoring tool for polyaromatic hydrocarbon exposure in fish: an evaluation of compound specificity, inner filter effect and signal interpretation. *Biomarkers*, v. 5, p. 9-23, 2001.
- Akaishi, F.; Silva de Assis, H.C.; Jakobi, S.; Courternay, S.C.; Wagner, A.L.R.; Scofield, A.; Ribeiro, C.A.O. Morphological and Neurotoxicological Findings in Tropical Freshwater Fish (*Astyanax sp*) after Waterborne and acute exposure to water soluble fraction (WSF) of crude oil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology (Print)*, v. 46, p. 244-253, 2004.
- Al-Sabti, K. Clastogenic effects of live carcinogenic-mutagenic chemicals on the cells of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Comparative Biochemistry and Physiology*, v. 85C, p. 5-9, 1986.
- Arias, A.R.L.; Santos, V.G. Metalotioneína: processos celulares e moleculares. *Cadernos de Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v.16, p.701-716, 2008.
- Ariese, F.; Burgers, I.; Oudhoff, K.; Rutten, T.; Stroomberg, G.; Vethaak, D. Comparison of analytical approaches for PAH metabolites in fish bile samples for marine and estuarine monitoring. *Institute for Environmental Studies*, 1997.
- Bainy, A.C.D.; Saito, E.; Carvalho, P.S.M.; Junqueira, V.B.C. Oxidative stress in gill, erythrocytes, liver and kidney of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) from a polluted site. *Aquatic Toxicology*, v. 34, p.151-162, 1996.

- Bergami, E.; Emerenciano, A. K.; González-Aravena, M. C.; Hernández, C.A. P.; Silva, J. R. M. C.; Corsi, I. Polystyrene nanoparticles affect the innate immune system of the Antarctic sea urchin *Sterechinus neumayeri*. *Polar Biology*, v. 42, p.743-757, 2019.
- Bombail, V.; Aw, D.; Gordon, E.; Batty, J. Application of the comet and micronucleus assays to butterflyfish (*Pholis gunnellus*) erythrocytes from the Firth of Forth, Scotland. *Chemosphere*, v. 44, p. 383-392, 2001.
- Bouyssiere, B.; Szpunar, J.; Lobinski, R. Gas chromatography with inductively coupled plasma mass spectrometric detection in speciation analysis. *Spectrochimica Acta Part B*, v. 57, p. 805–828, 2002.
- Carlson, E.A.; Li, Y.; Zelikoff, J.T. Benzo[a]pyrene-induced immunotoxicity in Japanese medaka (*Oryzias latipes*): relationship between lymphoid CYP1A activity and humoral immune suppression. *Toxicology Applied Pharmacology*, v. 201, p. 40-52, 2004.
- CEFAS (2012): Monitoring of the quality of the marine environment, 2008–2010. *Science Series Aquatic Environment Monitoring Report n. 63*: 111 pp. CEFAS Lowestoft.
- CETESB (2017): Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo, e Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>>. ISBN 978-85-9467-062-5.
- CSEMP (2012): Clean Seas Environment Monitoring Program. Green Book July 2012. Disponível em: <https://www.cefas.co.uk/publications/greenbook/greenbookv15.pdf>. Acesso em: agosto de 2018.
- Dellamatrice, P. M.; Monteiro, R. T. R. Principais aspectos da poluição de rios brasileiros por pesticidas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.18, p.1296-1301, 2014.
- De Oliveira, F.G.; Lirola, J.R.; Salgado, L.D.; De Marchi, G.H.; Mela, M.; Padial, A.; Andrian, G.; Bittencourt, A.T.; Cestari, M.M.; Silva de Assis, H.C. Toxicological effects of anthropogenic activities in *Geophagus brasiliensis* from a coastal river of southern Brazil: A biomarker approach. *Science of the Total Environment*, v. 667, p. 371-383, 2019.
- Fenech, M.; Morley, A. A. Measurement of micronuclei in lymphocytes. *Mutagenese Research*, v.147, p. 29-36, 1985.
- EPA (1992). Framework for ecological risk assessment. Washington: U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum. EPA/630/R-92/001.
- Freitas, C.U.; Capitani, E. M. De Capitani; Gouveia, N.; Simonetti, M.H.; Silva, M.R.P.; Kira, C.S.; Sakuma, A.M.; Carvalho, M.F.H.; Duran, M.C.; Tiglia, P.; Abreue, M.H. Lead exposure in an urban community: Investigation of risk factors and assessment of the impact of lead abatement measures. *Environmental Research*, v.103, p. 338-344, 2007.
- Guiloski, I. C.; Rossi, S. C.; Silva, C. A.; Silva de Assis, H. C. Insecticides biomarker responses on a freshwater fish *Corydoras paleatus*. *Journal of Environmental Science and Health. Part B. Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, v. 48, p. 272-277, 2013.
- Hahn, M. E. Biomarkers and bioassays for detecting dioxin-like compounds in the marine environment. *Science Total Environmental*, v. 289, p. 49-69, 2001.
- Hayashi, M. et al. Development of genotoxicity assays systems that use aquatic organisms. *Mutation Research*, v. 399, p.125-133, 1998.
- Heddle, J. A. A rapid in vivo test for chromosomal damage. *Mutation Research*, v.18, p.187-190, 1973.

Huggett, R.J.; Kimerie, R.A.; Mehrie Jr., P.M.; Bergman, H.L. (1992) *Biomarkers: Biochemical, Physiological and Histological Markers of Anthropogenic Stress*. Boca Raton: Lewis Publishers.

Johnston, E.P. & Baumann, P.C. Analysis of fish bile with HPLC/fluorescence to determine environmental exposure to benzo(a)pyrene. *Hydrobiologia*, v. 188, p. 561-566, 1989.

Keen, J.H.; Habig, W.H.; Jakoby, W.B. Mechanism for several activities of the glutathione-S-transferase. *Journal Biology and Chemistry*, v.251, p. 6183-6188, 1976.

Lee, R.F.; Anderson, J.W. Significance of cytochrome P450 system responses and levels of bile fluorescent aromatic compounds in marine wildlife following oil spills. *Marine Pollution Bulletin*, v. 50, p.705-723, 2005.

Lu, G.H.; Wang, C.; Zhu, Z. The dose-response relationships for EROD and GST induced by polyaromatic hydrocarbons in *Carassius auratus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v.2, p.194-199, 2009.

Oliveira Ribeiro, C.A.; Pelletier, É.; Pfeiffer, W.C.E.; Rouleau, C. Comparative uptake, bioaccumulation, and gill damages of inorganic mercury in tropical and nordic freshwater fish. *Environmental Research Section A*, v. 83, p. 286-292, 2000.

Page, D.S.; Huggett, R.J.; Stegeman, J.J.; Parker, K.R.; Woodin, B.; Brown, J.S.; Bence, A.E. Polycyclic aromatic hydrocarbon sources related to biomarker levels in fish from Prince William Sound and the Gulf of Alaska. *Environmental Science Technology*, v. 38, p. 4928–4936, 2004.

Readman, J.W.; Preston, V; Mantoura, R.F.C. An integrated technique to quantify sewage, oil and PAH pollution in estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*. v.17, p. 298-308, 1986.

Ribas, João L.C.; Sherry, James P.; Zampronio, Aleksander R.; Silva de Assis, Helena C.; Simmons, Denina B.D. Inhibition of immune responses and related proteins in *Rhamdia quelen* exposed to diclofenac. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 20, p. 1, 2017.

Salgado, L.D.; Marques, A.E.M.L.; Kramer, R.D.; Oliveira, F.G.; Moretto, S.L.; Lima, B. A.; Prodocimo, M. M.; Cestari, M. M.; Azevedo, J.C. R.; Silva de Assis, H. C. Integrated assessment of sediment contaminant levels and biological responses in sentinel fish species *Atherinella brasiliensis* from a subtropical estuary in south Atlantic. *Chemosphere*, v. 219, p. 15-27, 2019.

Salvo, L.M.; Santiago, M.R.; Silva de Assis, H.C. Biomarkers as a tool to evaluate environmental quality of aquatic ecosystems susceptible to pesticide contamination. *Periódico Tchê Química* v.15, n. 30, p. 56-64, 2018 a.

Salvo, L. M. (2018b). Biomarcadores de Contaminação Ambiental. In: Antônia Cecília Amaral, Alexander Turra, Aurea Maria Ciotti, Carmen Wongtschowski, Yara Schaeffer-Novelli. *Métodos de Estudo em Ecossistemas Costeiros: Biodiversidade e Funcionamento*. 10ed.Campinas, SP: Biblioteca/ UNICAMP, p. 236-272.

Salvo, L.M.; Severino, D.; Silva, J.R.M.C.; Assis, H.C.S. Photochemical degradation increases polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) toxicity to the grouper *Epinephelus marginatus* as assessed by multiple biomarkers”. *Chemosphere*, v.144, p. 540-547, 2016.

Salvo, L.M.; Bairy, A.C.D.; Ventura, E.C.; Marques, M. R. F.; Silva, J.R.M.C.; Klemz, C.; Assis, H.C.S. Assessment of the sublethal toxicity of the organochlorine pesticide endosulfan in juvenile common carp (*Cyprinus carpio*). *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, v. 47, p. 1652–1658, 2012.

- Salvo, L.M.; Malucelli, B.E.; Bacila, M.; Sanchez, D.O.; Nicaretta, L.C. Klemz, C.; Silva de Assis, H.C. Effects of endosulfan sublethal concentrations: on carp (*Cyprinus carpio*, Linnaeus, 1758): morphometric histologic, ultrastructural analyses and cholinesterase activity evaluation. *Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science*: BJVRAS, v.45, p. 87-94, 2008.
- Santiago-Moreira, M.R.; Mucci, J.L.N.; Ciscato, C.H.P.; Monteiro, S.H.; Abakerli, R.B. Estudo do inseticida carbofurano em solo e sedimento de área de produção de arroz irrigado e controle do gorgulho aquático *Oryzophagus oryzae*, Taubaté, São Paulo, Brasil. *Arquivos do Instituto Biológico*, v.80, p.125-128, 2013.
- Sassa, S. Delta-aminolevulinic acid dehydratase assay. *Enzyme*, New York, v. 28, p. 133-145, 1982.
- Santos, G.S.; Piancini, L.D.S.; Tincani, F.H.; Klingelfus, T.; Yamamoto, F.Y.; Ribeiro, C.A.O.; Guiloski, I.C.; Assis, H.C.S.; Cestari, M.M. Liver Damage in Two Neotropical Fish Species from a Polluted Estuarine Area. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, v. 13, p. 39-50, 2018.
- Séby, F.; Charles, S.; Gagean, M.; Garraud, H.; Donard O.F.X. Chromium speciation by hyphenation of high-performance liquid chromatography to inductively coupled plasma-mass spectrometry—study of the influence of interfering ions. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, London, v. 18, p. 1386-1390, 2003.
- Sies, H.; Koch, O.R.; Martino, E.; Boveris, A. Increased biliary glutathione disulfide release in chronically ethanol-treated rats. *FEBS Letters*, v.103, p. 287-290, 1979.
- Silva de Assis, H. C.; Nicareta, L. C.; Salvo, L. M.; Klemz, C.; Truppel, J.; Santos, R. Biochemical biomarkers of exposure to deltamethrin in freshwater fish, *Ancistrus multispinis*. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 52, p. 1401-1407, 2009.
- Silva de Assis, H.C. Der einsatz von biomarkern zur summarischen erfassung vom gewässerverschmutzungen. [Tese de doutorado. Universidade Técnica de Berlin. Alemanha]. 220 pp., 1998.
- Silva, J. R. M. C.; Portoneto, L; Borges, J. S.; Jensch Junior, B. E. Phagocytosis and germicide capacity of macrophages in vitro of the antarctic fish *Notothenia coriiceps* (Richardson, 1844) at 0° C. *Polar Biology*, v. 28, p. 326-328, 2005.
- Silva, J. R. M. C.; Stainess, N. A.; Blazquez, J. H.; Portoneto, L. R.; Borges, J. C. S. Phagocytosis and giant cell formation at at 0° C by macrophage (M0) of *Notothenia coriiceps*. *Journal of Fish Biology*, v. 60, p. 466-478, 2002.
- Silva, J. R. M. C.; Blazquez, F. H.; Barbieri, R. L. Induced inflammatory process in the antarctic fish *Notothenia neglecta*. *Polar Biology*, Alemanha, v. 20, p. 206-212, 1998.
- Stegeman, J.J. Cytochrome P450 Forms in Fish. In: Schenkman, J.B.; Greim, H. *Handbook of Experimental Pharmacology*, Volume 105 – Cytochrome P450. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1993.
- Suter, G. W. II. *Ecological risk assessment*. Boca Raton: Lewis Publishers, 1993.
- Thomas, R. *Practical guide to ICP-MS: a tutorial for beginners*. 3rd ed. CRC Press: New York, n. 3, 2013.
- Van Der Oost, R; Beyer, J.; Vermeulen, N.P.E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, v. 13, p. 57-149, 2003.

Viarengo, A.; Ponzano, E.; Dondero, F.; Fabbri, R. A. Simple spectrophotometric method for metallothionein evaluation in marine organisms: an application to Mediterranean and Antarctic molluscs. *Marine Environmental Research*, n. 44, p.69–84, 1997.

Vuontisjärvi, H.; Keinänen, M.; Vuorinen, P.J.; Peltonen, K. A comparison of HPLC with fluorescence detection and fixed wavelength fluorescence methods for the determination of polycyclic aromatic hydrocarbon metabolites in fish bile. *Polycyclic Aromatic Compounds* v. 24, 333–342, 2004.

Walker, C.H.; Hopkin, S.P.; Sibly, R.M.; Peakall, D.B. (1996). *Principles of Ecotoxicology*. Taylor & Francis, Bristol, PA.

BIOTECNOLOGIA AMBIENTAL E DESENVOLVIMENTO AGRÍCOLA SUSTENTÁVEL

Bruno Vinicius Daquila

Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Biotecnologia, Genética e Biologia Celular, Laboratório de Controle Biológico, Morfologia e Citogenética de Insetos, Maringá, Paraná, Brasil.

Helio Conte

Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Biotecnologia, Genética e Biologia Celular, Laboratório de Controle Biológico, Morfologia e Citogenética de Insetos, Maringá, Paraná, Brasil.

RESUMO: Atualmente, o Brasil é o maior consumidor de agrotóxicos no mundo e seu uso incorreto vem causando problemas ambientais. Formulados por xenobióticos, acumulam-se no solo originando moléculas recalcitrantes com capacidade mutagênica, nociva aos organismos vivos. Diante destes problemas, a sociedade mostra-se mais exigente, preferindo alimentos oriundos da agricultura sustentável. Entre as técnicas de manejo, destaca-se o controle biológico, alternativa empregada no combate aos organismos pragas. Sua ação baseia-se no uso de inimigos naturais, sejam eles, patógenos, parasitóides ou predadores, que colaboram para o equilíbrio populacional nos ecossistemas. *Diatraea saccharalis*, é considerada responsável por grandes prejuízos ao setor sucroalcooleiro, sejam eles de forma direta, devido seu hábito alimentar mastigador

durante a fase larval, ou de forma indireta, quando fungos penetram pelos orifícios abertos pelas larvas no colmo e causam a inversão da sacarose armazenada pela planta. Bioinseticidas formulados com *Bacillus thuringiensis* têm sido utilizados por décadas no controle de insetos pragas tendo como principal característica a síntese de toxinas, específicas para diferentes organismos, e portanto, seu uso é considerado seguro para o meio ambiente. Em insetos, a principal via de contato para avaliação dos efeitos de bioinseticidas ingeridos é o intestino médio, local de síntese enzimática, digestão e absorção de nutrientes. Este órgão é constituído por um epitélio simples, onde se encontram células colunares, caliciformes, regenerativas e endócrinas. A ação de entomopatógenos sobre estas células, pode ocasionar danos severos que interferem em funções vitais resultando na morte do inseto por inanição e/ou septicemia.

PALAVRAS-CHAVE: Agricultura. Pragas. Entomopatógenos. Bactérias.

ENVIRONMENTAL BIOTECHNOLOGY AND SUSTAINABLE AGRICULTURAL DEVELOPMENT

ABSTRACT: Currently, Brazil is the largest consumer of agrochemicals in the world and its incorrect use has been causing environmental problems. Formulated by xenobiotics, they

accumulate in the soil-giving rise to recalcitrant molecules with mutagenic capacity, harmful to living organisms. Faced with these problems, society is more demanding, preferring food from sustainable agriculture. Among the management techniques, it is worth mentioning the biological control, an alternative used to combat pest organisms. Its action is based on the use of natural enemies, be they, pathogens, parasitoids or predators, that collaborate for the population balance in the ecosystems. *Diatraea saccharalis* is considered responsible for large losses to the sugar and alcohol industry, directly due to either its chewing food habit during the larval phase, or indirectly, when fungi penetrate the holes opened by the larvae on the stem and cause the sucrose inversion stored by the plant. Bioinsecticides formulated with *Bacillus thuringiensis* have been used for decades in the control of insect pests, having as main characteristic the synthesis of toxins, specific for different organisms, and therefore its use is considered safe for the environment. In insects, the main route of contact to evaluate the effects of ingested bioinsecticides is the middle intestine, site of enzymatic synthesis, digestion and nutrient absorption. This organ is constituted by a simple epithelium, where there are columnar, goblet, regenerative and endocrine cells. The action of entomopathogens on these cells can cause severe damage that interferes with vital functions resulting in death of the insect by starvation and / or generalized infection.

KEYWORDS: Agriculture. Pests. Entomopathogens. Bacterial.

1 | INTRODUÇÃO

A ordem Lepidoptera possui aproximadamente 160 mil espécies, dessas, 20 mil são borboletas e 140 mil mariposas, que estão distribuídas em 120 famílias com grande diversidade biológica e morfológica. A família Crambidae considerada uma das maiores desta ordem, possui aproximadamente 10 mil espécies (GULLAN e CRANSTON, 2017; ORLANDIN et al., 2016; ALMEIDA e FREITAS, 2012).

Dentre os gêneros que compõem a família Crambidae, esta o *Diatraea*, com aproximadamente 21 espécies, três dessas ocorrendo em território brasileiro, duas em destaque, as espécies *Diatraea saccharalis* Fabricius, relatada em todo território nacional, e *Diatraea flavipennella* Box, encontrada nos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro (GITAHY et al., 2007; GITAHY et al., 2006).

Considerada uma das maiores pragas em culturas de cana-de-açúcar, as larvas da *D. saccharalis* constroem galerias no interior dos colmos, causando prejuízos diretos, como quebra dos colmos, secagem dos ponteiros e enraizamento aéreo. Indiretamente, favorecem a entrada de fungos, geralmente das espécies *Fusarium moniliforme* e *Colletotrichum falcatum*, responsáveis pela inversão da sacarose armazenada pela planta e competição com micro-organismos utilizados nos processos de fermentação industrial (GITAHY et al., 2007; PARRA et al., 2002).

Com o mercado consumidor mais exigente, produtos oriundos da agricultura sustentável apresentam aumento em sua procura, fato que torna o controle biológico uma das técnicas mais viáveis neste novo momento do mercado, sendo considerada

a alternativa mais indicada para controle de insetos pragas, demonstrado eficiência, baixo dano ambiental, social e custo econômico (SILVA e BRITO, 2015).

O controle biológico, é definido como fenômeno natural, que ocorre para controle das populações de plantas e animais, por conta da ação de inimigos naturais, sejam eles patógenos, parasitas ou predadores, constituindo fatores de mortalidade biótica, garantindo o equilíbrio entre as espécies em nosso planeta (ABREU et al., 2015; SILVA e BRITO, 2015; PARRA et al., 2002; CALTAGIONE, 1988; BOSCH et al., 1982).

Bacillus thuringiensis é um entomopatógeno com ação tóxica em alguns organismos vivos. Sua toxicidade está ligada a síntese de inclusões cristalinas de natureza proteica durante a esporulação. As toxinas são sintetizadas juntamente ao esporo e acumuladas no interior da célula mãe, sendo liberadas para o ambiente com a extrusão bacteriana. A atividade das toxinas é restrita ao trato digestório de insetos suscetíveis, local onde atua em sua forma ativa, após dissolução e clivagem por enzimas específicas, presentes no intestino médio dos insetos alvo. (MACEDO et al., 2012; SWIECICKA et al., 2008; BULLA-JUNIOR et al., 1980)

O intestino médio em insetos, é contituido principalmente por células colunares, caliciformes, regenerativas e endócrinas. As células colunares são as mais abundantes, consideradas responsáveis pela secreção de enzimas digestivas e da membrana peritrófica, além de atuarem na absorção dos produtos da digestão. As caliciformes estão envolvidas no processo de homeostase iônica e atuação conjunta com as colunares na absorção dos produtos da digestão. A reposição celular tem origem com as células regenerativas, que possuem grande capacidade de proliferação, diferenciação e crescimento. Células endócrinas são responsáveis pelo controle hormonal, de síntese e secreção (KLOWDEN, 2002; CHAPMAN, 1998; MARANA et al., 1997; BILLINGSLEY e LEHANE, 1996; SNODGRASS, 1993).

As toxinas sintetizadas por *B. thuringiensis* apresentam interações específicas com receptores presentes na membrana apical das células colunares, local onde ocorre a inserção de uma parte da toxina ao receptor, originando poros que desestabilizam os gradientes osmóticos e iônicos. Os danos causados são suficientes para reduzir ou parar a secreção normal do intestino, culminando no desaparecimento da membrana peritrófica e redução do pH no lúmem, tornando o local propício para germinação dos esporos bacterianos, causando septicemia e posterior morte dos insetos (HORTA et al., 2017; MACEDO et al., 2012).

Diante da necessidade de novas tecnologias de controle, diversos autores desenvolvem estudos utilizando o controle biológico (AKTAR e JAVAID, 2018; ARAUJO et al., 2018; LORENCETTI et al., 2018; DIAS et al., 2017; GROTH et al., 2017; PIROVANI et al., 2017; SCHNEIDER et al., 2017; ZORZETTI et al., 2017; VIEIRA et al., 2016; TAN et al., 2011; TARGA et al., 2011; LIMA et al., 2010; NAVA et al., 2009; GITAHY et al., 2007; GITAHY et al., 2006). Os resultados obtidos demonstram eficiência e segurança, não apenas no controle de pragas agrícolas, mas também no controle de vetores de doenças.

2 | BROCA DA CANA-DE-AÇÚCAR (*DIATRAEA SACCHARALIS*)

D. saccharalis é um inseto holometábolo (Fig. 1) conhecida popularmente como broca da cana-de-açúcar. Considerada principal praga em culturas canavieiras no Brasil, possui período de desenvolvimento variável. O tempo para desenvolvimento embrionário varia entre 5 - 7 dias, no qual são observadas alterações cromáticas nos ovos, passando pelas colorações branco leitosa, alaranjado e por final negro, significando que o embrião se desenvolveu completamente e que os ovos estão prontos para eclosão.

Com a eclosão dos ovos, as larvas neonatas caminham sobre as folhas, alimentando-se inicialmente de parênquima foliar. Após a primeira ecdise, migram para região da bainha, onde perfuram o colmo e constroem galerias, permanecendo nelas por aproximadamente 40 dias. Ao final do 5º instar possuem tamanhos variáveis entre 2,5 - 3 cm, quando então, passam pela última ecdise, tornando-se pupas. Em alguns casos, devido fatores climáticos, as larvas podem atrasar seu processo de empupamento e atingir o 6º instar larval (NASCIMENTO, 2009; GALLO et al., 2002).

Enquanto pupas, o dimorfismo sexual pode ser observado pela utilização de microscópio estereoscópico, analisando o último segmento abdominal, em pupas fêmeas, observa-se um sulco, já em machos, duas protuberâncias. O período de desenvolvimento nesta fase pode variar entre 9 - 14 dias, quando então emerge o adulto.

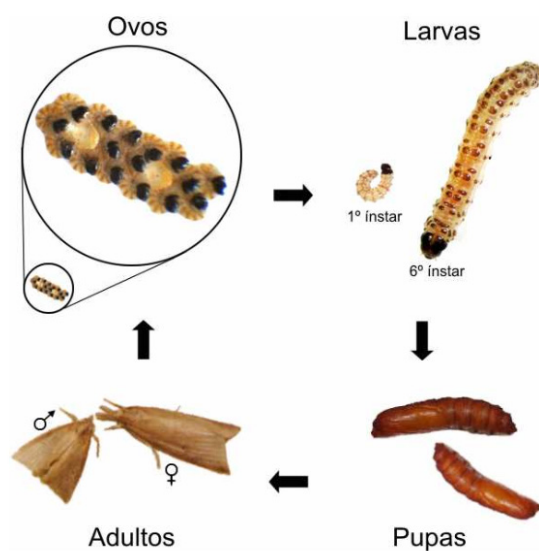


Figura 1. Ciclo de vida da *Diatraea saccharalis*. Estágios de desenvolvimento, ovo-larva-pupa e adultos (Fonte: NASCIMENTO, 2009).

Em sua forma adulta, as mariposas têm coloração amarelo-palha com manchas em suas asas anteriores. As fêmeas liberam feromônios para atração de parceiros e acasalamento. Dois dias após acasalarem, uma massa de ovos é ovopositada no limbo foliar, sua disposição é realizada na forma imbricada (como escamas de peixe), contendo entre 5 - 50 ovos, totalizando até 300 ovos por ovoposição. A longevidade

dos adultos é estimada entre 7 - 10 dias (GALLO et al., 2002).

3 | SISTEMA DIGESTÓRIO

O sistema digestório em insetos é formado por um tubo contínuo que liga a boca ao ânus, compreendendo três regiões: intestino anterior ou estomodeu, onde o alimento pode ser armazenado e parcialmente digerido; intestino médio ou mesêntero, responsável pela digestão e absorção de nutrientes e o intestino posterior ou proctodeu, responsável pela absorção de água, sais e formação das fezes (KLOWDEN, 2002; CHAPMAN, 1998; SNODGRASS, 1993; WIGGLESWORTH, 1965).

O intestino médio em insetos, tem função produtora e secretora de enzimas, absorvendo água e nutrientes, e na manutenção da homeostase do organismo. Sua origem é endodérmica, tendo diâmetro variável entre suas regiões. É formado por um epitélio simples ou pseudoestratificado, apoiado sobre uma membrana basal, em torno da qual dispõem uma camada interna de fibras musculares estriadas circulares e outra externa de fibras longitudinais (HAKIM et al., 2010; CHAPMAN, 1998; LEHANE e BILLINGSLEY, 1996; SNODGRASS, 1993; WIGGLESWORTH, 1965).

O epitélio do intestino médio típico nos insetos é constituído principalmente por células colunares, caliciformes, regenerativas e endócrinas. Em *D. saccharalis* ocorrem estes quatro tipos celulares, sendo que, as células colunares são as mais abundantes e consideradas responsáveis pela secreção da membrana peritrófica e enzimas digestivas, além de atuarem na absorção de produtos da digestão. Estas células apresentam variações ao longo do intestino médio em *D. saccharalis*, caracterizando regiões morfofuncionais distintas (PINHEIRO et al., 2008; KLOWDEN, 2002; CHAPMAN, 1998; MARANA et al., 1997; BILLINGSLEY e LEHANE, 1996; SNODGRASS, 1993).

Na maioria dos insetos, o intestino médio apresenta uma membrana acelular, composta principalmente por quitina, glicosaminoglicanos e proteínas, denominada membrana peritrófica, que divide o lúmen intestinal em duas regiões, a ectoperitrófica (entre a membrana e o epitélio) e endoperitrófica (no interior da membrana). Entre as funções da membrana peritrófica, destacam-se a proteção contra danos mecânicos, químicos e a formação de uma barreira contra microrganismos e toxinas (CHAPMAN, 1998; TELLAM, 1996; TERRA, 1990; WIGGLESWORTH, 1965).

4 | CONTROLE BIOLÓGICO

A classe insecta é estimada entre 1 e 2,5 milhões de espécies, sendo considerado o maior táxon de animais, e mesmo com toda esta biodiversidade, o percentual de agentes causadores de prejuízos é estimado entre 1 - 10%, incluindo pragas agrícolas e vetores de doenças (GULLAN e CRANSTON, 2017; ANGELO et al., 2010; BERTI-FILHO e MACEDO, 2010).

Os organismos vivos apresentam grupos diversos e com vários estágios de desenvolvimento, os quais possuem inimigos naturais, mantendo desta forma populações equilibradas, algo que não ocorreria em sua ausência. Tais inimigos naturais, pertencem a diversas classes de organismos incluindo predadores, parasitóides e patógenos. O uso de um organismo para redução da densidade de populacional de outro, apresenta grandes taxas de sucesso, tanto econômico, como social e ambiental (ABREU et al., 2015; SILVA e BRITO, 2015; PARRA et al., 2002).

Além do controle de pragas agrícolas, o controle biológico aplicado a saúde está em crescimento, principalmente quando o foco são doenças relacionadas ao mosquito *Aedes aegypti* que transmite diversas doenças ao ser humano. Seu controle pode ser realizado com entomopatógenos, como por exemplo, a bactéria *B. thuringiensis* var. *Israelensis* (ZARA et al., 2016).

Atualmente existem três tipos básicos de estratégias que podem ser adotadas: controle biológico natural, clássico e aplicado.

4.1 Controle Biológico Clássico

O controle biológico clássico trata da inserção e colonização de agentes controladores que combatam organismos praga nativos da área aplicada. Esta medida é avaliada como sendo de longo prazo, neste caso é utilizado um pequeno número controladores, aguardando sua estabilidade e aumento populacional (BARBOSA et al., 2017; SILVA e BRITO, 2015; BERTI-FILHO e MACEDO, 2010).

4.2 Controle Biológico Natural

Refere-se a algo que ocorre naturalmente, inserindo práticas de manejo integrado de pragas (MIP). O controle biológico natural atua na conservação e atração de inimigos naturais que combatam os organismos-praga (BARBOSA et al., 2017; SILVA e BRITO, 2015; BERTI-FILHO e MACEDO, 2010).

4.3 Controle Biológico Aplicado

Este tipo de controle biológico utiliza controladores produzidos em biofábricas, que posteriormente são aplicados ou liberados em áreas de interesse, este tipo de ação vem ganhando força com o isolamento de novos micro-organismos e investimento em criações laboratoriais (BARBOSA et al., 2017; SILVA e BRITO, 2015; BERTI-FILHO e MACEDO, 2010)

5 | BACILLUS THURINGIENSIS

Relatado pela primeira vez em 1901 por Ishiwata como sendo responsável pela mortalidade de larvas da *Bombyx mori*, este micro-organismo foi isolado e descrito em 1911 por Berliner, como causador da morte em larvas da *Anagasta kuehniella* (mariposa da farinha), quando então foi confirmada sua capacidade de esporulação.

Em 1915, foi classificada como *B. thuringiensis*, e inserida na ordem *Bacillales*, Família *Bacillaceae* e Gênero *Bacillus* (SABIA-JÚNIOR, 2015; PRAÇA et al., 2007; ABREU, 2006).

Trata-se de uma bactéria Gram-positiva, esporulante, aeróbica facultativa, mesófila, quimioheterotrófica e esporulante. Possui formato de bastonete, sendo observada de modo solitário (bacilo), aos pares (diplobacilos) ou formando cadeias (estreptobacilos), seu tamanho varia entre 0,5 - 0,25 μm de largura e 1,2 - 10 μm de comprimento, apresentando desenvolvimento ótimo em temperaturas entre 10 e 40 $^{\circ}\text{C}$. Seu ciclo de vida apresenta duas fases: na primeira, sua multiplicação ocorre por fissão binária durante o estado vegetativo, a segunda consiste na diferenciação da bactéria em espora (SABIA-JÚNIOR, 2015; PRAÇA et al., 2007).

Este micro-organismo é encontrado em praticamente todas as partes do mundo, podendo ser isolado do solo, água, animais mortos, fezes, grãos estocados, superfície de plantas e outros locais propícios para seu desenvolvimento. Acreditava-se que sua capacidade entomopatogênica sobre insetos teria sido selecionada no curso da co-evolução (hospedeiro-parasita), porém, algumas evidências sugerem que *B. thuringiensis* é meramente um organismo saprófito, e não um parasita obrigatório. Entretanto seu requerimento nutricional sugere que as células vegetativas entrem em estado esporulante somente no interior de insetos hospedeiros (Fig. 2) (SABIA-JÚNIOR, 2015; MACEDO et al., 2012; SWIECICKA et al., 2008).

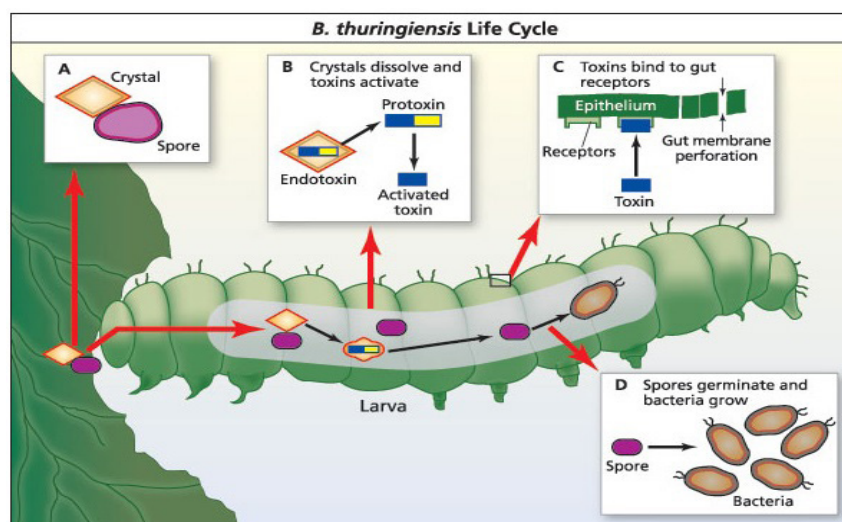


Figura 2. Ciclo de vida de *Bacillus thuringiensis* em lepidópteros. A) cristal proteico (toxina) e espora bacteriano aplicados na cultura. B) após a ingestão pelo organismo alvo, a toxina é dissolvida por meio do pH alcalino no intestino do inseto e clivada por enzimas específicas, tornando a toxina ativa. C) em sua forma ativa, as toxinas ligam-se a receptores específicos, presentes na membrana plasmática das células intestinais, formando poros. D) com os danos causados nas células o meio torna-se propício para a germinação dos esporos e multiplicação bacteriana (Fonte: EMAZE.com).

Sua atividade entomopagênica tem ligação com a capacidade de sintetizar inclusões cristalinas parasporais (ICP) de natureza proteica durante a esporulação, período em que genes presentes nos plasmídeos tornam-se ativos, codificando

proteínas formadoras das ICP's. Em algumas variedades estes genes também podem estar presentes nos cromossomos. Estas ICP's são armazenadas no citoplasma das células, e representam entre 20 e 30% da proteína total encontrada na bactéria seca (SABIA-JÚNIOR, 2017; MACEDO et al., 2012; WANG et al., 2013; PRAÇA et al., 2007).

A formação das inclusões ocorre durante os estágios II e IV da esporulação, possuindo formatos bipiramidal, romboide, esférico, cubóide ou sem forma definida. Sua liberação ocorre com a extrusão bacteriana junto ao esporo. São conhecidas entre 700 - 770 sequências de genes Cry, divididas em 74 grupos, 40 sequências, em 3 grupos de proteínas Cyt e 140 sequências, em 4 grupos de proteínas Vip. A classificação destas proteínas é baseada nas sequências de aminoácidos e toxicidade (HORTA et al., 2017; SABIA-JÚNIOR, 2015; WANG et al., 2013; BULLA-JUNIOR et al., 1980).

A maior parte das variedades de *B. thuringiensis* podem sintetizar mais de um tipo de ICP, apresentando elevada especificidade contra as ordens Lepidoptera, Hemiptera, Hymenoptera, Homoptera, Isoptera, Mallophaga, Neuroptera, Orthoptera, Siphonaptera, Thysanoptera, além de outros grupos de invertebrados como nematoides, ácaros, protozoários e alguns vertebrados dependendo da variedade bacteriana (Fig. 3) (SABIA-JÚNIOR, 2015; MACEDO et al., 2012; PRAÇA et al., 2007).

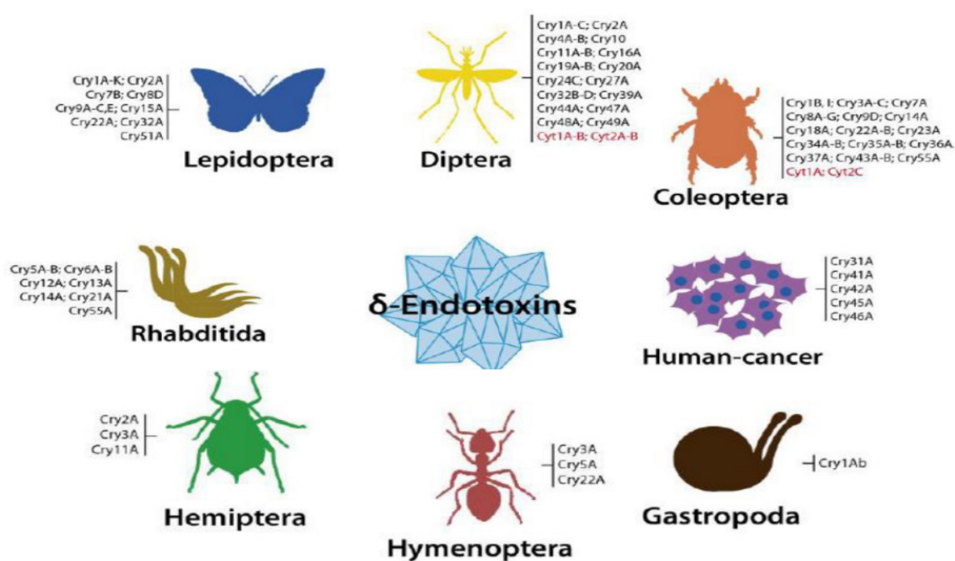


Figura 3. Variedades de toxinas sintetizadas por *B. thuringiensis* e seu espectro de ação nas diferentes ordens de organismos (Fonte: PALMA et al., 2014).

Estudos com *B. thuringiensis* demonstram sua capacidade de síntese proteica. As proteínas mais conhecidas são: α -exotocina, β -exotocina, VIP e δ -endotoxinas. Outras proteínas como as parasporinas, hemolisinas, enterotoxinas, quitinases, fosfolipases e moléculas bioestimuladoras e biofertilizadoras, como fitohormônios, proteínas solubilizadoras de fosfato e sideróforos, estão em estudo (SABIA-JÚNIOR, 2015; MACEDO et al., 2012; SWIECICKA et al., 2008; PRAÇA et al., 2007).

5.1 Proteínas α -exotoxinas

Com alta toxicidade para alguns insetos e vertebrados, esta toxina pode ser isolada do sobrenadante em meios de cultura, durante a fase logarítmica do crescimento de algumas estirpes de *B. thuringiensis*. Possui ação sobre os hemócitos, ocasionando degeneração e lise celular (HORTA et al., 2017; PRAÇA et al., 2007).

5.2 Proteínas β -exotoxinas

Atualmente conhecida como Thurigiensina, é sintetizada durante a fase vegetativa de algumas variedades de *B. thuringiensis*, sendo altamente tóxicas para diversas ordens de insetos e alguns vertebrados. Esta toxina apresenta duas variações: a tipo I, é análoga ao ATP, e atua na inibição das nucleases, impedindo a biossíntese de RNA pelas células afetadas. Seu efeito fica nítido durante as fases de metamorfose dos insetos (ecdises, empupamentos e emergência de adultos). A tipo II, análoga ao UTP, possuindo potencial entomopatogênico superior a toxina do tipo I, sua utilização é limitada ou até proibida em alguns países, pela elevada toxicidade e potencial mutagênico em vertebrados (HORTA et al., 2017; PRAÇA et al., 2007).

5.3 Proteínas Vip

Sua nomenclatura deriva do inglês “Vegetative Insecticidal Proteins”, sendo a classe mais nova de proteínas tóxicas descritas em *B. thuringiensis*, foi identificada no sobrenadante de algumas variedades bacterianas em fase logarítmica de crescimento e esporulação, apresenta maior toxicidade que as δ -endotoxinas. Sua ação ocorre de forma similar ao das δ -endotoxinas nos organismos-alvo. (HORTA et al., 2017; PRAÇA et al., 2007).

5.4 Proteínas δ -endotoxinas

As δ -endotoxinas conhecidas como proteínas Cry ou Cyt, possuem ação extremamente tóxica para diversas ordens de insetos, além de alguns protozoários, nematoides e ácaros. Possui ação isolada e restrita a uma ou mais ordens específicas de organismos, a maioria das estirpes de *B. thuringiensis* pode sintetizar uma ou mais toxinas. Algumas variedades como a Aizawai HD-137 ou a Israelensis IPS-82 apresentam de cinco a oito genes codificadores de δ -endotoxinas (HORTA et al., 2017; PRAÇA et al., 2007).

5.5 Modo de ação das δ -endotoxinas

Após a ingestão, as ICP's são solubilizadas nas condições de pH alcalino do

intestino em insetos, liberando protoxinas, que são clivadas por enzimas específicas, resultando em toxinas ativas, com capacidade de atravessar a membrana peritrófica e ligação com receptores específicos localizados na membrana apical das células do intestino médio, com tal interação, estruturas oligoméricas são formadas antes da inserção das toxinas na membrana celular.

A ligação na membrana ocorre de modo irreversível, poros com tamanho variável de 1 - 2 nm de diâmetro são formados, interferindo na entrada seletiva de cátions, ânions, água e moléculas maiores. Com o aumento na absorção de água, as células sofrem lise, seguida da ruptura da parede intestinal, com isso, o conteúdo gástrico é misturado à hemolinfa, reduzindo o pH intestinal e fornecendo nutrientes necessários para a germinação dos esporos e sua disseminação pelo organismo, causando a morte dos organismos-alvo por inanição e septicemia (Fig. 3) (HORTA et al., 2017; WANG et al., 2013; MACEDO et al., 2012; PRAÇA et al., 2007; ABREU, 2006).

Diferentes enzimas são sugeridas para a clivagem das protoxinas, sendo diferentes em cada ordem de inseto, são descritas, as serinoproteases, tripsina, quimiotripsina, termolisina, cisteíno-protease e aspartina (PRAÇA et al., 2007).

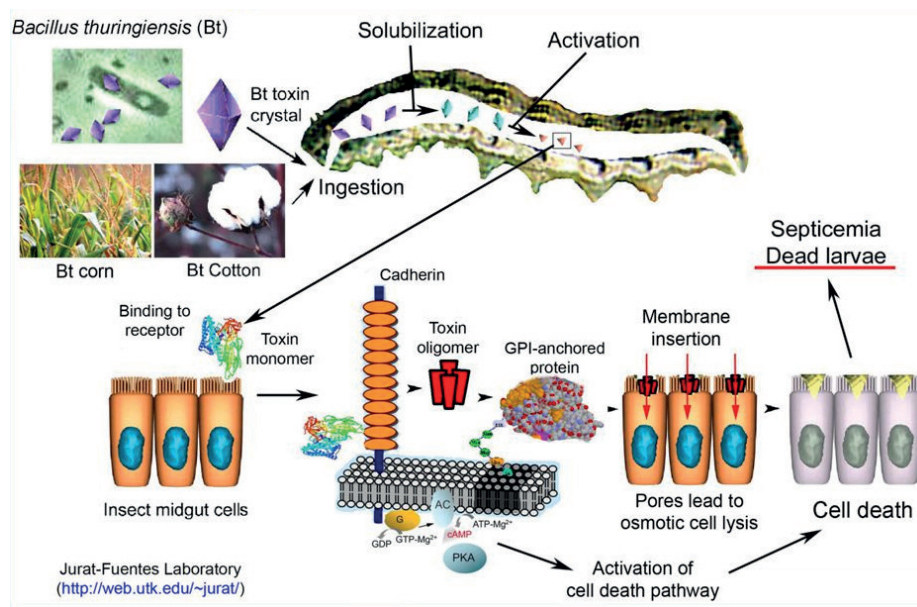


Figura 3. Modo de ação da toxina Cry em uma larva de lepidóptero. A toxina é ingerida quando a larva ingere *B. thuringiensis* ou quando ingere tecidos de uma planta transgênica. A solubilização e ativação ocorre devido ao pH alcalino do trato digestivo do inseto. A toxina se liga a um receptor nas células intestinais e se integra na membrana formando um poro que causa a morte das células. Por causa disso, a larva morre e seus tecidos em decomposição podem ser explorados pelas bactérias. (Fonte: ADANG et al., 2014).

6 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com a crescente demanda por commodities, os agricultores encontram-se pressionados por conta de fatores climáticos e pelo ataque de pragas, que resultam na redução da produtividade nas lavouras. Para garantir produtividade, os agricultores fazem uso de diversos agrotóxicos, alguns altamente tóxicos, que na maioria das

vezes são aplicados de forma incorreta, resultando em danos, como: contaminações do meio ambiente e dos alimentos, eliminação de organismos benéficos e seleção de pragas resistentes.

Um dos fatores que vêm preocupando os importadores, são os resíduos presentes nos alimentos, algo que reforça a necessidade de investimentos em pesquisas voltadas para novas tecnologias, principalmente naturais, em busca de crescimentos com sustentabilidade.

REFERÊNCIAS

- ABREU, I.L. 2006. **Identificação e caracterização de um gene Cry recombinante de *Bacillus thuringiensis* var. Londrina**. Jaboticabal: UNESP, 2006. 87p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Microbiologia Aplicada, Universidade Estadual de São Paulo, Jaboticabal.
- ABREU, J.A.S.; ROVIDA, A.F.S.; CONTE, H. 2015. **Controle biológico por insetos parasitóides agrícolas no Brasil**: Revisão de literatura. UNINGÁ Review, 22(2): 22-25.
- ADANG, M.J., CRICKMORE, N., JURAT-FUENTES, J.L. 2014. **Diversity of *Bacillus thuringiensis* Crystal Toxins and Mechanism of Action**. Insect Midgut and Insecticidal Proteins, 39-87. doi:10.1016/b978-0-12-800197-4.00002-6.
- AKTAR, R.; JAVAID, A. 2018. **Biological management of basal rot of onion by *Trichoderma harzianum* and *Withania somnifera***. Planta Daninha, 36: 2-7.
- ALMEIDA, A.C.; FREITAS, A.V.L. 2012. **Lepidoptera Borboletas e Mariposas do Brasil**. 1.ed. São Paulo: Exclusiva Publicações, 1-82.
- ANGELO, E.A.; VILAS-BOÂS, G.T.; CASTRO-GOMEZ, R.J.H. 2010. ***Bacillus thuringiensis*: general characteristics and fermentation**. Semina Ciências agrárias, 31(4): 945-958.
- ARAÚJO, J.J.S.; MUNIZ, M.F.S.; MOURA-FILHO, G.; ROCHA, F.S.; CASTRO, J.M.C. 2018. ***Bacillus subtilis* no tratamento de mudas de bananeiras infectadas por fitonematóides**. Ceres, 65(1): 99-103.
- BARBOSA, M.F.C.; DEMITE, P.R.; MORAES, G.J.; POLLETI, M. 2017. **Controle biológico com ácaros predadores e seu papel no manejo integrado de pragas**. Engenheiro Coelho: PROMIP, 1: 9-10.
- BERTI-FILHO, E.; MACEDO, L.P.M. 2010. **Fundamentos do controle biológico de insetos-praga**. Natal: Editora IFRN, 1-108.
- BILLINGSLEY, P.F.; LEHANE, M.J. 1996. Structure and ultrastructure of the insect midgut. In: LEHANE, M. J.; BILLINGSLEY, P. F. **Biology of the insect midgut**, London: Chapman e Hall, 3-30.
- BOSCH, R.V.D; MESSENGER, P.S.; GUTIERREZ, A.P. 1982. **An introduction to biological control**. New York: Plenum Press, 1-247.
- BULLA-JUNIOR, L.A.; BECTHEL, D.B.; KRAMER, K.J.; SHETHANA, Y.I. 1980. **Ultrastructure, physiology, and biochemistry of *Bacillus thuringiensis***. Critical Reviews in Microbiology, 147-204.
- CALTAGIONE, L.E. 1988. **Definitions and principles of biological control**. In. **2nd International short course in biological control**, Anais... Berkeley.

- CHAPMAN, R.F. 1998. **The insects: structure and funcion**. 4. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1-770.
- DIAS, J.L.C.S.; SILVA-JUNIOR, A.C.; QUEIROZ, J.R.G.; MARTIS, D. 2017. **Herbicidas selectivity in pre-budded seedlings of sugarcane**. Arquivos do Instituto Biológico, 84, pp.1-9.
- EMAZE. 2019. **Control de plagas**. Disponível em < app.emaze.com/@AORQQORLI#11>. Acesso em: 10 de maio de 2019.
- GALLO, D.; NAKANO, O.; NETO, S.S.; CARVALHO, R.P.L.; BAPTISTA, G.C.; FILHO, E.B.; PARRA, J.R.P.; ZUCCHI, R.A.; ALVES, S.B.; VENDRAMIM, J.D.; MARCHINI, L.C.; LOPES, J.R.S.; OMOTO, C. 2002. **Entomologia Agrícola**. Piracicaba: FEALQ, 1-920.
- GITAHY, P.M.; GALVÃO, P.G.; ARAÚJO, J.L.S.; BALDANI, J.I. 2006. **Perspectivas biotecnológicas de *Bacillus thuringiensis* no controle biológico da broca da cana-de-açúcar *Diatraea saccharalis***. Rio de Janeiro: Seropédica, 214: 1-44.
- GITAHY, P.M.; SOUZA, M.T.; MONNERAT, R.G.; ARRIGONI, E.B.; BALDANI, J.I. 2007. **A Brazilian *Bacillus thuringiensis* strain highly active to sugarcane borer *Diatraea saccharalis* (Lepidoptera: crambidae)**. Brazilian Journal of Microbiology, 38: 531-537.
- GROTH, M.; FILHO, R.; SOARES, V.; BERNARDI, D. 2017. **Pathogenicity of *Metarhizium anisopliae* isolates on *Nezara viridula* and *Dichelops melacanthus* in wheat crop**. Arquivos do Instituto Biológico, 84: 1-8.
- GULLAN, P.J.; CRANSTON, P.S. 2017. **Insetos: fundamentos da entomologia**. 5.ed. Rio de Janeiro: Roca, 1-912.
- HAKIM, R.S.; BALDWIN, K.; SMAGGHE, G. 2010. **Regulation of midgut growth development, and metamorphosis**. Annual Reviews Entomology, 55: 593-608.
- HORTA, A.B., PANNUTI, L.E.R., BALDIN, E.L.L., FURTADO, E.L. 2017. Toxina inseticidas de *Bacillus thuringiensis*. In: Resende, R.R. (ed). **Biotecnologia aplicada à agro e indústria-fundamentos e aplicações**. Blucker: São Paulo, 1-38.
- KLOWDEN, M.J. 2002. **Physiological systems in insects**. California: Academic Press, 163-203.
- LEHANE, M.J.; BILLINGSLEY, P.F. 1996. **Biology of the insect midgut**. London: Chapman e Hall, 1-486.
- LIMA, M.P.L.; OLIVEIRA, J.V.; GONDIM-JUNIOR, M.G.C.; MARQUES, E.J. CORREIA, A.A. 2010. **Bioatividade de formulações de nim (*Azadirachta indica* A. JUSS, 1797) e de *Bacillus thuringiensis* subsp. *Aizawai* em lagartas de *Spodoptera frugiperda* (J.E. SMITH) (Lepidoptera: Noctuidae)**. Ciênc. Agrotec, 34(6): 1381-1389.
- LORENCETTI, G.A.T.; POTRICH, M.; MAZARO, S.M.; LOZANO, E.R.; BARBOSA, L.R.; MENEZES, M.J.S.; GONÇALVES, T.E. 2018. **Eficiência de *Beauveria bassiana* VUILL. e *Isaria* sp. Para o controle de *Thaumastocoris peregrinus* CARPITERO & DELLAPÉ (Hemiptera: Thaumastocoridae)**. Ciência Florestal, 28(1): 413-418.
- MACEDO, C.L.; MARTINS, E.S.; MACEDO, L.L.P.; SANTOS, A.C.; PRAÇA, L.B.; GOIS, L.A.B.; MONNERAT, R.G. 2012. **Seleção e caracterização de estirpes de *Bacillus thuringiensis* eficientes contra a *Diatraea saccharalis* (Lepidoptera: Crambidae)**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 47(12): 1-11.
- MARANA, S.R.; RIBEIRO, A.F.; TERRA, W.R.; FERREIRA, C. 1997. **Ultrastructure and secretory activity of *Abracris flavolineata* (Orthoptera: Acrididae) midgut**. Journal Insect Physiology, 43(5): 465-473.

- NASCIMENTO, R. 2009. **Construção de uma biblioteca de anticorpos monoclonais apresentados em fagos para seleção e caracterização de scFv ligante a proteínas intestinais de *Diatraea saccharalis***. Uberlândia: UFU, 2009. 100p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Genética e Bioquímica, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.
- NAVA, D.E.; PINTO, A.S.; SILVA, S.D.S. 2009. **Controle biológico da broca da cana-de-açúcar**. Pelotas: Seropédica, 287: 1-29.
- ORLANDIN, E.; FAVRETTO, M.A.; PIOVESAN, M.; SANTOS, E.B. 2016. **Borboletas e Mariposas de Santa Catarina uma introdução**. 1.ed. Campos Novos: Mario Arthur Favratto, 1-213.
- PALMA, L., MUÑOZ, D., BERRY, C., MURILLO, J., CABALLERO, P. 2014. ***Bacillus thuringiensis* toxins: An overview of their biocidal activity**. Toxins, 6(12): 3296-3325. Doi: 10.3390/toxins6123296
- PARRA, J.R.P.; BOTELHO, P.S.M.; CORREIA-FERREIRA, B.S.; BENTO, J.M.S. 2002. **Controle Biológico no Brasil: parasitoides e predadores**. Barueri: Manole, 1-17.
- PINHEIRO, D.O.; SILVA, R.J.; QUAGIO-GRASSIOTTO, I.; GREGÓRIO, E.A. 2008. **Morphological regional differences of epithelial cells along the midgut in *Diatraea saccharalis* Fabricius (Lepidoptera: Crambidae) larvae**. Neotropical Entomology, 37(4): 413-419.
- PIROVANI, V.D.; PRATISSOLI, D.; TIBÚRCIO, M.O.; CARVALHO, J.R.; DAMASCENA, A.P.; FARIA, L.V. 2017. ***Trichogramma galloi* and *Trichogramma pretiosum* for the management of *Duponchelia fovealis* (Lepidoptera: Crambidae) in strawberry plants**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 52(8): 690-693
- PRAÇA, L.B.; SOARES, E.M.; MELATTI, V.M.; MONNERAT, R.G. 2007. ***Bacillus thuringiensis* Berliner (Eubacteriales: Bacillaceae): aspectos gerais, modo de ação e utilização**. Brasília: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 239: 1-40.
- SABIA-JÚNIOR, E.F. 2015. **Deteção e caracterização de proteínas parasporinas em *Bacillus thuringiensis***. Brasília: Universidade de Brasília, 2015. 94p. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós-graduação em Biologia Molecular, Universidade de Brasília, Brasília.
- SCHNEIDER, L.C.L.; SILVA, C.V.; CONTE, H. 2017. **Toxic effect of commercial formulations of neem oil, *Azadirachta indica* A. Juss., in pupae and adults of the sugarcane borer, *Diatraea saccharalis* F. (Lepidoptera: Crambidae)**. Arquivos do Instituto Biológico, 84: 1-8.
- SILVA, A.B.; BRITO, J.M. 2015. **Controle biológico de insetos-praga e suas perspectivas para o futuro**. AGROTEC, 248-258.
- SNODGRASS, R.E. 1993. **Principles of insect morphology**. 2. ed. Ithaca: Cornell University Press, 1-573.
- SWIECICKA, I.; BIDESHI, D.K.; FEDERICI, B.A. 2008. **Novel isolate of *Bacillus thuringiensis* subsp. *thuringiensis* that produces a quasicuboidal crystal of Cry Ab21 toxic to larvae of *Trichoplusia ni***. Applied and environmental Microbiology, 923-930.
- TAN, S.Y.; CAYABYAB, B.F.; ALCANTARA, E.P.; IBRAHIM, Y.B.; HUANG, F.; BLANKENSHIP, E.E.; SIEGFRIED, B.D. 2011. **Comparative susceptibility of *Ostrinia furnacalis*, *Ostrinia nubilalis* and *Diatraea saccharalis* (Lepidoptera: Crambidae) to *Bacillus thuringiensis* Cry1 toxins**. Crop Protection, 30: 1184-1189.
- TARGA, S.E.M.; ORLANDELL, R.S.; BERNARDI-WENZEL, J.; CONTE, H.; PAMPHILE, J.A. 2011. **Influence of crude extracts of endophytes from *Luehea divaricata* (Malvales: Tiliaceae) on the in vitro development of *Diatraea saccharalis* (Lepidoptera: Crambidae) larvae**. Saúde e Biologia,

6(3): 1-7.

TELLAM, R.L. The peritrophic matrix. In: Lehane, M. J.; BILLINGSLEY, P.F. 1996. **Biology of the insect midgut**. London: Chapman e Hall, 86-114. TERRA, W.R. 1990. **Evolution of digestive system of insects**. Annual Review Entomology, 35: 181-200.

VIEIRA, B.A.H.; MARINHO-PRADO, J.S.; NECHET, K.L.; MORANDI, M.A.B.; BERTTIOL, W. 2016. **Defensivos agrícolas naturais: uso e perspectivas**. 1.ed. Brasília: Embrapa meio ambiente, 1-853.

WANG, J.; MEI, H.; QIAN, H.; TANG, Q.; LIU, X.; YU, Z.; HE, J. 2013. **Expression profile and regulation of spore and parasporal crystal formation-associated genes in *Bacillus thuringiensis***. Journal of Proteome research, 12(12): 5487-5501.

WIGGLESWORTH, V.B. 1965. **Proceedings of the Association of Applied Biologists**. Ann. Appl. Biol, 56: 315-350.

ZARA, A.L.S.A.; SANTOS, S. M.; FERNANDES-OLIVEIRA, E.S.; CARVALHO, R.G.; COELHO, G.E. 2016. ***Aedes aegypti* control strategies: a review**. Epidemiol. Serv. Saude, 25(2): 391-404.

ZORZETTI, J.; RICCIETTO, A.P.S.; FAZION, F.A.P.; MENEGUIM, A.M.; NEVES, P.M.O.J.; VILAS-BOAS, G.T. 2017. **Isolation and characterization of *Bacillus thuringiensis* strains active against *Elasmopalpus lignosellus* (Zeller, 1848) (Lepidoptera, Pyralidae)**. Acta Scientiarum Agronomy, 39(4): 417-425.

DESAFIOS DA CONSOLIDAÇÃO TERRITORIAL EM UNIDADE DE CONSERVAÇÃO NA AMAZÔNIA: UMA EXPERIÊNCIA DE DEMARCAÇÃO E GEORREFERENCIAMENTO NA RESERVA EXTRATIVISTA DO CAZUMBÁ-IRACEMA

Carla Michelle Lessa

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio
Brasília – DF

Márcio Costa

Universidade Paulista – UNIP, Departamento de Engenharia da Produção - UNIP
São Paulo-SP

Patrícia da Silva

Universidade de Brasília, Departamento de Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural Sustentável - FUP/UNB
Brasília – DF

Tiago Juruá Damo Ranzi

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio
Rio Branco – AC

Aldeci Cerqueira Maia

Associação dos Seringueiros do Seringal Cazumbá
Reserva Extrativista do Cazumbá-Iracema, Sena Madureira – AC

Fabiana de Oliveira Hessel

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio
Brasília – DF

essa problemática passa não apenas pela limitação de recursos orçamentários, mas também pela carência de um corpo técnico qualificado para atuação nessa temática específica. No caso das terras públicas, por não ser necessária a indenização dos imóveis, o trabalho envolve basicamente articulação política, georreferenciamento e demarcação do imóvel ou bem público. A experiência do ICMBio com a contratação de empresas para execução dessa atividade tem se apresentado ineficiente e de alto custo. O presente trabalho visa apresentar a metodologia de um curso e força-tarefa para o georreferenciamento e demarcação de uma gleba pública no interior da Reserva Extrativista do Cazumbá-Iracema, no Acre. Por meio dessa metodologia foi possível comprovar a viabilidade técnico-financeira da execução direta desse tipo de trabalho por técnicos do ICMBio, propiciando agilidade e ganho de escala no processo de Concessão de Direito Real de Uso dos imóveis públicos para o ICMBio e, consecutivamente, deste para as populações tradicionais beneficiárias. Para as Reservas Extrativistas, possibilita-se o cumprimento efetivo dos objetivos de criação dessas Unidades de Conservação e a consolidação territorial destas áreas protegidas.

PALAVRAS-CHAVE: Área protegida, Reserva Extrativista, Demarcação, Consolidação Territorial.

RESUMO: A regularização fundiária é um dos grandes desafios para a implantação das Unidades de Conservação Federais e

CHALLENGES OF TERRITORIAL CONSOLIDATION IN A PROTECTED AREA IN THE AMAZON: AN EXPERIENCE OF DEMARCATION AND GEOREFERENCING IN THE EXTRACTIVE RESERVE OF CAZUMBÁ-IRACEMA

ABSTRACT: The land property regularization is one of the major challenges in implementation of Protected Areas in Brazil and the problematic matter not only for the limitation of budgetary resources, but also by the lack of qualified technicians to act on this theme. In the case of public territories, there is no demand for payment or expropriation, the work involves basically political articulation, georeferencing and demarcation of the public property. ICMBio experience with hiring companies for execution of georeferencing and demarcation of public property and protected areas has been inefficient. The present work presents the methodology of a course and task force for georeferencing and demarcation of a public territory, in the process of collection by INCRA, located inside Cazumbá-Iracema Extractive Reserve, Acre State. Through this method, it was possible to prove the technical and financial viability of direct execution of this type of work by technicians of the ICMBio, providing agility and scale gain in the processes of land property regularization and of granting the right of use for the ICMBio and, consecutively, to traditional populations who lives inside the Protected Areas. For the Extractive Reserves, specifically, enables the effective fulfillment of the objectives of creation and territorial consolidation of these protected areas.

KEYWORDS: Protected Area, Extractive Reserve, Demarcation, Territorial Consolidation.

1 | DESCRIÇÃO DA PROBLEMÁTICA E MÉTODOS

A consolidação territorial é, sem dúvida, um dos maiores desafios à implementação de uma Unidade de Conservação (UC). A grande maioria dos conflitos decorrem de questões relativas a falta de regularização fundiária ou de erros decorrentes da descrição ou interpretação dos seus limites.

Especificamente na Amazônia, a consolidação territorial das UC passa, predominantemente no caso de resolução de sobreposições territoriais, pela transferência de dominialidade de terras públicas e finalmente pela Concessão de Direito Real de Uso (CDRU) ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), e deste às populações tradicionais beneficiárias, no caso das Reservas Extrativistas (RESEX) e de algumas Florestas Nacionais (FLONA).

A Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000 (Lei do SNUC), que regulamentou o § 1º, do art. 225, da Constituição Federal (CF), estabelece que as RESEX são de posse e domínio públicos, devendo as áreas privadas inseridas em seus limites serem desapropriadas conforme legislação vigente, observadas as restrições estabelecidas no art.45, do citado diploma legal.

Com relação aos imóveis de dominialidade pública, a CF determina a

indisponibilidade das terras públicas arrecadadas ou discriminadas pelos Estados imprescindíveis à proteção dos ecossistemas, conforme §5º, do art.225. Nesse sentido, a Lei nº 9.985, de 2000 determinou que fosse realizado o levantamento das terras públicas, no prazo de cinco anos, contados da edição do normativo, com o escopo de destiná-las à conservação da natureza.

Embora essa identificação das áreas públicas fosse de grande importância para constituição de novas áreas protegidas e regularização das já existentes, inúmeras iniciativas já ocorreram nesse sentido. Todavia, de fato, esse levantamento físico nunca foi finalizado.

Relativamente às terras públicas federais a Portaria Interministerial MMA/MP nº 436, de 2 de dezembro de 2009 (Portaria Interministerial nº 436, de 2009) e a Portaria Conjunta INCRA/ICMBio nº 4, de 25 de março de 2010 (Portaria Conjunta nº 4, de 2010) disciplinam os procedimentos administrativos para o repasse destas áreas, de domínio da União ou do INCRA, sobrepostas a UC para gestão pelo ICMBio.

De acordo com dados da Coordenação Geral de Consolidação Territorial de Unidades de Conservação do ICMBio, desde a publicação dessas portarias até o presente momento, foram incorporados à gestão do ICMBio e das comunidades tradicionais cerca de 11,5 milhões de hectares de áreas públicas federais e estaduais, o que equivale a 16,5% da área total das UC de domínio público, mas ainda há muito a fazer em termos de identificação e incorporação de terras públicas. Estima-se que mais 25% da área das unidades de conservação de domínio público são de dominialidade desconhecida.

Para este trabalho será abordada a metodologia para a demarcação do Seringal Santa Helena, com área de 404.500 hectares, localizado integralmente nos limites da Reserva Extrativista do Cazumbá-Iracema (RESEX do Cazumbá-Iracema). A discriminação da área do Seringal Santa Helena foi objeto de ação discriminatória que tramitou na terceira Vara da Justiça Federal da Seção Judiciária do Acre, proposta pelo INCRA no ano de 1977, objetivando a declaração de nulidade das matrículas e a determinação da demarcação da gleba ser incorporada ao patrimônio da União.

A RESEX do Cazumbá-Iracema foi criada por meio do Decreto Federal s/nº, de 19 de setembro de 2002, com fundamento no art. 18 da Lei nº 9.985, de 2000 e Decreto nº 98.897, de 30 de janeiro de 1990 (Decreto nº 98.897, de 1990), com área aproximada de 750.917,74 hectares (ha), visando assegurar o uso sustentável e a conservação dos recursos naturais renováveis, protegendo os meios de vida e a cultura da população extrativista local.

A distribuição da malha fundiária pode ser classificada em quatro categorias, conforme representado no quadro a seguir:

Quadro 1: Distribuição da Malha Fundiária da RESEX do Cazumbá-Iracema

1. No que tange às glebas públicas federais, tratam-se de áreas já arrecadadas e matriculadas em nome da União cuja regularização depende apenas de serem cedidas para a gestão do ICMBio;
2. O total de 148.231 ha é referente à parcela da área desapropriada pelo INCRA pelo decreto 79.048/76 destinado à criação, no ano seguinte, do Projeto de Assentamento Dirigido (PAD) Boa Esperança. Durante o processo de negociação para a criação da RESEX, o limite desse PAD foi revisado, subtraindo-se essa parcela até então sobreposta à área a ser destinada às populações tradicionais.
3. Os imóveis privados até então reconhecidos no interior da UC representam uma pequena parcela da dimensão territorial da UC e estão em processo de desapropriação conforme dispõe a Instrução Normativa nº 02 de 03 de setembro de 2009 (IN 02/2009) ou compensação de reserva legal, a teor da Instrução Normativa nº 05, de 19 de maio de 2016 (IN 05/2016).
4. Já com referência às terras devolutas no interior da RESEX, a ação discriminatória foi proposta com fundamento na Lei nº 6.383, de 7 dezembro de 1976 (Lei nº 6.383, de 1976), que rege o processo discriminatório de terras devolutas da União. Por terras devolutas, segundo Hely Lopes Meirelles (2005), entende-se aquelas terras “pertencentes ao domínio público de qualquer das entidades estatais, que não se acham utilizadas pelo Poder Público, nem destinadas a fins administrativos específicos.”

Para a identificação destas terras o Poder Público utiliza o procedimento discriminatório que, conforme Helio Novoa (2000, p.118), “é o processo pelo qual se apura a devolubilidade de terras para ulterior destinação” ou, ainda, (Rocha, Ibrahim et alli, 2010) “é um procedimento que tem por finalidade a identificação e separação das terras públicas das particulares”.

A ação foi julgada procedente em favor da União e, embora tenha transitado em julgado, não foram promovidos os atos necessários a sua execução e, conseqüentemente, não foram procedidos o cancelamento das matrículas e a demarcação e registro da gleba em nome da União.

O mapa a seguir mostra a distribuição espacial dessas quatro classes de dominialidade existentes da Resex:

Mapa 1: Malha Fundiária da RESEX do Cazumbá-Iracema

A regularização dos bens e imóveis federais, inseridos em UC, muitas vezes esbarra em obstáculos como a falta de recursos humanos e orçamentários que dificultam a articulação entre as instituições que gerem os imóveis da União e o órgão federal responsável por estas áreas protegidas, impedindo que o processo de repasse

das áreas ocorra de maneira célere.

No caso da Resex do Cazumbá-iracema, além dos limites do Seringal, objeto da ação discriminatória, optou-se por georreferenciar e demarcar toda a UC de modo a minimizar os conflitos com proprietários privados e com o PAD Boa Esperança gerido pelo INCRA.

Vale destacar que a Lei nº 9.985, de 2000 no inciso I, do art.2º traz o conceito de unidade de conservação como “espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção;”

Assim, os “limites definidos” desse “espaço territorial” são divulgados à sociedade por meio de uma representação espacial da descrição cartográfica contida nos atos legais que criam ou alteram essas unidades de conservação; e materializados em campo por meio da ação de demarcação física dos vértices definidores dos limites e da sinalização desse perímetro.

A correta materialização dos limites em campo possibilita o reconhecimento regional desse espaço territorial, auxiliando no planejamento das ações de implementação e gestão, tais como proteção, plano de manejo, regularização fundiária, pesquisa, gestão de conflitos, gestão socioambiental, monitoramento ambiental, uso público, dentre outras.

Para a execução das atividades de demarcação e sinalização do perímetro das UC, o ICMBio vem adotando como referência a Norma Técnica de Georreferenciamento de Imóveis Rurais – NTGIR do INCRA, uma vez que este é o regramento legalmente exigido para o georreferenciamento dos imóveis rurais públicos e privados, em todo o território nacional. Todos esses dados estão compondo o mosaico da complexa malha fundiária do país e que vem sendo disponibilizada em uma única plataforma: o Sistema de Gestão Fundiária - SIGEF.

Da mesma forma que os assentamentos, terras indígenas e territórios quilombolas, as unidades de conservação de todas as esferas devem estar integradas nesse sistema. Atendendo a esse objetivo, aliado à demanda interna de consolidação em campo das UC federais, o ICMBio já georreferenciou 42 (quarenta e duas) UC, o que representa apenas 12% do total.

As demarcações até então realizadas pelo ICMBio foram executadas em parceria com o Exército Brasileiro (especificamente no caso da BR-319) e com o Terra Legal no Pará, mas principalmente por meio de contratação de empresas especializadas, utilizando recursos provenientes de projetos como o KFW, PNUD, ARPA ou oriundos da Compensação Ambiental.

Em janeiro de 2016 o ICMBio lançou uma concorrência pública para contratação de empresas especializadas com vistas a apoiar ações de regularização fundiária no georreferenciamento, avaliação e em outras atividades técnicas relacionadas.

Nessas contratações verificou-se a dificuldade das empresas em compreender

que a demanda que envolve o georreferenciamento em UC abarca uma complexidade que o distingue do levantamentos em imóveis comuns. Notou-se também uma necessidade de aperfeiçoamento dos servidores indicados para atuar como fiscais, devido a pouca experiência na área.

Ressalta-se que essa diferenciação do georreferenciamento em UC daquele executado em imóveis privados em geral, se deva à:

- subjetividade da interpretação do memorial descritivo do ato legal de criação da UC, uma vez que esse, em sua maioria, apresenta coordenadas aproximadas, escalas relativamente pequenas e erros materiais;
- necessidade de optar por métodos que minimizem os impactos à biodiversidade, como por exemplo, substituição da abertura de picadas e clareiras por pontos virtuais, sempre que possível, o que acarreta na contratação de profissionais mais habilitados;
- compreensão espacial do território como um todo, o que envolve a malha interna e os limites e confrontações e suas diferentes escalas.

A partir da percepção desses fatores, foram identificados 3 (três) grandes desafios que impedem que se ganhe a escala necessária para alcançar o objetivo de obter 100% das UC georreferenciadas, demarcadas e sinalizadas:

1. As especificidades técnicas e a dificuldade de georreferenciamento em áreas de proteção ambiental, de enormes dimensões territoriais, em locais remotos e de difícil acesso;
2. A necessidade de um corpo técnico especializado de profissionais do instituto, não apenas para executar esse tipo de serviço, mas principalmente para avaliar e fiscalizar o trabalho realizado por parceiros e / ou empresas contratadas;
3. O alto custo da contratação desse tipo de serviço. Nesse caso, a estimativa utilizada, e que vem se confirmando nos contratos firmados por quilômetro de perímetro demarcado e sinalizado, variando para mais ou menos conforme a dimensão, a cobertura vegetal e a dificuldade de acesso. Considerando na extensão das UC, representa um custo significativo.

Asuperação desses obstáculos e a necessidade de capacitação de servidores para atuarem nas atividades de georreferenciamento e demarcação de UC impulsionaram a ideia de formular um curso que fornecesse subsídios teóricos e, sobretudo, experiência prática, e que permitisse, ainda, o aprimorando das ações de fiscalização de contratos dessa natureza. Aliado a esses fatores, somaram-se a necessidade de georreferenciar os limites da Resex do Cazumbá-Iracema e a disponibilidade de recursos do Programa ARPA e do Projeto PNUD BRA-08/023 para esta UC, que foram elementos decisivos

para a escolha da realização do “curso força-tarefa” no local.

Por fim, foi realizada a contratação de um consultor para ministrar o curso, em substituição a uma pessoa jurídica, para que fosse possível efetuar uma análise comparativa que permitisse avaliar uma alternativa para o elevado custo de trabalhos de georreferenciamento e de demarcação em UC.

2 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

A escolha da Resex do Cazumbá-Iracema, apesar do grande desafio logístico, pela dimensão da UC e dificuldade de acesso à maioria dos trechos dos seus limites, desencadeou em efeitos positivos:

- para os membros da força-tarefa (coordenadores e instruídos): pela possibilidade de adquirir a experiência real, com todos os desafios do tipo de trabalho, gerando uma carga de conhecimentos fundamentais para formalização de novos contratos, bem como para a execução direta.
- para o ICMBio, o INCRA e comunidade da Resex: pela oportunidade de finalizar um processo antigo de transferência de terras públicas e solucionar problemas de sobreposição que, por fim, resultarão na emissão do CDRU para a população beneficiária.

O trabalho de campo da força-tarefa aconteceu em duas expedições, de forma a viabilizar o acesso aos limites por estradas no período de seca, e pelos rios no período máximo da cheia.

Alguns imóveis limítrofes já estavam demarcados, a exemplo da Floresta Nacional do Macauã, da Terra Indígena Alto Purus e dois seringais particulares. Nesses casos, a Norma Técnica do INCRA permite utilizar dados brutos das peças técnicas desses processamentos, otimizando tempo e custo.

Para a realização do trabalho, além da parceria com INCRA, pactuada desde as primeiras reuniões de planejamento, foi possível o envolvimento da Fundação Nacional do Índio - FUNAI, para acompanhamento na etapa da expedição que georreferenciou trechos do limites na divisa com a área indígena Jaminawa do Rio Caeté, que equivale a um polígono de exclusão da RESEX (vide mapa).

Ademais, dentre os resultados obtidos com a execução desse trabalho, destacam-se:

1. Formação de um grupo de profissionais capacitados, que atuarão como agentes multiplicadores:

A capacitação por meio da vivência prática de uma situação real desenvolve no aprendiz um aumento da autoconfiança no trabalho a ser desenvolvido, propiciando a formação de uma equipe técnica capaz de atuar como núcleo multiplicador junto ao

corpo técnico do ICMBio e instituições parceiras. Os integrantes desse grupo atuarão como fiscais na avaliação dos produtos apresentados pelas empresas contratadas/parceiras com muito mais segurança, uma vez que adquiriram, não apenas o conhecimento técnico, mas a experiência da prática.

2. Redução em cerca de 60% dos custos do trabalho de demarcação, em comparação com a contratação de empresas especializadas, até mesmo em locais de difícil acesso:

Com a execução dessa força-tarefa foi possível realizar uma estimativa real dos custos e dimensionar o tamanho da economia para a instituição quando o trabalho for realizado diretamente pelos servidores do instituto e parceiros (com apoio técnico de um consultor e logístico de colaboradores locais), comparado com a contratação de empresas especializadas.

3. A comprovação que o ICMBio tem capacidade técnica de executar diretamente ações de demarcação:

A contratação de empresas para executar o serviço de demarcação e georreferenciamento de UC pauta-se no conceito deste serviço ser especializado, e demanda muito tempo e logística pesada. Entretanto, as experiências de contratos de pessoas jurídicas para a realização destas atividades têm demonstrado a incompatibilidade entre os termos e limitações contratuais e a dinâmica do ambiente local.

Mas a experiência da força-tarefa comprovou que a base de qualquer atividade é um bom planejamento. Muitas vezes as empresas são contratadas por até dois anos, sendo que na verdade fazem no máximo 3 expedições. Isso acontece porque os tempos da burocracia contratual e do desembolso financeiro dos projetos não coincidem com a dinâmica e realidade local. Com o conhecimento que os técnicos e analistas do ICMBio possuem dessa realidade, associado à experiência dos moradores da localidade e outros parceiros regionais, possibilitou-se um melhor planejamento e conseqüentemente maior capacidade de execução com excelência técnica e maior agilidade.

4. Oportunidade otimização de atividades e expedições;

Durante o planejamento e as incursões pelos limites da Resex Cazumbá-Iracema, pode-se perceber que o trabalho de georreferenciamento, pela sua característica em si, proporciona a possibilidade da equipe de gestão da Unidade percorrer todo o perímetro da Unidade.

Trata-se de uma oportunidade única de se conhecer melhor o entorno e a influência de seus vetores para a unidade, os pontos de pressão, estado de conservação de diferentes ambientes, pessoas e seu modo de vida, etc. Dessa forma, verificou-se que

um trabalho de georreferenciamento pode ser consorciado com uma outra atividade de gestão, por exemplo, plano de manejo, fiscalização, levantamento fundiário ou pesquisa. Sendo, portanto, uma alternativa de otimização de esforços humanos e economia de recursos.

5. Intercâmbio de experiência entre servidores de diferentes instituições e unidades administrativas e colaboradores locais;

Um reflexo muito positivo desse trabalho foi o intercâmbio entre as instituições locais, especificamente com o INCRA, servidores e a comunidade. O “fazer junto” expõe: diferenças, semelhanças, limitações e superações e quebra preconceitos. Assim, ao valorizar a troca de saberes, conhecimentos e experiências particulares de cada indivíduo da equipe tem-se por consequência o reconhecimento e respeito e ao trabalho do outro, assim como o fortalecimento do trabalho em grupo, o que facilita o diálogo e reduz conflitos nas relações interpessoais.

6. Elaboração de um manual para o georreferenciamento e demarcação de Unidades de Conservação:

Apartir do resultado dessa experiência está em fase final de elaboração um manual técnico e prático para consolidação e padronização dessa metodologia de trabalho no âmbito do ICMBio. A proposta é apresentar os parâmetros técnicos da norma de georreferenciamento e suas adequações à atividade nas Unidades de Conservação, bem como orientações do planejamento e execução das ações em campo, sejam elas de execução direta ou fiscalização. Este material será utilizado também nos processos de capacitação dos servidores para atuar como fiscais e executores dos trabalhos de georreferenciamento de imóveis e demarcação das UC.

3 | ENCAMINHAMENTOS FINAIS

Para além das questões técnicas e legais, a materialização dos limites representa para as comunidades a transformação do abstrato (mapa e memorial descritivo) em algo concreto (marcos e placas), o que implica no reconhecimento local da existência da área protegida, ocasionando na redução de conflitos e impactos socioambientais.

No caso específico da Reserva Extrativista Cazumbá-Iracema, a demarcação possibilitou a correção de uma falsa sobreposição com o Projeto de Assentamento Dirigido – PAD Boa Esperança, dissipando o conflito entre beneficiários da Resex e assentados e contribuindo para reduzir fortemente os índices de desmatamento da unidade.

Outro aspecto relevante é possibilidade da CDRU às comunidades beneficiárias, que aguardam esse documento desde a criação da RESEX em 2002, o que representa para as essas populações o reconhecimento do direito de usufruto dos recursos naturais do território e a garantia de acesso a benefícios e políticas públicas a estes

inerentes.

E por fim, como encaminhamento, encontra-se em fase de planejamento uma série de novas demarcações com base nessa metodologia, o que envolve necessariamente: otimização de recursos, corpo técnico do instituto capacitado, normatização e padronização de procedimentos, parcerias institucionais e envolvimento da comunidade local. Elementos chave para o tão desejado ganho de escala na demarcação das UC federais, contribuindo de forma efetiva para a consolidação desses territórios.

4 | AGRADECIMENTOS

Agradecemos à toda a equipe da CGTER pelo apoio técnico e aos colegas do Acre pelo apoio logístico, especialmente a Eliani Maciel por confiar e dar autonomia à equipe. Aos apoiadores financeiros ARPA e PNUD BRA-08-003. Aos colegas do INCRA e à Associação de Seringueiros do Seringal Cazumbá.

REFERÊNCIAS

BRASIL. 1988. CONSTITUIÇÃO DA REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL DE 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm>. Acesso em: 11 dez.2017.

BRASIL.2002. DECRETO FEDERAL S/Nº, DE 19 DE SETEMBRO DE 2002. Cria a Reserva Extrativista do Cazumbá-Iracema, nos Municípios de Sena Madureira e Manoel Urbano, no Estado do Acre, e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/dnn/2002/Dnn9663.htm>. Acesso em: 11 dez. 2017.

LEI Nº 9.985, DE 18 DE JULHO DE 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>. Acesso em: 11 dez. 2017.

INCRA.2013. Norma Técnica para Georreferenciamento de Imóveis Rurais, 3a edição. Disponível: em < <http://www.incra.gov.br/media/institucional/norma%20tecnica%20para%20georreferenciamento%20de%20imoveis%20rurais%203%20edi%C3%A7%C3%A3o.pdf>>. Acesso em: 11 dez. 2017.

PORTARIA CONJUNTA INCRA/ICM Nº 4, DE 25 DE MARÇO DE 2010. Disponível: <http://www.agu.gov.br/page/download/index/id/38020996>.MP. 2009.

PORTARIA INTERMINISTERIAL MMA/MP Nº 436, DE 2 DE DEZEMBRO DE 2009. Disponível em: . Acesso em: 11 dez. 2017.

DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E ECONOMIA CIRCULAR: CONTRIBUIÇÃO PARA A GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM UM CENTRO URBANO

Anny Kariny Feitosa

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE

Júlia Elisabete Barden

Universidade do Vale do Taquari - UNIVATES, Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento, Lajeado, RS.

Odorico Konrad

Universidade do Vale do Taquari - UNIVATES, Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento, Lajeado, RS.

Manuel Arlindo Amador de Matos

Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Aveiro, Portugal.

RESUMO: Este capítulo discute a Economia Circular e sua contribuição para a gestão dos resíduos sólidos urbanos, tendo como base o estudo de caso de um centro urbano, situado no Estado do Ceará, na região nordeste do Brasil. A Economia Circular é um modelo produtivo que favorece uma gestão de resíduos sólidos urbanos mais eficiente, contribuindo para o desenvolvimento sustentável das cidades. Não obstante, sua implementação efetiva ainda é um desafio. Observa-se que serão necessários: apoio do poder público, na adequação dos gestores municipais às diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos e na oferta de incentivos fiscais e tecnológicos para

empresas que se proponham a atuar com o reaproveitamento de resíduos; e, deve-se trabalhar junto à população novos padrões de hábitos de consumo, separação de resíduos no domicílio e utilização de infraestruturas de alocação de resíduos, por meio de programas de educação ambiental e sanitária.

PALAVRAS-CHAVE: Economia Circular; Economia Ecológica; Logística Reversa; Resíduos Sólidos Urbanos; Desenvolvimento Sustentável.

1 | INTRODUÇÃO

Em função do progresso econômico, bem como dos hábitos de consumo da sociedade, de um modo geral, observa-se uma crescente geração e acúmulo de resíduos sólidos urbanos. Como resultado, a sociedade não tem se mostrado preparada para gerir seus resíduos. Este processo culmina em “problemas sociais, ambientais e de saúde pública” (SIQUEIRA; MORAES, 2009, p. 2117). Ademais, salienta-se que, em virtude de não existir uma destinação adequada, não há o devido reaproveitamento dos resíduos no processo produtivo.

Diante desta problemática, surge o conceito da Economia Circular, visando transformar o modelo linear de produção, baseado na concepção de extrair, produzir,

consumir e descartar, em um modelo circular, em que os materiais devem retornar ao ciclo produtivo, por meio da logística reversa, considerando sua reutilização, recuperação e reciclagem (ELLEN, 2015).

A economia circular é “um modelo no qual todos os tipos de materiais são elaborados para circular de forma eficiente e serem recolocados na produção, sem perda da qualidade” (AZEVEDO, 2015, p. 2) e divide os materiais em dois os grupos: “os biológicos, que são desenhados para reinserção na natureza e os técnicos, que exigem investimento em inovação para serem desmontados e recuperados” (AZEVEDO, 2015, p. 2).

Para a Ellen MacArthur Foundation, “a economia circular é concebida como um ciclo contínuo de desenvolvimento positivo que preserva e aprimora o capital natural, otimiza a produtividade de recursos e minimiza riscos sistêmicos gerindo estoques finitos e fluxos renováveis” (ELLEN, 2015, p. 5). Deste modo, a Economia Circular une o ritmo tecnológico e comercial do mundo em um modelo sustentável, propõe-se a minimizar os resíduos, senão eliminá-los, utilizando-se de materiais que permitam uma recuperação total.

Em alguns países, como por exemplo os integrantes da União Europeia, a Economia Circular já se constituiu como política pública. A Comissão Europeia, de acordo com o relatório do Comitê de Ambiente, Saúde Pública e Segurança Alimentar do Parlamento Europeu, de maio de 2016, possui como metas: até o ano 2030, a reciclagem de 80% dos resíduos de embalagens e a redução em 50% dos resíduos alimentares produzidos; e, até o ano 2025, alcançar 65% de compostagem de seus resíduos orgânicos. Ademais, estabeleceu normas para a produção de produtos com maior durabilidade e facilidade de reciclagem (ZERO, 2016).

No Brasil, no início do ano 2016, foi lançada a Agenda 2030 das Nações Unidas para o Desenvolvimento Sustentável, apresentando, dentre outras metas, que até 2030 deverá: reduzir a geração de resíduos por meio da prevenção, redução, reciclagem e reuso; e, reduzir o impacto ambiental negativo das cidades, inclusive prestando especial atenção à gestão de resíduos municipais e outros. Embora não se utilize o termo “Economia Circular”, as metas e objetivos divulgados corroboram com as possibilidades de sua implementação (BRASIL, 2016a).

Diante do exposto, este capítulo se propõe a discutir a Economia Circular e sua contribuição para a gestão dos resíduos sólidos urbanos, na perspectiva do desenvolvimento sustentável, tendo como base o estudo de caso de um centro urbano no nordeste brasileiro.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

O nordeste brasileiro é a região do país que registra o maior número de municípios com destinação de resíduos sólidos de modo inadequado, incluindo-se a disposição final em lixões a céu aberto (ABRELPE, 2014). Tendo em vista que esta prática

apresenta dificuldades para a adoção da Economia Circular, realizou-se um estudo de caso em um centro urbano nordestino, a cidade de Juazeiro do Norte, localizada no Estado do Ceará, na Região Metropolitana do Cariri – RMC (IPECE, 2017).

De acordo com o Ipece (2017), Juazeiro do Norte possui área de unidade territorial de 248,55 km², densidade demográfica 1.006,91 hab./km² e apresenta uma população estimada em 268.248 habitantes, com taxa de urbanização de 96,07%.

Para desenvolvimento deste trabalho, envolvendo a discussão da Economia Circular na Gestão de Resíduos Sólidos, a partir do estudo de caso de um centro urbano nordestino, tomou-se por base a pesquisa de Feitosa et al. (2017a; 2017b), que realizou a análise gravimétrica dos resíduos domiciliares gerados na cidade de Juazeiro do Norte, por meio de uma amostra de 53 domicílios, distribuídos por 6 diferentes bairros da cidade, nos períodos de 04 a 08 de abril, 20 a 24 de junho e 15 a 19 de agosto de 2016.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

No estudo de Feitosa et al. (2017a; 2017b), foram coletados 1271,08 kg, considerando 727 amostras de domicílios. A geração *per capita* média diária de resíduos resultou em 0,47 kg/hab/dia. A partir da análise dos dados, observou-se a predominância de resíduos orgânicos, com média de 58,51%. Com relação aos materiais com potencial reciclável, os autores identificaram as seguintes médias percentuais: plástico filme (4,73%), plástico rígido (2,70%), PET - politereftalato de etileno (1,16%), papel/jornal (2,12%), papelão (2,80%), Ecal (0,62%), vidro (1,65%), metal/alumínio (1,03%) e Borracha PVC (0,21%).

Considerando-se as quantidades de resíduos orgânicos e recicláveis, a compostagem e a indústria da reciclagem poderiam ser eficientes para a redução da quantidade de resíduos encaminhados para disposição final, resultando em geração de empregos e melhorias nas condições ambientais (BRAGA; HENKES, 2017). Ressaltam-se, ainda, os ganhos ambientais e econômicos do reaproveitamento dos materiais com potencial de reciclagem em ciclos produtivos, seguindo os preceitos da Economia Circular (FOSTER, 2016).

Sobre os rejeitos, o percentual médio foi 24,48%. Este dado pode ser justificado considerando a forma de separação dos resíduos na fonte geradora, ou seja, nas unidades domiciliares (FEITOSA et al., 2017a; 2017b). Ademais, ressalta-se que as embalagens metalizadas de alimentos (BOPP - Película de polipropileno biorientada) também foram consideradas rejeitos por possuírem pouca inserção no mercado de reciclagem. Mesmo em regiões brasileiras com maior volume de resíduos e maior desenvolvimento tecnológico, como o caso da cidade de São Paulo, esses resíduos não são reciclados. Estes materiais têm sido reutilizados para a produção de bolas, bolsas, caixas de som, dentre outros. O processo é conhecido como *upcycle* e tem sido desenvolvido no Brasil e em outros países, pela Terracycle (CERRI, 2016).

Neste sentido, parece razoável que se faça uma análise do material que é possível reciclar e que tem sido destinado à disposição final, em função do atual sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos adotado pelo município. Os centros urbanos necessitam promover a implementação de uma gestão de resíduos sólidos que viabilize o reaproveitamento dos resíduos e seu potencial reciclável, estimulando, ainda, a redução do desperdício de materiais (BRASIL, 2010). Adicionalmente, para que seja possível a implementação da Economia Circular, com o devido reaproveitamento dos materiais recicláveis, as empresas necessitam construir competências circulares de produção, visando a efetiva reutilização e reciclagem de seus produtos (AZEVEDO, 2015).

O Brasil possui em seu aparato legislativo a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS, implementada pela Lei 12.305, de 02 de agosto de 2010, que estabelece: “diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluídos os perigosos, às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis” (BRASIL, 2010, p. 1), de modo a instituir “responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, a ser implementada de forma individualizada e encadeada, abrangendo os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, os consumidores e os titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos” (BRASIL, 2010, p. 3).

Outra orientação apresentada na PNRS foi a adequação da destinação final de resíduos sólidos, com prazo máximo de agosto de 2014. Esta medida representaria o fim dos lixões a céu aberto. Entretanto, o objetivo não foi alcançado. Por falta de recursos ou condições técnicas para o cumprimento da política, o prazo foi prorrogado. Os novos prazos foram determinados considerando algumas características e o porte do município, conforme afirma a Abes (2015): capitais e municípios em regiões metropolitanas terão até 31/07/2018 para implementação de aterros sanitários; municípios de fronteira e os que contam com mais de 100 mil habitantes terão até 31/07/2019; cidades com população entre 50 e 100 mil habitantes terão até 31/07/2020; e municípios com menos de 50 mil habitantes terão o prazo de 31/07/2021.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos estabelece, ainda, que os municípios segreguem seus resíduos entre recicláveis e rejeitos, utilizando-se da coleta seletiva, para a separação dos resíduos, de acordo com sua composição, e posterior comercialização na indústria da reciclagem. A coleta seletiva viabiliza, além do ganho econômico com a comercialização do material reciclável, o aumento da vida útil do local de disposição dos rejeitos. Enfim, permite a destinação final ambientalmente adequada dos resíduos, incluindo-se reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes (BRASIL, 2010).

Não obstante, os municípios brasileiros mantêm considerável parcela dos resíduos sólidos urbanos com destinação inadequada, o que impede a recuperação dos recicláveis e sua posterior comercialização, corrobora com o aumento da degradação

ambiental das áreas de recepção dos resíduos e regiões circunvizinhas, bem como está em desatendimento à legislação ambiental vigente (BRASIL, 2016b), a exemplo do caso destacado neste trabalho, a cidade de Juazeiro do Norte, que, nas últimas décadas, tem realizado a disposição final de seus resíduos em um vazadouro a céu aberto, incluindo-se aqueles com potencial reciclável, por meio da coleta indiferenciada (PEREIRA, 2005; 2013). Nas palavras de Rodrigues et al. (2016, p. 12), “a degradação ambiental pode ser entendida como uma externalidade negativa, resultante das decisões de produção e consumo no mercado que não contabilizam os custos que uma gestão ineficiente dos recursos naturais impõe, involuntariamente, ao bem-estar de outros indivíduos”.

Neste sentido, estes municípios, especialmente os de pequeno e médio portes, enfrentam dificuldades para a adoção da Economia Circular, no tocante ao panorama atual de sua gestão de resíduos sólidos urbanos. A Economia Circular, relacionada à PNRS, surge como uma alternativa de tratamento do problema da disposição final de resíduos por meio de uma visão sistêmica, promovendo a “reestruturação do modelo produtivo” (FOSTER et al., 2016, p. 3) e propondo, de modo geral, a “reinserção dos materiais no ciclo produtivo, visando minimizar a deposição no ambiente e consequentemente evitando a geração de impactos ambientais negativos” (FOSTER et al., 2016, p. 3).

Ademais, de acordo com Foster et al. (2016), por meio da Economia Circular, é possível auferir ganhos de eficiência ambiental ou econômica para as empresas que adotam o fechamento de seus ciclos produtivos, ou seja, empresas que desempenham suas atividades produtivas com a reinserção de resíduos em suas operações de produção. Os autores reportaram casos da China, União Europeia, Coreia do Sul e Estados Unidos. Tais iniciativas resultaram em um impacto positivo à medida que reduzem o volume de resíduos descartados e destinados ao meio ambiente, produzindo com reaproveitamento de matéria-prima, o que tornava menor o custo de produção.

No Brasil, algumas iniciativas de Economia Circular já podem ser observadas, tais como: tecnologia para a reciclagem de peças de impressora; produção de maquinários de refrigeração, reaproveitando resíduos para criação de novos produtos; desenvolvimento de tecnologia para substituição de coque de petróleo na produção de cimento, utilizando-se de resíduos, tais como: pneus velhos, papel, papelão, óleos, produtos químicos, dentre outros (CALIXTO; CISCATI, 2016). Adicionalmente, em janeiro de 2017, a CE100 Brasil e a Ellen MacArthur Foundation publicaram um documento que apresenta uma visão inicial das atividades de Economia Circular no Brasil e aponta as oportunidades potenciais para transição à Economia Circular, em três áreas: Agricultura e Biodiversidade; Edifícios e Construção; e, Equipamento Elétrico e Eletrônico (CE100 BRASIL; ELLEN, 2017).

Contudo, para que se multipliquem as ideias de Economia Circular no Brasil, é primordial o apoio do poder público, por meio da criação de legislação específica para o incentivo à Economia Circular, a exemplo do ocorrido na China, que em 2008

promulgou a “Lei de Promoção da Economia Circular”, estabelecendo a Economia Circular como estratégia nacional de desenvolvimento econômico e social (FOSTER et al., 2016, p. 13). Neste contexto, o poder público pode atuar oferecendo incentivos fiscais para as empresas que adotam o reaproveitamento de resíduos (RIBEIRO; RIBAS, 2013), bem como no incentivo à criação de distritos planejados ou parques industriais, resultando na redução da quantidade de resíduos descartados dada a utilização destes materiais como matéria-prima secundária (YU, 2013).

No âmbito da gestão municipal, dada a implementação da Economia Circular, caberá aos gestores efetivamente construir e implementar seus planos de gestão de resíduos; organizar e implantar a coleta seletiva; dar tratamento adequado aos resíduos orgânicos; absorver e capacitar os catadores e a mão de obra egressa dos lixões à coleta; e dispor corretamente os rejeitos aos aterros sanitários. Enfim, a gestão dos resíduos sólidos urbanos necessitará estar em consonância com as diretrizes contidas na PNRS (BRASIL, 2010).

A sociedade também necessita se adaptar a novos padrões de hábitos de consumo e descarte de resíduos, contribuindo, assim, para o retorno destes materiais aos ciclos produtivos, por meio da logística reversa (BRASIL, 2010). Para tanto, é necessário o investimento em campanhas de educação sanitária e ambiental, relacionadas ao descarte dos resíduos sólidos domiciliares (COSTA et al., 2016; FEITOSA et al., 2016).

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Mesmo tendo em vigência uma Política Nacional de Resíduos Sólidos, o Brasil apresenta parcela considerável de seus resíduos sólidos urbanos em situação de destinação inadequada, especialmente na região do nordeste brasileiro, prejudicando a implementação da Economia Circular, além de corroborar com o aumento da degradação ambiental das áreas de recepção dos resíduos e regiões circunvizinhas.

Tal prática, além de se caracterizar um desatendimento à legislação ambiental em vigência no país, apresenta uma situação distante de se atingir os objetivos traçados na Agenda de Desenvolvimento Sustentável, que propõe um desenvolvimento socioeconômico em função da gestão sustentável dos recursos naturais, reduzindo os impactos negativos das atividades urbanas, por meio da gestão ambientalmente racional, utilizando-se da redução e reciclagem de resíduos e do uso mais eficiente da água e da energia.

Em consonância com estes preceitos está a Economia Circular, que visa o reaproveitamento de materiais nos processos produtivos, propondo a redução do volume de resíduos descartados, dado o fornecimento de matéria-prima secundária. Contudo, observa-se que para sua implementação serão necessários: apoio do poder público, tanto na adequação dos gestores municipais às diretrizes da PNRS, quanto na oferta de incentivos fiscais e tecnológicos para empresas que se proponham a atuar com o reaproveitamento de resíduos. Finalmente, deve-se trabalhar junto à população

novos padrões de hábitos de consumo, de separação de resíduos no domicílio e utilização de infraestruturas públicas de alocação de resíduos, por meio de programas de educação ambiental e sanitária.

Sobre as dificuldades de implementação da Economia Circular no município analisado, destaca-se o sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos, que atua de modo a fomentar a disposição final de resíduos sólidos, dentre eles resíduos com potencial de reciclagem, sem propiciar seu devido reaproveitamento.

REFERÊNCIAS

ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Adiamento do prazo para o fim dos lixões**: falta capacidade técnica e financeira para solucionar as questões de resíduos sólidos, afirma presidente da ABES, 2015. Disponível em: <<http://www.abes-sp.org.br/noticias/19-noticias-abes/6905-adiamento-do-prazo-para-o-fim-dos-lixoes-falta-capacidade-tecnica-e-financeira-para-solucionar-as-questoes-de-residuos-solidos-afirma-presidente-da-abes>> Acesso em: 10 Fev. 2016.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2013**. ABRELPE: São Paulo, 2014.

AZEVEDO, J. L. A Economia Circular Aplicada no Brasil: Uma Análise a Partir dos Instrumentos Legais Existentes para a Logística Reversa. In: **XI Congresso Nacional de Excelência em Gestão**. CNEG & INOVARSE: Rio de Janeiro, 2015.

BRAGA, E. R. G.; HENKES, J. A. A gestão de resíduos sólidos urbanos: um estudo de caso no município de Guaratinguetá. **R. gest. sust. Ambient.**, Florianópolis, v. 6, n. 1, p. 609-638, Abr./Set. 2017.

BRASIL. **Lei nº12305/10**. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, n. 147, 03 ago. 2010

BRASIL. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2014**. Brasília: MCIDADES.SNSA, 2016b.

BRASIL. **Transformando Nosso Mundo**: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, 2016a. Disponível em: <http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/Agenda2030completoportugus12fev2016.pdf> Acesso em: 15 Jul. 2016.

CALIXTO B.Y; CISCTAI, R.. **Como a economia circular pode transformar lixo em ouro**. Época: Jun, 2016. Disponível em: <<http://epoca.globo.com/colunas-e-blogs/blog-do-planeta/noticia/2016/06/como-economia-circular-pode-transformar-lixo-em-ouro.html>> Acesso em 26 fev 2017.

CE100 Brasil; ELLEN MacArthur Foundation. **A Circular Economy In Brazil**: An Initial Exploration, 2017. Disponível em: <<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/A-Circular-Economy-in-Brazil-An-initial-exploration.pdf>> Acesso em 28 fev. 2017.

CERRI, A.. **Upcycle é opção criativa para dar solução a embalagens feitas com BOPP**, 2016. Disponível em: <<http://www.ecycle.com.br/component/content/article/35-atitude/681-upcycle-e-opcao-criativa-para-dar-solucao-a-embalagens-feitas-com-bopp.html>> Acesso em: 10 ago. 2016.

COSTA, C. B. S.; SILVA, N. M.; LUIZ, G. V. Percepção dos consumidores com relação aos impactos decorrentes do descarte de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos. **R. gest. sust. ambient.**, Florianópolis, v. 5, n. 2, p. 420-443, Out.2016/Mar. 2017.

ELLEN MacArthur Foundation. **Rumo à Economia Circular**: O racional de negócio para acelerar a

transição, 2015. Disponível em: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/Rumo-a%CC%80-economia-circular_Updated_08-12-15.pdf> Acesso em 25 fev. 2017.

FEITOSA, A.K.; BARDEN, J. E.; KONRAD, O.; MATOS, M.A.A.; COLVERO, D.A. Description of household waste in the northeast region of Brazil: case study in Juazeiro do Norte, Ceará. In: **2º DCE2017 - Doctoral Congress in Eng**, Porto, Portugal, 08 e 09 Jun. 2017b.

FEITOSA, A. K.; BARDEN, J. E.; HASSAN, C.; KONRAD, O.. Hábitos da população no manejo de resíduos sólidos domiciliares: estudo de caso em Juazeiro do Norte – CE. **Sustentabilidade em Debate, Brasília**, v. 7, p. 212 – 225, 2016.

FEITOSA, A.K.; KONRAD, O.; BARDEN, J. E.; HASAN, C. ; SILVA, A. M. M.; PALACIO, O. D. ; MARQUES JUNIOR, F. A.F. ; BARBOSA, J. C. ; DAMASCENO, M. M. ; LIMA, M. R. P. **Household waste variability analysis in Juazeiro do Norte, in the northeast region of Brazil. Waste Management**, n. 62, p. I-III, Abr. 2017a

FOSTER, A.; ROBERTO, S.S.; IGARI, A.T.. Economia Circular e Resíduos Sólidos: Uma revisão sistemática sobre a eficiência ambiental e econômica. In: **Anais do Encontro Internacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente**. São Paulo, Dez., 2016. Disponível em: <<http://engemausp.submissao.com.br/18/anais/arquivos/115.pdf>> Acesso em 28 fev. 2017.

IPECE. **Perfil Básico do Município de Juazeiro do Norte**, 2017. Disponível em: <http://www.ipece.ce.gov.br/publicacoes/perfil_basico/pbm-2016/Juazeiro_do_Norte.pdf> Acesso em: 18 fev. 2017.

PEREIRA, C. M. C. **Análise da Problemática do Lixo nas Romarias em Juazeiro do Norte**. Dissertação (Mestrado). Mestrado em Desenvolvimento e meio Ambiente – PRODEMA, 2005.

PEREIRA, C. M. C. **Análise socioambiental da cidade de Juazeiro do Norte: subsídios para a construção da Agenda 21 local**. Tese (Doutorado). Doutorado em Geografia - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2013.

RIBEIRO, M. F.; RIBAS, L. M.. Políticas Públicas de Incentivos Fiscais como Instrumentos da Política Nacional de Resíduos Sólidos. In: Ribeiro, D. M., Banachio, M. (Org.). **Direitos Sociais e Políticas Públicas II**. 1ed.Florianópolis: FUNJAB, v. 1, p. 434-456, 2013.

RODRIGUES, L.A.; CUNHA, D. A.; BRITO, L. M.; PIRES, M. V. Pobreza, crescimento econômico e degradação ambiental no meio urbano brasileiro. **Revista Iberoamericana de Economía Ecológica**, v. 26, p. 11-24, 2016.

SIQUEIRA, M. M.; MORAES, M. S. Saúde coletiva, resíduos sólidos urbanos e os catadores de lixo. **Ciênc. saúde coletiva**, Rio de Janeiro, v. 14, p. 6, p. 2115-2122, 2009.

YU, C. **Industrial parks and eco-industrial parks in China**. TUDelft: Delft, 2013. Disponível em: <https://svn.eeni.tbm.tudelft.nl/Education/spm9539/spm9539_Slides_2013_2014_pdf/2013_spm9539_Week05_06_Industrial_park_and_eco_industrial_park_in_China_Chang_Yu_oct_2013.pdf> Acesso em 28 fev. 2017.

ZWEO – Associação Sistema Terrestre Sustentável. **ZERO afirma que novas metas da União Europeia são uma oportunidade para Portugal concretizar a Economia Circular**. Zero: Porto, Portugal, 2016. Disponível em: <<http://zero.org/zero-afirma-que-novas-metas-da-uniao-europeia-sao-uma-oportunidade-para-portugal-concretizar-a-economia-circular/>> Acesso em: 03 Ago. 2016.

DISSEMINAÇÃO DE HORTAS ORGÂNICAS E ALIMENTAÇÃO CONSCIENTE

Franciele Mara Lucca Zanardo Bohm

Universidade Estadual do Paraná, Colegiado de Ciências Biológicas, Paranavaí-PR.

Paulo Alfredo Feitoza Bohm

Universidade Estadual do Paraná, Colegiado de Ciências Biológicas, Paranavaí-PR.

Guilherme de Moura Fadel

Universidade Estadual do Paraná, Graduado em Ciências Biológicas, Paranavaí-PR.

Sarah Borsato Silva

Universidade Estadual do Paraná, Graduada em Ciências Biológicas, Paranavaí-PR.

Sofia Alvim

Universidade Estadual do Paraná, Graduado em Ciências Biológicas, Paranavaí-PR.

RESUMO: Hortas orgânicas representam um modo de produção de alimentos sustentável e que não agride o meio ambiente. Trata-se de uma forma de cultivo de vegetais que vem sendo resgatada em benefício de uma alimentação segura, livre de toxinas e em consonância com o modelo agroecológico de produção de alimentos. A proposta deste trabalho é orientar sobre como construir hortas orgânicas e destacar as propriedades medicinais das plantas, bem como a maneira correta de preparar os alimentos de forma que suas propriedades medicinais sejam preservadas. Para isto uma Horta modelo didática foi construída

no campus da Unespar de Paranavaí, nela acadêmicos do curso de Ciências Biológicas são capacitados para atuar na disseminação do cultivo orgânico. Na horta ocorre a produção de sementes, plântulas e substrato. A comunidade visita a horta, participa de suas atividades e recebe as orientações necessárias para a construção e manutenção de suas hortas além de informações sobre as propriedades medicinais das hortaliças. Em laboratório são feitas pesquisas sobre compostagem, germinação de sementes e desenvolvimento inicial de plântulas. *A análise da porcentagem de germinação feita neste trabalho mostra que o substrato orgânico produzido a partir de folhas de Sibipiruna (Caesalpinia pluviosa), espécie arbórea comum no Brasil, pode ser utilizado como substrato para a germinação de hortaliças. Cada horta orgânica construída é um instrumento de disseminação para novas hortas, gera alimentos livres de toxinas, contribui para a redução do lixo orgânico e oferece uma alternativa de renda para as famílias.*

PALAVRAS-CHAVE: sustentabilidade, cultivo orgânico, educação ambiental.

DISSEMINATION OF ORGANIC GARDENS AND CONSCIOUS FEEDING

Organic gardens represent a sustainable and environmentally friendly way of producing food.

It is a form of vegetable cultivation that has been rescued for the benefit of a safe food, free of toxins and in line with the agroecological model of production. The proposal of this work is on how to build organic gardens and emphasize the medicinal properties of plants, as well as the correct way to prepare the food so that its medicinal properties are preserved. For this a didactic model vegetable Garden was built at the Paraná State University located in Paranavaí, where the biological sciences students are trained to act in the dissemination of organic cultivation. In the Garden there is the production of seeds, seedlings and substrate. The community visits the Garden, participates in its activities and receives the necessary guidelines for the construction and maintenances of its gardens as well as information on the medicinal properties of the vegetables. In the laboratory reserch is done on composting, seed germination and seedling initial development. The analysis of the percentage of germination done in this work shows that the organic substrate produced from leaves of Sibipiruna (*Caesalpinia pluviosa*), common arbórea species in Brazil, can be used as a substrate for the germination of vegetables. Each build organic Garden is a tool for spreading to new gardens, generates toxin-free food, contributes to organic waste reduction, and offers an alternative income for families.

1 | INTRODUÇÃO

O modelo de produção de alimentos atualmente empregado por nossa sociedade agride o meio ambiente e a saúde humana, principalmente por utilizar grandes quantidades de agroquímicos. Jared Diamond (2005) no livro Colapso retrata como as sociedades escolhem o sucesso ou o fracasso. O autor demonstra com fatos reais que as civilizações que não respeitaram o meio ambiente, portanto não buscaram um modelo de sustentabilidade tiveram como destino certo o fracasso.

A civilização atual consumista e imediatista, pressionada pelo aumento populacional exacerbado mostra os mesmos sinais de fracasso. Observa-se invasão de campos e florestas, que consiste em um reflexo da pressão que ocorre para aumentar a atividade agrícola e gerar uma maior produção de alimentos, com baixa qualidade e elevado preço, devido à utilização exagerada de agroquímicos.

Estes compostos permanecem nos vegetais em que são aplicados, contaminam o meio ambiente e provocam prejuízos para a saúde humana (Stoppelli e Magalhães 2005; Jardim, et al., 2009; Menck et al, 2019). Segundo Carneiro (2015) a intoxicação por agrotóxicos pode resultar em impactos agudos ou crônicos, como náusea, vômito, diarreia, cólica, dor de cabeça, tontura, coceira, dermatite, alteração hepática, renal, reprodutiva, desregulação endócrina, neurotoxicidade, desenvolvimento de neoplasias, dentre outros.

A utilização indiscriminada dos agroquímicos está gerando uma sociedade cada vez mais adoecida. Neste sentido é que técnicas de cultivo de alimentos que não agridam a saúde humana devem ser resgatadas e aprimoradas, para atender à

necessidade de obter alimentos em quantidades necessárias para suprir a população.

O cultivo orgânico é a forma mais antiga de obtenção de alimentos, neste método de cultivo não são utilizadas sementes geneticamente modificadas, insumos químicos e nem agroquímicos. Por isso esta técnica de cultivo respeita o meio ambiente e não provoca danos para a saúde.

Desta forma este trabalho busca contribuir com a disseminação do sistema orgânico de produção de alimentos como alternativa de alimentação feita de forma segura e que contribui com a melhoria de renda das famílias.

A construção de uma horta didática modelo na universidade foi fundamental para mostrar aos visitantes que o modelo de produção orgânica é sustentável, viável e economicamente rentável, além de ter um mercado consumidor crescente e cada vez mais consciente com os problemas ambientais.

O domínio sobre o conhecimento das quatro dimensões de uma horta orgânica nos remete ao início da agricultura praticada pela humanidade, que consiste na obtenção de sementes orgânicas, plântulas, hortaliças e composto para ser utilizado como substrato. Atualmente a indústria condiciona os produtores rurais a comprar a semente e os agroquímicos e muitos riscos sobre a utilização destes compostos são desconhecidos pelos produtores.

Conseguiu-se na horta modelo didática produzir por compostagem de folhas de Sibipiruna (*Caesalpinia pluviosa*) um substrato de germinação de ótima qualidade. A produção deste substrato só foi possível após o estudo científico do poder de alelopatia das folhas, ou seja, a capacidade de substâncias nelas presentes de interferir na germinação e crescimento inicial de outras plantas.

Folhas de Sibipiruna frescas liberam substâncias alelopáticas que impedem o desenvolvimento inicial de outras plantas como hortaliças. Portanto o estudo sobre o tempo correto de compostagem das folhas foi fundamental para o sucesso do substrato. A prática extensionista pode e deve ter sólidos alicerces científicos.

Obter elevada produtividade de hortaliças orgânicas depende de um solo constantemente renovado por compostagem, conhecimento sobre o clima e pragas naturais. Canteiros telados e estufas favorecem este tipo de cultivo, pois previnem contra excessos do clima e dificultam a entrada de pragas. Entretanto em canteiros a céu aberto o sucesso no cultivo de hortaliças foi obtido graças ao sistema de rodízio sazonal.

Desta forma, foram objetivos deste trabalho foram: Disseminar o cultivo orgânico de produção de hortaliças, entre a comunidade universitária, a comunidade de Paranavaí e região. Apresentar as propriedades medicinais de muitas hortaliças consumidas no cotidiano e o correto modo de preparo. Esclarecer sobre os riscos do consumo de alimentos ricos em toxinas e mostrar como o cultivo orgânico praticado de forma correta pode gerar renda e contribuir com a redução de lixo orgânico.

2 | DESENVOLVIMENTO

Foi construída uma Horta Modelo Didática no *campus* da UNESPAR de Paranavaí. A estrutura foi construída em madeira e coberta com sombrite para a redução da irradiação solar. Mini estufas de sementeiras foram feitas visando à produção de mudas mais vigorosas e obtidas em menor tempo.

Os substratos utilizados na horta foram obtidos em composteiras, construídas de acordo com o modelo de caixão neozelandês, recomendado por (KIEHL, 2004), este modelo, além de ser de baixo custo, permite uma maior circulação de ar, o que facilita o metabolismo dos microrganismos aeróbios. A avaliação da eficiência dos substratos orgânicos ocorreu no laboratório de pesquisa da UNESPAR.

Sementes de almeirão (*Cichorium intybus*) foram plantadas em sementeiras de isopor, contendo 100 células cada bandeja. Em cada uma destas células foram adicionadas duas sementes de hortaliças. As plântulas foram mantidas em condições ideais de umidade e em temperatura ambiente. Após o décimo quinto dia de semeadura foi realizado o desbaste, deixando uma planta por célula. Obtidas as hortaliças, estas foram transferidas para os canteiros definitivos em espaçamento ideal para cada tipo de hortaliça com a irrigação adequada.

As análises experimentais de germinação das sementes de almeirão foram realizadas em estufas incubadoras com a capacidade de 354L e controle de temperatura e fotoperíodo. O tempo de germinação das sementes em incubadora foi de 96 horas, com contagem de sementes germinadas a cada 24h. Considera-se a ocorrência de germinação a protrusão da radícula (Ferreira e Áquila, 2000). Para estas análises foram preparados extratos de folhas de Sibipiruna utilizando-se 10 gramas de folhas para 100 mL de água destilada. Para a comparação entre o substrato orgânico obtido a partir de folhas de Sibipiruna e o comercial também foram feitas germinações na horta sob as mesmas condições ambientais.

As atividades desenvolvidas na horta foram abertas à comunidade, grupos de associações de moradores, pequenos produtores de hortaliças, escolas e demais interessados. As visitas ocorreram mediante o agendamento e a equipe do projeto auxiliou na construção de novas hortas nas instituições interessadas.

3 | ANÁLISE E DISCUSSÃO

A horta didática constitui um importante recurso para os acadêmicos do curso de Ciências Biológicas, que além de aprender sobre o cultivo orgânico exercitam a atividade docente durante a orientação das visitas na horta. As hortaliças produzidas durante a capacitação dos acadêmicos são doadas para a comunidade universitária e entidades, momento que é aproveitado para incentivar as entidades ou pessoas que recebem as doações para construir hortas, discutir o modelo orgânico de produção e a consciência alimentar, pois atualmente as pessoas estão mais preocupadas em “matar a fome” do que em se alimentar.

A importância de uma alimentação saudável vai além da obtenção de nutrientes essenciais para as funções metabólicas do organismo, a composição do alimento afeta o metabolismo celular. Os nutrientes alimentares podem atuar na proteção contra danos celulares, inclusive ao DNA, atuando como antioxidantes ou alimentos contaminados por toxinas podem alterar o funcionamento das células causando doenças.

A importância da alimentação é descrita desde a antiguidade, Hipócrates (460 a.C. - 370 a.C), considerado o pai da medicina já dizia: “Que seu alimento seja sua medicina” há mais de dois mil anos, atualmente é urgente refletir e discutir sobre a qualidade da alimentação, pois, a alimentação desequilibrada é um fator de risco para muitas doenças como: hipertensão arterial, diabetes, obesidade, câncer, entre outras. Vários alimentos possuem substâncias com potencial carcinogênico e, entre elas, os derivados de leites, produtos enlatados, grãos e cereais em má-conservação, frituras, carnes curadas e defumadas, embutidos e carne vermelha (Silva, 2012; Pereira, et al, 2015).

É comum as pessoas procurarem consumir frutas e hortaliças em busca de uma alimentação saudável, mas deve-se ressaltar que estes alimentos, assim como os cereais quando cultivados de forma convencional sofrem com a utilização de agroquímicos. Estes compostos permanecem no alimento e causam doenças.

Regiões com alto uso de agroquímicos apresentam incidência de câncer bem acima da média nacional e mundial. Cabe destacar que desde 2009, o Brasil é o maior consumidor mundial desses produtos (INCA, 2019). Por isso uma alimentação saudável requer alimentos que possuam propriedades nutricionais que são necessários para a construção e funcionamento do organismo, que auxilie no funcionamento do sistema imunológico e que não apresente toxinas, pois estas irão provocar danos ao metabolismo celular e conseqüentemente provocar doenças.

As toxinas dos agroquímicos quando acumuladas no organismo podem provocar danos no fígado, cérebro e em outros órgãos, provocando doenças degenerativas e câncer além do que os alimentos orgânicos apresentam maior concentração de substâncias bioativas que atuam na prevenção de doenças como os compostos antioxidantes (Pinto et al, 2018).

Por isso a disseminação do cultivo orgânico é fundamental para garantir a qualidade nutricional dos alimentos e impedir o consumo de alimentos contaminados por agroquímicos.

A figura 1 mostra a organização de uma horta orgânica em uma das entidades atendidas pelo projeto. A conscientização das crianças sobre a alimentação é uma preocupação constante, pois em suas casas elas são disseminadoras das informações que aprendem no projeto e incentivam suas famílias para construir hortas em suas casas.



Figura 01 – Construção de Horta Orgânica na Creche Sementinha da Esperança –Paranavai-PR.

Fonte: Projeto Hortas Orgânicas.

No decorrer do trabalho com hortas orgânicas, foi possível observar que o substrato para o plantio de hortaliças limitava a construção das hortas, pois o custo do substrato comercial inviabilizava a manutenção das hortas. Desta forma foram conduzidos experimentos para testar a germinação de hortaliças utilizando-se substrato obtido a partir de folhas secas de Sibipiruna, uma espécie arbórea comum na região norte e noroeste do Paraná. Os resultados mostraram que a decomposição das folhas desta espécie gera um composto que pode ser utilizado como substrato.

Controle (n=60)	2,66±0,276 ^a
Extrato 12,5%(n=60)	2,21±0,361 ^b
Extrato 25%(n=60)	1,94±0,261 ^c
Extrato 50%(n=60)	1,38±0,248 ^d
Extrato 100%(n=60)	0,52±0,282 ^e

Tabela 1- Medida do comprimento em centímetros de radículas de almeirão submetidas a diferentes concentrações do extrato de folhas de Sibipiruna cultivadas durante 96 horas em câmara de germinação.

Os resultados da tabela 1 foram submetidos à análise estatística utilizando o teste t de Bonferroni ($P>0,05$) a qual mostrou que todos os tratamentos foram diferentes entre si.

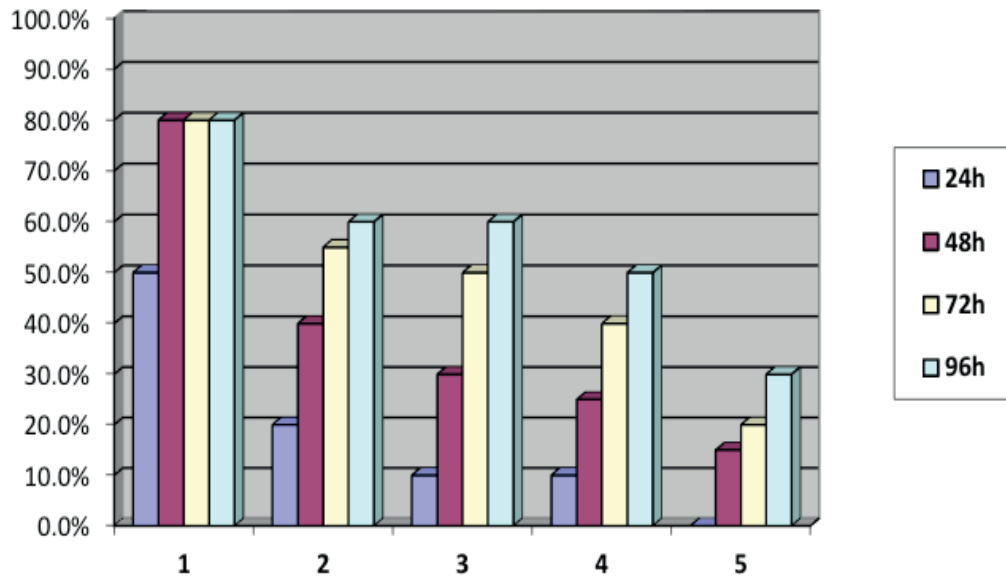


Figura 1- Porcentagem de germinação de sementes de almeirão submetidas a diferentes concentrações do extrato de folhas de Sibipiruna, cultivadas durante 96 horas em câmara de germinação.

. Os números de 1 a 5 correspondem respectivamente: 1. almeirão controle; 2. almeirão com 12,5% de extrato; 3. Almeirão com 25% de extrato; 4. Almeirão com 50% de extrato; 5. Almeirão com 100% de extrato.

A figura 1 mostra que houve redução na porcentagem de germinação das sementes de almeirão submetidas ao tratamento com extrato de Sibipiruna. Embora os compostos aleloquímicos afetem principalmente o desenvolvimento inicial das plântulas, foi possível observar a redução também na porcentagem de germinação das sementes.

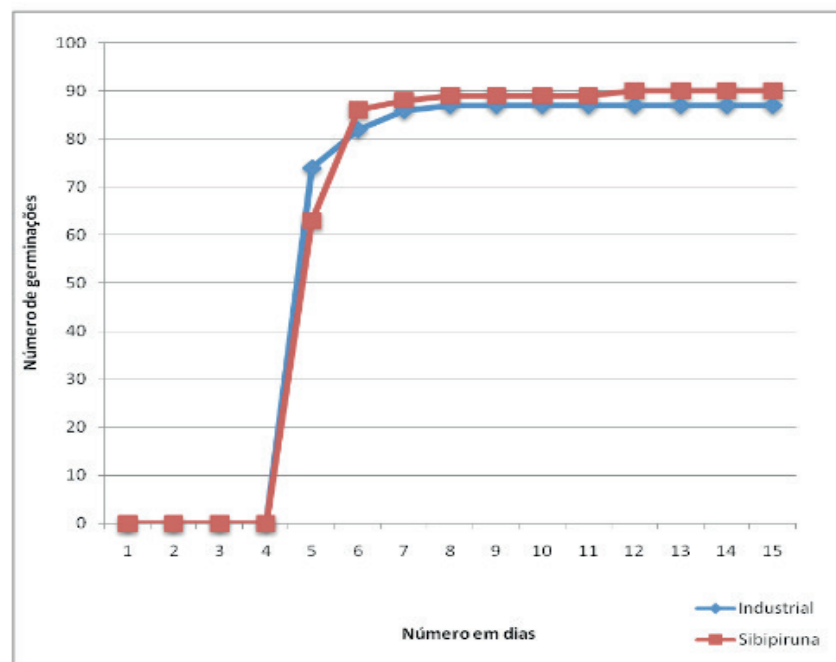


Figura 2. Germinação de sementes de almeirão em sementeiras na horta orgânica utilizando substrato comercial e orgânico.

O substrato é considerado o componente mais sensível da fase de produção de mudas, pois qualquer variação na sua composição implica na nulidade ou irregularidade de germinação, na má formação das plântulas e no aparecimento de sintomas de deficiências ou excessos de alguns nutrientes (SOUZA et al., 2014). O substrato obtido de folhas de Sibipiruna precisa estar seco para ser utilizado na germinação de hortaliças, pois se a decomposição não for completa os aleloquímicos presentes nas folhas desta leguminosa podem comprometer a germinação das hortaliças..

Este trabalho mostrou que a Sibipiruna fresca apresenta aleloquímicos que interferem na germinação das sementes de almeirão. Desta forma, os resultados apresentados neste trabalho mostraram que o substrato obtido de folhas de Sibipiruna pode ser utilizado para a germinação de sementes desde que as folhas estejam corretamente secas.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho contribuiu efetivamente com a disseminação do cultivo orgânico em escolas e para toda a comunidade que procura a horta didática do campus da Unespar de Paranavaí, mostrou que é possível produzir substrato orgânico de qualidade. O conhecimento das propriedades medicinais presentes em frutas e hortaliças consumidas no cotidiano, contribuem com a busca por uma alimentação saudável.

5 | AGRADECIMENTOS

Ao Programa Universidade sem Fronteiras pelo auxílio financeiro e a UNESPAR, campus de Paranavaí.

REFERÊNCIAS

Agrotóxicos. Ministério da Saúde, Instituto Nacional do Câncer, 2019. Disponível em: <<https://www.inca.gov.br/alimentacao/agrotoxicos>> Acesso em 15/04/2019.

CARNEIRO F.F, RIGOTTO RM, AUGUSTO LG, FRIEDRICH K, BÚRIGO AC. Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. Rio de Janeiro: EPSJV; São Paulo: Expressão Popular; 2015.

DIAMOND, Jared. Colapso. Rio de Janeiro: Record, 2006.

FERREIRA, A.G. & ÁQUILA, M.E.A. Alelopatia: uma área emergente da ecofisiologia. Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal 12ª (edição especial): 175-204, 2000.

JARDIM, I. C. S. F., ANDRADE, J. D. A., & QUEIROZ, S. C. D. N. D. Resíduos de agrotóxicos em alimentos: uma preocupação ambiental global-Um enfoque às maçãs. Química Nova, 2009.

KIEHL, E. J. Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto. Piracicaba: Esalg, s.n., 2004.

MENCK, V. F.; SERAFIM, M.P.; OLIVEIRA, J. M. Intoxicação do (a) trabalhador (a) rural por

agrotóxicos:(sub) notificação e (in) visibilidade nas políticas públicas de 2001 a 2015. Segurança Alimentar e Nutricional, v. 26, p. 019001, 2019.

PEREIRA P. L.; NUNES A. L. S.; DUARTE, S.F.P.D. Qualidade de Vida e Consumo Alimentar de Pacientes Oncológicos. Revista Brasileira de Cancerologia; 61(3): 243-251; 2015.

PINTO, W. A., GIBRIM, N. F., DE OLIVEIRA, C. R., & GUERREIRO, J. R. Alimentos orgânicos em comparação aos convencionais: compostos bioativos, atividade antioxidante e segurança alimentar. Health Sci Inst;36(3):197-204, 2018.

SILVA , A.C.; ALVES R.C.; PINHEIRO L. S. As implicações da caquexia no câncer. E-Scientia;5(2):49-56, 2012.

SOUZA, F. C. A.; SOUZA, J. A. M.; PIRES, E. S.; ALVES, J. D. N. Produção de mudas de quiabeiro em estufa com diferentes substratos orgânicos. Nucleus, v.11, n.1, p. 73, 2014.

STOPPELLI, I. M. D. B. S., & MAGALHÃES, C. P. Saúde e segurança alimentar: a questão dos agrotóxicos. Ciência & Saúde Coletiva, 10, 91-100, 2005.

FLOCULAÇÃO DE LODO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA POR FLOCULADORES TUBULARES HELICOIDAIS

Manoel Maraschin

Universidade Federal de Santa Maria (UFSM),
Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental
Santa Maria – RS

Keila Fernanda Soares Hedlund

Universidade Federal de Santa Maria (UFSM),
Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental
Santa Maria – RS

Andressa Paolla Hubner da Silva

Universidade Federal de Santa Maria (UFSM),
Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental
Santa Maria – RS

Elvis Carissimi

Universidade Federal de Santa Maria (UFSM),
Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental
Santa Maria – RS

RESUMO: Neste estudo buscou-se avaliar a viabilidade na agregação de partículas sólidas presentes no lodo de uma Estação de Tratamento de Água via Floculadores Tubulares Helicoidais (FTH), como substitutos aos agitadores mecânicos empregados para mistura e dispersão de reagentes químicos no processo de agregação por floculação. Inicialmente, foram avaliados os polímeros

catiônicos P 2900 e RAPFLOC 30, e o polímero aniônico P 22, por meio de estudos em testes de jarros em amostras de lodo a concentração de sólidos 5g/L submetidos a testes com dosagens unitárias de 1 a 7 mg /g ST. Assim, os estudos em bancada para seleção do floculante possibilitaram selecionar o polímero P 2900 para os estudos em sistema contínuo de agregação através do FTH. Foram testados 5 modelos de FTH (variando comprimento e volume) utilizados para geração de flocos em diferentes vazões de alimentação. O reator selecionado apresentou comprimento de tubulação flexível de 12 m com diâmetro interno de 0,0125m, envolto em uma coluna rígida de 0,10 m de diâmetro, esta seleção ocorreu através da leitura de turbidez remanescente na água clarificada após sedimentação dos agregados formados. Neste estudo foi avaliado que a dosagem requerida para floculação do lodo no sistema contínuo no FTH foi de 15 mg/g ST.

PALAVRAS-CHAVE: Agregação; polímeros; turbidez.

FLOCCULATION OF SLUDGE OF A WATER TREATMENT STATION BY HELICOID TUBULAR FLOCCULATORS

ABSTRACT: This work aimed to evaluate the feasibility of aggregation of solid particles present in the sludge of a Water Treatment

Station via Helical Tubular Flocculators (HTF), as substitutes for mechanical agitators used for mixing and dispersion of chemical reagents in the process of flocculation. Initially, the cationic polymers P 2900 and RAPFLOC 30 and the anionic polymer P 22 were evaluated by Jar-test in sludge samples at 5g / L solids concentration submitted to tests with unit dosages of 1 to 7 mg / g TS. Thus, the bench studies for flocculant selection made it possible to select the polymer P 2900 for studies in continuous system of aggregation through HTF. Five models of FTH (varying length and volume) were used to generate flakes at different feed rates. The selected reactor had a 12 m flexible pipe length with a 0.0125 m internal diameter, wrapped in a 0.10 m diameter rigid column, this selection was made by reading turbidity remaining in the clarified water after sedimentation of the formed aggregates. In this study it was evaluated that the dosage required for flocculation of the sludge in the HTF continuous system was 15 mg / g TS.

KEYWORDS: Aggregation; polymers; turbidity.

1 | INTRODUÇÃO

O processamento da água bruta, realizada em estações de tratamento de água (ETAs), envolve inúmeras operações e processos para garantir que os padrões de potabilidade sejam atendidos, ficando a cargo destas unidades a remoção de organismos patogênicos e substâncias orgânicas e inorgânicas prejudiciais à saúde humana.

Nesse contexto, são empregadas em larga escala as estações de ciclo completo ou também ditas convencionais, onde ocorrem às etapas de coagulação, floculação, decantação ou flotação, filtração e desinfecção e, por consequência, resultam na produção de resíduos denominados lodos.

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), através da publicação da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) 2008, o número de ETAs no Brasil era de 6040 unidades, onde cerca de 57.10^6 m³/dia de água são tratados, do montante de ETAs existentes, as convencionais de ciclo completo são responsáveis pelo tratamento de $39,3.10^6$ m³/dia. Souza Filho & Di Bernardo (1999) afirmam que o volume de lodo produzido nestas estações de tratamento de água está na faixa de 1 a 5% do volume da água tratada.

No Brasil, são restritas as medidas que tratam dos lodos das ETAs, sendo que a maioria, cerca de 68% segundo a (PNSB) 2008, não tem se preocupado com destinação final para os resíduos produzidos, desta forma, rios ainda são usados como receptores do lodo das estações, conduzindo a uma situação em desacordo, do ponto de vista legal e ambiental, conforme retrata a NBR 10.004:2004 que classifica o lodo gerado no processo de tratamento de água como resíduo sólido, logo, sua disposição in natura, no meio ambiente, é vetada pela Lei nº 12.305 (Brasil, 2010) que define a destinação e disposição final dos resíduos sólidos.

Para Cordeiro (2001) um dos principais problemas enfrentados para atendimento

a padrões legais quanto à disposição dos lodos de ETAs, está na redução do volume do lodo produzido ou na redução dos volumes a serem dispostos. Ainda, segundo Cordeiro (1999), a umidade presente em uma amostra de lodo pode ultrapassar o valor de 95%, logo, alternativas que buscam uma redução do volume da água resultam em melhoria no processo de disposição dos resíduos.

Neste trabalho é avaliada a floculação do lodo de uma ETA convencional a partir da utilização de Floculadores Tubulares Helicoidais. Este sistema de mistura hidráulica utiliza o fluxo estabelecido no interior da unidade de agregação para dispersão e floculação das partículas presentes no efluente, além do estabelecimento do fluxo pistão (VIGNESWARAN & SETIADI, 1985; CARISSIMI 2003; CARISSIMI 2007). Outra vantagem do FTH apontado por alguns autores (AL HASHIMI & ASHJYAN 1989; CARISSIMI 2007; LUO *et. al.*, 2016) trata do reduzido custo de instalação e operação do equipamento se comparado aos sistemas convencionais, podendo na mesma unidade ser realizadas simultaneamente a agregação convencional por coagulação e floculação.

2 | METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A coleta do lodo ocorreu no tanque de equalização (Figura 1) que recebe o lodo dos decantadores. O processo de captação e tratamento da água bruta é realizado pela empresa São Gabriel Saneamento (SGS).



Figura 1 – Tanque de equalização do lodo.

A ETA de São Gabriel atende, atualmente, cerca de sessenta mil habitantes. A estação é abastecida por um manancial superficial, o Rio Vacacaí, um dos formadores do Rio Jacuí, no ponto de tomada há uma barragem para elevação do nível da água, sendo a condução até a ETA realizada por canalizações, o processo de tratamento

ocorre de forma convencional (estação de ciclo completo), com aplicação de cloreto de polialumino (PAC), seguido de polímero catiônico.

Em 2016 a estação implantou um sistema de tratamento do lodo dos decantadores via bag desidratador, a água de lavagem dos filtros passou a ser recirculada para o início do tratamento na ETA, a Figura 2 demonstra o funcionamento da ETA de São de São Gabriel, bem como da unidade de tratamento dos resíduos.

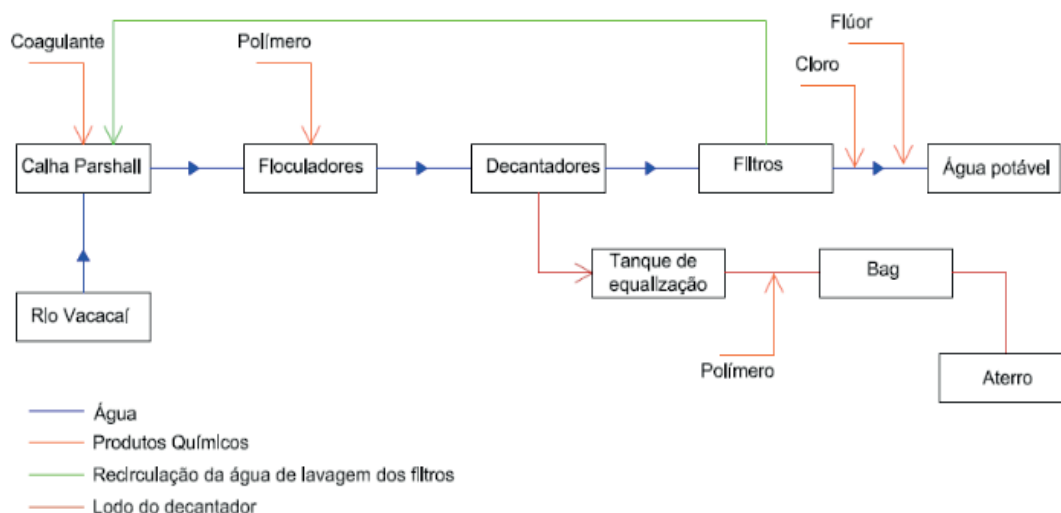


Figura 2– Fluxograma de operação da ETA e UTL de São Gabriel - RS

Os procedimentos adotados durante a coleta seguiram recomendações da NBR 10.007:2004 (Amostragem de resíduos sólidos) que trata desde a forma de amostrador utilizado assim como da preservação e armazenagem de amostras.

2.2 Materiais

Os reagentes utilizados foram polímeros hidrossolúveis de diferentes características: P 2900 e RAPFLOC 30 – catiônicos, P 22 – aniônico e P 20 – não-iônico. Os polímeros P 2900 e P 22 foram fornecidos pela Novatek®, já o polímero RAPFLOC 30 é comercializado pela Produquímica®. As aplicações unitárias dos respectivos polímeros foram realizadas em concentrações de 1 a 7 mg /g ST em relação à concentração de sólidos totais presentes no lodo. Nesta etapa buscou-se selecionar o polímero floculante mediante estudos em teste de jarros sob as seguintes condições operacionais: agitação rápida a 120 rpm (rotações por minuto) por 20 segundos e agitação lenta a 30 rpm por 60 segundos.

2.3 Equipamentos

O sistema experimental, em escala semi-piloto, para floculação do lodo consistiu de um floculador tubular helicoidal (FTH) composto de uma tubulação flexível de poliuretano com diâmetro interno de 0,0125 m, que consistiu a unidade responsável pelo escoamento e agregação das partículas sólidas, envolta em uma coluna rígida de polivinil de cloreto (PVC) de 0,1 m de diâmetro, a Figura 3 ilustra a unidade empregada

neste estudo.



Figura 3 – Flocculador tubular helicoidal.

As amostras de lodo foram homogeneizadas em um reservatório de polietileno com capacidade para 500 L. O lodo foi mantido com concentração de sólidos totais (ST) de 5 g/L, mantendo-se durante os testes a agitação pneumática no reservatório. O circuito hidráulico construído (Figura 4) também foi composto por bomba centrífuga para ingresso do lodo ao FTH, bem como rotâmetro e registro gaveta para controle da vazão de entrada. A dosagem de polímero foi realizada através de bomba peristáltica.

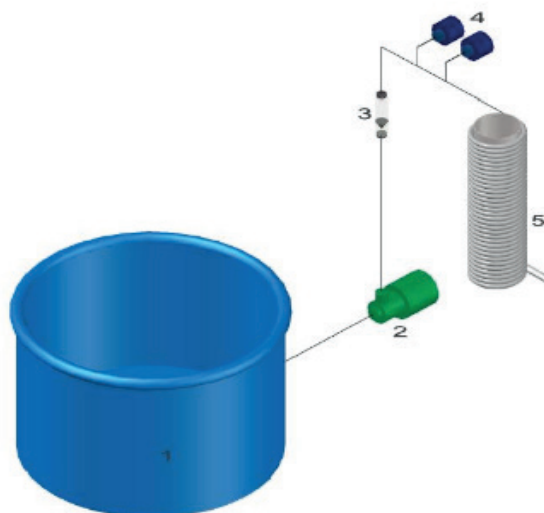


Figura 4 – Circuito hidráulico para flocculação do lodo por FTH: I: (1) tanque de efluente; (2) bomba de alimentação; (3) rotâmetro; (4) bombas dosadoras; (5) FTH.

2.4 Parâmetros dimensionais

Inicialmente foram avaliados parâmetros hidrodinâmicos e hidráulicos envolvidos na agregação através do FTH. Esta avaliação consistiu na mudança do comprimento do flocculador (comprimento de tubulação), mantendo-se o diâmetro da tubulação e da coluna rígida de PVC. A Tabela 1 descreve as características construtivas dos modelos de flocculadores estudados.

FTH	Nº de helicoides	Comprimento (m)	Tempo de residência (s)							
			1,5 L/min	3,0 L/min	4,5 L/min	6,0 L/min	7,5 L/min	9,0 L/min	10,5 L/min	12,0 L/min
FTH 1	16	6	24	12	8	6	4,8	4	3,4	3
FTH 2	32	12	48	24	16	12	9,6	8	6,8	6

FTH 3	48	18	72	36	24	18	14,4	12	10,3	9
FTH 4	64	24	96	48	32	24	19,2	16	13,7	12
FTH 5	80	30	120	60	40	30	24	20	17,1	15

Tabela 1 – Aspectos construtivos e hidrodinâmicos dos floculadores estudados.

2.5 Estudos de floculação no FTH

O objetivo desta etapa foi avaliar maiores concentrações de polímero, tendo em vista a não floculação do lodo há concentrações de polímero inferiores a 5 mg pol/g ST, assim, foram testadas concentrações entre 5 a 50 mg pol/g ST do polímero P – 2900, devido seu melhor resultado no estudos de teste jarros. A maior quantidade de polímero é comum no tratamento contínuo do lodo por floculação, tendo-se frequentemente a concentração ideal de polímero entre 0,1 – 0,4 % em relação aos sólidos totais em mistura completa (SEOKJONG *et.al*, 2007). Para esta etapa foi selecionado o FTH 2 e vazão de alimentação de 3 L/min. A utilização deste modelo de floculador nos testes de floculação deu-se devido aos estudos realizados por Carissimi (2003), em que o autor empregou o modelo descrito para estudos de floculação de determinados efluentes.

A dosagem de polímero floculante foi realizada em relação à concentração de sólidos presentes no lodo. Assim, através da concentração ideal de polímero obtida no FTH 2, através da maior remoção de turbidez na água clarificada após 30 minutos de sedimentação dos agregados, e submetido a vazão de alimentação de 3 L/min, foi realizado a floculação nos demais floculadores, bem como as variações de vazões de alimentação.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Seleção do polímero floculante

Os testes de floculação em testes de jarros utilizando polímeros catiônicos (P – 2900 e Rap – Floc 30) e aniônico (P - 22) permitiram selecionar o melhor reagente a partir da dosagem ideal do polímero floculante utilizada na agregação dos sólidos presentes em cada amostra. A Figura 5 mostra os resultados da turbidez residual referente aos estudos de floculação em testes de jarros.

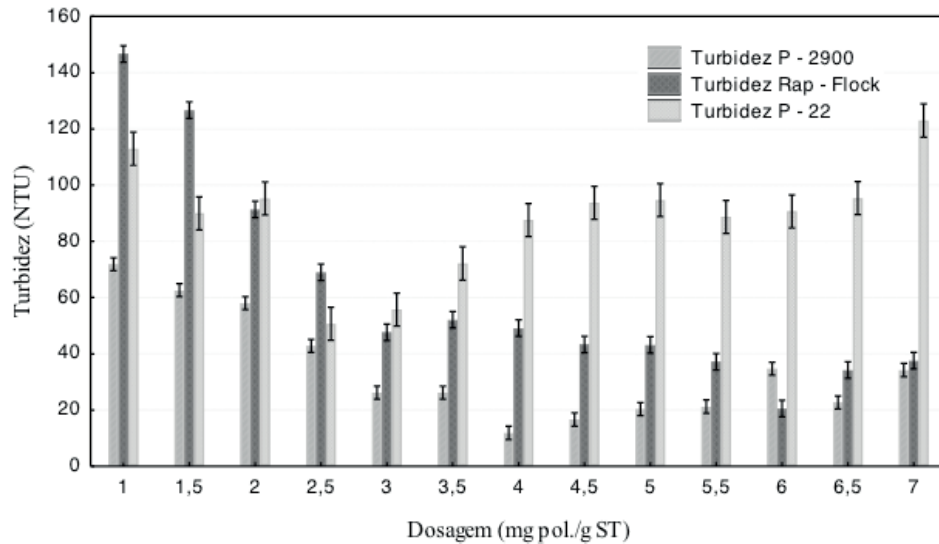


Figura 5 - Turbidez residual do sobrenadante em função do tipo e dosagem do polímero. Condições experimentais: Turbidez inicial: 1320 NTU; Lodo: 5 g/L; V: 1 L; T: 25 °C.

A eficiência de remoção da turbidez através da agregação foi superior a 90% para todas as condições. Contudo, o polímero P – 2900 foi mais efetivo na remoção de turbidez (superiores a 95%), logo foi selecionado para floculação no sistema contínuo através do FTH.

3.2 Seleção da dosagem ideal de polímero floculante no FTH

As leituras de turbidez residual em função da concentração do polímero floculante P- 2900 estão apresentadas na Figura 6. Através da análise de variância, constatou-se diferença significativa entre as médias de turbidez medidas em relação à dosagem de polímero ao nível de significância de 5%. Desta forma foi avaliada que a dosagem ideal a ser utilizada foi de 15 mg pol./g ST, tendo-se nesta dosagem a menor turbidez nos testes realizados (17 NTU), além de menor consumo de polímero entre os grupos gerados através da análise de comparação de médias.

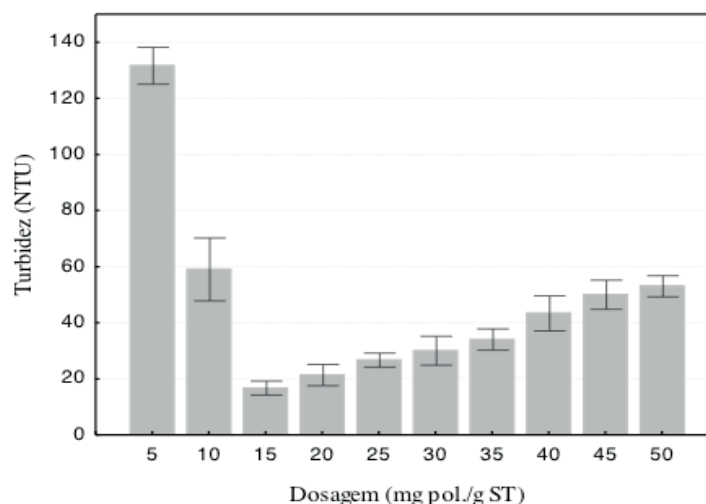


Figura 6 - Turbidez residual da água clarificada em função da concentração do polímero P - 2900. Condições experimentais: Lodo: 5 g/L; V: 1 L; Q: 3L/min; FTH 2; T: 25 °C.

A formação de flocos ocorreu de maneira mais efetiva a partir do décimo quarto helicoide (Figura 7 a), tendo comprimento suficiente de tubulação para formação de flocos e não sendo observado quebra da estrutura formada ao longo do reator (Figura 7 b).

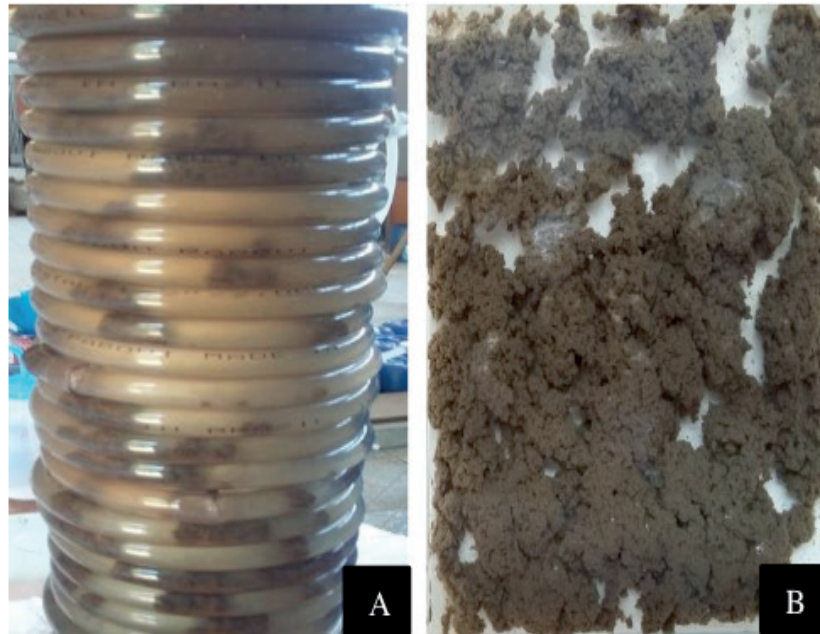


Figura 7 - Flocculação em FTH: (A) FTH; (B) Flocos coletados. Condições experimentais: Lodo: 5 g/L; V: 1,2 L; Q: 3L/min; FTH 2; T: 25 °C; Polímero: 30 mg pol./g ST.

3.3 Seleção do FTH

A seleção do flocculador levou em consideração a eficiência da agregação das partículas suspensas do lodo. Os flocos apresentaram um regime de sedimentação por compressão. Os resultados desta análise são mostrados na Figura 6, onde para os cinco flocculadores estudados foram obtidas eficiências de remoção de turbidez superior a 95%. Contudo, o FTH 2 alimentado com um fluxo de lodo de 3 L/min demonstrou melhor agregação entre os modelos estudados, tendo-se assim, o modelo otimizado do flocculador com as condições geométricas da tubulação e diâmetro de enrolamento fixados.

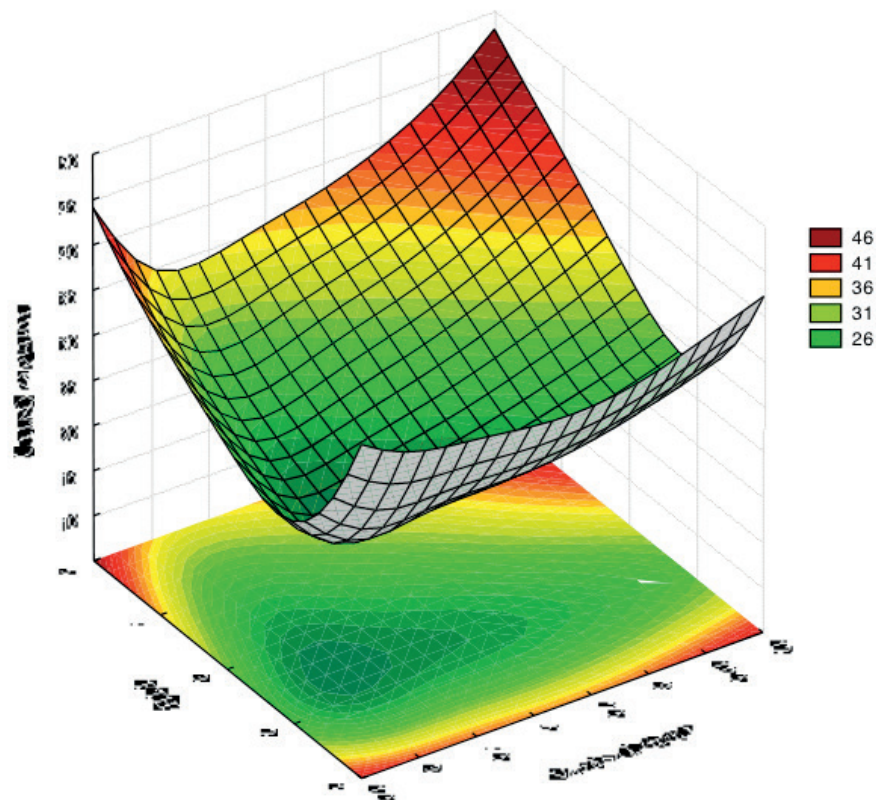


Figura 6 – Turbidez residual em função do tipo de floculador e vazão de alimentação. Condições experimentais: Turbidez inicial: 1280 NTU; Lodo: 5 g/L; V: 1 L; T: 25 °C; pH inicial: 6,6; Polímero P-2900: 15 mg pol./gST Tempo de sedimentação: 10 minutos.

4 | CONCLUSÃO

Este estudo possibilitou conferir viabilidade no emprego da floculação do lodo de uma ETA através de um sistema contínuo por Floculadores Tubulares Helicoidais. A agitação e agregação nestas unidades possibilita reduzir custos em relação à agitação mecânica, além disso, foi observada efetiva agregação das partículas sólidas, tornando viável a separação destas da água clarificada via sedimentação ou outro mecanismo de separação.

Foi observado que a utilização de polímero catiônico P 2900 resultou em maior remoção de turbidez em estudos em bancada por testes de jarros. Já em relação à floculação por FTH houve melhoria na agregação quando o reator utilizado apresentou comprimento de tubulação de 12 m e vazão de alimentação de 3 L/min, indicando uma condição ideal do sistema construído.

5 | AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a CAPES pelo apoio financeiro e a São Gabriel Saneamento.

REFERÊNCIAS

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004**: Resíduos Sólidos -

Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.007**: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

AL-HASHIMI, M.A.I.; ASHJYAN, A.S.K. Effectiveness of helical pipes in the flocculation process of water. **Filtration and Separation**, v. 26, n. 6, p. 422-429, 1989.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 02 de agosto de 2010.

CARISSIMI, E. **Reator gerador de flocos - RGF: Concepção e desenvolvimento básico**. Porto Alegre, 70 p., 2003. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

CARISSIMI, E. **Desenvolvimento do reator gerador de flocos (RGF): Aspectos teóricos e aplicações no tratamento de reuso de águas e efluentes**. Porto Alegre, 156 p., 2007. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

CORDEIRO, J. S. Importância do tratamento e disposição adequada dos lodos de ETAs. In: REALI, M. A. P. (org). **Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. Projeto PROSAB**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 240 p.

CORDEIRO, J. S. Processamento de lodos de estações de tratamento de água (ETAs). In: ANDREOLI, C. V. (org). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Projeto PROSAB**. Rio de Janeiro: ABES, 2001. 282 p.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Departamento de População e Indicadores Sociais (2000). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB)**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. Acesso em: 15 de abr. 2017.

LUO, J-ZHOU.; LUO, Y.; CHU, G-WEN.; AROWO, M.; XIANG, Y.; SUN, B-CHANG.; CHEN, J-FENG. Micromixing efficiency of a novel helical tube reactor: CFD prediction and experimental characterization. **Chemical Engineering Science**.v.155, p. 386 – 396, 2016.

SEOKJONG, B; JAE-HYUN, K; MYUNG-HAK, K; KI-YOUNG, P; SEOCHEON, L. Automatic control of polymer dosage using streaming potential for waterworks sludge conditioning. **Separation and Purification Technology**. v. 57, p. 230 – 236, 2007.

SOUZA FILHO, A.G.; DI BERNARDO, L. Caracterização e clarificação da água de lavagem dos filtros de uma ETA que utiliza cloreto férrico como coagulante primário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., Rio de Janeiro. **Anais...**, Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, 1999. CD ROM.

VIGNESWARAN, S.; SETIADI, T. Flocculation study on spiral flocculator. **Water, Air and Soil Pollution**. v. 29, n. 2, p. 165-188, 1986.

GEOTECNOLOGIA APLICADA À PERÍCIA AMBIENTAL: ESTUDO DE CASO DA BACIA DO RIO CAPIM

Gustavo Francesco de Morais Dias

Professor do Instituto Federal do Pará,
Departamento de Ensino, Pesquisa, Extensão e
Inovação
Parauapebas-Pará

Fernanda da Silva de Andrade Moreira

Universidade Federal do Pará, Mestre em
Ciências Ambientais
Belém-Pará

Tássia Toyoi Gomes Takashima-Oliveira

Universidade do Estado do Pará, Mestre em
Ciências Ambientais
Belém-Pará

Dryelle de Nazaré Oliveira do Nascimento

Universidade do Estado do Pará, Mestre em
Ciências Ambientais
Belém-Pará

Diego Raniere Nunes Lima

Professor do Instituto Federal do Pará,
Departamento de Ensino, Pesquisa, Extensão e
Inovação
Parauapebas-Pará

Renato Araújo da Costa

Professor do Instituto Federal do Pará,
Departamento de Ensino, Pesquisa, Extensão e
Inovação
Parauapebas-Pará

Giovani Rezende Barbosa Ferreira

Universidade Federal do Pará. Mestrando do
Programa de Pós-Graduação em Ciências
Ambientais
Belém-Pará

RESUMO: A presente pesquisa foi desenvolvida em uma bacia hidrográfica da Amazônia, a bacia do rio Capim, localizada no nordeste paraense, e objetivou mapear e avaliar os diferentes usos e coberturas da terra na bacia. As bases cartográficas utilizadas foram do projeto TerraClass e PRODES, desenvolvidos pelo INPE. Dessa forma, com o auxílio do software ArcGIS, foram elaborados os mapas de uso e cobertura da terra, utilizando dados de mapeamento referentes aos anos de 2004, 2008, 2010 e 2014. A partir da utilização dessas ferramentas pautadas em sistema de informações geográficas (SIG's), aumentou-se a obtenção de êxito na realização das perícias ambientais realizadas na bacia. Com a análise dos resultados obtidos nota-se que a maior parte da área de estudo era composta por floresta e pastagem nos quatro períodos analisados. Após a floresta o maior uso identificado na bacia do rio Capim foi o de pastagem.

Em relação a área de pastagem ela sofreu um aumento na bacia, no ano de 2004 correspondia a 26% da bacia, porém no ano de 2014 essa área foi incrementada para 29%. A bacia apresentou pouca modificação antrópica na sua vegetação natural no período estudado. As ferramentas relacionadas às geotecnologias se apresentaram como importantes instrumentos para o levantamento e mapeamento do conflito no uso da terra, uma vez que possibilitaram,

o processamento dos dados espaciais com maior precisão e com menos tempo de elaboração.

PALAVRAS-CHAVE: Uso e cobertura. Rio Capim. TerraClass.

GEOTECHNOLOGY APPLIED TO ENVIRONMENTAL EXPERTISE: CASE STUDY OF THE CAPIM RIVER BASIN

ABSTRACT: This survey was developed in the Amazon basin, the rio Capim basin, located in the northeastern Pará, and aimed to map and assess the different uses and covers the land in the basin. Cartographic bases used were TerraClass and PRODES project, developed by INPE. In this way, with the aid of the ArcGIS software, were drawn using maps and land cover using mapping data for the years 2004, 2008, 2010 and 2014. From the use of these tools based on geographic information system (GIS), increased to obtain success in carrying out the environmental inspections carried out in the basin. With the analysis of the results shows that most of the study area was composed of forest and pasture in four periods analyzed. After the forest the greater use identified in the basin of the rio Capim was pasture. About pasture area she suffered an increase in the basin, in the year of 2004 was 26% of the basin, but in the year 2014 this area was increased to 29%. The basin featured little anthropogenic modification on your natural vegetation in the studied period. The tools related to Geotechnology presented themselves as important instruments for survey and mapping of land use conflict, once enabled, the processing of spatial data more accurately and with less time preparation.

KEYWORDS: Use and cover. Capim River. TerraClass.

1 | INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas a Amazônia têm perpassado por grandes transformações a partir das mudanças estruturais no processo de ocupação iniciado em 1960, impulsionadas por programas de desenvolvimento visando integrar a região ao restante do país (BECKER, 2007). Essas transformações tiveram como mola propulsora uma ocupação populacional desenfreada movida por migração espontânea ou estimulada por projeto de colonização, fruto da conjugação entre incentivos fiscais e a implantação de eixos rodoviários (BECKER, 2005).

As taxas de desmatamento registradas na região variaram de 11.030 km²/ano, em 1991, até um máximo de 27.772 km²/ano alcançados em 1994 (INPE, 2013). Mas recentemente, o desmatamento da Amazônia começou a diminuir, tendo alcançado em 2013 a taxa de 5.843 km²/ano (INPE, 2013), considerada a segunda mais baixa registrada desde o início do monitoramento.

A identificação e o processo de mapeamento das mais diversas classes de uso e cobertura do solo e a modificação paisagística ao longo do tempo são de suma importância para o conhecimento sobre os impactos e suas possíveis consequências para a população de determinada localidade foco de tais estudos (CAMPOS, 2008).

Sendo assim, torna-se imprescindível a aplicação dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG), que possibilitam a formulação de diagnósticos, prognósticos e análise de alternativas para ações de manejo e conservação (CEREDA JUNIOR, 2006; VAEZA et al., 2010). Para Assis et al. (2014), os SIG se configuram como uma ferramenta de auxílio à análise espacial capaz de visualizar cenários geográficos com rapidez, possibilitando o subsídio para tomadas de decisões.

A análise de uso e ocupação do solo tem sido amplamente aplicada às técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto por diversos autores (ALMEIDA; FERREIRA, 2015; BARROS, et al., 2012; HAYDEN; FRANÇA, 2013; LOPES, 2008; SILVA et al., 2013). Na região do Nordeste Paraense, foi verificado que as informações obtidas através de SIG podem ser usadas para realizar diagnósticos, por exemplo, sobre as ações antrópicas no território da bacia do rio Capim contribuindo na gestão e planejamento dos seus recursos naturais de uma forma geral.

Referidas ferramentas ampliaram sua aplicabilidade e vêm contribuindo de forma bastante eficaz na realização das perícias ambientais, com a finalidade de auxiliar a constituição de meios de prova que venham a ser utilizadas para esclarecimento de questões ambientais (CORREIA, 2003).

A perícia ambiental tem como objeto de estudo o meio ambiente, nos seus aspectos abióticos, bióticos e socioeconômicos, de caráter complexo e multidisciplinar, concernente a exame realizado por profissionais especialistas, legalmente habilitados, destinada a verificar, apurar ou esclarecer determinado fato relacionado a litígios ambientais (ALMEIDA et al., 2000). Referido exame pericial se faz necessário para analisar casos de demandas judiciais específicas advindas das questões ambientais, quando o principal objeto de estudo é o dano ambiental ocorrido ou risco de sua ocorrência (CORREIA, 2003).

Nessa perspectiva, tendo em vista a importância da bacia do rio Capim para o Estado do Pará, buscou-se elaborar o mapeamento multitemporal dos anos de 2004, 2008, 2010 e 2014 e analisar as mudanças nas classes de uso e cobertura da terra na bacia nos últimos anos.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Segundo Silva (1989), ao estudar a bacia do rio Capim, cita que seu curso total é de 967 km e 1.500 metros de desembocadura, não possuindo nascente própria. Ele surge da confluência de dois grandes rios, o Ararandeuá e o Surubiju, a noroeste da serra do Gurupi, a 103 metros de altura. Distante do oceano, mas sendo ainda influenciado pela amplitude das marés que invade rio Guajará adentro, na confluência dos rios Capim e Guamá, em frente à cidade de São Domingos do Capim, ocorre o fenômeno curioso e espetacular da pororoca, que geralmente ocorre no mês de

março, durante a maior amplitude e velocidade das marés equinociais, ou preamares de sizígias.

A bacia do rio Capim está localizada no Nordeste do estado do Pará (Figura 1), compondo o eixo de maior circulação econômica do estado, direcionado ao longo da Rodovia Belém-Brasília (BR 010) (LIMA; PONTE, 2012).

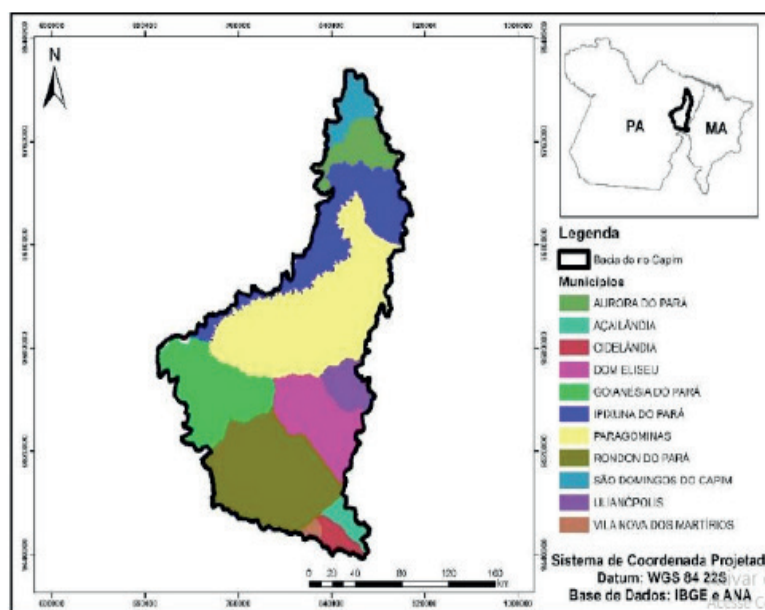


Figura 1 – Localização da bacia do rio Capim no Estado do Pará e Maranhão.

Fonte: Elaborado pelos autores.

2.2 Uso e cobertura da terra

estudos relacionados às mudanças no uso e na cobertura da terra têm sido utilizados como ferramentas de gestão territorial, principalmente no que diz respeito à manutenção dos recursos naturais e a preservação do meio ambiente, tornando-se atualmente um importante instrumento de tomada de decisão (IBGE, 2006).

Nesse contexto, surgiu o projeto TerraClass, o qual objetiva mapear o uso e cobertura da terra nas áreas desflorestadas da Amazônia Legal Brasileira, através do uso de imagens orbitais. Trata-se de um sistema de classificação hierárquica que utiliza informações de vegetação, ambiente, tipo e condição da cobertura local, dentre outras características, para a geração de uma legenda que transmita através das classes um conjunto de informações que descreva sem ambiguidades as características da área mapeada (INPE, 2009). No estudo junto as imagens do projeto TerraClass foram adicionadas as áreas desmatadas identificadas pelo Programa de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira (PRODES), também desenvolvido pelo INPE (INPE, 2017).

As bases cartográficas utilizadas com informações sobre o uso e ocupação da terra foram as do projeto TerraClass dos anos 2004, 2008, 2010 e 2014, desenvolvido pelo INPE em parceria com a EMBRAPA, com objetivo qualificar o desflorestamento da Amazônia Legal (INPE, 2011). Sendo que para a bacia do Capim, utilizou-se os

dados das órbitas/ponto do Pará 223/061, 223/062, 223/063, 222/062 e 222/063 e do Maranhão as órbitas/ponto 223/063 e 222/063.

A partir das 16 classes temáticas dos projetos, selecionou-se apenas 9 classes para o estudo (Tabela 1), por ilustrarem melhor o objeto da pesquisa.

Classe temáticas adotadas no TerraClass	Classes temáticas utilizadas no estudo
Agricultura anual	Agricultura
Mosaico de ocupações	Mosaico de ocupações
Área urbana	Mosaico de ocupações
Mineração	Mineração
Pasto limpo	Pastagem
Pasto sujo	Pastagem
Regeneração com pasto	Pastagem
Pasto com solo exposto	Pastagem
Não floresta	Pastagem
Vegetação secundária	Floresta
Reflorestamento	Floresta
Floresta	Floresta
Desflorestamento	Desmatamento
Hidrografia	Hidrografia
Área não observada	Área não observada
Outros	Outros

Tabela 1- Reclassificação das classes.

Fonte: Elaborado pelos autores.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Evolução temporal do uso e ocupação da terra na bacia do rio Capim

Com o objetivo de compreender a dinâmica do uso e cobertura na bacia do rio Capim, foi realizado o mapeamento multitemporal dos anos 2004, 2008, 2010 e 2014 a partir dos dados mapeados pelo TerraClass (Figura 2).

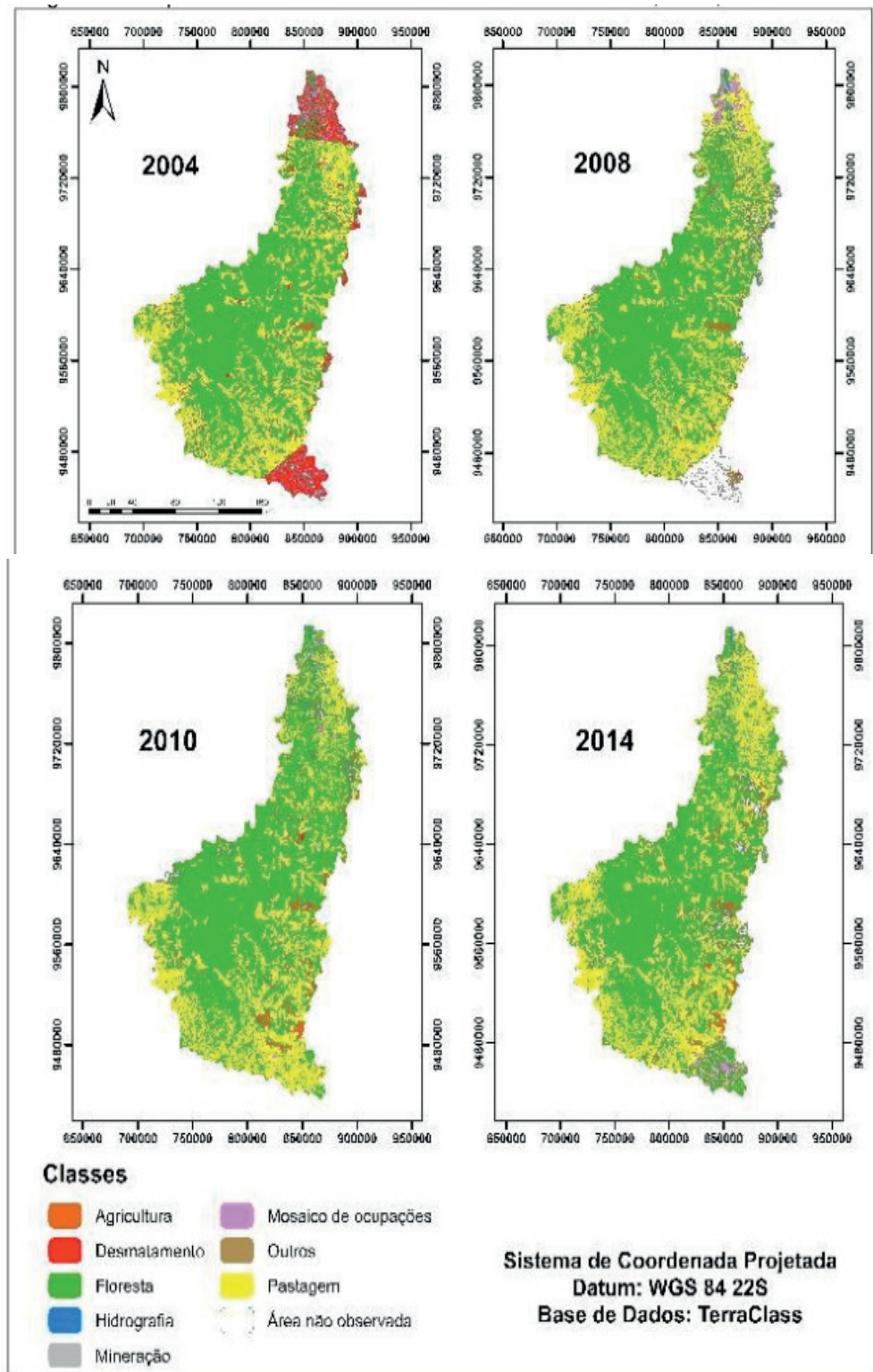


Figura 2 – Mapa de uso e cobertura da terra nos anos de 2004, 2008, 2010 e 2014.

Fonte: Os autores.

Na figura 3 são apresentas as áreas das classes de uso e cobertura da terra e suas respectivas porcentagens em relação à área total da bacia do rio Capim.

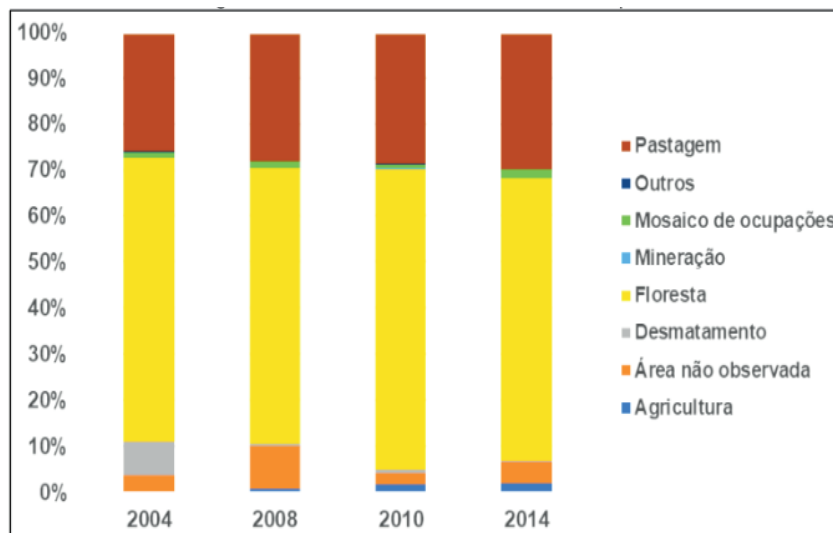


Figura 3 – Uso e cobertura da bacia do rio Capim.

Fonte: Os autores.

A partir da análise dos resultados obtidos, nota-se que a maior parte da área de estudo era composta por floresta e vegetação secundária nos quatro períodos analisados. A área de floresta ocupou em 2004 cerca de 62% da área total da bacia; em 2008, cerca de 60%. O ano de 2010 foi o de maior ocupação florestal, 65%. Em 2014, observou-se leve redução em relação ao ano de 2010, obtendo-se cerca de 61% de cobertura de florestal.

Após a floresta, o maior uso presente na bacia do rio Capim foi o de pastagem, composto de pasto limpo, sujo e em regeneração. Com relação a esta classe, observou-se que ela apresentou aumento na área estudada: de 26% da bacia no ano de 2004 para 29% no ano de 2014. Uma das possíveis causas que contribuíram para o aumento nessa classe de uso foi a facilitação para obtenção de créditos para investimento no setor agropecuário oriundos do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES).

A agricultura apresentou ligeiro crescimento, de 11.270,97 hectares em 2004 para 74.512,86 em 2014. Apesar do aumento, esse uso correspondeu a somente 2% do total da região da bacia do rio Capim. Uma das possíveis causas para o baixo aumento da agricultura na região é a dificuldade na obtenção de créditos para este setor, como os do Programa Nacional de Agricultura Familiar (PRONAF), além do fato de o maior investimento da região ser no setor da pecuária, por meio da criação de gado.

O desmatamento na região detectado pelo PRODES no ano de 2004 foi de 7%. Porém, no ano de 2014 essa atividade caiu para 0%, o que correspondeu a 5.001,52 hectares. Possivelmente, a maior fiscalização e punição relacionada ao desmatamento na região fez essa atividade diminuir bruscamente no período estudado. Ferreira e Coelho (2015), apontam a fiscalização como uma das variáveis institucionais que podem interferir no desmatamento, junto a políticas de proteção mais eficazes e legislação mais rígida.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

As ferramentas relacionadas às geotecnologias se apresentaram como importantes instrumentos para o levantamento e mapeamento do conflito no uso da terra, uma vez que possibilitaram, com grande eficiência, o processamento dos dados espaciais e a possibilidade de integração de dados provenientes de diversas fontes, gerando resultados menos subjetivos, com maior precisão e com menos tempo para sua elaboração.

A caracterização do uso e ocupação da terra na bacia do rio Capim foi importante para compreender as mudanças sofridas pela bacia durante o período de 2004 a 2014. A cobertura florestal é fundamental para a conservação do ecossistema e para a preservação do solo e da água da região. A grande quantidade de áreas de pastagem, identificadas na bacia do rio Capim, podem propiciar processos erosivos do solo e consequente poluição das águas.

Com a análise dos resultados obtidos, nota-se que a maior parte da área de estudo era composta por floresta e vegetação secundária nos quatro períodos analisados. Após a floresta, o maior uso identificado na bacia do rio Capim foi o de pastagem. Com relação a área de pastagem, ela sofreu aumento na bacia, visto que passou de 26% em 2004, para 29% em 2014.

Espera-se com o desenvolvimento desta pesquisa, colaborar com futuros trabalhos realizados na bacia hidrográfica do rio Capim, assim como fornecer subsídios para tomada de decisões que visem o desenvolvimento sustentável na área da bacia hidrográfica estudada.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, B. J. X.; FERREIRA, C. P. **Mapeamento da cobertura do solo de Irituia – PA com auxílio das informações orbitais dos projetos Prodes e Terraclass**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015, João Pessoa. Anais eletrônicos. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2015/files/p0988.pdf>>. Acesso em: 17 out. 2017.

ALMEIDA, J. R.; OLIVEIRA, S. G.; PANNO, M. **Perícia Ambiental**. Thex Ed. Rio de Janeiro, 41p, 2000.

ASSIS, J. M. O. et al. Mapeamento do uso e ocupação do solo no município de Belém de São Francisco – PE nos anos de 1985 e 2010. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v.7, n.5, p. 859-870, 2014. Disponível em: <<http://www.revista.ufpe.br/rbgfe/index.php/revista/article/viewFile/1056/615>>. Acesso em: 17 out. 2017.

BARROS, M. N. R.; ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I. C. G. **Análise especial da dinâmica do uso da terra e cobertura vegetal do Município de Mãe do Rio, Estado do Pará**. In: ENCONTRO NACIONAL DA ANPPAS, 6., 2012, Belém. Anais eletrônicos. Disponível em: <<http://www.anppas.org.br/encontro6/anais/ARQUIVOS/GT18-365-1047.pdf>>. Acesso em: 17 out. 2017.

BECKER, B. K. **Amazônia**: geopolítica na virada do III milênio. Rio de Janeiro: Garamond, 2007. p. 23-25.

BECKER, B. K. Geopolítica da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, 2005.

- CAMPOS, D. C. **Dinâmica de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Arroio dos Pereiras em Irati – PR e sua influência na qualidade das águas superficiais**. 2008. 110 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.
- CEREDA JUNIOR, A. **Mapeamento da fragilidade ambiental na bacia do Ribeirão do Monjolinho – São Carlos – SP – Utilizando ferramentas de geoprocessamento**. 2006. 110 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.
- CORREIA, P.A.S. **Perícias Ambientais**. João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 8p, 2003.
- FERREIRA, M.D.P; COELHO, A.B. **Desmatamento Recente nos Estados da Amazônia Legal: uma análise da contribuição dos preços agrícolas e das políticas governamentais**. Revista de Economia e Sociologia Rural, v.53, n.1, p.93-108, 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/resr/v53n1/0103-2003-resr-53-01-00091.pdf>. Acesso em: 17 mai. 2019.
- HAYDEN, D. A.; FRANÇA, C. F. Dinâmica do uso e ocupação do solo no município de Igarapé-Açu/Pará, entre 1989 e 2008. **Revista Perspectiva Geográfica**, Paraná, v.8, n.9, 2013. Disponível em: <<http://e-revista.unioeste.br/index.php/pgeografica/article/download/9068/7034>>. Acesso em: 17 out. 2017.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra**. Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro, n. 7, 2ª ed., 2006.
- INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Metodologia para mapeamento de vegetação secundária na Amazônia Leal**. 2009. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m19@80/2009/11.23.17.06>>. Acesso em: 17 out. 2017.
- INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Projeto TerraClass**. Belém - PA, 2011. Disponível em: <http://http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/dados_terraclass.php>. Acesso em: 17 out. 2017.
- INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Projeto PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica brasileira por satélite**. 2017. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesmunicipal.php>>. Acesso em: 17 out. 2017.
- LIMA, A. M. M.; PONTE, M. X. Dinâmica da Paisagem da Bacia do Rio Capim-PA. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v. 01, p. 127-142, 2012.
- LOPES, L. H. M. Uso e cobertura do solo no município de Tailândia-PA utilizando o TM/LANDSAT e técnica de classificação não-supervisionada. **Engevista**, Rio de Janeiro, v.10, n.2, p. 126-132, 2008. Disponível em: <http://www.uff.br/engevista/2_10Engevista5.pdf>. Acesso em: 17 out. 2017.
- SILVA, P. R. **Caracterização e uso do solo das bacias dos rios Capim e Guamá, PA** 1989. 131f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, Belém.
- SILVA, L. G. T.; VALENTE, M. A.; WATRIN, O. S.; OLIVEIRA, R. R. S.; PIMENTEL, M. G. **Mapeamento de solos em duas mesobacias hidrográficas no Nordeste Paraense**. Embrapa Amazônia Oriental, Documentos, n. 394, 40p. Belém, 2013.
- VAEZA, R. F.; FILHO, P. C. O.; MAIA, A. G.; DISPERATI, A. A. Uso e ocupação do solo em bacia hidrográfica urbana a partir de imagens orbitais de alta resolução. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v.12, n.1, p. 23-29, 2010. Disponível em: <<http://www.floram.org/files/v17n1/v17n1a3.pdf>>. Acesso em: 17 out. 2017.

IMPLANTAÇÃO DAS MEDIDAS DE ENCERRAMENTO DOS LIXÕES DO ESTADO DO ACRE – CIDADES SANEADAS

Vângela Maria Lima do Nascimento

Ministério Público do Estado do Acre, Centro de Apoio Operacional de Defesa do Meio Ambiente, Patrimônio Histórico e Cultural, Habitação e Urbanismo
Rio Branco – Acre

Patrícia de Amorim Rêgo

Ministério Público do Estado do Acre
Rio Branco – Acre

Marcelo Ferreira de Freitas

Ministério Público do Estado do Acre, Núcleo de Apoio Técnico
Rio Branco – Acre

Jakeline Bezerra Pinheiro

Ministério Público do Estado do Acre, Núcleo de Apoio Técnico
Rio Branco – Acre

RESUMO: No Estado do Acre 20 dos 22 municípios ainda utilizam o sistema de lixões para disposição final dos resíduos sólidos mesmo a quase duas décadas da Lei 12.305 que determina o encerramento dos lixões. Visando a erradicação desses passivos e atender ao que determina a lei, o Ministério Público do Acre pactuou um cronograma de medidas de encerramento dos lixões e a mitigação de seus danos ambientais e sociais instituindo o Programa Cidades Saneadas. Os principais resultados obtidos com a implementação

das medidas são: 04 municípios iniciaram a implantação do sistema de compostagem; 17 municípios evoluíram no controle do descarte dos pneus, somando 5.220 pneus que deixaram de ir para os lixões/meio ambiente, através da logística reversa e/ou reuso, recolhimento de 3.986.520kg de pneus pela capital Rio Branco através da logística reversa; 497 moradores (em um raio de 500 metros) dos lixões acreanos estão tendo sua saúde acompanhada pelas Prefeituras. Além disso, 12 municípios já possuem recursos previstos para a construção dos novos aterros sanitários. Somada a proposta, apresentada pelo município de Cruzeiro do Sul, de construção de um “Aterro Mínimo” com Geração de Energia Elétrica e Encerramento do Aterro Irregular que poderá atender também os municípios de Rodrigues Alves e Mâncio Lima. Com a implantação de todas essas iniciativas e medidas propostas, o Acre passará a ter 73% de seus municípios sem lixões, um dado significativo e animador considerando que até então 90% dos municípios acreanos fazem a disposição dos resíduos em lixões.

PALAVRAS-CHAVE: Lixão; Encerramento; Medidas.

IMPLEMENTATION OF CLOSURE MEASURES OF STREAMS OF THE STATE OF ACRE - CITIES SANEADAS

ABSTRACT: In the State of Acre, 20 of the 22 municipalities still use garbage dumps even after nearly two decades of Law 12,305 that determines the closure of such dumps. With a view to eradicating these dumps and complying with the law, the Acre Public Ministry has instituted a Clean Cities Program with a set of measures to close the dumps and to mitigate their environmental and social damages. The main results obtained with the implementation of the measures are: four municipalities began the implementation of composting systems; 17 municipalities control the disposal of tires, with 5,220 tires that stopped going to the dumps / environment, through reverse logistics and / or reuse, collecting 3,986,520 kg of tires in Rio Branco through reverse logistics; and 497 residents in a radius of 500 meters of the garbage dumps are having their health monitored by municipal governments. In addition, 12 municipalities already have funds earmarked for the construction of new landfills. The municipality of Cruzeiro do Sul has a proposed the construction of a “Minimum Landfill” with generation of electric power and closure of its irregular landfill, which may also serve the municipalities of Rodrigues Alves and Mâncio Lima. With the implementation of all these initiatives and proposed measures, Acre will have 73% of its municipalities without garbage dumps, a very significant and encouraging trend considering that until recently 90% dispose of the waste in dumps.

KEYWORDS: Dumping ground; Garbage dumps; Measures

1 | INTRODUÇÃO

De acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), a disposição final ambientalmente adequada dos resíduos consiste na distribuição ordenada dos rejeitos em aterros, obedecendo às normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, além de ocasionar a redução dos impactos ambientais adversos. Segundo a mesma política, esse manejo adequado dos resíduos deveria ser implantado até o ano 2014. Assim, os antigos e poluidores sistemas de lixões deveriam ser substituídos por aterros sanitários em todos os municípios brasileiros.

No entanto, no Estado do Acre, que fica localizado na Amazônia brasileira e possui uma população estimada de 829.619 (oitocentos e vinte e nove mil, seiscentos e dezenove) pessoas (IBGE, 2017), a mencionada Lei não havia sido cumprida, com a existência de 20 (vinte) lixões ativos em 20 (vinte) dos seus 22 (vinte e dois) municípios (ACRE, 2012), em situação de extrema precariedade, cujo cenário era caracterizado: pela presença de detritos jogados a céu aberto; resíduos de diferentes classes misturados (domiciliares, saúde, construção civil, podas e etc); a presença de pessoas (crianças, jovens, adultos, idosos) coletando, comendo e morando nos lixões; a presença de indígenas; lixões sem cercamento, sem controle de entrada e saída; áreas em risco de explosão; trabalhadores atuando sem nenhum tipo de proteção,

dentre outros.

Dessa forma, ante a essa caótica situação, o Ministério Público do Estado do Acre criou uma estratégia uniforme para acompanhar a execução dessa Política, que foi a implantação do Programa Cidades Saneadas, em que uma das linhas de atuação consistia na erradicação dos lixões. Além disso, a preocupação foi, em parte, provocada pelos debates em nível nacional, em especial, pelas discussões havidas por ocasião da realização das reuniões ordinárias do Grupo Nacional de Direitos Humanos (GNDH) - Comissão Permanente do Meio Ambiente, Habitação, Urbanismo e Patrimônio Cultural (COPEMA), assim como na Comissão de Defesa dos Direitos Humanos do Conselho Nacional do Ministério Público (CNMP), quanto à urgente necessidade de os municípios cumprirem os prazos legais e se adequarem às determinações emanadas da Lei nº 12.305/10.

O Programa Cidades Saneadas foi delineado com a seguinte matriz de resultados: (i) Elaboração dos planos de Saneamento Básico e de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos; (ii) Encerramento dos Lixões e inclusão social e produtiva de catadoras e catadores de materiais recicláveis; (iii) Implantação de logística reversa; (iv) Redução de embalagens; (v) Disposição adequada e segura dos resíduos dos serviços de saúde. Para tanto, o presente trabalho apresenta os avanços obtidos nas áreas de resultados ii, iii e v.

2 | OBJETIVO

O presente trabalho tem por finalidade demonstrar os resultados obtidos pelo Programa Cidades Saneadas, especificamente, no que diz respeito às ações voltadas à temática dos lixões, através da implantação das medidas de encerramento desses passivos existentes no Estado do Acre e da mitigação de seus danos ambientais e sociais.

3 | METODOLOGIA

A elaboração das medidas de encerramento dos lixões e mitigação de seus danos ambientais e sociais, ocorreu a partir de março de 2017, no âmbito do Programa Cidades Saneadas e se deu em alternativa à forma de atuação tradicional do Ministério Público, que, à época, optava pela instauração de procedimentos extrajudiciais e judiciais, mas que, nesse caso, não alcançou a efetividade pretendida, haja vista que existiam procedimentos instaurados desde 2007 (Tabela 01).

Nº	REFERÊNCIA SAJ/MP	TIPO DE PROCEDIMENTO	LOCAL
1.	06.2016.00000271-1	Procedimento Investigatório Criminal	Plácido de Castro
2.	06.2007.00000011-5	Inquérito Civil	Plácido de Castro
3.	08.2017.00028458-4	Ação Penal	Brasília
4.	06.2010.00000417-6	Inquérito Civil	Capixaba

5.	06.2015.00000255-6	Inquérito Civil	Bujari
6.	08.2016.00031294-9	Ação Civil Pública	Mâncio Lima
7.	08.2016.00031255-0	Ação Civil Pública	Marechal Taumaturgo
8.	06.2010.00000067-8	Inquérito Civil	Porto Acre
9.	08.2016.00031254-9	Ação Civil Pública	Porto Walter
10.	08.2016.00031295-0	Ação Civil Pública	Rodrigues Alves
11.	06.2010.00000122-7	Inquérito Civil	Senador Guiomard
12.	09.2015.00000753-0	Procedimento Administrativo	Sena Madureira
13.	06.2016.00000534-6	Inquérito Civil	Sena Madureira
14.	06.2015.00000367-7	Inquérito Civil	Xapuri
15.	06.2013.00000637-7	Inquérito Civil	Santa Rosa do Purus
16.	08.2016.00031256-0	Ação Civil Pública	Cruzeiro do Sul
17.	09.2013.00000344-7	Procedimento Administrativo	Manoel Urbano
18.	06.2015.00000504-2	Inquérito Civil	Assis Brasil
19.	06.2007.00000016-0	Procedimento Investigatório Criminal	Acrelândia
20.	06.2013.00000573-4	Procedimento Preparatório	Tarauacá
21.	08.2012.00154458-1	Ação Civil Pública	Epitaciolândia

Tabela 01. Procedimentos Extrajudiciais e Judiciais acerca dos lixões no Estado do Acre

Fonte: MPAC (2018).

A definição das medidas de encerramento dos lixões e mitigação de seus danos ambientais e sociais se configurou a partir dos pareceres técnicos emitidos pelo Núcleo de Apoio Técnico do Ministério Público do Estado do Acre - NAT durante a realização das vistorias solicitadas pelas Promotorias de Justiça. Insta salientar, entretanto, que tais medidas são paliativas, vez que o objetivo principal é o encerramento dos lixões, sendo elas:

1. Checklist da situação do lixão encontrada em 01/01/2017;
2. Acionar o Itamaraty quanto à presença de bolivianos no lixão de Capixaba;
3. Acionar a FUNAI quanto à presença de população indígena na área do lixão. Pois segundo moradores principalmente aos domingos eles costumam catar lixo inclusive crianças;
4. Realizar planejamento do uso do espaço do lixão;
5. Cercamento do lixão;
6. Construção do portão de acesso;
7. Disponibilização de vigilância 24h com intuito de controlar o acesso ao lixão.
8. Estabelecer uso permanente de EPI para os trabalhadores/operadores do lixão;
9. Implantação de valas para deposição de lixo domiciliar;
10. Implantação de valas para a destinação de carcaças de animais;
11. Implantação de valas para a destinação, emergencial, de resíduos da

saúde;

12. Implantação e manutenção de sistema de drenagem e nivelamento topográfico da área de forma abaulada para evitar o acúmulo de águas pluviais;
13. Recobrimento diário do maciço de resíduos com uma camada de 50 cm de argila de boa qualidade, inclusive nos taludes laterais, com orientação de Eng. Civil;
14. Estocagem de barro para utilização no inverno;
15. Instalação de placas de risco de advertência;
16. Instalação de drenos verticais para gases;
17. Melhorias no ramal de acesso ao lixão;
18. Plano de uso do maquinário;
19. Cessação do uso de caminhões abertos para transportes de resíduos;
20. Implantação de espaço coberto para disposição de pneu, pilha, baterias e materiais passíveis de logística reversa;
21. Criação e fortalecimento de Programa de Educação Ambiental;
22. Efetivação das ações de licenciamento e fiscalização municipal ordenando as ações de poda entulhos e construção civil e etc;
23. Elaborar Plano de Contingência contra Incêndios;
24. Elaboração do Plano Municipal de Gerenciamento de Resíduos Sólidos;
25. Elaboração do Plano Municipal de Saneamento Básico;
26. Realização de estudo das novas áreas dos aterros sanitários;
27. Elaboração do Projeto do novo aterro sanitário em conformidade com a legislação;
28. Cadastro dos catadores de materiais recicláveis;
29. Implantação da coleta seletiva;
30. Implantação de sistema de compostagem;
31. Implantação de sistema de reaproveitamento dos resíduos da construção civil;
32. Providenciar atendimento médico imediato aos moradores do entorno dos lixões;
33. Realização de visita de intercâmbio dos operadores dos lixões na Unidade de Tratamento de Resíduos – Rio Branco;
34. Registro no cadastro da prefeitura da restrição de uso futuro da área do lixão encerrado.

Estas medidas consideraram, ainda, as condições econômicas e técnicas das prefeituras municipais, sendo em sua grande parte, de otimização do gerenciamento, gerando economia de recursos, como por exemplo: a partir da implementação das medidas em Cruzeiro do Sul o município passou a ter economia mensal de R\$ 27.000,00 (vinte e sete mil reais), em virtude de ter deixado de coletar as ossadas oriundas dos abatedouros, cuja responsabilidade pela destinação final é do gerador. Outro exemplo, é a economia obtida pelo município de Feijó, quanto à coleta e disposição final dos resíduos de saúde, que, ao passar a responsabilidade dos resíduos do hospital para o Governo do Estado, tem economizado mensalmente R\$ 10.000,00 (dez mil reais).

Após a definição das medidas, foram realizadas audiências com cada Prefeitura, envolvendo as Promotorias de Justiça, Núcleo de Apoio Técnico - NAT e o Centro de Apoio Operacional de Defesa do Meio Ambiente, Patrimônio Histórico e Cultural, Habitação e Urbanismo, as Secretarias Municipais de Obras, Agricultura, Meio Ambiente, Saúde e Planejamento, além do (a) prefeito (a) e do (a) Procurador (a) do município. Durante as audiências, foi pactuada a implementação de um cronograma a ser executado no prazo de um ano para cada uma das 20 (vinte) Prefeituras cumprirem as medidas.

Foi avençada, também, a realização de vistorias de acompanhamento para a verificação do cumprimento das medidas e ajuste do cronograma quando viável. Além disso, em função da distância e do isolamento de alguns municípios, foi criado um grupo de WhatsApp em cada município, para dinamizar a comunicação e tirar dúvidas, facilitando, assim, o processo de acompanhamento e identificação de dificuldades e/ou conflitos rapidamente.

A atuação do Ministério Público, nesse processo, envolveu 16 (dezesesseis) Promotores de Justiça, o Núcleo de Apoio Técnico - NAT, com a coordenação do Centro de Apoio Operacional de Defesa do Meio Ambiente, Patrimônio Histórico e Cultural, Habitação e Urbanismo.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir serão apresentados os principais resultados a partir da implantação das medidas propostas pelo Ministério Público para o encerramento dos lixões e mitigação de seus danos ambientais e sociais, no período de março a dezembro de 2017 para: compostagem, logística reversa, resíduos de saúde, atendimento médico aos moradores do entorno dos lixões e encerramento dos lixões/construção dos novos aterros sanitários.

4.1 Implantação dos Sistemas de Compostagem no Municípios do Estado do Acre

Uma das principais medidas verificadas é a implantação do sistema de

compostagem dos resíduos orgânicos, pois, como resíduos tais resíduos representam em média 50% (cinquenta) dos resíduos gerados nos municípios e produzem altas quantidades de chorume, além do alto potencial poluidor de mananciais e fontes de águas subterrâneas. Em 2017, 04 (quatro) municípios iniciaram a implantação do sistema de compostagem, sendo eles: Assis Brasil, Cruzeiro do Sul, Mâncio Lima e Feijó (Figura 01).

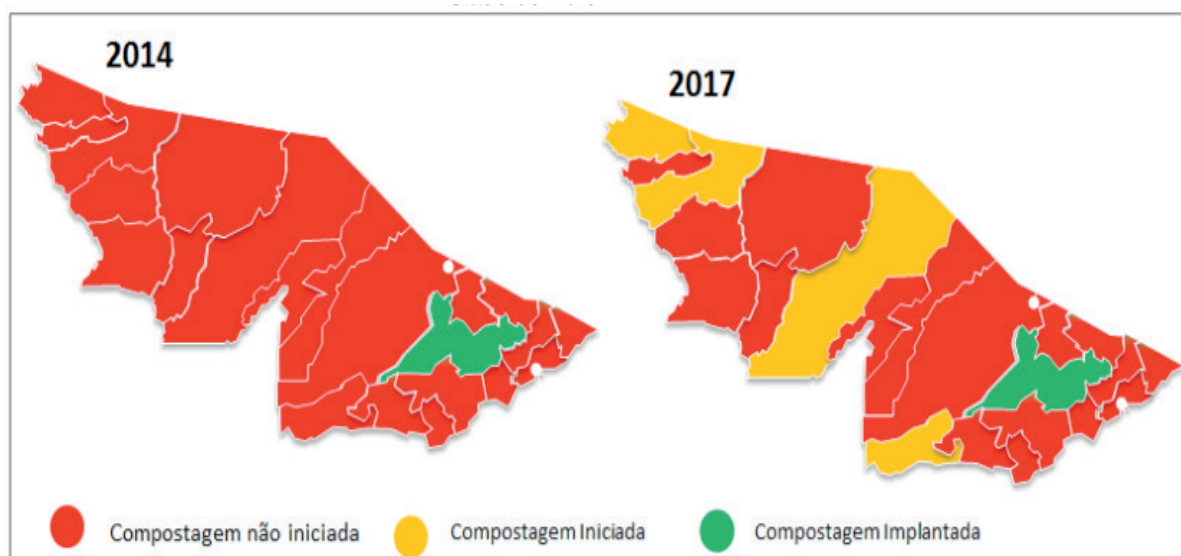


Figura 01. Cenário comparativo do processo de implantação do sistema de compostagem no Estado do Acre

Fonte: MPAC, 2017.

4.2 Implantação de logística reversa

Para a logística reversa, o Programa Cidades Saneadas acordou com os municípios a definição e implantação de um local adequado destinado à deposição dos diversos materiais passíveis de logística reversa, a começar pelos pneus. Assim, para esse quesito, 11 (onze) municípios já destinaram locais específicos para a disposição dos resíduos de logística reversa e 09 (nove) municípios não iniciaram o sistema (Gráfico 01).

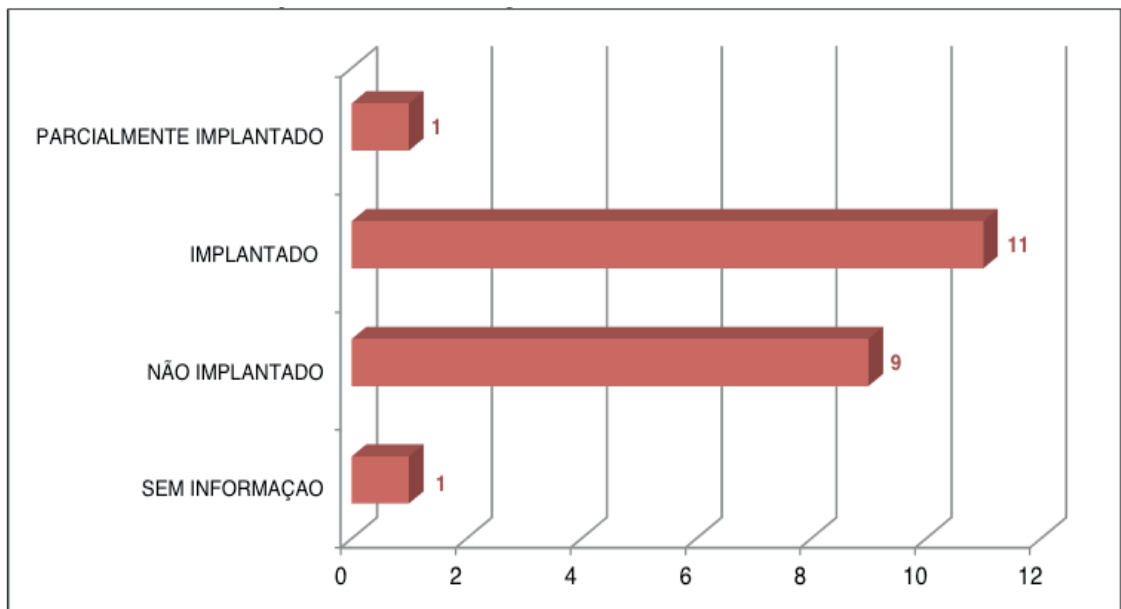


Gráfico 01. Situação do sistema de logística reversa no Estado do Acre até 2017.

Fonte: MPAC, 2017.

Embora somente 11 (onze) municípios tenham definido locais específicos para a deposição dos pneus, já somam 17 (dezessete) os municípios que evoluíram no controle do descarte desse resíduo (Figura 02), alcançando a marca de 5.220 (cinco mil e duzentos e vinte) de pneus que deixaram de ir para os lixões/meio ambiente, através da logística reversa e/ou reuso, além do município de Rio Branco, que, através da logística reversa, recolheu 3.986.520kg (três milhões novecentos e oitenta e seis e quinhentos e vinte quilogramas) de pneus. Neste sentido acredita-se que esta medida contribuirá também para a redução dos índices de dengue no Estado do Acre, a partir de 2017.

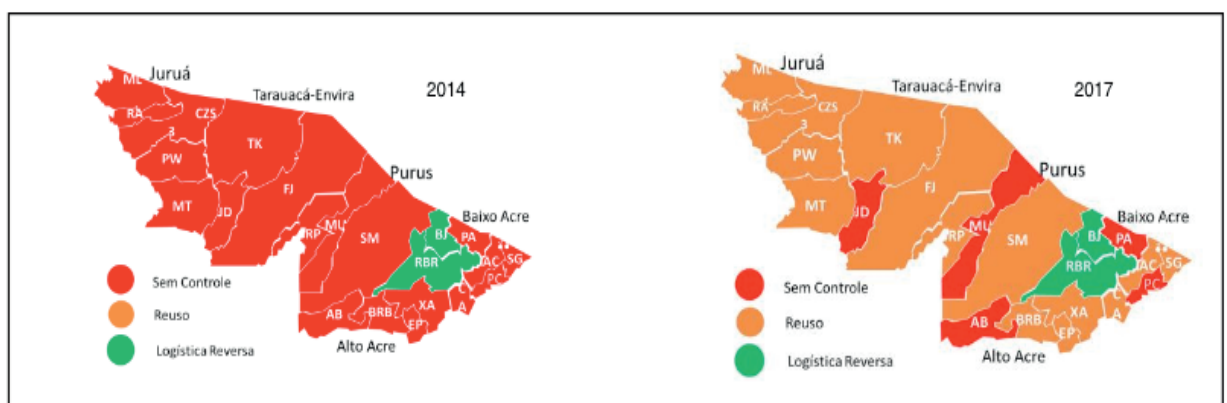


Figura 02. Evolução do controle do descarte dos pneus no Estado do Acre.

Fonte: MPAC (2017)

4.3 Disposição Adequada e Segura dos Resíduos dos Serviços de Saúde

Até final de 2017, somente os municípios de Mâncio Lima, Rodrigues Alves e Feijó possuíam empresa contratada e devidamente licenciada para a coleta e disposição

final dos resíduos de saúde. Os municípios de Rio Branco e Bujari utilizam o sistema de autoclavagem (Figura 03)

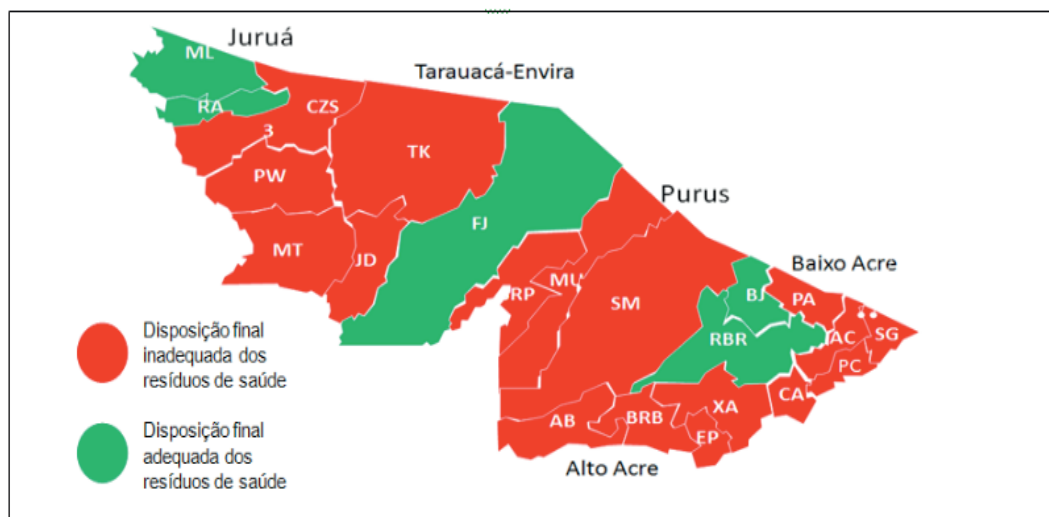


Figura 03. Cenário da disposição final dos resíduos sólidos de saúde no Acre, em 2017.

Fonte: MPAC (2017)

Os municípios de Assis Brasil, Brasiléia, Cruzeiro do Sul, Mâncio Lima, Porto Walter, Xapuri e Tarauacá atualmente possuem valas específicas para a destinação de resíduos da saúde, com cobertura diária. Esta medida é paliativa, enquanto as Prefeituras realizam o processo licitatório para a contratação de empresa especializada.

4.4 Atendimento médico regular e contínuo para os moradores do entorno dos Lixões

Considerando que os atuais lixões no Estado do Acre existem em média a 15 (quinze) anos, no entorno dos quais se formaram verdadeiros núcleos populacionais, uma das principais medidas sociais exigidas pelo MPAC foi que houvesse acompanhamento médico às famílias ali residentes; e, no período de abril a dezembro de 2017, 497 moradores nas proximidades dos lixões tiveram atendimento médico pelas Prefeituras (Gráfico 02)

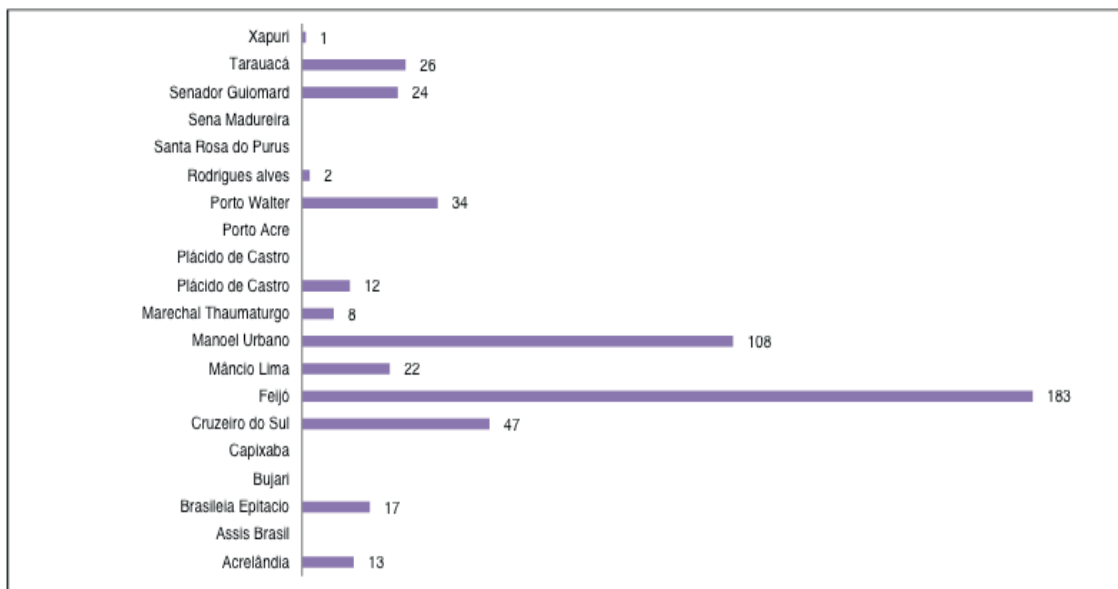


Gráfico 02. Atendimento médico, sistemático aos moradores do entorno dos Lixões do Estado do Acre

Fonte: MPAC, 2017.

4.5 Encerramento dos lixões e Implantação dos Novos Aterros Sanitários

Os municípios do Estado do Acre conhecidos como isolados, quais sejam, Jordão, Santa Rosa do Purus, Marechal Thaumaturgo e Porto Walter possuem recursos junto ao Governo do Estado do Acre para construção de seus Aterros Sanitários, com previsão de licitação ainda no primeiro semestre de 2018. Sendo assim, a previsão é de que se encerre os lixões desses municípios em 2019.

Além disso, foi alocada uma emenda parlamentar de bancada no valor de R\$ 5.000.000,00 (cinco milhões de reais), para o orçamento de 2018, para a construção dos aterros sanitários nos municípios de Tarauacá, Feijó, Manoel Urbano, Sena Madureira, Brasileia, Epitaciolândia e Xapuri, cujo recurso, sabe-se será insuficiente.

A iniciativa mais inovadora constatada quanto à disposição final dos resíduos sólidos encontra-se no município de Cruzeiro do Sul, onde ocorre uma parceria com o Centro Brasileiro para Conservação da Natureza e Desenvolvimento Sustentável, a Prefeitura Municipal de Cruzeiro do Sul apresentou ao Ministério Público a proposta de construção de um “Aterro Mínimo” com Geração de Energia Elétrica, com a perspectiva de gerar 5 megawatts possibilitando uma economia mensal de energia ao município de entorno de R\$ 600.000,00 (seiscentos mil reais), além do encerramento do aterro irregular. O qual poderá atender, também, os municípios de Rodrigues Alves e Mâncio Lima.

Essas iniciativas promissoras têm-se que o Acre passará a ter 73% de seus municípios sem lixões até 2021 (Figura 04).

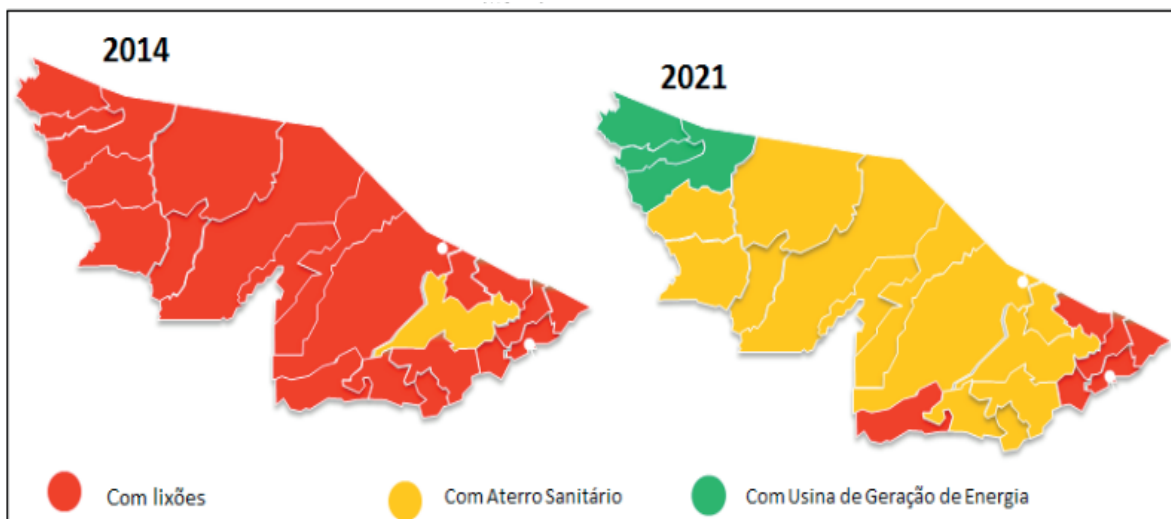


Figura 04. Cenário do Estado quanto à disposição ambientalmente adequada dos rejeitos até 2021.

Fonte: MPAC (2017)

4.6 Ranking dos municípios em relação ao avanço na implementação das medidas de remediação dos lixões

Os municípios que obtiveram maior desempenho na implementação das medidas recomendadas pelo Ministério Público foram: Porto Walter (86%), Feijó (78%) e Brasileia/Epitaciolândia (76%), seguidos por Mâncio Lima e Tarauacá com 73% (Figura 05). Já os municípios de Plácido de Castro e Bujari, entretanto, não atingiram nem 5% de desempenho do total das medidas previstas (Gráfico 03), sendo, todavia, a minoria.

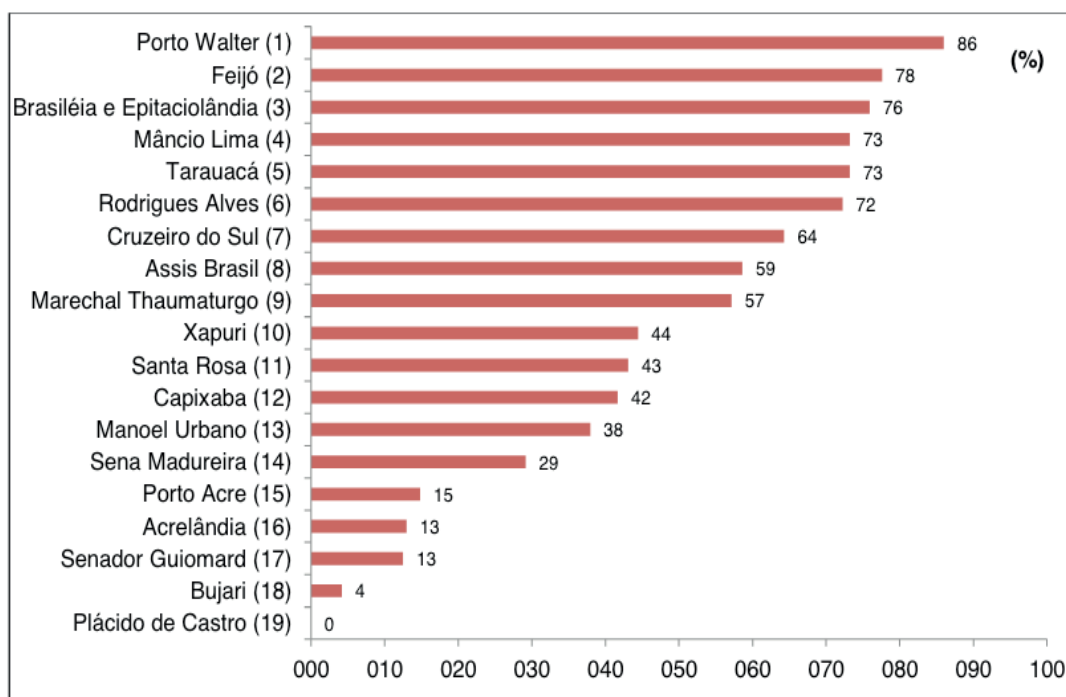


Gráfico 03. Ranking dos municípios em relação ao avanço na implementação das medidas de remediação dos lixões do Estado do Acre.

Fonte: MPAC, 2017.



Fonte: MPAC (2017)

Figura 05. Imagem comparativa dos lixões de Porto Walter e Feijó, demonstrando o antes e depois das medidas recomendadas pelo Ministério Público do Acre, de março a dezembro de 2017.

Fonte: MPAC (2017)

5 | CONCLUSÃO

Embora já tenha se passado mais de três anos do prazo final assinalado na Lei nº 12.305/10 para erradicação dos lixões no Brasil, esta é uma situação que ainda aflige quase 100% (cem por cento) dos municípios acreanos. Ressalta-se que, desde 2007, o Ministério Público do Estado do Acre, por suas diversas Promotorias de Justiça, já havia instaurado 21(vinte e um) procedimentos extrajudiciais e processos judiciais, os quais, contudo, não surtiram o efeito esperado. A partir desta situação, consoante anteriormente descrito, o Ministério Público adotou uma estratégia inovadora e alternativa, mediante a elaboração do Programa Cidades Saneadas e, com ele, foi estabelecido um cronograma de medidas de encerramento dos lixões e mitigação de seus danos ambientais e sociais, o qual, em apenas 07 (sete) meses de implementação, apresentou resultados bastante significativos, principalmente, por seu caráter orientador e por considerar as especificidades de cada município quanto à existência ou não de equipe técnica necessária para a execução das ações, condições econômicas do município, além da essencial articulação com os diversos setores, órgãos e universidade que pudessem atuar na temática dos lixões, mas, acredita-se que a forma de acompanhamento dessa complexa questão é que foi o diferencial metodológico garantidor dos avanços apresentados nesse trabalho.

REFERÊNCIAS

ACRE. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Plano Estadual de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos. Rio Branco-Acre, 188p. 2012.

BRASIL. Lei nº 12.305 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. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 de Ago. 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Panorama Estado: Acre. 2017. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ac/panorama>. Acesso em: 28 mar. 2018.

MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DO ACRE. Programa Cidades Saneadas. Rio Branco – Acre. Programa, 89p. 2014.

LOGÍSTICA REVERSA E LEGISLAÇÃO AMBIENTAL DOS PNEUS INSERVÍVEIS NO BRASIL

Camila Simonetti

Universidade do Vale do Rio dos Sinos -
UNISINOS
São Leopoldo - RS

Anderson Leffa Bauer

Universidade do Vale do Rio dos Sinos -
UNISINOS
São Leopoldo - RS

Fernanda Pacheco

Universidade do Vale do Rio dos Sinos -
UNISINOS
São Leopoldo - RS

Bernardo Fonseca Tutikian

Universidade do Vale do Rio dos Sinos -
UNISINOS
São Leopoldo - RS

RESUMO: Diversos setores no mercado buscam a sustentabilidade ambiental em suas atividades, onde se verifica um processo de conscientização em relação aos impactos gerados ao meio ambiente. Em especial, o pneu inservível se torna um elemento importante nesta cadeia sustentável, pelo prejuízo causado devido a sua disposição incorreta. Neste contexto, se introduz a logística reversa para o descarte adequado destes elementos inservíveis. Este artigo apresenta um panorama geral da produção de pneus no Brasil, indicando a logística reversa de pneus inservíveis e

demonstrando a problemática ambiental ocasionada pela disposição incorreta no meio ambiente. Também foi feita uma revisão acerca da legislação ambiental brasileira vigente para controlar o descarte inadequado deste material. A metodologia deste trabalho foi baseada em pesquisa bibliográfica e documental, bem como consulta a instituições correlatas da cadeia de logística reversa de pneus inservíveis no país. Durante a pesquisa, notou-se o aumento do rigor de órgãos públicos governamentais através da elaboração de diretrizes, bem como o esforço do setor privado na criação de uma rede de logística reversa. De forma a complementar a logística reversa, também é importante o aproveitamento dos pneus inservíveis, seja através do beneficiamento energético, aplicações na construção civil ou fabricação de artefatos de borracha.

PALAVRAS-CHAVE: Logística reversa; Pneu inservível; Legislação ambiental.

REVERSE LOGISTICS AND ENVIRONMENTAL LEGISLATION OF WASTE TIRES IN BRAZIL

ABSTRACT: Several sectors in the market seek environmental sustainability in their activities because they are aware of the impacts generated on the environment. In particular, waste tires become an important element in

this sustainable chain due to the damage caused by their incorrect disposal. In this context, reverse logistics is an important way to properly dispose these elements. This article presents an overview of the tire production in Brazil, indicating the reverse logistics of waste tires and demonstrating the environmental problems caused by their incorrect disposal. A review of the current Brazilian environmental legislation to control the inappropriate disposal of this material is also done. The methodology of this work was based on bibliographical and documentary research, as well as consultation with institutions in the country related to the reverse logistics chain of waste tires. During the research, an increase was noted in the rigor of governmental public policies, as well as an effort by the private sector in creating a reverse logistics network. In order to complement reverse logistics, it is also important to reclaim waste tires either through energy processing, applications in construction, or by manufacturing rubber artifacts.

KEYWORDS: Reverse logistic; Waste tires; Environmental legislation.

1 | INTRODUÇÃO

O rápido desenvolvimento tecnológico, aumento da população e demanda por novas tecnologias com redução do ciclo de vida dos produtos tem contribuído para o aumento do descarte. Como consequência, ocorre o aumento do volume destinado a aterros, do consumo de recursos naturais, da poluição e do custo envolvido no processo de coleta e destinação dos resíduos (LAGARINHOS, 2011).

O acúmulo dos resíduos dispostos inadequadamente resultante do consumo da sociedade é um problema ambiental que, embora já haja diversas tentativas de minimizar o impacto gerado, não foi ainda totalmente resolvido. O descuido com o meio ambiente ocasionado pela falta de política mitigadoras públicas e privadas pode tornar a situação irreversível e comprometer a médio e longo prazo o desenvolvimento econômico (MOTTA, 2008).

Segundo dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2017), em 2016 foram gerados 78,4 milhões de toneladas de Resíduos Sólidos Urbanos em todo o país, sendo coletado 91% deste montante, tendo então 9% com destinação imprópria. Desta porção coletada cerca de 59%, ou 41,7 milhões de toneladas, foram enviadas para aterros sanitários.

Entre os resíduos sólidos produzidos pela população, os pneus, considerados resíduos especiais, começam a ocupar um papel de destaque na discussão dos impactos sanitários e ambientais (GOBBI, 2002).

2 | OBJETIVO

Este presente trabalho apresenta como objetivo principal um panorama geral da produção de pneus no Brasil, indicando a logística reversa de pneus usados e inservíveis. Como objetivos secundários, o estudo busca demonstrar a problemática ambiental ocasionada pela disposição incorreta deste resíduo no meio ambiente, bem

como indicar uma breve revisão acerca da legislação ambiental brasileira vigente para controlar o descarte inadequado deste material.

3 | METODOLOGIA

A metodologia deste trabalho foi baseada em uma pesquisa bibliográfica e documental de experiências nacionais, sendo as principais fontes consultadas para a elaboração da revisão artigos em periódicos científicos, livros, teses e dissertações.

Sites de instituições correlatas foram consultados para levantamento de dados sobre a produção e coleta de pneus inservíveis, com o intuito de traçar um panorama da configuração atual da cadeia de logística reversa de pneus inservíveis no país. Também foi realizada uma ampla busca em órgãos governamentais para caracterizar o cenário da legislação brasileira vigente acerca do descarte adequado de pneus inservíveis.

Os resultados são expressos em quatro categorias principais, sendo estas a produção e a coleta de pneus inservíveis, traçando uma análise quantitativa do resíduo disponível. Já a análise da problemática ambiental e da legislação transcorre de forma qualitativa.

Esta pesquisa aponta como delimitação a busca em estudos brasileiros e na legislação nacional, uma vez que se busca abranger o tema dentro da realidade brasileira. Ainda, como se trata de uma revisão bibliográfica, não foi realizada pesquisa de campo ou experimental acerca do tema.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Produção de pneus inservíveis no Brasil

A figura 1 é uma representação gráfica das vendas totais de pneus nos últimos anos. Observa-se que a venda de pneus no Brasil cresceu mais de 12% entre 2007 (63,10 milhões de unidades) e 2016 (70,70 milhões de unidades), superando sempre o patamar de 60 milhões de unidades por ano. Os valores de vendas totais são compostos pelo número de pneus produzidos no Brasil somado aos pneus importados para o país.

A finalidade de vendas dos pneus entre os anos de 2014 e 2016 é apresentada na figura 1b, demonstrando que os pneus vendidos são substituídos em reposição, empregados por montadoras de automóveis ou exportados do país. Observa-se que mais de 50% das unidades vendidas são utilizadas para reposição de pneus já desgastados, mostrando o grande potencial de pneus pós-uso acumulados por ano.

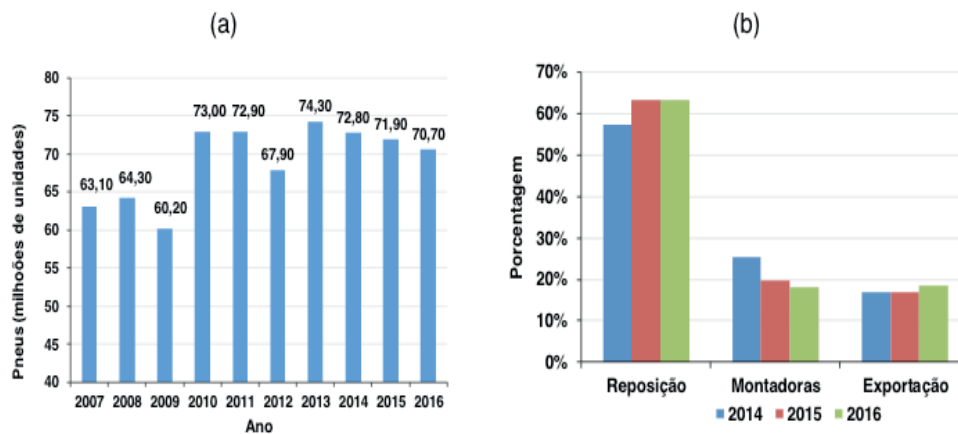


Figura 1. (a) Vendas totais de pneus e (b) canais de vendas totais de pneus no Brasil entre 2007 e 2016

Fonte: ANIP (2017a) e ANIP (2017b).

O modal rodoviário tem sido a principal alternativa para a movimentação de pessoas e de bens no Brasil, conforme indica a figura 2, sendo o principal responsável pela integração de todo o sistema de transporte (CNT, 2016). A infraestrutura brasileira para o transporte de cargas no subsetor rodoviário é mais um fator que propicia o desgaste intensificado de pneus e o acúmulo deste material na condição pós-uso.

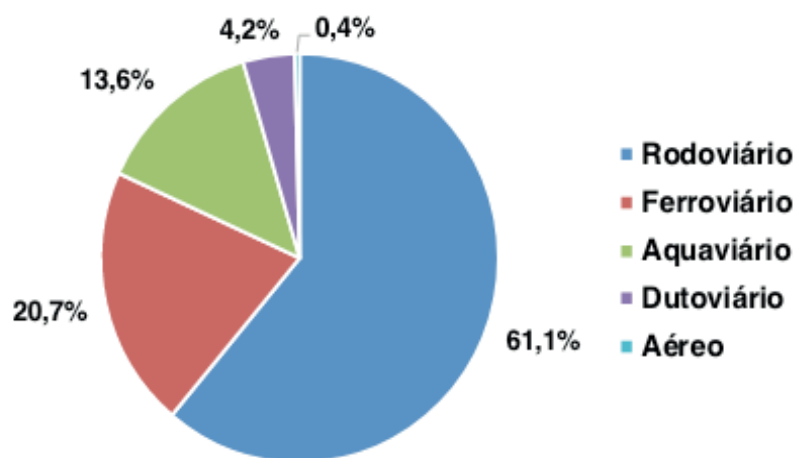


Figura 2. Distribuição da matriz de transportes no Brasil

Fonte: CNT (2016).

A Pesquisa de Rodovias realizada em 2016 pela Confederação Nacional do Transportes analisou a malha rodoviária sob responsabilidade federal e estadual, excluídos os trechos concedidos à operação privada. A pesquisa indicou que 67,1% do total avaliado apresentam algum tipo de deficiência e estão classificados como regular, ruim ou péssimo (tabela 1).

A tabela 1 indica que mais da metade das rodovias brasileiras não possuem adequadas condições de segurança e de desempenho. Os defeitos e as irregularidades na condição da superfície impactam diretamente os custos operacionais, em virtude

dos maiores gastos com a manutenção dos veículos, com consumo de combustível e inclusive com avarias nos pneus (CNT, 2016).

Estado geral	Extensão avaliada (km)	Percentual (%)
Ótimo	4.124	5,0
Bom	23.186	27,9
Regular	31.848	38,2
Ruim	17.580	21,1
Péssimo	6.485	7,8
Totais	83.223	100,0

Tabela 1. Classificação do estado geral de rodovias públicas

Fonte: CNT (2016).

4.2 Coleta de pneus inservíveis no Brasil

A Associação Nacional da Indústria de Pneumáticos (ANIP), fundada em 1960, representa a indústria de pneus e câmaras de ar instalada no Brasil. Em março de 2007, a ANIP criou a Reciclanip, voltada para a coleta e destinação de pneus inservíveis no país. Originária do Programa Nacional de Coleta e Destinação de Pneus Inservíveis, de 1999, a Reciclanip é considerada uma das principais iniciativas na área de pós-consumo da indústria brasileira, por reunir mais de 1.000 pontos de coleta no Brasil.

Desde o início do Programa Nacional de Coleta e Destinação de Pneus Inservíveis, em 1999, já foram recolhidos mais de 4,1 milhões de toneladas de pneus inservíveis, o equivalente a 821 milhões de pneus de carro de passeio (Reciclanip, 2017a). Na figura 3 é possível visualizar a evolução da coleta de pneus inservíveis entre os anos de 2000 e 2016, sendo que em 2016 o número de pneus coletados e destinados no Brasil apontou crescimento maior que 1.000% quando comparado ao ano 2000.

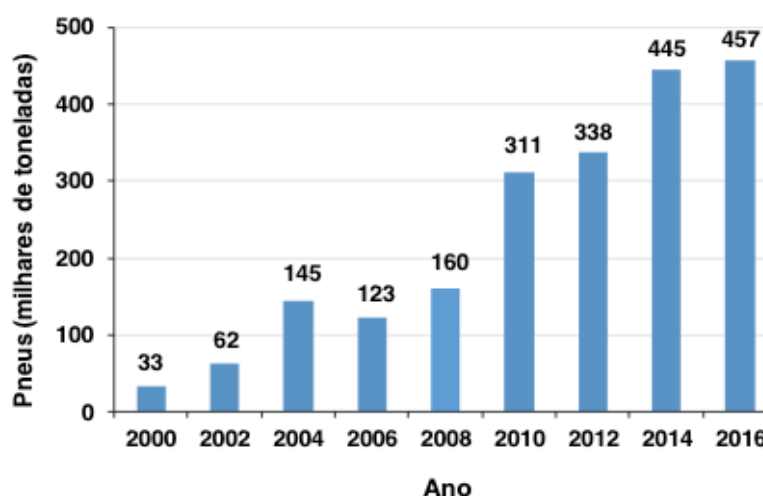


Figura 3. Número de pneus coletados e destinados no Brasil entre 2000 e 2016

Fonte: ANIP (2017a).

O aumento do número de pneus coletados e destinados corretamente está

diretamente ligado à ampliação do número de pontos de coleta de pneus, através do mesmo Programa de Coleta e Destinação de Pneus Inservíveis realizado pela Reciclanip. Conforme mostra a figura 4, em 2004 a Reciclanip encerrou o ano com 85 pontos de coleta de pneus, enquanto que em 2015 foram contabilizados 1.008 pontos, um expressivo aumento de mais de 1.000% na quantidade de pontos de coleta registrados.

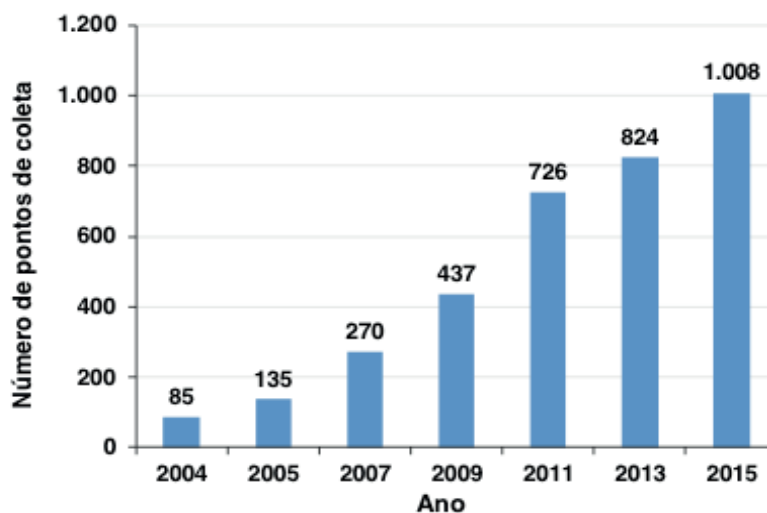


Figura 4. Ampliação dos pontos de coleta de pneus inservíveis no Brasil

Fonte: Reciclanip (2017b).

Outra entidade de destaque é a Associação Nacional das Empresas de Reciclagem de Pneus e Artefatos de Borrachas (Arebop), que reúne as principais recicladoras do país. A missão desta associação é reunir as empresas cuja atividade principal é a reciclagem de pneus ou de artefatos de borracha.

A produção de pneus iniciou no Brasil em 1936, com a instalação da Companhia Brasileira de Artefatos de Borracha, e a primeira legislação sobre o descarte de pneus entrou em vigor em 1999, através da Resolução N° 258 do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Desde o início de sua fabricação até a sua regulamentação, 63 anos decorridos, infelizmente não é possível calcular o número de pneus descartados de forma incorreta e sem destinação adequada.

4.3 Problemática ambiental

Os pneus possuem lenta degradação no meio ambiente, não havendo determinação de tempo para que esta decomposição ocorra. Considerando que o pneu é um material termorrígido, ao ser disposto na natureza, pode levar mais de 600 anos para se degradar (VELOSO, 2010).

Durante seu processamento, a borracha que está presente nos pneus sofre uma mudança radical em suas características originais, tornando-a apta às necessidades de utilização, porém com enormes dificuldades de reversibilidade (GOBBI, 2002). Silva (2015) complementa explicando que a qualidade do material regenerado ou

do produto a ser obtido exclusivamente deste material regenerado, é sempre muito inferior àqueles processados a partir do material virgem.

Os pneus inservíveis descartados de forma errada contribuem para entupimentos de redes de águas pluviais e enchentes, além da poluição de rios, e ocupam um enorme volume nos aterros sanitários (TORNELLI, 2016).

Parra, Nascimento e Ferreira (2010) afirmam que além do pneu inservível não ser biodegradável, a sua composição e a dificuldade de compactação deste material, também são fatores que colaboram para a redução da vida útil dos aterros sanitários. Motta (2008) complementa que o formato do pneu propicia a retenção de gases em seu interior, elevando o pneu até a superfície e rompendo a camada de cobertura. Assim, permite a evasão dos gases e atração insetos, roedores e pássaros, além de permitir a entrada de água e conseqüente aumento da formação de chorume.

Tornelli (2016) informa que os pneus são recipientes bastante propícios para o desenvolvimento do mosquito *Aedes aegypti* por acumularem facilmente a água proveniente das chuvas, assim como as garrafas e vasos de plantas. O *Aedes aegypti* é o responsável não só pela transmissão do vírus da dengue, mas também da Zika e da Chikungunya. A figura 5 mostra as pilhas de pneus inservíveis, que são criadouros e abrigo para vetores de diversas doenças.



Figura 5. Aterro de pneus inservíveis em Picos, Piauí, Brasil

Fonte: Portal O Dia (2016).

Conforme explicado por Blumenthal (1993), os pneus acumulados formam depósitos que armazenam grande quantidade de líquido, já que não permitem alta taxa de evaporação de água. Pneus acumulados e ao ar livre absorvem a luz solar, criando um ambiente quente e estável dentro da pilha. Estas condições de umidade e temperatura são ideais para a reprodução de mosquitos. Como não existem predadores naturais de mosquitos nas pilhas de pneus, ocorre o aumento populacional desta espécie.

Durante o transporte dos pneus, tanto do depósito para a disposição final quanto em operações comerciais de entrega ou de importação, os pneumáticos podem tornar-se dissipadores de doenças, permitindo a dispersão de diferentes espécies em diferentes regiões.

Em caso de incêndio, quando os pneus são estocados em grande quantidade, existe a dificuldade de se controlar a dissipação das chamas. Pilhas de pneus podem ser fonte de substâncias nocivas em caso de incêndio, sendo que a queima descontrolada deste material libera monóxido de carbono, óxidos de enxofre, óxidos de nitrogênio, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, metais pesados, dioxinas e furanos (PINTO et al., 2017).

No local da queima permanecem as cinzas e a fração líquida composta por hidrocarbonetos mais pesados, responsáveis pela contaminação do solo, águas superficiais e lençol freático (VELOSO, 2010).

4.4 Legislação ambiental e a logística reversa de pneus no Brasil

As primeiras regulamentações brasileiras envolvendo pneus surgiram na década de 90 como normas voltadas para prevenir o descarte inadequado de pneus inservíveis. Em 1999, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) colocou em vigor a primeira resolução, Resolução N° 258 de 26 de agosto do respectivo ano (BRASIL, 1999), definindo que fabricantes e importadores de pneus tem a obrigação de dar uma destinação ambientalmente correta aos pneus inservíveis conforme proporção determinada pela referida resolução.

4.4.1 Resolução N° 416 de 30 de setembro de 2009 (CONAMA)

Publicada no Diário Oficial da União N° 188 em 01 de outubro de 2009, a Resolução N° 416 editada pelo CONAMA, do Ministério do Meio Ambiente, dispõe sobre a prevenção à degradação ambiental causada por pneus inservíveis e sua destinação ambientalmente adequada, e dá outras providências, determinando regras para a destinação final de carcaças inservíveis de pneus, as quais incidem e devem ser cumpridas por fabricantes e por importadores.

Segundo esta resolução, os fabricantes e os importadores de pneus novos, com peso unitário superior a dois quilos, ficam obrigados a coletar e dar destinação adequada aos pneus inservíveis existentes no território nacional. A contratação da empresa para coleta de pneus pelo fabricante ou importador não os exime da responsabilidade pelo cumprimento das obrigações.

De acordo com a referida resolução, para cada pneu novo comercializado para o mercado de reposição, as empresas fabricantes ou importadoras deverão dar destinação adequada a um pneu inservível.

Os fabricantes, importadores, reformadores e os destinadores de pneus inservíveis deverão inscrever-se no Cadastro Técnico Federal (CTF), junto ao Instituto

Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, conforme já exigido pela Instrução Normativa Nº 08 do IBAMA (BRASIL, 2002). Esta ação permite maior fiscalização do órgão regulador.

Os fabricantes e importadores de pneus novos deverão declarar ao IBAMA a destinação adequada dos pneus inservíveis, cujo descumprimento acarretará a suspensão da liberação de importação. Os destinadores deverão comprovar periodicamente junto ao IBAMA a destinação dos pneus inservíveis, devidamente licenciada pelo órgão ambiental competente.

Os fabricantes e os importadores de pneus novos deverão implementar pontos de coleta de pneus usados, podendo envolver os pontos de comercialização de pneus, os Municípios, borracheiros e outros. Podem efetuar a destinação adequada dos pneus inservíveis sob sua responsabilidade, em instalações próprias ou mediante contratação de serviços especializados de terceiros. Os fabricantes e importadores de pneus novos deverão elaborar um plano de gerenciamento de coleta, armazenamento e destinação de pneus inservíveis.

É vedada, pela resolução mencionada, a disposição final de pneus no meio ambiente, a disposição em aterros sanitários e a queima a céu aberto. O armazenamento temporário de pneus deve garantir as condições necessárias à prevenção dos danos ambientais e de saúde pública. É proibido o armazenamento de pneus a céu aberto.

4.4.2 Instrução Normativa Nº 01 de 18 de março de 2010 (IBAMA)

Publicada no Diário Oficial da União Nº 53 em 19 de março de 2010, a Instrução Normativa Nº 01 visa instituir, no âmbito do IBAMA, os procedimentos necessários ao cumprimento da Resolução Nº 416 do CONAMA (BRASIL, 2009) pelos fabricantes e importadores de pneus novos, sobre coleta e destinação final de pneus inservíveis.

Esta instrução normativa determina fórmula de cálculo da meta de destinação de pneus inservíveis por empresas fabricantes e importadoras, bem como a listagem de informações a serem declaradas em relatório específico disponível no Cadastro Técnico Federal.

A comprovação da destinação de pneumáticos inservíveis será efetuada pelos fabricantes e importadores de pneus no ato do preenchimento do Relatório de Comprovação de Destinação de Pneus Inservíveis disponível no Cadastro Técnico Federal.

4.4.3 Política Nacional de Resíduos Sólidos

Publicada no Diário Oficial da União Nº 147 em 03 de agosto de 2010, a Lei Nº 12.305 decretada pelo Congresso Nacional e sancionada pelo Presidente da República institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) reúne o conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações adotados pelo Governo Federal,

isoladamente ou em regime de cooperação com Estados, Distrito Federal, Municípios ou particulares, com vistas à gestão integrada e ao gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos. A PNRS integra a Política Nacional do Meio Ambiente e articula-se com a Política Nacional de Educação Ambiental.

Conforme determinado pela PNRS, os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes de pneus são obrigados a estruturar e implementar sistemas de logística reversa, mediante retorno dos produtos após o uso pelo consumidor, de forma independente do serviço público de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos.

Desta forma, os consumidores deverão efetuar a devolução após o uso, aos comerciantes ou distribuidores dos produtos e das embalagens a que se referem os incisos I a VI do artigo 33, incluídos nesta listagem os pneus. Os fabricantes e os importadores darão destinação ambientalmente adequada aos produtos e às embalagens reunidos ou devolvidos, sendo o rejeito encaminhado para a disposição final ambientalmente adequada, na forma estabelecida pelo órgão competente do Sistema Nacional do Meio Ambiente e, se houver, pelo Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos.

São proibidas as seguintes formas de destinação ou disposição final de resíduos sólidos ou rejeitos, incluindo pneus: lançamento em praias, no mar ou em quaisquer corpos hídricos, lançamento in natura a céu aberto, queima a céu aberto ou em recipientes, instalações e equipamentos não licenciados para essa finalidade.

Lagarinhos e Tenório (2013) explicam que, no Brasil, a logística reversa é um novo conceito da logística empresarial, que surgiu na década de 90, quando foi reconhecido pelos profissionais de logística que matérias-primas, componentes e suprimentos representavam custos significativos que devem ser administrados de forma adequada, quando do seu retorno de pós-venda ou pós-consumo.

Em relação à logística reversa de pneus no Brasil, pode-se afirmar que esta ação é recente e foi impulsionada pela Política Nacional de Resíduos Sólidos e pela Instrução Normativa N° 01 do IBAMA (BRASIL, 2010), somada a Resolução N° 416 do CONAMA (BRASIL, 2009), onde surgiu a obrigatoriedade e a fiscalização sobre a cadeia de produção e descarte de pneus.

5 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

A logística reversa para disposição de pneus inservíveis aponta para a responsabilidade compartilhada entre fabricantes, importadores, distribuidores e revendas, o que é benéfico para a coleta, uma vez que reduz custos e facilita a logística.

Conforme exposto na seção de legislação ambiental, a estruturação da cadeia de logística reversa de pneus inservíveis está intimamente a consolidação das Resoluções do CONAMA, tornando os fabricantes de pneumáticos responsáveis pela correta destinação dos pneus inservíveis. Ainda, como apoio à cadeia logística, observou-se uma séria de empresas e instituições trabalhando em conjunto para garantir o respeito

às regulamentações em questão.

Durante a pesquisa realizada sobre as instituições envolvidas na coleta e destinação de pneus inservíveis, não foi verificado incentivo por parte do governo para a reciclagem de pneus. Todo o processo de logística reversa se mostra financiado pelos fabricantes e importadores de pneus novos.

Também é necessário enfatizar a importância da busca por soluções adequadas para o aproveitamento dos pneus inservíveis, seja através do beneficiamento energético, aplicações na construção civil ou fabricação de artefatos de borracha. O reaproveitamento de pneus inservíveis garante uma destinação nobre e ambientalmente adequada para estes elementos, evitando prejuízos ambientais.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2016**. São Paulo, 2017. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_apresentacao.cfmbr>. Acesso em: 9 set. 2017.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA DE PNEUMÁTICOS. **Relatório de produção e vendas 2015**. Disponível em: <http://www.anip.com.br/arquivos/producao_vendas.pdf>. Acesso em: 4 out. 2017a.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA DE PNEUMÁTICOS. **Relatório de produção e vendas 2016**. Disponível em: <<http://www.anip.com.br/arquivos/producao-vendas.pdf>>. Acesso em: 4 out. 2017b.

BLUMENTHAL, M. H. Tire. In: LUND, H. F. (Ed.). . **The McGraw-Hill recycling handbook**. 2nd. ed. New York: The McGraw, 1993. p. 1–62. Cap. 18.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução Nº 258 de 26 de agosto de 1999**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 02 de dezembro de 1999. Seção 1, p. 39, 1999.

BRASIL. **Lei Nº 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 03 de agosto de 2010. Seção 1, p. 3-7, 2010.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução Nº 416 de 30 de setembro de 2009**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 01 de outubro de 2009. Seção 1, p. 64-65, 2009.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS. **Instrução Normativa Nº 08 de 15 de maio de 2002**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 15 de maio de 2002. Seção 1, p. 68, 2002.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução Normativa Nº 01 de 18 de março de 2010**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 19 de março de 2010. Seção 1, p. 53-54, 2010.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DO TRANSPORTE. **Pesquisa CNT de rodovias 2016: Relatório gerencial**. 20. ed. Brasília: CNT:SEST:SENAT, 2016.

GOBBI, A. J. D. **Reaproveitamento de pneus inservíveis como fonte de energia e matéria-prima**. 2002. 67 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2002.

LAGARINHOS, C. A. F. **Reciclagem de pneus: análise do impacto da legislação ambiental através da logística reversa**. 2011. 293 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais. São Paulo, SP, Brasil, 2011.

LAGARINHOS, C. A. F.; TENÓRIO, J. A. S. Logística reversa dos pneus usados no Brasil. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, São Carlos, v. 23, n. 1, p. 49–58, 2013.

MOTTA, F. G. A cadeia de destinação dos pneus inservíveis: o papel da regulação e do desenvolvimento tecnológico. **Ambiente & sociedade**, v. XI, n. 1, p. 167–184, 2008.

PARRA, C. V.; NASCIMENTO, A. P. B.; FERREIRA, M. L. Reutilização e reciclagem de pneus, e os problemas causados por sua destinação incorreta. In: X Encontro Latino Americano de Pós-Graduação. **Anais...** São Paulo: Universidade do Vale do Paraíba, 2010.

PINTO, A. R. M. et al. Gerenciamento de Pneus Inservíveis: Estudo da Reciclagem e Destinação. **Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 10, n. 6, p. 37–57, 2017.

PORTAL O DIA. **SEMAM faz encaminhamento de pneus inservíveis de aterro**. Disponível em: <<http://www.portalodia.com/municipios/picos/>>. Acesso em: 5 out. 2017.

RECICLANIP. **Coleta e destinação de pneus inservíveis**. Disponível em: <www.reciclanip.org.br>. Acesso em: 5 set. 2017a.

RECICLANIP. **Evolução dos pontos de coleta**. Disponível em: <<http://www.reciclanip.org.br>>. Acesso em: 19 nov. 2017b.

SILVA, A. T. **Estudo da desvulcanização ultrassônica da borracha de pneus inservíveis**. 2015. 101 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2015.

TORNELLI, A. F. **A importância da reforma de pneus no combate à dengue**. *Pneus&Cia*, v. 8, n. 51, p. 12–16, 2016.

VELOSO, Z. M. F. **Ciclo de vida dos pneus**. 24p. Brasília: MMA, 2010. Disponível em: <<http://inmetro.gov.br/painelsetorial/palestras/Zilda-Maria-Faria-Veloso-Ciclo-Vida-Pneus.pdf>>. Acesso em: 8 set. 2017.

MAPEAMENTO DE BIÓTOPOS APLICADO À CONSERVAÇÃO - PLANEJAMENTO AMBIENTAL COM RASTREABILIDADE CARTOGRÁFICA

Markus Weber

Brandt Meio Ambiente / Nova Lima – MG,
mweber@brandt.com.br

Leonardo Cardoso Ivo

LEIA – Observatório de Leis Ambientais / N. Lima
– MG, leo.ivo10@gmail.com

Allan Christian Brandt

Geobit Consultoria e Tecnologia / Nova Lima –
MG, abrandt@geobit.com.br

RESUMO: As Unidades de Conservação do Brasil ocupam aproximadamente 20% do território nacional e são distribuídas em 12 categorias de manejo previstas na legislação. Com o intuito de incrementar a confiabilidade das ferramentas de apoio à vida do dia a dia dos gestores de Unidades de Conservação, mas também da sociedade diretamente interessada, propõe-se neste artigo, a aplicação de mapeamentos funcionais, estruturados sob a ótica da Ecologia da Paisagem. Estes mapas, utilizados como base para todo planejamento de uma Unidade, construirão um lastro de informações integradas, a partir das funções ecológicas lidas em campo, denominadas de biótopos. Com visão integrada dos meios físico, biótico e socioeconômico, são de fácil leitura e rastreabilidade cartográfica. Sistemáticamente esta metodologia permite Zoneamentos e Planos de Manejo, enriquecidos ou não com

mapas temáticos, tudo elaborado sobre a mesma base metodológica. Assim, a gestão não se torna genérica ou complexa demais. Por serem baseados em leitura funcional, rastreável cartograficamente, os biótopos podem ser representados em forma de WEBGIS, por exemplo, de onde podem ser acessados a qualquer momento por dispositivos como *tablets* ou *smartphones* e acompanhados pelos atores diretamente envolvidos. Para cada biótopo mapeado, de acordo com as funções e características nele encontradas, é elaborada uma ficha de manejo, acrescentando ao manejo de rotina alta performance executiva. A partir dessa base é estabelecida uma lógica territorial que facilita a tomada de decisões para o desenvolvimento da paisagem, segundo preceitos de conservação, no que se embasa a lei 9.985/2000 do Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC.

BIOTOPE MAPPING APPLIED TO CONSERVATION - ENVIRONMENTAL PLANNING WITH CARTOGRAPHIC TRACEABILITY

ABSTRACT: Protected areas in Brazil cover approximately 20% of the whole country and are ranked in 12 management categories established by law. This paper seeks to increase the reliability of the tools in order to support

the managers of these areas and also the directly interested society surrounding. It's based on the application of functional mappings, structured on the perspective of Landscape Ecology. The resulting maps are used as basis for all next planning building an integrated substructure of information based on the ecological functions raised by the so called biotope mapping. This methodology provides an integrated view of physical, biotic and socioeconomic means despite of its easy reading and cartographic traceability. Systematically this methodology allows the precise zoning of Management Plans enriched or not with thematic maps all prepared on the same methodological basis. Accordingly management does not become generic or too complex. Due to a functional reading and its cartographic traceability the biotopes can be represented in the form of WEBGIS, for example, which can be accessed at any time by devices such as tablets or smartphones and accompanied by the actors directly involved. For each mapped biotope, according to the functions and features found in it, a management model is prepared adding high executive performance to the routine handling. On that basis a territorial logic is established that facilitates decision-making for the integrated development of the landscape, according to conservation principles as underlies the Brazilian Law 9.985 / 2000.

1 | INTRODUÇÃO

Entre as maiores dificuldades, na lida do dia a dia dos gestores de Unidades de Conservação no Brasil, está a falta de material contundente, que comprove na prática os “porquês” da conservação almejada em uma determinada área. Neste contexto, o arcabouço legal não é suficiente para fomentar a cooperação popular à doutrina por trás da legislação que fundamenta o Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC, lei 9.985/2000.

Esta doutrina leva em consideração a conservação dos aspectos ligados à água, feições cársticas, cavernas, formações florestais ou tipologias raras de vegetação, fauna, e até mesmo a questões culturais e paisagísticas. Enquanto as ferramentas de defesa do gestor de Unidades de Conservação dependerem de documentos genéricos, ou seja, Planos de Manejo vagos, leis pouco conhecidas ou pouco divulgadas, argumentação ou apenas a boa vontade dos profissionais à frente das respectivas áreas protegidas (muitas vezes com poucos recursos), os resultados serão limitados.

Com o objetivo de tornar as ferramentas de gestão mais adequadas à realidade brasileira e destacar o que de fato interessa na conservação temática de cada área, fazem-se pertinentes novos paradigmas na confecção de mapas e nos Zoneamentos e/ou Planos de Manejo. É de fundamental importância que um suporte cartográfico e locacional, na aplicação das diretrizes apontadas por um Zoneamento, obrigatório para cada Plano de Manejo, forneça ao gestor propostas claras de execução de suas tarefas e defesa sobre os objetivos que cada Unidade de Conservação determina.

A modernização da gestão, mediante a possibilidade de utilização de plataformas

eletrônicas de WEBGIS ou ferramentas eletrônicas livres, é uma das possibilidades apresentadas. No entanto, o método de coleta de dados precisa estar ancorado em base facilmente rastreável, na forma de um acervo de informações seguras, quer relativo ao meio biótico, físico ou socioeconômico, mas não em forma de inúmeros mapas temáticos sobrepostos, com escalas e métodos diferentes, mas sim em forma de uma carta base única, com tipologias funcionais, apresentando um mosaico de peculiaridades ecológicas localmente coerentes. O manejo, as melhorias planejadas e a conservação ambiental como meta passam a ter um perfil de alta praticidade para os gestores e sociedade em geral.

O presente trabalho tem por objetivo expor uma metodologia de trabalho - não excludente do complexo universo de atividades que abrangem uma boa gestão de Unidades de Conservação (nas suas diversas categorias) -, um arsenal de ferramentas, que fortaleçam a execução das medidas de manejo por meio de um acervo de informações rastreáveis. O que se busca é resgatar a comprobabilidade das funções ecológicas de cada parcela da área como um todo. Em última análise, quer-se evitar o engavetamento precoce de Planos de Manejo ou Zoneamentos por falta de praticidade ou vínculo com ferramentas disponíveis para a sociedade diretamente envolvida.

2 | MÉTODOS

2.1 Discussão preliminar

Muitos Zoneamentos de Unidades de Conservação possuem mapas em escalas amplas demais. Uma boa gestão é pouco contundente a partir de mapas superiores à escala 1:25.000; e o que dizer então de escalas superiores a 1:50.000? Nestas escalas há que se justificar ao leigo que a definição entre uma zona e outra é difusa e não pode ser precisada no terreno. A credibilidade sofre fortemente quando um mapeamento é elaborado com base em mapas de baixa precisão, já que dificulta a clareza decisória locacional.

Por outro lado, a criação de zonas de manejo em forma de “zonas de restrição” ou “zonas permissíveis” traz consigo um engessamento das decisões, sem corresponder à dinâmica das funções ecológicas de cada compartimento da paisagem. Neste caso há uma alta taxa de subjetividade em cada um destes delineamentos arbitrados, sendo eles diretamente influenciados pelo perfil profissional do grupo que os projetou. Zonas definidas sem vínculo cartográfico direto tornam-se objeto de questionamento de todos os que discordam com as decisões do referido Zoneamento. É difícil satisfazer o vasto público, direta ou indiretamente envolvido, por meio de zoneamentos arbitrados por profissionais, quando não há vínculo direto com a função ecológica da paisagem mapeada.

É sabido que nem todos os zoneamentos no Brasil sofrem esse problema, e

que mesmo tendo sido elaborados com *design* subjetivo, corroborado por uma equipe técnica, funcionam bem, dependendo da gestão de seus propósitos.

2.2 O Mapeamento de Biótopos ou Mapeamento de Unidades Funcionais da Paisagem

A metodologia de Mapeamento de Biótopos foi desenvolvida inicialmente na Alemanha, na década compreendida entre os anos de 1970 e 1980. Já no ano de 1986, eram 90 as cidades alemãs beneficiadas, e hoje é considerada uma das principais ferramentas de gestão territorial, incluindo integração de informações entre zonas urbanas, rurais e áreas protegidas. Os resultados práticos para o manejo ambiental nas áreas tratadas neste contexto na Alemanha demonstraram ser altamente satisfatórios, o que despertou a atenção para o método em outros países.

Nesse contexto, o Mapeamento de Biótopos foi adequado à realidade do Brasil na década de 90, pela Fundação Alexander Brandt, com apoio do Ministério do Meio Ambiente da Alemanha e do Ministério de Ciência e Tecnologia (Programa RHAEC /CNPq) brasileiro, que resultou na publicação, em 1997, do livro Manual para Mapeamento de Biótopos no Brasil (Fundação Alexander Brandt, 1997), contendo a metodologia na íntegra. Detalhes da metodologia, com base no Mapeamento de Biótopos, também entendido como Mapeamento de Unidades Funcionais da Paisagem, serão apresentados nos itens seguintes.

O Mapeamento de Biótopos tem como princípio metodológico a elaboração de um diagnóstico com base em um Mapeamento Funcional da Paisagem, em escala 1:10.000, já largamente experimentado no Brasil e em outras partes do mundo. A partir da elaboração deste mapeamento, surgiram inúmeras formas de modelar o interesse no zoneamento ou na planificação do manejo, além de permitir inserção em meios eletrônicos de fácil acesso. Este tipo de mapeamento exige obrigatoriamente um esforço de campo, com equipe treinada para identificar as funções ambientais ou ecológicas da área proposta para o estudo. A identificação e delimitação destas unidades funcionais passam por avaliações referentes aos meios biótico, físico e socioeconômico, buscando obter uma visão integrada sob a ótica da ecologia da paisagem. Uma vez constituído o Mapeamento de Biótopos, tem-se uma leitura dos diversos componentes homogêneos que compõem a paisagem estudada, cobrindo toda a área de interesse. Não há lacunas (nem no caso de núcleos urbanos), pois todas as áreas têm suas definições citadas nas respectivas legendas.

Cartas temáticas, quando desejáveis, são então geradas a partir deste mapeamento, permitindo perfeita rastreabilidade e pertinência das ações defendidas pelos gestores. Conforme experiências na prática, o método dirime os “riscos brasileiros¹” típicos, que muitas vezes levam à estagnação da dinâmica necessária na

¹ Entende-se por “riscos brasileiros” (grifo dos autores) as diversas situações da realidade do país que podem interferir no fluxo natural das atividades de manejo e gestão, entre elas: insegurança fundiária, riscos recorrentes de incêndios criminosos, pressão sobre uso dos recursos naturais, invasões clandestinas diversas, caça e pesca não autorizadas, pressão de visitação, falta de verbas para assuntos extraordinários, troca de funcionários

gestão das Unidades de Conservação.

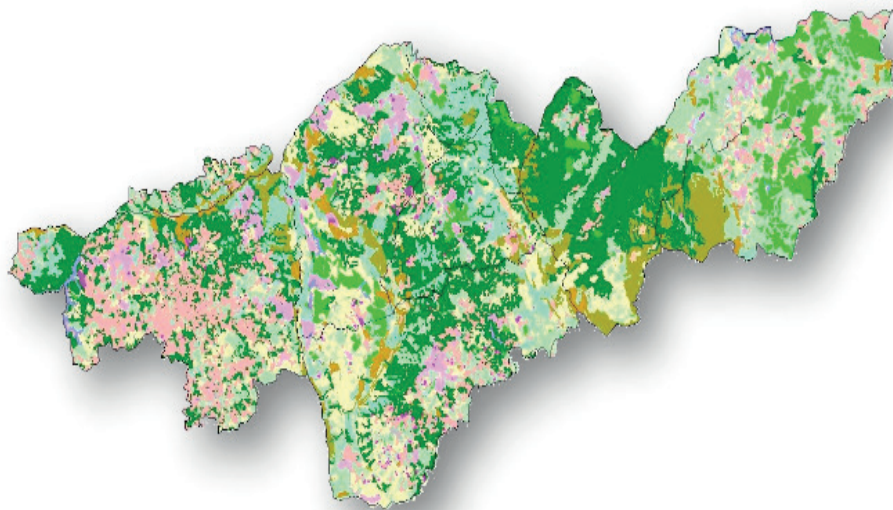
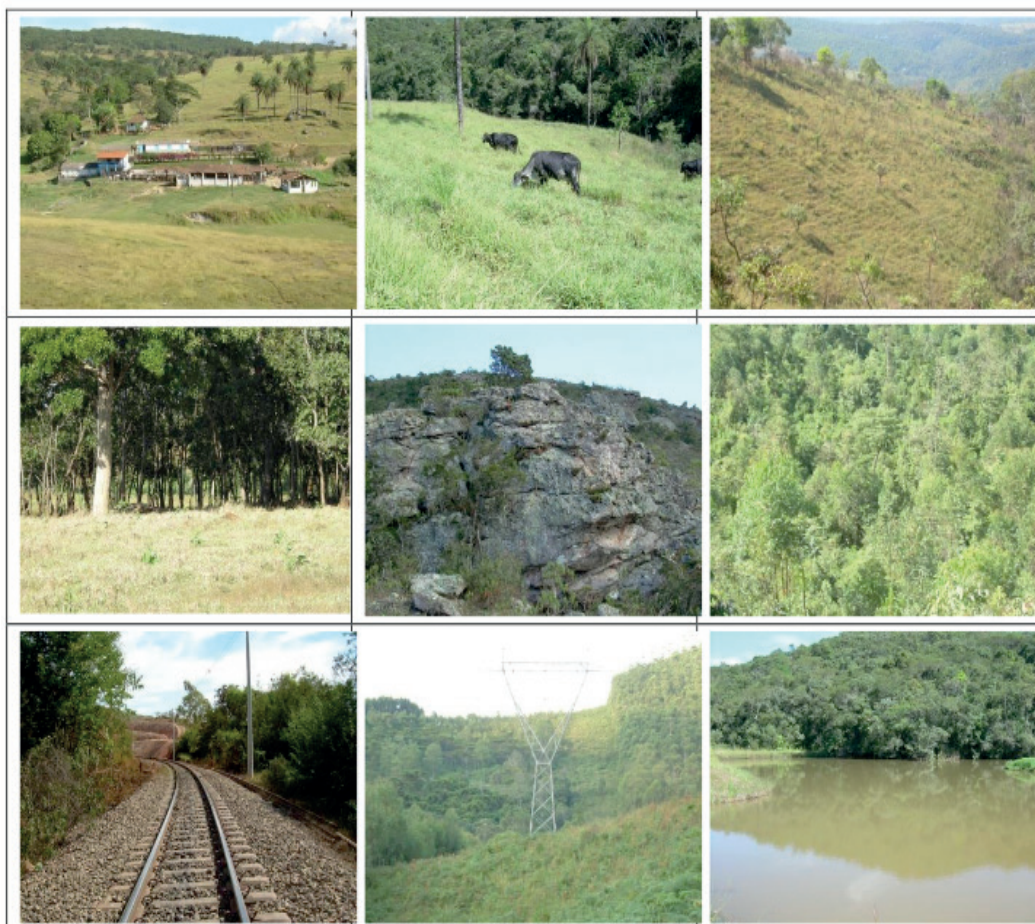


Figura 2.1 - Exemplo de um mapa de biótopos

Fonte: SEMAD, 2006 – Zoneamento Ecológico-Econômico da APA Sul RMBH

Na figura anterior nota-se que uma área com aproximadamente 100 km de extensão possui inúmeras zonas funcionais, e que é possível, para efeito de manejo, organizar elas em zonas maiores, sobrepondo as zonas sobre a localização dos biótopos levantados em campo.



ou gerentes da Unidade entre outras.

2.3 Interpretação do mapa de biótopos segundo os preceitos da Ecologia da Paisagem

O Mapeamento de Biótopos permite então a identificação, com base nos levantamentos de dados de campo e recursos de geoprocessamento, de vários parâmetros de interesse, dependendo da ênfase que se queira dar. Seguem abaixo alguns exemplos de perguntas que podem ser respondidas pelas informações geradas a partir da aplicação da metodologia:

- Quantas vezes o biótopo se repete?
- Qual a área que ocupa com relação ao todo?
- Qual área ocupa por si só?
- Qual o tamanho mínimo do biótopo?
- Qual o tamanho máximo do biótopo?
- Qual a frequência dos tamanhos de biótopos?
- Qual a correlação em agrupamentos de biótopos?
- Qual a inflamabilidade e transmissão de incêndios do biótopo?
- Quais as estruturas ecológicas típicas (flora, fauna, cavernas, microestruturas etc) do biótopo?
- Qual a permeabilidade faunística de cada biótopo?
- Avaliação da capacidade de influência positiva ou negativa do biótopo no contexto da paisagem;
- Onde implantar corredores ecológicos;
- Outras (a partir das necessidades, demandas e criatividade dos gestores).

A avaliação referente aos preceitos da Ecologia da Paisagem pode ser adotada à vontade, sempre de acordo com a temática que mais interessa na conservação do território.

2.4 Zoneamento com rastreabilidade cartográfica

O Zoneamento é o próximo passo, e consiste no agrupamento de biótopos efetivamente mapeados em campo. São os biótopos, com afinidade para determinado tipo de manejo ou gestão, que serão reunidos em zonas. A nomenclatura das zonas pode ser a convencional, adotada pelo ICMBio, mas os limites das zonas passam a ter rastreabilidade cartográfica total, segundo a carta base de biótopos, propiciando o

monitoramentos e avaliações constantes no que diz respeito à evolução ecológica das áreas mapeadas.

a) Mapeamento de biótopos de uma UC que definiu a base cartográfica para as zonas de manejo.

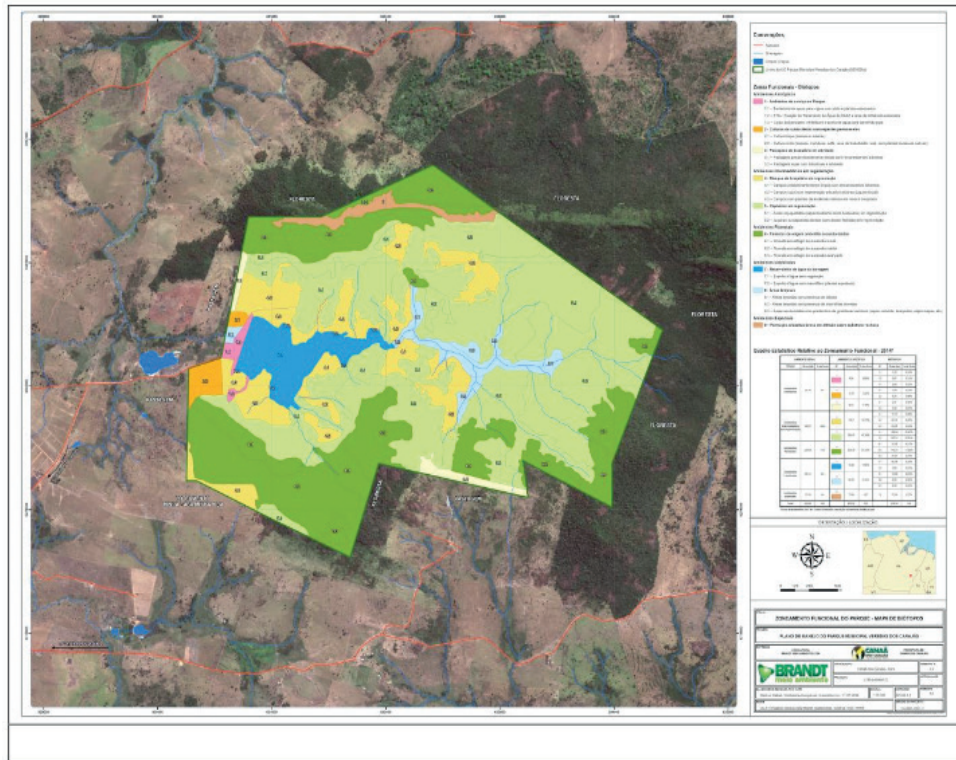
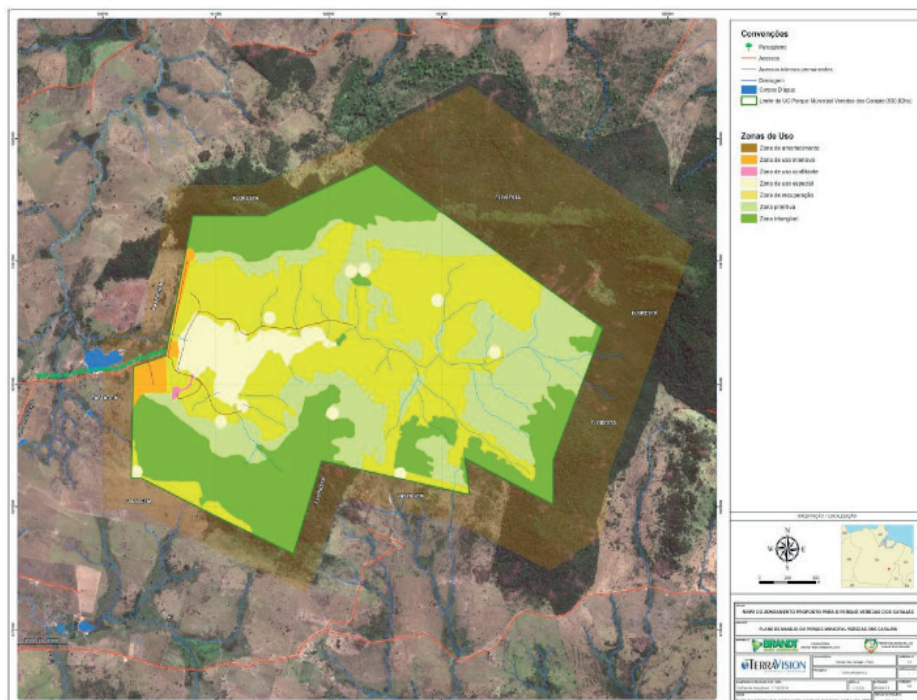


Figura 2.3: Exemplo do Zoneamento adotado no Parque Municipal Veredas dos Carajás, primeira Unidade de Conservação de Proteção Integral municipal do estado do Pará - PA. Note primeiro, o mapa de biótopos (a) e, depois, sobreposto o zoneamento de uso e manejo (b)

Fonte: Prefeitura de Canaã dos Carajás – PA, 2014 - Plano de Manejo do Parque Veredas dos Carajás.

b) Zonas de uso e manejo projetadas sobre a delimitação dos biótopos encontrados em campo



2.5 Elaboração de fichas de manejo

Na metodologia descrita neste trabalho, o Zoneamento recebe fichas de manejo relativas à cada zona definida, contendo um resumo de todos os itens que interessam ao gestor saber sobre determinadas áreas agrupadas no Zoneamento, tais como:

- Onde se encontram as áreas no mapa.
- Qual a área (hectares, m²) que possui em relação ao todo e outras estatísticas de ecologia da paisagem, já mencionadas anteriormente.
- Breve descrição da zona e quais os biótopos que constitui.
- Vocações de uso e potencialidades ambientais.
- Atributos de fragilidade e aspectos ambientais relacionados.
- Diretrizes básicas para manejo e gestão.
- Observações e interação da unidade com outras unidades ou biótopos.
- Fotos ilustrativas do tipo de biótopo do qual se está falando.

2.6 Plano de Manejo com base na carta de biótopos

A despeito de Planos de Manejo extremamente complexos, volumosos, subjetivos ou simplistas demais, a proposta que este artigo apresenta é a de aumentar a eficiência de leitura e execução do mesmo, lançando mão de bons mapas, tabelas de ação, fluxogramas de atividades e fichas de manejo, que podem ser atualizados a qualquer momento, de acordo com as demandas e necessidades, pela praticidade de seu uso.

As atividades de manejo, a partir de um mapa com fácil identificação dos limites das zonas, e justificativa clara sobre porque a zona tem limite ali e não em outro lugar, estarão lastreadas cartograficamente. A ideia é facilitar a vida do gestor local, para que possa responder aos questionamentos e/ou conflitos que sempre surgem com relação às demandas por usos, permissíveis ou proibitivos, cujas respostas são frutos de uma decisão dialética do conselho da Unidade de Conservação a partir da interpretação das conclusões extraídas das fichas de manejo. O que hoje é proibitivo ou permissível, na evolução das características ecológicas, tecnológicas ou socioeconômicas locais, pode ser alterado amanhã. Por isso é preciso manter a dinâmica das decisões, e é exatamente isso que o método aqui descrito permite.

2.7 Submissão pública participativa do projeto antes da versão final

Os processos de gestão de Unidades de Conservação que têm demonstrado maior interação entre os envolvidos com estas áreas, tais como, moradores do entorno (ou mesmo internos), empresários, autoridades municipais, são aqueles que possuem transparência e melhor horizontalidade no fluxo de informações. De acordo com a

pesquisadora Sherry Arnstein², os processos participativos podem ser ilustrados por uma escada, com degraus sucessivos e interdependentes, sendo que o primeiro é o degrau da informação. “Informar cidadãos de seus direitos, responsabilidades e opções pode ser o mais importante primeiro passo rumo à legítima participação do cidadão.”

Dessa forma, faz parte da metodologia do Mapeamento de Biótopos, a inclusão de reuniões intermediárias com a comunidade e principais *stakeholders*, durante o processo de construção da ferramenta. É importante que todos interessados tenham conhecimento dos processos e metodologia utilizada, para que ao final, todos tenham o conhecimento nivelado sobre o processo.

Para isso, é importante a divulgação do calendário prévio, indicando as etapas necessárias à execução do trabalho, bem como as datas das reuniões intermediárias e final, informando de maneira clara e horizontal o processo e os resultados a serem obtidos na elaboração do trabalho são fundamentais ao êxito no funcionamento do processo de gestão.

2.8 Treinamento dos Gestores

Após a elaboração do Mapeamento de Biótopos e conseqüentemente, de sua correta divulgação, é fundamental fazer o treinamento aos gestores e usuários na ferramenta construída, incluindo os conselheiros da Unidade de Conservação.

Esta etapa de treinamento é de suma importância, pois o entendimento do funcionamento da ferramenta é fundamental para que possa servir efetivamente de base para tomada de decisões.

A interpretação dos dados coletados e georreferenciados depende do entendimento do processo completo, incluindo a elaboração das chaves de identificação de biótopos, passando pelas cartas temáticas, até os mapas integrados, que servirão como ilustração do manejo a ser planejado.

Por se tratar de uma ferramenta de gestão territorial e por isso mesmo dinâmica em sua aplicação, o treinamento necessariamente passa pela capacitação do gestor e prover os interessados de informações relevantes que demonstrem causa e efeito nas decisões sobre o manejo e uso das áreas das Unidades de Conservação.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 O Mapeamento de Biótopos e a Avaliação Ecológica Rápida

Ambas não se contrariam, ao contrário, se complementam. No entanto, para se obter uma Avaliação Ecológica Rápida - AER, com o estabelecimento de informação biológica e ecológica (SAYRE et al., 2000), muito mais que um diagnóstico convencional de flora e fauna, pode ser estabelecido um mapa de biótopos, com caracterização por biótopos, tanto de flora como de fauna, mas também do meio físico e antrópico (uso)

² Artigo publicado por Sherry Arnstein “Uma escada da participação cidadã”. Revista da Associação Brasi-

correspondente a cada unidade da paisagem (leia-se unidade de manejo). Assim, estaria garantida a rastreabilidade das informações e do manejo a ser reorientado.

A partir daí, novas atualizações tornam-se fáceis, pois nem toda área está sujeita a dinâmicas impostas pelo tempo. Pode-se optar por atualizações parciais, com auxílio de elementos influentes, novos impactos e riscos sobre os recursos da conservação (fauna, flora, água, uso do solo, conectividade potencial, permeabilidade, etc.). A atualização dos dados pode ser obtida com novas incursões de campo, de baixo esforço, por meio da avaliação de indicadores ecológicos (regeneração da flora, invertebrados por biótopo, grupos faunísticos, alados ou não, etc.) em pontos específicos, dados pelo mapeamento de biótopos anterior. Por outro lado, a compilação eletrônica dos dados, de acordo com os interesses atuais, é outra prática desejável. Enfim, a criatividade é estimulada quando se tem um mapa base e quando pela informática pode-se extrapolar a interpretação de dados do campo.

3.2 Apresentação dos resultados em WEBGIS

Por ser baseada em mapas rastreáveis, a metodologia do Mapeamento de Biótopos permite fácil inserção em novos modelos de apresentação eletrônica. Uma delas é o WEBGIS, que facilita a leitura em qualquer *tablet* ou *smartphone*, podendo ser acrescidas de informações ou atualizadas a qualquer momento do plano de manejo. Este recurso pode ser desenvolvido *online*, isto é, com inserções autorizadas no sistema continuamente.

O WEBGIS é um sistema de informações geográficas (SIG) que permite ao usuário consultar informações “georeferenciadas” e tabulares de modo interativo, por meio da manipulação de diferentes níveis de informação (camadas), de acordo com seu interesse e necessidade.

Portais WEBGIS permitem o compartilhamento e implementação de dados geográficos que são geridos pelos diferentes departamentos de uma instituição, tais como mapeamentos vetoriais por camadas, imagens de satélite, fotografias aéreas, mapas específicos, informações tabulares, modelos digitais de elevação, pontos de interesse (POIs), dentre outros. Desta forma, os usuários podem consultar temas de seu interesse para o apoio em estudos, pesquisas e projetos, extraindo informações atualizadas sobre determinada área e sua evolução.

Para ter acesso aos portais WEBGIS, basta ter a devida permissão de usuário e ter acesso a uma conexão de internet. A inclusão de usuários e permissões de acesso é definida por um administrador do sistema.

Esta plataforma se mostra importante para a gestão ambiental de uma Unidade de Conservação, uma vez que permite:

- Possibilitar ao gestor ter uma visão integrada, por meio de um WEBGIS de fácil interatividade, de todas as informações geoespaciais de relevância (restrições ambientais, engenharia e infraestrutura) personalizadas e direcionadas ao tipo empreendimento.
- Criar e compartilhar mapas que podem ser acessados por qualquer pessoa por meio de um browser, de um dispositivo móvel, do ArcGIS for Desktop ou por algum aplicativo.
- Como as informações dos projetos são trabalhadas utilizando o navegador (*browser*), os usuários poderão acessar as informações customizadas utilizando a mesma interface, de qualquer lugar do mundo;
- Com esta solução de gestão da informação geográfica, os usuários e gestores conseguirão ter uma visão ampliada dos projetos, com seus resultados espacializados, utilizando como ferramenta adicional mapas temáticos de projetos.

3.3 Cartas temáticas geradas a partir do Mapeamento de Biótopos

A criação de cartas temáticas sobre os biótopos mapeados depende de duas premissas:

- Qualidade ou tipo de levantamento de campo e;
- A imaginação para criar temas pertinentes ao manejo.

Cartas temáticas desse tipo facilitam sobremaneira a gestão de Unidades de Conservação.

3.4 Sobre a necessidade de atualização de cartas ou dados

Qual a frequência exigida para a atualização? As características e a dinâmica socioeconômica, inerentes a cada território, definem a velocidade de desatualização de cartas e dados. No entanto, um Plano de Manejo, baseado na metodologia proposta neste trabalho, permitirá sobrepujar os períodos considerados normais para qualquer desatualização de mapas, transferindo as fichas de manejo provisoriamente para os novos biótopos. Certamente os novos biótopos que surgirão, em paisagens muito dinâmicas, não serão muito diferentes da listagem dos biótopos já mapeados. O resultado, neste caso, pode ser a continuidade da gestão, sem prejudicar a qualidade do manejo específico das áreas desatualizadas. Certamente este recurso deve ser considerado provisório e o alerta para atualizações dado no mesmo momento.

A atualização de um mapa de biótopos não exigirá os mesmos esforços de um mapeamento primário, uma vez que a paisagem foi caracterizada profundamente em suas funções na época. A atualização consistirá em confirmar quais são os novos biótopos e quais antigos foram “invadidos” por novas funções.

3.5 Mapeamentos realizados pelo Brasil

Há mais de 500 mil hectares mapeados em diversas regiões no Brasil. No caso das Unidades de Conservação, há entre elas as Áreas de Proteção Ambiental – APAs e Reservas Particulares do Patrimônio Natural, que são Unidades de Conservação de Uso Sustentável; há também Parques, que é uma categoria de Proteção Integral. Além disso, o Mapeamento de Biótopos é utilizado para elaboração de Zoneamentos Ecológico-Econômicos e Planos Diretores Municipais.

A metodologia é sempre a mesma, porém com um importante detalhe: é feita uma regionalização da chave de biótopos em todas áreas mapeadas. Esta regionalização da chave depende essencialmente das características e tipologias funcionais encontradas localmente. Algumas regiões apresentam tipologias “conhecidas” com funções que se repetem por todo Brasil. São, em geral, as unidades altamente antropizadas. Já, algumas outras, em áreas muito específicas, possuem chaves muito diferenciadas, apesar de o método de trabalho se manter sempre o mesmo.

4 | CONCLUSÕES

- As Unidades de Conservação requerem um conjunto de ferramentas inovadoras na gestão territorial de áreas protegidas, que possam integrar os conhecimentos multidisciplinares que envolvem a proteção e o manejo para conservação ambiental.
- Cada Unidade de Conservação possui originalmente um motivo que nutre a doutrina ambiental específica da lei que a regulamenta. A metodologia proposta possui adaptabilidade temática, podendo ser dada ênfase à doutrina que motivou sua regulamentação.
- Do ponto de vista da gestão inovadora para Conservação Ambiental, a metodologia Mapeamento de Biótopos se apresenta como sendo capaz de construir uma lógica territorial, baseada na ecologia da paisagem, que leva em conta os diversos atores locais que influenciam a proteção destas áreas. Possibilita maior segurança na tomada de decisão dos gestores, na medida em que as áreas mapeadas são rastreáveis e estão referendadas por cartas temáticas, devidamente descritas em acordo com os objetivos daquela Unidade de Conservação, considerando a dinâmica territorial local.
- A metodologia de Mapeamento de Biótopos é aplicável sobre todo território brasileiro. Permite comparabilidade entre as áreas mapeadas.
- Os mapas correspondem a uma realidade locacional facilmente comprovável.
- A atualização do Plano de Manejo ou dos mapas não precisa ser feita com a mesma frequência de outros mapas, pois o manejo por biótopo permite transferências das fichas de manejo (sempre atualizadas), de acordo com a dinâmica socioambiental da paisagem.

- Novos mapas temáticos podem ser realizados sobre o mesmo mapa de biótopos, de acordo com novos interesses ou demandas.

5 | AGRADECIMENTOS

- Ao gestor Estêvão José Marchesini Fonseca, ICMBio Coordenação Regional - CR 11, Lagoa Santa - MG, pela inspiração.
- À Fundação Alexander Brandt pela liberação de dados e metodologia.
- À Brandt Meio Ambiente pela cedência dos técnicos, fotos e dados.
- À TerraVision, pela cedência de mapas, figuras e técnico.

REFERÊNCIAS

ARNSTEIN, Sherry R. **Uma escada da participação cidadã**. Revista da Associação Brasileira para o Fortalecimento da Participação - PARTICIPE, Porto Alegre/Santa Cruz do Sul, v. 2, n. 2, p. 4-13, jan. 2002

BRANDT MEIO AMBIENTE. **Patrimônio Natural - Cultural e Zoneamento Ecológico-Econômico da Serra da Moeda: Uma contribuição para sua conservação**. Sindiextra/FIEMG. Nova Lima, 2008.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Meio ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. SNUC: Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Brasília: IBAMA, 2002.

BRASIL. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Práticas Inovadoras em Gestão de Unidades de Conservação**. Brasília. ICMBio - Diretoria de Ações Socioambientais e Consolidação Territorial em UCs, Edição 01 - Ano 2014.

FUNDAÇÃO ALEXANDER BRANDT. **Manual para Mapeamento de Biótopos no Brasil - Base para um Planejamento Ambiental Eficiente**, 2 ed.rev., Belo Horizonte, 1997. 146 pp.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CANAÃ DOS CARAJÁS - PA. **Plano de Manejo do Parque Natural Municipal Veredas dos Carajás**. Nova Lima - MG, 2014. 199 pp.

SAYRE et al. **Nature in focus: Rapid Ecological Assessment**, 2000

SEMAD – SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE SUSTENTÁVEL DE MINAS GERAIS. **Zoneamento Ecológico Econômico da APA Sul RMBH**. Volume IV. Nova Lima, 2006.

O AGRO QUE NÃO É “POP”: A VERDADE SILENCIADA

Tatiane Rezende Silva

Fundação Centro Universitário Estadual da Zona Oeste (Uezo)
Rio de Janeiro - RJ

Carlos Vitor de Alencar Carvalho

Fundação Centro Universitário Estadual da Zona Oeste (Uezo)
Rio de Janeiro – RJ
Universidade de Vassouras
Vassouras – RJ

Viviane dos Santos Coelho

Fundação Centro Universitário Estadual da Zona Oeste (Uezo)
Rio de Janeiro - RJ

Ronaldo Figueiró

Fundação Centro Universitário Estadual da Zona Oeste (Uezo)
Rio de Janeiro – RJ
Centro Universitário de Volta Redonda
Volta redonda – RJ
Universidade Castelo Branco
Rio de Janeiro - RJ

RESUMO: A extensa área agricultável do Brasil, o coloca no topo mundial da cadeia consumidora de agrotóxicos, contaminando os diferentes compartimentos ambientais, trabalhadores, comunidade ao entorno, fauna e flora. O estado do Rio de Janeiro, mesmo não representando

um percentual considerável na agricultura do país, segundo dados mais recentes, de 2013 para 2014, aumentou em 47,5% a quantidade de agrotóxico comercializado. Neste contexto, o objetivo do trabalho foi apresentar um panorama sobre as principais culturas e mensurar a quantidade de agrotóxicos utilizados no estado do Rio de Janeiro, correlacionando-os a possíveis agravos à população, devido aos resíduos de agrotóxicos nos alimentos. Foi possível constatar que seis culturas agrícolas do estado, sendo estas: abacaxi, tomate, alface, laranja, banana e mandioca continham níveis de agrotóxicos acima do permitido pela Anvisa, com exceção da mandioca, e em todas as seis culturas foi constatado a presença de ingredientes ativos, ou seja, agrotóxicos não permitidos pela legislação e que, comprovadamente, possuem elevado grau de toxicidade aguda, causando problemas neurológicos, reprodutivos, de desregulação hormonal e até câncer, necessitando assim de maior fiscalização dos órgãos competentes. Em tramitação, no Brasil foi aprovado em 2018, na Câmara dos deputados, um projeto de lei (PL 6.299/2002), o qual possivelmente originará a nova lei de agrotóxicos, com mais flexibilidade na autorização e liberação de agrotóxicos não permitidos por órgãos internacionais. Devido as suas características altamente perigosas, estes produtos geram sérios riscos à saúde humana

e ao ambiente, todavia passíveis de liberação de comercialização, faltando apenas à lei ter aprovação no senado e sanção presidencial.

PALAVRAS-CHAVE: agrotóxicos, alimentos, rio de janeiro, vigilância, ambiental.

AGRO THAT IS NOT “POP”: THE SILENCED TRUTH

ABSTRACT: The extensive agricultural area of Brazil places it at the top of the agrochemical consuming chain, contaminating the different environmental compartments, workers, the surrounding community, fauna and flora. The state of Rio de Janeiro, although not representing a considerable percentage in the country's agriculture, according to more recent data, from 2013 to 2014, increased by 47.5% the amount of agrochemical marketed. In this context, the objective of the work was to present a panorama about the main crops and to measure the amount of pesticides used in the state of Rio de Janeiro, correlating them with possible aggravations to the population, due to pesticide residues in food. It was possible to verify that six agricultural crops of the state, such as: pineapple, tomato, lettuce, orange, banana and cassava contained levels of pesticides above Anvisa, with the exception of cassava, and in all six cultures, active ingredients, ie pesticides that are not allowed by legislation and which have been proven to have a high degree of acute toxicity, causing neurological, reproductive, hormonal dysregulation and even cancer problems, thus requiring greater supervision by the competent organs. A bill was passed in Brazil in 2018, in the Chamber of Deputies (PL 6.299 / 2002), which possibly will originate the new agrochemicals law, with more flexibility in the authorization and release of pesticides not allowed by international bodies . Due to their highly dangerous characteristics, these products pose serious risks to human health and the environment, although they may be liberated from commercialization, with only the law having Senate approval and presidential sanction.

KEYWORDS: agrochemicals, food, rio de janeiro, surveillance, environmental.

1 | INTRODUÇÃO

O modelo de desenvolvimento insustentável gera danos ambientais e sociais de modo geral, ao privilegiar o crescimento econômico em detrimento as necessidades dos seres vivos, gerando contaminação, poluição, exposição humana às substâncias químicas e o aumento dos desastres e fenômenos ambientais adversos (ROHLFS, 2011).

Com extensa área agricultável, o Brasil se coloca no topo mundial da cadeia consumidora de agrotóxicos, movimentando cerca de US\$ 10 bilhões por ano, com a venda desses produtos. Aviões e tratores pulverizam caldas desses tóxicos sobre as lavouras, atingindo não somente plantações, mas os diferentes compartimentos ambientais, trabalhadores, comunidade no entorno, fauna e flora (PIGNATI *et al.*, 2017). Estas condições adversas, típicas dos países em desenvolvimento, são identificadas

como riscos consideravelmente críticos à saúde e ao ambiente.

A legislação nacional, no que diz respeito à comercialização e uso destas substâncias químicas, vão totalmente de encontro à cultura internacional prevencionista aplicada ao tema e aos compromissos regulatórios adotados pelo Brasil no passado, entretanto as notificações de intoxicação de trabalhadores expostos a agrotóxicos aumentam consideravelmente, em 2007 eram 4964 notificações passando para 84206 em 2015 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2018).

Em 1949, a Organização Mundial da Saúde definiu saúde como um bem-estar físico, mental e social, buscando melhorar a relação do homem com o ambiente. Entretanto, somente em 1992 iniciaram-se as discussões no Brasil sobre a necessidade de uma política que promovesse a saúde humana e a boa qualidade ambiental simultaneamente (ROHLFS, 2011; PAPINI, 2011). Surge, uma nova área da Ecologia, uma vez que, só é viável estudar as alterações ambientais impactantes à saúde humana, se estiverem claras quais as características de um ambiente em equilíbrio, as interferências antrópicas ocorridas e as respectivas alterações ecossistêmicas resultantes (PAPINI, 2011). Golden *et al.* (2015) relata que a biodiversidade, os ecossistemas e os serviços essenciais são os pilares centrais para toda a vida no planeta, incluindo a vida humana.

Nesse contexto, reforça-se, a preocupação com a alimentação saudável e a necessidade de ações de vigilância alimentar, nutricional e biossegurança, fortalecendo os mecanismos de regulamentação do uso de substâncias agrotóxicas.

O objetivo deste trabalho é realizar uma análise da literatura científica sobre o panorama do uso de agrotóxicos no estado do Rio de Janeiro. Evidenciar suas principais culturas agrícolas e mensurar a quantidade de agrotóxicos utilizados. Estabelecer uma possível correlação entre os agravos à saúde humana com exposição a agrotóxicos e tentar sugerir de forma simplificada, ações que possam contribuir com o cenário atual.

2 | METODOLOGIA

O estudo contemplou o estado do Rio de Janeiro, devido ao alto consumo de agrotóxicos, mesmo não sendo um estado com representatividade no setor de agricultura, respondendo por apenas 0,4% do produto interno bruto fluminense. Possui uma área de 43.781,588Km², concentrando 8,4% da população do país, sendo o estado com maior densidade demográfica.

Para a elaboração do presente trabalho, realizou-se uma pesquisa da literatura referente ao tema, levantamento e quantificação estatística de dados disponibilizados em sites oficiais de regulação e uma inferência de resultados, com base nas informações coletadas, levando em consideração os resultados mais recentes.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

O mapeamento da cobertura do estado do Rio de Janeiro (Figura 1) demonstrou que quase metade da área (47,2%), é constituída por pastagens e 33,1% corresponde a áreas de florestas. A atividade referente à agricultura, como lavoura de cana-de-açúcar, no norte fluminense, apresentou sinais de redução, devido à expansão da pecuária e das áreas urbanas. Contudo, novas atividades foram demarcadas, como o cultivo de noz de macadâmia e o plantio de grama comercial. Há predominância de cultura permanente ao norte do estado e culturas temporárias foram identificadas na região serrana e no noroeste.

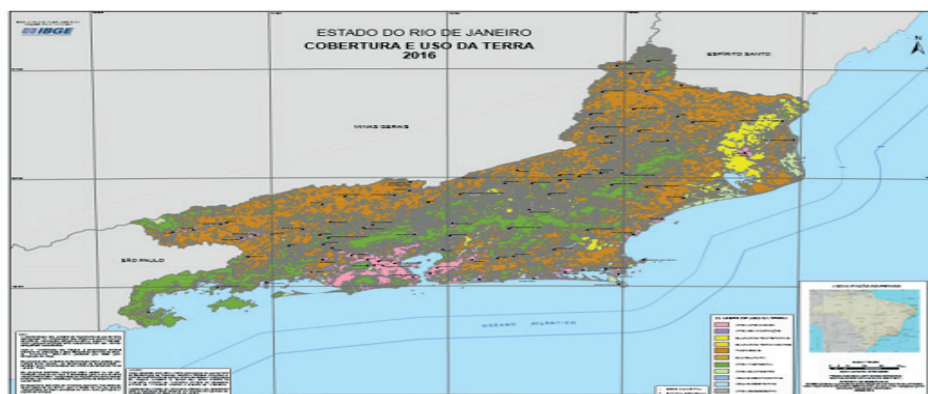


Figura 1: Mapa de uso e cobertura do solo do estado do Rio de Janeiro. Fonte: IBGE, 2016.

A agricultura tornou-se uma atividade de caráter secundário, visto que a modernização agrícola não conseguiu atingir o interior do estado, predominando nestas áreas a agricultura familiar, que representa 75% das propriedades rurais, sendo responsáveis por 58% dos postos de trabalho no campo. Este modelo de agricultura produz 68% do feijão, 75% da mandioca, 67% do milho em grão, 55% do arroz e 52% do café de todo o estado fluminense (AGROPECUÁRIO, 2016).

RESUMO - GRUPOS DE CULTURAS DO SISTEMA ASPA/AGROGEO - ANO 2017
RIO DE JANEIRO

GRUPOS	Nº PRODUTORES	PRODUÇÃO (t)	ÁREA (ha)	PREÇO (R\$)	PRODUTIVIDADE (t/ha)	FATURAMENTO (R\$)
FRUTICULTURA	9.444	463.982,99	30.469,77	1,1967254	15,23	555.260.247,30
GRÃOS	4.546	27.615,05	15.921,97	5,1512113	1,73	142.250.958,90
OLERÍCOLAS FOLHAS	10.514	260.018,18	9.392,16	1,28	27,68	331.624.559,90
OLERÍCOLAS FRUTOS	15.910	404.230,05	12.999,32	1,2575506	31,10	508.339.748,40
OLERÍCOLAS RAÍZES	6.262	155.986,29	12.056,47	1,1820081	12,94	184.377.053,50
OUTRAS CULTURAS	5.505	2.385.785,36	53.174,13	0,1486338	44,87	354.608.405,00
TOTAL ESTADO	52.181	3.697.617,92	194.013,82	0,5616	27,59	2.076.460.973,00

FONTE: Acompanhamento Sistemático da Produção Agrícola - ASPA, Estado do Rio de Janeiro, 2017 - SISTEMA AGROGEO
Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado do Rio de Janeiro - EMATER - RIO/CPLAN/NIDOC

Tabela 1: Grupos de culturas agrícolas do estado do Rio de Janeiro. Fonte: EMATER/RJ, 2017.

RESUMO - CULTURAS DO SISTEMA ASPA/AGROGEO - ANO 2017
RIO DE JANEIRO

ORDEM Decrescente de Produção Colhida

CULTURAS	Nº PRODUTORES	PRODUÇÃO (t)	ÁREA (ha)	PREÇO (R\$)	PRODUTIVIDADE (t/ha)	FATURAMENTO (R\$)
CANA DE AÇÚCAR	2.161	2.154.533,90	44.667,00	0,1009	48,24	217.396.540,00
ABACAXI	1.509	176.809,40	6.562,10	0,9596	26,94	169.661.500,00
TOMATE	2.738	139.000,01	2.165,38	1,3917	64,19	193.449.679,50
AIPIM	4.351	126.567,72	10.353,25	1,1689	12,22	147.946.835,00
ALFACE	2.479	114.761,06	4.586,13	0,9505	25,02	109.080.513,10
CHUCHU	1.379	103.082,50	1.430,25	0,3651	72,07	37.640.543,00
CANA FORRAGEIRA	1.714	94.168,35	1.788,20	0,1514	52,66	14.260.772,00
MANDIOCA	573	69.184,43	4.105,95	0,2619	16,85	18.119.541,00
LARANJA	767	58.217,30	4.773,70	1,2485	12,20	72.684.475,00
BANANA PRATA	1.547	52.217,67	7.091,04	1,3041	7,36	68.094.864,00

Tabela 2: Culturas agrícolas com maior produção do estado do Rio de Janeiro. Fonte: EMATER/RJ, 2017.

Das culturas listadas na tabela 2, seis merecem atenção especial, a saber: abacaxi, tomate, alface, laranja, banana e mandioca por constarem nos dados mais recente das amostras analisadas pela Anvisa, no período de 2013 a 2015. Estas culturas quando analisadas pelo órgão regulador, apresentaram resultados insatisfatórios por ultrapassarem os limites máximos de resíduos de agrotóxicos aceitáveis a saúde, exceto mandioca, entretanto todas as culturas apresentaram ingredientes ativos (IA's) não autorizados para estas culturas.

Um terço dos alimentos consumidos cotidianamente pelos brasileiros está contaminado por agrotóxicos. Estes dados corroboram para o aumento da insegurança alimentar pelos consumidores que ingerem o alimento contaminado com IA's. Segundo a Anvisa, trata-se de ingredientes ativos com elevado grau de toxicidade aguda comprovada, causam problemas neurológicos, reprodutivos, de desregulação hormonal e até câncer (CARNEIRO *et al.*, 2015).

O Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA, 2016) analisou 12051 amostras de alimentos de origem vegetal com maior representatividade na alimentação dos brasileiros, demonstrando 2371 com resultados insatisfatórios, onde 362 amostras apresentavam resíduos de agrotóxicos acima do permitido pelos limites máximos aceitáveis e 2211 com presença de resíduos de agrotóxicos não autorizados para as devidas culturas. As amostras de tomate de mesa, levando em consideração as seis citadas acima, revelaram a maior presença de agrotóxicos não autorizados. Das 200 amostras coletadas pelo Brasil, 45 revelaram detecção irregular de clorpirifós e 27 amostras com presença de acefato, agrotóxicos não autorizados para estas culturas, portanto, o produtor além dos agrotóxicos permitidos por lei também faz uso de outras variantes que não servem para tal cultura e, possivelmente realizam a pulverização de tais agrotóxicos de forma equivocada. O acefato aparece em quarto lugar na lista de agrotóxicos mais comercializados, e seu uso foi restrito a menores quantidades pela Anvisa por diversos estudos demonstrarem potencial de neurotoxicidade, suspeita de carcinogênese em seres humanos e toxicidade reprodutiva. O uso de acefato é autorizado em culturas de tomate com fins industriais e não em tomates de mesa (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2018).

De acordo com o IBAMA, quando um produto agrotóxico é aplicado, interessa saber o seu potencial de transporte entre os diferentes compartimentos ambientais: ar, solo e água. Os estudos toxicológicos levam em consideração a toxicidade aguda, analisando os parâmetros de transporte, persistência e bioconcentração alcançados pelo respectivo produto.

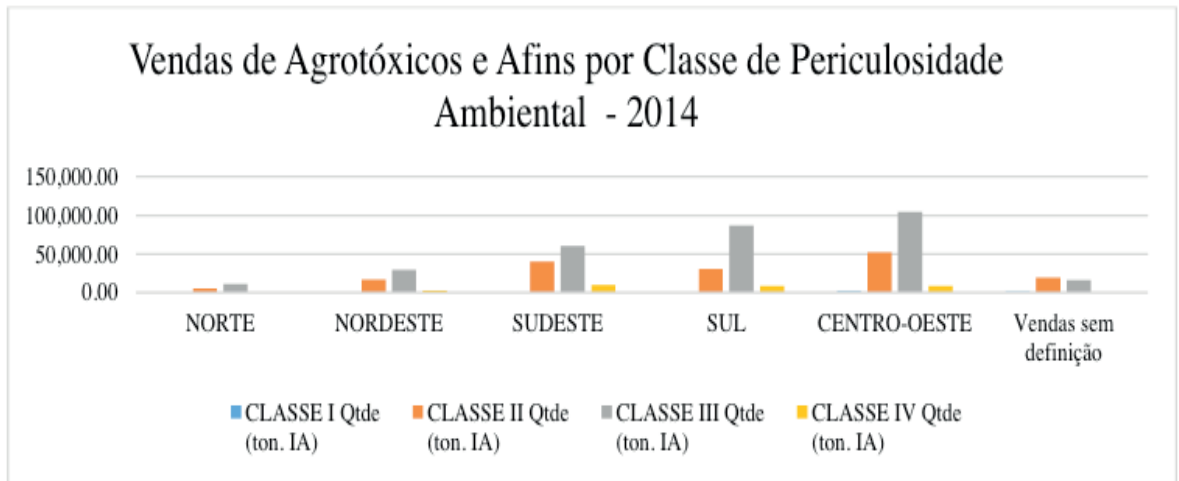


Figura 4: Venda de agrotóxicos e afins por classe de periculosidade ambiental. Fonte: IBAMA, 2014.

Classe I - produto altamente perigoso	Classe III - produto perigoso
Classe II - produto muito perigoso	Classe IV - produto pouco perigoso

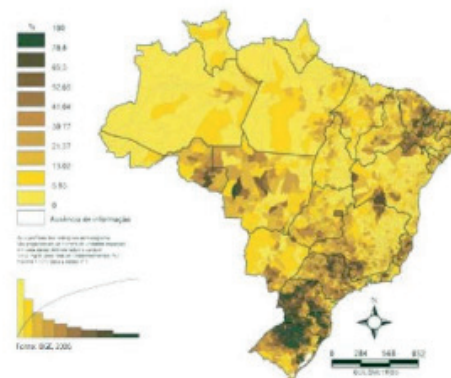


FIGURA 2: MAPAS DE UTILIZAÇÃO DE AGROTÓXICOS EM ESTABELECIMENTOS POR MUNICÍPIOS BRASILEIROS EM 2006. FONTE: CARNEIRO ET AL., 2015.

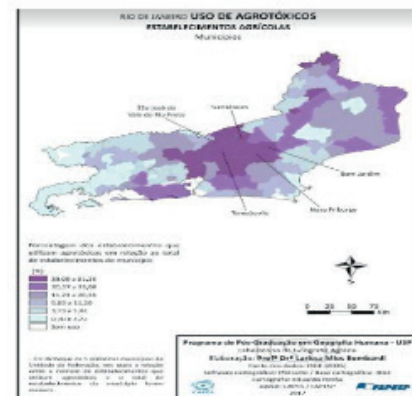


FIGURA 3: MAPA DE USO DE AGROTÓXICOS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. FONTE: BOMBARDI, 2017

O panorama de contaminação ambiental por agrotóxicos e nitrato de origem agrícola no Brasil (EMBRAPA, 2014) constatou na região sul fluminense “a presença constante de situações de risco de contaminação ambiental por agrotóxicos”. O documento destaca a contaminação da água por estas substâncias, especialmente em áreas com cultivo de tomates (Paty do Alferes encontrou contaminação em 70% dos pontos hídricos pesquisados). Em Nova Friburgo a água contaminada está impactando a fauna local e detecção de concentrações de agrotóxicos em valores

até oito vezes acima do limite permitido pela legislação brasileira, em áreas onde a atividade agrícola era mais intensiva – com as lavouras chegando até às margens do rio (Portela & Tourinho, 2016).

Quanto ao compartimento ambiental água, Veiga (2017) cita que estudos realizados na região serrana do Rio de Janeiro apontam para a contaminação ambiental por agrotóxicos e abordam a dificuldade para se evitar a contaminação. O mesmo estudo relata a diminuição da vida aquática, intoxicação de trabalhadores rurais e problemas de saúde da população em geral devido a exposição a substâncias como permetrina, lindano, ethl-paratlon, malation, carbaril e metoprene. O trabalho em campo apresentado pelo autor, realizado em regiões de cultivos similares as culturas aqui apresentadas, identificou no total de 41 agrotóxicos presentes, 13 substâncias proibidas pela União Europeia e Inglaterra, em níveis acima dos permitidos para o consumo humano, 12 destas com características de solubilidade alta ou moderada, o que pode facilitar o seu transporte. Deste diagnóstico, cinco **são carcinogênicas**, cinco interferentes endócrinos e três possuidoras das duas características. Outras 12 sem potencial de fator de interferência conhecido por não terem seu uso permitido no país.

Análises nas vendas totais no estado, em relação à quantidade total para a região sudeste, encontra-se 1% para cada uma das quatro classes de agrotóxico. Embora represente um percentual pequeno, merece atenção, pois o Relatório Nacional de Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2018), o aponta com aumento de mais de 300% nos casos de notificações por agrotóxicos no período de 2007 a 2015, crescendo de 83 para 274 notificações. Tal índice é corroborado pelo aumento da quantidade de agrotóxicos comercializados de 2013 para 2014, representando um aumento vertiginoso de 66,0 quilos por área plantada, um aumento total de 47,5% incluindo venda, revenda e cliente. Todavia, o perfil de consumo de agrotóxicos não se justifica, pois o aumento da produtividade agrícola foi alcançado devido à introdução de novas tecnologias e ao melhor aproveitamento de insumos e não ocasionado pelo aumento de áreas agricultáveis.

4 | CONCLUSÕES

No estado do Rio de Janeiro, assim como nas demais regiões do Brasil, monitoramento de natureza ambiental ainda é raro. As pesquisas **são mais** voltadas aos danos relacionados à exposição dos trabalhadores e/ou consumidores do que aos níveis de concentração nos compartimentos ambientais. Estudos relativos a concentração de agrotóxicos nos alimentos no estado do Rio de Janeiro, é bem reduzido, pelo fato do mesmo não apresentar representatividade na área de agricultura, mas possui culturas que aparecem no relatório de vigilância em saúde ambiental com amostras em níveis insatisfatórios de resíduos, merecendo assim, maior atenção.

Ainda em tramitação, o Brasil aprovou na Câmara dos deputados, um projeto

de lei (PL 6.299/2002) a fim de virar a nova lei de agrotóxicos. Se aprovado pelo senado e sancionado pelo presidente, permitirá que o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento realize avaliação toxicológica das substâncias e aprovação de agrotóxicos, diminuindo a atuação da Anvisa e do Ibama, além de analisar os agrotóxicos pelo “risco inaceitável” de perigo e não pela análise de risco ao ambiente e a saúde, segundo a dosagem e característica de cada agrotóxico. Analisando até o mês de maio de 2019, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento autorizou o registro de 169 agrotóxicos, sendo que até o final de 2018 foram registrados 450, fato preocupante quanto a saúde humana e ambiental.

São medidas preocupantes, pois a legislação atual é mais rígida, porém sem fiscalização constante. Agravando ainda mais o cenário, estudos apontam contaminação nos três compartimentos ambientais e com concentrações acima do permitido nos alimentos. Com a aprovação de legislação mais flexível, não é possível vislumbrar melhoras em nível de segurança quanto ao risco para o meio e a saúde humana, e tão pouca os perigos de natureza crônica e aguda que se tornarão ainda mais presente no cotidiano de consumo da população e na biodiversidade brasileira de forma sistemática.

REFERÊNCIAS

AGROPECUÁRIO, IBGE **Censo**. Brasília: IBGE, 2016. Acesso em 25 de junho de 2018, v. 2, 2016.

Brasil. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Boletins anuais de produção, importação, exportação e vendas de agrotóxicos no Brasil**. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos#boletinsanuais>. Acesso em 20 de maio de 2019.

_____. Ministério da Saúde (MS). Secretaria de Vigilância em Saúde. Política Nacional de Promoção da Saúde. Série B. **Textos Básicos de Saúde**. 2010. Disponível em: [HTTP://BVSMMS.SAUDE.GOV.BR/BVS/PUBLICACOES/POLITICA_NACIONAL_PROMOCAO_SAUDE_3ED.PDF](http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/politica_nacional_promocao_saude_3ed.pdf). ACESSO EM 23 DE JUNHO DE 2018.

_____. Ministério da Saúde (MS). **Relatório Nacional de Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos**. 2016. Disponível em: [HTTP://PORTALARQUIVOS2.SAUDE.GOV.BR/IMAGES/PDF/2016/DEZEMBRO/05/RELATORIO-NACIONAL-DE-VSPEA-VOL-1.PDF](http://portal.arquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2016/Dezembro/05/Relatorio-Nacional-de-VSPEA-vol-1.pdf). ACESSO EM 23 DE JUNHO DE 2018

_____. Ministério da Saúde (MS). **Relatório Nacional de Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos**. 2018. Disponível em: http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/relatorio_nacional_vigilancia_populacoes_expostas_agrotoxicos.pdf. Acesso em 20 de maio de 2019.

_____. Câmara dos deputados. **Projeto de Lei Nº 6.299/2002**. Disponível em: [HTTP://WWW.CAMARA.GOV.BR/PROPOSICOESWEB/PROP_MOSTRARINTEGRA?CODTEOR=1654426&FILENAME=PRL+1+PL629902+%3D%3E+PL+6299/2002](http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra?codteor=1654426&filename=PRL+1+PL629902+%3D%3E+PL+6299/2002). ACESSO EM 29 DE JUNHO 2018.

CARNEIRO, Fernando Ferreira et al. **Dossiê ABRASCO**. 2015.

CONNECTING GLOBAL PRIORITIES: BIODIVERSITY AND HUMAN HEALTH A STATE OF KNOWLEDGE REVIEW. **Suíça: World Health Organization and Secretariat of the Convention on Biological Diversity**. 2015. ISBN 978 92 4 150853 7. Disponível em: [HTTPS://WWW.CBD.INT/HEALTH/SOK-BIODIVERSITY-EN.PDF](https://www.cbd.int/health/SOK-BIODIVERSITY-EN.PDF). ACESSO EM 23 DE JUNHO DE 2018.

IBGE. **Mapa de Uso e Cobertura da terra**. Rio de Janeiro, IBGE. 2016. Disponível em: [FTP://GEOFTP.IBGE.GOV.BR/INFORMACOES_AMBIENTAIS/COBERTURA_E_USO_DA_TERRA/USO_ATUAL/MAPAS/UNIDADES_DA_FEDERACAO/RJ_USO.PDF](ftp://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/COBERTURA_E_USO_DA_TERRA/USO_ATUAL/MAPAS/UNIDADES_DA_FEDERACAO/RJ_USO.PDF). ACESSO EM 25 DE JUNHO DE 2018.

EMATER. Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural Do Estado do Rio de Janeiro, 2017. **Sistema de Acompanhamento da Produção Agrícola (ASPA)**. Disponível em: [HTTP://WWW.EMATER.RJ.GOV.BR/IMAGES/CUL2017.HTM](http://www.emater.rj.gov.br/images/cul2017.htm). ACESSO EM 28 DE JUNHO DE 2018.

_____. Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural Do Estado do Rio de Janeiro, 2014. **Panorama da Contaminação Ambiental por Agrotóxicos e Nitrato de origem Agrícola no Brasil: Cenário 1992/2011**. Disponível em: [HTTPS://WWW.INFOTECA.CNPZIA.EMBRAPA.BR/BITSTREAM/DOC/987245/1/Doc98.PDF](https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/987245/1/Doc98.pdf). ACESSO EM 27 DE JUNHO DE 2018.

PAPINI, Solange. **Vigilância em Saúde Ambiental - Uma Nova Área da Ecologia**. 2ª ed. revista e ampliada. Rio de Janeiro: Editora Atheneu; 2012.

VEIGA, Denise. **O impacto do uso do solo na contaminação por agrotóxicos das águas superficiais de abastecimento público**. USP. Faculdade de Saúde Pública. 2017. Disponível em: < <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-17052017-171544/publico/DenisePiccirilloBarbosaDaVeiga.pdf> >. Acesso: 24/05/2019.

PIGNATI, Wanderlei Antonio *et al.* *Ciência & Saúde Coletiva*. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 22, p. 3281-3293, 2017.

ROHLFS, Daniela Buosi *et al.* **A construção da Vigilância em Saúde Ambiental no Brasil**. *Cad Saúde Colet*, v. 19, n. 4, p. 391-398, 2011.

O USO DO MÉTODO DE INTERCEPTO DE LINHA PARA O MONITORAMENTO DA RECUPERAÇÃO DO ECOSISTEMA DE DUNAS DO PARQUE ESTADUAL DE ITAÚNAS

Schirley Costalonga

Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
Cariacica – Espírito Santo

Scheylla Tonon Nunes

Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
Cariacica – Espírito Santo

Frederico Pereira Pinto

Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
Cariacica – Espírito Santo

RESUMO: Este trabalho teve por objetivo monitorar a recuperação de uma área de ecossistema dunar inserida na Unidade de Conservação de Proteção Integral Parque Estadual de Itaúnas (PEI) por meio do método de intercepto de linha. A área de estudo situa-se no topo da duna próxima à Rodovia Estadual ES-010, com aproximadamente 1300 m², cuja implantação foi iniciada em julho de 2012. Nesse período, foram plantadas mudas de duas espécies nativas, quais sejam *Dalbergia ecastaphyllum* (L.) Taub e *Ipomoea pes-caprae* (L.) R. Br.). No monitoramento do plantio, os parâmetros avaliados foram: espécies nativas, espécies exóticas invasoras, bagaço de coco e solo exposto, utilizando-se uma adaptação do método de amostragem intercepto de

linha, com oito linhas de 10 m, espaçadas por intervalos de 5 m, perfazendo um total de 80 m de amostragem. Tais avaliações ocorreram no 3°, 8°, 16° e 24° mês após o plantio. Os resultados demonstram que a área está em franca recuperação, visto que a cobertura de espécies nativas aumentou em 66% em dois anos, enquanto que a porcentagem do solo recoberto com espécies invasoras, bagaço de coco e solo exposto, diminuíram, chegando à 3,23%, 52,41% e 11,03%, respectivamente. Os resultados demonstram que a área está em processo satisfatório de recuperação, mesmo estando exposta a fatores ambientais limitantes, como altas temperaturas, ventos constantes, elevada salinidade e solo oligotrófico.

PALAVRAS-CHAVE: Dunas. Monitoramento da recuperação. Intercepto de Linha. Unidade de Conservação.

ABSTRACT: Parque Estadual de Itaúnas (PEI) is a protected area located in the state of Espírito Santo, southeastern of Brazil and has a large area of dunes degraded by successive impacts on the vegetation composition of this ecosystem. This work aimed to monitor the restoration of an area of 1300 m² of dunes by the line intercept method. The project started in July 2012 with the plantation of *Dalbergia ecastaphyllum* (L.) Taub and *Ipomoea pes-caprae* (L.) R. Br. Coconut bagasse was used to stabilize the soil and to

provide organic substance. Monitoring was performed on the third, eighth, sixteenth and twenty fourth months after the project implantation and all forms of soil cover were evaluated, being native species, alien species, coconut bagasse and exposed soil. For this, were established eight lines with 10 meters of length lines sparse at intervals of 5 meters, for a total of 80 meters of sampling. The cover of native species increased by 66% in two years and the soil covered with alien species reduced to 3.23%; the exposed soil and area covered only with coconut bagasse decreased 11.03% and 52.41%, respectively. The results demonstrate a satisfactory recovery process, even with the peculiar conditions of the dunes, such as the constant movement of the superficial layer of sand, the high permeability of the soil that promotes the rapid percolation of the water and the exposure of the plants to the high salinity, luminosity and to the constant wind.

KEYWORDS: Dunes. Restoration monitoring. Line intercept method. Protected area.

1 | INTRODUÇÃO

A vegetação de restinga desempenha importantes funções para a manutenção da dinâmica da região litorânea; além de controlar os processos erosivos na linha de costa, contribui para a manutenção da biodiversidade local (KUKI et al., 2008). A manutenção da composição vegetal das dunas é essencial para assegurar a estabilidade dunar, uma vez que, ao recobrir as dunas que ali se formam, retém e fixa os sedimentos arenosos, promovendo a estabilidade desse ecossistema evitando a erosão e o soterramento da vegetação pela intensa ação dos ventos (Damaso, 2009).

Apesar desses importantes papéis, trata-se de uma das floras mais impactadas do Brasil, fato que exige medidas protecionistas urgentes, como a recuperação dos locais degradados, para que os fatores de degradação sejam contidos; além disso, é imprescindível que seja feito o monitoramento dessas ações utilizando-se metodologias e indicadores de avaliação adequados aos objetivos a que se destina, para que se obtenha resultados confiáveis e que possam ser satisfatoriamente interpretados (MARTINS, 2010).

No Estado do Espírito Santo (ES), uma das medidas de contenção do avanço dessa degradação ocorreu quando da criação do Parque Estadual de Itaúnas (PEI) por meio do decreto nº 4.967 de 08 de novembro de 1991; trata-se de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, localizada no litoral do Distrito de Itaúnas, Município de Conceição da Barra, na microrregião do Litoral Norte do ES (CEPEMAR, 2004); possui 3.480 hectares distribuídos entre os ecossistemas de alagado, mata de tabuleiro, mangue, rio e restinga. Neste último, ocorreu uma degradação significativa em 21,70 hectares de dunas, afetando a dinâmica de mobilização da areia e consequentes impactos ambientais negativos e socioeconômicos, em especial o soterramento da Rodovia Estadual ES-010 e de uma área de alagado.

Objetivando sanar esses problemas e preservar os ecossistemas presentes no

Parque, foi iniciada a implantação do Projeto de Recuperação das Dunas de Itaúnas, cuja primeira fase ocorreu entre os anos de 2010 e 2011, visando a restauração de 0,6 ha; em 2012 teve início a segunda fase, cujo objetivo é restaurar 1,7 ha.

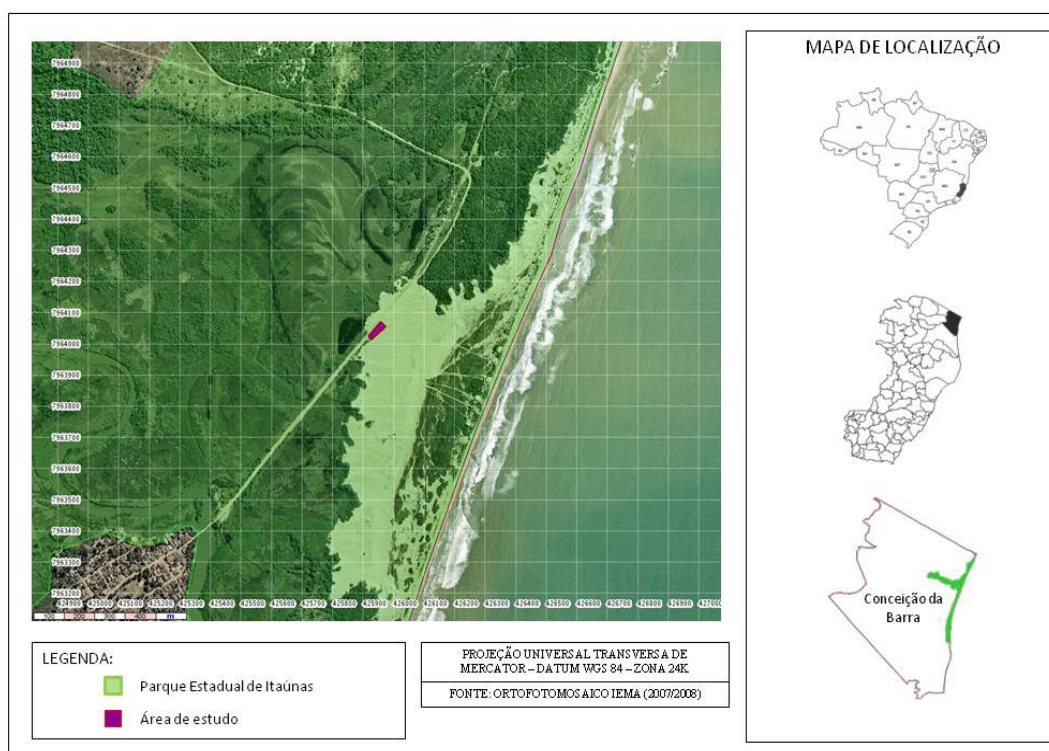
Para medir o sucesso de um projeto de restauração é imprescindível que sejam estabelecidos indicadores de avaliação e executado o monitoramento da área com metodologia adequada aos objetivos a que se destina. Estas ações são de fundamental importância, pois permitem a geração de conhecimentos acerca do desenvolvimento das plantas para que se possa inferir se os objetivos do projeto estão sendo alcançados.

Diante disso, o presente trabalho objetivou monitorar uma área revegetada de ecossistema dunar inserido no PEI por meio do método de intercepto de linha.

2 | METODOLOGIA

2.1 Área de Estudo

A área de estudo (figura 01) localiza-se no Parque Estadual de Itaúnas e possui aproximadamente 1.300 m²; situa-se no topo da duna próxima à Rodovia Estadual ES-010.



2.2 Recuperação do Ecossistema Dunar

A fim de estabilizar rapidamente o sedimento arenoso, evitando sua dispersão para outros ecossistemas do Parque e até mesmo sobre a vegetação remanescente nas áreas vizinhas, foram escolhidas duas espécies nativas, para a revegetação do local, quais sejam *Dalbergia ecastaphyllum* (L.) Taub e *Ipomoea pes-caprae* (L.) R. Br. Estas espécies foram elegidas baseado no resultado do projeto piloto realizado em área adjacente entre 2009 e 2010, no qual de 20 espécies plantadas, estas foram as que mais se desenvolveram e recobriram o solo exposto em curto período.

A área foi devidamente isolada com cerca quebra-vento. O plantio foi realizado em julho de 2012; para auxiliar no recobrimento e estabilização do solo durante o desenvolvimento das mudas e o aporte de matéria orgânica para as mesmas (tendo em vista a baixa quantidade de nutrientes característica de solos arenosos), foi utilizado bagaço de coco triturado como recobrimento do solo em toda a área (figura 02).



Figura 02 – Cobertura de bagaço de coco triturado na área de recuperação.

Objetivando verificar a evolução da recuperação da área foram feitas quatro campanhas de monitoramento: no terceiro, oitavo, décimo sexto e vigésimo quarto meses após implantação do projeto. Para isso, foi utilizada a metodologia intercepto de linha, com adaptações (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974), onde foram implantadas oito linhas de 10 m cada, espaçadas entre si por intervalos de 5 m, perfazendo um total de 80 m de amostragem (figura 03); em cada extremidade das linhas foi fixada uma estaca de madeira a fim de demarcar o local das amostragens, permitindo que todas as ações de monitoramento fossem realizadas sempre nos mesmos locais (figura 04).

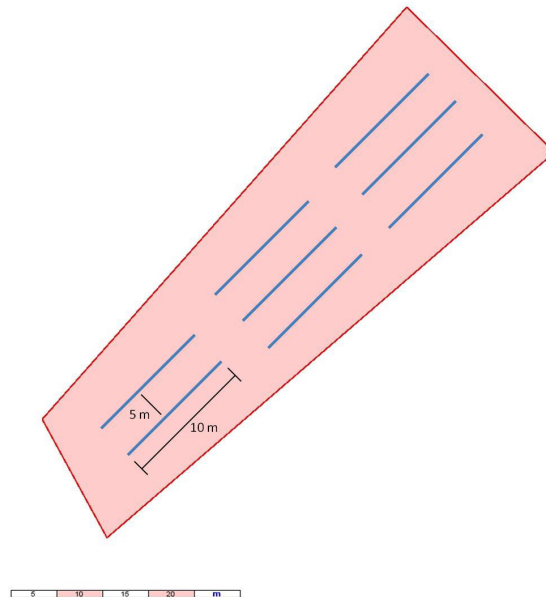


Figura 03 - Esquema demonstrando a localização dos interceptos na área de estudo.

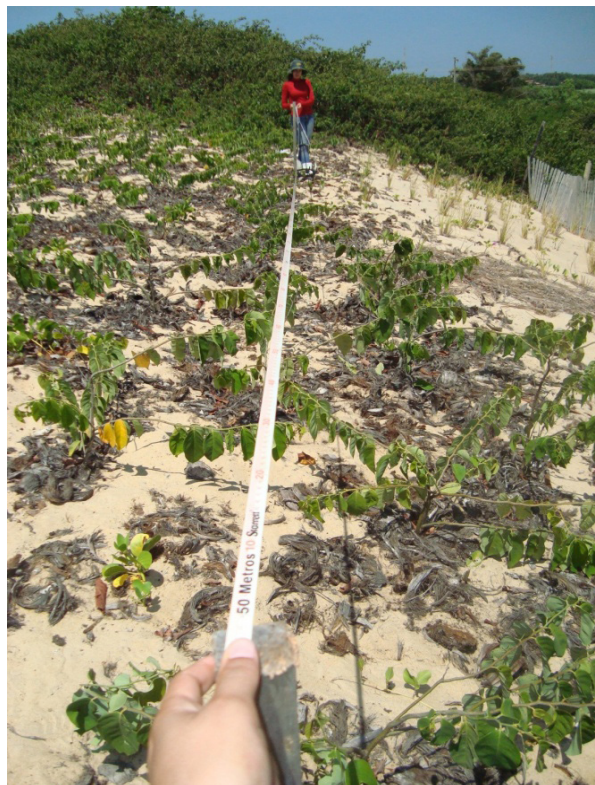


Figura 04 – Implantação das linhas do intercepto demarcado com estaca de madeira (seta vermelha).

Os indicadores avaliados foram: cobertura de espécies nativas, cobertura de espécies exóticas invasoras, porcentagem do solo recoberto com bagaço de coco e porcentagem de solo exposto.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conforme observado na figura 05, a porcentagem de espécies nativas atingiu, no primeiro monitoramento, 4,11% da cobertura do solo, subindo para 33,30% no segundo, 50,6% no terceiro, alcançando 70,08% na quarta medição. Esse aumento em 66% é bastante significativo, haja vista que ocorreu em pouco tempo (24 meses) em um ecossistema com inúmeros fatores limitantes, tais como a constante movimentação da camada superficial de areia, a alta permeabilidade do solo que promove a rápida percolação da água e a exposição das plantas à elevada salinidade, luminosidade e ao vento constante, os quais auxiliam na dessecação da vegetação.

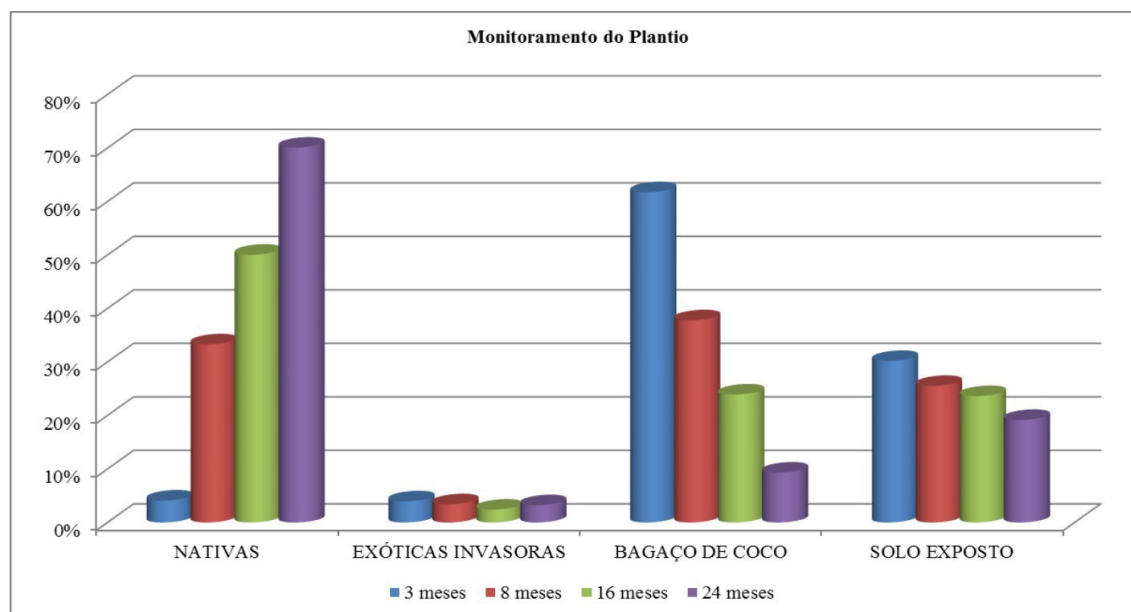


Figura 02: Evolução da cobertura do solo ao longo das quatro campanhas de manutenção do projeto de recuperação das dunas do PEI, ES-Brasil.

Figura 05 – Evolução da cobertura do solo ao longo das quatro campanhas de monitoramento do projeto de recuperação das dunas do PEI, ES-Brasil.

Corroborando o sucesso da recuperação, a porcentagem de solo exposto ou coberto por bagaço de coco está em franca redução, uma vez que as espécies nativas estão se espalhando pelo local, resultado esperado em recuperações bem-sucedidas. Ademais, o aporte de sedimentos arenosos para a Rodovia Estadual ES-010 e para o ecossistema de alagado reduziu consideravelmente, fato que confirma a funcionalidade da vegetação de restinga na estabilização do ecossistema dunar.

A sobrevivência das plantas em ambientes adversos como restingas e dunas pode ser severamente limitada pela baixa quantidade de nutrientes disponível no solo, elementos essenciais durante o seu desenvolvimento inicial. A utilização de bagaço de coco foi fundamental para garantir o sucesso da restauração realizada, uma vez que forneceu matéria orgânica em abundância enquanto as mudas se desenvolviam, além de contribuir para a manutenção da umidade do solo, permitindo a elas o tempo necessário para se adaptarem às condições ambientais locais e reduzindo consideravelmente a mortalidade (5%) – em projetos de recuperação é esperado 20%

de mortalidade.

O discreto surgimento de espécies exóticas invasoras no plantio pode ser explicado pelo fato de que o bagaço de coco utilizado para o recobrimento do solo foi temporariamente depositado em local com ocorrência dessas espécies-problema antes de ser encaminhado para a unidade de conservação. Contudo, as mesmas foram controladas por meio de manutenções periódicas realizadas na área do experimento.

A figura 06 mostra o desenvolvimento da vegetação ao longo dos primeiros 24 meses.

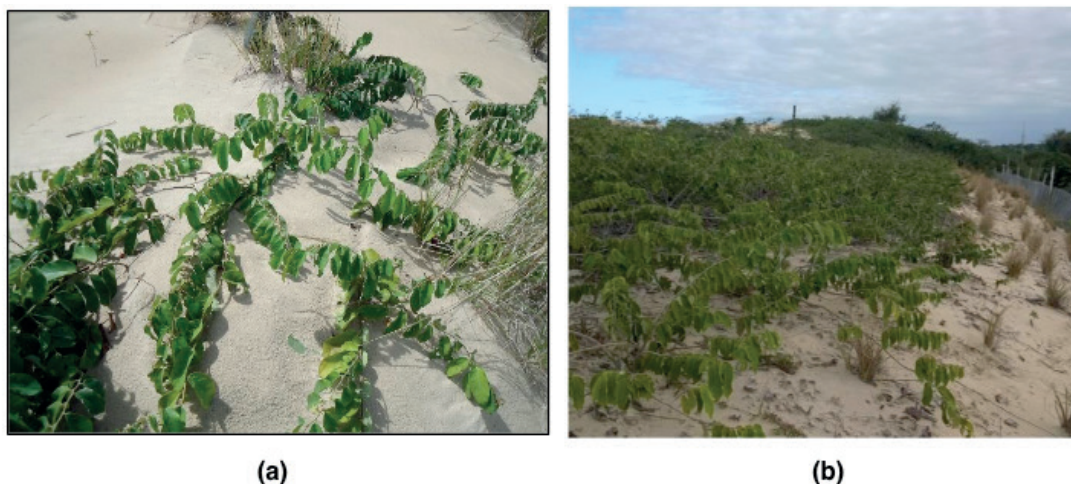


Figura 06 – Desenvolvimento da recuperação em ecossistema dunar no PEI, ES-Brasil, onde (a) – plantio com 3 meses; e (b) – plantio com 24 meses.

A utilização do método de intercepto de linhas no monitoramento da recuperação e em pesquisas de vegetação é eficaz, pois é rápido, de fácil aplicação (depois de instalados os transectos é só monitorar os mesmos locais) e não exige uma equipe ampla. Além disso, por tratar-se da alocação de linhas de comprimento conhecido e distribuídas em intervalos regulares, permite a observação dos padrões de distribuição espacial da vegetação, bem como do funcionamento da comunidade. São amostrados tanto os espécimes que interceptam a linha fisicamente como aqueles que “cruzam” a área do transecto (Brower & Zar 1984, Durigan 2004).

4 | CONCLUSÃO

Os resultados alcançados demonstraram que a área de estudo está em processo satisfatório de recuperação, fato extremamente significativo considerando as peculiaridades do ecossistema dunar e a raridade de estudos nesta área.

O método de intercepto de linha mostrou-se eficaz para o monitoramento nas fases iniciais da recuperação, uma vez que é de fácil aplicação, não destrutivo e de baixo custo e possibilitou visualizar claramente o desenvolvimento do plantio. Todavia, percebeu-se que no ecossistema estudado, devido ao porte da vegetação, a aplicação deste método em vegetações em estágio mais avançado de desenvolvimento causa

danos com o pisoteio, além de ocorrer a sobreposição espacial das espécies em campo, o que poderia comprometer a confiabilidade dos dados obtidos. Portanto, nas próximas campanhas de monitoramento será necessária a aplicação de outro método.

Por fim, os resultados positivos do projeto de recuperação das dunas, reforça a importância da preservação da vegetação nativa de restinga, especialmente àquelas localizadas em Unidades de Conservação.

REFERÊNCIAS

BROWER, J.E. & ZAR, J.H. **Field & laboratory methods for general ecology**. 2ed. Wm. C. Brown Publishers, Dubuque, Iowa. 1984; 226p.

CEPEMAR (Serviços de Consultoria em Meio Ambiente Ltda.). **Plano de Manejo do Parque Estadual de Itaúnas**. Encarte 1- Informações gerais do parque. Vitória, ES. 2004. Disponível em: <<http://www.meioambiente.es.gov.br/default.asp?pagina=16707>> Acesso em 29/01/2019.

DAMASO, P. P. **Vegetação Dunar: caracterização estrutural de dunas do município de Natal – RN como subsídios para a implantação de técnicas de reflorestamento, recuperação e conservação do ecossistema**. 79 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, RN. 2009.

DURIGAN, G.. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: Cullen-Jr., L. *et al.*, (orgs), **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Editora da UFPR. Curitiba. 2004; p. 455-480.

Kuki, K. N. et al. Effects of simulated deposition of acid mist and iron ore particulate matter on photosynthesis and the generation of oxidative stress in *Schinus terebinthifolius* Raddi and *Sophora tomentosa* L. **Science of the Total Environment**, n. 403, p. 207-214, 2008.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Viçosa, MG: Editora Aprenda Fácil. 2010; 270 p.

MÜELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. New York: John Wiley & Sons. 1974; 547p.

PAISAGISMO ECOSSISTÊMICO: DESIGN DE ESTRUTURAS VERDES

Gustavo D’Amaral Pereira Granja Russo

Univali, Design – SC

Dalva Sofia Schuch

Univali, Design – SC

RESUMO: O presente artigo procura contemplar a relevância do processo conceitual do design no Paisagismo Ecosistêmico, no planejamento das águas pluviais e tratamento da carga poluidora das águas, no projeto de estruturas verdes, sua composição estética na paisagem urbana e propondo a renaturalização das áreas degradadas. Propondo uma reflexão sobre sistemas naturais fitoremediadores e as perspectivas de implantação nas áreas urbanas costeiras, ressaltando a complementação de habilidades entre profissionais do design e da engenharia integrando conhecimentos, pesquisa, pontos de vista e capacidades complementares gerando compromissos éticos, organizando informações, construindo e refinando projetos.

PALAVRAS-CHAVE: Design de estruturas verdes; paisagismo ecosistêmico; águas pluviais.

ECOSSYSTEMIC LANDSCAPING: GREEN STRUCTURES DESIGN

ABSTRACT: This present article aims to contemplate the relevance of the conceptual design process in the Eco systemic Landscaping, observing the rainwater planning, the treatment of water pollution load, the green structures project, its aesthetic composition in urban landscapes, in which the renaturation of degraded areas is suggested. In this way we propose a reflection about natural phytoremediation systems and perspectives of implantation in coastal urban areas, emphasizing the complementary skills between design and engineering professionals; integrating knowledge, researches, viewpoints and complementary capabilities, generating ethical commitment, organizing information, building and refining projects.

KEYWORDS: Green structures design; Ecosystemic Landscaping; stormwater.

1 | INTRODUÇÃO

“O design é o esforço consciente para impor uma ordem significativa (PAPANEK, 1995)”

No final da década de 60 e início da década de 70, foi quebrado o paradigma dominante do design que estava voltado para o mercado, o consumo e a obsolescência planejada. As

novas ideias pregavam um design ecológico e social. PAPANÉK, (1971) em seu polêmico livro ‘Design for the real World’, tentou mostrar um caminho alternativo para o designer, o desenvolvimento de um design não para o mercado e sim para o indivíduo, para a comunidade (PAZMINO, 2007).

Ainda, Victor Papanek (1995), um designer industrial trouxe a reflexão sobre os caminhos da humanidade e sua sobrevivência no planeta; elencando o design como uma ferramenta valiosa, assim como ponderando sobre suas demandas socioambientais.

“Tudo que fazemos, todo o tempo, é design, o design é inerente a toda atividade do ser humano. O planejamento e a modelagem de qualquer ato em direção a um final desejado e previsível constitui o processo de design. Qualquer tentativa de separar o design, para torná-lo uma coisa por si, funciona contra o valor inerente, do design como a matriz subjacente primária da vida. O projeto é um poema épico, executando um mural, pintando uma obra-prima, escrevendo um concerto. Mas o projeto também está limpando e reorganizando uma gaveta de mesa, puxando um dente impactado, cozinhando uma torta de maçã, escolhendo lados para um jogo de baseball de back-lot e educando uma criança. O design é o esforço consciente para impor uma ordem significativa (PAPANÉK, 1995)”.

De acordo com STOPPA (2013) quando pretendemos absorver os princípios para a concepção de produtos sustentáveis e/ou que imitam os sistemas complexos naturais, estes tem sua base no layout, isto é, no quadro de referências metodológicas e operativas, como ferramenta de suporte para design sustentável e de inspiração biológica. Neste quadro são evidenciados seis níveis de análise para guiar o processo criativo: Nível de Estrutura Arquitetônica; Morfológico; Bioquímico; Funcionamento Lógico; Comportamental; e, Organizacional.

O processo de design proposto por SONNEMAN (2017) contempla as etapas de projeto conforme figura a seguir:

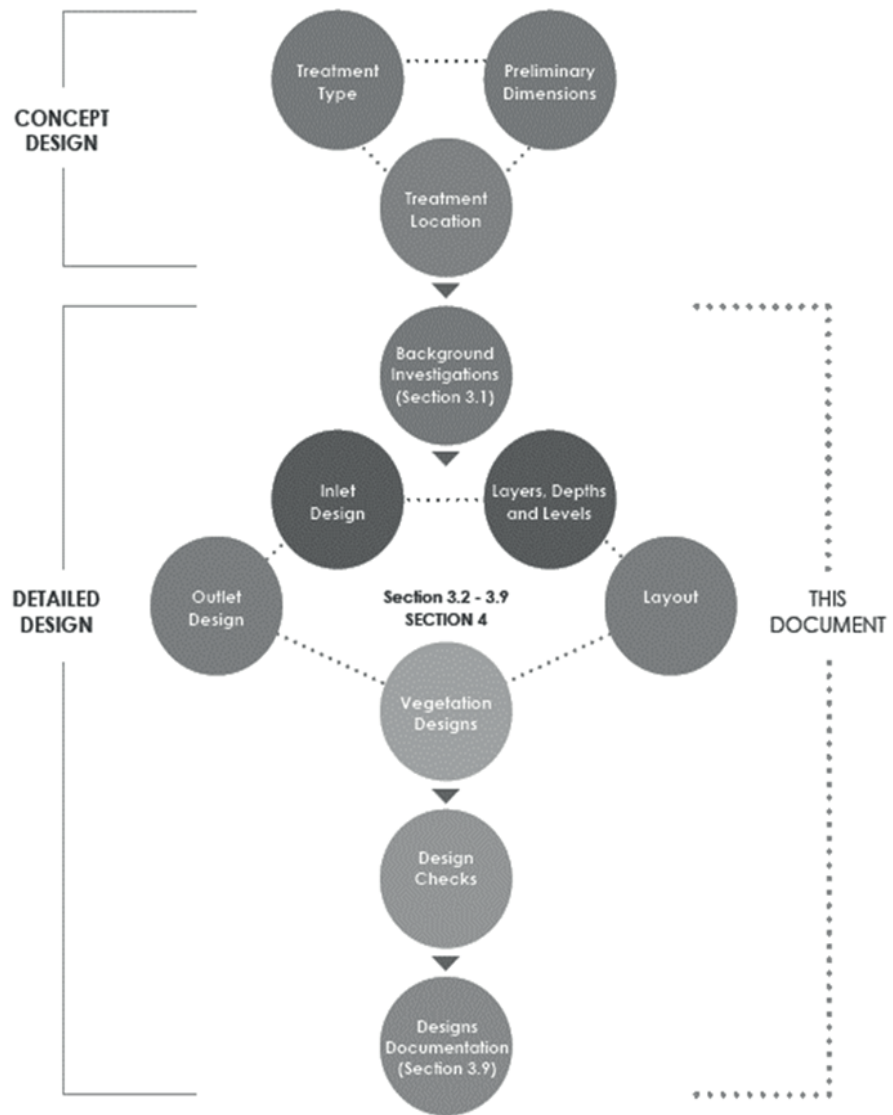


Fig.1: Wetland design process, pág. 23. (Wetland Technical Design Guidelines, 2017).

E com este esquema percebe-se que as etapas são focadas especialmente no projeto de paisagismo. É importante ressaltar que o método para o projeto de paisagismo visa desenvolver todo o espaço, mas no plano executivo surgirá a necessidade de produtos e soluções de estruturas específicas ao caso, e então será necessária a utilização de um método para desenvolvimento de produtos, sendo um modelo bastante flexível, o de MUNARI (1983).

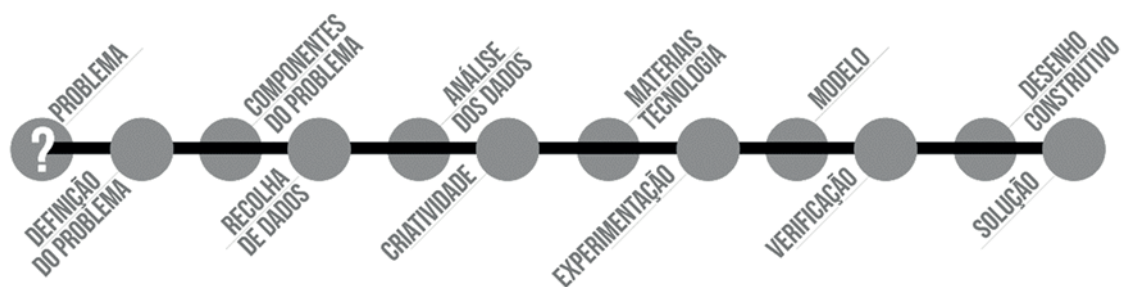


Fig.2 Esquema do Método do Design de Munari (MUNARI, 1983)

O método proposto por Munari (1983) apresenta etapas bem ajustadas ao

desenvolvimento específico de produtos, o que pode muito bem ser aplicado nos momentos da execução do projeto de paisagismo. Assim, o design conceitual se une às teorias de design industrial em busca de soluções mais integradas e eficientes.

Na perspectiva de contribuir para a construção de cidades inteligentes a gestão das águas, desde os sistemas aquáticos naturais, assim como as águas pluviais urbanas, é um tema a ser considerado. A urbanização e crescimento das cidades trouxe grandes volumes de águas e contaminantes (metais pesados, sedimentos, resíduos sólidos, matéria orgânica, efluentes domésticos) gerando impactos negativos no ambiente. A abordagem holística do planejamento e design da paisagem urbana deve trazer novas formas para mitigar os desastres antrópicos. Entre esses, os sistemas pluviais de águas urbanas com alta carga de poluição por resíduos sólidos, efluentes domésticos e indústrias, assim como as cargas de sedimentos arrastados pelas águas das chuvas.

De acordo com Valentim (2003) apud CHAGAS et.al. (2011), em vista de sua simplicidade conceitual e facilidade de construção, pelo seu baixo consumo de energia, pela sua incorporação harmônica à paisagem, por sua versatilidade e longevidade, os leitos cultivados podem ter seu uso recomendado no tratamento de diferentes tipos de águas residuárias. Nesses sistemas a remoção de poluentes é decorrente de mecanismos físicos, químicos e biológicos incluindo-se, dentre eles, processos de sedimentação, filtração, absorção, precipitação e adsorção química, interações microbianas, extração pelas plantas, volatilização e complexação (WOOD, 1995 apud CHAGAS, 2011).

Existem várias possibilidades a serem consideradas desde sistemas de zona de raízes, swales, sistemas de biorretenção, wetlands construídos, tratamento por evapotranspiração. Estes são bastante utilizados pela facilidade de implantação e sua flexibilidade adaptativa, assim como a função primeira de remover poluentes. Enquanto a água passa no sistema, poluentes são capturados por processos biológicos de degradação. Na construção dos sistemas faz-se a gestão das águas, desacelerando as taxas de descarga destas, pela retenção temporária e despoluição a partir do consumo de matéria orgânica e evapotranspiração.

O design de zonas úmidas construídas envolve a interação entre o escoamento das águas pluviais, o terreno e a vegetação. Um design cuidadoso de formas, profundidade das lagoas, estruturas hidráulicas, controle e seleção de vegetação adequada irão proporcionar a integração das águas na paisagem, usufruindo dos recursos ecossistêmicos. Considerar as variantes e as especificidades de cada contexto torna o processo de design mais eficiente. Um projeto de design de zonas úmidas, para o tratamento das águas pluviais, traz benefícios à comunidade, entretanto a escolha das áreas de implantação e escoamento deve estar apropriada: como a localização, a estética, os aspectos construtivos, e a baixa manutenção do sistema.

De acordo com SONNEMAN et. al. (2017)

“o projeto, em áreas urbanas, deve considerar os aspectos legais, civis, paisagísticos e ecológicos integrados. A boa integração com a paisagem urbana e criação de corredores ecológicos contribui para a ecologia urbana. O projeto conceitual vai determinar as escolhas mais apropriadas, assim como a identificação do local, dimensões e forma indicada. O escopo do design conceitual constrói as bases de um design urbano sensível, estes conceitos são a base de um projeto detalhado. Dentro desta perspectiva o design colaborativo deve ser adaptado para garantir múltiplos benefícios entre a criação de espaços verdes, valores estéticos diferenciados, corredores para fauna e flora e ainda, a educação ambiental das comunidades para a importância dos sistemas aquáticos e corredores ecológicos”.

O estudo ecossistêmico do ambiente permite documentar recursos naturais das zonas úmidas e no processo de design reconfigurar projetos conceituais. Os aspectos envolvidos são mapeados individualmente e divididos em resultados de desempenho, buscando o que deve ser alcançado dentro da concepção de cada componente da zona úmida, enquanto a abordagem recomendada, é aquela esperada para alcançar o objetivo. Observar as possibilidades e as restrições, no início do processo de design de águas pluviais é fundamental; a identificação auxilia a criação, reduzindo processos, mitigando riscos quanto à construção, a implantação vegetativa e a manutenção. Esta delimitação garante que os aspectos essenciais do design de zonas úmidas construídas sejam incorporados e incentivem abordagens inovadoras para cada projeto.

Na construção conceitual do processo de design, as visitas ao local tornam-se fundamentais para observar aspectos ecológicos regionais, em diversas estações do ano, ou ter em mãos dados climáticos de vazão das águas e condições edafoclimáticas.

O objetivo de um projeto de design de águas urbanas é melhorar a qualidade das águas pluviais, gerenciar as taxas e as frequências dos fluxos pluviais; introduzir espaços verdes em áreas urbanas com funções ecossistêmicas, melhorando os valores ecológicos; absorver áreas degradadas, laterais de córregos e arroios urbanos geralmente muito poluídos, facilitando a drenagem passiva da paisagem, engajando a comunidade, educando com o exemplo. Utilizando o exemplo: quando o projeto de design integra uma zona urbana ripícola degradada de manguezal, o projeto deverá contemplar as espécies de manguezal e marismas adequadas, utilizando os potenciais fitoremediadores e fitoextratores destas espécies, integrando a paisagem e educando novos olhares estéticos.

O design da forma e da localização das estruturas construídas deve trazer solução estética das infraestruturas de engenharia e manutenção, considerando a bacia de sedimentos e possíveis níveis de poluição e resíduos sólidos. As formas orgânicas adaptam-se melhor aos parques e praças, enquanto que as simétricas à malha urbana; oferecendo uma visão cênica aos pedestres; uma paisagem de árvores e arbustos, zonas profundas para transbordos em períodos de enchentes com grandes áreas de jardins ecossistêmicos de espécies macrófitas. Assim, o design e o layout de zonas úmidas construídas devem demonstrar a conexão legítima e significativa

dos espaços urbanos e linhas de conexão ecológica, e o acesso do público por vias limpas, identificadas e seguras.

Para as lagoas de decantação, além das margens vegetadas, as estruturas flutuantes são uma tecnologia em ascensão para tratamento das águas. Uma estrutura flutuante com aporte orgânico, tem as raízes suspensas nas águas que absorvem por biofilme (uma estrutura viva, complexa com grande biodiversidade de microrganismos associados à zona periférica das raízes, auxiliando na descontaminação das águas). As estruturas apresentam características próprias e benefícios como sombreamento da superfície das águas, reduzindo as temperaturas, assim como as raízes são alimento e habitat para peixes, espécies aquáticas, constituindo abrigo e espaço de nidificação de aves migratórias, favorecendo e beneficiando o ecossistema local e regional. Observando que as estruturas flutuantes devem ter as bases fixas para não se moverem da posição pela ação dos ventos.

A integração da paisagem reside em um design das bordas dos sistemas, observando os recursos existentes na área impactada e de que forma incorporar ao projeto, sem danos ao todo. Entre estes: árvores, topografia, áreas ripárias, caminhos e acessos de pessoas, a áreas residências. A vegetação implantada nos referidos sistemas atua como extratora de macro e micronutrientes necessários ao seu crescimento, além de transferir oxigênio para o substrato permitindo a formação de sítios aeróbios em torno de rizomas e raízes. Essas plantas também favorecem o desenvolvimento dos filmes biologicamente ativos que propiciam a degradação dos compostos orgânicos, depurando o meio (MATOS et al., 2009).

O design vegetativo deverá contemplar as espécies funcionais, fitoextratoras e remediadoras, assim como espécies locais e resistentes ao alagamento (ex: *Carex* sp.). Considerando sempre, que o projeto de paisagismo apresenta seu tempo de estabelecimento da vegetação, como o crescimento vegetativo, desenvolvimento do sistema radicular, acúmulo de sedimento para que inicie o processo de fitoremediação das águas. O monitoramento do processo de implantação vegetativo, contemplado no projeto, é fundamental para o sucesso da despoluição e limpeza das águas.

O fluxo das águas urbanas pode afetar a ecologia dos arroios e correios urbanos e sobrecarregar-se de sedimentos poluentes e matéria orgânica, que em processo de decomposição gera inúmeros gases desagradáveis. A bacia de sedimentos é projetada e possui funções específicas: (1) pré- tratamento para remoção de sedimentos grosseiros, resíduos sólidos (lixo); (2) controle hidrológico da vazão das águas; e desvio das inundações (amortecimento e controle do efeito de remanso).

O projeto do design conecta a bacia de sedimento à zona de macrofitas, e as estruturas de controle devem estar contempladas no projeto. Os poços de controle e depósito de sedimento auxiliam nos controles de fluxos, assim como são pontos-chaves do monitoramento da qualidade das águas para realização da coleta periódica e análises químicas que permitem a avaliação da eficiência do sistema.

O poço de transbordo de conexão deve estar construído anterior à bacia de

sedimento, ser acessível para manutenção, mas protegido com grades; o acúmulo de resíduos sólidos (lixo) trazidos pelos condutores das águas pluviais e que, são prejudiciais ao sistema. Em áreas urbanas de muita poluição com resíduos sólidos os coletores capturam materiais para posterior coleta e conduzidos ao destino correto. As entradas e saídas em extremidades opostas; onde a saída (conexão hidráulica da bacia de sedimento) dá para a zona de vegetação: macrófitas. O poço de transbordo deve ser acessível para manutenção, mas protegido com grades.

2 | REFLEXÃO E SUGESTÕES

Na perspectiva de soluções sustentáveis para cidades inteligentes, inúmeras são as iniciativas no mundo que buscam amenizar impactos. Muitos países como Austrália, Canadá, França, Estados Unidos, entre outros tantos já apresentam em seus planos de políticas públicas a urgência da mudança de paradigma. Cuidar do planeta é cuidar das cidades; é gerar mínimo impacto.

A amortização do impacto das águas e a transferência do passivo ambiental são medidas não apenas mitigatórias, mas de mudança de olhar. Trazendo benefícios ecológicos e sociais integrando-se às políticas públicas das cidades inteligentes.

Dentro desta perspectiva, a apresentação da proposta de um Design para o Paisagismo Ecosistêmico sugere que o planejamento urbano contemple o tempo de conformidade e processos de transferência de passivos ambientais. A sugestão de solução está em pequenas medidas, em pequenas áreas distribuídas na malha urbana, utilizando praças e parques lineares, com baixos custos de implantação e manutenção e grandes benefícios ecosistêmicos para a malha urbana e comunidades.

REFERÊNCIAS

CHAGAS, Renata C. et al . Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. Rev. bras. Engenharia Agrícola Ambiental, Campina Grande , v. 15, n. 11, p. 1186-1192, Nov. 2011 . Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662011001100012&lng=en&nrm=iso>.Access on 28 Jan. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662011001100012>

KADLEE, R. H. et al Constructed Wetlands for pollution control processes, performance, design and operation (IWA specialist group) British Library UK, 2006 <https://www.melbournewater.com.au/planning-and-building/developer-guides-and-resources/standards-and-specifications/constructed-0> Acesso 26 de janeiro de 2018

MATOS, A. T.; FREITAS W. S.; FIA, R.; MATOS, M. P. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura visando seu reuso. Engenharia na Agricultura, v.17, p.383-391, 2009.

MUNARI, B. Das coisas nascem coisas. Lisboa: Edições 70, 1981.

PAZMINO, A.V. Uma reflexão sobre Design Social, Eco Design e Design Sustentável | International Symposium on Sustainable Design (ISimpósio Brasileiro de Design Sustentável), Curitiba, 2007 | ISBN 978-85-60186-01-3 Acesso 25 de janeiro de 2018

PIO, M.C.S; ANTONY, L.P; SANTANA, L.P. Wetlands Construídas (Terras Alagadas): Conceitos, Tipos e perspectivas para remoção de metais potencialmente tóxicos de água contaminada: UMA REVISÃO Scientia Amazonia, v. 2, n.1, 28-40, 2013 Revista on-line <http://www.scientia.ufam.edu.br> ISSN:2238.1910 Acesso em 28 de janeiro de 2018.

SONNEMAN, J. et al Wetland Technical Design Guidelines, Ed.Brisbane City Council Melbourne, Austrália, 2017 http://hlw.org.au/u/lib/mob/20170530131525_2632c5a65b696f6b1/wetlands-guidelines-final-v1.pdf Acesso dia 26 de janeiro de 2018

SONNEMAN, J.; WETTENHALL,G.; LEINSTES, S. Bioretention Technical Design Guidelines 2014 <https://www.melbournewater.com.au/planning-and-building/developer-guides-and-resources/standards-and-specifications/constructed-0> Acesso dia 26 de janeiro de 2018

PRODUÇÃO DE HIDRATOS DE DIÓXIDO DE CARBONO E DE METANO

Aglaer Nasia Cabral Leocádio

Faculdade de Engenharia Química da Unicamp,
DEPRO
Campinas – São Paulo

Nayla Xiomara Lozada Garcia

Faculdade de Engenharia Química da Unicamp,
DEPRO
Campinas – São Paulo

Lucidio Cristovão Fardelone

Faculdade de Engenharia Química da Unicamp,
DEPRO
Campinas – São Paulo

Daniela da Silva Damaceno

Faculdade de Engenharia Química da Unicamp,
DEPRO
Campinas – São Paulo

José Roberto Nunhez

Faculdade de Engenharia Química da Unicamp,
DEPRO
Campinas – São Paulo

* Os autores Aglaer Nasia Cabral Leocádio, Nayla Xiomara Lozada Garcia, Lucidio Cristovão Fardelone e Daniela da Silva Damaceno contribuíram igualmente para este trabalho.

RESUMO: Os hidratos de gás são sólidos formados por estruturas cristalinas, que podem se formar quando há água em contato com gases a baixas temperaturas e altas pressões. Diversos estudos apontam que os hidratos

de gás têm se mostrado como uma grande alternativa para o transporte e armazenamento de gás. Neste trabalho de revisão de literatura abordamos a formação e produção de hidratos de dióxido de carbono e de metano, formas de caracterização físico-químicas dos hidratos e a modelagem termodinâmica.

PALAVRAS-CHAVE: Hidratos de gás, síntese, caracterização, modelagem termodinâmica.

ABSTRACT: Gas hydrates are solids formed by crystalline, that can form when there is water in contact with gases at low temperatures and high pressures. Several studies point out that gas hydrates have proved to be a great alternative for the transport and storage of gas. In this work of literature review we approach the formation and production of hydrates of carbon dioxide and methane, forms of physical-chemical characterization and thermodynamic modeling.

KEYWORDS: Carbon dioxide hydrate, methane hydrate, energy.

1 | INTRODUÇÃO

O aumento das preocupações com os efeitos das mudanças climáticas nos últimos anos tem elevado o número de pesquisas em desenvolvimento que visam à mitigação de tais impactos ambientais negativos. Um dos principais focos de pesquisa nesta área é a

busca de soluções para diminuir as emissões dos gases do efeito estufa na atmosfera, principalmente dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4).

As novas tecnologias de captura e armazenamento de carbono (CCS - *carbon capture and storage*) estão sendo aplicadas para tratar gases provenientes de centrais elétricas, poços de gás e plantas industriais. Os gases capturados podem ser armazenados em reservatórios geológicos de forma permanente. No caso específico do CO_2 , este consegue ser injetado em rochas sedimentárias, de reservatórios de óleo e gás que se encontram ativos ou esgotados, aquíferos profundos, camadas de sal, camadas de carvão, arenitos profundos entre outros (RAZA *et al.*, 2019; HORII e OHMURA, 2018).

O aumento da descoberta de reservas de gás natural no mundo tem posicionado este recurso como uma fonte de energia próspera e limpa. O gás natural é armazenado e transportado de forma convencional, utilizando métodos como gás natural comprimido, gás natural liquefeito (LNG - *liquified natural gas*), e gás solidificado (VELUSWAMY *et al.*, 2018).

No entanto, estes métodos convencionais resultam em um custo elevado de infraestrutura e manutenção, além de ter altos níveis de periculosidade. Portanto, há necessidade de novas formas de transporte e armazenamento de gás natural que permitam o desenvolvimento de um processo de forma segura e viável economicamente.

Uma das alternativas para captura e armazenamento de gases causadores do efeito estufa é a produção de hidratos de gás. Estes compostos são amplamente utilizados em áreas como o armazenamento e transporte de gás natural, separação de CO_2 , separação de CH_4 (FAN *et al.*, 2016, di PROFIO *et al.*, 2017).

Assim, separar gases como o CO_2 e CH_4 tem alentado investigadores para desenvolver novas pesquisas relacionadas com este processo (RICAURTE *et al.*, 2013; KIM *et al.*, 2017cyclopentane (CP; de OLIVEIRA *et al.*, 2018tetrahydrofuran (THF; YIN *et al.*, 2018energy, and environmental aspects. In this review, we present a systematic review of literature on the kinetic models describing the behaviour of gas hydrate growth. We reviewed a total of 27 classical and state-of-the-art models with their variations. These models were categorized into groups according to their controlling mechanism postulated (heat transfer, mass transfer, or intrinsic kinetic reaction; KUMAR *et al.*, 2019 (a); KUMAR *et al.*, 2019 (b); HORII e OHMURA, 2018; WANG *et al.*, 2018; MOLOKITINA *et al.*, 2019that is the difference between the equilibrium solubility of gas in liquid and the amount of gas dissolved in the liquid (mole concentration).

Na separação de gases como o CO_2 tem sido empregado métodos convencionais, como absorção e separação por membranas. Estes métodos apresentam algumas desvantagens, no caso dos absorventes a toxicidade e corrosão, e no caso das membranas o alto custo de manutenção. Com tudo, a formação de hidratos de gás visando a separação de CO_2 e CH_4 tem sido amplamente desenvolvida nos últimos anos, mostrando a viabilidade do processo (FAN *et al.*, 2016).

Desta maneira, os hidratos de metano veem ganhando cada vez mais importância

como fonte de energia e estima-se que o volume do mercado global de hidratos de metano deva crescer de 17,8 mil m³ em 2018 para 80,2 mil m³ até 2023, a uma taxa de crescimento anual composta (CAGR) de 35,1% para o período de 2018-2023 (BCC RESEARCH, 2018). Assim, são necessárias novas tecnologia para que possam permitir uma maior escala de comercialização em um futuro próximo.

Uma outra área de aplicação de tecnologias de hidratos de gás é a dessalinização da água (LV *et al.*, 2019, YOSSEF *et al.*, 2014; SANGWAI *et al.*, 2013). Esta área também vem sendo desenvolvida, devido aos problemas de desabastecimento de água, ao incremento na população e pela expansão de atividades industriais. Assim, encontrar novas formas para o tratamento de águas salobra e do mar é de fundamental importância.

Normalmente as plantas convencionais de tratamento de águas utilizam destilação *flash* em vários estágios e osmose reversa, as quais demandam grandes áreas para equipamentos e perdas consideráveis de água no processo de dessalinização. Conseqüentemente, é necessário aprimorar essas tecnologias já existentes e também implementar novas tecnologias que permitam desenvolver processos mais eficientes a menores custos (PARK *et al.*, 2011; KANG *et al.*, 2014; XU *et al.*, 2018; FAKHARIAN *et al.*, 2017; CHOI *et al.*, 2019).

Este trabalho apresenta uma revisão sobre as principais características dos hidratos de gás, estruturas cristalinas formadas, formas de produção, entre outros. O comportamento de formação de hidratos depende em grande medida das condições de equilíbrio termodinâmico e do sistema em que o hidrato é formado. Logo, neste trabalho também são apresentados os principais promotores utilizados na produção de hidratos, suas vantagens, desvantagens, a estabilidade dos hidratos e a modelagem termodinâmica.

2 | ESTRUTURA DOS HIDRATOS DE GÁS

A história dos hidratos de gás data desde o século XIX quando Sir Humphery, um químico inglês, descobriu a formação de hidrato de cloro. Mais tarde, no século XX a indústria do petróleo detectou a presença de hidratos de gás em tubulações que ocasionava incrustações e entupimentos nas linhas de gás (CARROL, 2009; SLOAN e KOH, 2008).

Os hidratos de gás são estruturas cristalinas, não estequiométricas formadas por dois componentes: água e gás. A formação destes compostos ocorre em altas pressões e baixas temperaturas. As pontes de hidrogênio formadas pelas moléculas de oxigênio e hidrogênio na água permitem que esta forme um reticulo cristalino que atua como uma cavidade para um hospedeiro. O gás (hóspede) utilizado na formação dos hidratos é armazenado nas cavidades formadas na água. As moléculas de gás entram na estrutura cristalina e interagem com as moléculas de água por médio das forças de Van der Waals. Gases típicos como metano, etano, propano e dióxido de

carbono são usados na formação de hidratos (VELUSWAMY *et al.*, 2018).

Os hidratos de gás apresentam três estruturas cristalinas comuns: sI, sII, e sH, as quais são apresentadas na Figura 1.

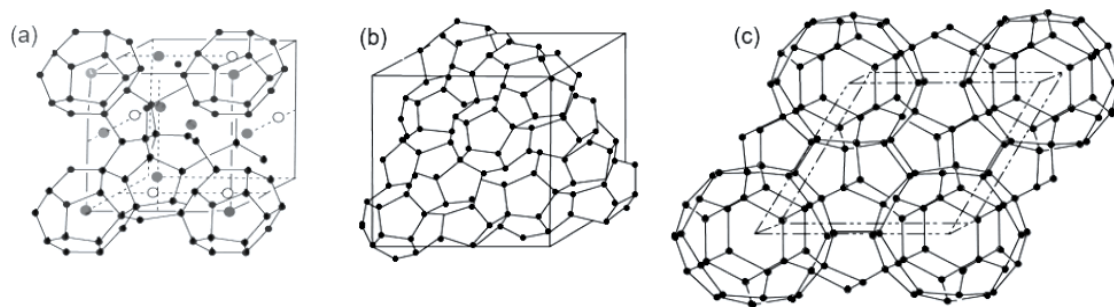


Figura 1 - Estruturas cristalinas formadas nos hidratos de gás (adaptado de SLOAN e KOH, 2008): (a) Estrutura sI (b) Estrutura sII (c) Estrutura sH (adaptado de SLOAN e KOH, 2008).

A formação de cada estrutura depende do tipo de gás armazenado. A estrutura sI (Figura 1a) armazena gases com moléculas de diâmetros entre 4,2 e 6 Å, como o metano, etano, dióxido de carbono e sulfato de hidrogênio. Moléculas com diâmetros menores que 4,2 Å, como moléculas de nitrogênio ou de hidrogênio, são armazenadas em estruturas sII (Figura 1b). A estrutura sH armazena moléculas de diâmetros entre 6 e 7 Å, como propano ou isobutano, assim como gases entre 7 e 9 Å como o isopentano ou neohexano, quando combinadas com moléculas menores como o metano, sulfato de hidrogênio ou nitrogênio (CARROL, 2009; SLOAN e KOH, 2008).

A estrutura comum do hidrato de gás é formada por 85% de água na molécula básica. As pontes de hidrogênio nas moléculas de água apresentam 5 formas poliédricas que compõem as estruturas sI, sII e sH. A nomenclatura destes poliedros foi atribuída por Jeffrey em 1984. Cada poliedro é nomeado como $n_i m_i n_i m_i$. Onde, $n_i n_i$ é o número de bordas no tipo de face "i", e $m_i m_i$ é o número de faces com $n_i n_i$ bordas.

A Figura 2 apresenta os tipos de poliedros que podem ser encontrados nos hidratos de gás. O dodecaedro pentagonal (Figura 2a) está composto por 12 lados e essa cavidade é chamada de 5^{12} , correspondente a 12 faces pentagonais ($n_i = 5, m_i = 12$ $n_i = 5, m_i = 12$) com igual comprimento de arestas e ângulos.

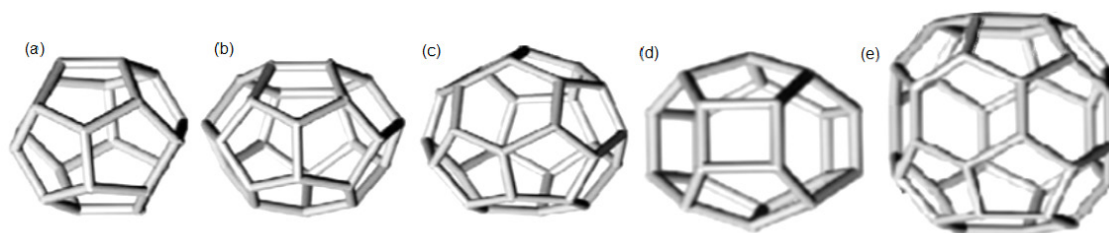


Figura 2 - Cavidades formadas nas estruturas cristalinas dos hidratos de gás (adaptado de SLOAN e KOH, 2008): (a) dodecaedro pentagonal (5^{12}), (b) Tetracaedro ($5^{12}6^2$), (c) Hexadecaedro ($5^{12}6^4$), (d) dodecaedro irregular ($4^35^66^3$), e (e) Icosaedro ($5^{12}6^8$).

O tetracaedro é chamado como estrutura $5^{12}6^2$ a qual apresenta 12 faces

pentagonais e 2 faces hexagonais (Figura 2b). A estrutura hexadecaedra (Figura 2c) é nomeada como $5^{12}6^4$, composta por 16 lados, dos quais 12 faces são pentagonais e 4 faces são hexagonais. O dodecaedro irregular (Figura 2d), estrutura conhecida como $4^35^66^3$ é composta por 3 faces quadradas, 6 faces pentagonais e 3 faces hexagonais.

A maior estrutura poliédrica formada nos hidratos de gás é o icosaedro, conhecida também como estrutura $5^{12}6^8$ (Figura 2e). Este arranjo tem 12 faces pentagonais e 8 faces hexagonais, das 8 faces hexagonais, 6 faces fazem parte de uma faixa ao redor da estrutura e 2 faces são a coroa e o pé da cavidade (CARROL, 2009; SLOAN e KOH, 2008).

As principais diferenças entre as estruturas presentes nos hidratos de gás são apresentadas na Tabela 1.

Estrutura cristalina do hidrato de gás	sI		sII		sH		
	Pequena	Grande	Pequena	Grande	Pequena	Média	Grande
Descrição	5^{12}	$5^{12}6^2$	5^{12}	$5^{12}6^4$	5^{12}	$4^35^66^3$	$5^{12}6^8$
Número de cavidades por célula unitária	2	6	16	8	3	2	1
Raio médio da cavidade (Å)	3,95	4,33	3,91	4,73	3,91	4,06	5,71
Número de coordenação	20	24	20	28	20	20	36
Número de moléculas de água por célula unitária	46		136		34		
Tipo de cristal	Cúbico		Cúbico		Hexagonal		

Tabela 1 - Diferenças entre as estruturas formadas nos hidratos de gás (SLOAN e KOH, 2008).

A estrutura sI forma duas cavidades 5^{12} (menor) e seis cavidades $5^{12}6^4$ (maior) em uma única célula. As duas cavidades pequenas e as seis cavidades maiores são formadas por 46 moléculas de água. Na estrutura sII estão presentes as cavidades 5^{12} e $5^{12}6^4$. Cavidades 5^{12} (pequeno), $4^35^66^3$ (média) e $5^{12}6^8$ (maior) podem estar presentes na estrutura sH (SLOAN e KOH, 2008).

2.1 Formação dos hidratos de gás

O processo de formação de hidratos considera dois fatores importantes: 1) condições termodinâmicas, e 2) cinética de formação: nucleação e crescimento dos hidratos. A transferência de massa e calor são partes importantes da etapa de nucleação e crescimento dos hidratos. Nesta etapa ocorre o maior consumo de gás, isto é, ocorre

a dissolução do gás na água. A dissolução de gás na água é um processo exotérmico, o qual libera calor, e este calor liberado no processo afeta a produção de hidratos.

2.2 Estabilidade dos hidratos de gás

A fase hidrato, todos os componentes coexistem em condições de equilíbrio. A pressão e temperatura de estabilidade são definidas no diagrama de fases destes compostos. A curva de equilíbrio dos hidratos aparece em condições termodinâmicas nas quais os hidratos começam se formar. Estas condições permitem delimitar a zona de equilíbrio para os hidratos, as fases presentes no sistema e as condições de dissociação.

Os diagramas de equilíbrio de fases podem ser construídos a partir de dados experimentais ou a partir de modelos preditivos. Existem vários modelos termodinâmicos propostos na literatura que tem como intuito determinar as condições de equilíbrio para a formação dos hidratos (SLOAN e KOH, 2008; SFAXI *et al.*, 2012; KANG e LEE, 2000; ZARENEZHAD *et al.*, 2015; MA *et al.*, 2016; IDRESS, *et al.*, 2018).

O software CSMGem que foi desenvolvido por Ballard (2002) utiliza a minimização de energia de Gibbs (GEM) para cálculo *flash* de sistemas envolvendo hidratos e para a construção de diagramas de fases. A Figura 3 foi construída utilizando o CSMGem e apresenta as regiões do diagrama de fases dos hidratos de CO₂. Este diagrama exibe as fases encontradas e os produtos formados em condições de temperaturas e pressões específicas.

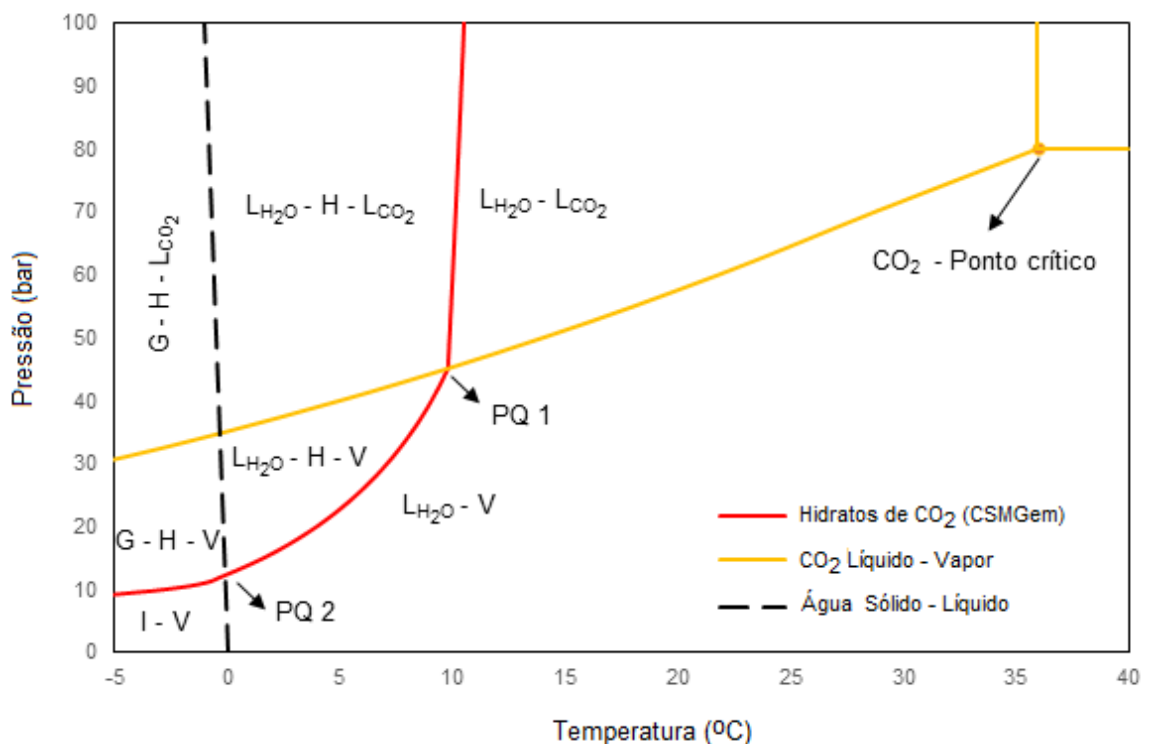


Figura 3 - Diagrama de fases dos hidratos de CO₂.

A área de formação dos hidratos é delimitada pela linha vermelha, a qual envolve

a fase hidrato, água líquida (L_{H_2O})(L_{H_2O}), CO_2 líquido(L_{CO_2})(L_{CO_2}), hidrato (H), vapor (V), e gelo (G). A linha amarela representa o equilíbrio líquido-vapor do CO_2 e a linha preta o equilíbrio sólido-líquido da água.

Os hidratos de CO_2 em um sistema de água pura são formados em uma faixa de pressão entre 9 e 100 bar e temperatura entre $-5\text{ }^\circ\text{C}$ e $12\text{ }^\circ\text{C}$. No diagrama é possível observar os pontos quádruplos PQ1 e PQ2, onde coexistem as fases água-hidrato-vapor de CO_2 - CO_2 líquido e gelo-água-hidrato-vapor de CO_2 , respectivamente.

2.3 Modelagem termodinâmica para sistemas envolvendo hidratos

O critério de equilíbrio de fases aplicado para sistemas envolvendo gás de hidratos é uma condição fundamental que se refere à equivalência de temperatura, pressão e potencial químico em todas as fases, e a minimização da energia livre de Gibbs.

O potencial químico da fase hidrato pode ser calculado em duas etapas. Primeira etapa é a formação do hidrato hipotético no retículo cristalino vazio a partir da água pura. Em seguida, a segunda etapa é o processo de preenchimento do retículo com as moléculas de gás (Carrol, 2003), exemplificado conforme a figura 4.

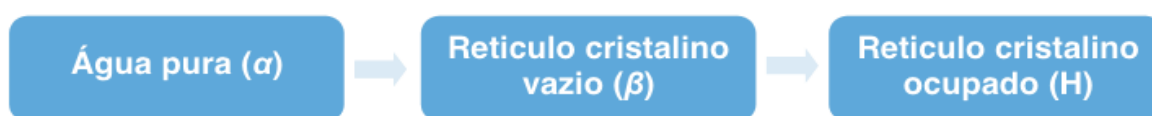


Figura 4 - Etapas de processo de formação de hidratos.

A mudança do potencial químico (μ) pode ser calculada conforme a Eq. 1.

$$\mu^H - \mu^\alpha = (\mu^H - \mu^\beta) + (\mu^\beta - \mu^\alpha) \quad (1)$$

O primeiro termo depois da igualdade representa a estabilização do hidrato na rede cristalina e é calculada pelo modelo proposto por van der Waals e Platteeuw (1959). Já o segundo termo representa a mudança de fase da água pura e pode ser calculada por modelos termodinâmicos clássicos (CARROL, 2003).

O modelo de van der Waals e Platteeuw (vdWP) foi desenvolvido para prever o equilíbrio de fases de hidratos. Este modelo, adota uma abordagem de termodinâmica estatística, e foi construído usando uma analogia com a isoterma de Langmuir, que tem múltiplos locais de adsorção para várias espécies de outros hidratos (Khan, 2015). O modelo de vdWP foi derivado das seguintes suposições (CHEN e GUO, 1996; VAN DER WAALS e PLATTEEUW, 1959):

1. Cada cavidade contém no máximo uma molécula hóspede.
2. A função de partição de gás ideal é aplicável às moléculas hóspedes.
3. A interação entre as moléculas hóspedes e as moléculas de água pode ser descrita por um par de funções potenciais, e a cavidade pode ser tratada como

perfeitamente esférica.

4. As interações das moléculas hóspede-hóspede podem ser negligenciadas.

5. Não há interação entre as moléculas hóspedes em diferentes cavidades, e as moléculas hóspedes interagem apenas com as moléculas de água vizinhas mais próximas.

6. A contribuição da energia livre das moléculas de água é independente dos modos de ocupação das moléculas hóspedes dissolvidas.

Dessa forma, o modelo calcula a diferença de potencial químico da água na fase hidrato e da estrutura hipotética não ocupada, o qual é calculado em função da fração de cavidades ocupadas, conforme a Eq. 2 (PARRISH e PRAUSNITZ, 1972).

$$\Delta\mu_w^H = -RT \sum_m v_m \ln(1 - \sum_j \theta_{mj}) \quad (2)$$

Sendo, $\Delta\mu_w^H$ a diferença do potencial química da água na fase hidrato (H) e na estrutura hipotética de hidrato não ocupada, T é a temperatura, R é a constante universal dos gases, v_m é a razão de cavidades do tipo m por moléculas de água, θ_{mj} é a fração de cavidades do tipo m ocupadas por moléculas do tipo j . θ_{mj} é calculada pela Eq. 3.

$$\theta_{mj} = C_{mj} f_j / (1 + \sum_j C_{mj} f_j) \quad (3)$$

Sendo, C_{mj} a constante de Langmuir, f_j é a fugacidade do componente gasoso j e pode ser calculada conforme Eq. 4, que é calculada pelo coeficiente da fugacidade (ϕ_j), fração molar da fase gasosa (y_j) e a pressão total do sistema (P).

$$f_j = \phi_j y_j P \quad (4)$$

A constante de Langmuir pondera a interação do gás e da água na cavidade da estrutura. E é mensurada pelo método de Lennard-Jones e Devonshire (Eq. 5).

$$C(T) = 4\pi/\kappa T \int_0^\infty \exp[-w(r)/\kappa T] r^2 dr \quad (5)$$

Sendo, κ a constante de Boltzmann, T a temperatura absoluta, $w(r)$ o potencial da cavidade em função da coordenada radial (r) da cavidade. O potencial que melhor descreve essa interação para a fase hidratos é o potencial de Kihara (MCKOY e SINANOGLU, 1963) (Eqs.6-7).

$$w(r) = 2 z \varepsilon \left[\frac{\sigma^{12}}{R^{12} r} \left(\delta^{10} + \frac{a}{R} \delta^{11} \right) - \frac{\sigma^6}{R^6 r} \left(\delta^4 + \frac{a}{R} \delta^5 \right) \right] \quad (6)$$

$$\delta^N = \frac{1}{N} \left[\left(1 - \frac{r}{R} - \frac{\alpha}{R} \right)^{-N} - \left(1 + \frac{r}{R} - \frac{\alpha}{R} \right)^{-N} \right] \quad (7)$$

Sendo, α , σ e δ são os parâmetros de Kihara, z é a quantidade de moléculas de água na cavidade m , ε é o parâmetro de energia e N é 4, 5, 10 e 11 conforme a Eq. 6.

A diferença do potencial químico da água na estrutura do hidrato vazio em relação a sua forma pura (líquida ou gelo) ($\Delta\mu_w^{L/G}$) pode ser expressa a partir da Eq. 8 (HOLTER *et al.*, 1980).

$$\frac{\Delta\mu_w^{L/G}}{RT} = \frac{\Delta\mu_w^{L/G}(P_0, T_0)}{RT_0} - \int_{T_0}^T \left(\frac{\Delta h_w^{L/G}}{RT^2} \right)_P dT + \int_{P_0}^P \left(\frac{\Delta v_w^{L/G}}{RT} \right)_T dP \quad (8)$$

Sendo, $\Delta v_w^{L/G}$ é a diferença entre volume molar do retículo cristalino hipotético e a água líquida (ou gelo) pura, $\Delta h_w^{L/G}$ é a diferença entre a entalpia molar do retículo cristalino hipotético e a água líquida (ou gelo) pura e é descrita pela Eq. 9. C_p é a capacidade calorífica e é representada pela Eq. 10 (HOLTER *et al.*, 1980).

$$\Delta h_w^{L/G} = \Delta h_w^0 + \int_{T_0}^T \Delta C_p dT \quad (9)$$

$$\Delta C_p = -37,32 + 0,179(T - T_0) \quad (10)$$

Em todas as equações o índice zero (0) representa o ponto triplo da água.

2.4 Produção de hidratos de gás

Os hidratos de gás são obtidos a partir da mistura de água e gás em condições de alta pressão e baixa temperatura. Para que a formação do produto exista é necessário um ambiente supersaturado do gás que está sendo utilizado. Portanto, a quantidade de gás injetado deve ser maior que a capacidade de dissolução de gás da água (SLOAN e KOH, 2008).

A formação e produção de hidratos de gás é realizada em células de alta pressão com agitador magnético ou mecânico (RICAURTE *et al.*, 2013; RICAURTE *et al.*, 2014; KAKATI *et al.*, 2016; JOSEPH *et al.*, 2017), reatores com agitador magnético ou mecânico (MECH *et al.*, 2016; HORII e OHMURA, 2018; SHI e LIANG, 2018) e sistemas de reatores sem agitação (MOLOKITINA *et al.*, 2019).

O tempo de produção dos hidratos de gás nestes sistemas podem levar de vários minutos a horas e depende de vários fatores, como o tempo de agitação, sistema de

agitação, tempo de injeção do gás, tipo de promotores, tempo de injeção de promotores, troca de calor no processo, entre outros. Esses sistemas convencionais de produção de hidratos de gás apresentam áreas pequenas de transferência de calor, portanto, o tempo de formação de hidratos por causa do calor liberado é alto.

Na literatura estão descritos vários trabalhos com o objetivo de compreender o processo de formação e a estabilidade dos hidratos de gás. A seguir alguns processos de produção em nível laboratorial são descritos sucintamente.

Lírio (2012) realizou a síntese de hidratos de dióxido de carbono obtendo medidas cinéticas e de comportamento de fases. O processo de formação dos hidratos ocorre na célula de equilíbrio de fases. Esta célula foi acoplada a um sistema de sensores de pressão e temperatura e uma válvula de alimentação para líquidos com engate rápido para execução de vácuo, alimentação de gás e a descarga ao final da produção, Figura 5.

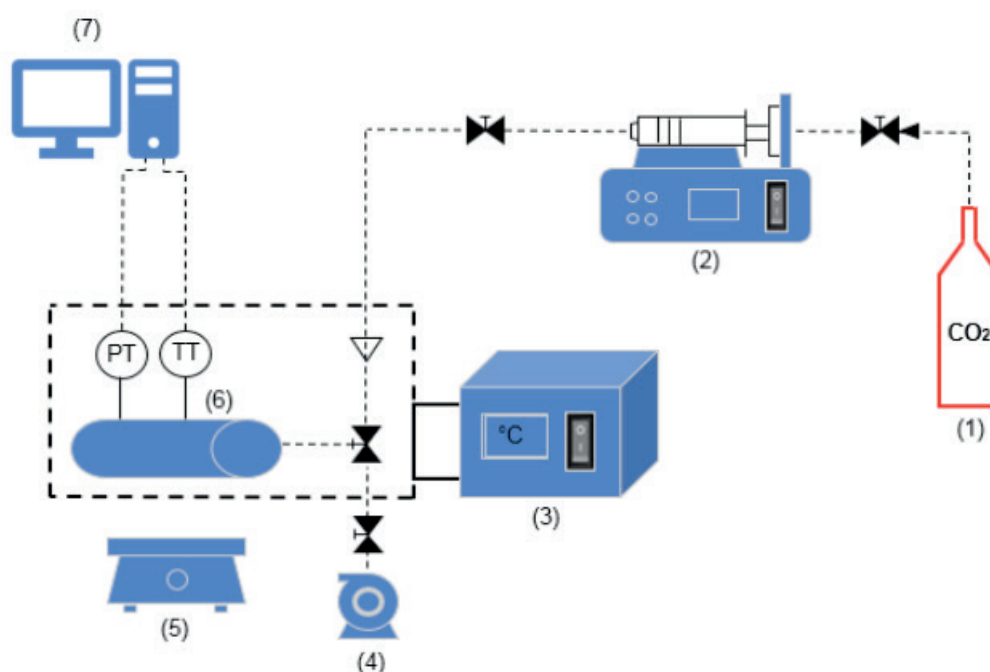


Figura 5 - Fluxograma simplificado do sistema de produção de hidratos de gás (adaptado de LIRIO, 2012): (1) cilindro de gás; (2) bomba com embolo de alta pressão; (3) banho termostático; (4) bomba de vácuo; (5) placa de agitação magnética; (6) célula de equilíbrio de fases; (7) painel de controle; PT - transdutor de pressão; T - sensor de temperatura.

As variáveis medidas durante os experimentos, no interior da célula de equilíbrio, foram de temperatura e pressão. A metodologia de obtenção destes dados foi uma adaptação do método *T-Cycle*, ou seja, o sistema sofre perturbações na temperatura durante o processo de formação. Esse método permite a medida do período de indução, taxa de formação e capacidade de gás armazenada. As medidas de solubilidade do dióxido de carbono foram realizadas em intervalos de pressão de 2 a 5 MPa e no intervalo de temperatura de 274,1 a 293,1 K.

Inicialmente a célula é carregada com 10 cm³ de solução aquosa, conectada ao

um banho termostático e a válvulas, nos quais se faz vácuo. Após a estabilização da temperatura inicial desejada, a bomba é pressurizada e com a estabilização inicia-se a injeção do gás na condição de pressão e temperatura desejada.

Nota-se, então, uma leve queda de pressão devido a solubilização do gás na fase líquida. Para que ocorra a formação de hidrato, a temperatura do sistema é diminuída (0,1 °C/min). A queda de pressão nesta etapa é devido a solubilidade do gás na fase líquida, quanto a contração do gás devido ao resfriamento. Após este ciclo, observa-se a queda mais abrupta da pressão, que corresponde ao início da formação de hidrato, seguido da apresentação de maior valor de taxa de formação, a qual decresce até que a quantidade máxima de gás capturado é alcançada.

Com a formação completa, inicia-se o procedimento reverso, no qual a temperatura é elevada gradualmente, favorecendo o processo de dissociação do hidrato e conseqüentemente o aumento da pressão no sistema, isso ocorre até que retorne à condição inicial do método.

No trabalho de da Silva (2014) para síntese de hidratos de metano foi realizada através de uma planta piloto, constituído por dois reatores encamisados (1L e 10L) do tipo tanque contínuo com agitação. O intervalo de temperatura utilizado foi de -0,8 a -3 °C e a pressão de 13 a 15,1 Mpa, Figura 6.

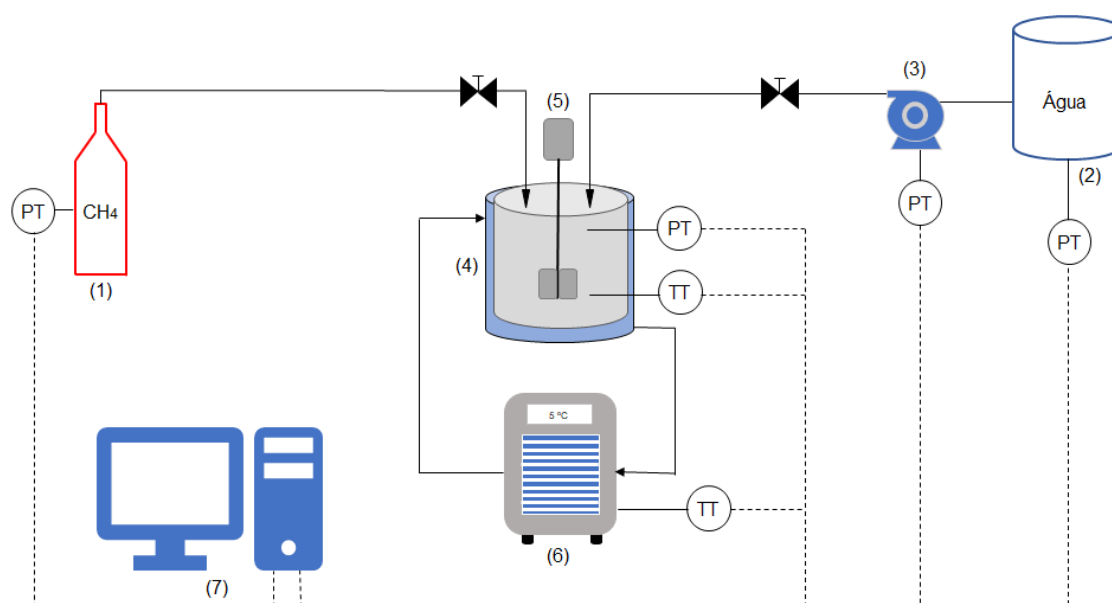


Figura 6 - Fluxograma simplificado do sistema experimental para síntese de hidratos de gás (adaptado de SILVA, 2014): (1) cilindro de gás de metano; (2) reservatório de água; (3) bomba; (4) reator encamisado (1L ou 10L); (5) agitador; (6) chiller; (7) painel de controle; PT - transdutor de pressão; T - sensor de temperatura.

Após o preenchimento do reator com água/ou solução salina (350 mL para o reator de 1L e 6L para o de 10 L, respectivamente), o reator foi fechado e injetado 200 mL/min de CH₄ (g). Com a estabilização da pressão e da temperatura, a produção dos hidratos era iniciada e o processo foi mantido por até 400h, em seguida o reator era despressurizado e o hidrato de metano armazenado sob refrigeração.

Um trabalho muito importante foi o desenvolvido por Li *et al.* (2012), que estudou

as propriedades mecânicas do hidrato de metano e analisou a sua estabilidade. A produção de hidrato ocorre através da mistura de pó de gelo de tamanho de $250\ \mu\text{m}$ e gás metano em uma câmara de reação de alta pressão à temperatura de $-5\ ^\circ\text{C}$ e pressão de $10\ \text{MPa}$, por 24 horas, Figura 7. Durante o processo foi observado uma queda de pressão devido a reação entre o pó de gelo e o gás metano, correspondendo a formação do hidrato de metano.

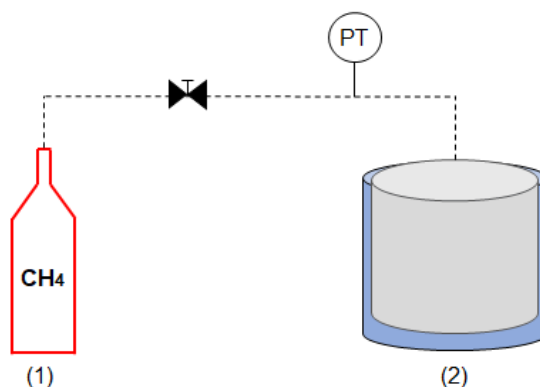


Figura 7 - Esquema simplificado de produção de hidrato em câmara de alta pressão (adaptado de Li *et al.*, 2012): (1) câmara de reação encamisada; (2) cilindro de CH₄; PT - transdutor de pressão.

Outro processo de formação de hidrato de gás foi o desenvolvido por Semenov *et al.*, (2011), que utilizou reatores pressurizados ($5\ \text{MPa}$) e mantidos sob baixa temperatura ($279\text{-}268\ \text{K}$), Figura 8, utilizando água destilada ou uma solução de sulfonol.

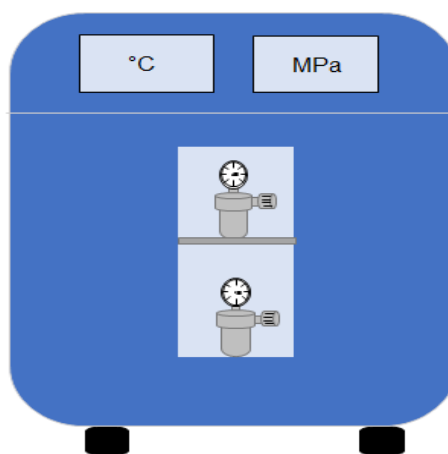


Figura 8 - Câmara refrigerada com reatores para produção de hidratos de gás (adaptado de SEMENOV *et al.*, 2011).

Quando utilizado a solução de sulfonol, foi observado a formação de hidrato à temperatura de $279\ \text{K}$, um aumento de saturação (35%) e um menor tempo de formação, 13 dias, do que quando utilizado água destilada ($276\ \text{K}$, 16 dias).

Zhou *et al.* (2019) utilizaram um sistema similar ao Silva (2014), Figura 9, para produção de hidratos de CO₂ em uma solução aquosa contendo nanopartículas de

grafite e BTBA (brometo de tetra-n-butil amônio). A pressão inicial foi de 4,5 MPa e a temperatura de 258,15 a 268,15 K. A presença de nanopartículas de grafite na concentração de 0,08% reduz significativamente as condições de formação dos hidratos, apresentando maior taxa de formação e uma redução de tempo de indução em até 16,6%.

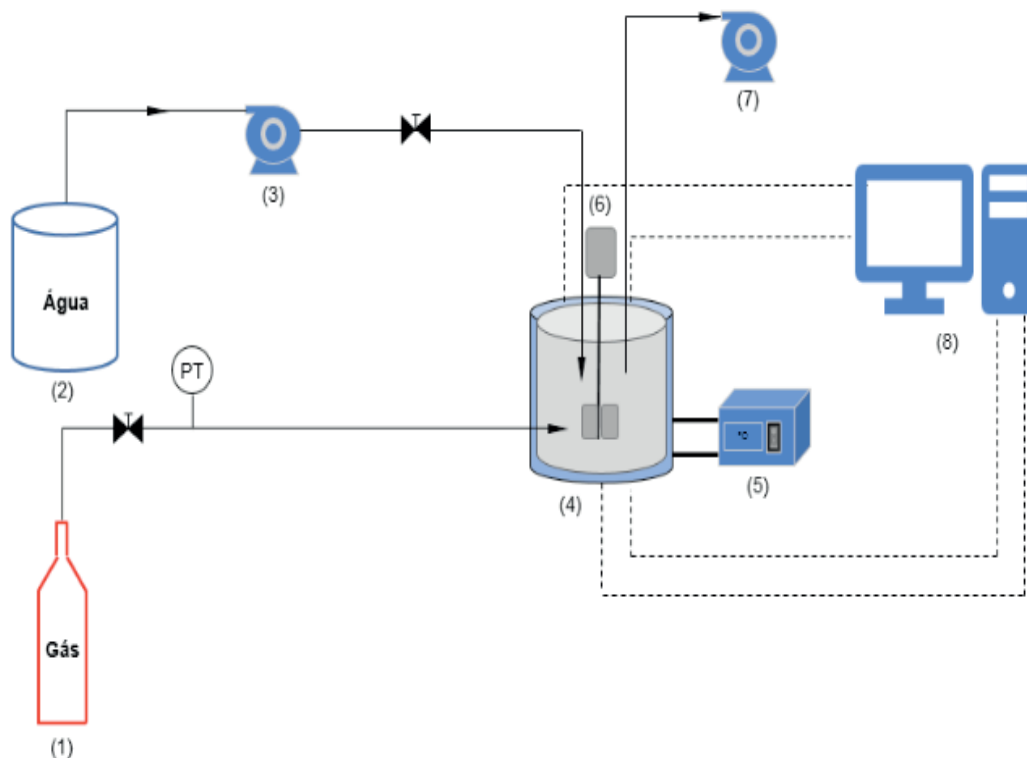


Figura 9 - Fluxograma simplificado do sistema de produção de hidratos de CO_2 (adaptado de ZHOU *et al.*, 2019): (1) cilindro de gás; (2) tanque de água; (3) bomba centrífuga; (4) reator com jaqueta térmica; (5) sistema de refrigeração; (6) agitador (7); bomba de sucção; (8) computador; PT - transdutor de pressão.

Um outro método de produção de hidratos foram os trabalhos realizados pelo grupo de Svartass com um sistema de produção de hidratos de metano, conforme a Figura 10 (ABAY, 2011; ABAY e SVARTAAS, 2011, 2010; ABAY *et al.*, 2011). Nestes trabalhos a concentração de metano foi variada para se observar a nucleação de hidratos de gás multicomponente, o efeito do resfriamento, a taxa, composição e o efeito da composição do gás no crescimento do hidrato na estrutura sII.

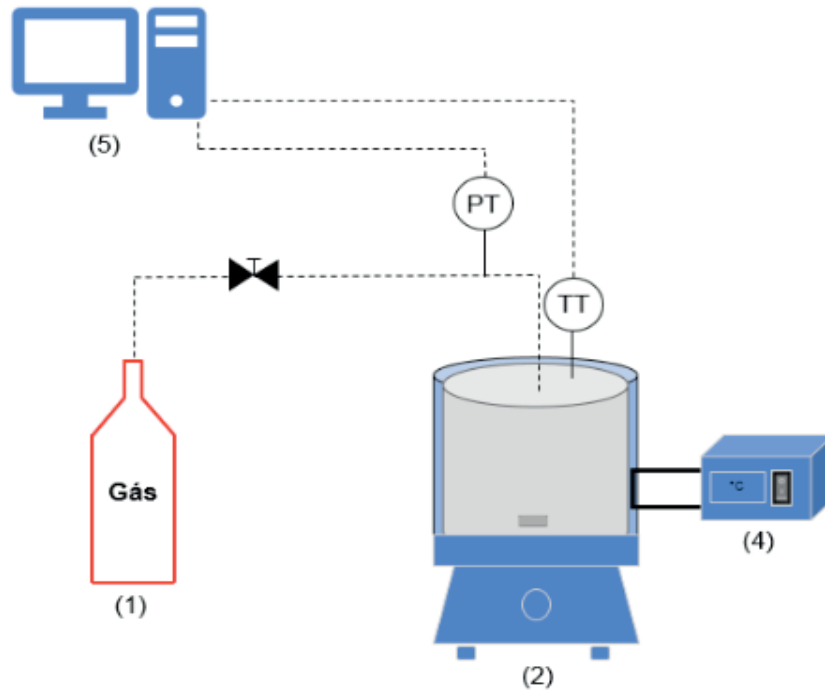


Figura 10 - Fluxograma simplificado do sistema de produção de hidratos de CH_4 (ABAY, 2011): (1) cilindro de gás; (2) agitador magnético; (3) sistema de refrigeração; (4) computador; PT - transdutor de pressão; TT - sensor de temperatura.

Diferente dos sistemas experimentais mencionados anteriormente, um novo processo de produção de hidratos de gás foi utilizado por Klymenko e Koltun (2016), com equipamento Hytra de tecnologia *hydrate flow loop* que reproduz condições hidrodinâmicas reais em gasodutos (KLYMENKO e KOLTUN, 2016; LORENZO e SACHEZ, 2012).

Esta metodologia difere-se das tecnologias de recirculação de fluxo, principalmente pela redução no tempo de produção (20-40 minutos) e maior valor na fração de volume de gás (>90%), Figura 11.

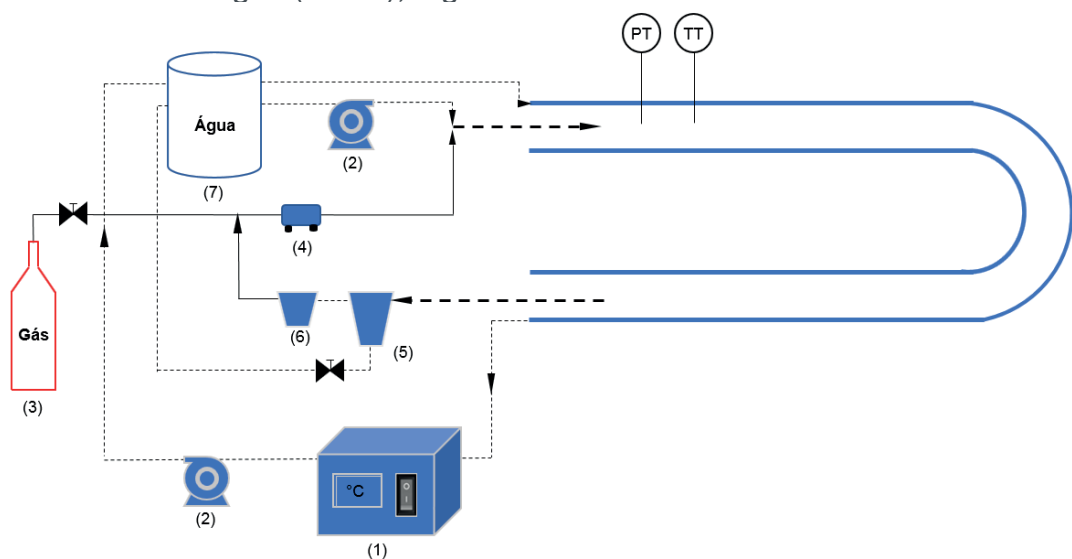


Figura 11 - Fluxograma simplificado do sistema Hytra Loop (KLYMENKO e KOLTUN; 2016; LORENZO e SACHEZ, 2012): (1) sistema de refrigeração; (2) bombas; (3) cilindro de gás; (4) compressor; (5) separador; (6) ciclone separador; (7) tanque de água; PT - transdutor de pressão; T - sensor de temperatura.

Assim, a produção de hidratos de gás tem ganho grande destaque devido a sua alternativa para o transporte e armazenamento de gás natural e o desenvolvimento de novas tecnologias tanto de produção como separação são fundamentais no escalonamento industrial. (ESLAMIMANESH *et al.*, 2012).

2.5 Uso de promotores para a produção de hidratos de gás

Uma série de aditivos podem ser utilizados para produção de hidratos de gás e dentre estes estão principalmente o brometo de tetra-n-butilamônio (BTBA), dodecil sulfato de sódio (DSS), tetrahidrofurano (THF), aminoácidos e éteres cíclicos. A utilização destes aditivos é principalmente para a formação de hidratos de metano e de dióxido de carbono, devido a ambos formarem estruturas do tipo SI, salienta-se que esta estrutura normalmente é formada quando se usa água pura, em outras circunstâncias pode haver mudança do tipo de estrutura.

Abaixo foram descritos alguns processos de produção utilizando promotores, sendo apresentados suas vantagens e desvantagens.

Autores como Mainusch *et al.* (1997) estudaram a adição de acetona na produção de hidratos de metano. Foram determinadas as pressões de transição entre as fases hidrato-líquido-vapor e líquido-vapor entre 2,50-11,25 MPa, sendo observado temperatura mais elevadas durante a produção dos hidratos onde as concentrações de acetona como promotor foram <5% em relação a utilização de água pura. Quando utilizado maiores concentrações de acetona (>5%) ocorria o inverso, ou seja, as temperaturas eram menores, dificultando o processo.

Seo *et al.* (2001) utilizaram THF, óxido de propileno e 1,4-dioxano como promotores para sistemas trifásicos de metano-água-éteres cíclicos e nitrogênio-água-éteres cíclicos para a produção de hidratos de gás. Quando utilizado maiores concentrações de éter ocorre uma diminuição da pressão para a formação dos hidratos, sendo o THF o melhor promotor seguido de óxido de propileno e 1,4-dioxano.

Para a obtenção de hidratos de dióxido de carbono o THF normalmente é utilizado na concentração de 5%, o que permite a formação de hidratos a maiores temperaturas e menores pressões, sendo um promotor termodinâmico (SEO *et al.*, 2008; SABIL, 2009, SHIN *et al.*, 2009). Lee *et al.* (2010), reportam o efeito do THF no processo de produção hidrato de CO₂ e H₂ observando a diminuição da pressão de dissociação no equilíbrio com o aumento da concentração de THF, sendo que na concentração de 1mol% de THF, a pressão diminuiu de 11,0 para 1,87 MPa.

Link *et al.* (2003), trabalhou com a capacidade de armazenamento de hidratos de metano utilizando surfactantes, sendo o DSS o que possibilitou o melhor resultado, 97% do limite teórico para hidratos de estrutura SI. Já o trabalho de estudo cinético de formação de hidratos de metano de Lin *et al.* (2004) a quantidade de 650 ppm de DSS forneceu capacidade máxima de armazenamento, 170 volumes de gás por volume de sólido.

Assim, o DSS demonstrou capacidade de promover maior armazenamento, no entanto para hidratos de CO₂, não ocorre da mesma maneira (ZHANG e LEE, 2009; KANG e LEE, 2010). Entretanto, o DSS assim como o THF, promotores termodinâmico e cinético, respectivamente, acarretam problemas, pois não são ambientalmente corretos. Portanto, estes podem causar danos ecológicos.

Dependendo do gás e do sistema aquoso, o uso desses promotores, não permite a rápida formação de hidratos. Além disso, o seu uso promove a formação de espumas, dificultando assim o processo (BAVOH *et al.*, 2019).

Considerando o que foi apresentado, uma outra classe de promotores vem ganhando destaque nos últimos anos, os aminoácidos. Inicialmente estes foram considerados como inibidores na formação de hidratos de gás. As forças eletrostáticas de atração destes compostos orgânicos afetam a estrutura da água evitando a formação das ligações de hidrogênio durante a formação de hidratos (YAQUB *et al.*, 2018).

Os aminoácidos vêm sendo estudados como uma forma promissória de estimular a formação de hidratos de gás. Estes são biodegradáveis e não voláteis o que os situa como uma alternativa viável para a formação de hidratos de gás aplicada à tecnologia de captura, separação e armazenamento de carbono (BAVOH *et al.*, 2019; VELUSWAMY *et al.*, 2018).

O efeito dos aminoácidos na inibição ou estimulação da formação de hidratos de gás depende do tipo de cadeia lateral, da concentração e das suas propriedades físico-químicas (BAVOH *et al.*, 2019; VELUSWAMY *et al.*, 2017 e 2018).

Aminoácidos como a valina, cisteína e metionina são utilizados como promotores na formação de hidratos de CO₂ (PRASAD e KIRAN, 2018a) containing 0.5 wt% amino acids (L-valine, L-phenylalanine, L-cysteine, L-methionine and L-threonine. A formação de hidratos de CH₄, CO₂ e da mistura CO₂ + CH₄ é promovida por aminoácidos como metionina e fenilalanina (PRASAD e KIRAN, 2018b). Já a formação de hidratos de CH₄ também é estimulada por aminoácidos como triptofano, histidina, valina e arginina (VELUSWAMY *et al.*, 2017; BAVOH *et al.*, 2018a).

A presença destes aminoácidos, normalmente em baixas quantidades, entre 0,01 e 0,05 de fração molar, permite que o gás consumido no hidrato seja maior e o tempo de formação do hidrato seja menor, quando comparado com um sistema de água pura, tanto para sistemas agitados quanto para sistemas não agitados. Desta maneira, estes aminoácidos possuem grande importância e podem ser utilizados no desenvolvimento de sistemas de formação de hidratos de CO₂, CH₄ e misturas de gases.

Entretanto, considerando a dupla ação que podem chegar a desempenhar os aminoácidos, a glicina, alanina, prolina, serina, valina, treonina, asparagina e fenilalanina tem sido testados como inibidores termodinâmicos e cinéticos na formação de hidratos de CH₄ (MADDAH *et al.*, 2018; the methane hydrate growth kinetics is investigated by molecular dynamics simulation (MD BAVOH *et al.*, 2018 (b); LONG *et al.*, 2018).

Assim, estes outros aminoácidos que atuam como inibidores termodinâmicos, fazendo com que a formação de hidratos ocorra em temperaturas menores e pressões

mais altas, também possuem grande importância para a indústria petrolífera e podem ser utilizados para diminuir ou anular a formação de incrustações em tubulações e equipamentos provocadas por hidratos (BAVOH *et al.*, 2019).

2.6 Caracterização dos hidratos de gás

Para a caracterização dos hidratos de gás são utilizadas técnicas instrumentais de análise para a determinação da composição e estrutura e suas propriedades físico-químicas (SKOOG; HOLLER; NIEMAN, 2009). Na tabela 2 estão descritas as principais análises que normalmente são realizadas para os hidratos de CO₂ e CH₄.

Método analítico	Sigla	Finalidade	Hidratos de CO ₂	Hidratos de CH ₄
Calorímetro Diferencial Exploratório	DSC	Determinar parâmetros de cristalinidade, de ponto de fusão e intervalo de fusão, de pureza, temperatura de ebulição, decomposição e transição vítrea.	LEE et al., 2015 (a) e 2013 (a); NASHED et al., 2014; LEE et al., 2013	LEE, et al., 2015(a) e 2013 (a); LEE et al., 2013; GIAVARINI et al., 2006
Espectro de Raman	FT - Raman	Identificar os compostos químicos presentes na amostra.	CAI et al., 2018; CAI et al., 2017; CHEN et al., 2015; ZHOU et al., 2015	KUMAR et al., 2019 (a); KUMAR et al., 2019 (b); LV e LI, 2017; ZHOU et al., 2016; LEE et al., 2015 (a e b); QIN e KUHS, 2013
Difração de Raio - X	DRX	Fornecer resultados de cristalinidade, composição e polimorfismo da amostra.	DECICCIO et al., 2015; LINO et al., 2014	KUMAR et al., 2019 (a); KUMAR et al., 2019 (b) LEE et al., 2018; KONDO; COLS, 2014; LINO et al., 2014;
Cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas	GC - EM	Para determinação do teor dos gases presentes e a proporção de isótopos de carbono na amostra de hidratos.	BROOKS et al., 1983	HACHIKUBO et al., 2008
Espectroscopia por ressonância magnética nuclear	NMR	Determinar a estrutura de moléculas químicas.	YANG et al, 2017; ZHANG e LEE et al., 2009	YANG et al., 2017; LEE et al., 2015 (a e b) e 2013 (a); GUPTA et al., 2014

Tabela 2 - Métodos analíticos para a caracterização dos hidratos de CO₂ e CH₄

Todas estas técnicas analíticas trazem informações importantes das propriedades físico-químicas, termodinâmicas, estrutura cristalina, teor de porcentagem de gás presente e confirmam a qualidade dos hidratos de gás obtidos.

3 | CONCLUSÕES

Nos últimos anos surgiram diversas metodologias para a produção de hidratos de gás, principalmente para hidratos de dióxido de carbono e de metano. Porém, ainda há muitos desafios, que estão direcionados nas condições termodinâmicas de formação dos hidratos, pois estes são obtidos em condições críticas de operação, altas pressões e baixas temperaturas.

Portanto, é importante buscar alternativas de promotores que permitam a

formação em condições próximas das condições mais brandas e forneçam altas taxas de produtividade.

Devido as condições de formação e de estabilidade dos hidratos, estes requerem equipamentos analíticos acoplados aos sistemas de produção para a sua caracterização, bem como o acompanhamento do processo produtivo.

4 | AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a CAPES/3296660 e ao apoio da Agência Nacional de Petróleo - ANP e a Petrogal Brasil S. A., associado ao investimento de recursos oriundos das cláusulas de PD&I.

REFERÊNCIAS

ABAY, H. K. Kinetics of gas hydrate nucleation and growth. University of Stavanger, Stavanger. PhD Thesis, 126 p., 2011.

ABAY, H. K; SVARTAAS, T. M. Multicomponent gas hydrate nucleation: the effect of the cooling rate and composition. *Energy & Fuels*, v. 25, p. 42-51, 2011.

ABAY, H. K; SVARTAAS, T. M; WEI, K. Effect of gas composition on sll hydrate growth kinetics. *Energy Fuels*, v. 25, p. 1335-1341, 2011.

ABAY, H. K.; SVARTAAS, T. M. Effects of ultralow concentration of methanol on methane hydrate formation. *Energy Fuels*. v. 24, p. 752-757, 2010.

BALLARD, A. L. A non-ideal hydrate solid solution model for a multi-phase equilibria program. Tese de Doutorado, Colorado School of Mines, 2002.

BAVOH, C. B.; LAL, B.; OSEI, H.; SABIL, K. M.; & MUKHTAR, H. A review on the role of amino acids in gas hydrate inhibition, CO₂ capture and sequestration, and natural gas storage. *J. Nat. Gas Sci. Eng.*, v. 64, p. 52-71, 2019.

BAVOH, C. B.; NASHED, O.; KHAN, M. S.; PARTOON, B.; LAL, B.; SHARIF, A. M. The impact of amino acids on methane hydrate phase boundary and formation kinetics. *J. Chem. Thermodyn.*, v. 117, p. 48-53, 2018 (a).

BAVOH, C. B.; KHAN, M. S.; LAL, B.; BT ABDUL GHANIRI, N. I.; SABIL, K. M. New methane hydrate phase boundary data in the presence of aqueous amino acids. *Fluid Phase Equil.*, v. 478, p. 129-133, 2018 (b).

BCC RESEARCH Methane hydrates: applications and global markets through 2023. BCC Research Report Review, 2019.

BROOKS, J. M.; JEFFREY, A. W.; MCDONALD, T. J.; PFLAUM, R. C.; KVENVOLDEN, K. A. Geochemistry of hydrate gas and water from site 570, Deep sea drilling project leg 84. Geochemistry of hydrate gas and water, p. 699-703, 1983.

CAI, J.; ZHANG, Y.; XU, C.-G.; XIA, Z.-M.; CHEN, Z.-Y.; LI, X.-S. Raman spectroscopic studies on carbon dioxide separation from fuel gas via clathrate hydrate in the presence of tetrahydrofuran. *Appl. Energy*, v. 214, p. 92-102, 2018.

- CAI, J.; XU, C.-G.; XIA, Z.-M.; ZHANG, Y.; LI, X.-S. Raman spectroscopic study on hydrate-based carbon dioxide separation from fuel gas in the presence of THF. *Energy Procedia*, v. 143, p. 540-546, 2017.
- CARROL, J. J. Introduction - Chapter 1. In *Natural gas hydrate*. 2nd Ed, Gulf Professional Publishing (GPP), p. 1-15, 2009.
- CARROLL, J. J. *Natural gas: a guide for engineers*. Gulf Professional Publishing, Estados Unidos, 340 p., 2009.
- CHEN, G.-J.; GUO, T.-M. Thermodynamic modeling of hydrate formation based on new concepts. *Fluid Phase Equilib.*, v. 122, p. 43-65, 1996.
- CHOI, W.; LEE, Y.; MOK, J.; LEE, S.; LEE, J. D.; SEO, Y. Thermodynamic and kinetic influences of NaCl on HFC-125a hydrates and their significance in gas hydrate-based desalination. *Chem. Eng. J.*, v. 358, p. 598-605, 2019.
- da SILVA, V. S. Síntese e caracterização de hidratos de metano, Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia - Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 107 p., 2014.
- DECICCIO, D. Ahn, S. T.; SEM, S.; Schunk, F.; PALMORE, G. T. R.; ROSE-PETRUCK, C. Electrochemical reduction of CO₂ with clathrate hydrate electrolytes and copper foam electrodes. *Electrochem. Comm.*, v. 52, p. 13-16, 2015.
- de OLIVEIRA, I. A.; SEGTOVICH, I. S. V.; BARRETO, A. G.; TAVARES, F. W. Accurate thermodynamic description of vapor-liquid and solid-liquid equilibria of THF, water and gas hydrates with a unique set of parameters. *J. Chem. Thermodyn.*, v. 117, p. 60-67, 2018.
- di PROFIO, P.; CANALE, V.; D'ALESSANDRO, N.; GERMANI, R.; DI CRESCENZO, A.; FONTANA, A. Separation of CO₂ and CH₄ from biogas by formation of clathrate hydrates: Importance of the driving force and kinetic promoters. *ACS Sustain. Chem. Eng.*, v. 5, p. 1990-1997, 2017.
- ESLAMIMANESH, A.; MOHAMMADI, A. H.; RICHON, D., NAIDOO, P.; RAMJUGERNATH, D. Application of gas hydrate formation in separation processes: A review of experimental studies. *J. Chem. Thermodyn.*, v. 46, p. 62-71, 2012.
- FAKHARIAN, H.; GANJI, H., NADERIFAR, A. Desalination of high salinity produced water using natural gas hydrate. *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.*, v. 72, p. 157-162, 2017.
- FAN, S.; LONG, X.; LANG, X.; WANG, Y.; CHEN, J. CO₂ capture from CH₄/CO₂ mixture gas with tetra-n-butylammonium bromide semi-clathrate hydrate through a pressure recovery method. *Energy and Fuels*, v. 30, p. 8529-8534, 2016.
- GIAVARINI, C.; MACCIONI, F.; SANTARELLI, M. L. Modulated DSC for gas hydrates analysis. *J. Thermal Anal. Calorim.*, v. 84, 419-424, 2006.
- GUPTA, A.; DEC., S. F.; KOH, C. A.; SLOAN, E. D. NMR investigation of methane hydrate dissociation. *J. Phys. Chem.*, v. 111, p. 2341-2346, 2007.
- HACHIKUBO, A.; OZEKI, T.; KOSAKA, T.; SAKAGAMI, H.; MINAMI, H.; NUNOKAWA, Y.; TAKAHASHI, N.; SHOJI, H.; KIDA, M.; KRYLOV, A.; KHLYSTOV, O.; ZEMSKAYA, T.; MANAKOV, A.; KALMYCHKOV, G.; POORT, J. In: Proceedings of the 6th international Conference on gas hydrates (ICGH 2008): Vancouver. Isotopic fractionation of guest gas at the formation of methane and ethane hydrates. Vancouver, British Columbia, Canada: julho 6-10, 2008.
- HOLDER, G. D.; CORBIN, G.; PAPADOPOULOS, K. D. Thermodynamic and molecular properties of gas hydrates from mixtures containing methane, argon, and krypton, *Ind. Eng. Chem. Fundam.*, v. 79,

p. 282-286, 1980.

HORII, S.; OHMURA, R. Continuous separation of CO₂ from a H₂ + CO₂ gas mixture using clathrate hydrate. *Appl. Energy*, v. 225, p. 78-84, 2018.

IDRESS, M.; JASAMAI, M.; SYIMIR, M. Modelling on gas hydrate kinetics in presence of saline water in porous media. *Mater. Today: Proc.*, v. 5, p. 21682-21689, 2018.

JIN, Y.; KONNO, Y.; NAGAO, J. Growth of methane clathrate hydrates in porous media. *Energy & Fuels*, v. 26, p. 2242-2247, 2012.

JOSEPH, J.; DANGAYACH, S.; SINGH, D. N.; KUMAR, P.; DEWRI, S. K.; TANDI, C.; SINGH, J. Investigation on excess gas method for synthesis of methane gas hydrates. *J. Nat. Gas Sci. Eng.*, v. 42, p. 203-215, 2017.

KANG, K. C.; LINGA, P.; PARK, K.; CHOI, S.-J.; LEE, J. D. Seawater desalination by gas hydrate process and removal characteristics of dissolved ions (Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, B³⁺, Cl⁻, SO₄²⁻). *Desalination*, v. 353, p. 84-90, 2014.

KANG, S. P.; LEE, H. Recovery of CO₂ from flue gas using gas hydrate: Thermodynamic verification through phase equilibrium measurements. *Environ. Sci. Technol.*, v. 34, p. 4397-4400, 2000.

KAKATI, H.; MANDAL, A.; LAIK, S. Effect of SDS/THF on thermodynamic and kinetic properties of formation of hydrate from a mixture of gases (CH₄ + C₂H₆ + C₃H₈) for storing gas as hydrate. *J. Energy Chem.*, v. 25, p. 409-417, 2016.

KHAN, M. N. Phase equilibria modeling of inhibited gas hydrate systems including salts: applications in flow assurance, seawater desalination and gas separation. PhD Thesis, Colorado School of Mines, 317 p., 2015

KIM, S.; CHOI, S. D.; SEO, Y. CO₂ capture from flue gas using clathrate formation in the presence of thermodynamic promoters. *Energy*, v. 118, p. 950-956, 2017.

KONDO, W.; Ohtsuka, K.; Ohmura, R.; Takeya, S.; Mori, Y. H. Clathrate-hydrate formation from a hydrocarbon gas mixture: Compositional evolution of formed hydrate during an isobaric semi-batch hydrate-forming operation. *Appl. Energy*, v. 113, p. 864-871, 2014.

KLYMENKO, V.; KOLTUN, P. Methane hydrates - Australian perspective. *Mining of Mineral Deposits*, v. 10, p. 11-18, 2016.

KUMAR, A.; VELUSWAMY, H. P.; KUMAR, R.; LINGA, P. Direct use of seawater for rapid methane storage via clathrate (sII) hydrates. *Appl. Energy*, v. 235, p. 21-30, 2019 (a).

KUMAR, A.; VELUSWAMY, H. P.; LINGA, P.; KUMAR, R. Molecular level investigations and stability analysis of mixed methane-tetrahydrofuran hydrates: Implications to energy storage. *Fuel*, v. 236, p. 1505-1511, 2019 (b).

Kumar, A.; Veluswamy, H. P.; Kumar, R.; Linga, P. Direct use of seawater for rapid methane storage via clathrate (sII) hydrates. *Applied Energy*, v. 235, p. 21-30, 2019 (c).

KUMAR, R.; ENGLEZOS, P.; MOUDRAKOVSKI, I.; RIPMEESTER, J. A. Structure and composition of CO₂/H₂ and CO₂/H₂/C₃H₈ hydrate in relation to simultaneous CO₂ capture and H₂ production. *AIChE J.*, v. 55, p. 1584-94, 2009.

LEE, J.; JIN, Y. K.; SEO, Y. Characterization of cyclopentane clathrates with gaseous guests for gas storage and separation. *Chem. Eng. J.*, v. 338, 572-578, 2018.

- LEE, Y.; KIM, Y.; LEE, J.; LEE, H.; SEO, Y. CH₄ recovery and CO₂ sequestration using flue gas in natural gas hydrates as revealed by a micro-differential scanning calorimeter. *Appl. Energy*, v. 150, p. 120-127, 2015 (a).
- LEE, Y.; KIM, Y.; SEO, Y. Enhanced CH₄ recovery induced via structural transformation in the CH₄/CO₂ replacement that occurs in sH hydrates. *Environ. Sci. Technol.*, v. 49, p. 8899-8906, 2015 (b).
- LEE, S.; PARK, S.; LEE, Y.; SEO, Y. Thermodynamic and ¹³C NMR spectroscopic verification of methane-carbon dioxide replacement in natural gas hydrates. *Chem. Eng. J.*, v. 225, p. 636-640, 2013 (a).
- LEE, S.; LEE, Y.; LEE, J.; LEE, H.; SEO, Y. Experimental verification of methane-carbon dioxide replacement in natural gas hydrates using a differential scanning calorimeter. *Environ. Sci. Technol.*, v. 47, 13184-13190, 2013 (b).
- LEE, H. J.; LEE, J. D.; LINGA, P.; ENGLEZOS, P.; KIM, Y. S.; LEE, M. S.; KIM, Y. D. Gas hydrate formation process for pre-combustion capture of carbon dioxide, *Energy*, v. 35, p. 2729-2733, 2010.
- LV, Q.; LI, X. Raman spectroscopic studies on microscopic mechanism of CP - CH₄ mixture hydrate. *Energy Procedia*, v. 142, p. 3264-3269, 2017.
- LINO, K.; TAKEYA, S.; OHMURA, R. Characterization of clathrate hydrates formed with CH₄ or CO₂ plus tetrahydropyran. *Fuel*, v. 122, p. 270-276, 2014.
- LIN, W.; CHEN, G-J.; SUN, C-Y.; GUO, X-Q.; WU, Z-K.; LIANG, M-Y.; CHEN, L-T.; YANG, L-Y. Effect of surfactant on the formation and dissociation kinetic behavior of methane hydrate, *Chem. Eng. Sci.*, v. 59, p. 4449-4455, 2004.
- LINK, D. D.; LADNER, E. P.; ELSEEN, H. A.; TAYLOR, C. E. Formation and dissociation studies for optimizing the uptake of methane by methane hydrates, *Fluid Phase Equil.*, v. 211, p. 1-10, 2003.
- LIRIO, C. F. S. Hidrato gasoso de dióxido de carbono: armazenamento, cinética e efeito de aditivos Tese de doutorado, COOPE - UFRJ, 130 p., 2012.
- LONG, Z.; ZHOU, X.; HE, Y.; LI, D.; Liang, D. Performance of mixture of ethylene glycol and glycine in inhibiting methane hydrate formation. *J. Nat. Gas Sci. Eng.*, v. 56, p. 134-140, 2018.
- LORENZO, M. D.; SANCHEZ, G. Experimental study of the flow behaviour of a gas hydrate system in the hydra loop. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, p. 32, 2012.
- Lv, Q.; Li, X.; Li, G. Seawater Desalination by Hydrate Formation and Pellet Production Process. *Energy Procedia*, v. 158, p. 5144-5148, 2019.
- MA, Q. L.; QI, J. L.; CHEN, G. J.; SUN, C. Y. Modeling study on phase equilibria of semiclathrate hydrates of pure gases and gas mixtures in aqueous solutions of TBAB and TBAF. *Fluid Phase Equilib.*, v. 430, p. 178-187, 2016.
- MADDAH, M.; MADDAH, M.; PEYVANDI, K. (2018). Molecular dynamics simulation of methane hydrate formation in presence and absence of amino acid inhibitors. *J. Mol. Liq.*, v. 269, p. 721-732, 2018.
- MAINUSCH, S.; PETERS, C. J.; ARONS, J. S. Experimental determination and modeling of methane hydrates in mixtures of acetone and water, *J. Chem. Engin. Data*, v. 42, p. 948-950, 1997.
- MCKOY, V.; SINANOGLU, O. Theory of dissociation pressures of some gas hydrates, *J. Chem. Phys.*,

v. 38, 1963.

MECH, D.; GUPTA, P.; SANGWAI, J. S. Kinetics of methane hydrate formation in an aqueous solution of thermodynamic promoters (THF and TBAB) with and without kinetic promoter (SDS). *J. Nat. Gas Sci. Eng.*, v. 35, p. 1519-1534, 2016.

MOLOKITINA, N. S.; NESTEROV, A. N.; PODENKO, L. S.; RESHETNIKOV, A. M. Carbon dioxide hydrate formation with SDS: Further insights into mechanism of gas hydrate growth in the presence of surfactant. *Fuel*, v. 235, p. 1400-1411, 2019.

NASHED, O.; SABIL, K. M.; ISMAIL, L.; JAAFAR, A. Hydrate equilibrium measurement of single CO₂ and CH₄ hydrates using micro DSC. *J. Appl.Sci.*, v. 14, p. 3364-3368, 2014.

PARRISH, W. R.; PRAUSNITZ, J. M. Dissociation pressures of gas hydrates formed by gas mixtures, *Ind. Eng. Chem. Process Des. Develop.*, v. 11, p. 26-35, 1972.

PARK, K.; HONG, S. Y.; LEE, J. W.; KANG, K. C.; LEE, Y. C.; HA, M.-G.; LEE, J. D. A new apparatus for seawater desalination by gas hydrate process and removal characteristics of dissolved minerals (Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺, B³⁺). *Desalination*, v. 274, p. 91-96, 2011.

PRASAD, P. S. R.; KIRAN, B. S. Are the amino acids thermodynamic inhibitors or kinetic promoters for carbon dioxide hydrates? *J. Nat. Gas Sci. Eng.*, v. 52, p. 461-466, 2018 (a).

PRASAD, P. S. R., & SAI KIRAN, B. Clathrate hydrates of greenhouse gases in the presence of natural amino acids: storage, transportation and separation applications. *Sci. Rep.*, v. 8, p. 1-10, 2018 (b).

QIN, J.; KUHS, W. F. Recovering CH₄ from clathrate hydrates with CO₂ + N₂ gas mixtures: quantitative Raman study. *Proc. Int. Conf. Gas Hydrates*. Beijing, 2014.

RAZA, A.; GHOLAMI, R.; REZAEI, R.; RASOULI, V.; RABIEI, M. Significant aspects of carbon capture and storage - A review. *petroleum*, v. 1, p. 1-6, 2018.

RICOURTE, M.; TORRÉ, J. P.; DIAZ, J.; DICHARRY, C. In situ injection of THF to trigger gas hydrate crystallization: Application to the evaluation of a kinetic hydrate promoter. *Chem. Eng. Res. Des.*, v. 92, p. 1674-1680, 2014.

RICOURTE, M.; DICHARRY, C.; BROSETA, D.; RENAUD, X.; TORRÉ, J. P. CO₂ removal from a CO₂-CH₄ gas mixture by clathrate hydrate formation using THF and SDS as water-soluble hydrate promoters. *Ind. Eng. Chem. Res.*, v. 52, p. 899-910, 2013.

SABIL, K. M. Phase Behaviour, Thermodynamics and kinetics of clathrate hydrate systems of carbon dioxide in presence of tetrahydrofuran and electrolytes, *Ph.D. dissertation*, Technische Universiteit Delft, Delft, Holanda, 2009.

SANGWAI, J. S.; PATEL, R. S.; MEKALA, P.; MECH, D.; BUSCH, M. Desalination of sea water using gas hydrate technology - current status and future direction. Proceedings of hydro 2013 international, 4-6 dec 2013, iit madras, chennai, india.

SEO, Y.; KANG, S.-P.; LEE, S.; LEE, H. Experimental measurements of hydrate phase equilibria for carbon dioxide in the presence of THF, propylene oxide, and 1,4-dioxane, *J. Chem. Eng. Data*, v. 53, p. 2833-2837, 2008.

SEO, Y.-T.; KANG, S.-P.; LEE, H. Experimental determination and thermodynamic modeling of methane and nitrogen hydrates in the presence of THF, propylene oxide, 1,4-dioxane and acetone, *Fluid Phase Equil.*, v. 189, pp. 99-110, 2001.

SFAXI, I. B. A.; BELANDRIA, V.; MOHAMMADI, A. H.; LUGO, R.; RICHON, D. Phase equilibria of CO₂ + N₂ and CO₂ + CH₄ clathrate hydrates: experimental measurements and thermodynamic modelling. *Chem. Engin. Sci.*, v. 84, p. 602-611, 2012.

SHI, L.; LIANG, D. Kinetic study of CH₄ hydrate formation in the presence of tetrabutylphosphonium chloride (TBPC). *J. Mol. Liq.*, v. 271, p. 730-737, 2018.

SHIN, H. J.; LEE, Y.-J.; IM., J.-H.; HAN, K. W.; LEE, J.-W.; LEE, Y.; LEE, J. D.; JANG, W.-Y.; Yoon, J.-H. Thermodynamic stability, spectroscopic identification and cage occupation of binary CO₂ clathrate hydrates, *Chem. Eng. Sci.*, v. 64, p. 5125-5130, 2009.

SLOAN, E. D.; KOH, C. A. Clathrate hydrates of natural gases. Chemical Industries, 3Th Ed., CRC Press, 2008.

VAN DER WAALS, J. H.; PLATTEEUW, J. C. Clathrate solutions, *Adv. Chem. phys.*, v. 2, p. 1-57, 1959.

VELUSWAMY, H. P.; KUMAR, A.; SEO, Y.; LEE, J. D.; LINGA, P. A review of solidified natural gas (SNG) technology for gas storage via clathrate hydrates. *Appl. Energy*, v. 216, p. 262-285, 2018.

VELUSWAMY, H. P.; LEE, P. Y.; PREMASINGHE, K.; LINGA, P. Effect of biofriendly amino acids on the kinetics of methane hydrate formation and dissociation. *Ind. Eng. Chem. Res.*, v. 56, p. 6145-6154, 2017.

YAQUB, S.; LAL, B.; PARTOON, B.; MELLON, N. B. Investigation of the task oriented dual function inhibitors in gas hydrate inhibition: A review. *Fluid Phase Equil.*, v. 477, p. 40-57, 2018.

WANG, P.; LI, N.; SONG, Y.; ZHOU, H.; YANG, M. Hydrate-based CO₂ capture from flue gas in constant pressure process with the presence of THF. *Energy Procedia*, v. 142, p. 3939-3943, 2018.

XU, C.; LI, X.; YAN, K.; RUAN, X.; CHEN, Z.; XIA, Z. Research progress in hydrate-based technologies and processes in China: A review. *Chin. J. Chem. Engin.*, 2018, in press, doi.org/10.1016/j.petlm.2018.12.007.

YANG, M.; CHONG, Z. R.; ZHENG, J.; SONG, Y.; LINGA, P. Advances in nuclear magnetic resonance (NMR) techniques for the investigation of clathrate hydrates. *Ren. Sust. Energy Rev.*, v. 74, p. 1346-1360, 2017.

YIN, Z.; KHURANA, M.; TAN, H. K.; LINGA, P. A review of gas hydrate growth kinetic models. *Chem. Eng. J.*, v. 342, 9-29, 2018.

YOSSEF, P. G.; AL-DADAH, R. K.; MAHMOUD, S. M. Comparative Analysis of Desalination Technologies. *Energy Procedia*, v. 61, p. 2604-2607, 2014.

ZARENEZHAD, B.; MOTTAHEDIN, M.; VARAMINIAN, F. A new approach for determination of single component gas hydrate formation kinetics in the absence or presence of kinetic promoters. *Chem. Eng. Sci.*, v. 137, 447-457, 2015.

ZHANG, J.; LEE, J. W. Equilibrium of cyclopentane + CO₂ and cyclopentane + H₂ hydrates, *J. Chem. Eng. Data*, v. 54, p. 659-661, 2009.

ZHANG, J. S.; LO, C.; SOMASUNDARAN, P.; LEE, J. W. Competitive adsorption between SDS and carbonate on tetrahydrofuran hydrates, *J. Colloid Interf. Sci.*, v. 341, p. 286-288, 2009.

ZHOU, X.; LIN, F.; LIANG, D. Multiscale analysis on CH₄-CO₂ swapping phenomenon occurred in hydrates. *J. Phys. Chem. C*, v. 120, p. 25668-25677, 2016.

ZHOU, X.; LIANG, D.; LIANG, S.; YI, L.; LIN, F. Recovering CH₄ from natural gas hydrates with the injection of CO₂-N₂ gas mixtures. *Energy and Fuels*, v. 29, p. 1099-1106, 2015.

SÍNTESE DE HDL DE MAGNÉSIO PARA RECUPERAÇÃO DO CAROTENOIDE DO ÓLEO DE PALMA

Iris Caroline dos Santos Rodrigues

Universidade Federal do Pará – PA

Marcos Enê Chaves de Oliveira

Embrapa Amazônia Oriental – PA

Jhonatas Rodrigues Barbosa

Universidade do Estado do Pará - PA

RESUMO: Atualmente o óleo de palma é o óleo mais produzido e consumido no mundo, o que está relacionado a sua elevada produtividade e baixos custos de produção. No Brasil essa produção se concentra na região norte do País, com destaque para o estado do Pará com uma área de plantio com cerca de 200 mil hectares. E a previsão é de que em 2017 a produção de óleo de palma no estado ultrapasse 600 mil toneladas, segundo a ABRAPALMA, o que equivale a praticamente toda a demanda do Brasil neste tipo de óleo, fazendo de nosso estado o principal produtor brasileiro com mais de 90% da produção de óleo de palma do país. No entanto, apesar dos estudos relacionados a composição química do óleo de palma, nas indústrias brasileiras e mundiais, não há qualquer aproveitamento dos compostos minoritários como a vitamina E e os carotenoides nas agroindústrias do estado, compostos esses de grande importância para a saúde, apresentando-se inclusive como alternativa para quadros de carência de vitamina A, problema nutricional

que atinge, assim como o Brasil, a maioria dos países em desenvolvimento. Nesse contexto, esse trabalho visa desenvolver novas formas de aproveitamento de compostos minoritários; em condições similares as do processo industrial, por meio da recuperação de carotenoides por compostos duplo lamelares (HDL). O estudo ainda em fase apresenta necessidade maior aprofundamento na análise do processo.

PALAVRAS-CHAVE: óleo de palma. carotenoide. compostos duplo lamelares

HDL SYNTHESIS FOR RECOVERY OF CAROTENOIDS OF PALM OIL

ABSTRACT: Currently palm oil is the most produced and consumed oil in the world, which is related to its high productivity and low production costs. In Brazil, this production is concentrated in the northern region of the country, with emphasis on the state of Pará with a planting area of around 200,000 hectares. And the forecast is that in 2017 the production of palm oil in the state exceeds 600 thousand tons, according to ABRAPALMA, which is equivalent to practically all the demand of Brazil in this type of oil, making of our state the main Brazilian producer with more than 90% of the country's palm oil production. However, despite studies related to the chemical composition of palm oil, in Brazilian and world industries, there is no use

of minor compounds such as vitamin E and the carotenoids in state agroindustries, which compounds of great importance for health, presenting itself as an alternative for vitamin A deficiency conditions, a nutritional problem that, like Brazil, affects most developing countries. In this context, this work aims to develop new forms of exploitation of minority compounds; under conditions similar to those of the industrial process, by the recovery of carotenoids by double-lamellar compounds (HDL). The study still in phase presents a need for a deeper analysis of the process.

KEYWORDS: palm oil. carotenoids. double-lamellar compounds.

1 | INTRODUÇÃO

A palma de óleo tradicional (*Elaeis guineensis*), ou dendezeiro, como é conhecido no Brasil, foi introduzida no país no início da colonização portuguesa onde encontrou condições climáticas e solo ideais para seu desenvolvimento na costa da Bahia (IOS, 2013). Na Amazônia, a espécie africana foi introduzida como cultura de pesquisa em 1951 e como plantios comerciais a partir do final da década de 1960 (MULLER, FURLAN JUNIOR, CELESTINO FILHO, 2006), inclusive sendo base para o desenvolvimento de híbridos com a espécie nativa *elaeis oleifera*. Atualmente, a área potencial de cultivo da palma de óleo somente na Amazônia é de cerca de 30 milhões de hectares (RAMALHO FILHO, 2010). Entretanto, a área de plantio está concentrada no estado do Pará com cerca de 200 mil hectares, tornando o estado o principal produtor de óleo de palma do Brasil. Em 2017, prevê-se que a produção de óleo de palma no estado do Pará ultrapasse 600 mil toneladas, segundo a ABRAPALMA. Esta produção praticamente atende a demanda do Brasil neste tipo de óleo e faz do estado do Pará o principal produtor brasileiro com mais de 90% da produção de óleo de palma do país.

O óleo de palma é o óleo mais produzido e consumido no mundo devido sua elevada produtividade e baixos custos de produção. Quimicamente este óleo é rico em diversos compostos, tais como ácidos orgânicos (oleico, palmístico, esteárico, linoleico, mirístico, láurico, entre outros) que são usados como alimento, na produção de ceras, lubrificantes, cosméticos, biodiesel, entre outros. Estes ácidos graxos correspondem a cerca de 95% do óleo de palma. Os 5% restantes são constituídos de compostos como carotenóides, vitamina E e outros compostos minoritários (SAMBANTHAMUTHIR et al, 2000; OIL WORLD, 2011; VILLELA, 2014).

1.1 Carotenoides do óleo de palma

A carência de Vitamina A é um problema nutricional importante, principalmente em países em desenvolvimento como o Brasil onde a prevalência da deficiência chega a 74% em algumas regiões, atingindo milhões de crianças, mesmo os sintomas e tratamento sendo conhecidos (MILAGRES et al, 2007). Os carotenóides, presentes no óleo de Palma, desempenham papel de fundamental importância na nutrição, pois são percussores da vitamina A. Dentre os mais de 500 carotenoides conhecidos o beta

caroteno é considerado o mais importante, pois apresenta 100% de atividade com pró vitamina A (BAUERNFEIND, 1972). Embora com todo este potencial já comprovado dos frutos e do óleo de palma como importantes fontes alimentares das vitaminas A e E, verifica-se que praticamente toda essa vitamina é perdida no processamento do fruto de palma para produção de óleos e gorduras industriais. Isto ocorre no processo de descoloração do óleo de palma bruto, visando atender uma demanda de mercado por óleos e gorduras com pouca ou nenhuma coloração. Esta descoloração é feita com argilas do tipo bentonita, que sequestram os carotenóides, tocoferóis, metais e outros constituintes minoritários que conferem cor ao óleo de palma bruto. Estas argilas acabam desnaturando os carotenoides e outros compostos presentes no óleo de palma bruto.

1.2 Hidróxidos duplos lamelares

Os hidróxidos duplos Lamelares (HDLs), também conhecidos como argilas aniônicas, são compostos com fórmula química geral: $[M_{1-x}M^{3+}_x(OH)_2]^{x+} [A^{n-}]_{x/m} m H_2O$ semelhantes às argilas do tipo bentonita, porém com carga interlamelar negativa. Nesta estrutura M^{2+} e M^{3+} são metais di e trivalentes, respectivamente, A^n é uma espécie aniônica de carga n, x é a razão molar entre os cátions di e trivalentes e m é o número de moléculas de água. Os compostos desta classe formam estruturas lamelares nas quais os íons positivos e as hidroxilas ficam localizadas nas lamelas e a espécie aniônica ocupa o espaço interlamelar, juntamente com as moléculas de água (CREPALDI E VALIM, 1998), conforme apresentado na figura 1.

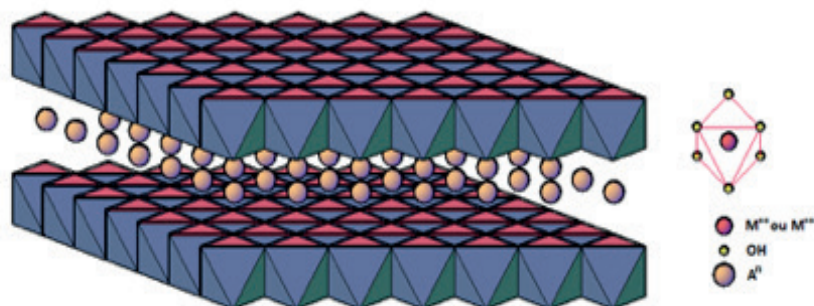


Figura 1 – Representação esquemática da estrutura lamelar dos compostos tipo hidrotalcita.

FONTE: Arquivo Pessoal

Os ânions dos hidróxidos duplos lamelares (A_n) podem ser orgânicos ou inorgânicos e mono ou multivalentes, sendo estes últimos mais comuns por apresentarem maior capacidade de estabilização da estrutura lamelar (Rodrigues, 2007). Os cátions ficam no centro de octaedros, com ânions hidroxilas nos vértices e compartilhando as arestas, semelhantes às camadas da brucita (CHAGAS et al 2012; CREPALDI E VALIM, 1998). Tecnicamente os hidróxidos duplos lamelares

destacam-se por sua capacidade de troca iônica, de adsorção de compostos químicos, de catálise, em sua forma original ou calcinada, de suporte para catalisadores, de estabilização de polímeros e antiácida (CREPALDI E VALIM, 1998, DA CONCEIÇÃO et al, 2007).

2 | METODOLOGIA

2.1 Da matéria-prima

O óleo de palma utilizado no trabalho foi fornecido pela Agroindústria DENPASA bem como os cachos de híbrido interespecífico.

2.2 Preparo de hidrotalcita (hdl) de magnésio (httmg)

O hidróxido duplo lamelar foi sintetizado pelo método da co-precipitação a pH variável, conforme as etapas descritas a seguir. Foram sintetizados compostos com razões molares de 4:1 e 6:1, com as condições de massa apresentadas na tabela 1.

razao Zn/Al (r)	Al	MmM ⁺⁺	MmSal	Massa do Sal(em g)	NaOH (g)	M ⁺⁺ O	M ⁺⁺ (OH ₂)(g)	mHDL*
4	0,5	24,3	203,3	15,1	5,9	3,0	4,3	6,0
6	0,5	24,3	203,3	22,6	8,9	4,5	6,5	8,2

Tabela 1 – Razões molares de síntese e quantidades de reagentes relacionados.

Fonte: Arquivo pessoal

A solução 1 de Aluminato de Sódio (NaAlO₂) foi preparada em erlenmeyerde 500mL foram adicionados as massas de de alumínio metálico e NaOH descritas na tabela 1 para cada uma das razões molares em 20 mL de água destilada. Os reagentes foram mantidos sob agitação em placa agitadora até a completa dissolução do alumínio. Enquanto a solução 2, de Cloreto de magnésio (MgCl₂.6H₂O) foi preparada em bécker de 500mL onde foram adicionados as massas de cloreto de magnésio hexahidratado (massa do sal) apresentadas na tabela 1 e o volume foi completado com água deionizada.

Para cada razão molar sintetizada, a solução de cloreto de magnésio foi bombeada em sistema de bombeamento peristáltico, com 1 pulso por minuto por um período de 3 horas, suficiente para injetar 250 mL da solução de magnésio na solução de aluminato de sódio. O sistema reacional foi mantido sob agitação, em placa agitadora, após a injeção do cloreto de magnésio, a solução reacional resultante foi mantida sob agitação por 12 horas. Em seguida, a solução foi centrifugada por 5 min a 5000rpm em tubos falcon de 50mL. O sobrenadante foi retirado e o produto sólido foi redissolvido em água destilada até completar o volume do tubo. Este procedimento foi repetido por 3 vezes e, após, o material foi colocado para secar a 80°C. Após a secagem, o material foi pesado, triturado e enviado para análise por difração de raio X, realizada pelo método do pó em Difrátômetro modelo X'PERT PRO MPD (PW 3040/60), da

PANalytical, com goniômetro PW3050/60 (θ - θ), tubo de Raios-X cerâmico e anodo de Cu ($K\alpha_1 = 1,540598 \text{ \AA}$), modelo PW3373/00 com foco fino (2200 W / 60 kV), e filtro $K\beta$ de Níquel. O detector utilizado do tipo RTMS, X'Ceerator (Laboratório de Raios X do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará). Ainda, foi realizada a análise granulométrica da hidrotalcita efetuada em peneiras em sistema Tyler com dimensões variando entre 50 mesh e 400 mesh,

2.3 Recuperação de carotenoides do óleo de palma

A metodologia desenvolvida para recuperação dos carotenoides buscou simular estas condições de operação do processo clássico de retirada de carotenoides na indústria da palma de óleo, com um sistema de rotaevaporção configurado para trabalhar em temperaturas entre 60 °C e 90 °C e pressão no balão de 100 mbar. A operação do sistema consistiu em colocar em um balão de fundo chato de 250mL 50g de óleo de dendê e 0,5g de composto lamelar. Essa mistura foi homogeneizada em placa agitadora magnética por 1 min e em seguida levada ao rotaevaporador sob agitação constante de 200 rpm por 40 minutos à 70°C. Logo após, a mistura foi retirada e centrifugada em tubos falcon de 50 mL por 10 minutos à 5000 rpm. O produto sólido centrifugado e o óleo sobrenadante foram enviados para análises no UV-VISÍVEL.

2.4 Avaliação da recuperação de carotenoides

As análises no UV-VISÍVEL foram efetuadas em um Espectrofotômetro Evolution 300 UV-VIS da Thermo Scientific.análise, partindo do princípio que o β -caroteno tem um espectro bem característico na região do visível com um máximo de absorbância em torno do comprimento de onda de 450nm. O preparo das amostras de óleo de palma bruto controle e do óleo de palma sobrenadante após a recuperação dos carotenoides consistiu na colocação de 0,1g do produto em um balão de 10mL e adição de hexano até completar o volume. Em seguida 1 mL desta solução foi diluída novamente a 10mL e cerca de 1 mL desta solução resultante foi colocado em cubeta de quartzo e feito o espectro uv-visível na faixa de comprimentos de onda compreendida entre 350nm e 650nm. Para a amostra de sólido o preparo consistiu em pesar 0,1g do produto e adicionar no balão de 10mL com 0,1g de ácido fosfórico. Esta adição de ácido teve como objetivo desestruturar o composto lamelar e liberar o carotenoide. Em seguida completou-se o volume com hexano e homogeneizou a mistura que foi levada a centrífuga por 5 min a 5000 rpm, visando sedimentar os sólidos presentes. Em seguida 1 mL do sobrenadante foi retirado e diluído a 10mL dos quais cerca de 1mL foi analisado no UV-VISÍVEL.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Síntese e caracterização de composto lamelar

Na figura 3 apresenta-se a distribuição granulométrica do HDL sintetizado na razão molar 6:1 após a moagem. Na figura 2 observa-se que 70% das partículas apresentam diâmetro inferior a 0,15mm (100 mesh) e há uma concentração de partículas na faixa de 0,10 a 0,15 mm. Esta é a faixa característica de granulometria utilizada com as argilas bentoníticas e o material abaixo de 100 mesh foi separado para a etapa de recuperação de carotenóide

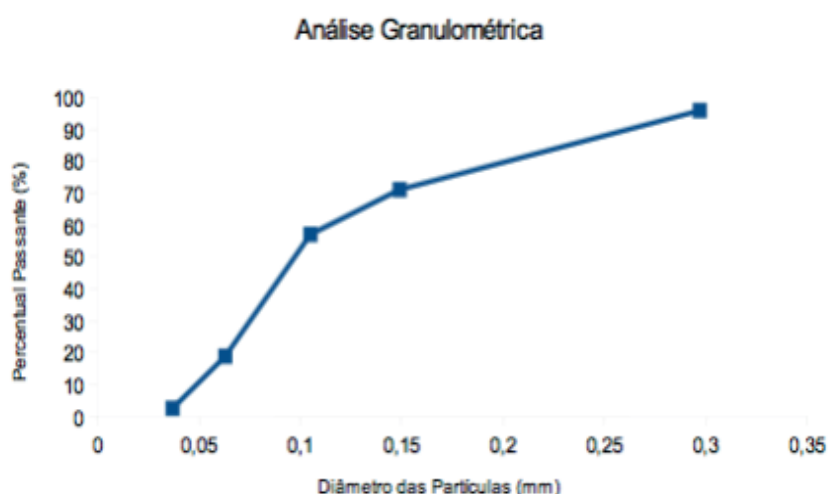


Figura 2 – Curva de distribuição granulométrica do hidróxido Lamelar de magnésio sintetizado na razão molar 6:1 após moagem.

Fonte: Arquivo Pessoal

O composto sintetizado na razão molar 4:1 e seguindo os mesmos procedimentos de moagem apresentou distribuição granulométrica similar. Na figura 3 são apresentados os difratogramas dos compostos sintetizados nas razões molares 4:1 e 6:1.

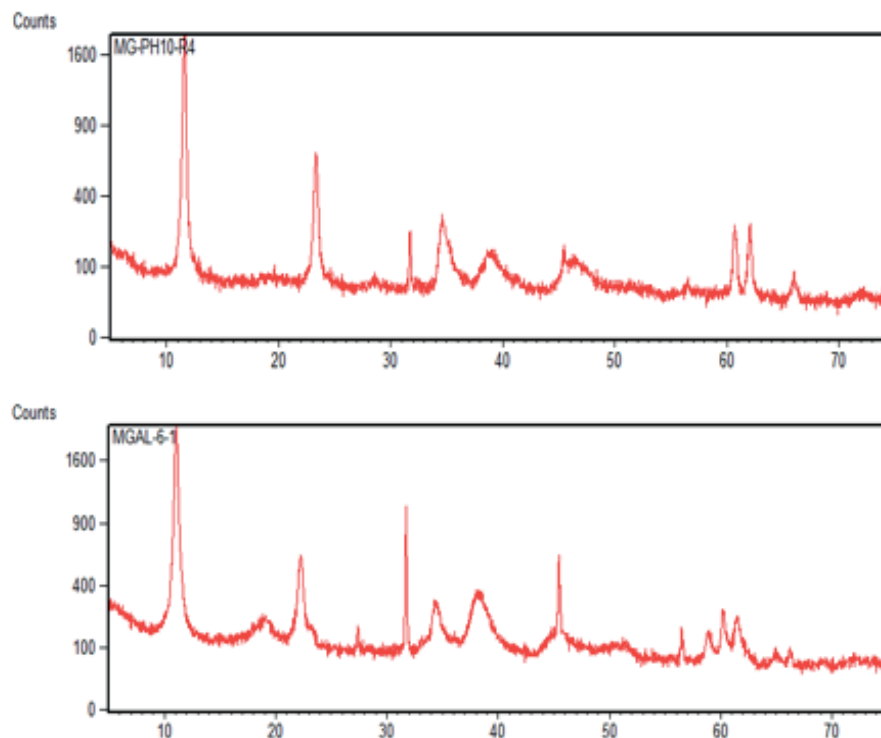


Figura 3 – Difratogramas dos compostos sintetizados: a) HDL na razão 6:1; b) HDL na razão 4:1.

FONTE: Arquivo Pessoal

Nos difratogramas acima temos a presença do HDL (Mg-Al 6:1 e Mg-Al pH 10), identificados com os picos 003, 006, 009, 012 do espaçamento basal característicos para as estruturas lamelares, e com a distância interplanar em torno de 7,14.

3.2 Recuperação de carotenóides

O primeiro experimento efetuado teve como objetivo verificar qualitativamente se haveria carotenoide na fração sólida constituída de óleo bruto (em vermelho), antes da recuperação, e o espectro da solução obtida a partir do HDL centrifugado (em preto). Toda a massa de HDL recuperado foi utilizada para o processo de extração, não somente 0,1 g, buscando ver com maior clareza o espectro característico do b-caroteno. A figura 4 mostra que a fração sólida, apresenta um espectro característico do beta caroteno do óleo bruto.

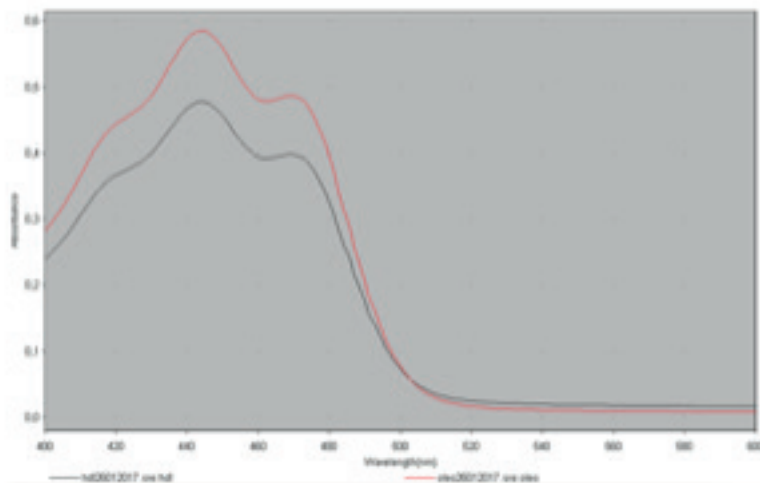


Figura 4 – Comparação de características de espectros do carotenoide no óleo bruto e do carotenoide recuperado com o HDL na razão 4:1.

FONTE: Arquivo Pessoal

O resultado revela que há carotenoide na fração sólida constituída de HDL e óleo vegetal. Este carotenoide pode estar adsorvido no HDL ou pode estar no óleo residual que não se separou do HDL. Considerando-se, então, que há carotenoide na fração sólida, comparou-se de forma semiquantitativa a concentração de carotenoides no óleo bruto, no óleo sobrenadante e no HDL.

Os resultados são apresentados na figura 5 e revelam novamente as curvas características do beta caroteno nos três produtos avaliados. Observa-se, entretanto, que a absorvância do produto recuperado do HDL é significativamente inferior às absorvâncias do óleo bruto e do óleo sobrenadante.

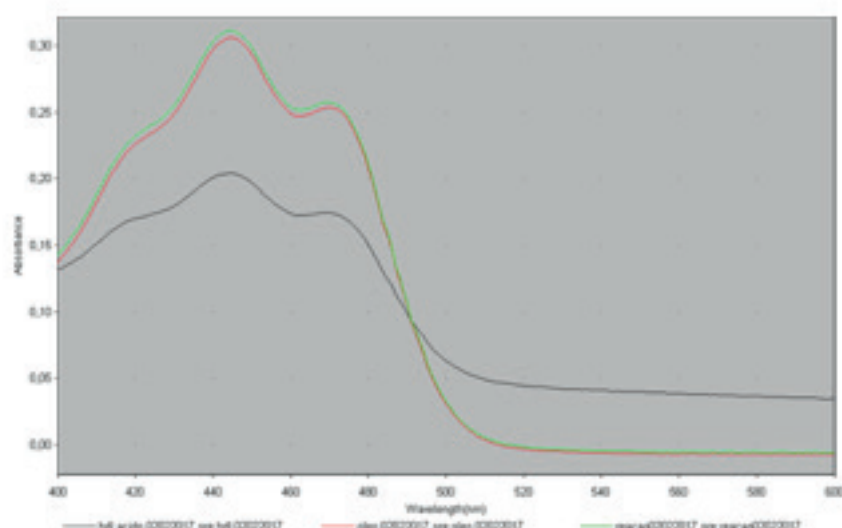


Figura 5 – Comparação de características de espectros do carotenoide no óleo bruto (em verde), do óleo sobrenadante (em vermelho) e do carotenoide recuperado com o HDL (em preto).

FONTE: Arquivo Pessoal

O resultado da figura 5 pode também indicar a possibilidade de parte do carotenoide recuperado ter sido degradado e não mais apresentar uma absorvância na região do visível.

Os resultados anteriores foram obtidos utilizando-se 1% de HDL para recuperação de carotenoides. Testou-se, então, a recuperação com 2% de HDL e novamente se observou comportamento semelhante, conforme apresentado na figura 6.

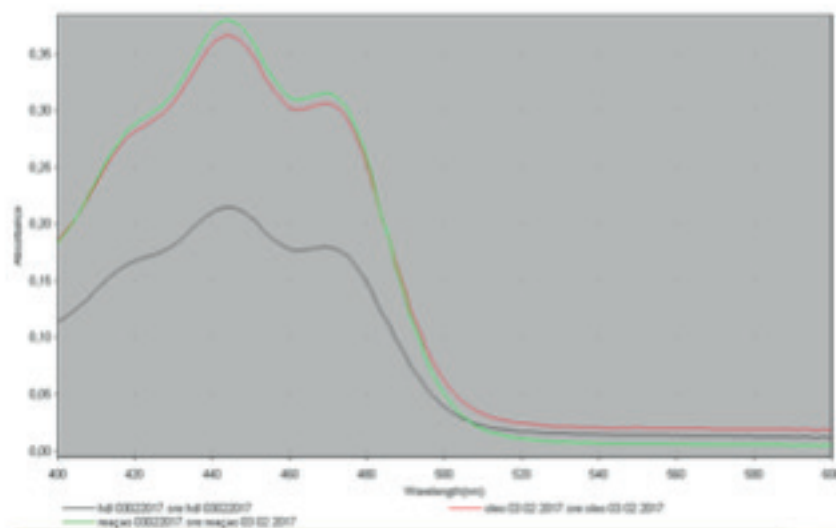


Figura 6 – Comparação de características de espectros do carotenoide no óleo bruto (em verde), do óleo sobrenadante (em vermelho) e do carotenoide recuperado com o HDL (em preto) – razão 6:1.

FONTE: Arquivo Pessoal.

Os resultados anteriores foram repetidos para compostos sintetizados na razão 6:1 e apresentaram o mesmo comportamento. Em vista disto, verificou-se a necessidade de efetuar alterações na síntese do HDL ou fazer tratamento térmico do mesmo para obtenção de óxidos. Uma das mudanças sugeridas seria a síntese com outro cátion diferente do magnésio como o zinco que também pode ser ingerido como alimento, embora em menores quantidades que o magnésio.

4 | CONCLUSÃO

Neste trabalho desenvolveu-se uma metodologia de laboratório para simular o processo de retirada de carotenoides em óleo de palma utilizado na agroindústria da palma de óleo. O método desenvolvido foi utilizado para testar a recuperação de carotenoides usando amostras de HDL de magnésio visando uso alimentício do produto recuperado. Os testes efetuados revelaram a necessidade de modificações no composto, visto que o produto sólido recuperado ainda apresenta concentração de carotenoides inferiores ao óleo bruto, inviabilizando seu uso de forma econômica. Os resultados obtidos indicam a necessidade de se aprofundar a análise do processo avaliado.

REFERÊNCIAS

- BAUERNFEIND, J. C. **Carotenoid vitamin A precursors and analogs in foods and feeds.** J. Agric. Food Chem., Washington D.C., V. 20, n. 3, p. 456-473, 1972.
- CREPALDI, E. L.; VALIM, J. B. **Hidróxidos duplos lamelares: síntese, estrutura, propriedades e aplicações.** Química Nova, V. 21(3); p. 300-311, 1998.
- CHAGAS, L. H.; FARIAS, S. B. P.; LEITÃO, A. A.; DINIZ, R.; CHIARO, S. S. X.; SPEZIALI, N. L.; ABREU, H. A.; MUSSEL, W. N. **Comparação estrutural entre amostras de materiais tipo hidrotalcita obtidas a partir de diferentes rotas de síntese.** Química Nova, V. 35(6), p. 1112-1117, 2012.
- DA CONCEIÇÃO, L.; PERGHER, S. B. C.; MORO, C. C.; OLIVEIRA, L. C. A. **Compósitos magnéticos baseados em hidrotalcitas para a remoção de contaminantes aniônicos em água.** Química Nova, Vol. 30(5), p. 1077-1081, 2007.
- MILAGRES R.C.R.M.; NUNES L.C.; PINHEIRO-SANT'ANA, H.M. **A deficiência de vitamina A em crianças no Brasil e no mundo.** Ciência & Saúde Coletiva, v. 12(5), p. 1253-1266, 2007.
- MÜLLER, A. A.; FURLAN JÚNIOR, J.; CELESTINO FILHO, P. A. **Embrapa Amazônia Oriental e o Agronegócio do Dendê no Pará.** Embrapa Amazônia Oriental. Belém, 2006.
- OIL WORLD DATA BASE. **Hamburg**, ISTA, mar, 2011.
- RAMALHO FILHO E OUTROS. **Zoneamento Agroecológico, Produção e Manejo para a Cultura da Palma de Óleo na Amazônia**. Editores: Antonio Ramalho Filho e outros. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010.
- SAMBANTHAMURTHI, R.; SUNDRAM, K.; TAN, Y. **Chemistry and biochemistry of palm oil.** Progress in Lipid Research, v. 39, p.:507 a 558, 2000.
- VILLELA, A. A. **Expansão da Palma na Amazônia Oriental para fins Energéticos.** Tese de Doutorado - UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético. Rio de Janeiro, 2014.

USLE COMO FERRAMENTA PARA PLANEJAMENTO DE USO DO SOLO: ESTUDO DE CASO BACIA CACHOEIRA CINCO VEADOS, RS

Elenice Broetto Weiler

Universidade Federal de Santa Maria
Santa Maria, Rio Grande do Sul

Jussara Cabral Cruz

Universidade Federal de Santa Maria
Santa Maria, Rio Grande do Sul

José Miguel Reichert

Universidade Federal de Santa Maria
Santa Maria, Rio Grande do Sul

Fernanda Dias dos Santos

Universidade Federal de Santa Maria
Santa Maria, Rio Grande do Sul

Bruno Campos Mantovanelli

Universidade Federal de Santa Maria
Santa Maria, Rio Grande do Sul

Roberta Aparecida Fantinel

Universidade Federal de Santa Maria
Santa Maria, Rio Grande do Sul

Marília Ferreira Tamosso

Universidade Federal do Pampa
Alegrete, Rio Grande do Sul

Edner Baumhardt

Universidade Federal de Santa Maria
Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul

consequências de improdutividade de áreas. Considerando esse contexto, o objetivo do presente trabalho foi verificar a influência da declividade e o tipo de solo em diferentes cenários de uso dos solos, por meio da Universal Soil Loss Equation (USLE=RKLS_{CP}). A análise destas variáveis foi realizada para cada cenário e isolando os resultados por tipo de solo e por declividade. A Bacia Cachoeira Cinco Veados, está inserida nos municípios de Tupanciretã, Quevedos, Júlio de Castilhos e São Martinho da Serra, no Estado do Rio Grande do Sul, possui área de drenagem de 1541,02 km², apresenta declividade entre 0-75%, com predomínio de relevo suave ondulado, cabe ainda destacar que a Bacia apresenta quatro classes de solos, sendo que para esse estudo considerou-se o Chernossolo Argilúvico Férrico típico, devido à baixa resistência ao processo erosivo que possui. As perdas potenciais de solo foram calculadas para o uso atual da bacia e para diferentes cenários propostos (agricultura - soja/pastagem/soja; pecuária; florestamento/reflorestamento; floresta nativa, campestre). Os resultados apontam que a USLE mostrou-se uma ferramenta sensível na diferenciação dos potenciais erosivos entre áreas com diferentes usos do solo, diferentes solos e diferentes declividades. Assim, o uso dessa ferramenta pelos gestores e técnicos demonstra-se promissor como auxiliar para planejamentos

RESUMO: Uma das variáveis analisadas para planejamento e gestão de áreas, está relacionada à erosão hídrica, visto seu alto potencial de degradação dos solos com

ambiental, agrícola e silvícola em bacias hidrográficas, inclusive com a consideração de cenários de possíveis mudanças no clima.

PALAVRAS-CHAVE: Erosão Hídrica, Planejamento Ambiental, Bacia Hidrográfica.

USLE AS A TOOL FOR LAND USE PLANNING: CASE STUDY OF THE CACHOEIRA CINCO VEADOS WATERSHED, RS

ABSTRACT: One of the variables analyzed for area planning and management is related to water erosion, due to its high potential for soil degradation with consequences of unproductive areas. Considering this context, the objective of this work was to verify the influence of slope and soil type in different land use scenarios, through the Universal Soil Loss Equation (USLE = RKLSCP). The analysis of these variables was performed for each scenario and isolating the results by soil type and slope. The Cachoeira Cinco Veados Watershed is in the municipalities of Tupanciretã, Quevedos, Júlio de Castilhos and São Martinho da Serra, in the State of Rio Grande do Sul. It has a drainage area of 1541.02 km², slope of 0-75% with a predominance of smooth undulating relief, it is worth highlighting that the watershed presents four classes of soils, and for this study the typical Ferric Argiluvic Chernosol was considered, due to the low resistance to the erosive process. Potential soil losses were calculated for the current use of the watershed and for different proposed scenarios (agriculture - soybean / pasture / soybean, cattle raising, afforestation / reforestation, native forest, campestrial). The results show that the USLE was a sensitive tool in the differentiation of potential erosions between areas with different soil uses, different soils and different slopes. Thus, the use of this tool by managers and technicians is promising as an aid to environmental, agricultural and forestry planning in watersheds, including considering scenarios of possible changes in climate.

KEYWORDS: Water Erosion, Environmental Planning, Watershed.

1 | INTRODUÇÃO

Segundo Dasmann *et al.*, (1973), as abordagens de planejamento e gerenciamento ambiental utilizando a bacia hidrográfica como unidade de estudo evoluíram bastante, uma vez sendo seus sistemas ecológicos e hidrológicos relativamente coesos.

O planejamento ambiental integrado de bacias hidrográficas deve estar associado ao planejamento territorial, contribuindo para o ordenamento territorial que, segundo Rodriguez *et al.*, (2013), é mais do que o planejamento econômico regional, mais que o planejamento do desenvolvimento urbano e do planejamento ambiental, é a única política pública com enfoque integral.

Existem diversos instrumentos de planejamento ambiental, sendo o zoneamento um deles, permitindo tratar a espacialização dos atributos ambientais, bem como de suas potencialidades, vocações, fragilidades, riscos e conflitos (SANTOS, 2004).

Planos que contemplam a influência do uso do solo na qualidade ambiental de uma região estão cada vez mais presentes nos estudos de planejamento. O manejo

inadequado e usos do solo inapropriados podem ser facilitadores de erosão e esta é uma das variáveis contempladas nos planos integrados de bacias.

Para Carvalho (1994), Christofolletti (1999), Bertoni & Lombardi Neto (2010), Silva *et al.*, (2007), um bom diagnóstico da determinação do grau de instabilidade de uma bacia é a quantificação da perda de solo por erosão hídrica. No Brasil alguns autores como Fujihara (2002) em São Paulo, Checchia (2005) e Pereira (2009) em Santa Catarina já utilizaram esta estratégia para compor o planejamento de atividades voltadas à recuperação e conservação de bacias hidrográficas.

Considerada um fenômeno natural por Jorge & Guerra (2013), a erosão pode ocorrer em todas as paisagens que possuam algum tipo de declividade, geralmente superior a 3°. A água da chuva provoca a erosão por meio do impacto da gota d'água com o solo, exercendo maior ou menor conflito conforme a energia e a velocidade com que atinge a superfície. A cobertura vegetal influencia as taxas de perda de solo, uma vez que o solo coberto, está protegido naturalmente contra a erosão. A topografia do terreno influencia pela declividade e comprimento da encosta e os solos exercem influência devido às suas propriedades físicas (textura, estrutura, permeabilidade e densidade), e às suas propriedades químicas, biológicas e mineralógicas (SALOMÃO, 2010).

Há tempos que pesquisadores estudam modelos e técnicas para quantificar as perdas de solo por erosão hídrica, sendo os primeiros trabalhos desenvolvidos em pequenas áreas experimentais (CARVALHO, 2008). Entre 1954 e 1965, nos EUA, foi proposto um novo modelo empírico denominado *Universal Soil Loss Equation* – USLE (WISCHMEIER & SMITH, 1978). A USLE permite estimar a perda média anual de solo com base em dados de precipitação, características do solo e do terreno e uso e manejo do solo. O modelo foi desenvolvido a partir de ensaios de perdas de solo utilizando-se parcelas unitárias padrão com comprimento de rampa de 22 m e declividade de 9%. Com o passar dos anos, a associação de técnicas de geoprocessamento e modelos de predição de erosão hídrica - nesse caso a USLE – possibilitam a previsão de perdas de solo, fornecendo subsídios para a seleção de práticas de controle, planejamento ambiental e priorização de ações de pesquisa (PRADO & NÓBREGA, 2005).

O uso de métodos associados aos SIGs oferece ainda a possibilidade de executar modelagem para prever padrões espaciais de processos ecológicos, com relação a possíveis cenários decorrentes do tipo de ocupação/uso dos recursos naturais, possibilita também auxiliar os tomadores de decisão na definição de diretrizes a respeito de usos da terra em uma bacia hidrográfica (PIRES *et al.*, 2002).

Considerando esse contexto, o objetivo do presente trabalho foi verificar a influência da declividade e o tipo de solo em diferentes cenários de uso dos solos, por meio da *Universal Soil Loss Equation* (USLE=RKLSCP).

2 | MATERIAL E MÉTODOS

A Bacia Hidrográfica Cachoeira Cinco Veados (BHCCV) está localizada na Bacia Hidrográfica do Rio Ibicuí na Região Hidrográfica do Uruguai, extremo oeste do Estado do Rio Grande do Sul. Insere-se na zona de transição entre Depressão Central e o Planalto Sul - Riograndense, abrangendo os municípios de Tupanciretã, Quevedos, Júlio de Castilhos e São Martinho da Serra Figura 1 (FEE, 2013). A BHCCV possui uma área de drenagem de 1541,9 Km², com destaque os rios Toropi e Guassupi.

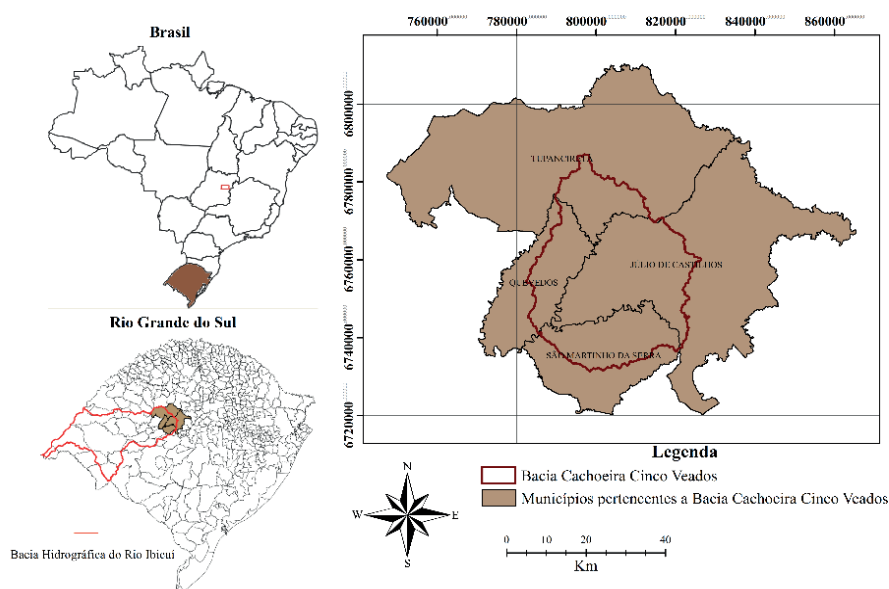


Figura 1 - Mapa de Localização da Bacia Cachoeira Cinco Veados, RS.

A BHCCV apresenta quatro classes de solos, sendo: Latossolo, Argissolo, Neossolo e Chernossolo, tendo como predominância o solo Neossolo U.M. Guassupi, cuja área de ocorrência é de 738,06 Km², cobrindo 47,89 % da área da bacia. Já o solo Chernossolo U.M. Ciríaco-Charrua, está presente próximo ao exutório, sendo a menor área (13,8 Km²) representada no estudo. O uso do solo existente na bacia foi obtido da base de dados do Ministério do Meio Ambiente (2016), sendo 65,02% da área é para fins de agropecuária, 31,54% uso campestre, e 3,45% engloba os usos de floresta nativa, florestamento/reflorestamento, antrópico urbano e pela água.

O cálculo da perda de erosão potencial da bacia teve como base a Equação Universal de Perda de Solo proposta por Wischmeier & Smith (1978) Equação (1).

$$A=R.K.LS.C.P \quad (1)$$

Em que: A = perda de solo (t.ha⁻¹.ano⁻¹); R = fator de erosividade da chuva (Mj.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹); K = fator de erodibilidade do solo (t.h.Mj⁻¹.mm⁻¹); LS = fator topográfico (-); C = fator de uso e manejo do solo (-); P = fator de práticas conservacionistas (-).

Para cálculo do fator R os dados foram obtidos por meio do banco de dados do software HidroWeb da Agência Nacional de Águas (ANA, 2016), obtidos de dez estações climáticas referentes aos anos de 1985 até 2015, com dados contínuos e consistidos de pluviosidade total anual e mensal total. A erosividade da chuva (R) foi calculada para cada estação pela equação de Cassol *et al.*, (2007), desenvolvida para região de Ijuí (RS) Equação (2).

$$R = 109,65 \cdot (p^2/P)^{0,76} \quad (2)$$

Em que: p = precipitação média mensal (mm); P = precipitação média anual (mm). Após calculado o R, foi criado um mapa em formato *raster* por meio da interpolação dos valores de cada estação, pelo método *Inverse Distance Weighed* – IDW.

Valores de K foram adotados em função de trabalhos desenvolvidos por Denardin & Wunsche, 1981; Denardin & Freire, 1990; Tomazoni *et al.*, 2005; Prado & Nóbrega, 2005; Lino, 2010; Franco *et al.*, 2012; Didoné, 2015; Pasquato & Tomazoni, 2016. Para o processamento utilizou-se o mapa de classificação dos solos, baseado no levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Rio Grande do Sul – escala 1:750.000 (BRASIL, 1973), Neossolo (U.M. Guassupi= 0,03280); Argissolo (U.M. Tuia=0,02857; U.M. Júlio de Castilhos=0,03119); Latossolo (U.M. Cruz Alta=0,02078; U.M. Passo Fundo=0,02260) e Chernossolo (U. M. Ciríaco-Charrua=0,04540). Posteriormente criou-se um *raster* para o Fator K da BHCCV.

Quanto ao Modelo Digital de Elevação (MDE) este foi obtido por meio do Laboratório de Geoprocessamento do Centro de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS adaptado ao Estado do RS por WEBER *et al.*, (2004). A partir do MDE foi realizado procedimento metodológico baseado em Moore & Burch (1986); Desmet & Govers (1996) para obtenção do *raster* do Fator LS para a BHCCV. As seis classes de declividade consideradas para este trabalho foram definidas pela EMBRAPA SOLOS (0-3; 3-8; 8-20; 20-45; 45-75 e maior que 75%) (EMBRAPA, 1999). As três primeiras classes de declividade destacam-se com 99% da área, apresentando relevo plano à ondulado.

Os valores de C baseiam-se em trabalhos de Costa *et al.*, (2005); Fujihara (2002); Stein *et al.*, (1987); Lino (2010); Castro & Valério Filho (1997); Wischmeier & Smith (1978); Didoné (2015). Além da situação real do uso do solo na bacia, foram elaborados 5 cenários para o Fator C. E assim, criado um *raster* para cada cenarização. Quanto à avaliação das práticas conservacionistas adotou-se o valor de 0,5 (P0.5) referente a prática de plantio em contorno na região, valor referenciado por Bertoni & Lombardi Neto (2010).

Para o cálculo da perda potencial de solo foram multiplicados todos os *rasters* dos fatores da USLE, sendo realizadas as combinações entre eles. Os cenários sugeridos estão constituídos da seguinte maneira: a) USLE (RKLSCP0.5), onde o

fator C como uso atual da área, onde a agropecuária assume o peso (valor) como agricultura (soja/pastagem/soja), $C \neq$. Nos demais cenários considerou-se a bacia para apenas um tipo de uso da terra, respeitando-se as áreas urbanas e com água: b) USLE1 (RKLSC1P0.5), com simulação de toda bacia para uso agrícola (soja/pastagem/soja= 0,0155); c) USLE2 (RKLSC2P0.5), com uso pecuarista ($C=0,03382$); d) USLE3 (RKLSC3P0.5), com florestamento/reflorestamento ($C=0,03270$); e) USLE4 (RKLSC4P0.5), com floresta nativa ($C=0,00942$); f) USLE5 (RKLSC5P0.5), com uso campestre ($C=0,08285$).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste estudo, foi analisada a U.M Ciríaco-Charrua, com presença de Chernossolo Argilúvico Férrico típico, considerado de maior suscetibilidade à erosão entre os solos que se encontram na Bacia Hidrográfica Cachoeira Cinco Veados, devido sua resistência ser considerada baixa e este solo estar localizado nas maiores declividades.

Com base nas taxas potenciais de erosão do solo Figura 2, foi possível delinear as áreas com diferentes intensidades erosivas, podendo associar estes resultados erosivos na bacia à geomorfologia e ao relevo da região. As áreas com elevadas estimativas de perda de solo estão localizadas nas regiões de maior declive e nas encostas. Entretanto, as áreas onde ocorrem menores perdas de solo, localizam-se em terrenos mais planos, e com cobertura vegetal efetiva.

Na categoria de maior declividade ($>75\%$), há variação da suscetibilidade erosiva, variando a classe de perda de solo, em função do uso testado, onde floresta nativa, agricultura – soja/pastagem/soja aparecem na mesma classe do uso atual do solo ($100-500 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), enquanto que a pecuária, florestamento/reflorestamento e campestre migraram para a classe considerada de alto valor potencial erosivo ($1.000-5.000 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$). Estes resultados corroboram com os de Mello *et al.*, (2006), que dependendo do relevo, práticas de manejo e uso do solo encontraram variação nas taxas de perda natural de solo e no risco de causar erosão em maior ou menor nível.

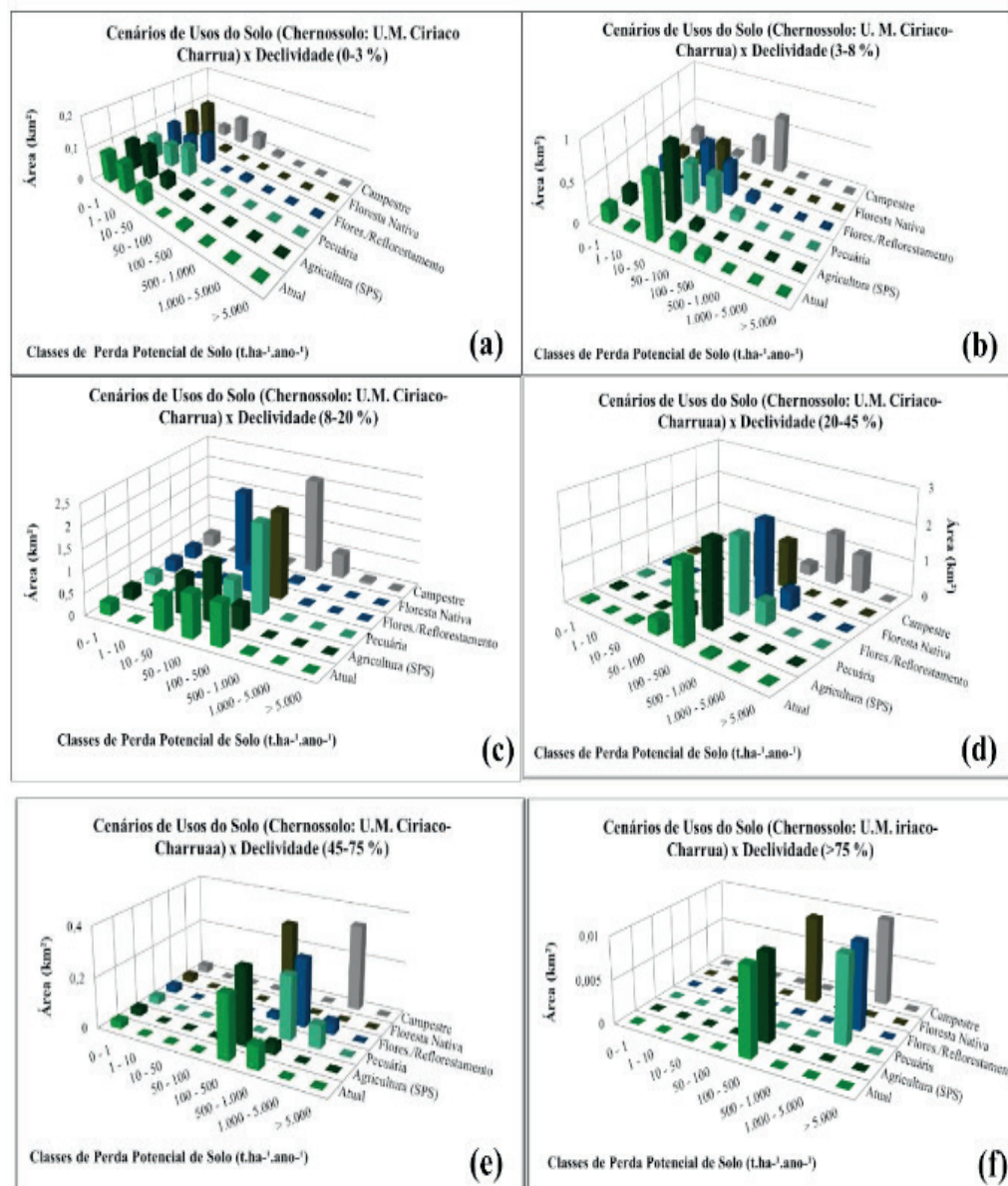


Figura 2 - Distribuição territorial (km^2) nas classes de Perdas Potenciais de Solo Chernossolo U.M. Ciriaco-Charrua no Cenário Atual (USLE), Cenário Agricultura SPS (USLE1), Cenário Pecuária (USLE2), Cenário Florestamento/Reflorestamento (USLE3), Cenário Floresta Nativa (USLE4) e Cenário Campestre (USLE5), nas categorias de declividade para Bacia Cachoeira Cinco Veados - RS: (a) 0-3%; (b) 3-8%; (c) 8-20%; (d) 20-45%; (e) 45-75%; (f) >75%.

Para declividades até 3%, este solo apresenta perdas nas classes mais inferiores (0-50 $\text{t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), não havendo diferenças marcantes entre os usos do solo. Com declividades entre 3-8%, os cenários de uso apresentam distribuição irregular das áreas de perda de solo por classes de perda. Destaca-se como uso mais protetivo neste caso, a agricultura - SPS, onde as áreas limitam-se nas classes inferiores (até 50 $\text{t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$).

Para declividades entre 8-20%, a classe que engloba maior área da bacia, com perdas de solo entre 100-500 $\text{t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, estando relacionadas aos usos com pecuária, silvicultura e campestre. Nas declividades entre 20-45% as perdas de solo concentram-se nas classes de perda superiores a 100 $\text{t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, sendo o uso campestre menos protetivo ao solo. Nas declividades entre 45-75%, o uso do solo que apresenta um grau de proteção maior em relação aos demais para a variável erosão

destacou-se pela presença da floresta nativa, seguido de agricultura soja/pastagem/soja e florestamento/reflorestamento. Ambos usos testados, apresentam áreas de forma mais significativa nas classes de perda de solo entre 100-5.000 t.ha⁻¹.ano⁻¹, sendo o cenário campestre o mais suscetível à erosão, ainda para esta categoria de declividade as classes entre 1- 100 t.ha⁻¹.ano⁻¹ não apresentaram áreas de perda de solo potencial.

A maior concentração de área potencial às perdas de solo está nas declividades de 8-75%, sendo a classe mais representativa de 100.t.ha⁻¹.ano⁻¹, com 2,18 km² (15,79% da área total), em que as perdas médias potenciais são de 100 a 225 t.ha⁻¹.ano⁻¹ Figura 3. Observa-se que conforme aumenta a declividade existe um aumento nos valores de perdas médias potenciais de solo, no entanto vale destacar que este comportamento não é linear para o número de áreas enquadradas.

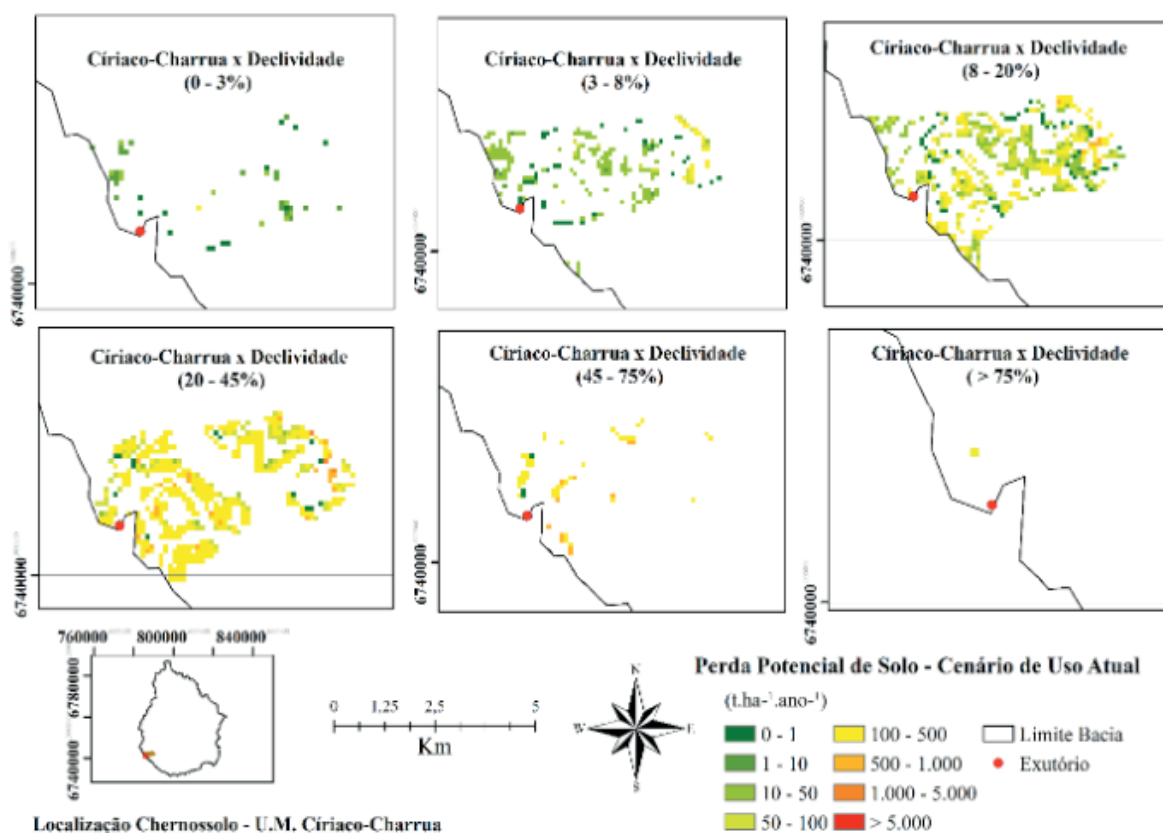


Figura 3 - Mapas de Distribuição de Perda Potencial de Solo Chernossolo U.M. Ciriaco-Charrua, calculada pelo modelo USLE para todas as categorias de declividade da Bacia Cachoeira Cinco Veados, RS.

Na Figura 4, são apresentadas as perdas potenciais de solo, para Chernossolo U.M. Ciriaco-Charrua, apenas para classe de declividade de 8-20% para diferentes cenários de usos de solo.

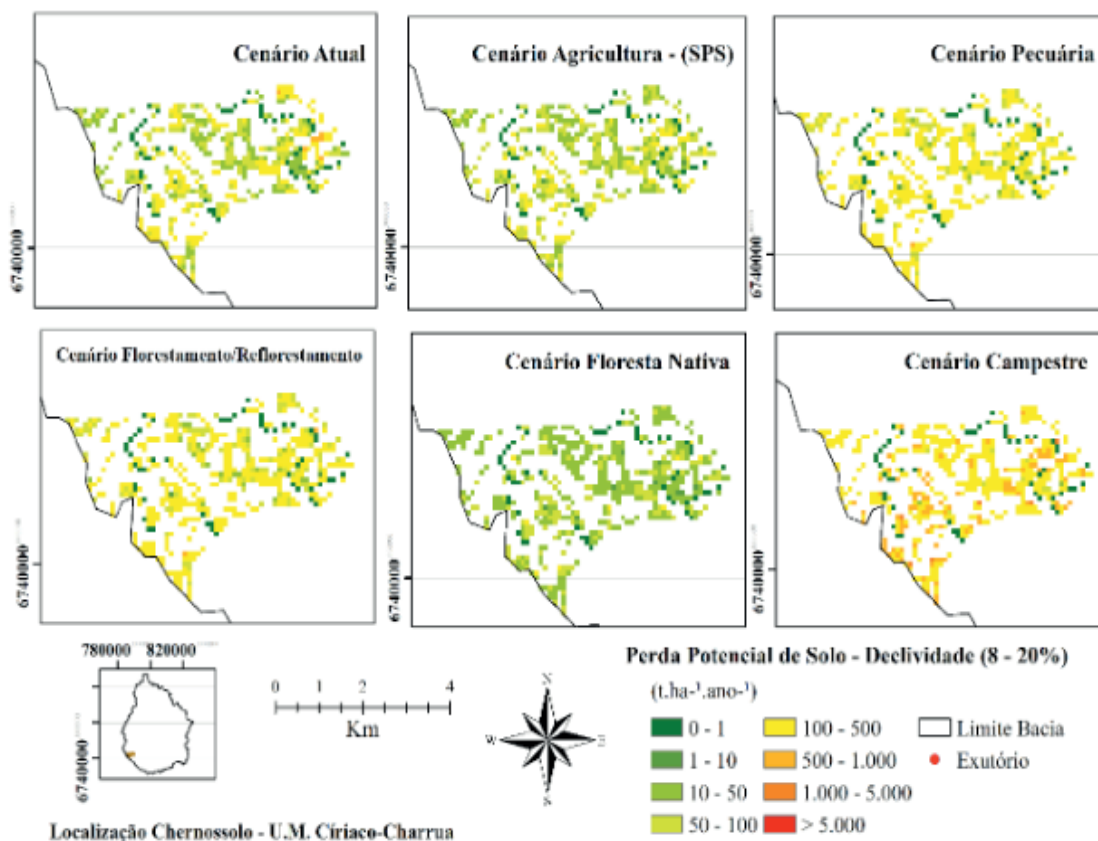


Figura 4 - Mapas de Distribuição de Perda Potencial de Solo, calculada pelo modelo USLE para declividade de 8-20% para os usos de solo, Bacia Cachoeira Cinco Veados, RS.

Áreas com introdução de silvicultura, por exemplo, tendem a proteger melhor o solo (USLE3) do que o uso campestre (USLE5), mas ainda existem áreas com perdas potenciais nas classes de 500 – 1.000 t.ha⁻¹.ano⁻¹ (0,02 km²) o que restringe este uso nestas áreas. Este resultado é esperado pela origem do método: o valor de C é melhor, então, logo, tende a proteger melhor. Mas, melhorou quanto do esperado? Isso acontece porque a bacia não é homogênea em todas as características, variando as declividades, solos, etc. Então ao mudar o uso do solo, o modelo USLE especializado possibilita mostrar o sentido que nesta bacia, neste solo, foi maior o benefício de um uso sobre o outro Tabela 1; Figura 5.

Uso do Solo	Perda Potencial Média (t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	valor de C
Cenário para Uso Atual	101	≠ C
Cenário para Agricultura - SPS	66,2	0,01558
Cenário para Pecuária	144,5	0,03382
Cenário para Florestamento/ Reflorestamento	141,1	0,03271
Cenário para Floresta Nativa	40,2	0,00953
Cenário para Campestre	353,9	0,08285

Tabela 1 – Valores médios de perda de solo potencial para cenários com usos do solo distintos, Bacia Cachoeira Cinco Veados, RS.

O cenário que mais favorece a proteção do solo é Floresta Nativa (USLE4) com aproximadamente 3,04 km² com perdas entre 0-500 t.ha⁻¹.ano⁻¹. Esta proteção está relacionada à capacidade de interceptação das copas das árvores, impedindo que a gota da chuva alcance o solo, aliada a boa capacidade de infiltração pelas raízes das árvores, impedindo boa parte do escoamento e respectiva velocidade e assim o processo erosivo. Menores valores de perda de solo nos cenários de silvicultura e da floresta nativa, explicam-se pelas árvores possibilitarem a infiltração da chuva, consequentemente diminuindo o escoamento superficial, frenando o agente causador dos processos erosivos, como pode ser visto por Matos (2015) ao encontrar maior proteção com a vegetação arbórea comparado a outras coberturas.

A variação de aumento entre os fatores de uso do solo 'C' entre cenários e a variação das perdas potenciais médias proporcionadas pelo cálculo com o Fator C estão representadas na Figura 5. Onde a linha contínua representa a porcentagem de variação do Fator C de cada uso descrito comparado aos demais usos do solo (eixo 'x' do gráfico) e a linha pontilhada a porcentagem de variação da perda média potencial de solo de cada uso descrito comparado aos demais usos do solo (eixo 'x' do gráfico).

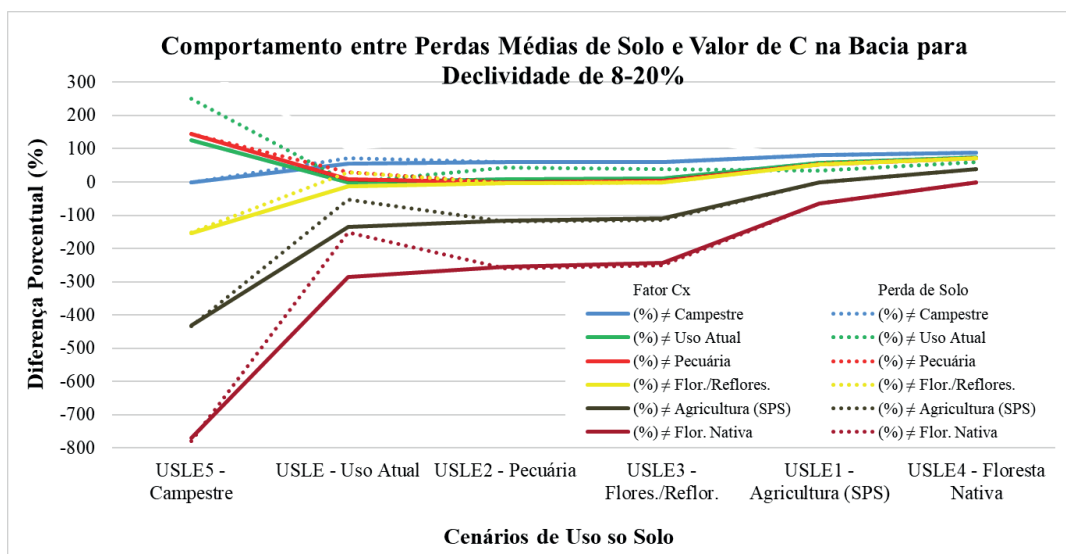


Figura 5 – Comportamento entre perdas Médias de Solo e Valor de C para a faixa de declividade entre 8-20%, Bacia Cachoeira Cinco Veados, RS.

Desta forma, há uma linearidade entre resultados, à medida que aumenta o valor de C (atribuído pelo tipo de uso), o uso torna-se menos protetivo e espera-se observar na bacia, médias mais altas de perda de solo potencial. Este tipo de análise permite quantificar se a variação entre valores de C é proporcional aos resultados de perdas para usos do solo diferentes.

Segundo estudo de Guo *et al.*, (2015), os valores de C dos sistemas cultivos agrícolas exibiram diferenças significativas nas regiões em que ocorreram as menores taxas de cobertura vegetal, mas as diferenças foram marcantes em zonas agrícolas em que ocorreram a maior cobertura do solo em função da melhor condição do

fechamento do índice de área foliar das culturas. Schmidt *et al.*, (2018), constataram o mesmo comportamento ao da presente pesquisa quando comparado o uso com práticas pecuárias, associado as pastagens reformadas e que apresentavam excelentes condições de cobertura no solo, observando assim a variabilidade existente entre diferentes sistemas de uso do solo, desde cultivos agrícolas até os ecossistemas naturais degradados.

A partir da Figura 6, observa-se que as maiores perdas potenciais de solos para os sistemas de uso estudado, estão em função do uso campestre, com perdas entre 100-500 t.ha⁻¹.ano⁻¹. Em muitas ocasiões os campos nativos, apresentam baixa capacidade efetiva do sistema radicular, e logo influências diretas no crescimento dos campos, levando assim a uma não cobertura efetiva do solo, tornando-o exposto em diversos pontos, e associado a declividades acentuadas, aumentando assim as perdas de solos potenciais.

As menores perdas potenciais, destacam-se nos sistemas de maior proteção do solo, como constatado em florestas nativas, associado ao elevado dossel da cobertura e as microvariações de cobertura vegetal dentro das florestas, levando assim a uma maior cobertura. E em sistemas de rotação com soja/pastagem/soja, em que o efeito de índice de área foliar, associado a manutenção da palhada de restos culturais, levam a uma menor perda potencial de solo/ano. Gabriels *et al.*, (2003), constataram o mesmo comportamento em perdas potenciais de solos em sistemas agrícolas e ecossistemas naturais em perdas potenciais de solo, associando o efeito de cobertura vegetal de sistemas rotacionados de cultivo, como de grande efeito na redução da erosão.

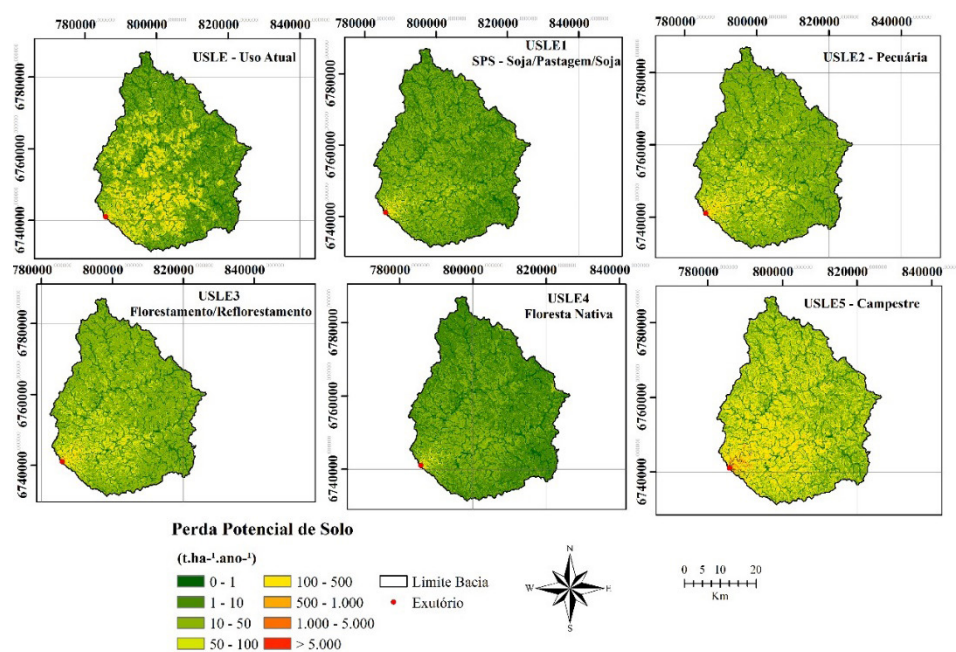


Figura 6 - Mapas de Distribuição de Perda Potencial de Solo, calculada pela equação USLE para diferentes usos do solo nos Cenários USLE, USLE1, USLE2, USLE3, USLE4 e USLE5, Bacia Cachoeira Cinco Veados, RS.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

A USLE mostrou-se uma ferramenta robusta e sensível na diferenciação dos potenciais erosivos entre as áreas com diferentes usos do solo, diferentes tipos de solos e declividades.

Todas estas informações resultantes da simulação dos cenários, deve fazer parte de um banco de dados, que possa ser consultado quando se faz necessária a criação de programas de incentivo de mudanças de uso do solo, por exemplo, diante de possíveis mudanças no clima, como para planejamento ambiental, agrícola, silvícola etc.

5 | AGRADECIMENTOS

À CAPES pelo incentivo financeiro.

À ABES pela autorização desta publicação, sendo o Artigo originalmente publicado em “Anais Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental – Trabalhos (ISBN nº 978-85-61169-18-3 - 11º Edição), 2018, Porto Alegre”.

REFERÊNCIAS

Agência Nacional de Águas – ANA. **Hidro Web**: Sistema de Informações Hidrológicas. Brasília-DF; 2016. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. São Paulo: Ícone, Ed.7, p. 355, 2010.

BRASIL. Ministério da Agricultura – Divisão de Pesquisas Pedológicas. “*Levantamento do reconhecimento dos solos do Rio Grande do Sul*”. Recife, 431p. 1973. (**Boletim Técnico 30**).

CARVALHO, N. DE O. **Hidrossedimentologia**: Prática. CPRM – Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais. Rio de Janeiro, 1994, Brasil, 372 p;

CARVALHO, N. O. Erosão. In: CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia**: Prática. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008. cap. 2, p. 33-71.

CASSOL, E. A.; MARTINS, D.; ELTZ, F. L. F.; LIMA, V. S.; BUENO, A. C. Erosividade e padrões hidrológicos das chuvas de Ijuí (RS) no período de 1963 a 1933. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Piracicaba, v. 15, p. 220-231, 2007.

CASTRO A. G.; VALÉRIO FILHO M. Simulação da Expectativa de Perdas de Solo em Microbacia sob diferentes Manejos Florestais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, 21: p. 419-426, 1997.

CHECCHIA, T. **Avaliação de perda de solo por erosão hídrica e estudo de emergia na bacia do Rio Caeté, Alfredo Wagner-Santa Catarina**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC. Florianópolis, 2005.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blucher, 1999. 236p.

COSTA, T. C. C.; LUMBRERAS, J. F.; ZARONI, M. J.; NAIME, U. J.; GUIMARÃES, S. P.; UZÊDA, M. C. *Estimativas de perdas de solo para microbacias hidrográficas do estado do Rio de Janeiro*. Rio de

Janeiro: Embrapa Solos, 2005. (**Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 78**).

DASMANN, R. F.; MILTON, J. P.; FREEMAN, P. H. **Ecological Principles for Economic Development**. Washington D. C., USA. John Wiley & Sons Ltd. 1973.

DENARDIN, J. E.; FREIRE, O. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. [s.n.], Piracicaba, 1990.

DENARDIN, J. E.; WUNSCH, W. A. Erodibilidade de um Latossolo Vermelho escuro. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 3., 1981, Recife. **Anais...** Recife: UFRPE, 1980. P. 219.

DIDONÉ EJ, MINELLA JPG, MERTEN GH. Quantifying soil erosion and sediment yield in a catchment in southern Brazil and implications for land conservation. **Journal of Soils and Sediments** 2015; 15(11): 2334–2346.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 1999. 412 p.

FEE - FUNDAÇÃO DE ECONOMIA E ESTATÍSTICA SIEGFRIED EMANUEL HEUSER. (2013). **Censo Demográfico: População por município, situação de domicílio e sexo, 2010 – Rio Grande do Sul**. Disponível em: <<http://www.fee.rs.gov.br/indicadores/populacao/censosdemograficos/>>. Acesso em: 07 jan. 2017

FRANCO, Â. M. P.; CASSOL, E. A.; PAULETTO, E. A.; INDA, A. V. Erodibilidade do Solo em entressulcos determinada experimentalmente e por Modelos Matemáticos em um Argissolo Vermelho. **Revista Brasileira Agrociência**, Pelotas, v.18 n. 2-4, p. 175-187, 2012.

FUJIHARA, A. K. **Predição de Erosão e Capacidade de Uso do Solo numa Microbacia do Oeste Paulista com Suporte do Geoprocessamento**. 2002. 136 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Piracicaba - SP, 2002.

GABRIELS, D.; GHEKIERE, G.; SCHIETTECATTE, W.; ROTTIERS, I. Assessment of USLE cover-management C-factors for 40 crop rotation systems on arable farms in the Kemmelbeek watershed, Belgium. **Soil Tillage Research**, v. 74, n. 1, p. 47-53, 2003.

GUO, Q. K.; LIU, B. Y.; XIE, Y.; LIU, Y. N.; YIN, S. Q. Estimation of USLE crop and management factor values for crop rotation systems in China. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 14, n. 9, p. 1877-1888, 2015.

JORGE, M. do C. O.; GUERRA, A. J. T. (Org.). **Processos erosivos e recuperação de áreas degradadas**. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. cap 1, p. 7-30.

LINO, J. S. **Evolução do sistema plantio direto e produção de sedimentos no Rio Grande do Sul. 2010**. 118p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz/ USP. Piracicaba, SP, 2010.

MATOS, T. V. S. Determinação de Áreas de Vulnerabilidade à Erosão Hídrica com base na Equação Universal de Perda de Solo (USLE). 2015.116 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

PASQUATTO, M. C.; TOMAZONI, J. C. Estudo do processo erosivo laminar na bacia de captação do rio Barro Preto, em Coronel Vivida – PR. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.9, n.02, p. 555-570, 2016.

PEREIRA, K. N. **Avaliação da fragilidade ambiental na microbacia do Ribeirão de Imaruí/SC: uma análise comparativa entre o modelo de fragilidade empírica dos ambientes e o método da**

Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE). 2009. 132 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, SC, 2009.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. dos.; DEL PRETTE, M. E. A Utilização do Conceito de Bacia Hidrográfica para a Conservação dos Recursos Naturais. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. (edit.). **Conceitos de Bacias Hidrográficas: teorias e aplicações.** 1. ed. Bahia: Editus, 2002. cap. 01, p. 17-35.

PRADO, J. P. B.; NÓBREGA, M. T. Determinação de perdas de solo na bacia hidrográfica do córrego Ipiranga em Cidade Gaúcha, Estado do Paraná, com aplicação da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS). **Acta Sci. Technol:** Maringá, v. 27, n. 1, p. 33-42, Jan./June, 2005.

RIBEIRO, L. S. **Análise Qualitativa e Quantitativa de Erosão Laminar no Município de Campos dos Goytacazes/RJ através de técnicas de Geoprocessamento.** 139 f. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual do Norte Fluminense. Rio de Janeiro, 2006.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V. **Planejamento e gestão ambiental:** subsídios da geoecologia das paisagens e da teoria geossistêmica. Fortaleza: Edições UFC, 2013.

SALOMÃO, F. X. T. Controle e Prevenção dos Processos Erosivos. In: **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações.** GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S. da.; BOTELHO, R.G.M. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010. p. 229-268.

SANTOS, R. F. **Planejamento ambiental:** teoria e prática. São Paulo: Ed. Oficina de Textos. 2004.

SCHMIDT, S.; ALEWELL, C.; MEUSBURGER, K. Mapping spatio-temporal dynamics of the cover and management factor (C-factor) for grasslands in Switzerland. **Remote Sensing of Environment**, v. 211, n. 1-2, p. 89-104, 2018.

SEMA. **Bacia Hidrográfica do Rio Ibicuí – 2016.** (DRH/SEMA - Junho/2008). Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/conteudo.asp?cod_menu=58&cod_conteudo=5867>. Acesso em: 21 jun. 2016.

SILVA, A.M.; SCHULZ, H.E. E CAMARGO, P.B. (2007). **Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas.** 2a ed. – revista e ampliada. Editora Rima, São Carlos – SP, Brasil, 153 p.

STEIN, D. P.; DONZELLI, P. L.; GIMENEZ, A. F.; PONÇANO, W. L.; LOMBARDI NETO, F. Potencial de erosão laminar, natural e antrópico, na bacia do Peixe – Paranapanema. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSIÃO, 3., 1987, Marília. **Anais...** ABGE/DAEE, 1987. v.1, p. 105-135.

TOMAZONI, J. C. et al. A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na BACIA do Rio Anta Gorda (PR). **Estudos Geográficos**, Rio Claro, v.3, n. 1, p. 01-21, jan.-jun. 2005.

WEBER, E.; HASENACK, H.; FERREIRA, C. J. S. 2004. **Adaptação do modelo digital de elevação do SRTM para o sistema de referência oficial brasileiro e recorte por unidade da federação.** Porto Alegre, UFRGS Centro de Ecologia. ISBN 978-85-63843-02-9. Disponível em: <<https://www.ufrgs.br/labgeo>>. Acesso em: 01 jan. 2016.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning.** U.S. Department of Agriculture, Handbook. 1978. 537 p.

AVALIAÇÃO DA EFICÁCIA DA BIORREMEDIAÇÃO EM TERMOS DE REMOÇÃO DA ECOTOXICIDADE ASSOCIADA AO SEDIMENTO SEMA

Odete Gonçalves

Universidade Federal da Bahia, Departamento de Ciências da Biointeração, Instituto de Ciências da Saúde, UFBA. Salvador-Bahia.

Paulo Fernando de Almeida

Universidade Federal da Bahia, Departamento de Ciências da Biointeração, Instituto de Ciências da Saúde, UFBA. Salvador-Bahia.

Cristina Maria A. L. T. M. H. Quintella

Universidade federal da Bahia, Departamento de Físico/Química, Instituto de Química. UFBA. Salvador-Bahia.

Ana Maria Álvares Tavares da Mata

Instituto Politécnico de Setúbal. Escola Superior de Tecnologia de Setúbal, IPS. Setúbal-Portugal.

RESUMO: Na problemática da indústria de produção pode-se citar os resíduos gerados e sua destinação ao meio ambiente, conseqüentemente a contaminação ambiental como a indústria de mineração na geração de resíduos minerais. Houve um acidente com rompimento da Barragem de Fundão, de rejeitos de mineração de ferro, no município de Mariana/MG. Foram utilizados para no processo de biorremediação os rejeitos de mineração com um consórcio microbiano no qual se obteve o sedimento biorremediado e os produtos biopolímero, cristais residuais. Após caracterização se avalia aqui a eficácia

da biorremediação e validação do processo e produto com teste de ecotoxicologia a fim de viabilizar estes ou seus compostos moleculares para o setor industrial, fármacos, cosméticos, petrolífero e compósitos e de serviços/processos, conforme sua aplicação. Neste contexto, este trabalho avalia a inibição do crescimento das microalgas *Pseudokirchneriella subcapitata* com as amostras estudadas. Foram feitos cinco testes no rejeito de mineração em culturas triplicatas e em ambiente estéril. A leitura da absorvência a 450 nm em espectrofotômetro na gama UV-VIS com o período do teste por 72:00h. Se aplicou a equação DESVPAD com o cálculo. A microalga *Pseudokirchneriella subcapitata* apresentou 51% de redução da ecotoxicidade no sedimento biorremediado rejeito de mineração-SEMA. Confirma assim, menor toxicidade, o que se torna importante para a validação do processo de biorremediação e atende aos principais requisitos para o desenvolvimento sustentável.

PALAVRAS-CHAVE: Ecotoxicologia. Microalgas. Biorremediação. Residual de Mineração

ABSTRACT: In the problem of the production industry can be mentioned the waste generated and its destination to the environment, consequently the environmental contamination as the mining industry in the generation of

mineral waste. There was an accident with rupture of the Fundão Dam, from iron ore tailings, in the municipality of Mariana / MG. In the bioremediation process, mining wastes were used with a microbial consortium in which the bioremediated sediment was obtained and the biopolymer products, residual crystals. After characterization, the efficacy of bioremediation and validation of the process and product with ecotoxicology test is evaluated in order to make these or their molecular compounds feasible for the industrial sector, pharmaceuticals, cosmetics, petroleum and composites and services processes, according to their application. In this context, this work evaluates the inhibition of the growth of the microalgae *Pseudokirchneriella subcapitata* with the samples studied. Five tests were done on the mining tailings in triplicate cultures and in a sterile environment. Absorbance reading at 450 nm in a spectrophotometer in the UV-VIS range with the test period at 72: 00h. The STDEV equation was applied with the calculation. The microalgae *Pseudokirchneriella subcapitata* presented 51% reduction of ecotoxicity in the bioremediated sediment-mining-SEMA sediment. It confirms, therefore, less toxicity, which becomes important for the validation of the bioremediation process and meets the main requirements for sustainable development.

KEYWORDS: Ecotoxicology. Microalgae. Bioremediation. Residual of Mining.

1 | INTRODUÇÃO

A fim de sanar a problemática ambiental, diversas técnicas, físicas, químicas e biológicas, estão sendo desenvolvidas, possibilitando a remoção ou a degradação in-situ ou ex-situ de petróleo derramado e rejeitos potencialmente tóxicos, reduzindo assim seus efeitos nocivos sobre o ecossistema. Segundo, Bento (2003), a biorremediação é uma alternativa viável e promissora para o tratamento de solos contaminados. O termo biorremediação foi introduzido para descrever o processo de utilização de agentes biológicos, principalmente microrganismos, para remoção de resíduos tóxicos do ambiente (KUMAR et al., 2011). Esta técnica usa bactérias, fungos ou plantas para degradar ou desintoxicar substâncias perigosas para a saúde humana e/ou o ambiente. Os autores Aislabe (2004) e Marín (2006) vêm alertando, quanto a necessidade de estudos específicos relacionadas com a remediação de sítios contaminados.

A Ecotoxicidade atualmente está sendo útil como meio de avaliar os solos, ambientes aquáticos entre outros, para isso programas de monitoramento em ambientes aquáticos têm sido desenvolvido utilizado peixes e bivalves, nos quais os organismos indicam o grau de contaminantes tóxicos existentes, sendo portanto os biomonitores ambientais (CAJARAVILLE et al., 2000). Os autores salientam que estes (mexilhões e ostras) possuem características biológicas e ecológicas potencializadas para a utilização como biomonitores (CHEUNG et al., 2001; NIYOGI et al., 2001; MORILLO; USERO; GRACIA, 2004). Também a Ecotoxicidade se mostra eficiente no processo de investigação pela fitotoxicidade, na qual foi utilizada a *Lactuca sativa* em ensaios/teste de germinação de crescimento (JUSTINO et al., 2009).

Ultimamente em recentes décadas, é crescente os estudos de ecotoxicidade como meio de mapear as partículas em meio aquático sobretudo o advindo dos efeitos das transformações em nanopartículas, cujo estudo está a indicar que há um maior estresse em água doce em vez de água salgada ou terrestre espécies. (CORSI et al., 2014; LIBRALATO, 2014; MINETTO et al., 2014; LOFRANO et al., 2016). Ao que se conclui que a água salgada possui uma matriz complexa que impulsiona as nanopartículas (metais-traço ou não) para a instabilidade e conseqüentemente promove a rápida reação com formação de formas aglomeradas/precipitadas (CALLEGARO et al., 2015). Entretanto, Guilherme, *et al.*, (2005) através de estudos, concluiu que, em determinadas concentrações ou associações alguns metais pesados, identificados como elementos-traço, podem ser necessários ao metabolismo dos micro-organismos.

As microalgas são normalmente utilizadas em testes bioensaios toxicológicos pelo fato de serem sensíveis a substâncias estressoras de diferentes tipos de poluição, tornando-as de suma importância para o monitoramento ecológico ambiental, sabendo-se que estas se mostram limitantes quanto as variáveis de iluminação e aeração para o seu crescimento, (SIPAÚBA-TAVARES & ROCHA, 2003; SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2009).

Estudos apontam que os testes de ecotoxicologia terrestre visam mapear os possíveis impactos de substâncias ou resíduos que diariamente contaminam o ambiente como os pesticidas e lodos de esgoto (FÖRSTER *et al.*, 2004; DOMENE ET AL., 2007); outrossim almejam avaliar os metais pesados ou petróleo e seus efeitos destrutivos nas contaminações de áreas ambientais já impactadas (LUZ *et al.*, 2004). Araújo e Monteiro (2007), alerta para alterações, com o uso excessivo de pesticidas, fertilizantes, resíduos urbanos e industriais.

De modo geral as algas são organismos presentes em ecossistemas aquáticos, onde elas incorporam energia solar em biomassa, realizando a fotossíntese, são autótrofos, produzem oxigênio, sendo estruturalmente menores e menos complexos do que as plantas predominantemente terrestres (GRAHAM; WILCOX, 2000). Existem vários grupos taxonômicos de microalgas marinhas, entretanto os principais componentes do fitoplâncton marinho são as diatomáceas e os dinoflagelados (LOBBAN: HARRISON; DUNCAN, 1985).

Para este trabalho foram utilizadas as espécies microalga ***Pseudokirchneriella subcapitata*** que é uma microalga unicelular, uma cultura de algas verdes com células lunadas, muito sensível a substâncias tóxicas, incluindo metais em ambientes de água doce (MILLER, *et al.*, 1978). A avaliação do impacto ecotoxicológicos é permitida por um método para determinar os efeitos dos tóxicos quando da redução do crescimento de microalgas. Esta ocorre durante o período exponencial de seu crescimento, durante 72 horas, como resposta da exposição a várias concentrações de uma substância de teste.

O objetivo deste trabalho é avaliar a eficácia da biorremediação em termos da remoção da ecotoxicidade associada ao sedimento rejeito de mineração-SEMA, e

os possíveis efeitos de toxicidade das amostras sobre o crescimento de microalgas *Pseudokirchneriella subcapitata* de água doce em meio estéril.

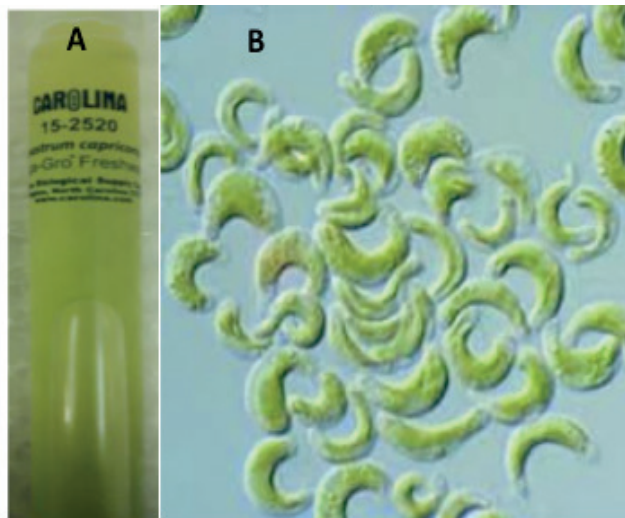
2 | MATERIAL E MÉTODOS

Adaptação da metodologia utilizada – O teste de ecotoxicidade utilizado foi adaptado do regulamento Jornal (anexo) EC 761/2009-anexo IV (método equivalente ao OECD TG 201). Os organismos de ensaio em fase de crescimento exponencial são expostos à substância em estudo em culturas em meio líquido, entre 72 a 96 horas. A biomassa das culturas de controle deve aumentar exponencialmente num fator de pelo menos 16 durante as 72 horas de ensaio. Esse valor corresponde a taxa de crescimento específica de 0,92 dia⁻¹.

O princípio do ensaio baseia-se em determinar os efeitos de uma substância sobre o crescimento de cianobactérias e/ou microalgas de água doce. Como resposta do sistema é observado a redução do crescimento numa série de cultura de microalgas. Determinada as taxas médias de crescimento específico registradas numa série de soluções de ensaio, a concentração que causa uma inibição da taxa de crescimento de x % (p. ex.: 50 %) é decodificada e expressa como $E_r C_x$ (nesse caso, $E_r C_{50}$). Sabendo que o ensaio de controle (ausência da substância) é essencial para este cálculo, sendo a taxa de crescimento de referência. A biomassa inicial para a microalga *Pseudokirchneriella subcapitata* foi a concentração de 5×10^3 - 10^4 células/mL. As séries de concentrações estima-se uma gama que cause uma inibição de 5-75 % de crescimento. Ensaio e controle foram conduzidos com três replicados.

Soluções e Inóculo - Meio de crescimento: MBL Medium – Foi utilizado o meio MBL Medium (NICHOLS, 1973), os quais contém vitaminas que auxiliam no crescimento de células com potencial de aumento de 16 vezes mais em 3 dias. A solução MBLx2 foi esterilizada (121°C, por 15 min) em frasco *SHOT*.

As cepas das microalgas foram procedentes por aquisição junto a empresa CAROLINA 15-2520, em meio de cultura Alga-Gro® Freshwater (Figura 1A e 1B), como sendo a temperatura de crescimento ideal em 22 graus Celsius em um alto nível de luz de 200 a 400 pés de luz fluorescente 18 a 24 “da cultura para este organismo-teste. *Pseudokirchneriella subcapitata* foram as espécies utilizadas que é uma microalga unicelular, uma cultura de algas verdes com células lunadas, muito sensível a substâncias tóxicas, incluindo metais em ambientes de água doce. Esta espécie, tornou-se requisitada cientificamente em estudos de avaliação, ecotoxicidade de agentes químicos (MILLER, et al., 1978).



Figuras 1A e 1B – **1A** Apresenta embalagem da aquisição das microalgas junto a empresa CAROLINA 15-2520, em meio de cultura Alga-Gro® Freshwater. **1B** Foto das microalgas quanto a cor e formato que se apresentam.

Autor: www.google.com

Para adaptar as microalgas às condições de ensaio e garantir que se encontrem na fase de crescimento exponencial, foi preparada a cultura de inóculo com verificação dos padrões normais conforme método para a estirpe. **Preparação da solução mãe 1** – As manipulações são feitas em condições estéreis, perto de uma chama e com vasos previamente esterilizados por autoclave. Foram colocadas as microalgas mães para crescer, proporcional à 10 ml em 250 ml, acondicionados 2 balões estéril de 500 ml em solução aquosa.

Preparação da solução mãe 2 – Inicialmente foi feito a leitura da absorvência da solução mãe 1, após os 3 dias de crescimento. A partir do valor obtido, foi calculado a quantidade de solução mãe 1 para obter uma absorvência entre 0,1 e 0,2 para solução mãe 2.

Justificativa para a escolha das amostras – Foram selecionadas para estudos as amostras advindas do acidente rompimento da Barragem de Fundão, contendo 65 milhões de m³ de rejeitos de mineração de ferro, no município de Mariana/MG, codificado aqui como Sedimento de Mariana – SEMA, por ser um rejeito rico em inorgânicos (CPRM - 2015). Os rejeitos inorgânicos afetaram os cursos de água e solos a jusante. A biorremediação, portanto, tornou-se uma alternativa promissora, ecologicamente correta (ATLAS, 1995), buscando explorar a diversidade genética e a versatilidade metabólica microbiana para a transformação de contaminantes com eficiência na degradação dos poluentes. Como a redução destes rejeitos é de suma importância para os ciclos biogeoquímicos naturais, se realizou um processo de biorremediação com consórcio microbiano constituído de fungos das espécies *Aspergillus* spp e *Penicillium* spp, envolvendo um protótipo “Estação de Tratamento” com objetivo de recuperar sedimento impactado, reduzindo os contaminantes inorgânicos.

A fim de possibilitar uma melhor qualidade de vida, devolvendo aos seres um habitat mais natural o meio ambiente saudável foi construído o protótipo “Estação de Tratamento” de “frame” metálico 1,50m L x 1,30m P x 1,30m A (BR PI BR 10 2012 033531 0). Possui uma abertura superior para a injeção do consórcio microbiano e abertura lateral para remoção e descontaminação. Contém o espalhamento, recipiente com 0,90 m X 0,60 m com abertura para queda livre e pressão no fosso levando ao tanque reservatório de 41 cm X 36 cm com profundidade de 34 cm, para o processo de mineralização e solubilização dos mineralóides.

Além da redução da toxicidade dos resíduos há ainda a possibilidade de reciclar os compostos inorgânicos para emprego em compósitos industriais como matéria prima. Isto porque, foi obtido na biorremediação a produção de biopolímeros e outros bioativos cristalizados supostamente com aplicação em biotecnologia e materiais. Portanto, em protótipo, foi feito processo de biorremediação, com a aplicação de consórcio microbiano (BR PI 1004444-2 A2, 2010, INPI) e se obteve a produção de biopolímeros (BR, PI 11 05 932-0, 2011) (Figura 2A), cristais residuais (BR PI 11 05 934-6, 2011) (Figura 2 B) e sedimento biorremediado (Figura 2 C). As amostras foram caracterizadas por instrumentos analíticos como RMN, FT-IR, MEV (Tabela 1), Difractometria de Raios-X entre outros, se encontram em quantidade disponível.

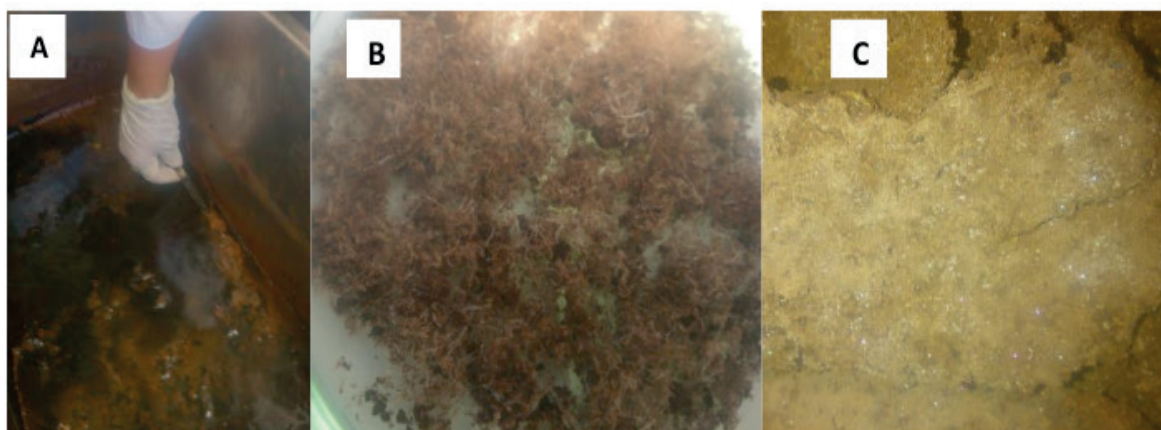


Figura 2A, 2B, 2C. - **2A.** Produção de biopolímeros em tanque reservatório do protótipo reservatório experimental; **2B.** Sintetização de cristais residuais, após 90 dias de biorremediação; **2C.** Sedimento biorremediado, resultante da biorremediação com aglomerações de inorgânicos.

Fonte: autoria própria

Elementar	Concentração %	Massa/Peso %
Oxigênio	34,36	42,22
Alumínio	2,98	5,55
Silício	9,53	17,59
Potássio	0,34	0,63
Ferro	15,00	34,00

Tabela 1. Sedimento SEMA inorgânico Elementar analisado por MEV

Autor: autoria própria.

Sendo assim, para melhor comparação de dados e com compromisso de analisar cada uma das amostras com seu percentual de toxicidade, foram formados dois blocos de análises. Inicialmente com 3 testes de ensaio (Testes 1, 2 e 3), durante 3 dias (72:00 h) e outro com 2 testes de ensaio (Testes 3 e 4) durante 4 dias (96:00 h).

Preparação das amostras com a substância em estudo - Como são amostras sólidas resultantes de biorremediação de rejeitos inorgânicos, utilizou-se conforme a literatura, método OECD TG 20, 10g/L. Foram pesados 2g de cada amostra estas foram colocadas em Erlenmeyer para serem diluído em 100 mL de água destilada em uma proveta. Em seguida foi transferido para um Erlenmeyer de 250 mL com bagueta e colocado para agitar por 1 hora (Figura 3A). Sendo em seguida colocadas em proveta de 100 mL para descanso e decantação (Figura 3B), foi filtrada com cuidado para não arrastar sólidos. Após este período, para as amostras ainda com forte coloração, foi centrifugado no aparelho Kendro/Hareus Biofuge, em 5.000 rotações por tempo 5 min, à 24°C de temperatura; sendo portanto filtrado, tornando a solução límpida e colocado em tubo de ensaio para ser esterilizado em autoclave à 121°C por 15 min. Para cada solução filtrada da amostra, 100 mL de água destilada para 17 Erlenmeyer de 50 mL e 3 Erlenmeyer de 250 mL, na proporção 50% / 50%.

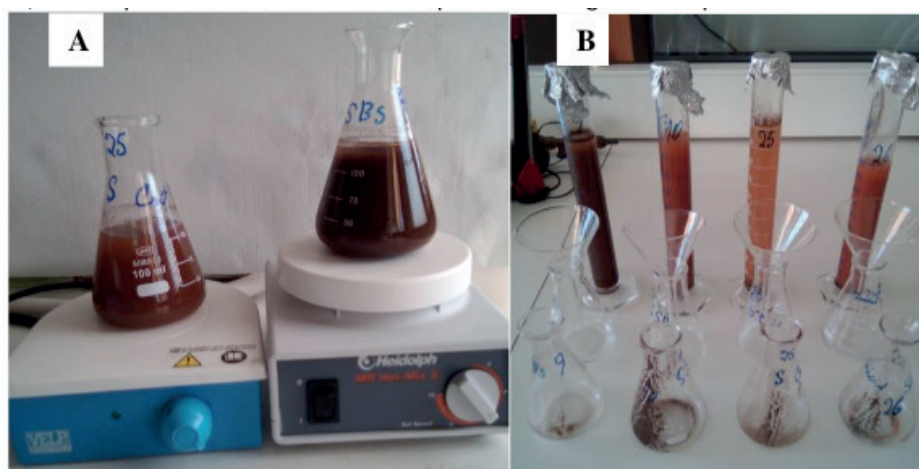


Figura. 3A, 3B. Experimental amostras no aquecedor magnético e proveta em decantação

Fonte: autoria própria

Preparo de soluções meio MBL2x + microalgas – Para a solução MBLx2+algas após o arrefecimento da autoclave, foi adicionado ao frasco *SHOT* a quantidade de inóculo de 250 mL de microalgas necessárias para uma absorvência inicial de 450 nm entre 0,2 ou 0,3. Houve também o preparo da concentração da solução-mãe (Figura 4A) de dicromato de potássio 2 mg/L para ser diluído e utilizado no percentual de 50%/50% com as microalgas como inibidor de crescimento no teste. As manipulações foram feitas em condições estéreis, perto de uma chama (Figura 4B). Utilizando os *Erlenmeyer* esterilizados de 250 mL preparou-se inicialmente o branco (controle) com o total de 5 réplicas de 20 mL, em seguida se repetiu para cada uma das amostras

soluções finais: 50 ml de amostra + 50 ml de MBL2x + microalgas, as quais foram inoculadas por 72:00 h, seguindo as mesmas condições adequadas de assepsia (BLANKLEY, 1973; HAMILTON, 1973; CETESB, op.cit). Foram condicionadas na estufa de incubação com termômetro aparente à 22°C, com as luzes ligadas e controle.



Figuras 4A e 4B – 4A. Preparação das amostras solução-mãe do inibidor dicromato de potássio 2 mg/L; **4B.** Preparo e manipulação das amostras teste em condições estéril.

Autor: autoria própria

Validade do ensaio – Um ensaio é considerado válido quando satisfaz os seguintes critérios de desempenho:

- A biomassa das culturas de controlo deve ter aumentado exponencialmente num fator de pelo menos 16 durante as 72 horas do período de ensaio.
- O coeficiente médio de variação das taxas de crescimento específico nas culturas de controle não deve exceder os 35 %.
- O coeficiente de variação das taxas médias de crescimento não deve exceder 7 % nos ensaios com *Pseudokirchneriella subcapitata*.

A avaliação da inibição do crescimento foi realizada por análise diária das amostras em Espectrofotômetro UVVis Evolution 160, Thermo Fisher Scientific, Madison WI 53711 USA, CAT 10100301, SN HDNS091001. C SP 163128.

Foi calculada a taxa de crescimento do controle, com estes valores se calculou a percentual de inibição de crescimento de cada amostra como sendo, gráfico de Inibição (absorvência) *versus* dia, sendo obtido a reta de regressão linear. Para cada replicação de amostras testes foi calculado o percentual de taxa de inibição do crescimento ao fim de 72 h de ensaio com a equação:

Onde:

$$\%I_r = \frac{(\mu_c - \mu_T)}{\mu_c} \times 100 \quad \% \text{inibição crescimento} = \frac{\text{taxa cresc. controle} - \text{taxa cresc. amostra}}{\text{taxa cresc. controle}} \cdot 100$$

- % Ir: percentagem de inibição na taxa de crescimento média específica
- μC : valor médio para taxa de crescimento média específica (μ) grupo controle
- μT : taxa de crescimento média específica para a solução testada.

Foi elaborada uma planilha média de crescimento versus tempo (dias). Se aplicou a equação DESVPAD com o cálculo ($=LN(\dots)$), obtendo assim o percentual da relação exponencial entre a transmissão de luz através de uma substância e a concentração da substância (lei de Beer-Lambert). Foi calculada a média de crescimento entre elas e o desvio padrão (DP %) em percentual. Deste processo matemático foi composto um demonstrativo para avaliar o teste de ecotoxicidade com as microalgas *Pseudokirchneriella subcapitata*. Os quatro primeiros ensaios/tese foram compostos das 4 amostras: sedimento inicial branco, Cristal residual com petróleo, sedimento biorremediado e biopolímero seco, sendo acompanhado por amostra controle.

1º Teste: Amostra Sedimento SEMA. Amostra original, seca, sólida. Para o controlo foram feitas 5 réplicas e 3 para cada uma das amostras num total de 17 Erlenmeyer/amostra a ser analisado (Figura 5A e 5B). Para controle de inibição, Dicromato de Potássio 2mg/L, conforme literatura para validação.



Figura 5A e 5B – Amostras a serem analisadas, 5 réplicas de controlo e 3 para cada uma das amostras da substância, enumeradas, na câmara estufa, à 22°C, iluminada.

Autor: autoria própria

2º Teste: A amostra SEMA inicial não foi filtrada devidamente, obtendo uma forte coloração, com isso houve um aumento significativo na absorvência inicial. As demais amostras correram normalmente.

3º Teste: Foi utilizada a substancia de referência como controle de inibição, Dicromato de Potássio 2mg/L. Utilizou-se ainda o teste 3 para estudos com 3 (Tabela 2) e 4 dias para se avaliar a capacidade de crescimento das microalgas e sua inibição com o aumento do tempo. O mesmo procedimento foi realizado com o **teste 4**, sendo acompanhado por um período de 4 dias em sua totalidade.

Cont	Erlen inicial 250mL	dia 1 26/jul	450nm		dia 2 27/jul	450nm		dia 3 28/jul			
1	0,142	0,214	0,214	0,214	0,331	0,343	0,341	0,338	0,484	0,490	0,479
2	0,144	0,226	0,223	0,225	0,370	0,363	0,369	0,367	0,537	0,535	0,538
3	0,146	0,211	0,209	0,210	0,335	0,337	0,335	0,336	0,491	0,494	0,495
4		0,219	0,217	0,218	0,341	0,375	0,369	0,362	0,553	0,551	0,555
5		0,218	0,217	0,218	0,364	0,357	0,365	0,362	0,500	0,493	0,492
Amostra 26 - SE.Br - SEMA inicial											
6	0,210	0,266	0,280	0,279	0,387	0,388	0,386		0,525	0,542	0,539
7	0,221	0,268	0,273	0,274	0,412	0,417	0,418		0,585	0,577	0,576
8	0,212	0,272	0,270	0,271	0,425	0,44	0,415		0,590	0,585	0,587
Média	0,214	0,269	0,274	0,275	0,408	0,415	0,406		0,567	0,568	0,567
Amostra 10 - S.SB.P mais Petróleo											
9	0,175	0,245	0,245	0,249	0,369	0,374	0,38		0,522	0,521	0,537
10	0,178	0,244	0,243	0,244	0,369	0,379	0,373		0,521	0,520	0,533
11	0,175	0,241	0,247	0,243	0,378	0,371	0,377		0,535	0,543	0,550
Média	0,176	0,243	0,245	0,245	0,372	0,375	0,377		0,526	0,528	0,540
Amostra 11 - S.CR.P com Petróleo											
12	0,188	0,216	0,221	0,224	0,272	0,285	0,29		0,354	0,367	0,385
13	0,189	0,230	0,220	0,221	0,287	0,291	0,294		0,356	0,377	0,363
14	0,188	0,227	0,223	0,228	0,288	0,285	0,299		0,380	0,383	0,391
Média	0,188	0,224	0,221	0,224	0,282	0,287	0,294		0,363	0,376	0,380
Amostra DP - Dicromato de Potássio											
15	0,139	0,214	0,219	0,218	0,335	0,334	0,341		0,459	0,465	0,465
16	0,142	0,208	0,207	0,207	0,322	0,327	0,325		0,440	0,446	0,451
17	0,141	0,222	0,220	0,221	0,348	0,349	0,352		0,506	0,508	0,504
Média	0,141	0,215	0,215	0,215	0,335	0,337	0,339		0,468	0,473	0,473

Tabela 2. Ecotoxicidade dados crescimento do 3º teste no período de 3 dias

Autor: autoria própria

O mesmo acontece com o pH no sentido de verificar o potencial de acidez quanto a formação de complexos orgânicos, sabendo que devido ter água do mar, solução salina e cristalizada. Foram observados os parâmetros dentre outros foram observados os critérios como temperatura constante, pH, tamponamento das amostras, tempo de

duração, luz e medidas diárias de absorvência.

3 | RESULTADOS

As análises de absorvência foram feitas diariamente durante o período de teste. A absorvência da solução mãe 2 foi multiplicada por mais de 16 entre o primeiro dia e o último dia de incubação. Portanto, novas condições de trabalho permitem o melhor crescimento de microalgas. Com os resultados das 5 réplicas do controlo (Figura 6), foi realizada uma média dos valores de Absorvências e aplicada a fórmula do ensaio, a equação DESVPAD do crescimento exponencial. Com a média da taxa de crescimento do controlo foi calculado para cada teste e suas amostras respectivamente, de 3 e 4 dias em condições iguais para todas.

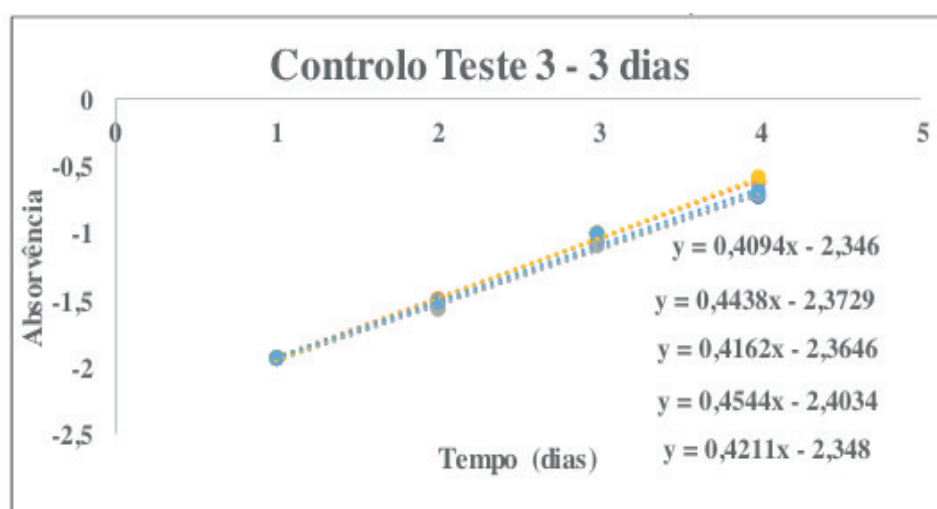


Figura 6 – Gráfico de absorvência do controlo com 5 replicatas do teste 3 com 3 dias.

Fonte: autoria própria

Segundo a Portaria 732-A/96 o valor de CE_{50} da substancia de referência dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) deve situar-se dentro do intervalo de 0,60 a 1.03 mg/L. Isto se justifica nos metais encontrados nas análises de Microscopia Eletrônica de Varredura, antes e o depois da biorremediação nas amostras de SEMA. Guilherme et al. (2005), em seus estudos afirma, que para muitos microrganismos se faz necessário em determinadas concentrações ou associações metais denominados elementos-traço. Segundo o autor é possível que a presença de espécies de ferro, geralmente encontradas no meio ambiente, permite reações de Fenton por ser este o agente oxidante no sistema (Peralta-Zamora & Tiburtius, 2004). Alguns microrganismos sobrevivem em condições ambientais totalmente adversas, ao extremas (EMBAR et al.,2006). Resultando a metabolização dos compostos orgânicos que podem ser por fermentação, respiração ou cometabolismo (CETESB, 2004).

No Quadro 1 são apresentados os cálculos que resultou para o sedimento biorremediado valor baixo em 12% de inibição durante 3 dias de teste com as microalgas

Pseudokirchneriella subcapitata.

Percentual de Inibição = $0,4290 - 0,3794 / 0,4290 * 100 = 11,56$ ou 12% de inibição								
Designação	dia	Média das Absorvâncias 450 nm			dia	Ln (absorv) 450 nm		
Amostra		1	2	3		1	2	3
	0	0,173	0,173	0,173	0	-1,75446	-1,75446	-1,75446
	1	0,243	0,245	0,245	1	-1,41469	-1,4065	-1,4065
10 - SEMA	2	0,372	0,375	0,377	2	-0,98886	-0,98083	-0,97551
S.Biorremed	3	0,526	0,528	0,540	3	-0,64245	-0,63866	-0,61619

Taxa de crescimento	
Controlo	
Ensaio 1	0,3762
Ensaio 2	0,3773
Ensaio 3	0,3846
Média	0,3794
Desvio padrão	0,004565
DP (%)	1,2
Controlo	0,4290

Quadro 1. Apresenta os cálculos da amostra SEMA – sedimento biorremediado com 12% de inibição com 3 dias de Teste.

Autor: Autoria própria

Como é sabido, as amostras aqui testadas são oriundas de rejeito de mineração de ferro com um percentual após biorremediação para o sedimento SEMA foi de Oxigênio em Wt% 21.49 em etiqueta padrão de SiO₂, acompanhado por Cloro, Sódio, Magnésio e outros. Sendo estes os compostos que estão presentes na amostra. Foi elaborada a Tabela 3 com os dados de absorvência e a Tabela 4 com os cálculos da ecotoxicidade dos testes do sedimento SEMA 1, 2 e 3 por de 3 dias.

Amostra SEMA	1º Teste - 3 dias			2º Teste - 3 dias			3º teste - 3 dias		
	Média Cresci	Taxa d Inibiç	Desvio Padrão	Média Cresci	Taxa Inibiç	Desvio Padrão	Média Cresci	Taxa Inibiç	Desvio Padrão
Controlo	0,5264		3,2	0,5845		4,6	0,4290		4,5
SE Inicial	0,2757	48%	1,3	0,0509	91%	8,9	0,3332	22%	0,5
S Cristal									
Res Petrol	0,2231	58%	0	0,3545	39%	1,3	0,2309	46%	4,1
Sedimen									
Biorrem Pet	0,4196	20%	0,4	0,4620	21%	0,4	0,3794	12%	1,2
Biopolímer	0,4213	20%	0,7						
Dicr Potás 2mg/L							0,4070	5%	0,6

Tabela 3. Dados de Absorvência SEMA dos testes 1, 2 e 3 por período de 3 dias

Autor: Autoria própria

Biorreator	Sigla	Amostra - 1º Teste	Taxa de Inibição	Média Crescimento	Desvio Pad %
		Controle	0%	0,5264	3,2
	SE.Br	26 - SE Inicial - Branco	48%	0,2757	1,3
Protótipo	S.SB.P	10 - SE Sedim Biorrem Petrol	20%	0,4196	0,4
Protótipo	S.BS.2	9 - SE Biopolímero Seco	20%	0,4213	0,7
Protótipo	S.CR.P	11 - SE Cristal Resid Petróleo	58%	0,2231	0
Biorreator	Sigla	Amostra - 2º Teste	Taxa de Inibição	Média Crescimento	Desvio Pad %
		Controlo	0%	0,5845	4,6
	SE.Br	26 - SE Inicial - Branco	60%	0,2314	2,4
Protótipo	S.SB.P	10 - SE Sedim Biorre Petrol	21%	0,462	0,4
Protótipo	S.CR.P	11 - SE Cristal Resid Petrol	39%	0,3545	1,3
Biorreator	Sigla	Amostra - 3º Teste	Taxa de Inibição	Média Crescimento	Desvio Pad %
		Controle	0%	0,429	4,5
	SE.Br	26 - SE Inicial - Branco	22%	0,3332	0,5
Protótipo	S.SB.P	10 - SE Sedim Biorre Petrol	12%	0,3794	1,2
Protótipo	S.CR.P	11 - SE Cristal Resid Petrol	46%	0,2309	4,1

Tabela 4. Ecotoxicidade de produtos da Biorremediação SEMA (sedimento de mineração de Mariana) medida com a microalga *Pseudokirchneriella subcapitata*

Autor: Autoria própria

Isto porque é nesta fase do teste de microalgas que se permite observar um maior crescimento exponencial ao longo do período de 3 dias para o crescimento ou inibição das microalgas.

Na tabela 5 apresenta-se a diminuição da toxicidade do sedimento inicial obtida nos vários ensaios e que foi calculada da seguinte forma:

x100

Biorreator	Ensaio Ecot.	Redução da Ecotoxicidade no sedimento bioremediado	Média	Desvio Padrão
Protótipo	1º Teste	66%		
Protótipo	2º Teste	41 %	51%	11%
Protótipo	3º Teste	45 %		

Tabela 5. Remoção da toxicidade do sedimento inicial (SE Inicial – Branco) versus sedimento bioremediado (SE Sedimento Biorremediado Petróleo)

Fonte: Autoria própria, dados da pesquisa

Verifica-se que houve uma diminuição muito significativa da ecotoxicidade do sedimento contaminado de Mariana após biorremediação, obtendo-se valores relativamente próximos independentemente do tipo de biorreator utilizado para o ensaio (aquário ou protótipo). Por outro lado, verifica-se um aumento da toxicidade (Tabela 6) na fração superficial de sedimento (designada por “Cristal Resid Petrol” devido à sua morfologia em cristais de halita).

Biorreator	Ensaio Ecot.	Remoção da Ecotoxicidade do sedimento	Média	Desvio Padrão
Protótipo	1º Teste	17%		
Protótipo	2º Teste	15%	28	17
Protótipo	3º Teste	52 %		

Tabela 6. Aumento da toxicidade na fração superficial do sedimento biorremediado (SE Cristal ResidPetrol) versus sedimento inicial (SE Inicial – Branco)

Fonte: Autoria própria, dados da pesquisa

Como resultado, houve uma média de crescimento para o controlo de 0,5264 e um desvio padrão de 3,2%, acompanhado por um decréscimo de toxicidade para o sedimento biorremediado e para os biopolímeros em relação do sedimento inicial, no qual este obteve uma taxa de inibição de 48%.

2º Teste: Amostra 26-SE.Br- SEMA inicial . O teste 2, mostra as mesmas analisadas, entretanto a amostra SEMA inicial não foi filtrada devidamente, com isso houve um aumento significativo na absorvência inicial, elevando a taxa de inibição para 91%, e um desvio padrão de 8,9%. As demais foram normalmente.

3º Teste: No teste 3, foi utilizada a substancia de referência como controle de inibição, Dicromato de Potássio 2mg/L. Obtendo-se o percentual de taxa de inibição de 5%, média de crescimento de 0,4070 e um desvio padrão de 0,6%, dentro do limite permitido (EC 761/2009-anexo IV). Quanto ao sedimento biorremediado nos 3 testes/ensaio mostrou-se como esperado (EC 761/2009-anexo IV). Confirma, menor toxicidade em relação ao sedimento inicial, proporção maior que 50%, se torna importante na validação da biorremediação.

4 | DISCUSSÃO

Após todo o tratamento de dados efetuados, para melhor comparação de resultados foi elaborada a Tabela 4 com o conjunto dos resultados de taxa de crescimento, taxa de inibição e desvio padrão calculados através dos valores de absorvência (192 valores) nas 10 análises efetuadas aos produtos da biorremediação do sedimento de mineração recolhido em Mariana. De notar como já referido que a razão para a realização de tantos ensaios “repetidos” prende-se com a heterogeneidade

intrínseca da amostra (apesar de terem sido aplicadas técnicas de homogeneização) e o elevado grau de variabilidade associado aos testes biológicos, assim só com um grau de representatividade elevado de ensaios é possível retirar conclusões sustentadas.

Analisando a Tabela 4 verifica-se que as análises de ecotoxicidade decorreram com uma grande qualidade experimental tendo em conta o desvio padrão obtido para as taxas de crescimento dos replicados que varia entre 0,4 e 4,6% o que são valores baixos e excelentes para este tipo de método biológico.

Observando os resultados de ecotoxicidade da Tabela 4 relativamente ao produto formado durante a biorremediação e denominado “biopolímero” verifica-se que este detém também uma ecotoxicidade muito mais baixa do que o sedimento inicial (66% menos), ou seja não incorporou os inorgânicos nefastos na sua estrutura ou incorporou-os através de compostos complexos que os mantêm aprisionados, não contaminando o ambiente mesmo que lançados no mesmo. Por outro lado, observando a tabela 4 verifica-se um aumento da toxicidade na fração superficial de sedimento designada por “Cristal Resid Petrol” (devido a sua morfologia em que se observam cristais) em dois dos três ensaios realizados. Para a ecotoxicidade do sedimento inicial de Mariana e o sedimento obtido após biorremediação verifica-se que de forma consistente, se obtêm valores mais baixos de inibição de crescimento das microalgas. No ensaio 1 há um abaixamento de inibição de 48% para 20%, no ensaio 2 de 60% para 20% e no ensaio 3 de 22% para 12%. Segundo Guilherme, *et al.*, (2005), este verificou através de seus estudos e concluiu que, em determinadas concentrações ou associações alguns metais pesados, identificados como elementos-traço, podem ser necessários ao metabolismo dos microrganismos.

5 | CONCLUSÕES

A microalga *Pseudokirchneriella subcapitata* apresentou 51% de redução da ecotoxicidade nas amostras do sedimento biorremediado SEMA na presença dos metais juntos no meio de cultura. Tais resultados atribuem à *Pseudokirchneriella subcapitata* grande potencialidade para sua utilização em processos de ecotoxicologia em biorremediação com metaloide de resíduos de mineração. Entretanto, quanto aos cristais bioativos estes obtiveram um índice alto de toxicidade devido ao seu alto teor de sal de halita, sendo este o principal componente do produto bioativo cristalizado, cristal de halita. Observou-se que os óxidos de ferro contribuíram para a produção das algas e os metalóides contidos nas outras amostras não apresentaram a mesma toxicidade. Assim, a principal iniciativa deste estudo foi desenvolver testes ecotoxicológicos mesmo que em escala de bancada, para validar o residual de derrame de mineração com o propósito de aplicações para direcionar os bioprodutos de acordo com sua afinidade e potencial a ser desenvolvido no mercado industrial.

Tais propostas atendem aos principais requisitos para o desenvolvimento sustentável, promovendo o equilíbrio entre desenvolvimento econômico e preservação

ambiental.

6 | AGRADECIMENTOS

Reconhecemos ao Programa de Recursos Humanos - PRH 49 – Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis ANP/MCTI, através de bolsas de pesquisa de doutorado. Agradecemos o apoio financeiro da CAPES (Brasil) através do Programa Doutorado Sanduíche no Exterior PDSE 88881.134321 / 2016-01. Instituto de Física UFBA-LAMUME. ESTSstúbai-IPS.

REFERÊNCIAS

AISLABIE, J.M.; et al.; **Hydrocarbon spills on Antarctic soils: effects and management.** *Environ. Sci. Technol.*, 38:1265-1274, 2004.

ARAUJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. **Indicadores Biológicos de Qualidade do solo.** *Bioscience Journal*, Uberlândia, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007.

ATLAS, R. M. **Bioremediation.** *Chemical & Engineering News*, EUA, v. 73, p. 32-42, 1995.

BENTO, F.M.; et al.; **Bioremediation of soil contaminated by diesel oil.** *Braz. J. Microbiol.*, 34:65-68, 2003.

CAJARAVILLE, M. P. et al. **The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach.** *Science of the Total Environment*, v. 247, n. 2-3, p. 295-311. 2000.

CALLEGARO, S., MINETTO, D., et al.; **Effects of alginate on stability and ecotoxicity of nano-TiO₂ in artificial seawater.** *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 117, 107–114. 2015.

CETESB: COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Manual de gerenciamento de áreas contaminadas. Capítulo X - **Investigação para Biorremediação**, 2004. 77p.

CHEUNG, C. C. C.; et al.; **Relationships between tissue concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons and antioxidative responses of marine mussels, *Perna viridis*.** *Aquatic Toxicology*, v. 52, n. 3-4, p. 189-203. 2001.

CORSI, I., et al.; **Common strategies and technologies for the ecosafety assessment and design of nanomaterials entering the marine environment.** *ACS Nano* 8, 9694–9709. 2014.

CPRM (2015) – Monitoramento Especial da Bacia do Rio Doce., Relatório II, Belo Horizonte, dezembro/2015.

DOMENE, X.; et al.; **Feeding inhibition the soil collembolan *Folsomia* cándida as na endpoint for the estimation oh organic waste ecotoxicity.** *Environmental Toxicology and Chemistry*, New York, v. 26, n. 7, p. 1538-1544, 2007.

EMBAR, K.; FORGACS, C. & SIVAN, A.; **The role of indigenous bacterial and fungal soil populations in the biodegradation of crude oil in a desert soil.** *Biodegradation*, 17:369-377, 2006

FÖRSTER, B.; et al.; **Ring-testing and field-validation of a terrestrial model ecosystem (TME) – an instrument for testing potentially harmful substances: effects of carbendazim on organic**

matter breakdown and soil fauna feeding activity. *Ecotoxicology*, New York, v.13, p. 129-141, 2004.

GARCIA G.M.; **Evolucion temporal del alperujo procedente de almazara.** *Escuela Tecnica Sup. ingenieros agronomos y montes*, p.22-74. 2004.

GRAHAN, L.E.; et al.; **Algae**, Universidade da Califórnia, v. 2, p.616. 2009.

GUILHERME, L.R.G.; et al.; **Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos.** *Tópicos em ciências do solo*, v.4, p.345-390. 2005.

JORNAL OFICIAL DA UNIÃO EUROPÉIA (anexo) **EC 761/2009-anexo IV** (método equivalente ao OECD TG 201).

JUSTINO C.I., et al.; **Toxicity and organic content characterization of olive oil mill wastewater undergoing a sequential treatment with fungi and photo-Fenton oxidation.** *Journal of Hazardous Materials*, 172: 1560-1572. 2009.

KUMAR. A.; et al.; **Review on Bioremediation of Polluted Environment: A Management Tool.** *International Journal of Environmental Sciences*. 1: No 6. 2011.

LIBRALATO, G.; **The case of Artemia spp. in nanoecotoxicology.** *Mar. Environ. Res.* 101, 38–43. 2014.

LOBBAN, C. S.; HARRISON, P.J. e DUCAN, M. J.; **The physiological ecology of seaweeds.** UK: Cambridge University Press; p. 123-131.1985.

MARÍN, J.A.; et al.; **Bioremediation by composting of heavy oil refinery sludge in semiarid conditions.** *Biodegradation*, 17:251-261, 2006.

MILLER, R.J., et al.; **Impacts of metal oxide nanoparticles on marine phytoplankton.** *Environmental science technology* 44, 7329–34. 2010.

MINETTO, D.; et al.; **Ecotoxicity of engineered TiO₂ nanoparticles to saltwater organisms: An overview.** *Environment International*, 66, 18–27. 2014.

MORILLO, J.; USERO, J.; GRACIA, I.; **Biomonitoring of trace metals in a mine-polluted estuarine system (Spain).** *Chemosphere*, v. 58, n. 10, p. 1421-1430. 2005.

NICHOLS, H.; **Handbook of Phycological Methods.** Ed. J. R. STEIN. Cambridge University Press. 1973.

NIYOGI, S. et al.; **Antioxidant enzymes in brackishwater oyster, *Saccostrea cucullata* as potential biomarkers of polyaromatic hydrocarbon pollution in Hooghly Estuary (India): seasonality and its consequences.** *Science of the Total Environment*, v. 281, n. 1-3, p. 237-246. 2001.

OECD, **Guideline for Testing of Chemicals.** No. 201, Freshwater Algae and Cyanobacteria, Growth Inhibition Test, OECD, Paris, 2011.

PERALTA-ZAMORA, P.; TIBURTIUS, E.R.L.; **Contaminação de águas por BTXs e processos utilizados na remediação de sítios contaminados.** *Quím. Nova*, 27:441-446, 2004.

QUINTELLA, C. M.; GONÇALVES, O.; **Processo de obtenção de produto biodegradável para aplicação na remediação de solos, águas e ambientes impactados e método de funcionamento.** PI 1004444-2 A2. 2010.

RAHMAN, K.S.M.; et al.; **Bioremediation of gasoline contaminated soil by a bacterial consortium amended with poultry litter, coir pith and rhamnolipid biosurfactant.** Bioresour. Technol., 81:25-32, 2002.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; ROCHA, O.; **Produção de Plâncton (Fitoplâncton e Zooplâncton) para a alimentação de Organismos Aquáticos.** São Carlos, Editora Rima, 106 p. 2003.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; et al.; **Cultivo de *Ankistrodesmus gracilis* (reisch) Korsikov (Chlorophyta) em laboratório utilizando meio CHU12 e de macrófita com NPK.** Boletim do Instituto de Pesca, v.35. n.1, p.111-118. 2009.

QUINTELLA, C. M.; GONÇALVES, O.; **Processo microbiológico para captura de voláteis e produção de biopolímero proteico.** BR PI 011 05 932-0. 2011.

QUINTELLA, C.M.; GONÇALVES, O.; TRIGUIS, J. A.; **Processo para obtenção de biossensores e biossensores.** BR PI 11 05 934-6. 2011.

QUINTELLA, C. M., GONÇALVES, O.; **Estação de tratamento subterrânea para derrames de petróleo ou esgoto com aplicação de Mistura Microbiológica e método de funcionamento.** BR PI 10 033531 0. 2012.

SOBRE OS ORGANIZADORES

Jorge González Aguilera: Engenheiro Agrônomo (Instituto Superior de Ciências Agrícolas de Bayamo (ISCA-B) hoje Universidad de Granma (UG)), Especialista em Biotecnologia pela Universidad de Oriente (UO), CUBA (2002), Mestre em Fitotecnia (UFV/2007) e Doutorado em Genética e Melhoramento (UFV/2011). Atualmente, é professor visitante na Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS) no Campus Chapadão do Sul. Têm experiência na área de melhoramento de plantas e aplicação de campos magnéticos na agricultura, com especialização em Biotecnologia Vegetal, atuando principalmente nos seguintes temas: pre-melhoramento, fitotecnia e cultivo de hortaliças, estudo de fontes de resistência para estres abiótico e biótico, marcadores moleculares, associação de características e adaptação e obtenção de vitroplantas. Tem experiência na multiplicação “on farm” de insumos biológicos (fungos em suporte sólido; Trichoderma, Beauveria e Metharrizum, assim como bactérias em suporte líquido) para o controle de doenças e insetos nas lavouras, principalmente de soja, milho e feijão. E-mail para contato: jorge.aguilera@ufms.br

Alan Mario Zuffo: Engenheiro Agrônomo (Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT/2010), Mestre em Agronomia – Produção Vegetal (Universidade Federal do Piauí – UFPI/2013), Doutor em Agronomia – Produção Vegetal (Universidade Federal de Lavras – UFLA/2016). Atualmente, é professor visitante na Universidade Federal do Mato Grosso do Sul – UFMS no Campus Chapadão do Sul. Tem experiência na área de Agronomia – Agricultura, com ênfase em fisiologia das plantas cultivadas e manejo da fertilidade do solo, atuando principalmente nas culturas de soja, milho, feijão, arroz, milheto, sorgo, plantas de cobertura e integração lavoura pecuária. E-mail para contato: alan_zuffo@hotmail.com

ÍNDICE REMISSIVO

A

Adsorção 75

Agricultura 11, 23, 92, 120, 147, 149, 157, 197, 213, 255, 257, 260, 261, 281

Agrotóxicos 131, 194, 196, 197, 198

Águas pluviais 15, 21, 156, 171, 207, 210, 211

Alimentos 132, 194

Ambiental 12, 23, 24, 25, 26, 27, 36, 37, 42, 56, 75, 76, 80, 83, 88, 89, 110, 122, 133, 142, 150, 156, 174, 175, 188, 189, 198, 213, 250, 260

B

Bacia Hidrográfica 250, 252, 254, 262

Bactérias 92

Biocombustível 76, 79

Biomarcadores de Contaminação Ambiental 89

Biomonitoramento 80

C

Caracterização 4, 17, 142, 151, 231

Combustível 76

D

Desenvolvimento 2, 5, 10, 36, 56, 67, 80, 106, 116, 117, 121, 122, 123, 142, 149, 161, 205, 261, 281, 282, 283

Design de Estruturas Verdes 9, 207

Dunas 199, 201

E

Empreendedorismo 38

Entomopatógenos 92

Erosão Hídrica 23, 250, 261

F

Fatores Socioambientais 12

I

Inovação 38, 43, 57, 143

Intercepto de Linha 199

L

Logística Reversa 116, 122

M

Meio Ambiente 2, 5, 10, 37, 56, 57, 76, 106, 123, 142, 152, 154, 157, 164, 170, 172, 173, 174, 176, 177, 180, 189, 197, 199, 206, 252, 261, 281, 282, 283

P

Paisagismo Ecosistêmico 207, 213

Planejamento Ambiental 189, 250

Poluição 44

Pragas 92

processo erosivo 15, 249, 258, 261

Processo erosivo 12

produtores 25, 58, 59, 60, 61, 62, 63, 64, 66, 67, 70, 126, 127

R

Recursos Hídricos 199, 261

Rio de Janeiro 23, 24, 36, 67, 79, 87, 93, 103, 122, 123, 131, 142, 150, 151, 175, 190, 191, 192, 193, 194, 196, 198, 248, 260, 262

Robótica 44, 57

Rstudio 52

S

Síntese 233, 244

Solos 12, 24, 248, 261

Sustentabilidade 38, 57, 79, 123, 176

U

Unidade de Conservação 7, 106, 107, 178, 183, 184, 185, 186, 188, 199, 200

V

Vigilância 196, 197, 198

Agência Brasileira do ISBN
ISBN 978-85-7247-536-5



9 788572 475365