

Wânia Duleba
Sylmara Lopes Francelino Gonçalves-Dias
Sonia Regina Paulino
organizadoras

SUSTENTABILIDADE E INTERDISCIPLINARIDADE



WÂNIA DULEBA
SYLMARA LOPES FRANCELINO GONÇALVES-DIAS
SONIA REGINA PAULINO
(organizadoras)

SUSTENTABILIDADE E INTERDISCIPLINARIDADE

2019

Blucher

Sustentabilidade e interdisciplinaridade

© 2019 Wânia Duleba, Sylmara Lopes Francelino Gonçalves-Dias, Sonia Regina Paulino (organizadoras)
Editora Edgard Blücher Ltda.

Diagramação: Laércio Flenic Fernandes

Revisão: Luana Negraes

Blucher

Rua Pedroso Alvarenga, 1245, 4º andar
04531-934 – São Paulo – SP – Brasil
Tel 55 11 3078-5366
contato@blucher.com.br
www.blucher.com.br

Segundo Novo Acordo Ortográfico, conforme 5. ed.
do Vocabulário Ortográfico da Língua Portuguesa,
Academia Brasileira de Letras, março de 2009.

É proibida a reprodução total ou parcial por quaisquer
meios, sem autorização escrita da Editora.

Todos os direitos reservados pela Editora
Edgard Blücher Ltda.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Angélica Ilacqua CRB-8/7057

Sustentabilidade e interdisciplinaridade /
organizado por Wânia Duleba, Sylmara Lopes
Francelino Gonçalves-Dias, Sonia Regina Paulino. --
São Paulo: Blucher, 2019.
398p.

Bibliografia
ISBN 978-85-212-1872-2 (e-book)
ISBN 978-85-212-1873-9 (impresso)

Open Access

1. Sustentabilidade e meio ambiente 2.
Governança pública 3. Direito ambiental. I. Duleba,
Wânia

19-2141

CDD 363.7

Índices para catálogo sistemático:
1. Sustentabilidade e meio ambiente

APRESENTAÇÃO

O entendimento da questão ambiental e sua relação com o crescimento econômico e desenvolvimento é um objeto em construção. Se, por um lado, manifestações discursivas posicionam-se favoravelmente à defesa do meio ambiente, por outro, ações rumo ao crescimento econômico, muitas vezes, degradam a natureza ultrapassando seus limites de resiliência. A mudança de práticas perpassa pela compreensão e ampla discussão do conceito de desenvolvimento sustentável, que se encontra à mercê de ambiguidades e incertezas. Um dos esforços possíveis e necessários é promover uma integração de lentes interdisciplinares, com olhares que transcendam aspectos do mundo natural, incluindo também as relações entre pessoas e o meio social, cultural, político e econômico em que vivem.

Esta obra surgiu em setembro de 2018 como fruto da realização do 1º Encontro Regional Sudeste da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade (ANPPAS), organizado pelo Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade da Universidade de São Paulo (USP). Com o tema “Sustentabilidade e interdisciplinaridade: avanços e desafios para o desenvolvimento”, o evento buscou proporcionar um momento de debate e avaliação crítica sobre a produção intelectual e a contribuição da academia à sustentabilidade.

O evento reuniu docentes e discentes representantes de redes e grupos de pesquisa da área interdisciplinar e das ciências ambientais para discutir uma agenda científica e política plural, com relevantes e instigantes análises em busca de maior integração entre ciência, sociedade e as questões ambientais prementes.

Os artigos apresentados durante o evento foram selecionados a partir da revisão por pares indicados pelos coordenadores dos grupos de trabalho e compõem a maior parte dos capítulos desta obra. O livro reúne contribuições no campo da sustentabilidade e interdisciplinaridade apresentadas em quatro eixos temáticos: Ciência e Tecnologia, Governança e Políticas Públicas, Mercado e Sustentabilidade, e Direito Ambiental.

O eixo **Ciência e Tecnologia** traz cinco capítulos. O Capítulo 1, de autoria de Juliana Dália Resende, Sergio Almeida Pacca e Marcelo Antunes Nolasco, comenta que sistemas de tratamento de esgoto, apesar de possibilitarem a eliminação ou redução de poluentes presentes nos efluentes, também ocasionam impactos ambientais. Baseando-se nessa premissa, os autores avaliam potenciais impactos ambientais e custos de duas configurações de sistemas piloto de tratamento de esgoto descentralizados e de pequena escala, envolvendo *wetlands* construídos (WC) com e sem aeração, por meio de avaliação do ciclo de vida (ACV) e avaliação do custo do ciclo de vida (ACCV).

No Capítulo 2, Bruna Carolina Bartmeyer, Luísa Helena dos Santos Oliveira e Lúcia Helena Gomes Coelho enfatizam que metais potencialmente tóxicos causam danos cumulativos aos ecossistemas por serem recalcitrantes e persistentes. Ressaltam ainda que uma maneira de contornar esses danos é o uso de tecnologias alternativas, como biossorção e fitorremediação. Baseando-se nesses fatos, as autoras comparam essas duas tecnologias com o intuito de avaliar a eficiência da remoção do metal tóxico Cd de soluções aquosas por duas espécies de macrófitas aquáticas, o aguapé (*Eichhornia* sp.) e a taboa (*Typha* sp.).

No Capítulo 3, Yusra Abdul Ghani, Mateus Abner da Silva e Renata Colombo discorrem que a vinhaça (i.e., efluente produzido em larga escala no setor sucroalcooleiro) tem sido aproveitada na fertirrigação devido ao seu elevado teor de nutrientes. Contudo, salientam que seu uso deve ser controlado, devido à presença de metabólitos que podem gerar impactos ambientais negativos ao solo, lençóis freáticos e nascentes. Os autores, de uma maneira inovadora, comparam os fitoesteroides e terpenos presentes na vinhaça com os que ocorrem em alimentos funcionais e discutem o potencial de uso desse efluente para gerar produtos de valor agregado com ganhos ambientais significativos.

No Capítulo 4, de autoria de Daniëlle Santos-Lima, Lee Jirh Yun, Marcelo Marucci Pereira Tangerina, Danilo Miralha Franco, Luiz Fernando Rolim de Almeida, Wagner Vilegas e Miriam Sannomiya, é argumentado que a utilização de extratos vegetais é uma tentativa racional e sustentável para o controle biológico de plantas e insetos indesejados, em detrimento da utilização de insu-mos sintéticos, que são muito mais poluentes. Nesse sentido, os autores realizam estudo inédito sobre as propriedades alelopáticas da espécie vegetal *Crataegus pinnatifida* Bunge, popularmente conhecida como “espinho-santo”, indicando-a como um potencial bio-herbicida.

No Capítulo 5, Arissa Sary Umezaki e Flávia Noronha Dutra Ribeiro comentam que a região metropolitana de São Paulo (RMSP) sofrerá um aumento de 2 °C a 3 °C em sua temperatura média até o final do século XXI, exacerbando problemas de ilha de calor urbana. Em razão disso, as autoras realizam uma modelagem numérica da RMSP sob a atuação da massa de ar seca e quente em janeiro de 2014, período marcado por altas temperaturas e baixa precipitação, com o intuito de identificar as características da ilha de calor na região.

No eixo de **Governança e Políticas Públicas** há seis capítulos. O Capítulo 6, com autoria de Ana Jane Benites e André Felipe Simões, investiga um grupo asiático de cidades do Japão, Índia, China e Coreia do Sul com cenário demográfico que tende a ser reproduzido na América Latina. São consideradas as estratégias para enfrentar ameaças das mudanças climáticas e outros desafios urbanos. É elaborado um quadro analítico, amparado em conceitos e debates críticos em sustentabilidade, transdisciplinaridade e resiliência para analisar casos que apresentam situações parecidas que são esperadas no futuro urbano das cidades latino-americanas, com o intuito de assimilar modelos mais significativos para o Brasil.

No Capítulo 7, Leonardo Antonio Pregnotato, Wânia Duleba, Alexandre Toshiro Igari e Sylmara Lopes Francelino Gonçalves-Dias analisam o processo de construção e legitimação dos padrões ambientais e propõem um modelo conceitual explicativo das dinâmicas do campo de ação estratégica em torno da temática da poluição. O modelo enfoca a emergência e a transformação dos padrões ambientais a partir da disputa entre os atores sociais.

O Capítulo 8, elaborado por Amanda Sayori Kanashiro e Alexandre Toshiro Igari, aborda a conservação e restituição da vegetação nativa na indústria canavieira paulista, efetuando estimativas dos custos de oportunidade englobando a fase agrícola e o processo agroindustrial de produção de açúcar, etanol e energia elétrica. Busca-se contribuir para uma compreensão mais detalhada

sobre como os custos de oportunidade dessas atividades podem prejudicar o cumprimento das exigências de conservação visando adequação aos parâmetros do Código Florestal.

O Capítulo 9, com autoria de Cecília Juliani Aurélio, Helene Mariko Ueno e Delhi Teresa Paiva Salinas, analisa e hierarquiza as estratégias mais viáveis para o planejamento e a implementação de ações de logística reversa de medicamentos de uso domiciliar, tendo em conta que a destinação inadequada de medicamentos pela população em seus domicílios gera um problema de saúde pública e ambiental. Busca-se contribuir, a partir da identificação de quatro estratégias, para a implantação e gestão de um sistema de logística reversa de medicamentos, considerando todos os atores envolvidos.

O Capítulo 10, de autoria de Vanessa Barbosa Reis Oliveira e Helene Mariko Ueno, discute os desafios para a gestão de riscos à saúde humana e ambiental associados ao Bisfenol A (BPA), com enfoque especial na caracterização desses riscos. As autoras fazem um relato detalhado e mostram um processo permeado por incertezas quanto a toxicidade, mecanismos de ação, características da exposição ambiental e humana. Todas essas incertezas dificultam a avaliação da natureza, magnitude e extensão dos efeitos do BPA e tornam especialmente desafiadora a definição de recomendações para tomada de decisão pelos agentes públicos.

O Capítulo 11, produzido por Bruno Luiz Salles Teixeira, Sylmara Lopes Francellino Gonçalves-Dias e Natália Molina Cetrulo, oferece subsídios para operacionalizar o sistema de crenças aplicado ao contexto da gestão de resíduos sólidos urbanos (GRSU), tendo os municípios como unidades territoriais para a análise devido à sua importância para a GRSU. É apresentado um quadro analítico capaz de assimilar não somente dados primários, mas diferentes alternativas de procedimentos metodológicos como os questionários, as entrevistas ou a análise de documentos do legislativo e executivo, de modo a facilitar a compreensão dos formuladores de políticas relativa à GRSU em municípios brasileiros.

O eixo **Mercado e Sustentabilidade** abrange três capítulos. No Capítulo 12, elaborado por Ericka Pardini Torres Morrone, Sonia Regina Paulino e Delhi Teresa Paiva Salinas, são abordadas, por meio da análise dos resumos públicos de auditoria, as dificuldades (não conformidades) das empresas para cumprir os requisitos da certificação FSC (Forest Stewardship Council ou Conselho de Manejo Florestal) e a influência de aspectos da auditoria (evento de auditoria, tamanho da equipe auditora, diversidade na formação da equipe, tempo de auditoria) na frequência de não conformidades. O trabalho busca contribuir para

o entendimento das formas da regulação privada, enfocando os aspectos da auditoria florestal. Para isso, são esclarecidas importantes informações, para todas as partes interessadas, sobre os principais desafios das empresas que exploram florestas, nativas ou plantadas, para incorporar em seus processos produtivos ações que mitiguem os impactos sociais e ambientais

No Capítulo 13, Fernanda Coletti Pires e Sonia Regina Paulino focam a implementação da Estratégia Nacional de REDD+ (ENREDD+) ressaltando as ações no setor de mudança no uso de terra e florestas. O mecanismo de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD+) busca incentivar, voluntária e monetariamente, países em desenvolvimento que mantiverem ou aumentarem seus estoques florestais. Com base no modelo de cinco agrupamentos ou variáveis interligadas (conteúdo, contexto, compromisso, capacidade e coalizões) são identificados os principais fatores que influenciam a implementação da ENREDD+.

O Capítulo 14, elaborado por Luis Guilherme Brunetto e Tania Pereira Christopoulos, traz uma revisão da literatura sobre os modelos de inovação orientada para a sustentabilidade (IOS) a fim de entender como se dá o direcionamento das empresas para fazer IOS e quais elementos da sustentabilidade estão sendo incorporados. São identificados modelos mais complexos que tratam dos fenômenos macro que deveriam organizar os processos de inovação e permitir sua transformação na direção de uma IOS, mas pouco ou quase nada abordam o papel do agente/ator social que operacionaliza a inovação nas diversas práticas existentes. Verifica-se que há um elemento ausente nesses modelos, que está ligado a uma visão micro do fazer inovação.

O eixo **Direito Ambiental** é composto por dois capítulos. No Capítulo 15, de Ana Carolina Ferreira de Melo Brito e Sylmara Lopes Francelino Gonçalves-Dias, é abordado o *greenwashing*, entendido como a propagação de falsas informações, duvidosas ou oportunistas, que induzam terceiros a conclusões equivocadas sobre natureza, atributos, benefícios ou atividades da empresa que as promove. São analisadas a possibilidade da prática do *greenwashing* via relatórios corporativos socioambientais e as consequências jurídicas advindas desse fenômeno.

Finalmente, o Capítulo 16, da autoria de Amanda dos Santos Sousa-Camilo e Paulo Santos de Almeida, busca identificar os mecanismos participativos existentes na governança do licenciamento ambiental realizado no estado de São Paulo e em que grau podem ser considerados, de fato, participativos. É feita uma categorização composta por três graus de participação de acordo com a tipologia

da Escada de Participação Cidadã. Verifica-se que o exercício da governança ambiental descentralizada ainda não legitima a participação popular, de forma individualizada, no processo de tomada de decisão.

Uma ótima leitura,

*As organizadoras
São Paulo, primavera de 2019*

AGRADECIMENTOS

Nossos sinceros agradecimentos aos colegas que se dedicaram à avaliação dos trabalhos submetidos para publicação neste livro.

Prof. Dr. Adalberto Azevedo (UFABC)

Prof.^a Dr.^a Adriane Calaboni (UFABC)

Prof. Dr. Alexandre Toshio Igari (EACH/USP)

Prof. Dr. Arnaldo Cesar da Silva Walter (UNICAMP)

Prof.^a Dr.^a Cristiane Kerches da Silva Leite (EACH/USP)

Prof. Dr. Gilberto de Martino Jannuzzi (UNICAMP)

Prof.^a Dr.^a Greice Fuller – Centro Universitário das Faculdades Metropolitanas Unidas (FMU)

Prof.^a Dr.^a Helene Mariko Ueno (EACH/USP)

Prof. Dr. Heleno Quevedo de Lima (UFABC)

João Marcos Mott Pavanelli (EACH/USP)

Prof.^a Dr.^a Juliana Tófano de Campos Leite Toneli (UFABC)

Prof.^a Dr.^a Maria Virginia Alves Martins (UERJ)

Prof. Dr. Paulo Santos de Almeida (EACH/USP)

Prof. Dr. Renata Colombo (EACH/USP)

Rita de Cássia Lopes Moro (EACH/USP)

Prof.^a Dr.^a Rosalinda Carmelo Montone (IOUSP)

Embaixador Rubens Barbosa (Instituto de Relações Internacionais e Comércio Exterior)

Prof.^a Dr.^a Sonia Regina Paulino (EACH/USP)

Prof.^a Dr.^a Sylmara Francelino Lopes Gonçalves Dias (EACH/USP)

Prof.^a Dr.^a Tania Pereira Christopoulos (EACH/USP)

Prof.^a Dr.^a Wânia Duleba (EACH/USP)

Agradecimentos especiais à Escola de Artes, Ciências e Humanidades e à Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade pelo apoio financeiro.

As dissertações de mestrado e as teses de doutorado foram realizadas com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), Código de Financiamento 001.

PREFÁCIO

“SUSTENTABILIDADE E INTERDISCIPLINARIDADE: AVANÇOS E DESAFIOS PARA O DESENVOLVIMENTO”

A Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade (ANPPAS),¹ criada oficialmente em 2002, congrega 41 programas de instituições brasileiras de ensino, pesquisa e/ou formação interdisciplinar em áreas de concentração que focalizam a interação ambiente e sociedade em suas múltiplas dimensões. Esta obra é uma produção coletiva de programas afiliados que resulta do 1º Encontro Regional Sudeste de nossa associação.

Quando realizamos o Encontro, em setembro de 2018, brilhantemente organizado e conduzido pelo Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade da Universidade de São Paulo (USP), fazia apenas três anos que representantes dos 193 estados-membros da ONU, reunidos em Nova York, haviam adotado a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. No documento intitulado *Transformando o nosso mundo*, que estabeleceu a nova agenda, os países sig-

¹ Vide www.anppas.org.br.

natários comprometeram-se com 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) para os próximos quinze anos, ... sem deixar ninguém para trás.

Ao promover o debate em torno do tema Sustentabilidade e interdisciplinaridade: avanços e desafios para o desenvolvimento, o encontro regional da nossa associação reuniu expressivas contribuições de docentes e estudantes associados em torno dos debates sobre a sustentabilidade em seus objetivos e em cada uma de suas dimensões, que são identificadas pela Agenda 2030 como os 5 Ps: pessoas, planeta, prosperidade, paz e parcerias.

Ao promover a interação entre os programas de pós-graduação da região sudeste e seus parceiros, no plano local, a ANPPAS contribui para o ODS 17, cujo lema é “fortalecer os meios de implementação e revitalizar a parceria global para o desenvolvimento sustentável”. Esses encontros são capazes de promover a colaboração entre os programas pelo intercâmbio de conhecimentos e de experiências de ensino, pesquisa e extensão na pós-graduação como meios para alcance dos ODS.

Dentre os trabalhos apresentados no encontro, que trataram de contribuições em dezesseis áreas temáticas, para a presente obra foram selecionados os mais expressivos, que foram reunidos aqui em quatro eixos temáticos: 1. Ciência e Tecnologia; 2. Governança e Políticas Públicas; 3. Mercado e Sustentabilidade; e 4. Direito Ambiental. A ciência, a tecnologia e a inovação são primordiais para impulsionar o atingimento dos ODS como um todo.

Os trabalhos reunidos no eixo 1 são contribuições significativas para os objetivos que tratam diretamente da agricultura sustentável (ODS 2), da água potável e saneamento (ODS 6), da energia acessível e limpa (ODS 7) e das cidades e comunidades sustentáveis (ODS 11).

No eixo Governança e Políticas Públicas, os autores trazem as questões de degradação e poluição ambiental e meios efetivos para proteção da qualidade ambiental, seja em áreas rurais ou urbanizadas. Nesse eixo são tratadas pelo menos questões relacionadas aos ODS 2, 6, 11 e DS 15 (vida terrestre).

Muito sintonizado com os avanços no tratado multilateral de combate às mudanças do clima e perfeitamente aliado com o tema da ação contra a mudança global do clima (ODS 13 e 15), o eixo Mercado e Sustentabilidade traz rica análise sobre os primeiros passos do Brasil para a implementação do novo mecanismo adotado pela convenção-quadro de mudanças do clima, a Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal – REDD⁺.

Por último, porém não menos importante, a obra reúne contribuições sobre a legislação ambiental brasileira e do Estado de São Paulo, em particular e muito

oportunamente sobre o instrumento do licenciamento ambiental, que, no momento da elaboração deste prefácio, sofria gravíssimas ameaças de desregulamentação por parte do legislativo federal (Projeto de Lei 3729/2004, intitulado de Lei Geral do Licenciamento).

Assim, cumprindo sua missão de promover a construção do campo interdisciplinar da sustentabilidade e das ciências do ambiente e da sociedade, a diretoria da ANPPAS tem grande satisfação em apresentar a obra produzida pelos PPGs afiliados da região sudeste e liderados pela inovadora Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). Congratulações aos autores, coautores e idealizadores e organizadores da obra. Aos leitores, desejo o bom proveito de uma excelente leitura.

*Henrique dos Santos Pereira
Universidade Federal do Amazonas
Presidente da ANPPAS (2017-2019)*

SUMÁRIO

1. AVALIAÇÃO AMBIENTAL E ECONÔMICA DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO COM WETLANDS CONSTRUÍDOS19

Juliana Dalia Resende

Sergio Almeida Pacca

Marcelo Antunes Nolasco

2. REMOÇÃO DE CÁDMIO UTILIZANDO MACRÓFITAS AQUÁTICAS (EICHHORNIA CRASSIPES SP. E TYPHA DOMINGENSIS SP.) POR BIOSSORÇÃO E FITORREMEDIAÇÃO 43

Bruna Carolina Bartmeyer

Luísa Helena dos Santos Oliveira

Lúcia Helena Gomes Coelho

3. IDENTIFICAÇÃO DE TERPENOS E FITOESTERÓIS PROVENIENTES DA VINHAÇA 63

Yussra Abdul Ghani

Mateus Abner da Silva

Renata Colombo

4. IDENTIFICAÇÃO POR FIA-ESI-MS E AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIO-HERBICIDA DO EXTRATO HIDROETANÓLICO E COMPOSTOS FENÓLICOS DE CRATAEGUS PINNATIFIDA BUNGE (ESPINHEIRO-BRANCO)..... 85

Daniélle Santos-Lima

Lee Jirh Yun

Marcelo Marucci Pereira Tangerina

Danilo Miralha Franco

Luiz Fernando Rolim de Almeida

Wagner Vilegas

Miriam Sannomiya

5. ESTUDO NUMÉRICO DA ILHA DE CALOR URBANA DA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO DURANTE UM VERÃO QUENTE E SECO103

Arisa Sary Umezaki

Flávia Noronha Dutra Ribeiro

6. AVALIAÇÃO DE ESTRATÉGIAS TRANSDISCIPLINARES PARA RESILIÊNCIA E SUSTENTABILIDADE EM CIDADES ASIÁTICAS..... 127

*Ana Jane Benites
André Felipe Simões*

7. POLUIÇÃO, EMERGÊNCIA E TRANSFORMAÇÃO DOS PADRÕES AMBIENTAIS: CONTRIBUIÇÕES DA TEORIA DE CAMPOS DE AÇÃO ESTRATÉGICA..... 155

*Leonardo Antonio Pregnolato
Wânia Duleba
Alexandre Toshiro Igari
Sylmara Lopes Francelino Gonçalves-Dias*

8. AVALIAÇÃO DOS CUSTOS DE OPORTUNIDADE PARA RESTITUIÇÃO DE ÁREAS DE VEGETAÇÃO NATIVA NA INDÚSTRIA CANAVIEIRA PAULISTA 177

*Amanda Sayori Kanashiro
Alexandre Toshiro Igari*

9. DESCARTE DE MEDICAMENTOS DE USO DOMICILIAR: ESTRATÉGIAS PARA A LOGÍSTICA REVERSA 203

*Cecília Juliani Aurélio
Helene Mariko Ueno
Delhi Teresa Paiva Salinas*

10. AVALIAÇÃO DE RISCOS À SAÚDE HUMANA E À SAÚDE AMBIENTAL ASSOCIADOS AO BISFENOL A E OS DESAFIOS PARA SUA GESTÃO.....219

*Vanessa Barbosa dos Reis Oliveira
Helene Mariko Ueno*

11. UMA PROPOSTA DE QUADRO ANALÍTICO PARA O “SISTEMA DE CRENÇAS” DOS ATORES ENVOLVIDOS NA GESTÃO MUNICIPAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS 243

*Bruno Luiz Salles Teixeira
Sylmara Lopes Francelino Gonçalves-Dias
Natália Molina Cetrulo*

12. A EFICÁCIA DA CERTIFICAÇÃO FSC: ANÁLISE DO RIGOR DAS AUDITORIAS E A RELAÇÃO COM A IDENTIFICAÇÃO DE NÃO CONFORMIDADES 263

*Ericka Pardini Torres Morrone
Sonia Regina Paulino
Delhi Paiva Salinas*

13. PROMOÇÃO DE AÇÕES NO SETOR DE MUDANÇA DO USO DA TERRA E FLORESTAS A PARTIR DA IMPLEMENTAÇÃO DA ESTRATÉGIA NACIONAL PARA REDD+	289
<i>Fernanda Coletti Pires</i>	
<i>Sonia Regina Paulino</i>	
14. MODELOS DE INOVAÇÃO ORIENTADA PARA A SUSTENTABILIDADE	317
<i>Luis Guilherme Brunetto</i>	
<i>Tania Pereira Christopoulos</i>	
15. CONTROLE JUDICIAL DO RELATÓRIO CORPORATIVO SOCIOAMBIENTAL ...	341
<i>Ana Carolina Ferreira de Melo Brito</i>	
<i>Sylmara Lopes F. Gonçalves-Dias</i>	
16. A COMPOSIÇÃO E OS GRAUS DE PARTICIPAÇÃO NO SISTEMA DE GOVERNANÇA DO LICENCIAMENTO AMBIENTAL NO ESTADO DE SÃO PAULO	365
<i>Amanda dos Santos Sousa-Camilo</i>	
<i>Paulo Santos de Almeida</i>	
NOTA SOBRE OS AUTORES E ORGANIZADORES	391

AValiação Ambiental e Econômica de Sistemas de Tratamento de Esgoto com WETLANDS CONSTRUÍDOS

*Juliana Dalia Resende¹
Sergio Almeida Pacca²
Marcelo Antunes Nolasco³*

RESUMO

Sistemas de tratamento de esgoto, apesar de possibilitarem a eliminação ou redução de poluentes e substâncias indesejadas presentes nos efluentes, também ocasionam impactos ambientais. Uma das ferramentas que podem ser utilizadas para avaliar o desempenho ambiental de sistemas de tratamento de esgoto é a avaliação do ciclo de vida (ACV), que pode ser complementada pela avaliação do custo do ciclo de vida (ACCV), que permite calcular o custo do ciclo de vida de um projeto. No presente estudo, a ACV e a ACCV foram utilizadas com o objetivo de analisar os potenciais impactos ambientais e custos de duas configurações de sistemas-piloto de tratamento de esgoto descentralizados e de pequena escala envolvendo *wetlands* construídos (WC) com e sem aeração. A modelagem dos sistemas e os cálculos envolvidos na avaliação dos impactos do

¹ Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade – Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). Contato: julianadr@hotmail.com.

² Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade – Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). Contato: spacca@usp.br.

³ Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade – Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). Contato: mnolasco@usp.br.

ciclo de vida foram realizados por meio do programa openLCA (Versão 1.6.3). O método de avaliação de impactos do ciclo de vida ReCiPe foi aplicado para a avaliação das categorias de impacto ambiental: acidificação terrestre, mudança climática, eutrofização de água doce, formação de oxidantes fotoquímicos, ecotoxicidade de água doce e toxicidade humana. Nas análises envolvendo um WC aerado, o uso de energia elétrica afetou significativamente o potencial de causar impactos ambientais para as categorias de ecotoxicidade, toxicidade humana e acidificação terrestre, representando, respectivamente, 95%, 94% e 90% desses potenciais impactos. O custo do ciclo de vida por m³ de esgoto tratado desse sistema mostrou-se quase metade do valor encontrado para o sistema sem aeração.

Palavras-chave: Avaliação do ciclo de vida, Análise econômica, *wetlands* construídos

EVALUATION OF THE ENVIRONMENTAL IMPACT AND COSTS OF WASTEWATER TREATMENT SYSTEMS WITH CONSTRUCTED WETLANDS

Abstract

Although wastewater treatment systems, allow for the elimination or reduction of pollutants and unwanted substances in wastewater, they also cause environmental impacts. One tool that can evaluate the environmental performance of wastewater treatment systems is Life Cycle Assessment (LCA), which can be complemented by Life Cycle Cost Analysis (LCCA), which calculates the total cost of a project over its entire life cycle. In the present study, the LCA and LCCA were used to analyze the potential environmental impacts and costs of two wastewater treatment pilot plant configurations involving constructed wetlands (CW) with and without aeration. The modeling of the systems and the calculations involved in the assessment of the life cycle impacts were performed using the openLCA v. 1.6.3 software. The impact assessment method used for the impact categories of terrestrial acidification, climate change, freshwater aquatic eutrophication, formation of photochemical oxidants, freshwater ecotoxicity and human toxicity was ReCiPe. In the analyzes involving an aerated CW, the use of electricity significantly affected the potential of causing environmental impacts for the categories of ecotoxicity, human toxicity and terrestrial acidification, representing, respectively, 95%, 94% and 90% of these potential impacts. The life cycle cost per m³ of treated wastewater from this system was almost half of the value found for the system without aeration.

Keywords: Life cycle assessment, Economic analysis, Constructed wetlands

1.1 INTRODUÇÃO

As várzeas naturais são áreas inundadas ou saturadas por água que dão suporte a plantas adaptadas a essas condições. Como exemplos desses tipos de ecossistemas estão os pântanos e brejos. Já os termos várzeas construídas, banhados artificiais, alagados artificiais ou *wetlands* construídos (WC) são denominações que podem ser utilizadas para designar processos de tratamento de águas residuárias que consistem em lagoas ou canais rasos, que abrigam plantas aquáticas e que utilizam mecanismos físicos, químicos e biológicos para tratar águas residuárias (VON SPERLING, 2005). Esses sistemas são projetados para imitar os sistemas de várzeas naturais e utilizam plantas que crescem em áreas úmidas, substratos e microrganismos associados para remover os contaminantes das águas residuais (VYMAZAL, 2011; SAEED; SUN, 2012).

Diferentes configurações de sistemas envolvendo WC têm sido estudadas, envolvendo desde sistemas mais simples até sistemas melhorados, como WC aerados artificialmente (WU et al., 2014). Assim, a seleção de alternativas para o tratamento de esgoto não é uma tarefa simples, diante da grande quantidade de tecnologias disponíveis e das variáveis envolvidas no processo de tomada de decisão.

A análise dos potenciais impactos ambientais dos sistemas de tratamento de esgoto pode auxiliar os tomadores de decisões na escolha da melhor alternativa de tratamento ou na melhoria dos sistemas já existentes para reduzir o impacto ambiental decorrente de suas atividades (GALLEGO et al., 2008). A ferramenta de avaliação do ciclo de vida (ACV), concebida inicialmente para a análise produtos, pode ser bastante eficiente para avaliar o potencial impacto ambiental da infraestrutura sanitária, notadamente das estações de tratamento de esgoto (ETE) (COROMINAS et al., 2013).

Contudo, realizar apenas a análise ambiental dos sistemas não é o suficiente. A análise de aspectos econômicos também deve ser considerada, pois limitações financeiras podem inviabilizar a execução de um projeto. Uma metodologia que pode ser utilizada para tal análise é denominada avaliação do custo do ciclo de vida (ACCV). A ACCV é uma ferramenta que permite calcular o custo total de um projeto ao longo de todo o seu ciclo de vida. Ela leva em conta os custos ocorridos ao longo de todo o ciclo de vida do sistema, incluindo despesas com

consumo de energia elétrica, produtos químicos, manutenção, reparos e substituições de equipamentos (TROYER, 2015).

Estudos de ACV e ACCV de WC realizados anteriormente não envolveram a análise de WCs aerados artificialmente (DIXON; SIMON; BURKITT, 2003; MACHADO et al., 2006; LOPSIK, 2013; BROWN, 2016; LUTTERBECK et al., 2017; MCNAMARA, 2018). Além disso, há uma carência de dados de inventário de sistemas de tratamento de esgoto brasileiros, já que a maioria dos estudos de ACV de sistemas de tratamento de esgoto foi realizada no exterior (GUTIERREZ, 2014).

O presente estudo apresenta a ACV da etapa de operação e a ACCV de dois sistemas pilotos de tratamento descentralizado de esgoto envolvendo WC. Um deles (denominado Sistema 1) é composto por um tanque séptico (TS) seguido por um WC com fluxo subsuperficial vertical (WCFV) e um WC com fluxo subsuperficial horizontal (WCFH). O outro (denominado Sistema 2) é composto por um TS seguido por um WC de fluxo livre com aeração forçada (WCFL), um decantador secundário (DS) e um WCFV. O volume médio de esgoto tratado ao longo de 20 anos no Sistema 1 é de 4.672 m³, enquanto no Sistema 2 é de 10.950 m³ (vide Figura 1).

O programa OpenLCA (versão 1.6.3) foi utilizado para modelagem dos sistemas e avaliação dos potenciais impactos ambientais associados ao ciclo de vida dos sistemas estudados. Entre as categorias de impacto que foram consideradas estão: acidificação terrestre, mudança climática, eutrofização de água doce, formação de oxidantes fotoquímicos, toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, que foram avaliadas pelo método ReCiPe.

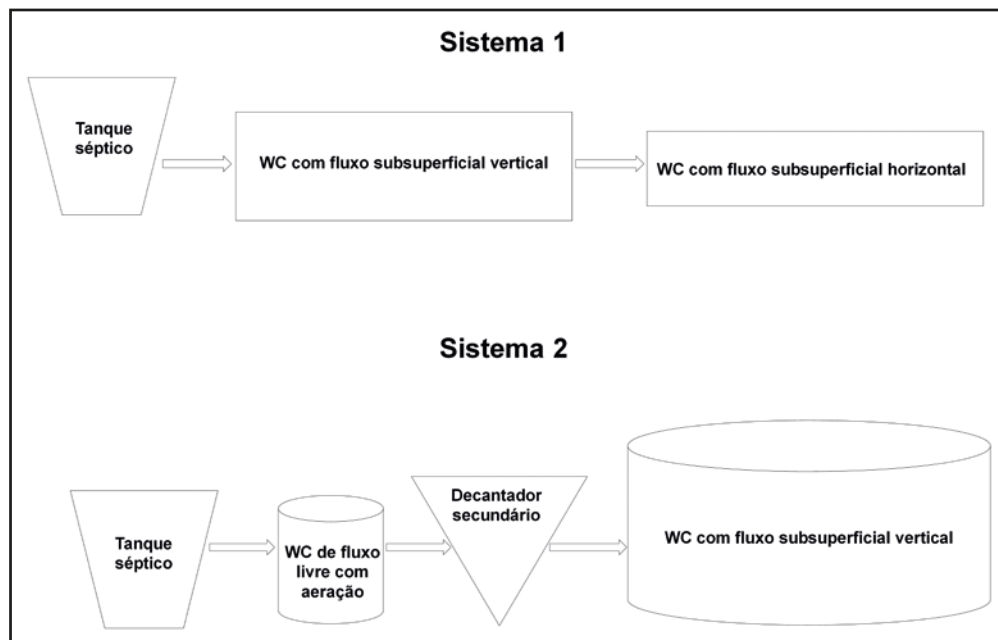
1.2 METODOLOGIA

A metodologia foi dividida em duas partes principais:

- i. Metodologia para a ACV da etapa de operação dos sistemas de tratamento de esgoto.
- ii. Metodologia para a ACCV dos sistemas de tratamento de esgoto.

Os experimentos estudados, denominados Sistemas 1 e 2 (Figura 1.1) foram instalados no Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH), localizado na Cidade Universitária da Universidade de São Paulo (SP), em São Paulo (SP). A água residual usada nos experimentos é proveniente da moradia estudantil e de um dos restaurantes do *campus*.

Figura 1.1 – Esquema simplificado (sem escala) dos Sistemas 1 e 2.



As considerações em relação à metodologia utilizada para a realização da ACV dos sistemas de tratamento de esgoto estudados serão apresentadas na Sessão 2.1.

1.2.1 Metodologia para a ACV dos sistemas de tratamento de esgoto

A metodologia utilizada para a realização da ACV foi baseada nas normas ISO 14040 e 14044 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009a,b). Segundo a norma ISO 14040, a ACV consiste em uma “compilação e avaliação das entradas e saídas e dos potenciais impactos ambientais associados a um produto ou sistema ao longo de seu ciclo de vida” (ABNT, 2009a, p. 3). Para a aplicação de tal metodologia é necessário definir uma unidade funcional (UF), que é a referência quantitativa para o estudo, a qual todos os fluxos de entrada e saída na ACV devem estar relacionados (MASSET; VIEUX; DARMON, 2015). A UF adotada neste estudo foi 1 m³ de esgoto tratado durante 20 anos.

Os dados operacionais utilizados são provenientes de análises físico-químicas realizadas quinzenalmente no Laboratório de Saneamento da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP) por Mendonça (2016) e Andrade (2017). Os parâmetros físico-químicos analisados na entrada e saída dos sistemas e considerados neste estudo foram: demanda

química de oxigênio (DQO), nitrogênio total *Kjeldahl* (N-total), nitrogênio amoniacal (N-NH₄), fósforo total (P-Total) e fosfato (P-PO₄), conforme apresentado na Tabela 1.1.

Tabela 1.1 – Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos dos Sistemas 1 e 2

Parâmetros (mg/l)	Esgoto bruto			Esgoto tratado (Sistema 1)			Esgoto tratado (Sistema 2)		
	Média	D.P	n	Média	DP	n	Média	DP	n
DQO	967,0	487,0	34,0	129,6	158,6	22,0	76,0	39,0	34,0
P-total	10,1	34,0	4,8	7,2	2,1	16,0	5,4	34,0	2,8
P-PO ₄	7,3	33,0	1,6	5,4	1,0	22,0	4,8	32,0	1,5
N-NH ₄	52,3	32,0	20,4	45,9	19,3	20,0	30,2	31,0	14,1
N-total	80,9	33,0	18,0	74,6	51,5	23,0	38,5	33,0	13,0

Fonte: Adaptado de Mendonça (2016) e Andrade (2017).

Os dados referentes ao processo produtivo dos materiais de construção a serem substituídos ao longo da vida útil do sistema (mangueiras, brita e areia) foram provenientes da base de dados Ecoinvent (versão 3.3). O consumo de energia elétrica pelo sistema de aeração do WCFL foi estimado a partir do tempo de funcionamento do equipamento e da sua potência, conforme a Equação 1.1.

$$\text{consumo} = \text{potência} \times \text{tempo} \quad (1.1)$$

As emissões atmosféricas dos sistemas foram calculadas utilizando equações apresentadas nos relatórios do Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006; 2013), as quais têm sido amplamente utilizadas em estudos de ACV de sistemas de tratamento de esgoto (CHEN et al., 2011; PAN; ZHU; YE, 2011; YOSHIDA et al., 2014; SLAGSTAD; BRATTEBØ, 2014; FARIA et al., 2015; GUO et al., 2016). Contudo, o IPCC não apresenta uma metodologia para a estimativa de emissão de N₂O por tanques sépticos. Assim, foi utilizado o valor estimado por Diaz-Valbuena et al. (2011) para essas emissões, que é de 0,005 g de N₂O percapita⁻¹ dia⁻¹.

1.2.2 Metodologia para a ACCV dos sistemas de tratamento de esgoto

Todos os cálculos de custo do ciclo de vida (CCV) deste estudo foram realizados utilizando uma planilha eletrônica e tiveram como ano de referência 2015. Para o cálculo do CCV, foi utilizada a Equação 1.2, baseada em Bhoje, Saner e Aher (2016):

$$CCV = CA + CCI + OM + S \quad (1.2)$$

Onde:

CA = custo de aquisição de materiais e equipamentos;

CCI = custo de construção e/ou instalação;

OM = valor presente (VP) do custo de operação e manutenção;

S = VP do custo de substituição de componentes do sistema.

Como alguns dos custos incorridos ao longo do ciclo de vida da unidade em estudo podem estar distribuídos ao longo de décadas, como os custos de operação e manutenção, estes devem ser convertidos para o valor presente (VP). Isso significa que todos os valores a serem pagos no futuro são recalculados para o valor equivalente para o tempo presente (NILSSON; BERTLING, 2007).

Assim, para o cálculo do VP acumulativo para os gastos anuais fixos foi utilizada a Equação 1.3:

$$VP_1 = GA \times \left[\frac{1-(1+i)^{-20}}{i} \right] \quad (1.3)$$

Onde:

VP₁ = VP acumulado dos gastos anuais médios;

GA = gastos anuais médios;

i = taxa de desconto.

Já para o cálculo do VP de itens que serão adquiridos n anos mais tarde, como é o caso dos elementos que compõem os custos de substituição, foi utilizada a Equação 1.4:

$$VP_2 = \frac{C}{(1+i)^n} \quad (1.4)$$

Onde:

VP₂ = VP de itens que serão adquiridos n anos mais tarde;

C = custo no ano de referência (2015);

i = taxa de desconto;

n = período considerado (anos).

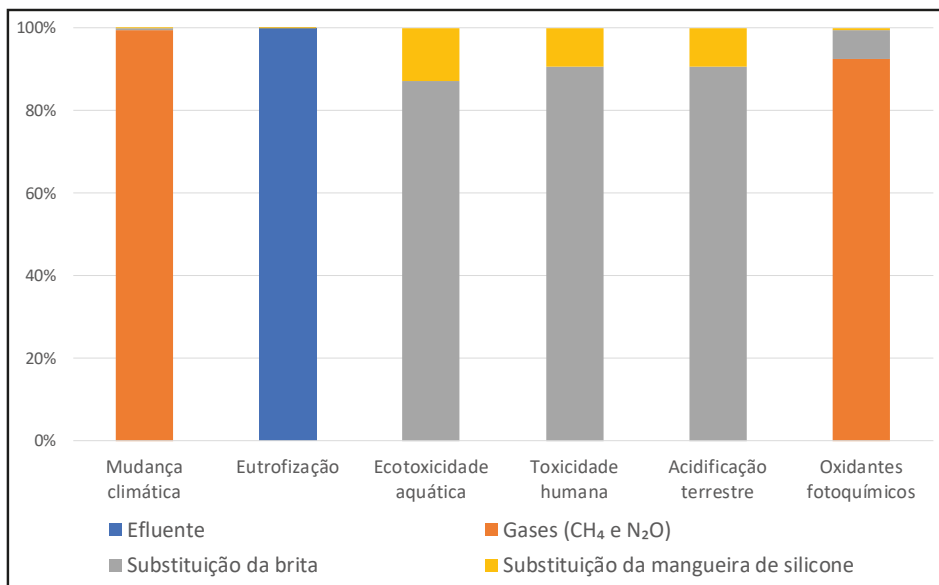
1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados referentes à ACV dos sistemas de tratamento de esgoto estudados e das análises econômicas serão apresentados e discutidos na Sessão 3.1.

1.3.1 Resultados da ACV do Sistema 1

Na Figura 1.2 estão apresentados os resultados da avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) encontrados para a etapa de operação do Sistema 1 (considerando a substituição de materiais e os efluentes e gases emitidos) para as categorias de impacto analisadas pelo método ReCiPe.

Figura 1.2 – Resultados da AICV da etapa de operação do Sistema 1.



Para as categorias de mudança climática e formação de oxidantes fotoquímicos, os elementos que apresentaram o maior potencial de causar impactos foram os gases emitidos, CH₄ e N₂O, representando 99% e 92% do potencial de causar impactos, respectivamente. Segundo Fuchs, Mihelcic e Gierke (2011), as emissões gasosas (de CH₄ e N₂O) dos WC verticais e horizontais estudados em sua pesquisa foram de longe o elemento de maior impacto para a categoria de mudanças climáticas.

Para a categoria de eutrofização de água doce, o maior porcentual foi encontrado para o efluente final (99,95%). Roux et al. (2010) atribuem a ocorrência dos potenciais impactos relativos à categoria de eutrofização, principalmente à

incompleta remoção de nitrogênio e fósforo nesses sistemas. Para as categorias de ecotoxicidade de água doce, toxicidade humana e acidificação terrestre os maiores potenciais de causar impactos encontrados estão correlacionados à substituição da brita, sendo de, respectivamente, 87%, 91% e 91%.

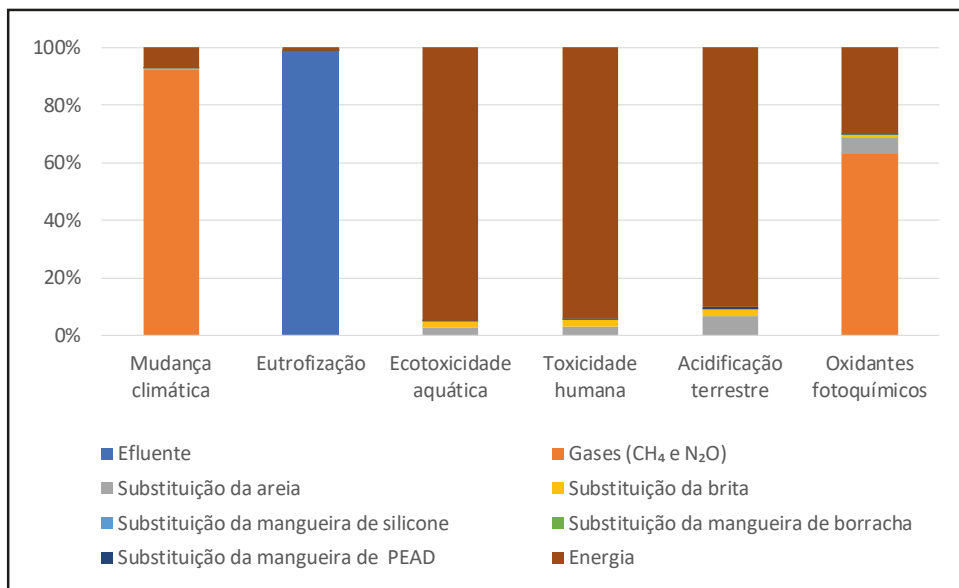
Embora esses valores sejam altos, Lopsik (2013) ao realizar uma ACV de um WC utilizando argila expandida como meio filtrante, concluiu que a substituição desse material por areia e brita levaria a uma redução dos potenciais impactos ambientais de 10% a 42%, dependendo do método de avaliação de impacto adotado. Assim, o uso de areia e brita como meio filtrante mostra um desempenho ambiental melhor que o uso de argila expandida.

A substituição da mangueira foi o elemento que apresentou as segundas maiores porcentagens em relação a essas mesmas categorias, 13%, 9% e 9%, respectivamente. A substituição da brita foi responsável por 7% dos impactos referentes à categoria de formação de oxidantes fotoquímicos.

1.3.2 Resultados da ACV do Sistema 2

Na Figura 1.3 estão apresentados os resultados encontrados em relação ao potencial de causar impacto ambiental de elementos (efluentes, gases, energia elétrica e substituição de materiais) que compõem a etapa de operação do Sistema 2 para as categorias de impacto analisadas pelo método ReCiPe.

Figura 1.3 – Resultados de AICV da etapa de operação do Sistema 2.



Para as categorias de mudança climática e formação de oxidantes fotoquímicos, os elementos que apresentaram o maior potencial de causar impactos, novamente, foram os gases emitidos, CH_4 e N_2O , representando 92% e 63% do potencial de causar impactos, respectivamente. Para essa última categoria, a energia elétrica foi responsável por 30% dos potenciais impactos ambientais, justificando o menor valor encontrado em relação ao porcentual de contribuição para o potencial de causar impactos ambientais dos gases, comparativamente ao Sistema 1. Para a categoria de eutrofização de água doce, o maior porcentual foi encontrado para o efluente final (99%), resultado semelhante ao encontrado para o Sistema 1. E para as categorias de ecotoxicidade de água doce, toxicidade humana e acidificação terrestre os maiores potenciais para causar impactos estão correlacionados à energia elétrica, sendo, respectivamente, de 95%, 94% e 90%, enquanto para o Sistema 1 essas três últimas categorias foram afetadas principalmente pela substituição da brita.

Garfí, Flores e Ferrer (2017) compararam três sistemas para o tratamento de esgoto utilizando a metodologia de ACV: sistema de lodos ativados; WCFV + WCFH; e lagoas de alta taxa de produção de algas. Constataram que o sistema de lodos ativados foi o que apresentou o pior desempenho ambiental para todas as categorias de impacto analisadas, enquanto o sistema de WC e o sistema de lagoas mostraram um desempenho ambiental similar entre si. Isso se deveu principalmente ao maior consumo de energia elétrica. Cabe mencionar que no referido estudo foi considerada a matriz energética espanhola de 2016 (22% nuclear; 14% carvão; 19% eólica; 16% hidráulica; 11% combustíveis fósseis; 10% cogeração; 5% solar fotovoltaica e termoelétrica; 1% outras energias renováveis e 1% resíduos), enquanto no presente estudo foi considerada a matriz energética brasileira de 2015 (64% hidráulica, 12,9% gás natural, 8% biomassa, 4,8% derivados do petróleo, 4,5% carvão e derivados, 3,5% eólica, 2,4% nuclear, 0,01% solar fotovoltaica) fornecida pelo Balanço Energético Nacional (BEN, EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA, 2016).

Não é possível realizar uma comparação direta entre os resultados de AICV dos Sistemas 1 e 2 de modo a identificar qual deles apresenta um menor potencial de causar impactos ambientais, pois possuem efluentes tratados com características diferentes.

1.3.3 Resultados de ACCV do Sistema 1

A Tabela 1.2 traz os custos de aquisição do Sistema 1.

Tabela 1.2 – Custos de aquisição do Sistema 1 para o cenário base

Item	Quantidade	Unidade	Custo unitário (R\$)	Custo total (R\$)
Tanque séptico	1	unidade	1.560*	1.560
Tubos de PVC, DN 25 mm	8,68	m	2,78**	24,13
Tubos de PVC, DN 40 mm	6,5	m	2,40**	15,60
Tubos de PVC, DN 50 mm	16,99	m	10,76**	182,81
Tubos de PVC, DN 75 mm	2	m	23,54**	47,08
Registros de esfera soldável de PVC marrom, DN 40 mm	4	unidades	32,67**	130,68
Válvula de retenção em PVC, DN 50 mm	1	unidades	48,73**	48,73
Tês de PVC, DN 25 mm	5	unidades	2,28**	11,40
Tês de PVC, DN 50 mm	4	unidades	6,72**	26,88
Joelho/cotovelo de PVC, DN 25 mm	4	unidades	0,59**	2,36
Joelho/cotovelo de PVC, DN 50 mm	4	unidades	4,14**	16,56
Cimento Portland	89,76	kg	0,48**	43,08
Cal hidratada	254,32	kg	0,45**	114,44
Areia média	892,8	kg	0,0388**	34,67
Água	0,2951	m ³	6,46***	1,91
Tijolo maciço comum	864	unidades	0,27**	233,28
Tijolo vazado (21 furos)	65	unidades	1,92**	124,80
Barras de aço corrugado	55,17	kg	3,40**	187,58
Brita nº 1	3,41	m ³	54,47**	185,74
Brita nº 2	0,59	m ³	54,47**	32,14
Mangueira flexível transparente, DN 40 mm	3,2	m	12,05**	38,56
Área (terreno)	7,2	m ²	1.953,77****	14.067,14
Total				16.812,58

Fontes: * Fornecedores; ** Sistema Nacional de Pesquisa de Custo e Índices da Construção Civil (2016); *** Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (2017); **** Vasques (2015).

Os custos de construção e/ou instalação do Sistema 1 para o cenário-base foram apresentados na Tabela 1.3. Estes envolvem os custos com a mão de obra para a construção da estrutura dos WC, bem como o revestimento desta e a instalação dos tubos de PVC, e foram baseados nos valores apresentados pelo Sistema Nacional de Pesquisa de Custo e Índices da Construção Civil (SINAPI, 2016).

Tabela 1.3 – Custos de construção e/ou instalação do Sistema 1 para o cenário-base

Item	Custo do m ² (R\$)	Área construída (m ²)	Custo total (R\$)
Alvenaria	55,19	12,52	690,98
Emboço (massa única)	25,84	29,78	769,51
Instalação dos tubos de PVC	Não se aplica	Não se aplica	74,16
Total		R\$1.534,65	

Em relação aos custos de operação e manutenção do Sistema 1, foram considerados os custos anuais referentes à mão de obra necessária para a poda dos WC e para a manutenção do sistema, além dos custos anuais com o transporte e disposição final do lodo (considerando uma limpeza por ano). Contudo, como esses valores se repetem ao longo do ciclo de vida do sistema, foi calculado o VP referente ao período de 20 anos utilizando a Equação 1.3, apresentada na Sessão 2.2, obtendo-se os valores apresentados na Tabela 1.4.

Tabela 1.4 – Custos anuais de operação e manutenção e VP do Sistema 1.

Item	Custo total (R\$)	VP (R\$)
Auxiliar de jardinagem	354,48	3.559,43
Auxiliar de manutenção	347,76	3.491,95
Transporte e disposição final do lodo	325,00	3.263,41
VP total (R\$)		10.314,79

Em relação aos custos de substituição, foi considerado que a mangueira seria trocada a cada 5 anos e que o meio filtrante seria substituído a cada 10 anos (com base em STEER; ASELTYNE; FRASER, 2003; VYMAZAL, 2005; HUGHES-RILEY et al., 2014; BESANÇON et al., 2017). O VP referente a esses custos foi calculado utilizando a Equação 1.4 da Sessão 2.2 e foi apresentado na Tabela 1.5, sendo que a taxa de desconto (r) utilizada em todos os cálculos do presente trabalho foi de 9,6%.

Tabela 1.5 – VP dos custos de substituição para o Sistema 1

Material	VP – Ano 5 (R\$)	VP – Ano 10 (R\$)	VP – Ano 15 (R\$)	Soma do VP de cada material (R\$)
Mangueira	24,38	15,42	9,75	49,55
Brita	Não se aplica	87,12	Não se aplica	87,12
VP total da substituição (R\$)				136,67

Assim, tem-se um custo total de aquisição de R\$ 16.812,58, um custo total de construção e instalação de R\$ 1.534,65, um custo total de operação e manutenção de R\$ 10.314,79 e um custo de substituição de R\$ 136,67. Somando todos esses valores, obtém-se, com base na Equação 1.2, um CCV de R\$ 28.798,69, e o CCV por m³ de esgoto tratado é de R\$ 6,16.

1.3.4 Resultados de ACCV do Sistema 2

A Tabela 1.6 traz os custos de aquisição de materiais de construção e do terreno para a instalação do Sistema 2 para o cenário-base. Assim como para o Sistema 1, foi feito um levantamento dos custos referentes aos tubos e conexões de PVC e dos materiais utilizados no meio filtrante (brita e areia grossa). Como nesse sistema os tanques não foram construídos com tijolos (assim como no caso do Sistema 1), mas produzidos em fibra de vidro, o custo da aquisição desses tanques também é apresentado. O custo dos materiais e equipamentos utilizados para a aeração do sistema, como compressor de ar e mangueiras, também foram incluídos.

Tabela 1.6 – Custos de aquisição do Sistema 2 para o cenário base

Item	Quantidade	unidade	Custo unitário (R\$)	Custo total (R\$)
Tanque séptico	1	unidade	2.340*	2.340,00
Tubo de PVC, DN 20	4,5	m	4,70**	21,15
Tubo de PVC, DN 40	12,4	m	8,68**	107,63
Tubo PVC, DN 100	3	m	9,90**	29,70
Tê de PVC, DN 40 mm	7	unidades	10,51**	73,57
Tê de PVC água 1/2”	5	unidades	3,64**	18,20
Cotovelo/joelho de PVC, 1/2”	8	unidades	1,46**	11,68
Cotovelo de PVC, DN 40	8	unidades	3,55**	28,40
Registro tipo esfera de PVC, DN 40 mm	2	unidades	32,67**	65,34
Flange parafusos 6 furos	3	unidades	8,05**	24,15
Cap de PVC, DN 40, água	2	unidades	2,68**	5,36
Tanque do WC aerado	1	unidade	1.787,35*	1.787,35
Decantador	1	unidade	1.657,50*	1.657,50
Tanque do WC saturado	1	unidade	2.971,45*	2.971,45
Brita nº 2	3	m ³	54,47**	163,41
Areia grossa	2	m ³	57,72**	115,44
Compressor eletromagnético	1	unidade	750,00*	750,00
Mangueira corrugada em PEAD, DN 40 mm	3,90	m	5,91**	23,04
Mangueira porosa, 75 cm	4	unidades	26,00**	104,00
Mangueira cristal 1/2”	4,50	m	1,05**	4,73
Terreno	6,77	m ²	1.953,77***	13.227,02
Custo total (R\$)				23.529,12

Fontes: * Fornecedores; ** Sistema Nacional de Pesquisa de Custo e Índices da Construção Civil (2016); *** Vasques (2015).

A Tabela 1.7 traz um resumo dos custos de construção e/ou instalação, que envolve os custos com a mão de obra para a instalação dos tanques e para a instalação elétrica, os quais foram calculados com base nos valores fornecidos pelo SINAPI (2016).

Tabela 1.7 – Custos de construção e/ou instalação do Sistema 2 para o cenário-base

Item	Quantidade	Unidade	Custo unitário (R\$)	Custo total (R\$)
Ligação da tubulação	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	39,56*
Instalação elétrica	4	Horas.homem ⁻¹	20,52*	82,08
Custo total de construção e/ou instalação (R\$)				121,64

Fonte: *SINAPI (2016).

No cálculo dos custos de operação e manutenção foram considerados os valores anuais referentes à mão de obra necessária para a poda dos WC e a manutenção do sistema, além dos custos anuais com transporte e disposição final do lodo (tendo sido considerados os mesmos valores do Sistema 1) e os gastos referentes ao consumo de energia elétrica para a aeração do sistema. Ao longo do ano de 2015, a bandeira tarifária de energia elétrica esteve na cor vermelha. A tarifa para o subgrupo B1, que representa os consumidores residenciais, era de R\$ 0,20111 por kWh para a bandeira vermelha (AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA, 2015). Assim, esse valor foi considerado nos cálculos. O VP dos custos de operação e manutenção para $n = 20$ anos estão apresentados na Tabela 1.8.

Tabela 1.8 – Custos de operação e manutenção e VP do Sistema 2

Item	Custo total por ano (R\$)	VP (R\$)
Auxiliar de jardinagem	354,48	3.559,43
Auxiliar de manutenção	347,76	3.491,95
Disposição final do lodo	325,00	3.263,41
Energia – compressor	176,17	1.657,11
VP total (R\$)		11.971,90

Pela análise da Tabela 1.8, é possível constatar que o VP referente aos gastos relativos ao consumo de energia elétrica pelo compressor representa cerca de 14% do VP total dos custos de operação e manutenção.

O VP dos custos de substituição incorridos ao longo do ciclo de vida do Sistema 2 estão apresentados na Tabela 1.9. Para as mangueiras e o compressor de ar, considerou-se que a substituição seria feita a cada 5 anos (GLICK; GUGGEMOS, 2013). Para o meio filtrante (brita e areia), foi considerada uma troca a cada 10 anos, mesmo período considerado para o Sistema 1.

Tabela 1.9 – VP dos custos de substituição do Sistema 2

Material	VP – Ano 5 (R\$)	VP – Ano 10 (R\$)	VP – Ano 15 (R\$)	Soma do VP de cada material (R\$)
Mangueiras	75,73	47,89	30,28	153,91
Compressor	474,25	299,89	189,63	963,77
Meio filtrante – brita	Não se aplica	65,34	Não se aplica	65,34
Filtrante – areia	Não se aplica	46,16	Não se aplica	46,16
VP total da substituição (R\$)				1.229,17

Assim, tem-se um custo total de aquisição de R\$ 23.529,12, um custo total de construção e instalação de R\$ 121,64, um custo total de operação e manutenção de R\$ 11.971,90 e um custo de substituição de R\$ 1.229,17. Somando todos esses valores, obtém-se um CCV de R\$ 36.851,83, e o CCV por m³ de esgoto tratado é de R\$ 3,36, valor 1,8 vezes menor que o encontrado para o Sistema 1.

1.4 CONCLUSÃO

O Sistema 2, que apresenta uma configuração não convencional (WC com aeração), possibilitou, segundo os resultados encontrados neste estudo, uma maior remoção de poluentes. Além disso, o CCV por m³ de esgoto tratado desse sistema mostrou-se quase metade do valor encontrado para o Sistema 1, devido, principalmente, à menor necessidade de área para a instalação do sistema, possibilitada pela aeração. Porém, a introdução da aeração nesse sistema acarretou a necessidade de utilizar energia elétrica, e os potenciais impactos ambientais associados à produção, distribuição e uso da energia elétrica afetaram principalmente as categorias ecotoxicidade de água doce, toxicidade humana e acidificação terrestre. Desse modo, a investigação do uso de fontes alternativas de energia, sob os pontos de vista ambiental e econômico, mostra-se uma estratégia a ser considerada em estudos futuros, visando melhorar mais ainda o desempenho desse sistema.

De modo geral, a partir da identificação dos pontos críticos sob os aspectos econômico e ambiental realizada no presente estudo, é possível elaborar estratégias para melhorar o desempenho dos sistemas estudados – por meio, por exemplo, da investigação de estratégias com potencial para redução de emissões

gasosas e melhoria da eficiência na remoção de poluentes, tornando assim, os sistemas de tratamento de esgoto mais sustentáveis.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Resolução 1.844 de 2015**. Altera o resultado do Reajuste Tarifário Anual de 2014 da Eletropaulo e fixa novas Tarifas de Energia – TEs e as Tarifas de Uso dos Sistemas de Distribuição – TUSDs. Disponível em: <<https://www.jusbrasil.com.br/diarios/82851613/dou-secao-1-08-01-2015-pg-48>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ANDRADE, H. H. B. **Desenvolvimento e monitoramento de *wetlands* construídos com aeração artificial: avaliação de desempenho, aspectos econômicos e microbiológicos**. 2017. Tese (Doutorado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 14040**: Gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida – princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, 2009a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 14044**: Gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida – requisitos e orientações. Rio de Janeiro: ABNT, 2009b.

BESANÇON, A.; LE CORRE, K. S.; DOTRO, G.; JEFFERSON, B. Assessment of activated sludge, membrane bioreactors and vertical flow wetlands for upgrading sewage treatment works. **Environmental Technology**, v. 38, n. 2, p. 154–162, 2017. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27855542>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

BHOYE, V. Y.; SANER, A. B.; AHER, P. D. Life Cycle Cost Analysis of Sewage Treatment Plants. **International Journal of Modern Trends in Engineering and Research**, v. 3, n. 4, p. 426-429, 2016.

BROWN, C. **Life-Cycle Cost Analysis of Nutrient Reduction Technologies Employed in Municipal Wastewater Treatment**. 2016. Thesis – Environmental

Studies Department, Oberlin College, Oberlin, 2016. Disponível em: <https://etd.ohiolink.edu/!etd.send_file?accession=oberlin1462979592&disposition=inline>. Acesso em: 27 jul. 2018.

CHEN, G. Q.; SHAO, L.; CHEN, Z. M.; LI, Z.; ZHANG, B.; CHEN, H.; WU, Z. Low-carbon assessment for ecological wastewater treatment by a constructed wetland in Beijing. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 4, p. 622–628, 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857411000097>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (Sabesp). **Comunicado 04/15**. São Paulo: Sabesp, 2015. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/uploads/file/clientes_servicos/comunicado_04_2015.pdf>. Acesso em: 27 jul. 2017.

COROMINAS, L. et al. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. **Water Research**, v. 47, n. 15, p. 5480-5492, 2013. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004313541300540X>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

DIAZ-VALBUENA, L. R. et al. Methane, Carbon Dioxide, and Nitrous Oxide Emissions from Septic Tank Systems. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n.7, p. 2741-27477, 2011.

DIXON, A.; SIMON, M.; BURKITT, T. Assessing the environmental impact of two options for small-scale wastewater treatment: comparing a reedbed and an aerated biological filter using a life cycle approach. **Ecological Engineering**, v. 20, n. 4, p. 297-308, 2003. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857403000077>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **Balanco energético nacional: relatório síntese – ano base 2015**. Ministério de Minas e Energia, 2016. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-126/topico-92/Relat%C3%B3rio_S%C3%ADntese_2016.pdf>. Acesso em: 12 nov. 2019.

FARIA, A. B. et al. Evaluation of new alternatives in wastewater treatment plants based on dynamic modelling and life cycle assessment (DM-LCA). **Water Research**, v. 84, p. 99-111, 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415300981>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

FUCHS, V. J.; MIHELICIC, J. R.; GIERKE, J. S. Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. **Water Research**, v. 45, n. 5, p. 2073-2081, 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135410008687>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

GALLEGO, A. et al. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. **Resources, Conservation and Recycling**, n. 52, p. 931-940, mar. 2008. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092134490800030X>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

GARFÍ, M.; FLORES, L.; FERRER, I. Life cycle assessment of wastewater treatment systems for small communities: activated sludge, constructed wetlands and high rate algal ponds. **Journal of Cleaner Production**, v. 161, p. 211-219, 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617310569>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

GLICK, S.; GUGGEMOS, A. A. Rethinking Wastewater-Treatment Infrastructure: Case Study Using Life-Cycle Cost and Life-Cycle Assessment to Highlight Sustainability Considerations. **Journal of Construction Engineering and Management**, v. 139, n. 12, 2013. Disponível em: <[https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/\(ASCE\)CO.1943-7862.0000762](https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)CO.1943-7862.0000762)>. Acesso em: 27 jul. 2018.

GUO, J.; FU, X.; BAQUERO, G.; SOBHANI, R.; NOLASCO, D. A.; ROSSO, D. Trade-off between carbon emission and effluent quality of activated sludge processes under seasonal variations of wastewater temperature and mean cell retention time. **Science of the Total Environment**, v. 547, p. 331-344, 2016. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26789371>>. Acesso em: 27 jul. 2018

GUTIERREZ, K.G. **Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante avaliação de ciclo de vida**. 2014. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

HUGHES-RILEY, T. et al. Advances in clog state monitoring for use in automated reed bed installations. **Lakes, reservoirs and ponds**, v. 8, n. 1, p. 52-65, 2014. Disponível em: <<https://upcommons.upc.edu/handle/2117/84576>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands**. Report. Suíça, 2013. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/home/docs/wetlands/Wetlands_Supplement_precopyedit.pdf>. Acesso em: 27 jul. 2018.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. v. 5 (Waste), Japão, 2006. Disponível em: <<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

LOPSIK, K. Life cycle assessment of small-scale constructed wetland and extended aeration activated sludge wastewater treatment system. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 10, n. 6, p. 1295-1308, 2013. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s13762-012-0159-y>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

LUTTERBECK, C. A. et al. Life cycle assessment of integrated wastewater treatment systems with constructed wetlands in rural areas. **Journal of Cleaner Production**, v. 148, p. 527-536, 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617302287>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MACHADO, A. P. et al. Life Cycle Assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities: energy-saving systems versus

activated sludge. In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 10, 2006. **Atas**. Lisboa, 2006, p. 1203-1213. Disponível em: <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.559.9226&rep=rep1&type=pdf>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MASSET, G.; VIEUX, F.; DARMON, N. Which functional unit to identify sustainable foods? **Public Health Nutrition**, v. 18, n. 13, p. 2488-2497, 2015. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25805001>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MCNAMARA, G. **Economic and Environmental Cost Assessment of Wastewater Treatment Systems A Life Cycle Perspective**. Thesis (Doctor of Philosophy) – Dublin City University, Dublin, 2018. Disponível em: <<http://doras.dcu.ie/22205/>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MENDONÇA, A. A. J. **Tecnologias naturais e sustentáveis para tratamento descentralizado de esgotos domésticos: Avaliação de um sistema em escala real e fluxo contínuo composto por um tanque séptico e uma wetland construída híbrida, cultivada com capim Vetiver em meio suporte de brita**. 2016. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-25052016-122129/pt-br.php/>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

NILSSON, J.; BERTLING, L. Maintenance Management of Wind Power Systems Using Condition Monitoring Systems – Life Cycle Cost Analysis for Two Case Studies. **IEEE Transactions on Energy Conversion**, v. 22, n. 1, 2007. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/document/4106011/>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

PAN, T.; ZHU, X.; YE, Y. Estimate of life-cycle greenhouse gas emissions from a vertical subsurface flow constructed wetland and conventional wastewater treatment plants: A case study in China. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 2, p. 248-254, 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857410003083>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ROUX, P. et al. Life cycle environmental assessment (LCA) of sanitation systems including sewerage: case of vertical flow constructed wetlands versus activated sludge. In: **IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, 12, Veneza, Itália. Proceedings, 2010. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/50219793_Life_Cycle_environmental_Assessment_LCA_of_sanitation_systems_including_sewerage_Case_of_Vertical_Flow_Constructed_Wetlands_versus_activated_sludge>. Acesso em: 27 jul. 2018.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 429–448, 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479712004197>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

SISTEMA NACIONAL DE PESQUISA DE CUSTO E ÍNDICES DA CONSTRUÇÃO CIVIL (SINAPI). 2016. **Relatórios de Insumos e Composições - 2º semestre/2015**. Disponível em: <<http://www.caixa.gov.br/poder-publico/apoio-poder-publico/sinapi/Paginas/default.aspx>>. Acesso em: 23 mar.2016.

SLAGSTAD, H.; BRATTEBØ, H. Life cycle assessment of the water and wastewater system in Trondheim, Norway – A case study. **Urban Water Journal**, v. 11, n. 4, p. 323-334, 2014. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/1573062X.2013.795232>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

STEER, D.; ASELTYNE, T.; FRASER, L. Life-cycle economic model of small treatment wetlands for domestic wastewater disposal. **Ecological Economics**, v. 44, p. 359-369, 2003. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092180090300003X>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

TROYER, S. **Life Cycle Cost Analysis for Water and Wastewater Treatment Facilities Can Result in Lower Costs and Higher Quality Projects**. 2015. Disponível em: <http://www.foxeng.com/sites/default/files/pdf/Life%20Cycle%20Cost%20Analysis_0.pdf>. Acesso em: 02 dez. 2015.

VASQUES, D. Preço do metro quadrado em SP. **Folha de São Paulo**. Disponível em: <<http://classificados.folha.uol.com.br/imoveis/1255116-estudo-apon-ta-perfil-e-preco-dos-imoveis-em-sp-confira.shtml>>. Acesso em 24 dez. 2016.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 478-490, 2005. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857405001588>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. **Hydrobiologia**, v. 674, n. 1, p. 133-156, 2011. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-011-0738-9>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

WU, S. et al. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, v. 57, p. 40-55, 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135414002103>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

YOSHIDA, H. et al. Influence of data collection schemes on the Life Cycle Assessment of a municipal wastewater treatment plant. **Water Research**, n. 56, p. 292-303, 2014. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24699421>>. Acesso em: 27 jul. 2018

REMOÇÃO DE CÁDMIO UTILIZANDO MACRÓFITAS AQUÁTICAS (*EICHHORNIA CRASSIPES* SP. E *TYPHA DOMINGENSIS* SP.) POR BIOSSORÇÃO E FITORREMEDIAÇÃO

*Bruna Carolina Bartmeyer*¹
*Luísa Helena dos Santos Oliveira*²
*Lúcia Helena Gomes Coelho*³

RESUMO

Os metais potencialmente tóxicos causam danos cumulativos aos ecossistemas por serem recalcitrantes e persistentes. Tecnologias alternativas como a biossorção e a fitorremediação são eficazes para remoção de metais da água. A fim de comparar essas duas tecnologias, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência da remoção do metal tóxico Cd de soluções aquosas por duas espécies de macrófitas aquáticas, o aguapé (*Eichhornia crassipes* sp.) e a taboa (*Typha domingensis* sp.). Na biossorção, a biomassa seca de cada planta foi mantida em contato com as soluções contaminadas com Cd em intervalos de tempo distintos. Na fitorremediação, as plantas foram aclimatizadas e as plantas filhas foram mantidas em contato com as soluções nutritivas contaminadas. Ao término da fitorremediação, realizou-se a digestão nitro-perclórica para quantificação do metal acumulado nos tecidos vegetais. Os ensaios foram realizados

¹ Universidade Federal do ABC. Contato: bruna.bartmeyer@ufabc.edu.br.

² Universidade Federal do ABC. Contato: luisa.oliveira@ufabc.edu.br.

³ Universidade Federal do ABC. Contato: lucia.coelho@ufabc.edu.br.

em triplicatas e as amostras foram analisadas por ICP OES. A remoção média do Cd por biossorção foi de 80,9% (aguapé) e 51,4% (taboa). Constatou-se estatisticamente que a biomassa seca do aguapé tem maior capacidade de remoção de Cd que a da taboa. Na fitorremediação, os valores máximos de remoção porcentual foram de 88,5% (aguapé) e de 82,0% (taboa). Nesse processo não foram encontradas diferenças significativas na remoção de Cd entre as macrófitas. O Cd retido nos tecidos vegetais (q) do aguapé apresentou valores máximos de 18,8 mg g⁻¹ e a taboa de 15,0 mg g⁻¹ na biossorção. Na fitorremediação a concentração foi de 3,2 mg g⁻¹ (aguapé) e de 5,0 mg g⁻¹ (taboa).

Palavras-chave: biossorventes, metal tóxico, tratamentos alternativos de água

CADMIUM REMOVAL USING AQUATIC MACROPHYTES (EICHHORNIA CRASSIPES SP. AND TYPHA DOMINGENSIS SP.) BY BIOSORPTION AND PHYTOREMEDIATION

Abstract

Potentially toxic metals poses cumulative damages to ecosystems for being recalcitrant and persistent. Alternative technologies such as biosorption and phytoremediation are effective for metal removal from water. In order to compare these two technologies, the present work had as objective evaluate the efficiency of the toxic metal Cd removal from aqueous solutions by two species of aquatic macrophytes, Water hyacinth (*Eichhornia crassipes* sp.) and Cattail (*Typha domingensis* sp.). For biosorption, dry biomass of each plant was kept in contact with solutions contaminated with Cd at different time intervals. In phytoremediation the plants were acclimatized and the daughter plants were kept in contact with contaminated nutrient solutions. At the end of the phytoremediation assay, Nitro-Perchloric digestion was made to evaluate the concentration of accumulated metals in plant tissues. The tests were performed in triplicates and the samples analyzed by ICP OES. For biosorption, the Cd mean removal was 80.9% (Water hyacinth) and 51.4% (Cattail). It was statistically verified that dry biomass of Water hyacinth has greater capacity of Cd removal when compared to Cattail. In phytoremediation the maximum percentage of Cd removal values were 88.5% (Water hyacinth) and 82.0% (Cattail). There are no significant differences in Cd removal among macrophytes in phytoremediation technology. The metal retained in plants tissues (q) of Water hyacinth showed maximum values of 18.8 mg g⁻¹ and Cattail of 15.0 mg g⁻¹ in

biosorption. In phytoremediation, the Cd concentration in the biomass was 3.2 mg g⁻¹ (Water hyacinth) and 5.0 mg g⁻¹ (Cattail).

Keywords: alternative water treatments, biosorbents, toxic metal.

2.1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural vital para todos os seres vivos e, apesar de sua importância, fatores como crescimento populacional desordenado, expansão rural e industrialização são considerados as principais fontes de degradação desse recurso. Tais fatos provocam a deterioração do meio ambiente, transformando as reservas hídricas em ambientes poluídos, com alta carga de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, e com significativas concentrações de substâncias de alta toxicidade à biota, inclusive à espécie humana, como os metais potencialmente tóxicos, produtos de higiene pessoal, medicamentos, agrotóxicos, entre outros (KRAMER, 2012; AZIMI et al., 2017). Entre os diversos tipos de poluentes, os metais potencialmente tóxicos, apesar de serem constituintes naturais da crosta terrestre, têm se tornado danosos devido às ações humanas, que alteraram os seus ciclos geoquímicos e o balanço bioquímico. As principais fontes de liberação antropogênica de metais estão relacionadas aos diferentes ramos das indústrias, como geração de energia, transportes, metalurgia, disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos e efluentes industriais e o uso de fertilizantes (RZYMSKI et al., 2015).

Apesar de existirem tecnologias capazes de remover os metais tóxicos da água, como precipitação química, filtração com membranas, entre outras, o uso delas envolve grande gasto com produtos químicos, com energia elétrica e com o lodo de difícil disposição para descarte (MAHMOOD; MALIK; HUSSAIN, 2010). Além disso, existem fatores que interferem no processo de remoção dos metais de soluções, como o pH, a temperatura, a própria concentração dos metais e a presença de outras substâncias que podem atuar como retentores destes no meio por processos de absorção e adsorção (PARK; YUN; PARK, 2010).

A adsorção tem vantagens em relação às tecnologias citadas anteriormente, como custo operacional reduzido e menor consumo de reagentes, e o material adsorvente pode ser reutilizado caso seja possível realizar o processo de desorção ou recuperação dos sítios ativos (FU; WANG, 2011). O uso de materiais de origem biológica para fabricação de adsorventes recebem o prefixo “bio”, sendo, portanto, a biossorção um processo físico-químico que se enquadra nessa classificação (FOMINA; GADD, 2014).

No processo de biossorção são utilizados, tipicamente, biossorbentes provenientes da biomassa morta ou fragmentos de células e tecidos, e os mecanismos de remoção incluem a adsorção, troca iônica e complexação com os sítios ativos das biomassas. A remoção de contaminantes utilizando seres vivos está relacionada ao acúmulo em seus tecidos (FOMINA; GADD, 2014) e, no caso do uso de plantas, esse processo é denominado fitorremediação.

O processo de fitorremediação utiliza plantas vivas para a remoção de contaminantes da água e do solo. Entre as diversas plantas utilizadas para o tratamento e/ou recuperação de superfícies alagadas, estão as macrófitas aquáticas. O aguapé (*Eichhornia crassipes* sp.) e a taboa (*Typha domingensis* sp.) são macrófitas aquáticas com as características necessárias para atuar como fitorremediadoras: apresentam um rápido crescimento, têm alta capacidade de absorver e acumular contaminantes do ambiente e são resistentes à variações do ambiente, como temperatura e qualidade da água, sendo, por isso, já utilizadas em alguns estudos e conhecidas pela capacidade fitorremediadora (MUFARREGE et al., 2014; REZANIA et al., 2015a; STRUNGARU et al., 2015).

Além de atuarem no processo de fitorremediação, as biomassas secas do aguapé e da taboa também já foram estudadas, com sucesso, para atuar como material biossorbente (ABDEL-GHANI; HEGAZY; EL-CHAGHABY, 2009; SARASWAT; RAI, 2010; SHARAIN-LIEW; JOSEPH; HOW, 2011; PRIYA; SELVAN, 2017).

Assim, processos que utilizam matérias-primas de origem natural são considerados tecnologias alternativas ou complementares reconhecidamente eficazes para a remoção de metais de soluções aquosas, como a biossorção e a fitorremediação (GOMES et al., 2016; KUMAR; SMITA; FLORES, 2017).

A partir das considerações expostas, o trabalho teve como objetivo comparar a eficiência da remoção do metal tóxico Cd de soluções aquosas pelo processo de biossorção e fitorremediação utilizando as macrófitas aquáticas aguapé (*Eichhornia crassipes* sp.) e taboa (*Typha domingensis* sp.).

2.2 DESENVOLVIMENTO

2.2.1. Metodologia

A metodologia de trabalho foi dividida em duas etapas experimentais. Na primeira, foram realizados os experimentos de biossorção de Cd em soluções aquosas utilizando a biomassa seca do aguapé e da taboa com a variação do

tempo de contato. Na segunda, realizou-se o ensaio de fitorremediação de soluções nutritivas contaminadas com Cd utilizando as macrófitas aquáticas aguapé e taboa e as análises da solução foram realizadas em diferentes tempos de contato.

A solução de Cd foi preparada a partir de solução padrão ácida de nitrato de cádmio $[Cd(NO_3)_2]$ diluída em água deionizada para obtenção da concentração inicial de trabalho igual a 4 mg l^{-1} . O pH da solução foi ajustado para 5,0 a 5,3 por meio da adição de solução de NaOH com a concentração de $1,0 \text{ mol l}^{-1}$.

A solução nutritiva para as plantas, utilizada para os ensaios de fitorremediação, foi a de Hoagland e Arnon (1950) sendo preparada de acordo com o procedimento dos próprios autores.

As plantas foram coletadas no Lago das Garças do Instituto de Botânica do Estado de São Paulo, localizado na Avenida Miguel Estéfano, nº 3687, Bairro Água Funda, São Paulo (SP). Para o preparo das biomassas para o ensaio de biossorção, após a coleta, as plantas foram encaminhadas ao Laboratório de Processos Biológicos da Universidade Federal do ABC (UFABC). No laboratório, as plantas foram lavadas com água corrente para remoção de solo e sedimentos aderidos em sua superfície (ABDEL-GHANI; HEGAZY; EL-CHAGHABY, 2009). Após a lavagem, secaram naturalmente por 10 dias, seguidas de secagem em estufa a $70 \text{ }^\circ\text{C}$ por 48 horas (ABDEL-GHANI; HEGAZY; EL-CHAGHABY, 2009; FAWZY et al., 2016). Após a secagem, as plantas foram trituradas com granulometria média de $0,59 \text{ mm}$ e as biomassas foram peneiradas em peneiras de diferentes malhas. O material utilizado para os experimentos ficou retido entre as malhas de $>0,25 \text{ mm}$ e $<0,30 \text{ mm}$, com o objetivo de padronizar o tamanho das partículas. Antes do início de cada experimento, as biomassas foram acondicionadas em cápsulas de porcelana e secas em estufa a $100 \text{ }^\circ\text{C}$ por 1 hora, para remoção da umidade.

Para os ensaios de fitorremediação, após a coleta, foi realizada limpeza prévia para remoção de fragmentos mortos e seleção das plantas quanto à uniformidade e tamanho. Em seguida, as plantas foram encaminhadas para o Laboratório de Processos Biológicos da UFABC, onde foram lavadas com água corrente para remoção de sedimentos e materiais aderidos nas folhas e raízes, lavadas por 1 minuto em solução de hipoclorito de sódio 1% (v/v) e enxaguadas novamente em água corrente e em água de osmose reversa, ou seja, livre de contaminantes (OLIVEIRA et al., 2001). Após as lavagens, as plantas foram encaminhadas para aclimação na casa de vegetação localizada no *campus* de São Bernardo da UFABC, sendo acondicionadas em recipientes de polietileno com

5 l de solução nutritiva de Hoagland e Arnon a 30% (v/v) (DAS; GOSWAMI; DAS TALUKDAR, 2016; OLIVEIRA et al., 2018), pH na faixa de 5,0 a 6,0, temperatura de 25 ± 2 °C e fotoperíodo de 12 horas. As plantas ficaram em período de aclimação por 21 dias e a reposição da água perdida por evapotranspiração ocorreu a cada 2 dias.

Para certificação de que as plantas não estavam inicialmente contaminadas com Cd, amostras das plantas *in natura* foram digeridas por meio da digestão nitro-perclórica, conforme procedimento realizado por Tavares, Oliveira e Salgado (2013) e armazenadas em *freezer* até a leitura no ICP OES, sendo o comprimento de onda utilizado para a leitura do Cd no ICP OES de 214,439 nm.

Todos os resultados apresentados foram comparados com valores obtidos a partir dos resultados das médias aritméticas dos controles e os resultados nos gráficos representam as remoções obtidas pelas tecnologias de biossorção e fitorremediação em porcentagem. Todos os cálculos para a elaboração dos gráficos e as análises estatísticas (*ANOVA e o Teste-t*.) foram realizados com o programa Excel, sendo o nível de significância adotado 5%.

A eficiência do processo de remoção do metal tanto pela sorção quanto pela fitorremediação foi calculado pela Equação 2.1 (FAWZY et al., 2016).

$$R (\%) = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} \times 100 \quad (2.1)$$

Onde R é a eficiência do processo de remoção (%) e C_i e C_f são as concentrações iniciais e finais do metal nas soluções, respectivamente, em mg l⁻¹.

A capacidade de adsorção, que é a capacidade do biossorvente em remover metais, foi calculada utilizando a Equação 2.2. A partir do resultado desta equação, é possível comparar as duas técnicas de remoção do metal em mg de metal por grama de biomassa.

$$q = \frac{(C_i - C_f) \times V}{w} \quad (2.2)$$

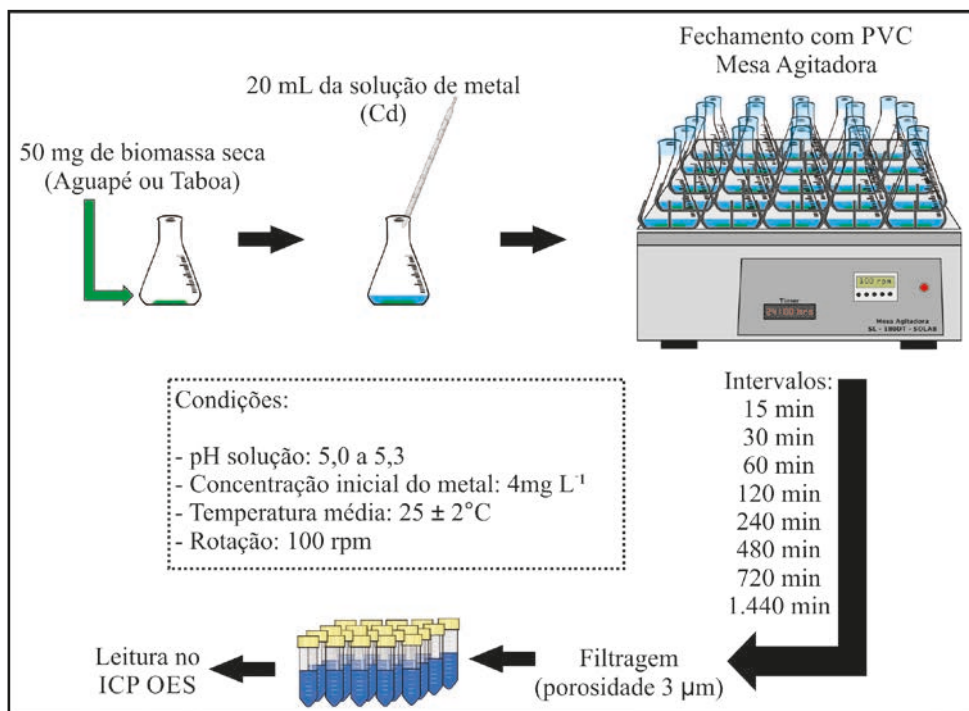
Onde q é a quantidade do metal adsorvido por unidade de biossorvente (mg g⁻¹), V é o volume da solução (l) e w é a massa do biossorvente utilizado (g) (FAWZY et al., 2016).

2.2.1.1. Experimento de biossorção

Neste capítulo, visou-se avaliar o desempenho das biomassas secas na remoção do metal das soluções aquosas de acordo com o tempo de contato.

Em cada Erlenmeyer de 100 ml foram adicionados 50 mg de biomassa seca de cada planta; em seguida, 20 ml da solução de 4 mg l⁻¹ de Cd. Os Erlenmeyers foram vedados com plástico PVC e colocados na mesa agitadora com temperatura ambiente monitorada em média de 25 ± 2 °C e rotação de 100 rpm (Figura 2.1). Os controles foram realizados com as mesmas soluções sem a adição das biomassas secas, e os experimentos foram realizados em triplicata (n = 3) para garantir a confiabilidade analítica dos resultados obtidos.

Figura 2.1 – Esquema do ensaio de biossorção.



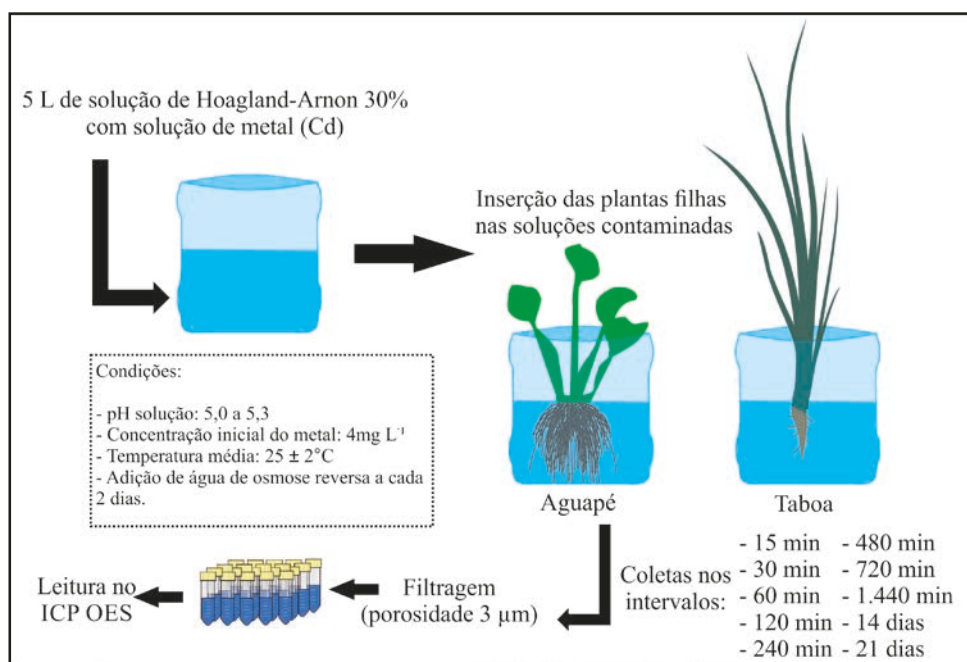
Os intervalos de tempo de realização dos ensaios foram: 0 min. (concentração inicial), 15 min., 30 min., 60 min. (1 hora), 120 min. (2 horas), 240 min. (4 horas), 480 min. (8 horas), 720 min. (12 horas) e 1.440 min. (24 horas). Após o término dos tempos estabelecidos, as soluções foram filtradas por papel filtro qualitativo com porosidade de 3 µm e teor de cinzas de 0,5%, armazenadas em tubos Falcon e congeladas até serem analisadas no ICP OES.

2.2.1.2. Experimento de fitorremediação

Após o período de aclimação, foram selecionadas plantas filhas do aguapé e da taboa com tamanhos e pesos semelhantes. Cada planta filha (Figura 2.2) foi

introduzida em frascos de polietileno com 5 l de solução nutritiva de Hoagland e Arnon 30% (v/v) contendo 4 mg l⁻¹ da solução de Cd(NO₃)₂ e acompanhadas por até 21 dias (DAS; GOSWAMI; DAS TALUKDAR, 2016). O pH da solução foi ajustado para 5,0 a 5,3 pela adição de solução de NaOH com a concentração de 1,0 mol l⁻¹. A cada dois dias, completava-se a água dos frascos para compensar as perdas por evapotranspiração. Os experimentos foram realizados em triplicatas (n = 3) para garantir a confiabilidade analítica dos resultados e os controles foram realizados com a solução nutritiva contendo o metal e sem a inserção das plantas.

Figura 2.2 – Esquema do ensaio de fitorremediação.



Com o objetivo de avaliar a remoção do metal pelas plantas em diferentes tempos de contato, foram coletadas amostras de solução aquosa nos intervalos 0 min. (início do experimento), 15 min., 30 min., 60 min. (1 hora), 120 min. (2 horas), 240 min. (4 horas), 480 min. (8 horas), 720 min. (12 horas) e 1.440 min. (24 horas) – os mesmos intervalos do ensaio de bioissorção – 2.880 min. (2 dias), 10.080 min. (7 dias), 20.160 min. (14 dias) e 30.240 min. (21 dias) após o início do experimento (MUFARREGE et al., 2014).

As amostras coletadas foram filtradas, armazenadas em tubos Falcon e armazenadas no congelador até a leitura no ICP OES. Ao término do experimento,

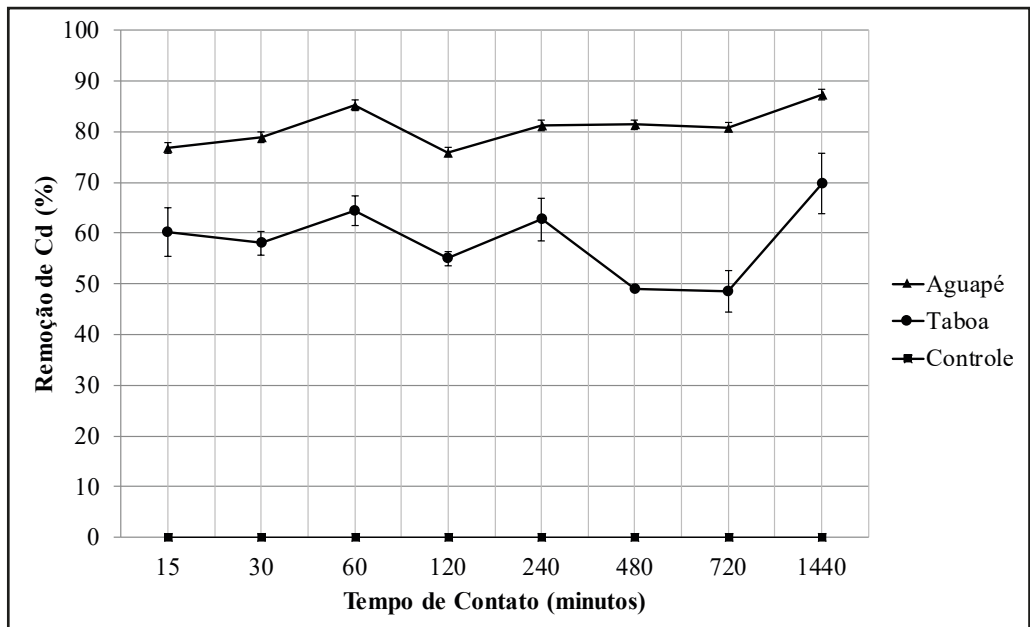
as plantas foram recolhidas e enxaguadas com água de osmose reversa para remoção do metal possivelmente acumulado de maneira superficial. As plantas foram secas naturalmente, inteiras, e posteriormente permaneceram em estufa por 48 horas a 70 °C. Após a secagem, foram pesadas, trituradas, digeridas pela digestão nitro-perclórica e analisadas no ICP OES.

2.2.2 Resultados e discussão

2.2.2.1 Biossorção

Os efeitos do tempo de contato na remoção do Cd pelas diferentes biomassas podem ser observados na Figura 2.3.

Figura 2.3 – Remoção média de Cd em porcentagem pelas biomassas secas de aguapé e taboa e os respectivos desvios-padrão (n = 3).



Tanto para o aguapé quanto para a taboa, há uma rápida remoção do Cd nos primeiros 15 minutos, sendo de 76,74% para o aguapé e 60,22% para a taboa. A remoção de metal é alta no início devido à grande área superficial das biomassas disponível para adsorção do metal, porém, em seguida, permanece constante. Esse fato ocorre em razão de o número de sítios ativos da biomassa ser fixo e, conforme estes vão sendo ocupados, a sorção permanece constante devido à saturação dos mesmos. Além disso, existe a competição pelos sítios

remanescentes e uma repulsão eletrostática entre os íons adsorvidos e os que permanecem em solução, deixando a remoção em equilíbrio (ABDEL-GHANI; HEGAZY; EL-CHAGHABY, 2009; TANG et al., 2017).

Por meio do teste estatístico ANOVA de fator único, analisaram-se os dados obtidos nos diferentes tempos de contato da biomassa seca do aguapé com o Cd. Os resultados indicaram um F (2,70) com valor menor do que o F-crítico (2,91), ou seja, a remoção de Cd pela biomassa seca de aguapé ao longo de todos os tempos de contato se manteve constante, sendo atingida logo após 15 min. do início do experimento.

Murithi et al. (2014) utilizaram a biomassa seca das raízes de *Eichhornia crassipes* sp. para remoção de Cd de uma solução aquosa (condições: pH 6, 175 rpm, temperatura $25 \pm 0,5$ °C e concentrações de metal iguais a 10, 50 e 100 mg l⁻¹). Seus resultados apontaram um rápido aumento na remoção do Cd conforme se elevou o tempo de contato, sendo a saturação da superfície da biomassa com o metal atingida em aproximadamente 30 min.; após esse tempo, o aumento da remoção foi gradual, sendo o equilíbrio atingido aos 150 min. Eles sugeriram que a rápida adsorção inicial do Cd está relacionada principalmente às reações de adsorção física ou de troca iônica.

No estudo de Zhang et al. (2015) também ficou evidente que o processo de remoção de Cd ocorre por troca iônica, pela liberação dos cátions Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺ e complexação superficial com grupos contendo oxigênio, como carboxila (-COOH), hidroxila (-OH) e carbonila (-C=O), precipitação ou coprecipitação na superfície da biomassa nas formas de CdCO₃, Cd₃(PO₄)₂ e Cd(OH)₂, entre outras, e sorção eletrostática entre o Cd e pares de elétrons disponíveis na superfície da biomassa.

Ao analisar estatisticamente o equilíbrio obtido pela biomassa seca da taboa, verificou-se que o sistema se manteve constante nos tempos de contato 15 min., 30 min., 60 min., 120 min. e 240 min., quando o valor de F (2,43) estava menor que o F-crítico (3,83). Ao incluir os tempos de contato 480 min., 720 min. e 1.440 min., o valor do F (9,32) tornou-se maior que o F-crítico (2,83), ou seja, perdeu a eficiência na remoção e, conseqüentemente, o equilíbrio.

Fawzy et al. (2016) obtiveram eficiência de remoção de Cd semelhante à encontrada neste trabalho utilizando a biomassa seca de *Typha domingensis* sp. No ensaio, eles avaliaram o efeito da quantidade de biossorvente no processo de sorção. Quando utilizaram a mesma proporção de biomassa deste trabalho (2,5 g l⁻¹) e a concentração inicial de Cd de 50 mg l⁻¹, pH 7,0 e partícula com tamanho de 0,5 mm, a remoção foi de 67,7% (com tempo de contato

de 150 min.). Em outro experimento em que avaliaram a influência do tempo de contato, o equilíbrio de remoção foi atingido aos 15 min. e eficiência de 78,1%; entretanto, condições como pH inicial (7,0), concentração de Cd (50 mg l⁻¹), quantidade de biomassa (10 g l⁻¹) e tamanho da partícula (0,5 mm) foram diferentes das estudadas neste trabalho.

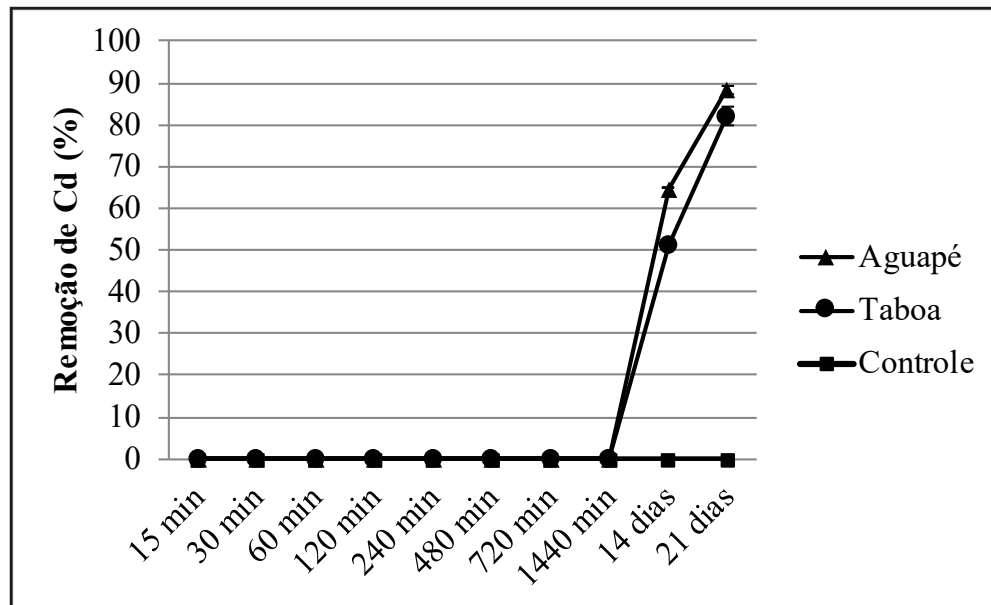
Quando a remoção do Cd pelas biomassas secas das diferentes plantas é comparada estatisticamente, os resultados indicam que a biomassa seca do aguapé é mais eficiente na remoção do Cd que a biomassa seca da taboa nas condições experimentais realizadas, ou seja, pH 5,0 a 5,3, temperatura ambiente de 25 ± 2 °C, 100 rpm, 50 mg de biomassa (equivalente a 2,5 g l⁻¹) e concentração inicial de Cd de 4 mg l⁻¹ e os diferentes tempos de contato. A biomassa seca do aguapé apresentou remoção média de 80,92%, enquanto a da taboa removeu em média 58,46%. Esses dados foram comparados estatisticamente por meio do Teste-t entre duas amostras, presumindo variâncias diferentes com nível de erro de até 5%. A remoção de metais de uma solução é afetada por diversas condições, como pH da solução, tempo de contato entre a solução e o material adsorvente, temperatura, concentração do metal e quantidade de biomassa (RAVAL; SHAH; SHAH, 2016), portanto as condições que aparentam ser ideais para remoção de metais pela biomassa seca do aguapé podem não ser ideais para a taboa; além disso, supõe-se que a biomassa seca do aguapé pode ter maior área superficial disponível ou ter mais sítios ativos com os respectivos grupos funcionais que a taboa, ou mesmo por apresentar mais mecanismos de ligação entre a superfície da biomassa e os íons (troca iônica, complexação e precipitação superficial) ocorrendo de maneira simultânea. Outro fato a ser considerado é que a sorção de metais pelas biomassas secas acaba sendo limitada pela saturação dos sítios ativos e a repulsão eletrostática.

2.2.2.2. Fitorremediação

As análises das amostras no ICP OES indicaram o início da remoção de Cd das soluções nutritivas pelo aguapé e taboa a partir dos 14 dias, ocorrendo até os 21 dias após o início do ensaio. Todas as amostras analisadas antes dos 14 dias (15 min. a 1.440 min.) apresentaram concentrações muito semelhantes às dos controles, o que significa que não houve a remoção do metal.

A remoção média de Cd pelo aguapé aos 14 dias foi de 64,84%, e de 88,50% aos 21 dias. Para a taboa, a remoção média foi de 51,40% e 82,01% para 14 e 21 dias, respectivamente. Esses dados podem ser observados na Figura 2.4.

Figura 2.4 – Remoção média de Cd em porcentagem por fitorremediação utilizando aguapé e taboa e os respectivos desvios-padrão (n = 3).



Quando comparadas às remoções entre as plantas para os 21 dias, os resultados do Teste-*t* indicaram que não há diferença significativa entre a remoção do Cd pelo aguapé e pela taboa.

Yapoga, Ossey e Koumé (2013) utilizaram *Eichhornia crassipes* sp. para a remoção de Zn, Cd, Cu e Cr (em concentrações de $\mu\text{g l}^{-1}$) de efluentes industriais, e os melhores resultados de remoção ocorreram aos 10 dias de ensaio. Para o Cd, a concentração inicial era de $0,7 \mu\text{g l}^{-1}$ e, após 10 dias de ensaio, caiu para aproximadamente $0,2 \mu\text{g l}^{-1}$, indicando remoção aproximada de 71%.

Mohamad e Latif (2010) estudaram a remoção de Cd e Zn de soluções sintéticas utilizando *Eichhornia crassipes* sp. A concentração de Cd nas soluções era de 0,5, 2,0 e $4,0 \text{ mg l}^{-1}$, e os testes tiveram duração de 2 horas, 4 dias, 8 dias e 12 dias. Os resultados indicaram que houve aumento no teor de Cd nas raízes e partes aéreas de acordo com o aumento da concentração e do tempo de contato. Com a concentração inicial de $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ de Cd na solução, após 2 horas de experimento houve a remoção de 40% e, no oitavo dia, a planta havia removido 100% do metal.

Avaliando a respostas fisiológicas e o potencial de fitorremediação de Cd de *Eichhornia crassipes* sp., Das, Goswami e Das Talukdar (2016) obtiveram

evidências de que, conforme a concentração de metal aumenta na solução, a concentração de Cd na planta também aumenta; entretanto, apesar de essa capacidade começar a declinar aos 20 mg l⁻¹, o acúmulo ainda é maior que a concentração de 5 mg l⁻¹. Os pesquisadores concluíram que o aumento da concentração e Cd na planta é dependente da concentração de Cd no ambiente.

Ajayi e Ogunbayo (2012) utilizaram *Eichhornia crassipes* sp. para o tratamento de efluentes de três fontes diferentes (indústria têxtil, metalúrgica e farmacêutica) contaminados com, entre outras substâncias, os metais Cd, Cu e Fe. A remoção de Cd ocorreu especialmente nas primeiras duas semanas de tratamento, permanecendo mínima após esse período. A remoção de Cd foi de 94,87% no efluente têxtil (concentração inicial 0,078 mg l⁻¹), 95,59% no efluente de indústria metalúrgica (concentração inicial 0,068 mg l⁻¹) e de 93,55% no efluente de indústria farmacêutica (concentração inicial 0,062 mg l⁻¹).

2.2.2.3. Comparação da remoção de Cd pelas duas tecnologias (biossorção versus fitorremediação)

O cálculo do q evidencia a quantidade de metal que ficou retido na biomassa da planta. O cálculo do q na biossorção e da fitorremediação pode ser observado na Tabela 2.1. Nessa tabela são apresentados os valores máximos obtidos entre os dois processos.

Tabela 2.1 – Comparação das retenções máximas de Cd por g de biomassa de aguapé e taboa

q	Biossorção (mg g ⁻¹)	Fitorremediação (mg g ⁻¹)
Aguapé	18,81	3,22
Taboa	15,06	5,00

Comparando os resultados, percebe-se que os ensaios conduzidos pelo processo de biossorção apresentaram maior eficiência do que os realizados pela tecnologia de fitorremediação. Com relação ao aguapé, a retenção pela biossorção foi 5,8 vezes maior que a fitorremediação; já para a taboa a relação foi 3,0 vezes maior.

O ensaio de biossorção, realizado em escala laboratorial, foi realizado em água pura, ou seja, sem a presença de outras espécies iônicas para competir com os íons Cd. O fato de que outros íons na solução afetam a remoção de metais, por exemplo, foi estudado por Murithi et al. (2014). Esses pesquisadores estudaram os efeitos dos íons de Na⁺, K⁺, Mg²⁺ e Ca²⁺ no processo de adsorção de Cd²⁺ pela biomassa seca de *Eichhornia crassipes* sp. Seus resultados indicaram que

a capacidade de adsorção da biomassa seca foi reduzida, sendo que a presença de Mg^{2+} e Ca^{2+} reduziram em mais de 50% a capacidade de adsorção do Cd^{2+} , provavelmente relacionada à competição pelos sítios de ligação.

No estudo de Mahamadi e Nharingo (2010) foi avaliada a competição no processo de adsorção entre os íons Pb, Cd e Zn pela biomassa seca de *Eichhornia crassipes* sp. Seus resultados indicaram uma capacidade de adsorção de $9,92 \text{ mg g}^{-1}$ de Cd. Além disso, quando os íons estavam em conjunto em solução, a biomassa apresentou maior afinidade pelos íons de Pb, seguida pelo Zn e por último o Cd. Segundo os autores, a preferência da biomassa pelos íons Pb pode estar relacionada ao fato de o Pb ter características químicas diferentes, como a de ser o íon mais eletronegativo e ter o maior padrão de redução quando comparado ao Zn e ao Cd. Já no trabalho de Verma, Tewari e Rai (2008) ao utilizar a concentração inicial de 15 mg l^{-1} de Cd (entre outros metais), a concentração de Cd na biomassa seca de *Eichhornia crassipes* sp. foi de $1,72 \text{ mg g}^{-1}$. Em uma concentração de 30 mg l^{-1} , a concentração de Cd na biomassa foi de $1,98 \text{ mg g}^{-1}$. Nesse estudo, o Cd foi o metal que apresentou maior afinidade aos sítios de ligação da biomassa da planta quando comparado aos outros metais (Zn, Pb e Cu).

Com base nesses dados, constata-se que a diferença nas propriedades entre os diversos tipos de materiais utilizados como biossorventes, como sua estrutura, área superficial e grupos funcionais, é em parte responsável pelas diferenças na sorção de metais. Além das propriedades da biomassa, a composição química da solução também influencia na sorção em razão dos diferentes pHs, temperatura, presença de outros íons e matéria orgânica (MURITHI et al., 2014) agitation speed, biosorbent dosage, solution pH, Cd(II).

Li et al. (2016) estudaram a concentração de metais no tecido de *Eichhornia crassipes* sp. que ficaram em contato com água proveniente de um lago contaminado com soluções separadas contaminadas com Cd (10 mg l^{-1}) e outro metal. Após 6 dias de contato com as soluções, as plantas foram removidas e secas. Depois da digestão e leitura das amostras, foram encontrados $1,73 \text{ mg g}^{-1}$ de Cd. Comparando com os resultados obtidos no trabalho de Li et al (2016), a remoção do Cd ocorreu com menor tempo quando comparado com o presente trabalho.

2.3 CONCLUSÕES

As macrófitas aquáticas aguapé e taboa mostraram-se capazes de remover parcialmente o Cd de soluções aquosas, tanto no ensaio de biossorção quanto no de fitorremediação.

Nos ensaios de biossorção, houve rápida remoção de Cd logo aos 15 min. de ensaio, tanto para o aguapé quanto para a taboa. Esse tempo de contato também foi considerado o início do equilíbrio na remoção para o aguapé. Para a taboa, o equilíbrio também foi iniciado aos 15 min., entretanto foi interrompido pela baixa eficiência na remoção ao tempo de contato de 480 min. e subseqüentes (720 min. e 1.440 min.).

Os ensaios de fitorremediação das soluções nutritivas contaminadas por Cd pelo aguapé e pela taboa apresentaram dados de remoção a partir dos 14 dias de contato e ocorreram até os 21 dias, quando o ensaio foi encerrado.

Quando se comparam as tecnologias, em razão da quantidade de metal acumulado nos tecidos vegetais, os resultados obtidos pela biossorção apresentam maior taxa de metal retido nas biomassas secas que aqueles obtidos pela fitorremediação. Na biossorção, o aguapé apresentou os valores máximos de 18,8 mg g⁻¹ e a taboa, de 15,0 mg g⁻¹. Na fitorremediação, a concentração na biomassa do aguapé foi de 3,2 mg g⁻¹ e de 5,0 mg g⁻¹ na taboa.

Com relação às plantas utilizadas, a biomassa seca do aguapé apresentou melhores resultados médios na remoção de Cd que a biomassa seca da taboa. Quando comparadas no processo de fitorremediação, tanto para o aguapé quanto para a taboa não foram encontradas diferenças significativas na remoção do metal pelas plantas, ou seja, as duas apresentaram as mesmas eficiências de remoção.

REFERÊNCIAS

ABDEL-GHANI, N. T.; HEGAZY, A. K.; EL-CHAGHABY, G. A. *Typha domingensis* leaf powder for decontamination of aluminium, iron, zinc and lead: Biosorption kinetics and equilibrium modeling. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 6, n. 2, p. 243-248, 2009.

AJAYI, T. O.; OGUNBAYIO, A. O. Achieving environmental sustainability in wastewater treatment by phytoremediation with water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Journal of Sustainable Development**, v. 5, n. 7, p. 80, 2012.

AZIMI, A. et al. Removal of Heavy Metals from Industrial Wastewaters: A Review. **ChemBioEng Reviews**, v. 4, n. 1, p. 37-59, 2017.

DAS, S.; GOSWAMI, S.; DAS TALUKDAR, A. Physiological responses of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) solms, to cadmium and its phytoremediation potential. **Turkish Journal of Biology**, v. 40, n. 1, p. 84-94, 2016.

FAWZY, M.; NASR, M.; ADEL, S.; NAGY, H.; HELMI, S. Environmental approach and artificial intelligence for Ni(II) and Cd(II) biosorption from aqueous solution using *Typha domingensis* biomass. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 743–752, 2016.

FOMINA, M.; GADD, G. M. Biosorption: Current perspectives on concept, definition and application. **Bioresource Technology**, v. 160, p. 3-14, 2014.

FU, F.; WANG, Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 3, p. 407-418, 2011.

GOMES, M. A. C.; HAUSER-DAVIS, R. A.; SOUZA, A. N.; VITÓRIA, A. P. Metal phytoremediation: General strategies, genetically modified plants and applications in metal nanoparticle contamination. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 134, p. 133-147, 2016.

HOAGLAND, D.R.; ARNON, D.I. The water-culture method for growing plants without soil. Circular. **California Agricultural Experiment Station**, v. 347, n. 2, 1950.

KRAMER, R. D. **Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu: Caracterização física e química e determinação de diclofenaco, ibuprofeno e paracetamol**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

KUMAR, B.; SMITA, K.; FLORES, L. C. Plant mediated detoxification of mercury and lead. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 10, p. S2335-S2342, 2017.

LI, Q. et al. Removal of Pb, Zn, Cu, and Cd by Two Types of *Eichhornia crassipes*. **Environmental Engineering Science**, v. 33, n. 2, p. 88–97, 2016.

MAHAMADI, C.; NHARINGO, T. Competitive adsorption of Pb²⁺, Cd²⁺ and Zn²⁺ Ions onto *Eichhornia crassipes* in binary and ternary systems. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 3, p. 859-864, 2010.

MAHMOOD, T.; MALIK, S. A.; HUSSAIN, S. T. Biosorption and Recovery of Heavy Metals from Aqueous Solutions by *Eichhornia crassipes* (Water Hyacinth) Ash. **BioResources**, v. 5, n. 2, p. 1244-1256, 2010.

MOHAMAD, H. H.; LATIF, P. A. Uptake of cadmium and zinc from synthetic effluent by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Envir. Asia**, v. 3, n. 1, p. 36-42, 2010.

MUFARREGE, M. M. et al. Metal dynamics and tolerance of *Typha domingensis* exposed to high concentrations of Cr, Ni and Zn. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 105, n. 1, p. 90-96, 2014.

MURITHI, G. et al. Removal of Cadmium(II) Ions from Water by Adsorption using Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) Biomass. *BioResources.com*, v. 9, n. II, p. 3613–3631, 2014.

OLIVEIRA, J. A. et al. Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de Aguapé e de Salvinia. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 13, n. 3, p. 329-341, 2001.

OLIVEIRA, J. P. V. et al. Cadmium tolerance of *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae) as related to growth and leaf morphophysiology. **Brazilian Journal of Biology**, 2018.

PARK, D.; YUN, Y. S.; PARK, J. M. The past, present, and future trends of biosorption. **Biotechnology and Bioprocess Engineering**, v. 15, n. 1, p. 86-102, 2010.

PRIYA, E. S.; SELVAN, P. S. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) – An efficient and economic adsorbent for textile effluent treatment – A review. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 10, p. S3548-S3558, 2017.

RAVAL, N. P.; SHAH, P. U.; SHAH, N. K. Adsorptive removal of nickel(II) ions from aqueous environment: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 179, p. 1-20, 2016.

REZANIA, S. et al. Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for removal of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 163, p. 125–133, 2015.

RZYMSKI, P. et al. Impact of heavy metals on the female reproductive system. **Annals of Agricultural and Environmental Medicine**, v. 22, n. 2, p. 259-264, 2015.

SARASWAT, S.; RAI, J. P. N. Heavy metal adsorption from aqueous solution using *Eichhornia crassipes* dead biomass. **International Journal of Mineral Processing**, v. 94, n. 3-4, p. 203-206, 2010.

SHARAIN-LIEW, Y. L.; JOSEPH, C. G.; HOW, S. E. Biosorption of lead contaminated wastewater using cattails (*Typha angustifolia*) leaves: Kinetic studies. **Journal of the Serbian Chemical Society**, v. 76, n. 7, p. 1037-1047, 2011.

STRUNGARU, S. A. et al. Influence of urban activity in modifying water parameters, concentration and uptake of heavy metals in *Typha latifolia* L. into a river that crosses an industrial city. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 13, n. 1, p. 1-11, 2015.

TANG, C. et al. Comparison of the removal and adsorption mechanisms of cadmium and lead from aqueous solution by activated carbons prepared from *Typha angustifolia* and *Salix matsudana*. **RSC Adv.**, v. 7, n. 26, p. 16092-16103, 2017.

TAVARES, S. R. L.; OLIVEIRA, S. A.; SALGADO, C. M. Avaliação de espécies vegetais na fitorremediação de solos contaminados por metais pesados. **Holos**, v. 5, p. 80-97, 2013.

VERMA, V. K.; TEWARI, S.; RAI, J. P. N. Ion exchange during heavy metal biosorption from aqueous solution by dried biomass of macrophytes. **Biore-source Technology**, v. 99, p. 1932-1938, 2008.

YAPOGA, S.; OSSEY, Y. B.; KOUAMÉ, V. Phytoremediation of Zinc, Cadmium, Copper and Chrome from industrial wastewater by *Eichhornia crassipes*. **International Journal of Conservation Science**, v. 4, n. 1, p. 81-86, 2013.

ZHANG, F. et al. Efficiency and mechanisms of Cd removal from aqueous solution by biochar derived from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Journal of Environmental Management**, v. 153, p. 68-73, 2015.

IDENTIFICAÇÃO DE TERPENOS E FITOESTERÓIS PROVENIENTES DA VINHAÇA

*Yussra Abdul Ghani¹
Mateus Abner da Silva²
Renata Colombo³*

RESUMO

A vinhaça é um efluente produzido em larga escala no setor sucroalcooleiro e tem sido aproveitada na fertirrigação devido ao seu elevado teor de nutrientes. No entanto, o alto teor de matéria orgânica presente nesse efluente faz com que sua aplicação no solo de forma indiscriminada seja nociva à fauna e à flora. A matéria orgânica presente na vinhaça é composta basicamente por metabólitos secundários. Esses metabólitos são amplamente utilizados como insumos ou princípios ativos em diversos setores industriais e os processos de produção desses compostos atualmente são de difícil controle e/ou geram algum tipo de impacto ambiental. Dessa forma, o desenvolvimento de processos de produção desses compostos por técnicas sustentáveis e ambientalmente mais corretas é de extrema valia. Neste trabalho foi realizada a investigação acerca dos terpenos

¹ Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade (EACH- USP). Contato: yussraghani@usp.br;

² Graduação em Ciências da Natureza, Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). Contato: mateus.abner.silva@usp.br.

³ Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade (EACH- USP). Contato: renatacolomb@usp.br.

e fitoesteróis presentes na vinhaça visando à possibilidade de reaproveitamento desse efluente como matéria-prima para a obtenção desses metabólitos de interesse comercial. A investigação focou nos fitoesteróis presentes na composição de alimentos funcionais comerciais à base de fitoesteróis e em terpenos apolares. Análises de frações hexânicas da vinhaça (obtida a partir da extração líquido-líquido) e de um alimento funcional comercial foram realizadas por cromatografia líquida (CLAE UV/vis). Os resultados mostraram que a vinhaça e o alimento funcional possuem perfis cromatográficos muito similares, sugerindo a presença dos fitoesteróis campesterol, estigmasterol e β -sistosterol na vinhaça. Uma comparação do perfil cromatográfico obtido para a vinhaça com os dados cromatográficos de padrões de terpenos, disponíveis na literatura, sugere também a presença dos terpenos amirina, betulina, ácido betulínico, ácido oleanólico e ácido ursólico na vinhaça. Esses resultados demonstram o potencial de uso desse efluente para gerar produtos de valor agregado com ganhos ambientais significativos.

Palavras-chave: vinhaça, terpenos, fitoesteróis, cromatografia

IDENTIFICATION OF TERPENES AND PHYTOSTEROLS FROM VINASSE

Abstract

Vinasse is a large-scale effluent of the sugar-ethanol industry that has been used in fertirrigation due to its high nutrients levels. However, the high level of organic matter makes the indiscriminate disposal of vinasse in soil harmful to fauna and flora. The organic matter present in vinasse consists basically of secondary metabolites. These metabolites are widely used as inputs or active ingredients in several industrial sectors and the production processes of these compounds are currently difficult to control and/or generate some kind of environmental impact. Thus, the development of the production processes of these metabolites by sustainable and environmentally friendly techniques is very important. This work has investigated the terpenes and phytosterols present in the vinasse as a contribution to reusing this effluent as raw material to obtain these metabolites of commercial interest. The research has focused on phytosterols present in the composition of commercial phytosterol-based functional foods and non-polar terpenes. Analysis of hexane fractions of vinasse (obtained from liquid-liquid extraction) and a commercial functional food were performed by Liquid Chromatography (HPLC-UVis). The results have shown that the vinasse and the functional food have similar chromatographic profiles, suggesting the

presence of the campesterol, stigmasterol and β -sistosterol phytosterols in the vinasse. A comparison of the chromatographic data obtained for vinasse with terpene standards data, available in the literature, also suggests the presence of the amyrine, betulin, betulinic acid, oleanolic acid and ursolic acid terpenes in the vinasse. These results demonstrate the potential use of this effluent to generate value added products with significant environmental gains.

Keywords: Vinasse, terpenes, phytosterols, cromatography

3.1 INTRODUÇÃO

O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar e o líder na fabricação de etanol, proveniente da cana (LIMA; CASTRO, 2016). Embora a produção de etanol e derivados a partir desta biomassa seja considerada ambientalmente adequada, uma quantidade significativa de resíduos é gerada ao final do processo. Um desses resíduos é a vinhaça (também chamada de vinhoto, restilo, calda ou garapão), gerada durante a etapa de destilação do etanol (ZOLIN, 2011; MORAES; ZAIAT; BONOMI, 2015; GEMTOS, 1999; DIAS et al. 2015). De acordo com Moraes, Zaiat e Bonomi (2015) e Dias et al. (2015), a quantidade de vinhaça gerada no final da produção do etanol está diretamente relacionada à tecnologia utilizada nesse processo, estimando-se que a cada litro de etanol produzido são gerados em média 10 a 18 litros desse efluente. Segundo dados da União da Indústria de Cana-de-Açúcar (UNICA), na safra de 2017/2018 o Brasil produziu cerca de 27,859 bilhões de litros de etanol, o que implicou em uma produção estimada de vinhaça em torno de 279 a 502 bilhões de litros (UNICA, 2018).

Devido às potencialidades orgânicas e minerais da vinhaça, como o elevado teor de nutrientes e matéria orgânica, a principal forma de descarte racional e aproveitamento desse efluente é na fertirrigação com vinhaça *in natura*. No entanto, algumas características como a elevada acidez e o alto teor de matéria orgânica (que acarreta altos índices de demanda bioquímica de oxigênio, se atingir corpos d'água) fazem com que a vinhaça possua alto poder poluidor (cerca de cem vezes mais poluente que o esgoto doméstico), sendo nociva à fauna e à flora (MARINHO et al. 2014; ALVES et al. 2015). Dessa forma, tanto sua aplicação como fertilizante quanto sua deposição em valas de contenção (quando mal projetadas e geridas) acarretam sérios problemas para o solo e a água, podendo provocar a salinização do solo e a contaminação de lençóis freáticos devido a lixiviação e/ou percolação desse efluente (CHRISTOFOLETTI et al., 2013; FREIRE; CORTEZ, 2000). Além disso, a vinhaça é responsável pela liberação

de gases de efeito estufa, como óxido nitroso, que é 300 vezes mais efetivo que dióxido de carbono em causar o aquecimento global (SILVEIRA, 2015; CARMO et al., 2013).

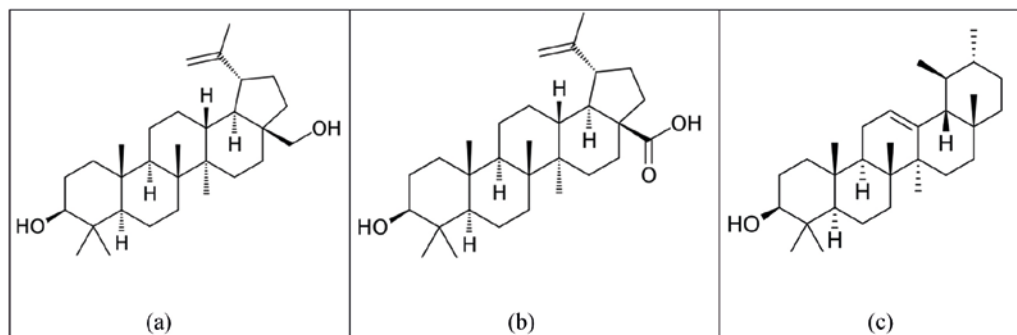
Nos últimos anos, várias pesquisas vêm sendo desenvolvidas sobre a aplicabilidade da vinhaça, visando especialmente a sua caracterização e o desenvolvimento de tecnologias para degradação da matéria orgânica (LYRA, 2003; GIACHINI; FERRAZ, 2009; ANDRADE, 2017; NETO, 2016; DIAS et al., 2015). No entanto, uma alternativa à degradação dessa matéria orgânica é o seu aproveitamento, visto que é constituída de compostos de amplo interesse e aplicação industrial.

Os metabólitos secundários são substâncias produzidas pelo metabolismo secundário das células vegetais, que auxiliam na capacidade de sobrevivência da espécie, desempenhando funções ecológicas importantes, como defesa contra predadores e atrativos para polinizadores (aroma, sabor). Alguns desses metabólitos apresentam efeito sobre sistemas biológicos (provocando reações farmacológicas ou efeitos toxicológicos em humanos e animais), sendo considerados bioativos. Essa característica permite usá-los como insumos ou princípios ativos em diferentes setores industriais, como nos setores alimentício, farmacêutico, de cosméticos, de agrotóxicos, de pigmentos, entre outros (BERNHOF, 2010; AZMIR et al., 2013).

Dentre os compostos bioativos de plantas estão os terpenos, uma das classes de compostos orgânicos que compreende o maior número de substâncias (CROTEAU et al., 2000). Possuindo fórmula geral isoprênica (C_5H_8), os terpenos são hidrocarbonetos classificados de acordo com o número de átomos de carbono presentes em sua estrutura: hemiterpenos, monoterpenos, sesquiterpenos, diterpenos, triterpenos e tetraterpenos, substâncias compostas por 5, 10, 15, 20, 30 e 40 átomos de carbono, respectivamente, e politerpenos, compostos com mais de 40 átomos de carbono (IUPAC, 1997; HARBONE; PALO; ROBBINS, 1991). Um exemplo de triterpeno bioativo é a betulina (lup-20(29) ene- 3 β , 28 -diol), utilizada como matéria-prima para a produção de polímeros e precursora do ácido betulínico. Essas substâncias possuem propriedades anti-inflamatórias, antimaláricas, atividade anti-HIV e citotóxica para vários tipos de tumores cerebrais (SAMI et al., 2006). Outros triterpenos que podem ser citados são a friedelina, componente de alguns fármacos antiúlcera (FARIAS, 1999); a taraxerona, usada como antibacteriano na cura de várias infecções (PRASAD; IZAM; KHAN, 2012); a β -amirina, que tem sido avaliada como potente substância antimicrobiana e anti-inflamatória (VÁZQUEZ;

PALAZON; OCAÑA, 2012); e a sawamiletina, a arundoina e a cilindrina, que possuem diversas aplicações nas indústrias cosmética, alimentícia e farmacêutica (TAYLOR, 2000; NUISSIER et al., 2002) (Figura 1).

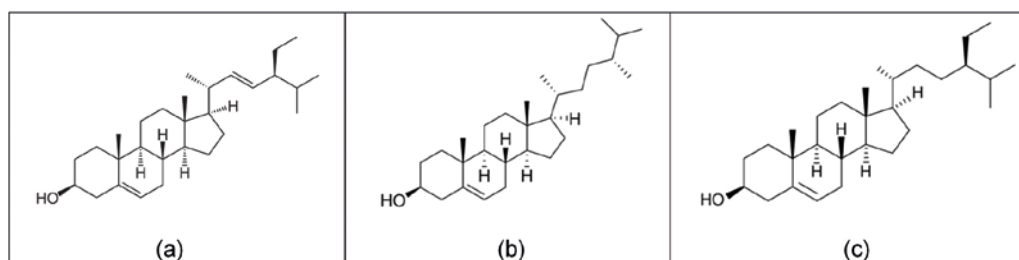
Figura 3.1 – Estrutura química da betulina (a), ácido betulínico (b) e β -amirina (c).



Fonte: Adaptado de Wu et al. (2011).

Dentre os esteróis, o campesterol, o estigmasterol e o β -sitosterol (Figura 3.2) são exemplos de fitoesteróis (esteróis provenientes de plantas) de grande aplicação na indústria farmacêutica, com a função de diminuir a absorção de colesterol pelo organismo, além de possuírem atividades anti-inflamatórias, antiulcerativas, antibacterianas e antitumorais (LEE et al., 2018). Esses fitoesteróis estão presentes em um grande número de produtos comerciais, entre eles o Collestra[®], um alimento funcional comercializado pela empresa Aché Laboratórios Farmacêuticos S.A. (ACHE, 2013; KHALID, 2011; ROSS, 2007; SAMI, 2006).

Figura 3.2 – Estrutura química do estigmasterol (a), do campesterol (b) e do β -sitosterol (c).



Fonte: Adaptado de Lee et al. (2018).

Os processos industriais atuais envolvidos na obtenção dessa classe de metabólito secundário apresentam potenciais riscos ao meio ambiente, como a redução e/ou extinção de espécies vegetais (FREIRE, 2004) e o uso de reagentes derivados de petróleo altamente poluentes (VIEGAS JUNIOR; BOLZANI; BARREIRO,

2006). Devido ao seu amplo uso em diversos produtos comerciais, vários estudos e patentes vêm sendo publicados com alternativas sustentáveis para obtenção desses compostos (ROHM; HASS COMPANY, 2005; JIMENEZ-GONZÁLEZ, 2011; KLOSKOWISK, 2007; KRISTALA, 2008; BRASKEM, 2015; UNIVERSITY OF PISTTSBURG, 2007; WANG, 2015). Do ponto de vista ambiental, obter esses compostos utilizando como fonte os resíduos agroindustriais é uma alternativa que vem se mostrando promissora. Pesquisas evidenciam a presença desse grupo de compostos orgânicos em diferentes plantas, incluindo a cana-de-açúcar, em que já foram encontrados em várias partes, como no caule, na folha, no bagaço e na casca (ROSS, 2007; KHALID; SIDDIQUI, 2011; DEL RIO et al., 2015). Estudos mostram, ainda, a presença desses compostos nos derivados de cana, como a cera da casca e a cachaça (ATTARD et al., 2015; AQUINO, 2013), mostrando o potencial de eles estarem presentes também nos resíduos da cana, como a vinhaça.

Nos últimos anos, os novos processos industriais desenvolvidos vêm tentando agregar o conceito de processo verde. Incluem-se nessa categoria os processos que priorizam a redução ou eliminação de resíduos tóxicos, bem como o uso de insumos menos agressivos ao meio ambiente. Uma técnica que vem de encontro a esse princípio é a cromatografia, um método de separação que pode ser empregado no processo industrial para o isolamento e obtenção de compostos a partir de misturas como a vinhaça e ainda pode ser utilizado como método de análise qualitativo e quantitativo, auxiliando no controle de qualidade da produção desses compostos (LANÇAS, 2009; COLLINS, 2006). Dentre as técnicas de cromatografia disponíveis, a cromatografia líquida vem sendo empregada como alternativa verde nos setores industriais, pois além de gerar pequenas quantidades de resíduos durante o processo de produção e/ou análise (em relação a outros processos) é compatível com materiais pouco tóxicos, como resinas, água, álcool e outros solventes (PŁOTKA et al., 2013). Dentro desse contexto, o presente estudo utilizou a cromatografia líquida com intuito de realizar uma investigação para demonstrar a possível existência de fitoesteróis e terpenos na vinhaça, visando determinar o potencial desse efluente como matéria-prima para a obtenção de substâncias de interesse e valor comercial agregado.

3.2 METODOLOGIA

3.2.1 Materiais e reagentes

Para esse estudo foram utilizadas amostras de vinhaça da safra 2016/2017, proveniente da Usina São João (Araras – SP) e de um produto comercial a base

de fitoesteróis (Collestra[®], Aché Laboratórios Farmacêuticos, Guarulhos – SP). Para a preparação das amostras e nas análises cromatográficas foi utilizada água ultrapura, obtida pelo sistema de purificação de água Megapurity (resistividade de 18.2 MΩ cm) da marca Millipore (Bedford, MA, USA). Foram utilizados também os reagentes etanol e hexano, ambos grau P.A. de procedência Qhemis; acetato de amônio, grau P.A., e ácido fórmico de procedência Sigma-Aldrich; acetonitrila e metanol, ambos grau HPLC de procedência J. T. Baker. Foram utilizados, ainda, membrana de seringa 22 μm, Millex – GV da Millipore.

3.2.2 Preparo das amostras de vinhaça e Collestra[®]

Os terpenos apolares e os fitoesteróis da vinhaça foram extraídos empregando a técnica de extração líquido-líquido, conforme descrito na literatura (LOPEZ; GÓMEZ, 2000; DE OLIVEIRA et al., 2006). Uma alíquota de 30 ml de vinhaça foi adicionada a 10 ml de hexano; a mistura foi agitada brandamente e, em seguida, deixada em repouso até completa separação das fases. A fração hexânica foi removida da mistura e armazenada. Na fração aquosa de vinhaça resultante da extração foi adicionado novamente 10 ml de hexano, e repetiu-se todo o processo descrito por mais duas vezes. As três frações hexânicas obtidas foram reunidas em uma única fração, o volume foi reduzido em banho-maria a 60 °C a cerca de 3 ml e as frações foram armazenadas ao abrigo da luz, sob refrigeração, até o momento das análises.

A amostra do alimento funcional Collestra[®], utilizado como padrão para a comparação dos fitoesteróis presentes na vinhaça, foi preparada solubilizando-se 0,01 g do produto comercial em 50 μl de hexano. Tanto a fração hexânica de vinhaça quanto a solução de Collestra[®] foram diluídas com etanol na proporção 1:1 v/v, filtradas em membranas de 22 μm e analisadas por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE).

3.2.3 Análise por cromatografia de alta eficiência (CLAE)

As análises cromatográficas foram realizadas empregando-se um cromatógrafo líquido UPLC da marca Shimadzu (Kyoto, Japão) composto por duas bombas, modelo LC-20AD XR; injetor automático, modelo SIL-20AXR; forno, modelo CTO-20A; módulo de comunicação, modelo CBM-20A; e detector UVVis/DAD, modelo SPD-M20A. Um método cromatográfico foi desenvolvido para a separação e detecção dos terpenos e fitoesteróis presentes na vinhaça e no Collestra[®]. Para o desenvolvimento da metodologia, diferentes condições foram avaliadas, incluindo quatro diferentes colunas cromatográficas:

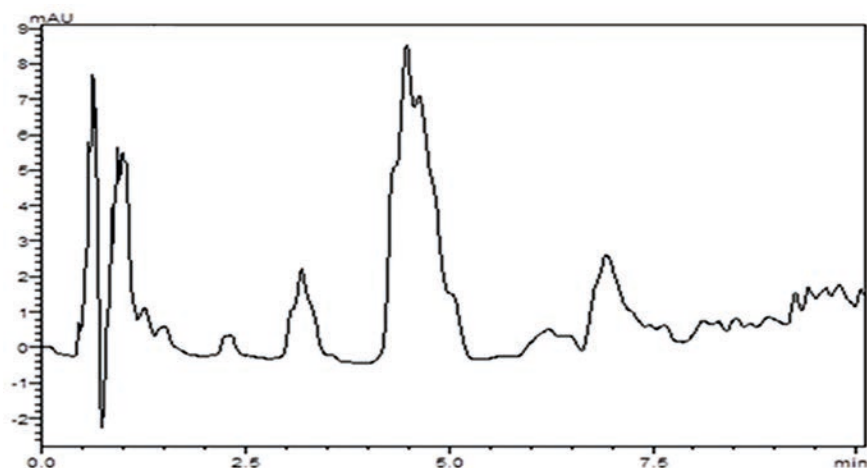
Shim-pack XR-ODS II (100 mm x 3,0 mm x 2,2 μm), Shim-pack GIST C18 (150 mm x 4,6 mm x 5 μm), Shim-pack VP – ODS de dimensões (150 mm x 4,6 mm x 2,2 μm) e Supelcosil™LC – 18 de dimensões (25 cm x 2,1 mm x 5 μm); dois fluxos (0,8 e 1,0 mL min^{-1}); e diferentes fases móveis constituídas por água ultrapura, tampão acetato de amônio 0,1 mol L^{-1} como fase aquosa e metanol, acetonitrila e metanol com 0,1% de ácido fórmico como fase orgânica. Diferentes modos de eluição também foram investigados (modo gradiente e isocrático). A temperatura do forno em todas as análises foi de 30 °C.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Otimização do método cromatográfico

A otimização do método de análise foi realizada usando o alimento funcional Collestra®. Inicialmente, utilizou-se uma coluna Shim-pack XR-ODS II, água (A) e acetonitrila (B) como fase móvel, fluxo de 0,8 mL min^{-1} e seis gradientes de eluição. Nenhuma das condições testadas apresentou separação dos compostos e/ou resolução dos picos satisfatórios, conforme mostrado na Figura 3.3.

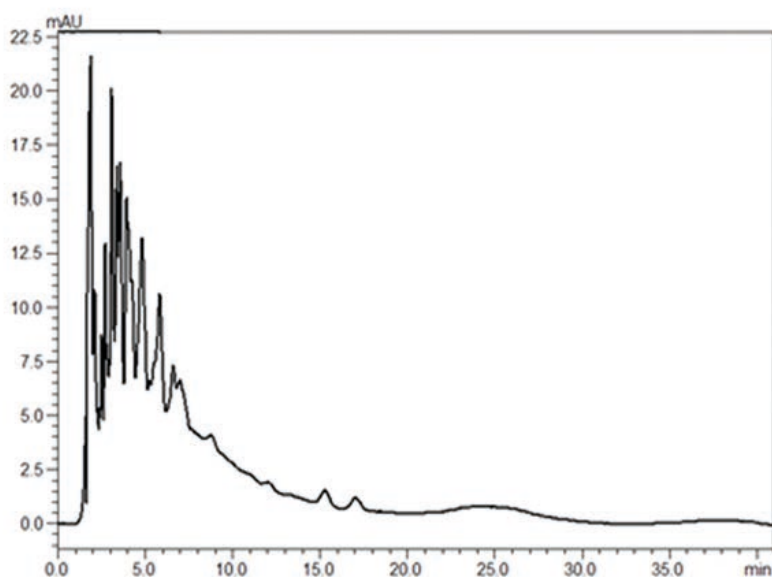
Figura 3.3 – Cromatograma CLAE-UV da amostra de Collestra® utilizando água (A) e acetonitrila (B) e gradiente: 0 a 5 min: 50% B; 5 a 7 min: 50% – 60% B; e 7 a 10 min: 80% B, fluxo 0,8 mL min^{-1} .



Tendo como base o gradiente que apresentou melhores resultados com a coluna Shim-pack XR-ODS II (0 a 5 min: 50% B; 5 a 7 min: 50% – 60% B; e 7 a 10 min: 80% B), foram feitos testes com as demais colunas cromatográficas

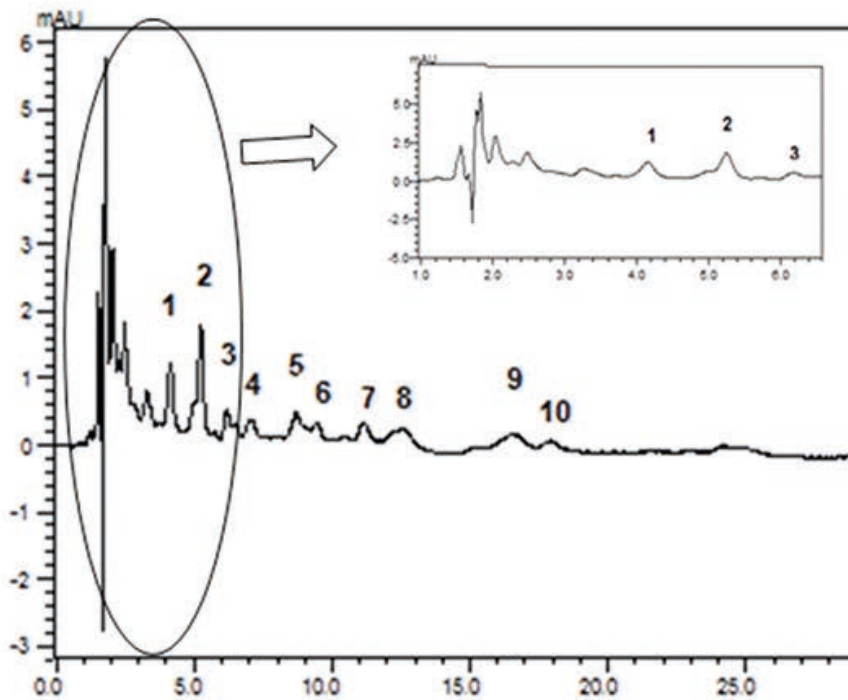
(Shim-pack GIST C18, Shim-pack VP – ODS e Supelcosil™LC – 18). Entretanto, também não houve separação e/ou resolução satisfatórias com as condições empregadas, tendo-se apenas resultados ligeiramente melhores com a coluna Shim-pack GIST 18 em comparação às demais. Dessa forma, utilizando-se essa coluna, foram testadas alteração do fluxo (1 ml min⁻¹), novas fases móveis (água/metanol; acetato de amônio 0,1mol l⁻¹/acetonitrila e água/metanol acidificado com 0,1% de ácido fórmico) e diferentes programações de eluição. Das condições avaliadas, a fase móvel composta por água/metanol e o fluxo de 1 ml min⁻¹ foi a que apresentou separação mais eficiente para alguns dos compostos e melhor resolução dos picos. Testaram-se, então duas, condições relatadas em literatura para terpenos (WU et al., 2011; LIN et al., 2008), contendo como fase móvel água/metanol e água/metanol acidificado com 0,1 % ácido fórmico, ambos no modo isocrático (97% e 80% de metanol, respectivamente). Essas análises foram as que apresentaram os resultados mais promissores quanto a separação e resolução dos compostos presentes no alimento funcional Collestra® e, portanto, foram empregadas para as análises da fração hexânica de vinhaça. Na eluição com 97% de metanol houve a separação de diversos compostos, porém todos foram eluídos no começo do gradiente (Figura 3.4).

Figura 3.4 – Cromatograma da análise por CLAE-UV/DAD da fração hexânica de vinhaça. Condições cromatográficas: coluna Shim-Pack GIST 18 (150 mm x 4,6 mm x 5µm), fase móvel metanol e água no modo de eluição isocrático (97:3 v/v) e fluxo de 1,0 ml min⁻¹.

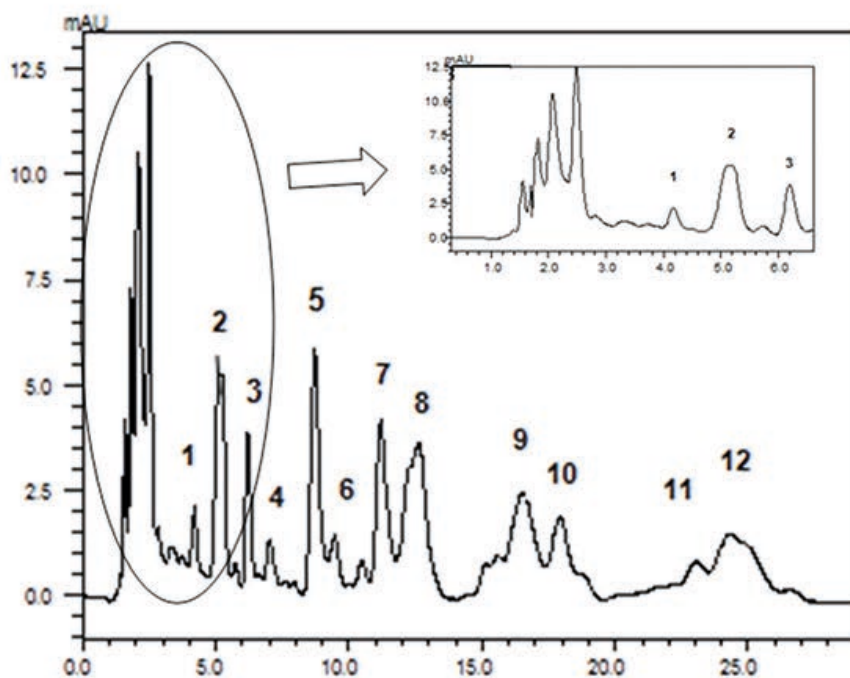


Na eluição com 80% de metanol houve a separação de diversos compostos com uma boa resolução dos picos, tanto no alimento funcional Collestra® (Figura 3.5 (a)) quanto na vinhaça (Figura 3.5 (b)).

Figura 3.5 – Cromatograma da análise por CLAE-UV/DAD do alimento funcional Collestra® (a) e da fração hexânica de vinhaça (b). Condições cromatográficas: coluna Shim-pack GIST 18 (150 mm x 4,6 mm x 5 µm), fase móvel metanol com 0,1% de ácido fórmico e água no modo de eluição isocrático (80:20 v/v), fluxo de 1,0 ml min⁻¹.



(a)



(b)

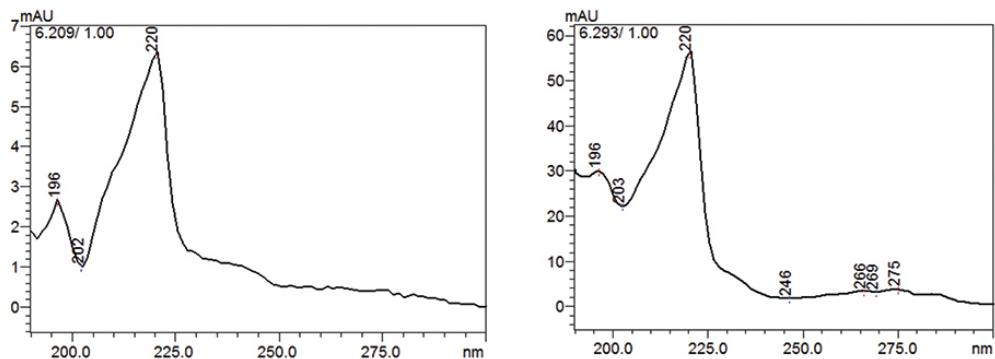
3.3.2 Perfil de fitoesteróis da vinhaça

A análise CLAE-UV da fração hexânica da vinhaça mostrou a presença de diversos compostos, sendo seu perfil cromatográfico muito semelhante ao do alimento funcional Collestra® (Figura 3.5).

O alimento funcional Collestra® é composto por cápsulas contendo 650 mg de ésteres de fitoesteróis de origem vegetal, extraídos de soja (60%-70%), canola (20%-30%), girassol (5%-10%) e milho (1%-5%). Diversos tipos de fitoesteróis estão presentes em plantas, porém o β -sitosterol, o campesterol e o estigmasterol são os mais abundantes (ACHE, 2013). Comparando os tempos de retenção, foi possível observar que todos os compostos provenientes do Collestra® apresentaram correlatos na amostra de vinhaça, sugerindo que ambas as amostras possuem os mesmos fitoesteróis e que a vinhaça provavelmente contém β -sitosterol, campesterol e estigmasterol. Observou-se, ainda, que a fração hexânica de vinhaça apresenta picos mais abundantes do que os do Collestra®, sugerindo que nas proporções que foram preparadas as amostras esses fitoesteróis na vinhaça estão em maiores concentrações que na amostra Collestra® (Figura 3.5).

Comparando-se os espectros de absorção molecular na região do ultravioleta (UV) dos picos observados em ambas as amostras, tem-se que vários deles apresentaram semelhanças entre eles os dos picos 3, 6 e 7. Os picos 3 com tempo de retenção (T_r) de 6,2 min. nas duas amostras apresentaram bandas características de fitoesteróis, com absorvância máxima em torno de 220 nm (Figura 3.6).

Figura 3.6 – Espectro UV do pico 3: (a) padrão Collestra® e (b) fração hexânica de vinhaça.



Os picos com $T_r = 9,4$ min (pico 6) e $T_r = 11,1$ min (pico 7) nas amostras de Collestra® e vinhaça também apresentaram espectros na região do UV semelhantes entre si, com banda de máxima absorção característica de fitoesteróis, ou seja, em torno de 200 nm (Figuras 3.7 e .38, respectivamente).

Figura 3.7 – Espectro UV do pico 6: (a) padrão Collestra® e (b) fração hexânica de vinhaça.

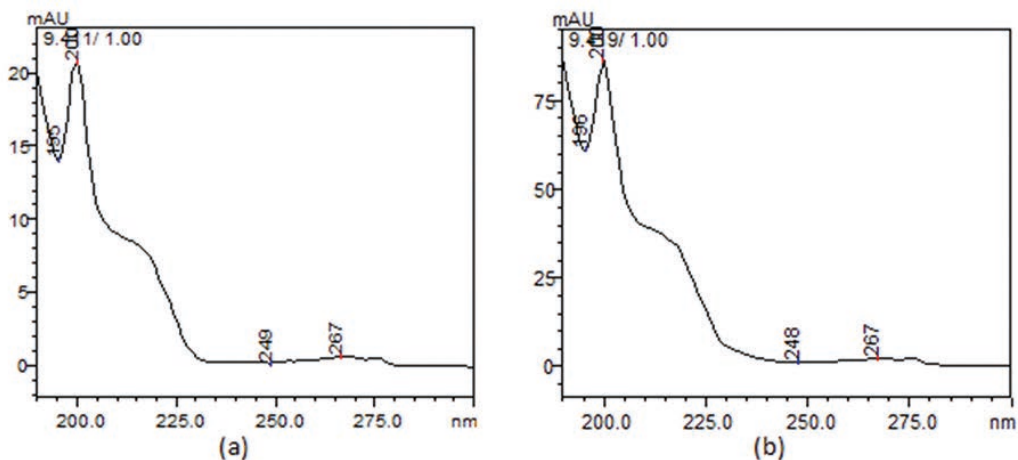
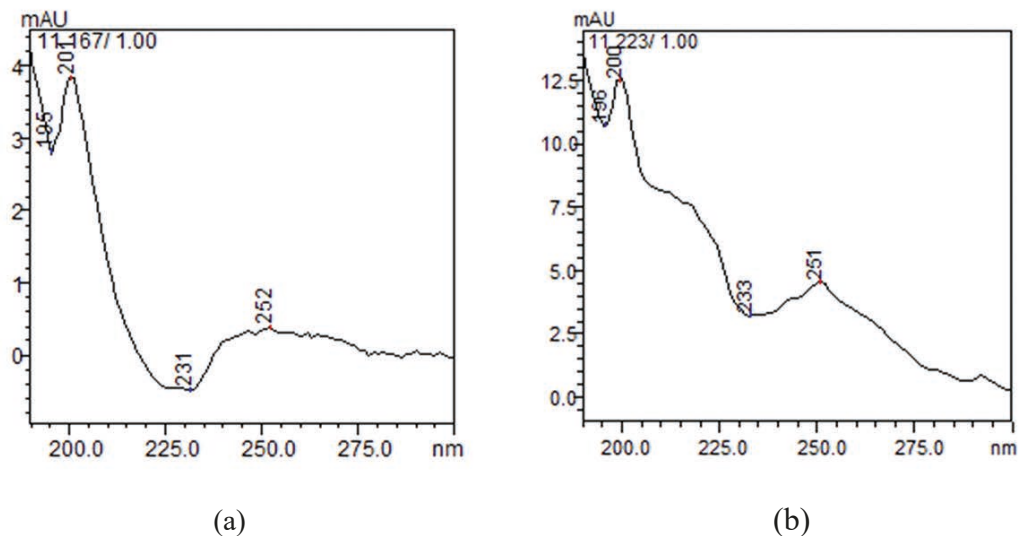
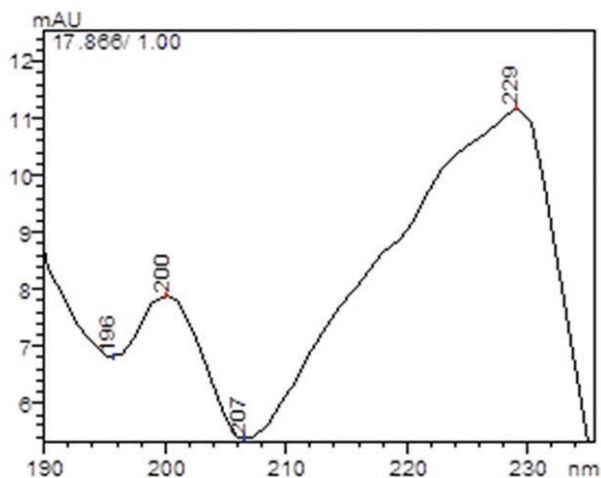


Figura 8 – Espectro UV do pico 7: (a) padrão Collestra® e (b) fração hexânica de vinhaça.



De acordo com Lee et al. (2015), o campesterol e o estigmasterol apresentam máximos de absorção na região do UV em aproximadamente 254 nm e 235 nm, respectivamente. Dos picos observados na amostra de Collestra® e na vinhaça, o pico 7 ($T_R = 11,1$ min.) apresentou espectro com características próximas às apresentadas na literatura, com absorções em 251 nm – 252 nm, sugerindo que esse composto pode se tratar do campesterol (Figura 3.8). O pico 10 ($T_R = 17,8$ min.) apresentou máximo de absorção na região de 230 nm, podendo ser um indicativo de estigmasterol (Figura 3.9).

Figura 3.9 – Espectro UV do pico 10 da fração hexânica de vinhaça.



3.3.3 Perfil de triterpenos na vinhaça

Além da investigação acerca dos fitoesteróis, foi realizada uma investigação acerca da presença de triterpenos na vinhaça. Essa investigação foi realizada reproduzindo-se condições cromatográficas de análise de terpenos descritas na literatura (WU et al., 2011; LIN et al., 2008).

Aplicando a metodologia descrita por Wu et al. (2011), na qual utilizou-se metanol e água como fase móvel, eluição no modo isocrático (97:3 v/v) e coluna cromatográfica compatível com a utilizada neste estudo (Shim-pack GIST 18), observou-se para a fração hexânica de vinhaça a presença de dois picos (Figura 3.4) com tempos de retenção $T_R = 15,34$ e $17,24$. Esses picos apresentam tempo de retenção e espectros UVvis semelhantes ao do triterpeno amirina ($T_R = 16,2$), relatado por Wu et al. (2011) em suas análises.

Na metodologia descrita por Lin et al. (2008), na qual foi utilizada metanol acidificado a 0,1% com ácido fórmico e água como fase móvel, no modo de eluição isocrático (80:20 v/v) e coluna também compatível com a utilizada neste estudo, observou-se para a fração hexânica da vinhaça picos com tempos de retenção semelhantes a de outros terpenos. De acordo com Lin et al. (2008), os compostos betulina, ácido betulínico, ácido oleanólico e ácido ursólico apresentaram tempos de retenção igual a 17,0; 21,5; 24,0; e 25,8 min., respectivamente. Na vinhaça, tempos de retenção semelhantes foram observados para os picos 9 ($T_R = 17$ min.); 11 ($T_R = 24$ min.); e 12 ($T_R = 25,8$ min.), sugerindo a presença da betulina, ácido oleanólico e ácido ursólico (Figura 3.5 (b)). Os espectros UVvis também foram comparados apresentando perfis de absorção muito próximos.

3.4 CONCLUSÃO

A comparação dos dados cromatográficos e espectroscópicos das frações hexânicas de vinhaça e do alimento funcional Collestra® sugere que a vinhaça pode conter em sua composição os mesmos fitoesteróis empregados no produto comercial, sendo eles o campesterol, o estigmasterol e o β -sigmasterol. Além dos fitoesteróis, uma comparação dos dados obtidos neste estudo com os publicados em literatura indicou também que a vinhaça pode conter outros terpenos, como amirina, betulina, ácido oleanólico e ácido ursólico. Os resultados aqui apresentados deverão ser confirmados por meio de novos estudos cromatográficos empregando detector de massas e outras técnicas necessárias para elucidar as estruturas dos fitoesteróis, terpenos e outros metabólitos de interesse.

Portanto, o presente estudo demonstra o grande potencial da vinhaça como possível fonte desses metabólitos, com ganhos ambientais significativos, pois estará reaproveitando de forma mais nobre esse efluente, além de evitar a extinção de certas espécies vegetais e reduzir o uso de derivados de petróleo altamente poluentes, que são atualmente as principais fontes de obtenção desses compostos.

3.5 AGRADECIMENTOS

Agradecemos o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), Código de Financiamento 001, e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Processo nº 2016/14564-1, pela concessão de bolsas.

REFERÊNCIA

ACHÊ. Bula do suplemento alimentar COLLESTRA. 2013. Disponível em: <<https://www.ache.com.br/arquivos/Collestra.pdf>>. Acesso em: 12 set. 2019.

ALVES, P. R. L. et al. Ecotoxicological characterization of sugarcane vinasses when applied to tropical soils. **Science of the Total Environment**, v. 526, p. 222-232, 2015.

AQUINO, A.J. **Análise dos compostos flavorizantes da cana-de-açúcar e otimização da aplicação de extratos ricos em β - glicosidades para liberação de aroma na produção de aguardente de cana.** 2013. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto, 2013.

ANDRADE, L. C. L. **Novo paradigma da utilização da vinhaça como adubo em sistemas hidropônicos.** 2017. Dissertação (Mestrado em Agronegócio e Desenvolvimento) – Faculdade de Ciências e Engenharia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Tupã, 2017.

ATTARD, T. M. et al. Sugarcane waste as a valuable source of lipophilic molecules. **Industrial Crops and Products**, v. 76, p. 95-103, 2015.

AZMIR, J. et al. Techniques for extraction of bioactive compounds from plant materials: A review. **Jornal of food Engineering**, v. 117, p. 426-436, 2013.

BERNHOF, A. **A brief review on bioactive compounds in plants**. In: Proceedings from a symposium held at The Norwegian Academy of Science and Letters, Oslo, Norway, 2010.

BRASKEM S. A. et al. **Methods of production of a terpene and a co-product**. Int. C12P5/007. E.U.A. US 20150211024 A1. 28 ago. 2013, 30 jul. 2015.

CARMO et al. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. **GCB Bioenergy**, v. 5, p. 267-280, 2013.

COLLINS, C. H., BRAGA, G. L., BONATO, P. S. **Fundamentos de cromatografia**. Campinas: Editora da UNICAMP, 2006. 452 p.

CHRISTOFOLETTI, C. A. et al. Sugarcane vinasse: environmental implications of its use. **Waste Management**, v. 33, n. 12, p. 2752-2761, 2013.

CROTEAU, R. et al. Natural products (secondary metabolites). **Biochemistry and molecular biology of plants**, v. 24, p. 1250-1319, 2000.

DE OLIVEIRA, P. A. et al. Análise comparativa de triterpenóides de Mikaniacordifolia coletada em quatro locais diferentes. **Rev. Brasileira Ciências Farm**, v. 42, n. 4, p. 547-552, 2006.

DIAS, M. O. S. et al. Sugar cane processing for ethanol and sugar in Brazil. **Environmental Development**, v. 15, p. 35-51, 2015.

DEL RIO, J. C. et al. Lipophilic phytochemicals from sugarcane bagasse and straw. **Industrial Crops and Products**, v. 77, p. 992-1000, 2015.

FARIAS, M. R. Avaliação da qualidade de matérias-primas vegetais. In: SIMÕES, C. M. O. et al.. **Farmacognosia, da planta ao medicamento**. Florianópolis: Editora da UFSC, 1999. 821 p.

FREIRE, M. F. I. Plantas medicinais: A importância do saber cultivar. **Revista científica eletrônica agronomia**, v. III, n. 5, 2004. Disponível em: <http://faef.revista.inf.br/imagens_arquivos/arquivos_destaque/7ucemh9Yj4d-cHPw_2013-4-26-12-10-36.pdf>. Acesso em: 12 set. 2019

FREIRE, W. J.; CORTEZ, L. A. B. **Vinhaça de cana-de-açúcar**. Guaíba: Agropecuária, 2000. 203 p.

GEMTOS, T. A.; CHOULIARAS, N.; MARAKIS, S. Vinasse rate, time of application and compaction effect on soil properties and durum wheat crop. **Journal of Agriculture and Engineering Research**, v. 73, n. 3, p. 283-296, 1999.

GIACHINI, C. F.; FERRAZ, M. V. Benefícios da utilização de vinhaça em terras de plantio de cana-de-açúcar- revisão de literatura. **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**, v. 3, p. 1-15, 2009.

HARBONE, J. B.; PALO, R. T.; ROBBINS, C. T. Plant defenses against mammalian herbivore. **The Chemical Basis of Plant Defense**, CRC Press, Boca Raton, Florida, p. 45-60, 1991.

IUPAC. **Compendium of Chemical Terminology**, 2nd. ed. Blackwell Scientific Publications: Oxford, 1997.

JIMÉNEZ-GONZÁLEZ, C. et al. Key Green Engineering Research Areas for Sustainable Manufacturing: A Perspective from Pharmaceutical and Fine Chemicals Manufacturers. **Organic Process Research & Development**, v. 15, n. 4, p. 900-911, 2011.

KHALID, M.; SIDDIQUI, H. H. Pharmacognostical Evaluation and Qualitative Analysis of *Saccharum spontaneum*(L.) Root. **International Journal of Pharmaceutical Sciences and Drug Research**, v. 3, n. 4, p. 338-341, 2011.

KLOSKOWISK, A. et al. Modern Techniques of Sample Preparation for Determination of Organic Analytes by Gas Chromatography. **J. Critical Reviews in Analytical Chemistry**, v. 37, p. 15-38, 2007.

KRISTALA, L. J. P.; MARTIN, C. H. De novo biosynthetic pathways: rational design of microbial chemical factories. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 19, n. 5, p. 468, 2008.

LANÇAS, F.M. A Cromatografia Líquida Moderna e a Espectrometria de Massas: finalmente “compatíveis”? **ScientiaChromatographica**, v. 1, n. 2, p. 35-61, 2009. Disponível em: <<http://www.iicweb.org/scientiachromatographica.com/files/v1n2a4.pdf>>. Acesso em: 12 set. 2019.

LEE, J. et al. Simultaneous determination three phytosterol compounds, campesterol, stigmasterol and daucosterol in *Artemisia apiacea* by high performance liquid chromatography-diode array ultraviolet/visible detector. **Pharmacognosy Magazine**, v. 11, n. 42, p. 297-303, 2015.

LEE, D. G. et al. High-performance liquid chromatography analysis of phytosterols in Panax ginseng root grown under different conditions. **Journal of ginseng research**, v. 42, n. 1, p. 16-20, 2018.

LIMA, M. P.; CASTRO, M. C. G. **A produção de cana-de-açúcar no Brasil uma análise dos impactos sócio-econômicos da implementação do complexo sucroalcooleiro no município de vicentinópolis**. Anais do seminário de pesquisa, pós-graduação, ensino e extensão de campus Anápolis de CSEH(SEPE), 2016.

LIN, L.-W. et al. Comparison with various parts of *Broussonetiapapyrifera* as to the antinociceptive and anti-inflammatory activities in rodents. **Bioscience, biotechnology, and biochemistry**, v. 72, n. 9, p. 2377-2384, 2008.

LOPEZ, E. F; GÓMEZ, E. F. Comparison of solvents for determination of monoterpenes in wines using liquid-liquid extraction. **Chromatographia**, v. 52, n. 11-12, p. 798-802, 2000.

LYRA, M. R. C. C.; ROLIM, M. M.; SILVA, J. A. A. Topossequência de solos fertilizados com vinhaça: contribuição para a qualidade das águas do lençol

freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 3, p. 525-532, 2003.

MARINHO, J. F. U. et al. Sugar cane vinasse in water bodies: impact assessed by liver histopathology in tilapia. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 110, p. 239-245, 2014.

MORAES, B. S.; ZAIAT, M.; BONOMI, A. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 44, p. 888-903, 2015.

NUISSIER, G. et al. Composition of sugarcane waxes in rum factory wastes. **Phytochemistry**, v. 61, n. 6, p. 721, 2002.

NETO, A. E. Estudo da arte da vinhaça. ÚNICA: Piracicaba, 2016. Disponível em <<https://docplayer.com.br/46902322-Estado-da-arte-da-vinhaca.html>> Acesso em: 10 set. 2019

PŁOTKA et al. Green chromatography. **Journal of Chromatography A**, v. 1307, n. 2013, p. 1–20, 2013.

PRASAD, D. M. R.; IZAM, A.; KHAN, M. R. Jatropha curcas: Plant of medical benefits: review. **Journal of Medicinal Plants Research**, v. 6, n. 14, p. 2691, 2012.

ROHM AND HASS COMPANY, LEONARD E. BOGAN. et al. Processos para a produção de ácidos carboxílicos insaturados ou de nitrilas insaturadas. CO7C57/05; CO7C51/225. E.U.A. PI0405436-9. 10 nov. 2004, 30 ago. 2005. **Revista de propriedade Intelectual**, n. 1808, p. 78, 2005.

ROSS, I. A. **Medicinal Plants of the World: Chemical Constituents, Traditional and Modern Medicinal Uses**. v. 3. New York: Human Press. Springer Science & Business Media, 2007.

SAMI, A. et al. Pharmacological properties of the ubiquitous natural product botulin: Review. **European Journal of Pharmaceutical Sciences**, v. 29, n. 1, 2006.

SILVEIRA, E. Vinhaça para gerar energia. **Revista Fapesp**, v. 238, p. 68-71, 2015. Disponível em <https://revistapesquisa.fapesp.br/wp-content/uploads/2015/12/068-071_Vinhaca_238.pdf>. Acesso em: 10 set.2019

TAYLOR, A. K. From raw sugar to raw materials. **Chemical Innovation**, v. 30, n. 11, p. 45-51, 2000.

UNICA, União da Indústria de Cana-de-açúcar. **Moagem de cana-de-açúcar e produção de açúcar e etanol - safra 2017/2018**. 2018. Disponível em: <<http://www.unicadata.com.br/pdfHPM.php?idioma=1&tipoHistorico=4&idTabela=1984&produto=&safra=2017/2018&safraIni=&safraFim=&estado=R-S,SC,PR,SP,RJ,MG,ES,MS,MT,GO,DF,BA,SE,AL,PE,PB,RN,CE,PI,MA,-TO,PA,AP,RO,AM,AC,RR>>. Acesso em: 13 set. 2019.

UNIVERSITY OF PISTTSBURG – OF THE COMMONWEALTH SYSTEM OF HIGHER EDUCATION.ERIC J. BECKMAN. PRADIP MUNSHI SILVA, H. **Composição e métodos de produção de ácidos carboxílicos aromáticos**. Int. CO7C51/00; CO7C63/04. E.U.A PI0506962-9A. 20 Jan. 2005, 26 Jun. 2007. **Revista de propriedade intelectual**, n. 1903, p. 31, 2007.

VÁZQUEZ, L. H.; PALAZON, J.; NAVARRO-OCAÑA, A. The Pentacyclic Triterpenes α , β -amyryns: A Review of Sources and Biological Activities, Phytochemicals. In. Rao, V. (Ed.). **A Global Perspective of Their Role in Nutrition and Health**, p. 487-502, 2012.

VIEGAS JUNIOR, C.; BOLZANI, V. S.; BARREIRO, E. J. Os produtos naturais e a química medicinal moderna. **Química Nova**, v. 29, n. 2, p. 326-337, 2006.

WANG, X.; ORT, D. R.; YUAN, J. S. Photosynthetic terpene hydrocarbon production for fuels and chemicals. **Plant. Biotechnology Journal**, v. 13, n. 2, p. 137-146, 2015.

WU, C. R. et al. Triterpenoid contents and anti-inflammatory properties of the methanol extracts of ligustrum species leaves. **Molecules**, v. 16, n. 1, p. 1-15, 2011.

ZOLIN, C. A. et al. Estudo exploratório do uso da vinhaça ao longo do tempo: I. Características do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 1, p. 22-28, 2011.

IDENTIFICAÇÃO POR FIA-ESI-MS E AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIO-HERBICIDA DO EXTRATO HIDROETANÓLICO E COMPOSTOS FENÓLICOS DE *CRATAEGUS* *PINNATIFIDA* BUNGE (ESPINHEIRO-BRANCO)

*Daniëlle Santos-Lima*¹

*Lee Jirh Yun*²

*Marcelo Marucci Pereira Tangerina*³

*Danilo Miralha Franco*⁴

*Luiz Fernando Rolim de Almeida*⁵

*Wagner Vilegas*⁶

*Miriam Sannomiya*⁷

-
- ¹ Programa de Pós-Graduação Interunidades em Biotecnologia, Laboratório de Biotecnologia e Laboratório de Química de Produtos Naturais, Escola de Artes Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo (USP), Campus Leste. Contato: santosdanielle42@gmail.com.
 - ² Licenciada em Ciências Naturais, Laboratório de Química de Produtos Naturais, Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP), Campus Leste. Contato: michelilee91@gmail.com.
 - ³ Pós-Doutorando, Departamento de Botânica, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo (USP). Contato: marcelomptang@hotmail.com.
 - ⁴ Pós-Doutorando, Departamento de Botânica, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Campus Botucatu. Contato: francodm@uol.com.br.
 - ⁵ Departamento de Botânica, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Campus Botucatu. Contato: luiz.rolim@unesp.br.
 - ⁶ Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Campus Litoral Paulista. Contato: vilegasw@gmail.com.
 - ⁷ Laboratório de Química de Produtos Naturais, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, Campus Leste. Contato: miriamsan@usp.br.

RESUMO

O aumento da longevidade da população e a explosão demográfica têm exigido o melhoramento de técnicas agrícolas para suprir a produção de alimentos. A competição de plantas cultivadas com plantas invasoras é um fator prejudicial para a produtividade e a qualidade na agricultura. Assim, métodos alternativos, como utilização de extratos vegetais, têm sido uma tentativa racional e sustentável em detrimento de insumos sintéticos para o controle biológico de plantas e insetos indesejados. *Crataegus pinnatifida* Bunge, popularmente conhecida como “espinheiro-branco”, é uma espécie vegetal empregada principalmente por países asiáticos para fins alimentícios e medicinais, no tratamento dos sistemas cardiovascular, digestivo e endócrino, também como indicativo de metabólitos ativos. No entanto, até o momento não existem relatos de avaliação da atividade alelopática na literatura. Por isso, foram realizadas análises do extrato hidroetanólico de uma amostra comercial de frutos de *Crataegus pinnatifida* por meio de espectrometria de massas acoplada a ion-trap com interface de ionização por electrospray e inserção direta da amostra (FIA-ESI-MS). Essas análises permitiram confirmar a presença de (epi)-catequina, quercitrina, kaempferol-3-*O*-hexose e dos ácidos maleico, cafeico, ferúlico e clorogênico. Essas substâncias foram então testadas em ensaios para avaliar o potencial alelopático. Os ensaios da atividade alelopática foram realizados frente às sementes de *Sorghum bicolor* L. (sorgo), sendo que os parâmetros estudados foram porcentagem final de germinação, índice de velocidade de germinação, crescimento de raiz e número de raízes laterais. Os ensaios mostraram que o extrato hidroetanólico dos frutos e dos padrões comerciais dos ácidos clorogênico, cafeico, (+)-catequina e (-)-epicatequina frente às sementes de sorgo apresentaram atividade inibitória aos índices observados. O extrato demonstrou um expressivo efeito inibitório na dose de 50 mg l⁻¹, restringindo o crescimento do comprimento da raiz, bem como a presença de raízes laterais. No entanto, na dose de 100 mg l⁻¹ foi observada a diminuição desse efeito. Padrões de (-)-epicatequina e ácidos clorogênico e cafeico inibiram totalmente o crescimento das raízes e da produção de raízes laterais. O padrão de (+)-catequina apresentou ação fitotóxica em relação a esses mesmos parâmetros, mas com menor potencial quando comparada às demais substâncias testadas. Esses resultados permitem indicar a aplicação do extrato hidroetanólico dos frutos de espinheiro-santo e seus compostos avaliados como possíveis bio-herbicidas.

Palavras-chave: alelopatia, *Crataegus*, magnoliopsida, ácidos fenólicos

IDENTIFICATION BY FIA-ESI-MS AND EVALUATION OF THE BIOHERBICIDE POTENTIAL OF THE HYDROETHANOLIC EXTRACT AND PHENOLIC COMPOUNDS OF CRATAEGUS PINNATIFIDA BUNGE (“ESPINHEIRO-BRANCO”)

Abstract

Increased population longevity as well as demographic explosion have required an improvement in agricultural techniques for increased food production. Competition between cultivated and invasive plants is a harmful factor for productivity and quality in agriculture. Therefore, alternative methods (e. g. use of plant extracts) have been a rational and sustainable attempt detrimentally to synthetic agricultural inputs as control of unwanted plants and insects. *Crataegus pinnatifida* Bunge, popularly known as “Chinese Hawthorn”, is a plant species widely used mainly by Asian countries for food and medicinal purposes in the treatment of cardiovascular, digestive and endocrine systems, indicating the presence of active metabolites. However, there are no studies regarding its allelopathic activity. Thus, FIA-ESI-MS analyses of the hydroethanolic extract of a commercial *C. pinnatifida* fruits sample were performed. These analyses allowed the identification of (epi)-catechin, quercitrin, kaempferol-3-O-hexose and maleic, caffeic, ferulic and chlorogenic acids. Identified compounds were then tested to detect their allelopathic activity. Tests were carried out against *Sorghum bicolor* L. (sorghum) seeds, evaluating the final percentage of germination, germination speed index, root growth and number of lateral roots. The hydroethanolic extract of the fruits and the commercial standards of chlorogenic acid, caffeic acid, (+)-catechin and (-)-epicatechin showed inhibitory activity regarding the observed indexes. The extract showed a potent allelopathic effect at a concentration of 50 mg L⁻¹, inhibiting root length growth and lateral roots production. However, it is observed a decrease in activity at a dose of 100 mg L⁻¹. The compounds (-)-epicatechin, chlorogenic acid and caffeic acid totally inhibited root growth and lateral root production. The (+)-catechin showed phytotoxic action regarding these same parameters, but with a lower potential when compared to the other compounds tested. These results indicate the potential application of the hydroethanolic extract of “Chinese Hawthorn” fruits and their evaluated compounds as possible bioherbicides.

Keywords: Allelopathy, *Crataegus*, Magnoliopsida, Phenolic Acids

4.1 INTRODUÇÃO

O uso indiscriminado de herbicidas e inseticidas pode causar ao meio ambiente alterações – muitas vezes, alterações drásticas, como é o caso da mortalidade de inimigos naturais de pragas, alteração do equilíbrio do solo e contaminação das águas, além de afetar toda a cadeia alimentar. Outro aspecto relevante é o desenvolvimento da resistência desenvolvida por determinadas plantas aos herbicidas sintéticos, o que automaticamente implica na busca por novas alternativas efetivas nesse controle ou no aumento considerável da quantidade de herbicidas sintéticos empregados (GALON et al., 2016). Nesse sentido, há alguns anos tem se buscado formas racionais e sustentáveis para o aumento da produtividade dos alimentos por meio de bioinseticidas e bio-herbicidas. Estes podem ser empregados no manejo de plantas e apresentam algumas vantagens em relação aos sintéticos: são biodegradáveis, possuem baixo custo e menos toxicidade aos mamíferos, promovendo menos danos ambientais e à saúde pública. A literatura relata vários trabalhos descrevendo a ação alelopática de inúmeros extratos vegetais, com grande contribuição de compostos fenólicos para atividade inibitória.

De acordo com Chou e Waller (1980), teobromina, teofilina, paraxantina, escopoletina e os ácidos clorogênico, ferúlico, *p*-cumárico, *p*-hidroxibenzóico e vanílico apresentaram ação fitotóxica no crescimento de alface na concentração de 100 ppm. A presença de ácido benzoico inibiu o crescimento das raízes de mostarda (KAUR et al., 2005). Reigoza e Pazos-Malvido (2007) avaliaram o efeito alelopático de 21 metabólitos secundários frente à *Arabidopsis thaliana*. Foram testados os ácidos sinápico, vanílico, ferúlico, *p*-cumárico, clorogênico, gálico, gentísico, protocatecuico, *p*-hidroxibenzóico e *trans*-cinâmico e outros compostos, como eucaliptol, quercetina, vanilina, siringaldeído, rutina, 2-benzoxazolinona, proto-catecualdeído, tirosol, juglona e *L*-mimosina. Dentre esses compostos, 11 mostraram ação inibitória no efeito da germinação, enquanto 17 foram capazes de inibir o crescimento. O ácido 3-*O*-[α -*L*-raminopiranosil-(1 \rightarrow 2)- β -*D*-galactopiranosil-(1 \rightarrow 2)- β -*D*-glucuronopiranosil]-3 β ,24-dihidroiolean-12-eno-22-oxo-29-óico, o qual foi isolado das partes aéreas de *Trifolium argutum* Sol., apresentou inibição do crescimento das raízes de *L. sativa* em torno de 60% maior do que o Logran, um potente herbicida comercial (PEREZ et al., 2015). Pan e colaboradores (2015) estudaram o efeito da estrutura-atividade de umbeliferona, 7-hidróxi-4-metilcumarina e cumarina, que apresentaram forte efeito de inibição em alface. Esses experimentos mostraram a necessidade do grupo hidroxílico em C-7 para potencializar a atividade e que a presença de um metil na posição C-4 contribuiu para a atividade.

O gênero *Crataegus* é classificado como pertencente à classe Magnoliopsida. Existem mais de mil espécies de *Crataegus*, distribuídos principalmente na Ásia, na Europa e na América do Norte (GUO, JIAO, 1995). Espécies de *Crataegus* são popularmente conhecidas como “espinheiro-alvar”, e “espinheiro-branco”, cujos frutos, sementes e folhas são empregadas na Ásia e na Europa como alimento e medicamento. De acordo com os estudos químicos de Wu e colaboradores (2014) e Jurikova e colaboradores (2012), os extratos das folhas, flores, frutos e sementes de *C. pinnatifida* são ricos em flavonoides, triterpenoides, esteroides, monoterpênos, sesquiterpênos, lignanas, ácido hidroxicinâmico, ácidos orgânicos, compostos nitrogenados, entre outros.

Os componentes dos extratos de *C. pinnatifida* têm grandes efeitos farmacológicos para os sistemas cardiovascular, digestivo e endócrino e apresentam baixa toxicidade. O extrato dos frutos de *C. pinnatifida* junto com o de *Salvia miltiorrhizae* apresentaram compostos com efeito antiaterosclerótico, conforme descrito por Zhang e colaboradores (2013). De acordo com Chang e colaboradores (2013) o extrato metanólico dos frutos de *C. pinnatifida* tem ação antioxidante e neuroprotetiva, porém ensaios *in vivo* devem ser realizados para a confirmação e compreensão dessas atividades. A inibição dos extratos dos frutos e dos flavonoides presentes em *C. pinnatifida* no crescimento de células tumorais Hep-2 indicam que seus efeitos estão relacionados com o sinal da transdução e na síntese do DNA das células tumorais (ZHANG et al., 2004).

Apesar do intenso consumo na medicina chinesa popular e de diversas atividades biológicas já comprovadas, não existem relatos na literatura da avaliação da sua atividade alelopática. Dessa forma, o presente trabalho visa estudar o extrato hidroetanólico dos frutos de *C. pinnatifida* por espectrometria de massas e avaliar o seu potencial bio-herbicida.

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

4.2.1 Material vegetal e obtenção do extrato

A amostra comercial de frutos secos de *C. pinnatifida* Bunge usados neste trabalho tem origem chinesa. Os frutos (459 g) foram inicialmente moídos e submetidos ao processo de maceração, tendo sido empregada como solvente extrator uma mistura de etanol/água na proporção 7:3 (v/v). A mistura foi mantida em repouso por 7 dias, e em seguida foi realizada a filtração. Esse processo de extração foi repetido por duas vezes. O solvente foi eliminado utilizando um rotaevaporador em pressão reduzida. O rendimento do extrato seco obtido foi de 59,2%.

4.2.1.1 Análise por espectrometria de massas

Para análise por espectrometria de massas (FIA-ESI-MS), utilizou-se 25 mg do extrato seco da amostra de *C. pinnatifida*, que foi submetido a um pré-tratamento em cartucho C18 usando as seguintes fases móveis: água, metanol/água 9:1 (v/v) e metanol 100%, consecutivamente. A fração metanol/água 9:1 foi analisada por injeção direta em um espectrômetro de massas Thermo Scientific®, modelo LTQ XL, equipado com fonte de ionização *electrospray* e analisador ion-trap linear. Foram monitorados íons específicos já descritos na literatura para o gênero *Crataegus*, os quais foram fragmentados para confirmação das estruturas das substâncias detectadas (CHANG et al., 2013).

As matrizes estudadas foram analisadas no modo de ionização por *electrospray* (ESI) e as fragmentações em múltiplos estágios (MS^2 , MS^3 e MS^n) foram realizadas em um analisador *ion-trap* (IT). O modo negativo foi escolhido para a geração e análise dos espectros de massas em primeira-ordem (MS), bem como para os demais experimentos em múltiplos estágios (MS^n), sob as seguintes condições: voltagem do capilar -4 V, voltagem do spray -5 kV, temperatura do capilar 280 °C, *sheath gas* (N_2) fluxo 60 (unidades arbitrárias). A faixa de aquisição foi m/z 50-2000, com dois ou mais eventos de varredura realizados simultaneamente no espectrômetro de massas LTQ XL.

O primeiro evento foi uma varredura completa (*full-scan*) do espectro de massas para adquirir os dados dos íons na faixa m/z estabelecida. Os demais eventos foram experimentos MS^n realizados a partir dos dados da primeira varredura para íons precursores pré-selecionados, com energia de colisão entre 25% e 30% da energia total do instrumento.

Os programas LTQ Tune (Thermo Scientific®) e *Xcalibur* (Thermo Scientific®) foram utilizados durante a aquisição e o processamento dos dados, respectivamente.

4.2.2 Ensaios de alelopatia

Bioensaios foram realizados utilizando o extrato hidroetanólico dos frutos de *C. pinnatifida* e de padrões comerciais (Sigma) de (+)-catequina, (-)-epicatequina e dos ácidos clorogênico e cafeico. Foram preparadas soluções estoque para o extrato e fração avaliada e diluídas para aplicação nos testes nas seguintes concentrações: 30, 50 e 100 mg l⁻¹. Os padrões comerciais foram diluídos na concentração de 100 µM. As soluções foram aplicadas em sementes de sorgo e levadas para germinação em câmara de germinação de sementes (Eletrolab, modelo EL202/2) com temperatura de 25 °C e fotoperíodo de 12h/12h (claro/

escuro). As sementes foram previamente tratadas contra contaminação em solução de 2% hipoclorito de sódio por dois minutos e, posteriormente, lavadas em água destilada. Os tratamentos foram realizados em placas de Petri de 9 cm de diâmetro, com 10 sementes de sorgo e 10 ml de solução, e um controle foi realizado utilizando apenas água deionizada. Os tratamentos foram realizados em triplicatas, sendo cada placa de Petri uma repetição. O número de sementes germinadas foi contabilizado no período de 24, 48, 72, 96 e 120 horas após aplicação dos tratamentos. Ao término das 120 horas, os seguintes parâmetros foram analisados: porcentagem final de germinação, índice de velocidade de germinação (IVG), crescimento de raiz e número de raízes laterais. O IVG foi calculado de acordo com a seguinte equação:

$$IVG = \left(\frac{G1}{N1}\right) + \left(\frac{G2}{N2}\right) + \left(\frac{G3}{N3}\right) + \dots + \left(\frac{Gn}{Nn}\right)$$

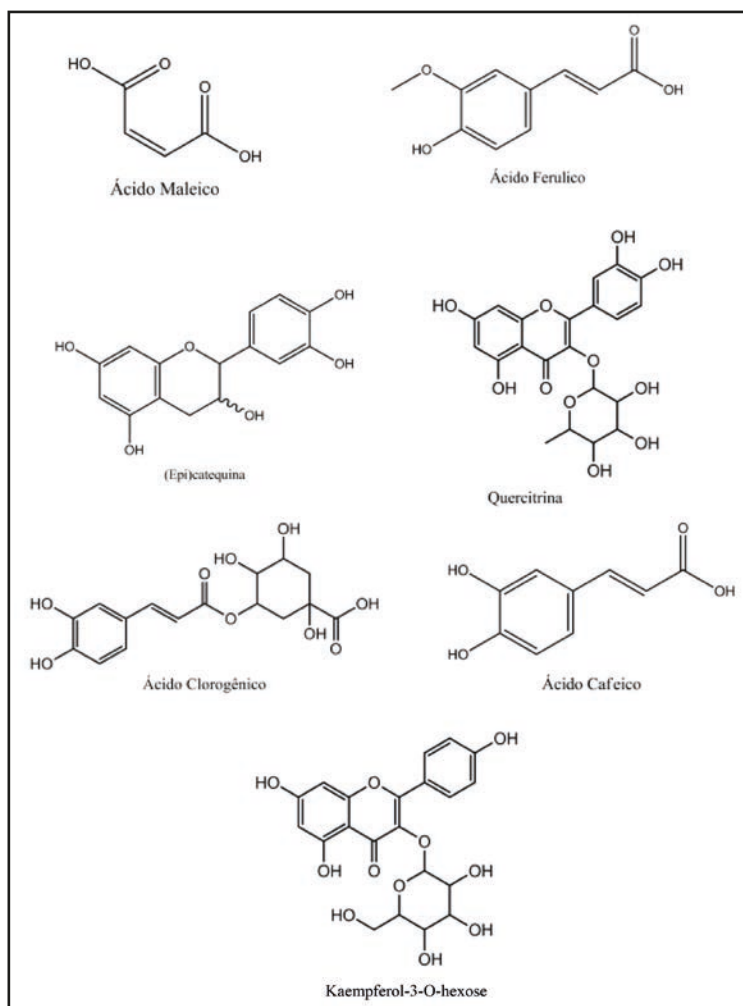
Onde G1, G2, G3, ..., Gn = número de sementes computadas no primeiro, segundo, terceiro dias de contagem até o último dia de contagem; N1, N2, N3, ..., Nn = número de dias da semeadura até a primeira, segunda, terceira e última contagens.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Como a literatura relata inúmeros estudos químicos envolvendo os diferentes órgãos vegetais de *C. pinnatifida*, optou-se por selecionar os possíveis metabólitos secundários que pudessem atuar como biomarcadores nos frutos dessa espécie. De acordo com Lou et al. (2014), os frutos de *C. pinnatifida* contêm em sua constituição triterpenos, flavanonas e ácidos orgânicos. Shao et al. (2017) identificaram por UPLC-MS no extrato dos frutos dessa planta 6 ácidos fenólicos, 9 flavonoides e 4 ácidos orgânicos. Ainda nos frutos foram identificadas pectinas constituídas de ramnose, glicose, galactose e ácido glucurônico (WANG et al., 2007). Assim, por meio de um criterioso levantamento bibliográfico, utilizando a base de dados *SciFinder*, foram selecionados os compostos cujos padrões comerciais estavam disponíveis em nosso laboratório. Dessa forma, foram selecionados os ácidos gálico, cafeico, ferúlico, clorogênico e maleico, além de galato de metila, rutina, quercetina, (+)-catequina, (-)-epicatequina e quercitrina. A análise por FIA-ESI-MS do extrato de *C. pinnatifida* revelou a presença de 7 substâncias identificadas (Tabela 4.1 e Figura 4.1).

Tabela 4.1 – Metabólitos secundários identificados por FIA-ESI-MS nos frutos de *C. pinnatifida*

Nº	<i>m/z</i>	MS ²	Substâncias
1	115	97; 71	Ácido maleico
2	179	151; 135	Ácido cafeico
3	193	149; 136	Ácido ferúlico
4	353	191	Ácido clorogênico
5	289	245; 205; 137	(epi)-catequina
6	447	285	Kaempferol-3- <i>O</i> -hexose
7	447	301	Quercitrina

Figura 4.1 – Substâncias identificadas por FIA-ESI-MS presentes nos extratos dos frutos de *Crataegus pinnatifida*.

Os íons referentes a cada um dos padrões mencionados foram selecionados para fragmentação MS², de modo a identificar a presença ou ausência destes nos extratos estudados. A fragmentação do íon [M-H]⁻ de *m/z* 115 forneceu os íons-produto de *m/z* 97 e *m/z* 71, indicando a presença de ácido maleico (CARTWRIGHT et al., 2005).

A detecção do ácido cafeico se deu por meio da fragmentação do íon [M-H]⁻ *m/z* 179 e da presença dos íons-produto de *m/z* 151, *m/z* 135 e *m/z* 107 (FANG et al., 2002).

Por outro lado, a presença do íon [M-H]⁻ de *m/z* 193 no espectro de massas e sua fragmentação gerando os íons-produto de *m/z* 165 e *m/z* 149 indicaram a presença do ácido ferúlico (FANG et al., 2002).

A confirmação da presença de (epi)catequina se deu por meio da fragmentação do íon [M-H]⁻ de *m/z* 289 e dos íons-produto gerados de *m/z* 245, *m/z* 205 e *m/z* 147. Não é possível diferenciar os isômeros (+)-catequina e (-)-epicatequina por espectrometria de massas (SLIMEN et al., 2017).

O ácido clorogênico pôde ser detectado por meio da fragmentação do íon [M-H]⁻ de *m/z* 353, o qual forneceu o íon-produto de *m/z* 191 (BOUHAFSOUN et al., 2018).

A fragmentação do íon [M-H]⁻ de *m/z* 447 forneceu os íons-produto de *m/z* 301 e *m/z* 285, os quais indicam a presença dos isômeros quercitrina e kaempferol-3-*O*-hexose (LIU et al., 2014; KARIOTI et al., 2011). A comparação do padrão de fragmentação dos padrões comerciais junto com as fragmentações de alguns picos presentes no espectro de massas dos frutos de *C. pinnatifida* permitiu confirmar por comparação a presença de 7 compostos, os quais já haviam sido descritos anteriormente por Wu et al. (2014) e Jurikova et al. (2012).

4.3.1 Avaliação da atividade alelopática

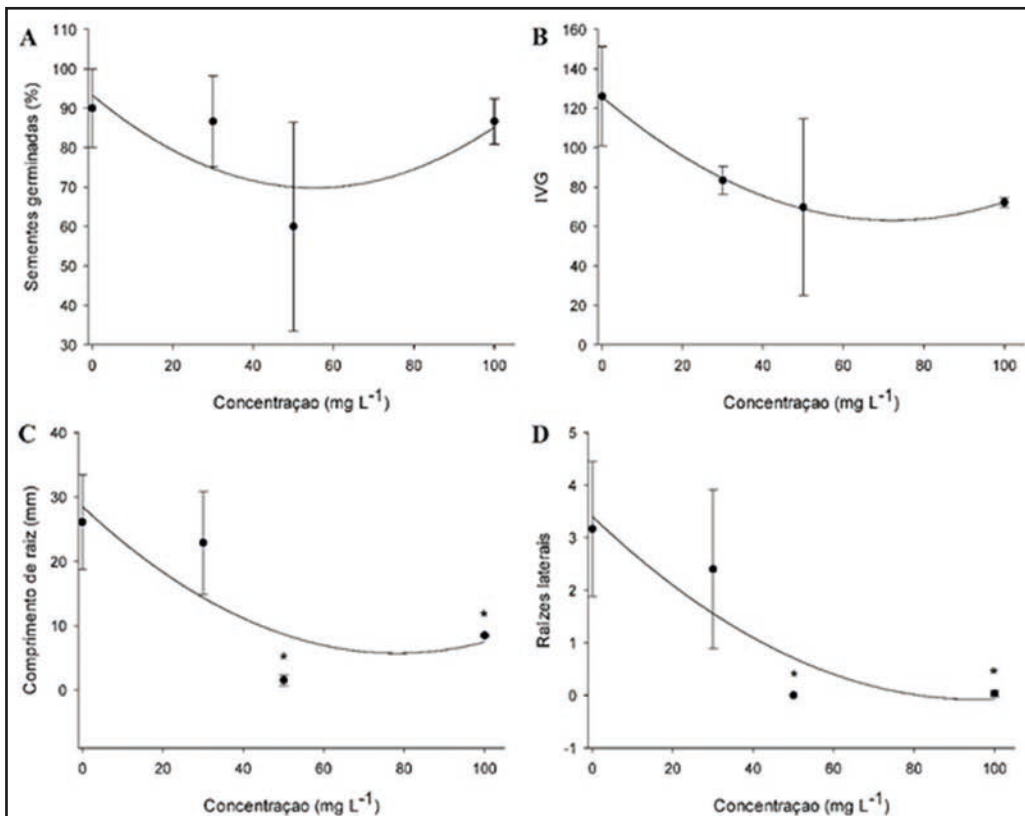
Apesar do uso popular intensamente difundido do chá dos frutos de *C. pinnatifida* e das diversas atividades biológicas atribuídas aos flavonoides e ácidos fenólicos presentes nos extratos dessa planta, não há estudos envolvendo a avaliação da ação fitotóxica destes. A resistência ou tolerância aos metabólitos secundários é uma característica espécie-específica, existindo aquelas mais sensíveis, como *Cucumis sativus* L. (pepino), *Lactuca sativa* L. (alface), *Lycopersicon esculentum* Miller (tomate) e *Sorghum bicolor* L. (sorgo), cujas espécies são consideradas plantas indicadoras de atividade alelopática (ALMEIDA et al., 2008; FRANCO et al., 2015).

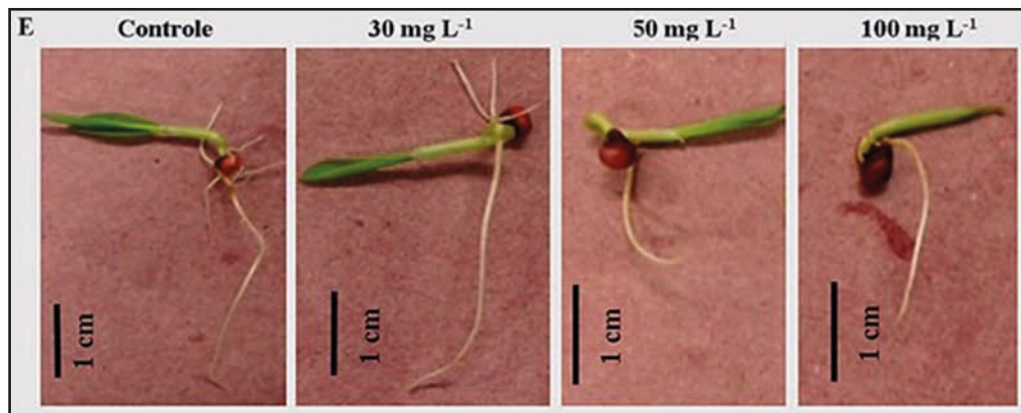
Considerando-se os estudos aqui realizados, que indicaram a presença de metabólitos secundários nos extratos de *C. pinnatifida*, com potencial para inúmeras atividades biológicas e seu uso popular e comercial na China, empregaram-se o extrato de *C. pinnatifida* e padrões comerciais dos ácidos clorogênico, cafeico, (+)-catequina e (-)-epicatequina para a avaliação da atividade alelopática em sementes de sorgo.

Os resultados dos ensaios de alelopatia empregando o extrato de *C. pinnatifida* (Figura 4.2) mostraram que a porcentagem final de sementes germinadas não sofreu alterações significativas pela aplicação das soluções nas diferentes concentrações (A). Entretanto, em todas as doses testadas notou-se inibição no IVG (B). Na dose de 30 mg l⁻¹, o extrato não apresentou ação fitotóxica. Na dose de 50 mg l⁻¹, observou-se inibição do crescimento de raiz e do desenvolvimento de raízes laterais.

Figura 4.2 – Resultados dos ensaios de alelopatia para o extrato de *C. pinnatifida*.

A: germinação de sementes; B: índice de velocidade de germinação (IVG);
C: crescimento de raiz; D: raízes laterais; e E: fotos da avaliação do efeito do extrato no crescimento de raízes de *Sorghum bicolor* L.





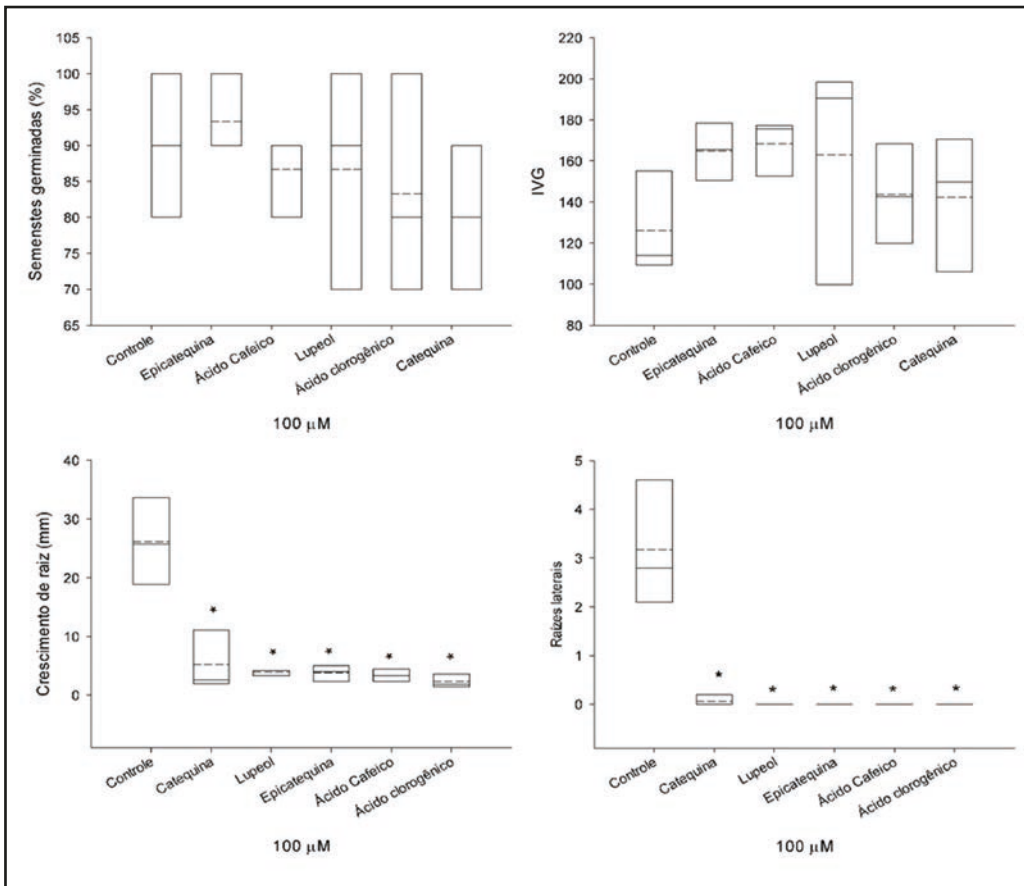
No caso da avaliação do efeito alelopático dos padrões comerciais de (-)-epicatequina, (+)-catequina, ácido cafeico e ácido clorogênico frente às sementes de sorgo (Figura 4.3), observa-se que todos os metabólitos são ativos. Os ácidos clorogênico e cafeico e a (+)-catequina inibiram efetivamente a germinação das sementes do sorgo quando comparadas ao controle. A (-)-epicatequina e ácidos clorogênico e cafeico inibiram totalmente o crescimento das raízes e a produção de raízes laterais na concentração de 100 μM . Olsen et al. (1981) relataram que tomates (*Solanum lycopersicum*) com deficiência em ferro secretam ácido cafeico como aleloquímico para melhorar a liberação desse íon de fontes insolúveis. O ácido clorogênico inibiu a germinação de sementes de *Mimosa pudica* (37,1%) e de *Cassia tora* (36,4%), enquanto a atropina inibiu em cerca de 72% (SANTOS et al., 2007).

A (+)-catequina apresentou ação fitotóxica com relação a esses mesmos parâmetros, mas com um potencial inferior quando comparada aos demais padrões testados e ao controle (Figura 4.3). De acordo com a literatura, há um extensivo número de trabalhos que avaliam a estabilidade e a viabilidade da catequina como agente alelopático. Blair et al. (2005) mostraram a instabilidade desse composto em meio aquoso à temperatura ambiente. Estudos posteriores indicaram a presença do sistema catecólico da molécula (FURUBAYASHI et al., 2007). Nesse sentido, apesar de apresentar a atividade fitotóxica visualizada frente às sementes de sorgo, esse composto isolado não se apresenta como um agente alelopático viável. No entanto, os dados de fitotoxicidade apresentados por esses compostos frente às sementes de sorgo foram bastante significativos (Figura 4.3).

O crescimento de raiz e a presença de raízes laterais mostram-se mais sensíveis ao efeito dos aleloquímicos quando comparado com o processo de germinação

e o índice de velocidade de germinação. A ação alelopática do extrato de *C. pinnatifida* possivelmente está associada à presença de ácidos fenólicos, quercitrina e da (epi)-catequina. Essa inibição do desenvolvimento do sistema radicular leva à redução na pressão competitiva da planta, favorecendo as espécies vizinhas (FERREIRA; ÁQUILA, 2000; PRATES et al., 2000). Esses dados mostram a potencial aplicação desse extrato vegetal e desses compostos como bio-herbicidas.

Figura 4.3 – Resultados dos ensaios de alelopatia para os padrões comerciais de (-)-epicatequina, (+)-catequina, ácido cafeico e ácido clorogênico frente às sementes de sorgo.



4.4 CONCLUSÕES

A análise do extrato de uma amostra comercial de frutos de *C. pinnatifida* permitiu identificar a presença de 7 compostos, dentre eles (epi)-catequina, quercitrina, kaempferol-3-*O*-hexose e os ácidos maleico, cafeico, ferúlico e clorogênico.

A avaliação da atividade alelopática do extrato e dos padrões comerciais dos ácidos clorogênico, cafeico, (+)-catequina e (-)-epicatequina frente às sementes de sorgo mostrou que todos foram ativos em relação ao controle nos 4 parâmetros avaliados. Foi observado um considerável efeito alelopático do extrato na dose de 50 mg l⁻¹ com inibição do crescimento do comprimento da raiz, bem como de raízes laterais. No entanto, na dose de 100 mg l⁻¹ a amostra passa a ser menos efetiva.

No caso dos padrões comerciais testados, todos foram ativos, principalmente no que diz respeito à inibição do crescimento da raiz e das raízes laterais. A (-)-epicatequina e os ácidos clorogênico e cafeico inibiram totalmente o crescimento das raízes e a produção de raízes laterais. A (+)-catequina apresentou ação fitotóxica com relação a esses mesmos parâmetros, mas com um potencial inferior quando comparada aos demais padrões testados e ao controle. Esses resultados indicam a potencial aplicação desse extrato vegetal dos frutos de *C. pinnatifida* e também desses compostos como bio-herbicidas.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, L. F. R.; et al. *In vitro* allelopathic potential of *Leonurus sibiricus* L. leaves. **Journal of Plant Interactions**, v. 3, p. 39-48, 2008.

BLAIR, A. C. et al. New techniques and findings in the study of a candidate allelochemical implicated in invasion success. **Ecology Letters**, v. 8, p.1039-1047, 2005.

BLANCO, H. G. A importância do controle das ervas daninhas na cultura do milho. **Agroquímica**, v.18, p.14-18, 1982.

BOUHAFSOUN, A. et al. Simultaneous quantification of phenolic acids and flavonoids in *Chamaerops humilis* L. using LC-ESI-MS/MS. **Food Science and Technology**, v. 38, p. 242-247, 2018.

CARALT, S. et al. Sources of Secondary Metabolite Variation in (*Porifera*: Demospongiae): The Importance of Having Good Neighbors. **Marine Drugs**, v. 11, n. 2, p. 489-503, 2013.

CARTWRIGHT, A. J. et al. Derivatisation of carboxylic acid groups in pharmaceuticals for enhanced detection using liquid chromatography with electrospray ionisation tandem mass spectrometry. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, v. 19 n. 8, p. 1058-1062, 2005.

CHANG, C. L. et al. Phytochemical composition, antioxidant activity and neuroprotective effect of *Crataegus pinnatifida* fruit. *South African Journal of Botany*, v. 88, p. 432-437, 2013.

CHAVES, T. P. et al. Seasonal variation in the production of secondary metabolites and antimicrobial activity of two plant species used in Brazilian traditional medicine. **African Journal of Biotechnology**, v. 12, n. 8, p. 847-853, 2013.

CHOU, C. H. Roles of allelopathy in plant biodiversity and sustainable agriculture. **Critical Reviews in Plant Science**, v. 18, n. 5, p. 609-636, 1999.

CHOU, C.-H.; WALLER, G. R. Possible allelopathic constituents of *Coffea arabica*. **Journal of Chemical Ecology**, v. 6, n. 3, p. 643-54, 1980.

CORREA, A. G. **Química Verde: fundamentos e aplicações**. v. 5. São Carlos: EdUFSCar, 2009. 172 p.

CUNHA A. P. Aspectos históricos sobre plantas medicinais, seus constituintes activos e fitoterapia. In: Cunha, A. P.; SILVA, A. P.; ROQUE, O. R. **Plantas e Produtos Vegetais em Fitoterapia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2003.

EL AYEB-ZAKHAMA, A. et al. Chemical Composition and Phytotoxic Effects of Essential Oils Obtained from *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle Cultivated in Tunisia. **Chemistry & Biodiversity**, v. 11, n. 8, p. 1216-1227, 2014.

FANG, N.; YU, S.; PRIOR, R. L. LC/MS/MS Characterization of Phenolic Constituents in Dried Plums. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**. v. 50, n. 12, p. 3579-3585, 2002.

FERREIRA, A. G.; ÁQUILA, M. E. A. Alelopatia: uma área emergente da eco-fisiologia. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 12, p. 175-204, 2000.

FRANCO, D. M. et al. Flavonoids modify root growth and modulate expression of *SHORT-ROOT* and *HD-ZIP III*. **Journal of Plant Physiology**, v. 188, p. 89-95, 2015.

FURUBAYASHI, A.; HIRADATE, S.; FUJII, Y. Role of catechol structure in the adsorption and transformation reactions of L-Dopa in soils. **Journal Chemistry Ecology**, v. 33, p. 239-250, 2007.

GALON, L. et al. Biological weed management – A short review 1 *Manejo*. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 15, n. 1, p. 116-125, 2016.

GOBBO-NETO, L.; LOPES, N. P. Plantas medicinais: fatores de influência no conteúdo de metabólitos secundários. **Química Nova**, v. 30, n. 2, p. 374-381, 2007.

GUO, T.; JIAO, P. Hawthorn (*Crataegus*) Resources in China. **Hortscience**, v. 30, n. 6, p. 1132-1134, 1995.

HATZIOS, K. K. Biotechnology applications in weed management: now and in the future. **Advances in Agronomy**, v. 41, n. 2, p. 325-375, 1987.

JURIKOVA, T. et al. Polyphenolic Profile and Biological Activity of Chinese Hawthorn (*Crataegus pinnatifida* BUNGE) Fruits. **Molecule**, v. 17, n. 12, p. 14490-14509, 2012.

KARIOTI, A. et al. Analysis of the constituents and quality control of *Viola odorata* aqueous preparations by HPLC-DAD and HPLC-ESI-MS. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 399, n. 4, p. 1715-1723. 2011.

KAUR, H.; INDERJIT; KAUSHIK, S. Cellular evidence of allelopathic interference of benzoic acid to mustard (*Brassica juncea* L.) seedling growth. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 43, n. 1, p. 77-81, 2005.

KIRAKOSYAN, A. et al. Quantification of major isoflavonoids and L-canavanine in several organs of kudzu vine (*Pueraria montana*) and in starch samples derived from kudzu roots. **Plant Science**, v. 164, p. 883-888, 2003.

LI, Z. H. et al. Phenolics and Plant Allelopathy. **Molecules**, v. 15, p. 8933-8952, 2010.

LIU, P. **Composition of hawthorn (*Crataegus* spp.) fruits and leaves and emblic leafflower (*Phyllanthus emblica*) fruits.** 2012. Tese (PhD) – Department of Biochemistry and Food Chemistry and ^[L]_[SEP]Functional Foods Forum, University of Turku, Turku, 2012.

LIU, Y. R. et al. ABTS+ scavenging potency of selected flavonols from *Hypericum perforatum* L. by HPLC-ESI/MS QQQ: Reaction observation, adduct characterization and scavenging activity determination, **Food Research International**, v. 58, p. 47-58, 2014.

LOU, L.; LUO, J.; GAO, Y. Overview of chemical composition and pharmacological action of *Crataegus pinnatifida* Bunge. **Zhongguo Yaoye**, v. 23, n. 3, p. 92-94, 2014.

OLSEN, R. A. et al. Chemical aspects of the Fe stress response mechanism in tomatoes. **Journal of Plant Nutrition**, v. 3, p. 905-921, 1981.

PAN, L. et al. Phytotoxicity of umbelliferone and its analogs: Structure-activity relationships and action mechanisms. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 97, p. 272-277, 2015.

PÉREZ, A. J. et al. Triterpenoid saponins from the aerial parts of *Trifolium argutum* Sol. and their phytotoxic evaluation. **Phytochemistry Letters**, v. 13, p. 165-170, 2015.

PRATES, H. T. et al. Efeito do extrato aquoso de leucena na germinação e no desenvolvimento do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 5, p. 909-914, 2000.

REIGOSA, M. J.; PAZOS-MALVIDO, E. Phytotoxic Effects of 21 Plant Secondary Metabolites on *Arabidopsis thaliana* Germination and Root Growth. **Journal of Chemical Ecology**, v. 33, n. 7, p. 1456-1466, 2007.

SANTOS, S.; MORAES, M. L. L.; REZENDE, M. O. O. Allelopathic potential and systematic evaluation of secondary compounds in extracts from roots of *Canavalia ensiformis* by capillary electrophoresis. **Eclética Química**, v. 32, n. 4, p. 13-18, 2007.

SARTOR, L. R. et al. Alelopatia de acículas de pínus na germinação e desenvolvimento de plântulas de milho, picão preto e alface. **Bioscience Journal**, v. 31, n. 2, p. 470-480, 2015.

SHAO, F. et al. Evaluation of Hypolipidemic and Antioxidant Effects in Phenolrich Fraction of *Crataegus pinnatifida* Fruit in Hyperlipidemia Rats and Identification of Chemical Composition by Ultra-performance Liquid Chromatography Coupled with Quadropole Time-of-flight Mass Spectrometry. **Pharmacognosy Magazine**, v. 13, n. 52, p. 725-731, 2017.

SLIMEN, I. B. et al. LC-MS Analysis of Phenolic Acids, Flavonoids and Betanin from Spineless *Opuntia ficus-indica* Fruits. **Cell Biology**, v. 5, n. 2, p. 17-28, 2017.

SONI, U.; BRAR, S.; GAUTTAM, K. V. Effect of seasonal variation on secondary metabolites of medicinal plants. **International Journal of Pharmaceutical Sciences and Research**, v. 6, n. 9, p. 3654-3662, 2015.

WANG, N. et al. Extraction and food chemical characterizations of haw pectins. **Shipin Gongye Keji**, v. 28, n. 11, p. 87-89, 2007.

WU, J. et al. *Crataegus pinnatifida*: Chemical Constituents, Pharmacology, and Potential Applications. **Molecules**, v. 19, n. 2, p. 1685-1712, 2014.

ZHANG, J. Y. et al. Experimental study on anti-atherosclerotic effect of compatibility of active components of danshen and shanzha. **Zhongguo Zhong Yao Za Zhi**, v. 38, n. 12, p. 1987-1991, 2013.

ZHANG, Y. et al. Isolation and purification of total flavonoids from *Crataegus pinnatifida* and its antitumor activity. *Zhongcaoyao*, v. 35, n. 7, p. 787-789, 2004.

ESTUDO NUMÉRICO DA ILHA DE CALOR URBANA DA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO DURANTE UM VERÃO QUENTE E SECO

*Arisa Sary Umezaki¹
Flávia Noronha Dutra Ribeiro²*

RESUMO

Há previsões de que a região metropolitana de São Paulo sofrerá um aumento de 2 °C a 3 °C em sua temperatura média até o final deste século. Ambientes com temperaturas mais elevadas podem contribuir para exacerbar problemas característicos já existentes em megacidades. Dentre os problemas, destaca-se a ilha de calor urbana, que pode apresentar comportamentos diferentes sob a atuação de eventos meteorológicos de escalas maiores. Em razão disso, no presente estudo investigou-se a ilha de calor na região metropolitana de São Paulo sob a atuação da massa de ar seca e quente em janeiro de 2014, período marcado por altas temperaturas e baixa precipitação, a fim de identificar as características da ilha de calor na região. A partir de modelagem numérica, foi possível notar que a brisa do mar exerce grande influência na intensidade da ilha de calor na região metropolitana de São Paulo. A brisa, em um primeiro momento, intensifica a

¹ Programa de Pós-graduação em Sustentabilidade, Escola de Artes, Ciências e Humanidades – Universidade de São Paulo (EACH-USP). Contato: arissa.umezaki@usp.br.

² Escola de Artes, Ciências e Humanidades – Universidade de São Paulo (EACH-USP). Contato: flaviaribeiro@usp.br.

diferença de temperatura entre a área urbana e as regiões vegetadas. Porém, em momento posterior, causa o resfriamento da região, atenuando o efeito da ilha de calor. A topografia da região também exerceu influência indireta na ilha de calor por meio da propagação da brisa do mar mesmo nos dias em que esta não adentrou na região metropolitana de São Paulo.

Palavras-chave: ilha de calor urbana, região metropolitana de São Paulo, brisa do mar

NUMERICAL STUDY OF THE URBAN HEAT ISLAND OF THE METROPOLITAN REGION OF SÃO PAULO DURING A HOT AND DRY SUMMER

Abstract

There are forecasts that the Metropolitan Region of São Paulo will experience an increase of 2 °C to 3 °C in its average temperature until the end of this century and. Environments with higher temperatures can contribute to exacerbate characteristic problems already existing in megacities. Among the problems, we highlight the urban heat island that can present different behaviors under the influence of meteorological events of larger scales. Therefore, in the present study the heat island in Metropolitan Region of São Paulo under the action of the hot and dry air mass in January 2014, a period marked by high temperatures and low precipitation, was investigated in order to identify the characteristics of the heat island in the region. From numerical modeling it was possible to observe that the sea breeze exerts a great influence on the intensity of the heat island in the Metropolitan Region of São Paulo. Sea breeze, at first, intensifies the heat island is However, afterwards, it causes a cooling effect on the region, attenuating the heat island intensity. The topography of the region also exerted an indirect influence on the heat island through the propagation of the sea breeze even on the days when it did not enter the Metropolitan Region of São Paulo.

Keywords: urban heat island, metropolitan region of São Paulo, sea breeze

5.1 INTRODUÇÃO

Estima-se que a região metropolitana de São Paulo sofrerá uma elevação de 2 °C a 3 °C em sua média de temperatura até o fim do século. A tendência de ambientes mais quentes projeta possíveis impactos negativos na intensificação das ilhas de calor, que podem contribuir com episódios de precipitações

extremas (FREITAS et al., 2007; VEMADO; PEREIRA, 2016). Isso é particularmente importante na região metropolitana de São Paulo, pois sua expansão urbana associada a potenciais impactos negativos causados por precipitações extremas tende a piorar seus problemas característicos de megacidade e aumentar sua vulnerabilidade (NOBRE et al., 2011). Maiores vulnerabilidades associadas a perdas humanas localizam-se em bairros periféricos – a cidade de São Paulo possui 2,7 milhões de pessoas vivendo em favelas e habitações precárias. Esses locais são significativas áreas de risco de escorregamento que, por sua vez, é a causa do maior número de mortes em acidentes naturais na região (NOBRE et al., 2011).

A intensidade da ilha de calor é definida como a diferença de temperatura entre uma área urbana e uma não urbana, mas também pode ser determinada por meio do aumento do calor sensível e da diminuição do calor latente no ambiente (FERREIRA et al., 2013). Diferentes fatores contribuem para que áreas urbanizadas apresentem temperaturas mais elevadas, dando origem às ilhas de calor, sendo um deles a maior presença de prédios e outros elementos que armazenam mais calor. As construções urbanas costumam refletir os raios solares vindos do céu e emitir ondas longas em um mecanismo de múltiplas reflexões, fazendo o calor aumentar na atmosfera urbana (ARNFIELD, 2003). Outra razão é a taxa de evapotranspiração tipicamente mais baixa nas cidades devido à impermeabilização do solo e aos sistemas de drenagem, que removem a maior parte da água das chuvas, além da pouca presença de vegetação. Com isso, a maior parte da radiação solar absorvida é utilizada para aquecer a terra e o ar em forma de calor sensível em vez de ser utilizada na evaporação como calor latente (BARROS; LOMBARDO, 2016).

Além dos fatores de pequena escala descritos, fenômenos de média e grande escalas podem interferir fortemente na intensidade da ilha de calor. Um fenômeno de mesoescala típico que ocorre diariamente é a chegada da brisa do mar sobre a região metropolitana de São Paulo, trazendo ar mais frio e úmido do oceano durante a sua passagem (RIBEIRO et al., 2015; FREITAS et al., 2007). Em condições de grande escala, um efeito que poderia aumentar o contraste de temperaturas seriam situações em que os ventos de escala sinótica estão fracos, sendo desfavoráveis para a mistura do ar das cidades com o do ambiente rural (FREITAS; SILVA DIAS, 2005).

Essa condição sinótica foi presenciada durante o verão austral de 2014, causando o aumento significativo da temperatura do ar de superfície, diminuição da umidade do ar e queda na precipitação em parte do Brasil (RIBEIRO et al.,

2015). A zona de convergência do Atlântico Sul (ZCAS), banda que se estende da Amazônia até a região sudeste do Brasil, é um sistema convectivo responsável por trazer precipitação para a região durante o verão austral. Essa banda diagonal de nuvens convectivas sofre oscilações em sua posição, posicionando-se sobre a região de São Paulo. Entretanto, no verão austral de 2014 houve pouca presença da ZCAS, contribuindo para que o estado de São Paulo presenciasse déficit de precipitação, principalmente entre dezembro de 2013 a março de 2014 (COELHO; CARDOSO; FIRPO, 2016).

Durante o ano de 2014, São Paulo registrou recordes de temperatura máxima do ar nos meses de janeiro e fevereiro e depois, registrando 37,2 °C no dia 17 de outubro (IAG-USP, 2014). Além disso, nesse ano foi presenciada a maior anomalia de precipitação negativa entre 1981-2010: somente 47,8% de precipitação foi observada em relação à média climatológica, sendo que a precipitação observada em janeiro de 2014 (127,2 mm) foi o menor valor observado para o mês considerando a série histórica de 1981-2015 (COELHO; CARDOSO; FIRPO, 2016). O mês de janeiro ainda apresentou radiação solar líquida recorde, ou seja, o maior valor registrado desde 1961 (início das medições dessa variável), com 732,5 MJ/m², enquanto a média climatológica é 602,2 MJ/m² (IAG-USP, 2014).

Ribeiro et al. (2015) investigaram a ilha de calor urbana na região metropolitana de São Paulo no verão de dezembro de 2013 a fevereiro de 2014 e constataram que a intensidade da ilha de calor do verão de 2014 era maior (pelo menos em um fator de 2) que a média de intensidade calculada para anos anteriores, sendo principalmente modulada pela radiação solar líquida.

Maiores intensidades da ilha de calor são preocupantes não somente pelo aumento de casos de precipitações extremas, mas também foram associadas a maiores ocorrências de casos de dengue (ARAÚJO, et al., 2015), aumento no consumo de energia em aparelhos de refrigeração (DAVIS; GERTLER, 2015) e, em alguns casos, na geração de padrões de circulação do ar que promovem o acúmulo de poluentes em áreas urbanas (FREITAS; SILVA DIAS, 2005).

Dessa forma, a investigação da ilha de calor é imperativa para o melhoramento de ambientes urbanos. Isso deve ser feito por meio da identificação de seus potenciais impactos e desenvolvimento de estratégias de adaptação e mitigação, principalmente em áreas tropicais onde essas ações permanecem escassas (BARROS; LOMBARDO, 2016).

Visto isso, o objetivo deste estudo foi analisar a intensidade da ilha de calor urbana na região metropolitana de São Paulo sob influência sinótica da massa de ar quente e seca atuante em janeiro de 2014 por meio de modelagem numérica.

5.2 METODOLOGIA

Nesta seção, primeiramente estão descritas características da região metropolitana de São Paulo. Logo em seguida, estão detalhadas as configurações utilizadas no modelo empregado, além de apresentar explicações sobre como a intensidade da ilha de calor foi calculada. Por fim, estão descritos os testes e estações meteorológicas de superfície utilizados na validação dos resultados gerados pelo modelo.

5.2.1 Região metropolitana de São Paulo

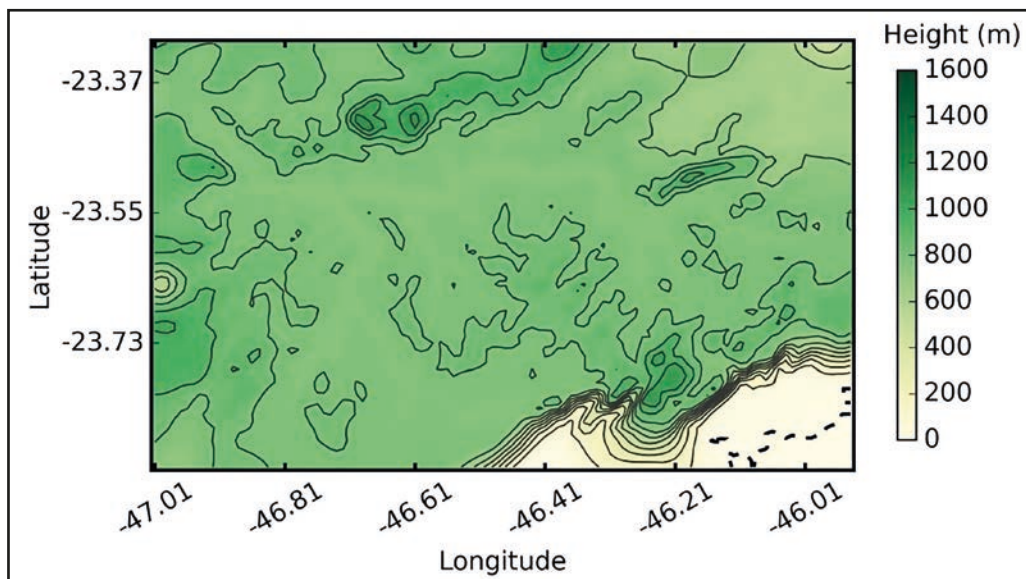
A região metropolitana de São Paulo abrange 39 municípios do estado de São Paulo, ocupando uma área de 7.947 km². Em 2010, abrigava uma população de 19.683.975 pessoas (47,7% do total estadual), com densidade demográfica de 2.476,82 hab./Km² e PIB de R\$ 701,84 bilhões (56,6% do total estadual) em um ambiente 99% urbanizado (IPEA, 2014). A mancha urbana da região metropolitana de São Paulo estende-se mais de 80 km no sentido leste a oeste e 40 km de norte a sul, onde 20 dos seus 39 municípios possuem áreas urbanas conurbadas quase totalmente impermeabilizadas próximas à bacia do Alto Tietê e seus maiores afluentes, Rio Pinheiros e Rio Tamanduateí (NOBRE et al., 2011). A região apresenta taxas de crescimento demográfico expressivas, principalmente em suas fronteiras, correspondentes a cidades-dormitório e periferias, que avançam em direção aos seus últimos remanescentes vegetais naturais (RAIMUNDO, 2006). Dessa forma, a cobertura vegetal existente no município de São Paulo basicamente consiste em fragmentos de vegetação natural secundária, correspondentes a floresta ombrófila densa, floresta ombrófila densa altomontana, floresta ombrófila densa sobre turfeira e campos naturais. Estes se apresentam em porções mais preservadas ao extremo sul da Serra da Cantareira (localizada ao norte do município) e em manchas isoladas como áreas de proteção ambiental. Concentrada em porções menores, há vegetação em áreas urbanizadas (restrita a parques e praças municipais), uma escassa arborização viária e espécimes isolados em terrenos particulares (SÃO PAULO, 2004)

O clima da cidade de São Paulo é típico das regiões subtropicais brasileiras, caracterizado por verões úmidos, de dezembro a março. O máximo das médias diárias de temperatura mensais e máximo valor de precipitação mensal acumulada ocorrem no mês de fevereiro, com temperatura de 22,5 °C e 255 mm precipitados. Em contrapartida, possui invernos secos correspondentes aos meses de junho a agosto, em que a média mínima de temperatura diária mensal se dá

em julho (16 °C) e o menor valor de precipitação acumulada, em agosto (35 mm) (OLIVEIRA et al., 2002).

A topografia da região metropolitana de São Paulo é dominada por morros, variando de 650 m a 1.200 m acima do nível do mar (SILVA; LONGO; ANDRADE, 2017), onde o município de São Paulo encontra-se a 60 km de distância do Oceano Atlântico (OLIVEIRA; BORNSTEIN; SOARES, 2003). Dessa forma, a região é delimitada por cadeias de montanhas: ao norte pela Serra da Mantiqueira, ao sul pela Serra do Mar e a oeste encontra-se o Pico do Jaraguá (SILVA; LONGO; ANDRADE, 2017), como pode ser visto na Figura 5.1.

Figura 5.1 – Topografia da região metropolitana de São Paulo (o eixo x mostra a longitude em graus, e o eixo y mostra a latitude em graus).



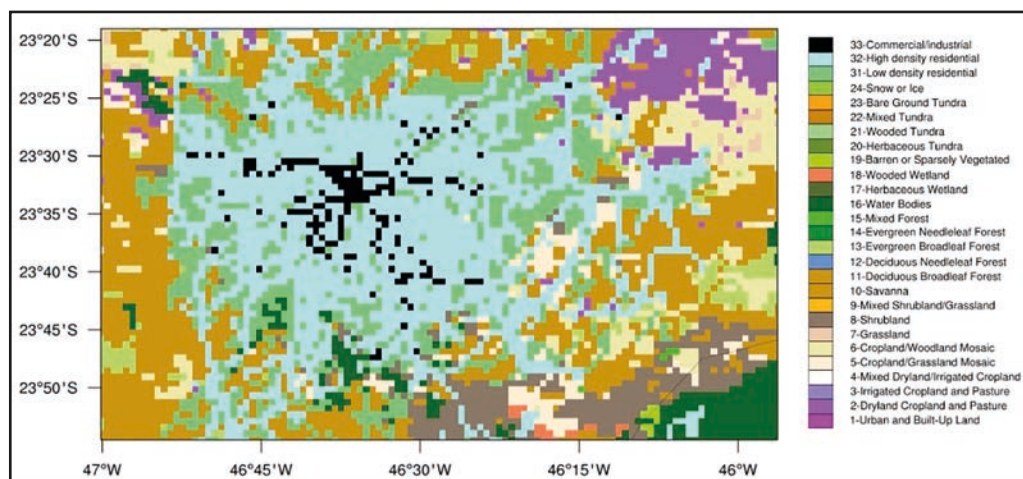
Efeitos combinados de posição geográfica, intensidade relativa do semiestacionário Anticiclone Atlântico Sul e sistemas de baixa pressão continental controlam a variação sazonal dos ventos de superfície na cidade de São Paulo. Assim, induzem ventos de superfície de norte e nordeste durante o verão e de nordeste e leste no inverno. Entretanto, esse padrão é frequentemente afetado em razão da brisa do mar no verão e sistemas de escala sinótica no inverno, como frentes frias. Visto isso, os três fatores de mesoescala que mais influenciam a circulação sobre a cidade de São Paulo são: circulação vale-montanha, brisa do mar e efeitos urbanos, como rugosidade do terreno, construções que produzem efeito de barreira e ilha de calor (OLIVEIRA; BORNSTEIN; SOARES, 2003).

5.2.2 Simulações

O modelo Advanced Research WRF (Weather Forecasting and Research), Versão 3.8.1, foi empregado a fim de se realizarem simulações atmosféricas (SKAMAROCK et al., 2008). O modelo utilizou a opção chamada *single-layer urban canopy model* (SLUCM) para tratar a superfície urbana e sua interação com a atmosfera (CHEN et al., 2011). Foram usadas 3 grades aninhadas: a exterior, com espaçamento horizontal de 9 km e 60 x 60 pontos de grade, a intermediária, com espaçamento horizontal de 3 km e 79 x 61 pontos de grade, e a interna, com resolução horizontal de 1 km e 109 x 67 pontos de grade. O espaçamento vertical tem 38 níveis irregularmente espaçados, mas com menor espaçamento próximo à superfície.

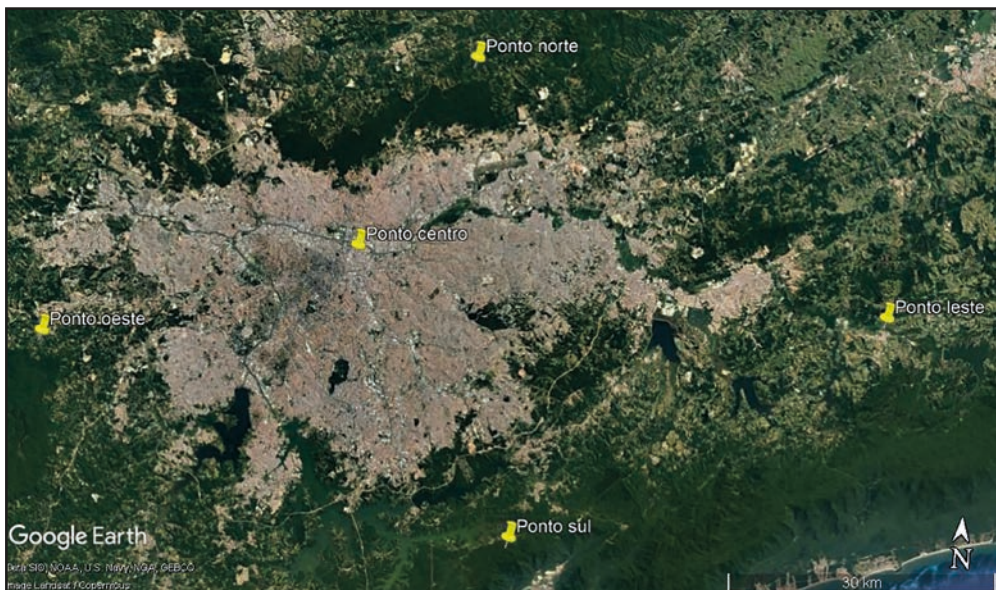
Todas as simulações utilizaram as seguintes parametrizações: (i) esquema de tratamento da camada limite de YSU; (ii) dados meteorológicos e de superfície iniciais e de fronteira da reanálise do ERA-Interim; (iii) topografia do satélite *Shuttle Radar Topography Mission* (JARVIS et al., 2008), com 3 arco-segundos de resolução (~90 m); (iv) esquema de tratamento da superfície de Noah com 4 camadas de solo; e (v) temperatura da superfície do mar atualizada a cada 6 horas com dados de reanálise da ERA-Interim. Os dados de entrada do modelo para a classificação do tipo de uso do solo na grade interior podem ser vistos na Figura 5.2.

Figura 5.2 – Tipos de uso de solo na região metropolitana de São Paulo utilizados como dados de entrada do modelo (o eixo x mostra a longitude em graus, e o eixo y mostra a latitude em graus).



A partir dessas configurações, o modelo simulou dados de temperatura do ar próxima à superfície e radiação solar líquida em médias horárias para o período de janeiro de 2014 em 5 pontos escolhidos na região metropolitana de São Paulo. Quatro dos pontos escolhidos foram localizados em regiões cercadas por vegetação, portanto foram considerados como áreas rurais, sendo: ponto norte (-23.3387° , -046.5044°), ponto sul (-23.8101° , -046.4283°), ponto leste (-23.5616° , -046.0395°) e ponto oeste (-23.643° , -046.9511°). Um quinto ponto foi estabelecido no centro da cidade de São Paulo e considerado como área urbana, aqui chamado de ponto centro (-23.5334° , -046.6169°). Os pontos localizados em diferentes pontos cardeais foram escolhidos para melhor captar elementos que poderiam interferir na circulação atmosférica de forma mais distribuída, como pode ser visto na Figura 5.3, indicando a localização dos pontos na região metropolitana de São Paulo. Isso posto, a fim de se medir a intensidade da ilha de calor, foram calculadas as diferenças entre as temperaturas médias horárias do ponto considerado urbano e dos pontos considerados rurais (temperatura do ponto centro – temperatura de ponto rural). A partir disso, foram realizadas algumas médias e gerados gráficos para a análise dos dados.

Figura 5.3 – Localização dos diferentes pontos na região metropolitana de São Paulo (os marcadores em amarelo representam a localização dos pontos escolhidos para as simulações, e tons de marrom e cinza representam a mancha urbana da região metropolitana de São Paulo).



5.2.3 Validação de dados

A fim de validar os dados produzidos pelo modelo nas simulações do mês de janeiro de 2014, os dados simulados de temperatura do ar próximos à superfície foram comparados aos dados observados de diferentes estações meteorológicas de superfície por meio de testes de correlação linear, erro médio quadrático, erro sistemático (*bias*), índice de concordância (*index of agreement*) e taxa de acerto (*hit rate*).

Dessa forma, foram usados dados de temperatura do ar próxima à superfície de estações meteorológicas pertencentes à Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) espalhadas na região metropolitana de São Paulo. Utilizaram-se dados das estações de Capão Redondo, Carapicuíba, Parelheiros, Guarulhos – Paço Municipal, Interlagos, Marginal Tietê – Ponte dos Remédios, Pinheiros e Taboão da Serra. Além das estações meteorológicas citadas, dados da Estação Meteorológica do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo (IAG-USP) também foram coletados para a validação das simulações. Posto isso, foram realizadas simulações para gerar dados de temperatura do ar próxima à superfície com a localização das estações meteorológicas citadas e, então, os dados simulados foram comparados com os respectivos dados observacionais pertencente a cada estação meteorológica. A localização das estações meteorológicas que tiveram dados de temperatura utilizados na validação das simulações está representada na Figura 5.4.

Figura 5.4 – Localização das estações meteorológicas utilizadas para a validação de dados (os marcadores em amarelo representam a localização das estações meteorológicas, e tons de marrom e cinza representam a mancha urbana da região metropolitana de São Paulo).



5.3 Resultados

Abaixo estão apresentados os resultados do estudo divididos em subseções, sendo a primeira subseção referente à apresentação dos valores dos testes de validação para os resultados gerados pelo modelo. Na próxima subseção estão descritos os resultados da análise do comportamento da temperatura na região metropolitana de São Paulo em janeiro de 2014; por último, encontra-se uma descrição da radiação solar dos mesmos local e período compreendidos.

5.3.1 Validação

Os testes aplicados, no geral, apresentaram resultados satisfatórios com valores que não se distanciaram muito entre as simulações feitas para as diferentes estações, como pode ser visto na Tabela 5.1, com valores dos testes para as diferentes estações meteorológicas. Dessa forma, considerou-se que o modelo apresentou desempenho satisfatório, sendo adequado para o estudo.

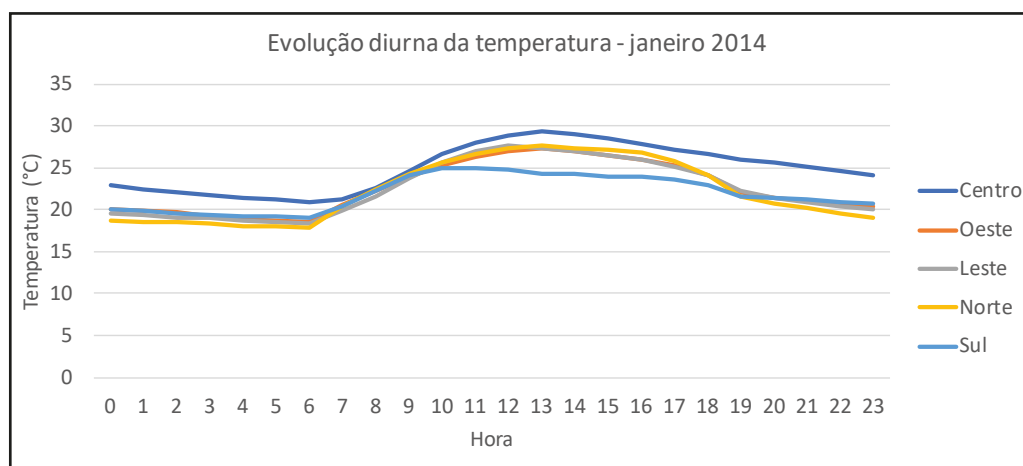
Tabela 5.1 – Valores dos testes de validação para diferentes estações meteorológicas para o mês de janeiro de 2014

Estação	R ²	Erro médio quadrático (MSE)	Raiz quadrada do erro médio quadrático (RMSE)	Erro sistemático (BIAS)	Índice de concordância (IOA)	Taxa de acerto (HR)
Capão Redondo	0,62	6,58	2,56	-0,48	0,87	0,56
Carapicuíba	0,67	5,67	2,38	-0,70	0,89	0,62
Grajaú - Parelheiros	0,63	7,48	2,73	0,14	0,87	0,51
Guarulhos-Paço Municipal	0,67	5,86	2,42	-0,50	0,90	0,62
Interlagos	0,62	5,99	2,45	-0,51	0,99	0,62
Jacareí	0,70	8,68	2,95	-1,39	0,89	0,55
Marginal Tietê	0,62	25,88	5,09	-1,03	0,99	0,62
Pinheiros	0,64	8,21	2,86	-1,23	0,86	0,57
Taboão da Serra	0,64	6,59	2,57	-0,93	0,87	0,59

5.3.2 Temperatura

A partir de medidas de temperatura do ar próximas à superfície simuladas pelo modelo foram feitas médias horárias dos diferentes pontos (centro, oeste, leste, norte e sul), compreendendo todo o mês de janeiro de 2014. Como pode ser visto na Figura 5.4, as médias horárias de temperatura do ponto centro permaneceram mais elevadas em relação às médias horárias de temperatura dos outros pontos durante a maior parte do dia. As temperaturas dos pontos oeste, leste e norte permaneceram sem muitas diferenças entre si, enquanto o ponto sul apresentou médias de temperaturas menores em relação aos outros pontos durante o período diurno. Assim, as respectivas temperaturas médias para o mês de janeiro de 2014 como um todo foram de 24,95 °C para o ponto centro; 22,61 °C para o ponto oeste; 22,47 °C para o ponto leste; 22, 28 °C para o ponto norte; e 21,95 °C para o ponto sul, com temperaturas mais amenas durante as primeiras horas da manhã e mais elevadas durante o período da tarde.

Figura 5.4 – Evolução diurna da temperatura do ar próxima à superfície simulada para os pontos centro, oeste, leste, norte e sul durante o mês de janeiro de 2014.

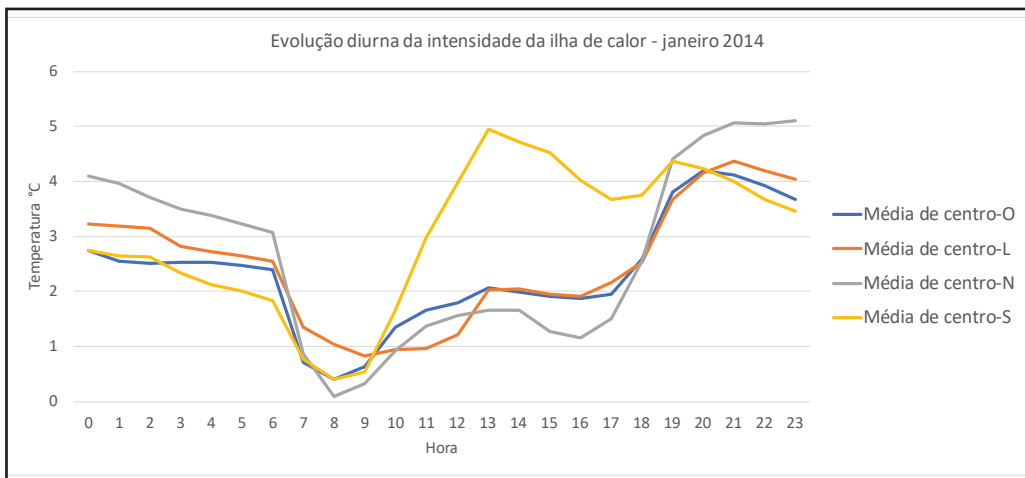


Visto isso, utilizando-se dos dados de temperatura do ar próximas à superfície simuladas pelo modelo, foram calculadas médias horárias das diferenças de temperatura do ponto centro em relação aos demais, representando a evolução diurna da intensidade da ilha de calor para o mês de janeiro de 2014 (Figura 5.5). Nota-se que a intensidade da ilha de calor medida para os pontos oeste, leste e norte apresentaram padrões semelhantes, mostrando-se mais pronunciada durante a noite. A intensidade da ilha de calor aumenta durante o final do período da tarde, às 18h, chegando à sua máxima no período noturno, às 21h, quando

ocorre uma diminuição gradual de sua intensidade até as 6h. No horário do nascer do sol, a intensidade da ilha de calor sofreu uma diminuição mais acentuada, chegando à sua mínima entre 8h e 9h; logo, voltou a aumentar gradualmente até o período da tarde, das 10h às 12h. Durante a tarde, a intensidade da ilha de calor se manteve estável (entre 13h e 17h), exceto pelo ponto norte, que apresentou uma leve queda (entre 15h e 16h).

Apesar de o ponto sul ter mostrado comportamento semelhante aos demais pontos, com intensidade da ilha de calor pronunciada durante a noite e mínima durante a manhã, apresentou um pico positivo bem evidenciado no período da tarde (entre 13h e 14h). A partir das 11h, a intensidade da ilha de calor em relação ao ponto sul aumenta de forma proeminente, atingindo um pico médio de quase 5 °C às 13h, enquanto os outros pontos apresentam intensidade média de cerca de 2° C nesse mesmo horário. Após as 13h, a intensidade da ilha diminuiu e voltou a aumentar de novo às 18h, com comportamento semelhante aos outros pontos.

Figura 5.5 – Evolução diurna da intensidade da ilha de calor em relação ao ponto centro para os pontos oeste, leste, norte e sul a partir de dados simulados para o mês de janeiro de 2014.

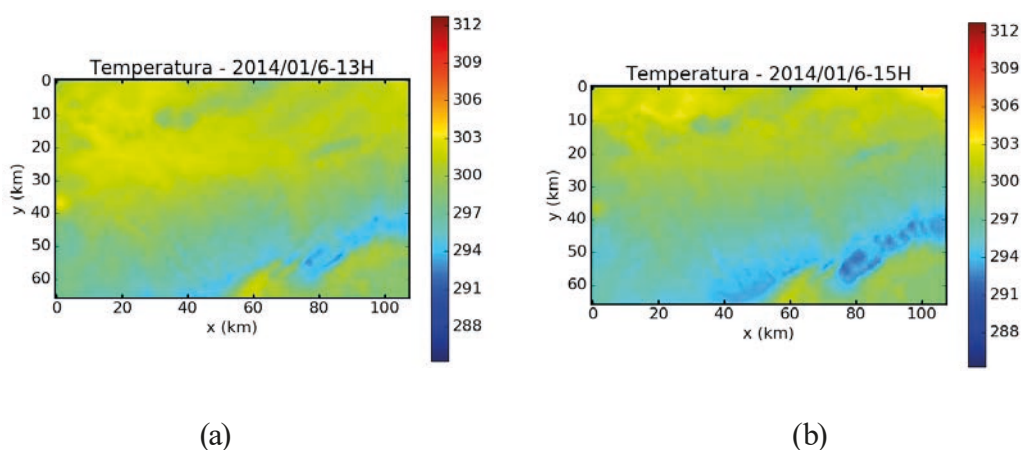


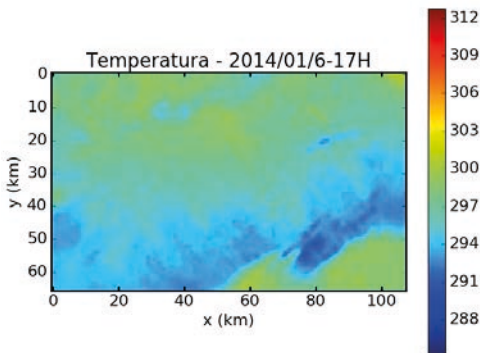
Houve determinados dias em que ocorreram casos de *urban cool island* (não mostrado), indicando que as temperaturas do ponto centro (urbanizado) registraram temperaturas menores que os pontos oeste, leste, norte e sul (rurais). Esses eventos ocorreram em dias aleatórios durante a madrugada e as primeiras horas da manhã, com pico entre 8h e 9h e diferenças de temperaturas variadas, mas geralmente menos pronunciadas que as ilhas de calor.

A fim de avaliar a influência da brisa do mar na região metropolitana de São Paulo foram gerados gráficos representando o campo de temperatura da região por meio de simulações feitas pelo modelo. A passagem da brisa do mar pela região metropolitana de São Paulo pode ser vista na Figura 5.6, que mostra gráficos de temperatura horárias para o dia 6 de janeiro de 2014, quando houve um pico na intensidade da ilha de calor de 7,48 °C em relação aos pontos centro e sul às 13h. A aproximação da frente de brisa do mar, vinda do sudeste trazendo ar mais frio e úmido do oceano, pode ser notada pelos tons de azul (menores temperaturas representadas por cores mais frias).

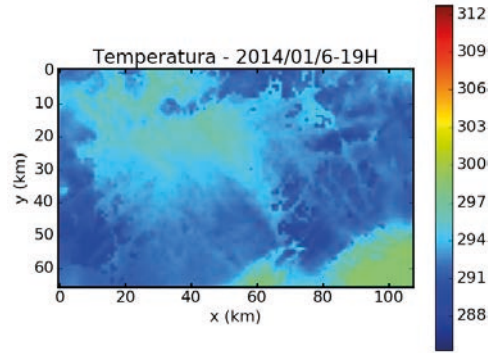
Na Figura 5.6 (a) observou-se a frente de brisa às 13h, próxima à costa, vinda do sudeste, localizada ao sul da região metropolitana de São Paulo. Às 15h (Figura 5.6 (b)) houve intensificação e propagação da frente de brisa para as partes sul e leste da região metropolitana de São Paulo; logo, às 17h (Figura 5.6 (c)), chega também às partes oeste e centro da região. Por fim, às 18h (não mostrado), continuou se propagando, atingindo locais mais ao norte até as 19h (Figura 5.6 (d)), quando não foi mais possível identificar visualmente a frente de brisa. Porém, observou-se a formação de uma região mais quente ao centro da região metropolitana de São Paulo na Figura 5.6 (d), que pode ser ilustrada como a formação de uma ilha de calor.

Figura 5.6 – Gráficos do campo de temperatura do ar próxima à superfície (em K) simulados pelo modelo indicando a passagem da brisa do mar pela região metropolitana de São Paulo no dia 6 de janeiro de 2014, nos quais: (a) representa temperaturas às 13h; (b), às 15h; (c), às 17h; e (d), às 19 h. Tons mais quentes representam temperaturas mais altas, e tons mais frios, temperaturas mais baixas.





(c)



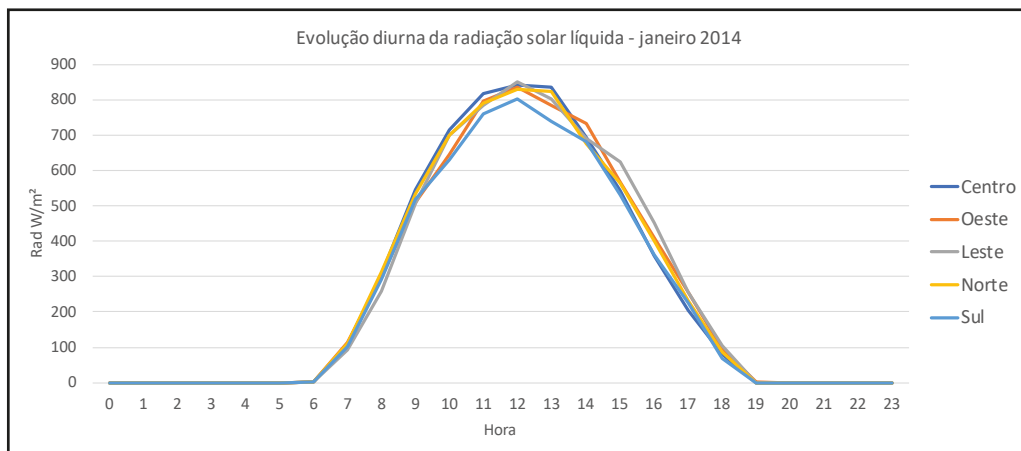
(d)

5.3.3 Radiação solar

Em tentativa de identificar relação entre a quantidade de radiação líquida e a temperatura na região metropolitana de São Paulo foram simuladas pelo modelo médias de radiação solar líquida nos pontos centro, oeste, leste, norte e sul (os mesmos em que foram simulados dados de temperatura) durante janeiro de 2014. Para isso, foram tiradas médias mensais de radiação solar líquida do mês de janeiro de 2014 como um todo, dos diferentes pontos, obtendo-se os seguintes valores: ponto centro de 252,06 W/m²; ponto oeste de 252,06 W/m²; ponto leste de 255,25 W/m²; ponto norte de 252,63 W/m²; e ponto sul de 237,93 W/m². Visto isso, observou-se que a quantidade de radiação solar líquida variou pouco entre os diferentes pontos, exceto no ponto sul, onde foram registrados os menores valores.

Médias de radiação solar líquida horárias também foram calculadas para o mesmo período, a fim de se observar sua evolução diurna. Dessa forma, como mostra a Figura 5.7, foi visto que em todos os pontos houve comportamento semelhante no período noturno, quando não há radiação solar líquida no intervalo entre 19h e 6h. Do nascer do sol, às 6h, até as 9h, as diferenças de radiação líquida entre os diferentes pontos são muito semelhantes; porém, no intervalo entre 10h e 17h surgem algumas variações mais visíveis que são suavizadas até o anoitecer. Dentre todos os pontos, o ponto sul foi o local que apresentou menor radiação líquida durante a maior parte do período com luz solar; nele, as variações foram maiores entre 12h e 14h, sendo que às 13h observou-se a diferença horária máxima de 100 W/m² entre o ponto sul e ponto centro.

Figura 5.7 – Evolução diurna da radiação solar líquida simulada para o mês de janeiro de 2014.



5.4 DISCUSSÃO

Por meio das análises de dados de temperatura do ar próxima à superfície e radiação solar líquida produzidos pelo modelo, destacamos os seguintes resultados:

- (1) Ocorreram casos de *urban cool island* durante a madrugada e primeiras horas da manhã em alguns dias de janeiro de 2014.
- (2) Houve maior intensidade da ilha de calor urbana durante o período noturno.
- (3) O ponto sul apresentou menor quantidade de radiação líquida média total e média horária em janeiro de 2014, com maior discrepância às 13h em relação aos outros pontos.
- (4) Houve um pico positivo na intensidade da ilha de calor durante a tarde somente no ponto sul.
- (5) A temperatura média para o mês de janeiro de 2014 foi maior no ponto centro e menor no ponto sul.

Dados os resultados, estes são discutidos a seguir, na ordem em que foram apresentados, por meio da comparação com outros trabalhos encontrados na literatura.

Em relação ao resultado (1), Ribeiro et al. (2015), em estudo da ilha de calor com dados observacionais da região metropolitana de São Paulo, identificou a ocorrência de uma *urban cool island* durante a manhã, com intensidade

máxima às 9h. A partir desse horário, esta diminuiu sua intensidade até que houvesse a transformação de um cenário de *urban cool island* para a formação de uma ilha de calor às 12h. Esse fenômeno também foi descrito no trabalho de Ferreira, Oliveira e Soares (2013), que, por meio de dados observacionais de temperatura do ar, verificaram um padrão semelhante de *urban cool island* para a cidade de São Paulo. Os autores atribuíram a possibilidade de ocorrência desse fenômeno a uma propriedade termal chamada admitância térmica. Esta pode ser definida como a aptidão de uma superfície em armazenar ou liberar calor, expressando a mudança de temperatura produzida pela mudança de um dado fluxo de calor (OKE, 2009). Os valores de admitância térmica nas áreas urbanas são maiores que os rurais, pois os materiais que constituem o cânion urbano geralmente armazenam ou liberam energia a menores taxas que solos em áreas rurais. Desse modo, nas primeiras horas da manhã o aquecimento solar direto favorece rápidos aumentos de temperatura em áreas rurais devido à sua baixa admitância térmica, experimentando aquecimento ligeiramente maior em comparação a áreas urbanas. Assim, uma rápida diminuição da intensidade da ilha de calor é vista pela manhã, produzindo, em alguns casos, uma *urban cool island* (FERREIRA; OLIVEIRA; SOARES, 2013).

Semelhante ao resultado (2), a evolução diurna da intensidade da ilha de calor com maiores intensidades durante o período noturno e menores intensidades no período diurno foram encontrados no estudo de Ribeiro et al. (2015). Isso poderia ser atribuído ao potencial de as construções das áreas urbanas armazenarem energia recebida dos raios solares durante o dia e o liberarem durante a noite, sugerindo grande parte de influência da radiação solar líquida na intensidade da ilha de calor. Além disso, a máxima de intensidade do fluxo de calor antropogênico que ocorre durante o dia não aparentou ser forte o suficiente para sustentar a máxima ilha de calor durante a noite, inclusive no inverno, quando representa cerca de 15% do valor diário da radiação líquida de superfície (FERREIRA; OLIVEIRA; SOARES, 2011). O potencial de armazenamento de energia solar em construções urbanas pode ser especialmente importante em episódios como o verão de 2014, em que sistemas de alta pressão impedem a formação de nuvens e favorecem o aumento de radiação líquida. Dessa forma, em condições sinóticas de alta pressão há a possibilidade de ocorrer efeito de aumento da liberação de calor para a atmosfera durante a noite e/ou estender a duração de condições de calor em cidades (SUN et al., 2017).

A associação entre a influência da radiação solar líquida no campo de temperatura da região metropolitana de São Paulo pode ser considerada ao analisar

os resultados (3) e (4), em que o ponto sul registrou menores valores de radiação líquida e temperatura em relação aos outros pontos. Ribeiro et al. (2018) identificaram uma influência indireta da topografia da região metropolitana de São Paulo na intensidade de sua ilha de calor, mesmo em dias em que a brisa do mar não se propaga pela cidade (mais ao centro da região metropolitana). A brisa do mar vem do oceano em direção à região metropolitana de São Paulo (de sudeste) resfriando adiabaticamente ao subir a escarpa, chegando ao alto da Serra do Mar, localizada próxima ao ponto sul adotado por esse estudo. Segundo os autores, o resfriamento adiabático fez com que o ar se tornasse mais frio e úmido, tornando essa região do planalto sempre mais fria e mais frequentemente coberta por nebulosidade, podendo servir como uma justificativa para os menores valores de radiação solar líquida do ponto sul no presente estudo. Infere-se que essa menor quantidade no ponto sul influencie as temperaturas mais baixas na região, criando um contraste maior de temperatura entre o planalto ao sul (mais frio) e o centro da região metropolitana de São Paulo (mais quente), situação em que se intensifica a ilha de calor.

Em Ribeiro et al. (2015) a influência da chegada da brisa do mar foi investigada em um estudo de caso do dia 6 de agosto de 2013, quando se registrou às 13h a diferença média de 10,5 °C entre uma estação suburbana localizada ao sul e uma urbana mais ao centro da região metropolitana de São Paulo. Simultaneamente, notou-se aumento de umidade relativa do ar conforme a mudança de direção do vento de nordeste para sudeste, características típicas que indicam a passagem da brisa do mar. Visto isso, pode-se inferir que o motivo da intensidade da ilha de calor medida para o ponto sul no presente estudo ter se apresentado mais pronunciado durante o período da tarde, em vez de durante a noite, como nos outros pontos, possa ser a influência da brisa do mar. Inclusive, os horários em que se registraram as maiores diferenças na radiação solar líquida e intensidade da ilha de calor entre os pontos centro e sul coincidem (perto das 13h).

Por isso, pressupõe-se que nos dias em que a brisa do mar chegou a região metropolitana de São Paulo, em um primeiro momento, quando a brisa alcançou o ponto sul (vinda de sudeste), fez sua temperatura cair, criando um grande contraste em relação ao ponto localizado no centro que ainda não havia sofrido influência de sua chegada, encontrando-se, portanto, mais quente. Já em um segundo momento, quando a brisa chegou ao ponto centro (na parte densamente urbanizada da região metropolitana de São Paulo), a intensidade da ilha de calor calculada a partir do ponto sul diminui, indicando que a brisa resfriou a

área urbana, diminuindo a intensidade da ilha de calor. Vemado e Pereira Filho (2016) observaram que a circulação da brisa do mar interage com a circulação produzida pela ilha de calor na região metropolitana de São Paulo, causando o desenvolvimento de células de convecção mais profundas sobre a área mais densamente urbanizada. Essa interação poderia contribuir com o aumento de episódios de precipitação mais fortes em uma região densamente ocupada, causando prejuízos econômicos e sociais.

Por fim, alguns fatores descritos anteriormente poderiam justificar o resultado (5), em que a temperatura média do ponto centro apresentou-se mais elevada, e a do ponto sul, menos elevada em relação às outras estações. Silva, Longo e Andrade (2017), por meio de modelagem, apontaram fatores dominantes que poderiam explicar grande parte da variação total da temperatura na região metropolitana de São Paulo. Foi observado que 67% da variação total de temperatura foi atribuída a mecanismos de circulação, representando forte influência da brisa do mar, com ventos de sudeste na parte sul da região, enquanto 24% da variância total foi associada à urbanização por meio do calor armazenado nas áreas urbanas e outras fontes antropogênicas. Visto isso, pressupõe-se que a brisa do mar seja forte influência nos padrões de temperatura mais baixa na região sul, e que o calor armazenado nas estruturas urbanas seja um dos principais motivos para que o ponto centro possua temperatura média mais alta.

5.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A tendência de aumento de temperatura na região metropolitana de São Paulo tende a agravar os problemas típicos de megacidades já existentes na região, dentre eles a intensificação da ilha de calor. Em razão disso, o presente estudo teve o objetivo de investigar a ilha de calor na região metropolitana de São Paulo, utilizando-se o modelo Advanced Research WRF (Versão 3.8.1) para simular dados de temperatura e radiação solar líquida em janeiro de 2014.

Assim, constatou-se que a brisa do mar exerce grande influência na ilha de calor da região metropolitana de São Paulo, contribuindo para sua intensificação em relação à região sul, principalmente no período da tarde. A brisa do mar vinda de sudeste atinge, primeiramente, o sul da região metropolitana de São Paulo, fazendo sua temperatura cair e, conseqüentemente, aumentando o contraste de temperaturas em relação à região central, que no momento ainda não sofreu a influência da brisa. Porém, em momento posterior, a brisa do mar chega ao centro da região metropolitana de São Paulo, causando seu resfriamento e, simultaneamente, diminuindo a intensidade da ilha de calor. Visto

isso, a brisa do mar causa, em um primeiro momento, a intensificação da ilha de calor na região durante o começo do período da tarde, que, depois, perde intensidade ao seu final.

A topografia entre o litoral e a região metropolitana de São Paulo mostrou exercer influência indireta na intensidade da ilha de calor na região, pois desempenha papel na propagação da brisa do mar, que, por sua vez, resfria, formando uma cobertura de nuvens mais densa na região sul. Dessa forma, a região sul recebe menos radiação solar líquida que outros locais, fazendo com que sua temperatura média para todo o mês de janeiro também seja menor. Com isso, a ilha de calor intensifica-se com a passagem da brisa do mar no período da tarde na região sul em relação aos outros locais. Assim, mesmo que não alcance a região metropolitana de São Paulo, a brisa do mar ainda causa o efeito de aumento do gradiente de temperatura.

A partir deste estudo, ficou visível a importância de se ter pontos de medições de variáveis meteorológicas bem distribuídas na região metropolitana de São Paulo. Devido ao fato de a região ser uma conurbação territorialmente extensa com relevo, cobertura e uso do solo diversas, é esperado que padrões diferentes de temperatura surjam entre suas diferentes partes. Partindo de somente 5 pontos (centro, oeste, leste, norte e sul) na região metropolitana de São Paulo, foi possível notar semelhanças e diferenças entre suas partes, inclusive identificar a influência da brisa do mar mais evidente na região mais ao sul. Isso demonstra a importância do cuidado na escolha de dados de estações de superfície para a avaliação da ilha de calor, pois estações de superfície mais bem distribuídas permitem acompanhar de forma mais precisa o campo de temperatura e demais variáveis na região, evitando vieses.

Por fim, apesar de as ilhas de calor não produzirem impactos globais, ficando mais evidentes na escala local, interagem com fenômenos de maiores escalas, podendo gerar impactos diferenciados, se comparados isoladamente. Em razão disso, é preciso considerar efeitos combinados, pois a ilha de calor sob a atuação de fenômenos de escalas maiores pode ser intensificada e causar impactos locais mais significativos como episódios de precipitação extrema. Dessa forma, fica evidente que a população urbana é mais vulnerável às mudanças climáticas, especialmente aquelas com menores condições financeiras, que são geralmente as que ocupam locais de risco.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO R. V. et al. São Paulo urban heat islands have a higher incidence of dengue than other urban areas. **Brazilian journal of infectious diseases**, v. 9, n. 2, p. 146-155, 2015.

ARNFIELD, A. J. Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. **International journal of climatology**, v. 23, n. 1, p. 1-26, 2003.

BARROS, H. R.; LOMBARDO, M. **Heat island in the city of São Paulo: the thermal field of parks**. Saarbrücken: LAP LAMBERT Academic Publishing, 2016.

CHEN, F. et al. The integrated WRF/urban modeling system: development, evaluation, and applications to urban environmental problems. **International journal of climatology**, v. 31, n. 2, p. 273-288, 2011.

COELHO, C. A. S.; CARDOSO, D. H. F.; FIRPO, M. A. F. Precipitation diagnostics of an exceptionally dry event in São Paulo, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 125, n. 3-4, p. 769-784, 2016.

DAVIS, L. W.; GERTLER P. J. Contribution of air conditioning adoption to future energy use under global warming. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 19, p. 5962-5967, 2015.

FERREIRA, M. J; OLIVEIRA, A. P.; SOARES, J. Anthropogenic heat in the city of São Paulo, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 124, n. 1, p. 43-56, 2011.

FERREIRA, M. J; OLIVEIRA, A. P.; SOARES, J. Diurnal variation in stored energy flux in Sao Paulo city, Brazil. **Urban climate**, v. 5, p. 36-51. 2013.

FREITAS, E. D. et al. Interactions of an urban heat island and sea-breeze circulations during winter over the metropolitan area of São Paulo, Brazil. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 122, n. 1, p. 43-65. 2007.

FREITAS, E. D.; SILVA DIAS, P. L. Alguns efeitos de áreas urbanas na geração de uma ilha de calor. **Revista brasileira de meteorologia**, v. 20, n. 3, p. 355-366, 2005. Disponível em: <http://www.rbmet.org.br/port/revista/revista_artigo.php?id_artigo=140>. Acesso em: 17 maio 2017.

IAG-USP – INSTITUTO DE ASTRONOMIA, GEOFÍSICA E CIÊNCIAS ATMOSFÉRICAS DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. **Boletim climatológico anual da estação meteorológica do IAG/USP – 2014**. São Paulo, 2014. Disponível em: <<http://www.estacao.iag.usp.br/Boletins/2014.pdf> >. Acesso em: 9 ago. 2018.

IPEA – INSTITUTO DE PESQUISA E ECONOMIA APLICADA. **Atlas do desenvolvimento humano nas regiões urbanas brasileiras**. 2014. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=24037>. Acesso em: 30 jul. 2018.

JARVIS, A. et al. **Hole-filled SRTM for the globe Version 4**. 2008. Disponível em: <<http://srtm.csi.cgiar.org/>>. Acesso em: 18 ago. 2018.

LI, D.; BOU-ZEID, E. Synergistic Interactions between Urban Heat Islands and Heat Waves: The Impact in Cities Is Larger than the Sum of Its Parts. **Journal of applied meteorology and climatology**, v. 52, n. 9, p. 2051-2064, 2013.

NOBRE, C. A. et al. Vulnerabilidades das megacidades brasileiras às mudanças climáticas: região metropolitana de São Paulo. In: MOTTA, R. S. et al. **Mudança do clima no Brasil: aspectos econômicos, sociais e regulatórios**. Brasília: 2011. p. 233-260.

OKE, T. R. **Boundary layer climates**. 2. ed. Nova Iorque: Routledge, 2009.

OLIVEIRA, A. P. et al. Diurnal evolution of solar radiation at the surface in the city of São Paulo: seasonal variation and modeling. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 71, n. 3, p. 231-249. 2002.

OLIVEIRA, A. P.; BORNSTEIN, R. D.; SOARES, J. Annual and diurnal wind patterns in the city of São Paulo. **Water, air and soil pollution: focus**, v. 3, n. 5, p. 3-15. 2003.

RAIMUNDO, S. A paisagem natural remanescente na região metropolitana de São Paulo. **São Paulo em Perspectiva**, v. 20, n. 2, p. 19-31. 2006. Disponível em: <<http://produtos.seade.gov.br/produtos/spp/index.php?men=rev&cod=5073>>. Acesso em: 30 jul. 2018.

RIBEIRO, F. N. D. et al. Effect of sea breeze propagation on the urban boundary layer of the metropolitan region of Sao Paulo, Brazil. **Atmospheric Research**, v. 214, p. 174-188, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.07.015>>. Acesso em: 15 ago. 2018.

RIBEIRO, F. N. D. et al. Urban heat island in the metropolitan area of São Paulo and the influence of warm and dry air masses during summer. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON URBAN CLIMATE, 9, 2015, Toulouse. **Proceedings...** Disponível em: <<http://www.meteo.fr/icuc9/LongAbstracts/>>. Acesso em: 15 ago. 2018.

SÃO PAULO (Município). Secretaria do Verde e do Meio Ambiente/Secretaria de Planejamento. **Atlas ambiental do Município de São Paulo: o verde, o território, o ser humano: diagnósticos e bases para a definição de políticas públicas para as áreas verdes do Município de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Verde e Meio Ambiente, 2004.

SILVA, F. B.; LONGO, K. M.; ANDRADE, F. M. Spacial and temporal variability patterns of the urban heat island. In São Paulo. **Environments**, v. 4, n. 2., p. 1-26, 2017.

SKAMAROCK, W. C. et al. A description of the Advanced Research WRF version 3. **NCAR Technical note NCAR/TN-475+STR**, v. 113, 2008. Disponível em: <http://www2.mmm.ucar.edu/wrf/users/docs/arw_v3.pdf>. Acesso em: 18 ago. 2018.

SUN, T. et al. Attribution and mitigation of heat wave-induced urban heat storage change. **Environmental research letters**, v. 12, n. 11, p. 1-9, 2017.

VEMADO, F.; PEREIRA FILHO, A. J. Severe weather caused by heat island and sea breeze effects in the Metropolitan Area of Sao Paulo, Brazil. **Advances in Meteorology**, v. 2016, 2015.

AVALIAÇÃO DE ESTRATÉGIAS TRANSDISCIPLINARES PARA RESILIÊNCIA E SUSTENTABILIDADE EM CIDADES ASIÁTICAS

*Ana Jane Benites¹
André Felipe Simões²*

RESUMO

A urgência na execução de ações para resposta das municipalidades aos impactos das mudanças climáticas vem promovendo a resiliência, uma abordagem geralmente mais imediata e pragmática, como alternativa ao desenvolvimento sustentável, conceito criado para instrumentalizar a sustentabilidade, mas que teria se esgotado ao longo do tempo, dado seu caráter difuso e intangível, além dos conflitos normativos e políticos que se instalaram em sua trajetória. A adaptação no curto prazo, frequentemente sugerida pela resiliência, entretanto, reforçaria regimes de exceção ou alavancaria novos estados desfavoráveis e irreversíveis para o sistema ambiental, inviabilizando a sustentabilidade no longo termo. A outra ferramenta suposta a materializar a sustentabilidade, a transdisciplinaridade na ciência, também é limitada em seu

¹ Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). Contato: benites.ana@usp.br.

² Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo (IEE-USP). Contato: afsimoes@usp.br.

potencial de visão sistêmica e reflexividade pela desarticulação das iniciativas urbanas a programas geopoliticamente mais amplos. Este capítulo investiga como cidades asiáticas, cujo cenário demográfico atual tende a ser reproduzido na América Latina a médio prazo, vem absorvendo tais dicotomias. Para isso, um quadro analítico é elaborado, resgatando conceitos e debates críticos em sustentabilidade, transdisciplinaridade e resiliência, e aplicado sobre estratégias de resposta a problemas urbanos contemporâneos registradas em mídias diversas nos últimos 10 anos, a partir de soluções e programas de cidades resilientes e sustentáveis da China, Índia, Japão e Coréia do Sul. A avaliação qualitativa dos resultados mostra que somente o modelo sul-coreano logra harmonizar soluções para resiliência no curto prazo à sustentabilidade de longo termo com aproveitamento integral da transdisciplinaridade, aliando virtuosamente a visão sistêmica à reflexividade sob redes municipais sinérgicas de inovação distribuídas regionalmente.

Palavras-chave: resiliência e sustentabilidade urbana, políticas para mudanças climáticas, cidades asiáticas

ASSESSMENT OF TRANSDISCIPLINAR STRATEGIES FOR RESILIENCE AND SUSTAINABILITY IN ASIAN CITIES

Abstract

The urgency in implementing actions to respond to climate change impacts by municipalities has been promoting resilience, a generally more immediate and pragmatic approach, as an alternative to sustainable development, a concept created to instrumentalize sustainability, which, however, would have been exhausted throughout time given its diffuse and intangible character, besides the normative and political conflicts that settled in its trajectory. The short-term adaptation frequently suggested by resilience, however, would reinforce regimes of exception or leverage new unfavorable and irreversible states on the environmental system, rendering sustainability unfeasible in the long term. The other tool supposed to materialize sustainability, the transdisciplinarity in science, is also limited in its potential of systemic vision and reflexivity by the disarticulation of urban initiatives from geopolitically broader programs. This article investigates how Asian cities, whose current demographic scenario tends to be reproduced in Latin America in the medium term, has been absorbing such dichotomies. To accomplish this, an analytical framework is

elaborated rescuing concepts and critical debates in sustainability, transdisciplinarity and resilience and applied over response strategies to contemporary urban problems recorded, in the last 10 years, multiple media sources related to solutions and programs of sustainable and resilient cities of China, India, Japan and South Korea. The qualitative evaluation of the results shows that only the South Korean model manages to harmonize short-term resilience solutions to long-term sustainability with full transdisciplinarity enforcement, virtuously combining systemic vision and reflexivity under synergetic urban innovation networks distributed regionally.

Keywords: Urban resilience and sustainability, climate change policies, asian cities

6.1 INTRODUÇÃO

Historicamente, o conceito de sustentabilidade parte de uma definição centrada predominantemente na dimensão ambiental do termo, mas a postura de conservação ambiental que o acompanha, defendida pela corrente da sustentabilidade forte, desloca-se, a partir da introdução do conceito de desenvolvimento sustentável do Relatório Brundtland (*Nosso futuro comum*), para um posicionamento de legitimação ao equilíbrio entre as perspectivas ambiental, social e econômica promovido pela doutrina da sustentabilidade fraca (BURSZTYN; BURSZTYN, 2012; DIMITROV, 2010; KAJIKAWA, 2008; REDCLIFT, 2005). Com o passar do tempo, a definição de desenvolvimento sustentável, a princípio criada para instrumentalizar a sustentabilidade, acaba abarcando-a, transfigurando esses rótulos em sinônimos que ganham força de “marca” institucional (ADAMS, 2006; REDCLIFT, 2005).

O sucesso deste conceito de desenvolvimento sustentável, que agrada a todos pela sua generalidade e flexibilidade, porém, é abalado ao longo dos anos pelos conflitos normativos e políticos derivados da interpretação desprovida de neutralidade que múltiplos atores atribuem às lacunas fragilizadoras da definição, o que prejudica a materialização da sustentabilidade (MORI; CHRISTODOULOU, 2012; DIMITROV, 2010; ADAMS, 2006). Com isso, e frente aos impactos iminentes das mudanças climáticas, avançam novas abordagens aos conceitos de sustentabilidade e desenvolvimento sustentável, mais objetivas e usualmente dedicadas à resolução rápida de problemas atuais, como a resiliência e o foco na sustentabilidade urbana, supostamente apontadas como melhores alternativas na adaptação e redução a vulnerabilidades nos ecossistemas das cidades (MEEROW et al., 2016; LEICHENKO, 2011).

Segundo um número crescente de autores, essas novas tendências demarcariam o esgotamento do enlace entre sustentabilidade e desenvolvimento sustentável (BENSON; CRAIG, 2014; AHERN, 2011). Porém, há os que sinalizem que as ações para adaptação no curto prazo decorrentes, na prática, da resiliência reforçam a permanência de regimes desviados dos padrões de qualidade nos sistemas ambientais e/ou alavancam a entrada desses sistemas em novos estados irreversíveis e ainda mais distantes dos ideais. Assim, a resiliência já teria emergido contrária à sustentabilidade, pois esta pretende preservar estágios ou retornar a patamares anteriores ideais para o sistema ambiental (BENSON; CRAIG, 2014; DERISSEN et al., 2011).

A expectativa para o cumprimento de objetivos da sustentabilidade acordadas no contexto da construção social ao significado de desenvolvimento sustentável em marcos célebres como a Rio 92 recairia, então, sobre a ciência da transdisciplinaridade, igualmente resultante de – e atuante nas – metamorfoses provocadas pela evolução nos processos de inovação voltados à concretização da sustentabilidade (BENSON; CRAIG, 2014; BURSZTYN; BURSZTYN, 2012). Essa nova ciência da sustentabilidade, que agrega visão sistêmica (perfil científico tipo 1) à coparticipação de todos os setores sociais na produção de conhecimento (tipo 2) para a resolução de problemas complexos e perniciosos (SAKAO; BRAMBILA-MACIAS, 2018; AHERN, 2011), todavia, também encontra obstáculos em sua manifestação sob as lentes estreitas da sustentabilidade urbana: frequentemente isoladas de programas de âmbito geopolítico mais abrangente, as aproximações sistêmica e reflexiva raramente desempenham todo seu potencial e, entre os indesejados efeitos *ex-post* disso está o suporte ou amplificação das pressões da resiliência imediata sobre a sustentabilidade duradoura (O'BRIEN et al., 2012; LEICHENKO, 2011).

Um outro agravante a essas barreiras à materialização da sustentabilidade concentra-se na ausência de consenso que ainda paira sobre tais conceitos básicos: se sustentabilidade, desenvolvimento sustentável e crescimento já eram tratados como sinônimos, agora a eles equivalem também a resiliência e até a prosperidade (VERMEULEN, 2018; JACKSON, 2009). Essas lacunas no entendimento reforçam o descompromisso com a sustentabilidade, notadamente no âmbito dos planos de ação urbanos pois, em sua maioria, as municipalidades praticam a resiliência imediata mas afirmam exercitar ou almejar a resiliência evolutiva e/ou a sustentabilidade, o que afasta, ainda mais, a atenção da postura de prevenção para o longo prazo, encorajando sempre o comportamento reativo (O'BRIEN et al., 2012; DAVOUDI et al., 2012).

Este capítulo busca investigar como as cidades, na formulação, execução e gerenciamento de suas estratégias para enfrentar ameaças das mudanças climáticas e outros desafios urbanos contemporâneos, vêm assimilando essas dicotomias, eventualmente contribuindo em melhor esclarecê-las.

Para isso, um *framework* analítico foi estruturado (Seção 6.3) a partir de revisão bibliográfica sobre os conceitos discutidos, acompanhado das principais polêmicas de suas trajetórias transformadoras (Seção 6.2) e aplicado sobre artigos, livros, sites e outras mídias, registrando respostas de cidades asiáticas no enfrentamento de problemas perniciosos de cada municipalidade nos últimos 10 anos (Quadro 6.1). Um recorte sobre a base de dados de mídias foi efetuado para enfatizar o grupo asiático de cidades do Japão, Índia, China e Coréia do Sul, já que estas abrigam as três maiores megalópoles do planeta (Tokyo, Delhi e Shanghai) e o mais elevado contingente humano urbanizado do mundo (54%), que, embora sujeito à maior expansão global até 2050, vem experimentando, em paralelo, os esvaziamentos mais intensos de cidades, inclusive devido a desastres (UN – DESA, 2018). Como situações parecidas são esperadas no futuro urbano das cidades latino-americanas, tal recorte facilitaria a assimilação de modelos mais significativos para o Brasil, por exemplo.

As reflexões proporcionadas sobre o resultado das análises (Seção 6.4) revelaram, dentre outros aspectos, que apenas uma das estratégias investigadas, a sul-coreana, melhor harmoniza iniciativas de resiliência de curto prazo à sustentabilidade no longo termo, com aproveitamento integral da transdisciplinaridade, aliando virtuosamente a visão sistêmica à reflexividade, o espaço urbano local à rede metropolitana regional.

Dentre outros achados e recomendações derivados do estudo, também destacam-se, particularmente para o direcionamento de políticas públicas no Brasil, a institucionalização de programas de integração entre estratégias e soluções localizadas de municipalidades brasileiras a planos federais, estaduais e regionais sinérgicos, além de um fomento mais sólido à educação e pesquisa pública no país.

6.2 REFERENCIAL TEÓRICO

6.2.1. O amadurecimento (ou esgotamento?) dos conceitos de sustentabilidade e desenvolvimento sustentável pela abordagem da resiliência urbana

Sustentabilidade é a capacidade de suporte ou manutenção de um determinado estado, garantindo continuidade futura (JAMES; MAGEE, 2016; KAJIKAWA, 2008). Interpretado sob o domínio das ciências ecológicas e da Terra, o termo sugere a proteção e o bem-estar dos seres vivos no planeta, a preservação dos ciclos naturais da Terra, da biodiversidade em flora e fauna, inclusive humana, e o combate às forças destrutivas da ação antropogênica (DIMITROV, 2010).

Como a origem dessas forças propulsoras de perda e degradação ecológica reside, em sua maioria, no modelo econômico clássico e neoclássico (BURSZTYN; BURSZTYN, 2012; FARLEY, 2010), essa definição ambiental de sustentabilidade apela para a transição a um novo paradigma econômico, que vem sendo proposto pela economia ecológica, cujos princípios de conservação e gerenciamento aos ecossistemas fundamentam-se na lógica física a que atendem os próprios subsistemas terrestres: pela Primeira Lei da Termodinâmica, que versa sobre a conservação de matéria e energia em sistemas fechados, toda a produção humana depende de recursos naturais, que não podem ser criados, mas transformados. Portanto, como o planeta é um sistema fechado em termos de transferência de matéria, as fontes de recursos naturais não são infinitas, como pressupõe a função de produção na economia clássica. Também os resíduos derivados da atividade produtiva não desaparecem e a capacidade de absorção de rejeitos do planeta é restrita. Ainda, conforme a Segunda Lei da Termodinâmica, o processo de transformação produtiva implica, além do consumo de energia, no aumento irreversível da entropia em seus componentes, o que significa que a reciclagem dos detritos também é limitada (DALY; FARLEY, 2011).

Por meio dessas evidências os defensores da economia ecológica criticam a insistência dos modelos clássicos e neoclássicos em desconsiderar que o sistema econômico está contido no sistema social e que ambos são, em realidade, subsistemas abertos compreendidos pelo sistema natural de um planeta finito. As escolas clássica e neoclássica, mantendo o sistema econômico em primeiro plano, reduzem a economia a um sistema ordenado de conversão de energia e materiais naturais brutos de baixa entropia, cada vez mais escassos, em lixo de alta entropia, sempre mais abundante e menos reciclável, oferecendo, no processo, um fluxo de satisfação psicológica à sociedade de consumo (DALY; FARLEY, 2011; MARTINEZ-ALIER, 2003; JACKSON, 2009).

Tal raciocínio justifica, adicionalmente, a concepção de sustentabilidade usualmente ilustrada nas esferas ambiental, social e econômica e as tensões entre crescimento e desenvolvimento econômico nas noções de sustentabilidade fraca e forte: a sustentabilidade fraca dos modelos clássico e neoclássico busca

a manutenção do nível de consumo por meio da alocação ótima de recursos, preservando o estoque de capital natural e manufaturado (produzido pelo homem) ao longo do tempo, recorrendo, particularmente, ao avanço tecnológico para isso. Ou seja, capitais naturais e manufaturados são substituíveis (SINGH et al., 2009). É a filosofia do crescimento sustentável, incremento quantitativo em produção e consumo, entendido como um oximoro, pois nenhum sistema físico submetido às leis da termodinâmica pode crescer indefinidamente. Já para a sustentabilidade forte não há possibilidade de permuta entre capital natural e produzido (CIEGIS et al., 2009). É o posicionamento que, segundo muitos adeptos da economia ecológica, mais se aproxima dos princípios de desenvolvimento sustentável, introduzindo melhoria econômica qualitativa além da expansão quantitativa da economia (DALY; FARLEY, 2011; BELLEN, 2005).

Por outro lado, para os apoiadores da ecologia profunda, qualquer atividade econômica, por mais básica – seja ela até mesmo extrativismo de subsistência –, provoca algum dano ao meio ambiente e, conseqüentemente, é contrária à ideia de sustentabilidade. Nesse caso, o próprio desenvolvimento sustentável torna-se, igualmente, um oximoro (BURSZTYN; BURSZZYNY, 2012). Por isso, o conceito de desenvolvimento sustentável preconizado pela World Commission on Environment and Development (WCED) das Nações Unidas no Relatório Brundtland de 1987 estabeleceu-se como um instrumento ao mesmo tempo largamente aceito e fortemente criticado por diferentes atores sociais, representantes, respectivamente, das perspectivas de sustentabilidade fraca e forte (MORI; CHRISTODOULOU, 2012): ele rompe com a suposição ingênua de que a economia, dado o cenário geopolítico, tecnológico e demográfico atual da humanidade, poderia retrair-se à condição de consumo frugal necessário apenas à satisfação do metabolismo humano, como acontece com as demais espécies. Em lugar disso, a definição da WCED reconhece a importância da preservação da qualidade de vida e bem-estar conquistados pelo homem com o avanço econômico e o progresso técnico-científico. Para isso, legitima o *triple bottom-line*, estimulando a busca pela qualidade ambiental, prosperidade econômica e justiça social, o que, na prática, acarreta o deslocamento das dimensões ambiental, social e econômica de hierárquicas, concêntricas e aninhadas, uma configuração que privilegia a conservação ambiental, para um arranjo paralelo em que todos os pilares ganham igual prioridade (BURSZTYN; BURSZZYNY, 2012). E relega, com sua generalidade, a polêmica sobre sustentabilidade forte e fraca a interpretações abertas pela sociedade (MORI; CHRISTODOULOU, 2012).

Tal definição para desenvolvimento sustentável, “um desenvolvimento que atende às necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras em atender às suas próprias necessidades” (BRUNDTLAND et al., 1987, p. 41), obteve tamanha repercussão que acabou sendo utilizada como sinônimo do próprio rótulo “sustentabilidade”. Apesar disso, os termos não apresentam sentidos exatamente idênticos, pois o desenvolvimento sustentável é considerado um processo dinâmico de mudança e a sustentabilidade, sua meta (SIKDAR, 2003).

O dinamismo nesse manifesto flexível da WCED para desenvolvimento parte da constatação de que as necessidades mudam com o tempo, como reflexo do próprio processo de desenvolvimento, progresso técnico e de aspectos culturais. Assim, além desse desafio na concretização do pacto intergeracional agregado à escala temporal incorporada pelo conceito (quais seriam as necessidades futuras e, para que sejam contempladas, o que, quanto, a que custo e por quanto tempo sustentar?), acentua-se a provocação no compromisso intrageracional em reduzir a pobreza e a desigualdade social, local e globalmente (KAJIKAWA, 2008).

Ainda na intersecção desses impasses temporais, mas projetando nela também a escala espacial, encontra-se a enorme concentração de renda e hábitos de consumo intensos e exuberantes dos países do norte contra a situação de pobreza generalizada e extrema dos países do sul. O neoliberalismo econômico insinuado como solução para isso em *Nosso futuro comum* pode desencadear o conhecido efeito colateral do *trickle-down*, isto é, com o crescimento econômico subjacente à liberação de mercados, redução de impostos, amplificação na taxa de transferência tecnológica e fluxo de capital, os ricos acabam tornando-se proporcionalmente mais ricos e os pobres continuam proporcionalmente tão pobres quanto antes. Mais ainda, com ampliação de renda, se as populações desfavorecidas dos países em desenvolvimento passassem a reproduzir os padrões de consumo até hoje praticados pelos países desenvolvidos, a já ameaçada capacidade de carga do planeta logo atingiria sua completa exaustão. É claro que um acréscimo na produção e consumo de itens básicos é razoável para a ascensão de um país ao patamar de desenvolvido, mas, nesse raciocínio, permaneceria implícita a prerrogativa de que bem-estar e qualidade de vida dependem de consumo e não de prosperidade – possibilidade de florescimento pleno dos potenciais humanos para além das posses materiais, esperança e felicidade (MARTINEZ-ALIER, 2014; JACKSON, 2009; SEGHEZZO, 2009).

Esses debates normativos e políticos alimentam o discurso dos simpáticos à sustentabilidade forte de que a definição de desenvolvimento sustentável promovida pela WCED teria desviado a mobilização de atores sociais da causa

principal: a ambiental. A discussão sobre “necessidades” deslocou-se para a de “direitos” e, nessa trajetória, dentre uma multiplicidade de construções sociais conflitantes atribuída às lacunas dúbias do que se transfigurou na marca “desenvolvimento sustentável”, grupos locais e globais de ativistas e políticos valeram-se delas para justificar suas decisões e ações, adquirindo vantagens na defesa de interesses próprios e grandes corporações aproveitaram para “esverdear” seus processos de industrialização com alternativas *end-of-pipe* em lugar de implementar inovações radicais para a quebra da cadeia do carbono (REDCLIFT, 2005; ADAMS, 2006).

Em contrapartida, os entusiastas da sustentabilidade fraca destacam as vantagens de abertura à participação pública proporcionadas pelas próprias imprecisões desse conceito de desenvolvimento sustentável, permitindo o engajamento dos atores na medida em que moldam, nele, esse novo paradigma globalmente compartilhado (DIMITROV, 2010). Também salientam as valiosas contribuições que as alianças voltadas à ação para a sustentabilidade estabelecidas nas conferências das Nações Unidas, a começar pela Rio 92, trouxeram para a governança em torno de uma nova ordem em que os diversos segmentos sociais conscientizaram-se e responderam à urgência em internalizar valores ambientais na economia (DIMITROV, 2010; REDCLIFT, 2005).

Com isso, muitos resultados dos compromissos selados sob o conceito de sustentabilidade e seu instrumento de expressão, o desenvolvimento sustentável, foram alcançados, mas a certeza que perdura é de que muito ainda há por realizar, pois a insustentabilidade da influência antropogênica sobre o meio ambiente só aumenta (BENSON; CRAIG, 2014; ADAMS, 2006). A fluidez e simplicidade enganosa que oculta a complexidade e contradições inerentes ao atual conceito de desenvolvimento sustentável, convidando grupos de atores, cuja neutralidade é sempre contestável, a manipular seu significado de acordo com conveniências particulares, dificulta a rápida materialização das metamorfoses profundas que os subsistemas terrestres devem atravessar para garantir a sustentabilidade (ADAMS, 2006; REDCLIFT, 2005).

Ademais, o panorama mundial também sofreu consideráveis mudanças desde a publicação do Relatório Brundtland há cerca de três décadas: globalização, avanço sem precedentes das TICs e da engenharia genética, realinhamento das potências econômicas mundiais e acirramento das ameaças em guerras nucleares, terrorismo, epidemias e pandemias, além dos efeitos das mudanças climáticas. Assim, novas abordagens, como a resiliência e suas aplicações sobre desastres causados pela mudança climática em metrópoles e megalópoles, vêm sendo

integradas às estratégias para a sustentabilidade, procurando, dentre outras, orientações proativas e reações ágeis, mais focadas e objetivas, aos impactos do colapso ambiental que já se manifestam (BURSZTYN; BURSZTYN, 2012; ADAMS, 2006).

Derivada do campo da engenharia, resiliência é a capacidade de retorno ao equilíbrio de um sistema após sofrer choques externos. Transportada para os sistemas complexos das cidades, manifesta-se no conceito da resiliência urbana, que enfatiza, como meta a ser perseguida, a minimização do tempo de retomada à normalidade, seja no estado anterior ou num outro patamar de funcionamento do sistema, após distúrbios. Eficiência, constância e predictabilidade buscando a estabilidade são as diretrizes para o planejamento urbano e o gerenciamento de desastres e emergências com base nesse paradigma (DAVOUDI et al., 2012). Ações reativas e proativas de curto prazo, porém, tornam-se comuns nesse contexto, dada a escassez em recursos nas administrações urbanas e a agilidade necessária à recuperação do *status quo*, sem reflexão sobre possíveis melhorias nos padrões de qualidade, novos ou anteriores, do sistema (DAVOUDI et al., 2012; O'BRIEN et al., 2012).

Essas propriedades, que livram as estratégias resilientes dos debates normativos e políticos peculiares às articulações respaldadas no ideal do desenvolvimento sustentável, em contrapartida replicam, dele, o perfil de comando, controle e inflexibilidade à administração das cidades fundamentada em tal viés de resiliência imediata (BENSON; CRAIG, 2014; DAVOUDI et al., 2012; ADAMS, 2006). Nele, as mudanças no sistema são incrementais e rotineiras, representadas por iniciativas de adaptação e mitigação destituídas de visão holística e não necessariamente sinérgicas entre si: enquanto processos adaptativos compreendem ajuste às perturbações à estabilidade do sistema, moderando os impactos negativos ou explorando oportunidades derivadas deles, os de mitigação se propõem a atenuar os efeitos dos choques sobre o sistema, atuando sobre suas causas, como na redução à exposição e vulnerabilidade a desastres ou, no caso das ameaças das mudanças climáticas, controlando de emissões de gases do efeito estufa (LAVELL et al., 2012).

Existe, contudo, uma interpretação alternativa para a definição de resiliência, enraizada no campo da ecologia, em que se rejeita a hipótese de um estado único de equilíbrio para o sistema no qual é preciso sempre permanecer, admitindo o constante salto para outros domínios e aceitando as falhas do sistema, isto é, a multiplicidade de equilíbrios. Então, o objetivo é determinar a magnitude de perturbações que podem ser absorvidas pelo sistema antes da mudança em sua

estrutura ou migração para um novo patamar na qualidade de seu funcionamento. Dessa abstração procede a ideia de resiliência evolucionária, na qual se pressupõe, até mesmo, a independência de distúrbios externos para a mutação na natureza dos sistemas. Como implicação direta para o planejamento urbano, essa metáfora permite melhor assimilar as cidades como sistemas socioecológicos complexos, não lineares e auto-organizados, permeados por incertezas e descontinuidades, que ininterruptamente adaptam-se e se transformam em resposta a estímulos internos e/ou externos. Essa materialização para a resiliência, portanto, é capaz de transcender ações quantitativas imediatas de adaptação e mitigação sob estágios equilibrados e/ou controlados de um sistema, estimulando a sinergia entre essas iniciativas sob quadros transdisciplinares mais abrangentes e, assim, promovendo a transformação qualitativa de longo prazo para novos regimes que se dispõe a concretizar a sustentabilidade (DAVOUDI et al., 2012).

A princípio, pode-se pressupor que alternativas dessa natureza auxiliem no preenchimento das lacunas presentes na definição holística, porém vaga, de desenvolvimento sustentável da WCED: certamente o exercício da resiliência – imediata ou evolucionária – não representaria o esgotamento do conceito de desenvolvimento sustentável, mas uma nova fase do seu ciclo de vida dinâmico, em que, tendo atraído toda a sociedade com sua maleabilidade, finalmente conseguisse fazer alguns grupos realmente concordarem entre si e, mais eficientemente, honrarem suas metas pactuadas com a sustentabilidade. Entretanto, justapor resiliência à definição de sustentabilidade pode ser uma tarefa analogamente paradoxal, pois enquanto esta prima pela manutenção ou retorno a um estado ideal do sistema ambiental no longo termo, aquela geralmente recai na adaptação, em curto prazo, ou, mais raramente, na evolução de longo termo para uma nova condição no sistema, que, no cenário de incerteza e instabilidade das mudanças climáticas e outros problemas perniciosos contemporâneos, pode implicar no atingimento de um nível insatisfatório social e ambientalmente, com impossibilidade de retorno ao estágio anterior mais favorável (BENSON; CRAIG, 2014; DERISSEN, 2011). E, como a resiliência se abstém, habitualmente, da discussão de questões normativas e de justiça ambiental, o risco da inserção em níveis sistêmicos de desvantagem é ainda maior para grupos vulneráveis socioeconomicamente (DERISSEN, 2011).

Ademais, além de fortalecer a perpetuação de um novo regime, a resiliência pode facilitar a transição para ainda outros novos patamares no sistema, conduzindo-o a estados mais e mais distantes e irrevogáveis do que os precedentes (DERISSEN et al., 2011). Como exemplo, as soluções de resiliência para a

mobilidade urbana baseadas no alargamento de vias, encolhimento de veículos e até taxaço na circulaço deles ou melhorias isoladas no transporte público acabam impelindo o crescimento econômico local e a já acirrada concentraço populacional, ainda que restrita a períodos específicos do dia e da semana, nos grandes centros urbanos, desencadeando efeitos colaterais adicionais, persistentes e cumulativos. Mais efetivas e inclinadas à sustentabilidade são as alternativas concebidas sistemicamente, redistribuindo funções estratégicas regionalmente entre diferentes municipalidades que atuem de maneira coesa entre si (LITMAN; STEELE, 2017). Tais iniciativas, contudo, dependem da coordenação entre programas estaduais, nacionais e até globais, fungindo, frequentemente, do alcance local de políticas e administraço urbanas. Por isso, até mesmo o conceito de sustentabilidade urbana e sua materializaço pela transdisciplinaridade merecem questionamentos, pois no âmbito das cidades a resiliência imediata é a prática mais comum e as visões sistêmica e reflexiva na sua concretizaço são geralmente limitadas (MEEROW et al., 2016; DAVOUDI et al.; 2012; LEICHENKO, 2011).

De qualquer maneira, essas reflexões sobre a primordialidade na harmonizaço entre os enquadramentos científicos holísticos sistêmicos e reflexivos evidenciam, ainda mais, a relevância da transdisciplinaridade como elemento-chave na atenuaço da tensão entre resiliência e desenvolvimento sustentável: dentre aspectos positivos e negativos levantados para esses referenciais norteadores na concretizaço da sustentabilidade, as práticas transdisciplinares são sempre citadas entre os primeiros, isto é, como proveitosas e recomendadas na soluço de problemas perniciosos contemporâneos.

6.2.2 Um resgate ao conceito de transdisciplinaridade na pesquisa sob as perspectivas da sustentabilidade e resiliência urbana

A transdisciplinaridade na produço de conhecimento pode ser entendida como uma evoluço a partir da multidisciplinaridade e da interdisciplinaridade científica, estratégias verificadas nas práticas de pesquisa e comumente perpetradas, de maneira integrada, na ciência da sustentabilidade (AHERN, 2011).

Pesquisa multidisciplinar refere-se àquela que inclui mais de uma disciplina, cada uma contribuindo separadamente para um projeto. Os pesquisadores eventualmente compartilham abordagens de pesquisa enquanto trabalham isoladamente em diferentes aspectos de um problema comum. Concluído o projeto, as disciplinas permanecem inalteradas. Já na pesquisa interdisciplinar os pesquisadores de duas ou mais disciplinas integram informações, dados,

ferramentas, perspectivas, conceitos e/ou teorias para resolver problemas cujas soluções estão além dos limites de cada disciplina separada. Tais disciplinas, ao final do projeto, incorporam conhecimento sobre a perspectiva das demais disciplinas em como resolver o problema que as mobilizou (SAKAO; BRAMBILA-MACIAS, 2018).

No caso da pesquisa transdisciplinar, essas modalidades – multi e interdisciplinar – são transcendidas pelo emprego de uma visão sistêmica (Transdisciplinar 1) ou de quadros abrangentes (Transdisciplinar 2). A visão sistêmica do modo 1 de transdisciplinaridade desenvolve um corpo comum e mais holístico de conhecimento que se estende para além das disciplinas participantes de um projeto de pesquisa, significando que novas disciplinas podem surgir após o projeto ou ao longo dele. Os quadros abrangentes nas pesquisas de transdisciplinaridade do tipo 2 articulam a coprodução de conhecimento entre parceiros acadêmicos e não acadêmicos que colaboram em equipes, as quais, ao término do projeto, tendem a desintegrar-se ou a perpetuar (SAKAO; BRAMBILA-MACIAS, 2018).

Como exemplos, a economia ecológica, na sua abordagem mais ampla e inédita a ecossistemas e sistemas econômicos, integrando e sintetizando muitas perspectivas disciplinares distintas, caracteriza-se como um campo transdisciplinar do perfil 1. A área de pesquisa das mudanças climáticas, além da categoria 1, atinge também a classe 2, pois, na medida em que envolve fenômenos naturais e efeitos das atividades humanas sobre o meio ambiente, é construída socialmente em torno do compartilhamento de contribuições provenientes da academia, empresas, governo e de toda a sociedade civil (BURSZTYN; BURSZTYN, 2012).

Quaisquer que sejam as ordens de transdisciplinaridade, 1 (I) ou 2 (II), predomina nesse tipo de pesquisa a vocação para a resolução de problemas complexos e de grande relevância social. São essas as propriedades que completam a lista de requisitos para a decorrência natural de transdisciplinaridade a partir da definição de sustentabilidade e de seu processo de operacionalização, o desenvolvimento sustentável: em sintonia com o princípio da perenidade e permanência das condições de vida, com o compromisso em relação às futuras gerações, o conceito de sustentabilidade do desenvolvimento vem estimulando uma mobilização social sem precedentes e abriga uma complexidade jamais enfrentada pela ciência até a contemporaneidade. Consegue ser, paralelamente, interdisciplinar, interinstitucional e intergeracional (SAKAO; BRAMBILA-MACIAS, 2018; VERMEULEN, 2018; BURSZTYN; BURSZTYN, 2012).

A interdisciplinaridade é inerente ao entrelaçamento dos pilares ou esferas econômica, social e ambiental, as quais derivam organicamente da definição de sustentabilidade. Também a interinstitucionalidade se sobrepõe, pois cada uma dessas dimensões apresenta-se fragmentada no plano institucional, seja pela racionalização e subdivisão do conhecimento em diferentes disciplinas no mundo acadêmico, seja pela departamentalização funcional ou ideológica nos universos corporativo e político. E a intergeracionalidade pronuncia-se pela desconexão que os pilares mantêm com o futuro, dada a imprecisão dos modelos preditivos acerca de cenários possíveis (BURSZTYN; BURSZTYN, 2012; DERISSEN et al., 2011).

Ademais, a ciência da sustentabilidade, além de abarcar também, embora muitas vezes antagonicamente, a teoria da resiliência, reúne ainda outras particularidades que tornam indispensável a estratégia transdisciplinar: é dedicada à resolução de problemas perniciosos (*wicked problems*) e aborda as interações dinâmicas entre natureza e sociedade, acessando arcabouços de sistemas complexos, dinâmicos e auto-organizados para fornecer conhecimento coproduzido por estudiosos, profissionais e “leigos” no apoio à tomada de decisões ao desenvolvimento sustentável diante de contextos de incerteza e informação limitada (AHERN, 2011).

Ou seja, somente a transdisciplinaridade consegue responder à emergência de temas transversais, típicos dos problemas inerentes ao desenvolvimento sustentável e à política e gestão ambiental, que não encontram somente na multidisciplinaridade ou na interdisciplinaridade o espaço para a interação entre diversas disciplinas de modo construtivo, integrativo e pragmático, incorporando, inclusive, saberes populares, até mesmo os de populações tradicionais, a exemplo dos povos indígenas (BURSZTYN; BURSZTYN, 2012). Mas, especialmente, os princípios transdisciplinares logram valorizar o papel dos “leigos”, do conhecimento tácito dos cidadãos comuns, convidando-os, no papel de inovadores sociais, a modelar as práticas científicas, atuando como coautores do próprio objeto das pesquisas e de seus resultados. É um exercício que, além de mais efetivo para o enfrentamento dos problemas perniciosos da sustentabilidade, garantindo governanças mais robustas para a tomada de decisão, igualmente auxilia na eliminação dos efeitos indesejados *ex-post* da ciência (*post-normal science*) (SCHINKO et al., 2017; POPA, 2015).

Para que essas transformações na retomada da transdisciplinaridade à ciência se edifiquem e perpetuem, muitas metamorfoses devem ocorrer no processo científico (BRINK et al., 2018; SCHINKO et al., 2017). Uma

delas refere-se aos modelos analíticos: a transdisciplinaridade na ciência da sustentabilidade desafia a representatividade de estratégias de pesquisa alicerçadas no equilíbrio e predictabilidade necessárias ao teste de hipóteses nulas, já que estas não observam o comportamento dinâmico de ecossistemas. *Systems thinking* – modelamento integrado de *frameworks* interdisciplinares em grande escala são recomendados, inclusive para evitar a suposição recorrente de que um resultado local é sempre extrapolável para outras geografias e/ou para o âmbito global. Similarmente, as técnicas de avaliação das pesquisas e resultados transdisciplinares também devem ser adaptadas para possibilitar o diagnóstico por elementos intangíveis e qualitativos, que se proliferam entre os objetos de estudo na ciência da sustentabilidade (BRINK et al., 2018; MORAN, 2010).

6.3 METODOLOGIA

Os quadros de fundamentação conceitual das Subseções 6.2.1 e 6.2.2 foram produzidos a partir de pesquisa bibliográfica entre os provedores de publicações científicas multidisciplinares Scopus, Scielo e Web of Science, com complementação pelo buscador Google Scholar. O mesmo procedimento foi aplicado para obter uma base de dados de publicações sobre casos de soluções de cidades inteligentes e sustentáveis implementadas a partir de 2010 em cidades asiáticas, complementada por sites e outras mídias obtidas na internet.

Quanto ao referencial teórico, publicações relativas às definições de sustentabilidade, desenvolvimento sustentável, resiliência e transdisciplinaridade ressaltando as principais controvérsias na difusão desses temas e sua evolução histórica até os debates mais recentes sobre as mudanças climáticas foram selecionados a partir de seus resumos introdutórios. Aqueles datados a começar pelos anos 1980, que pavimentaram a divulgação do Relatório Brundtland e das primeiras controvérsias ligadas à sua definição de desenvolvimento sustentável, foram priorizados, bem como os mais recentes, associados à resiliência e à prosperidade no ambiente urbano. Com isso, um arcabouço analítico qualitativo pôde ser elaborado a partir dos conceitos-chave mobilizados para avaliar a aderência aos princípios da transdisciplinaridade na governança e demais propriedades das soluções de cidades analisadas, como interações entre atores nas PPPs, alcance geopolítico e articulações entre componentes da arquitetura das soluções, etc. (Quadro 6.1).

Relativamente à captura e consolidação de dados submetidos a tal quadro analítico, foram selecionados casos de cidades asiáticas consideradas dentre as mais urbanizadas e populosas do mundo e/ou que vêm introduzindo inovações

radicais no modelamento de megacidades, bem como aqueles associados a implementações de soluções anunciadas como alinhadas aos conceitos-chave de sustentabilidade, desenvolvimento sustentável, resiliência e prosperidade.

Com isso, foi possível determinar que tipo de transdisciplinaridade vem sendo exercitada por tais atores críticos no ecossistema urbano, como ela é influenciada pelas limitações locais e pela ausência de entendimento e consenso sobre os conceitos básicos relacionados ao desenvolvimento sustentável e resiliência, além das consequências disso na dicotomia entre resiliência no curto prazo e a resiliência evolucionária e sustentabilidade no longo termo. Dessas reflexões conduzidas a partir da compilação resumida dos resultados da avaliação no Quadro 6.1 derivaram-se recomendações para a formulação de políticas públicas, elencadas entre as considerações finais.

6.4 RESULTADOS E REFLEXÕES

O conjunto de casos de cidades sustentáveis e resilientes de nações asiáticas selecionado conforme os procedimentos metodológicos descritos na Seção 6.3 foi analisado sob o referencial teórico mobilizado na Seção 6.2, verificando a orientação à sustentabilidade (forte ou fraca) e/ou à resiliência imediata ou evolutiva nas estratégias de tratamento aos desafios ressaltadas pelas soluções, bem como o perfil científico dos mecanismos de solução edificados – tipo I (incorporando visão sistêmica) e/ou tipo II (reflexivo), bem como a predominância de aspectos de multi, inter ou transdisciplinaridade nas abordagens estratégicas adotadas.

Os resultados, sintetizados no Quadro 6.1, apontam que o portfólio de cidades inteligentes indianas e o programa sul-coreano de revitalização de pequenas cidades, em que está inserida a municipalidade de Sejong, são as estratégias que melhor harmonizam os conceitos de sustentabilidade e resiliência imediata e evolutiva, numa preocupação com a conservação ambiental no longo prazo em seu enfoque à energia limpa e, no curto prazo, com as questões da mobilidade urbana, harmonizando iniciativas de adaptação e mitigação sob visão sistêmica ampla.

No caso sul-coreano, em particular, o problema da mobilidade urbana é resolvido com implementação de políticas de revisão do uso do solo, realocando *hubs* de inovação temáticos a diferentes cidades mais distantes das centrais: formam-se redes de inovação interligadas que tendem a desenvolver-se de forma interdependente e sinérgica. Tais complexos intermunicipais de

inovação colaboram com a revitalização das regiões de êxodo, fortalecendo economicamente as áreas e cidades abandonadas pelo contingente jovem, que deixa de se dirigir às grandes metrópoles, então menos pressionadas por congestionamentos. O efeito colateral, contudo, pode ser o *trickle-down*, uma vez que traços neoliberais de desenvolvimento econômico são notórios no desenho da solução. A distribuição igualitária de renda a todas as camadas sociais pode resultar de investimentos mais intensos em educação e certamente será privilegiada pelo direcionamento dos centros de pesquisa à inovação para temas relacionados à sustentabilidade, com atenção especial não ao modelo clássico e neoclássico de industrialização, maximização da função de produção e consumismo, mas às energias renováveis, podendo contemplar mais enfaticamente o setor social. Trata-se, portanto, da aplicação de visão sistêmica não apenas local, mas regional e nacionalmente distribuída, fomentada pelo governo federal. Em adição a esse *systems thinking* que caracteriza a prática da ciência tipo I, destaca-se a coparticipação de múltiplos atores nos processos de inovação por intermédio do arquétipo de *living labs* vigente entre as redes de inovação, significando que os cidadãos são convidados a contribuir, sob PPPs, com seus requisitos e experiências desde a concepção até o estágio de implantação e operação dos novos produtos e serviços. Estes, ao difundirem-se, tendem a engendrar outras parcerias e inovações no tratamento a mais problemas urbanos, garantindo durabilidade e autonomia para a malha de relacionamentos entre atores. São propriedades da reflexividade na ciência tipo II que, junto às lentes sistêmicas da tipo I, atribuem à estratégia sul-coreana, em paralelo à indiana, a melhor aderência às prerrogativas da transdisciplinaridade dentre os relatos examinados. Daí a mais perfeita sintonia entre resiliência e sustentabilidade: as reações rápidas locais de adaptação e mitigação a eventos extremos não conduzem o sistema a regimes irreversíveis pois são complementadas pelas ações mais abrangentes dedicadas à migração a níveis superiores de qualidade para o sistema social e econômico (resiliência evolutiva) com estímulo à manutenção do equilíbrio para o sistema ambiental ou seu retorno a patamares mais favoráveis no longo termo.

Quadro 6.1 – Transdisciplinaridade em iniciativas sustentáveis e resilientes de cidades asiáticas (2010-2019)

Cidade(s)	Abordagem no tratamento do problema*	Perfil no mecanismo de solução	Classe de transdisciplinaridade**	Nível de conservação ambiental***
Problema/desafio principal em destaque				
Mecanismos para tratamento do problema/desafio principal				
Conjunto de municipalidades engajadas no portfólio de cidades inteligentes indianas	E/R	T	I/II	FO
Transportes e serviços de saneamento básico, como tratamento e fornecimento de água e esgoto.				
Portfólio de programas do governo federal com desenvolvimento de soluções sinérgicas de cidades inteligentes, com foco em energias renováveis, educação e nenhuma ênfase à industrialização. PPPs com intenso e duradouro envolvimento e autonomia dos cidadãos na implantação e manutenção das soluções.				
Guangzhou (China)	R	T	II	MFR
Transportes e moradia, intensificados pela superpopulação nas megacidades				
Uso de tecnologias de cidades inteligentes e PPPs restritas para obter soluções paleativas (RealBus). Apesar do realce à busca da prosperidade, agenda da indústria manufatureira é explícita e o impacto ambiental da proposta <i>belt and road</i> é significativo.				
Sejong (Coreia do Sul)	E/R	T	I/II	FO
Adensamento populacional nas regiões economicamente mais dinâmicas com êxodo das cidades menores, especialmente de jovens; energia e transportes.				
Programa de revitalização das cidades menores por meio de realocação de <i>hubs</i> temáticos de inovação para a sustentabilidade a essas municipalidades, promovendo redes autoexpandíveis de <i>living labs</i> , com destaque à energia limpa e menção breve à indústria de base.				
Yokohama (Japão)	E/R	I	I	FO
Transportes, redução de emissões de gases do efeito estufa, energia.				
Reestruturação da cidade com centros de reciclagem de energia, expansão do transporte com os veículos elétricos e compactos e incluindo estação para fornecimento <i>backup</i> de energia em caso de acidentes. Disponibilização de centro de gerenciamento da cidade para suporte a incidentes e estímulo à inovação e intercâmbio de conhecimento. Metas claras para redução de emissões. PPPs reduzidas.				
Nagoya (Japão) e outras cidades asiáticas	R	I	I	FR
Transportes, crescimento e decrescimento de cidades, envelhecimento e qualidade de vida da população.				
Megaprojetos favorecendo transporte público rápido entre grandes centros urbanos, como o trem-bala, e reduzindo o deslocamento de pessoas, como na construção de condomínios mistos, comerciais e residenciais e vultosos centros de negócios, lazer e compras próximos a principais estações interligadas a diversos meios de transporte. PPPs reduzidas, ênfase tecnológica, impacto ambiental dos megaprojetos e da industrialização.				

Fonte: adaptado com base em Lee et al. (2017), TDLC (2017), Zhang et al. (2017), Randhawa e Kumar (2017), Yang et al. (2016), CNPD (2014) e Dong et al. (2011).

Legenda:

E: tentativa de eliminação do problema pela resiliência evolutiva (opção pela abordagem de longo termo da sustentabilidade); **R:** adaptação/mitigação (resiliência de curto prazo) ao problema.

M: multidisciplinar; **I:** interdisciplinar; **T:** transdisciplinar.

I: ciência do tipo I (sistêmica); **II:** ciência do tipo II (reflexiva).

Nota:

* Natureza da abordagem predominante para tratamento do problema ou enfrentamento do desafio (**E/R**).

** Classe de transdisciplinaridade no corpo de conhecimento científico acessado pela solução (**I** e/ou **II**).

*** Nível de conservação ambiental na interpretação do conceito de sustentabilidade incorporado ao relato (muito fraca (MFR), fraca (FR), forte (FO), muito forte (MFO)).

Já as táticas das cidades japonesas como Yokohama e Nagoya, embora suportem metas de redução à emissão de gases do efeito estufa e fornecimento de energia verde, fiéis aos pactos assumidos com o desenvolvimento sustentável desde a Rio 92 e a uma noção de sustentabilidade mais forte, integram suas soluções apenas localmente ou a municipalidades vizinhas e a uma variedade limitada de serviços da *triple bottom-line*. Esse olhar sistêmico micro é acompanhado de sinais fracos de valorização da participação e experiência dos cidadãos e até da iniciativa privada em PPPs, embora a aposta na alta tecnologia e o estímulo de governos federais e regionais seja clara. A linha de ciência materializada por tal postura engloba multi e interdisciplinaridade, mas com a dissolução dos sistemas de inovação estruturados em torno dos projetos após sua conclusão, sem a formação ou fortalecimento significativo de novas disciplinas, a despeito do enriquecimento de disciplinas isoladas. Possíveis consequências dessas fragilidades na reflexividade científica são resistências ou rejeições aos produtos e serviços derivados da inovação, implicações *ex-post* de um processo de inovação que aliena agentes críticos, como o usuário final, que passa a cultivar desconfiança, desinteresse e/ou falta de comprometimento com o resultado final dos programas. Um exemplo disso está na cidade ecológica projetada e edificada sob alta tecnologia de Songdo, experimentando, desde os primórdios de sua construção, em 2004, índices demográficos extremamente reduzidos (CITYLAB, 2018; KIM, 2010).

Finalmente, dentre todos os relatos investigados, aquele mais desconectado dos princípios do desenvolvimento sustentável e da ciência transdisciplinar da sustentabilidade – portanto, dotado do posicionamento mais fraco em relação ao tópico – é o chinês, traduzido no cenário da cidade de Guangzhou. O recurso

ressaltado na solução para melhoria na mobilidade e impulsionamento do transporte público, o RealBus (DONG et al., 2011), permite que usuários, por meio de aplicativos de acesso à internet, agendem antecipadamente viagens em ônibus de um consórcio de empresas públicas e privadas. Preços de passagens e linhas de ônibus podem ser influenciados pela demanda dos cidadãos, averiguada por algoritmos baseados em *big data*. É um formato de participação popular peculiar às tecnologias de cidades inteligentes que automaticamente garante reflexividade, mas o estabelecimento de novas linhas de ônibus e a regulação de preços permanece, no caso da China, um Estado não necessariamente democrático, sob a aprovação final do governo municipal, que, supostamente, seria mais rápida sob esse novo processo *smart*. Expandida para serviços de transporte fluvial, a iniciativa permanece confinada ao território municipal e regiões próximas, sem impacto sistêmico mais amplo. Assim, a manobra de adaptação alcançada por essa reação aos impactos da perda de mobilidade num dos maiores *hubs* da indústria e comércio manufatureiro da China, propiciando transporte público mais flexível e conveniente, tende a instigar a já elevada movimentação e crescimento populacional local, alavancando ainda mais o processo de degradação ambiental e consumismo adjacente ao industrialismo de manufatura. É uma resiliência avessa à sustentabilidade, uma vez que com ela contribui em dada medida, mas viabiliza a reprodução de um estado nocivo ao sistema como um todo, e uma possível instalação de novos regimes desfavoráveis no longo prazo que impeçam a retomada de níveis anteriores de qualidade ambiental, podendo, com o aumento de escala, reincidir nos transtornos da mobilidade urbana. Além disso, prevalece em tal discurso a reafirmação do desenvolvimento sustentável, como crescimento, incremento quantitativo, e não melhora qualitativa, que leva à prosperidade, à realização integral de potenciais humanos libertos do materialismo – e prosperidade é um dos alvos mais realçados no programas chineses de cidades sustentáveis e resilientes. Essa incoerência se amplifica na ênfase à oportunidade de colaboração euro-ásia naquele que seria o maior projeto da história em infraestrutura e investimentos, o *belt and road*, que seguramente também significa um considerável impacto ambiental e cujo benefício para a economia das megacidades asiáticas é o único mais aparente (YANG et al., 2016; ZHANG et al., 2017).

Essas constatações permitem inferir que nesses desenhos de soluções para o enfrentamento de problemas perniciosos urbanos das cidades do futuro nas regiões mais urbanizadas do planeta são, de fato, observados muitos dos princípios alinhados aos requisitos da transdisciplinaridade. Mas

a ausência de consenso sobre conceitos básicos, como de sustentabilidade, desenvolvimento sustentável e crescimento, resiliência e prosperidade, impõe desvios importantes sobre as estratégias derivadas desses mecanismos de inovação para a nova ciência da sustentabilidade, com implicações sérias para o cumprimento de objetivos do desenvolvimento sustentável no longo termo. Tal ambiguidade ocasiona, ainda, uma retroação sobre a própria integridade da ciência transdisciplinar: todas as iniciativas anunciam perseguir e/ou praticar a sustentabilidade, mas executam a resiliência de adaptação e mitigação de curto prazo pela incapacidade local em mobilizar programas regional, nacional ou globalmente. Configura-se uma fragilidade na materialização da reflexividade, da ciência tipo II em toda sua plenitude – e impossibilidade em extrapolar suas lentes para perspectivas mais holísticas – uma lacuna na concretização da visão sistêmica, da ciência tipo I em sua totalidade. Os poucos países que logram articular iniciativas mais abrangentes geograficamente, distinguindo o significado dos termos crescimento, desenvolvimento e prosperidade no conceito de sustentabilidade e orientam-se a conquistar os dois últimos têm maiores chances de aliar a resiliência das adaptações de curto prazo à sustentabilidade evolucionária, de resgate e perpetuação a estados ideais do sistema e/ou migração a patamares mais favoráveis. De outro modo, uma tende a anular a outra, ou seja, instala-se a tensão entre resiliência imediata e desenvolvimento sustentável no longo termo.

Entre as pressões do dia a dia, que transformam todos esses vocábulos-chave em sinônimos e compelem o avanço da resiliência imediata à custa do retrocesso na sustentabilidade, a definição de desenvolvimento sustentável vai caindo em desuso sem nunca ter sido realmente compreendida ou consumada. E a transdisciplinaridade que a alavancaria acaba inclinando-se à governança da reação imediata em detrimento da prevenção para o futuro mais distante, direito das gerações vindouras. Com isso, perdem efeito os pactos intra e intergeracionais com a sustentabilidade. Mas as leis da termodinâmica seguem irrevogáveis: o planeta continua finito e até a tecnologia tem seus limites para recuperar sua degradação.

6.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este capítulo delineou um quadro analítico dedicado a evidenciar os encadeamentos entre estratégias voltadas à materialização da sustentabilidade e resiliência por meio da transdisciplinaridade e a ele submeteu dados colhidos de casos selecionados sobre iniciativas de resposta a desafios e

problemas perniciosos típicos de cidades asiáticas, ambientes urbanos bastante desafiadores por apresentarem as mais elevadas densidades demográficas e taxas de urbanização do planeta, aos quais inovações de ruptura vêm sendo implantadas na tentativa de conceber megalópoles mais verdes por intermédio de tecnologias emergentes.

Os resultados de reflexões sob tal *framework* analítico confirmam que, com o avanço do foco das administrações urbanas na resiliência, notadamente em soluções de adaptação para o curto prazo, necessárias à redução das vulnerabilidades aos impactos das mudanças climáticas, compromissos firmados ao longo da evolução histórica do conceito de desenvolvimento sustentável são preteridos, com o agravante de que o sistema ambiental atinja novos estágios que impossibilitem a manutenção ou retorno a níveis anteriores, como preconiza a sustentabilidade.

Não se trata apenas do abandono à definição de desenvolvimento sustentável, dentre outras tantas razões, dada a sua ambiguidade, pluralidade de dimensões, complexidade em executar, medir e gerenciar, dos conflitos normativos, políticos, espaciais, intra e intergeracionais que a rodeiam, distanciando adeptos da linha forte da sustentabilidade pela economia ecológica dos simpáticos à corrente fraca das escolas clássica, neoclássica e neoliberal. Mas um dos motivos primordiais reside na restrição imposta ao exercício pleno da transdisciplinaridade pelo isolamento das estratégias de resposta aos desafios e problemas locais das municipalidades: desconectadas de programas regionais, nacionais e até globais, as cidades perdem abrangência na sua prática da ciência do tipo I, isto é, da visão sistêmica. E mesmo que intensifiquem a participação dos cidadãos na modelagem de suas soluções circunscritas, privadas da inclusão de atores externos a suas fronteiras, não alcançam reflexividade ampla, excluindo-se dos proveitos *ex-ante* da ciência tipo II.

Como exemplo, encolhimento de veículos, alargamento de estradas, trens-bala e megacondomínios de multipropósito são propostos neste estudo por soluções de municipalidades japonesas como projetos de resiliência, que, todavia, tendem a estimular o crescimento econômico e a concentração populacional localizada, desconectando-se de objetivos da sustentabilidade a longo prazo e da resiliência evolucionária. Já a Coreia do Sul combina tais iniciativas ao programa federal de redistribuição de centros de educação e pesquisa para o desenvolvimento sustentável entre várias cidades de seu território, incentivando o reequilíbrio populacional e a revitalização de cidades desocupadas, uma resposta não só mais efetiva para a mobilidade urbana como também à igualdade social

e à conservação ambiental, que harmoniza a necessidade de adaptação imediata pela resiliência à retomada e manutenção de qualidade no ecossistema pela sustentabilidade no longo termo, bem como o atingimento de novos patamares mais favoráveis ao sistema socioeconômico.

Por outro lado, a tentativa de conciliação entre resiliência e desenvolvimento sustentável não é só frustrada pelo alcance limitado da transdisciplinaridade encerrada dentro das fronteiras das cidades, pois a interpretação proporcionada pelo quadro analítico aqui produzido sobre as estratégias de soluções e programas de cidades sustentáveis e resilientes provenientes desses espaços urbanos demonstrou larga conformidade com o caráter transdisciplinar, o que conduz, oportunamente, ao rompimento desses confinamentos localizados: nota-se, por exemplo, articulações virtuosas entre atores acadêmicos, leigos e corporativos, dentre outras. Porém, a avaliação dos casos também revelou distorções no entendimento sobre os conceitos básicos de sustentabilidade, desenvolvimento sustentável e crescimento, resiliência e prosperidade, em geral internalizados como sinônimos. Projetados à estruturação de estratégias e desdobramento de objetivos e metas sob esses componentes, tais desvios podem ensejar consequências significativas para a sustentabilidade, pois a ela todos os cinco casos investigados na pesquisa se autorrelacionaram, mas apenas duas, a indiana e a sul-coreana, realmente a contemplam, enquanto as demais somente realizam a resiliência de curto prazo e tal lacuna de percepção pode despriorizar ações de mais longo termo.

Esses achados ressaltam a relevância da reeducação nesses conceitos, uma das contribuições deste manuscrito, e em integrar soluções urbanas locais a portfólios de programas articulados nacional e globalmente para sintonizar iniciativas de adaptação e mitigação de curto alcance às de conservação de longo prazo na qualidade do sistema ambiental, reposicionando a resiliência não como fator de esgotamento do enlace entre sustentabilidade e desenvolvimento sustentável, mas como uma nova fase de amadurecimento no ciclo de vida do processo dinâmico que eles instituem. Para isso, é preciso recuperar, na transdisciplinaridade do presente, o apoio governamental, sem sacrificar a reflexividade e sinergia entre disciplinas.

No caso do Brasil, essas transformações representam uma enorme provocação político-social, dada a retração dos investimentos em educação e pesquisa orquestradas pelos governos nos últimos tempos, encurralando a ciência em organizações privadas cujas agendas nem sempre são compatíveis com os interesses dos cidadãos. Desprovida de transdisciplinaridade, essa ciência em

pouco ou nada contribuirá com a resiliência imediata das cidades brasileiras, e menos ainda com o desenvolvimento sustentável ou resiliente evolucionário no longo prazo do conjunto delas, condenando o Brasil, eventualmente, à migração para patamares cada vez menos adequados e irreversíveis na qualidade de seus sistemas socioambientais e econômicos.

REFERÊNCIAS

ADAMS, W. M. The future of sustainability: Re-thinking environment and development in the twenty-first century. **Report of the IUCN renowned thinkers meeting**, v. 29, p. 31, 2006.

AHERN, J. From fail-safe to safe-to-fail: Sustainability and resilience in the new urban world. **Landscape and urban Planning**, v. 100, n. 4, p. 341-343, 2011.

BELLEN, V. H. M. **Indicadores de sustentabilidade: uma análise comparativa**. FGV Editora, 2005.

BENSON, M. H.; CRAIG, R. K. The end of sustainability. **Society & Natural Resources**, v. 27, n. 7, p. 777-782, 2014.

BRINK, E. et al. On the road to ‘research municipalities’: analysing transdisciplinarity in municipal ecosystem services and adaptation planning. **Sustainability Science**, v. 13, n. 3, p. 765-784, 2018.

BRUNDTLAND, G. H. et al. (1987). Our common future. *New York*. Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/5987our-common-future.pdf>>. Acesso em: 30 ago. 2019.

BURSZTYN, M. A.; BURSZTYN, M. **Fundamentos de política e gestão ambiental: caminhos para a sustentabilidade**. Garamond, 2012.

CIEGIS, R.; RAMANAUSKIENE, J.; MARTINKUS, B. The concept of sustainable development and its use for sustainability scenarios. **Engineering Economics**, v. 62, n. 2, 2009.

CITYLAB. **Sleepy in Songdo, Korea's Smartest City**. 2018. Disponível em: <<https://www.citylab.com/life/2018/06/sleepy-in-songdo-koreas-smartest-city/561374/>>. Acesso em: 30 ago. 2019.

CNPD – City of Nagoya Planning Division (2014). **Nagoya City Next Comprehensive Plan**. 2018. Disponível em: <<http://www.city.nagoya.jp/en/cmsfiles/contents/0000069/69135/english.pdf>>. Acesso em: 30 ago. 2019.

DALY, H. E.; FARLEY, J. **Ecological economics: principles and applications**. Island press, 2011.

DAVOUDI, S. et al. Resilience: a bridging concept or a dead end? **Planning theory & practice**, v. 13, n. 2, p. 299-333, 2012.

DERISSEN, S.; QUAAS, M. F.; BAUMGÄRTNER, S. The relationship between resilience and sustainability of ecological-economic systems. **Ecological Economics**, v. 70, n. 6, p. 1121-1128, 2011.

DIMITROV, D. K. **The paradox of sustainability definitions**. Department of Accounting, University of Waikato, 2010.

DONG, X. et al. Research on bus rapid transit (BRT) and its real-time scheduling. In: **Proceedings of 2011 IEEE International Conference on Service Operations, Logistics and Informatics**. IEEE, p. 342-346, 2011.

JACKSON, T. **Prosperity without growth: Economics for a finite planet**. Routledge, 2009.

FARLEY, J. Conservation through the economics lens. **Environmental Management**, v. 45, n. 1, p. 26-38, 2010.

JAMES, P.; MAGEE, L. **Domains of sustainability**. Global Encyclopedia of Public Administration, Public Policy, and Governance, 1-17, 2016.

KAJIKAWA, Y. Research core and framework of sustainability science. **Sustainability Science**, v. 3, n. 2, p. 215-239, 2008.

KIM, C. Place promotion and symbolic characterization of new Songdo City, South Korea. **Cities**, v. 27, n. 1, p. 13-19, 2010.

Lavell, A. et al. Climate change: new dimensions in disaster risk, exposure, vulnerability, and resilience. In: FIELD, C. B. et al. **Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation**. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, 2012. p. 25-64.

LEE, S. J.; LEE, E. H.; OH, D. S. Establishing the innovation platform for the sustainable regional development: Tech-valley project in sejong city, Korea. **World Technopolis Review**, v. 6, n. 1, p. 75-86, 2017.

LEICHENKO, R. Climate change and urban resilience. **Current opinion in environmental sustainability**, v. 3, n. 3, p. 164-168, 2011.

LITMAN, T.; STEELE, R. **Land use impacts on transport**. Victoria Transport Policy Institute, 2017.

MARTINEZ-ALIER, J. **The Environmentalism of the poor**: a study of ecological conflicts and valuation. Edward Elgar Publishing, 2003-2014.

MEEROW, S.; NEWELL, J. P.; STULTS, M. Defining urban resilience: A review. **Landscape and urban planning**, v. 147, p. 38-49. 2016.

MORAN, E. **Environmental social science**: human-environment interactions and sustainability. John Wiley & Sons, 2010.

MORI, K.; CHRISTODOULOU, A. Review of sustainability indices and indicators: Towards a new City Sustainability Index (CSI). **Environmental Impact Assessment Review**, v. 32, n. 1, p. 94-106, 2012.

MORIN, E. **Science avec conscience**. 1982.

O'Brien, K. et al. Toward a sustainable and resilient future. In: FIELD, C. B. et al. **Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation**. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, 2012. p. 437-486.

POPA, F.; GUILLERMIN, M.; DEDEURWAERDERE, T. A pragmatist approach to transdisciplinarity in sustainability research: From complex systems theory to reflexive science. **Futures**, v. 65, p. 45-56, 2015.

RANDHAWA, A.; KUMAR, A. Exploring sustainability of smart development initiatives in India. **International Journal of Sustainable Built Environment**, v. 6, n. 2, p. 701-710, 2017.

REDCLIFT, M. Sustainable development (1987-2005): an oxymoron comes of age. **Sustainable development**, v. 13, n. 4, p. 212-227, 2005.

SAKAO, T.; BRAMBILA-MACIAS, S. A. Do we share an understanding of transdisciplinarity in environmental sustainability research? **Journal of Cleaner Production**, v. 170, p. 1399-1403, 2018.

SEGHEZZO, L. The five dimensions of sustainability. **Environmental politics**, v. 18, n. 4, p. 539-556, 2009.

Schinko, T. et al. **Re-shaping Sustainability Science for the 21st Century: Young Scientists' Perspectives**. 2017.

SIKDAR, S. K. Sustainable development and sustainability metrics. **AIChE Journal**, v. 49, n. 8, p. 1928-1932, 2003.

SINGH, R. K. et al. An overview of sustainability assessment methodologies. **Ecological indicators**, v. 9, n. 2, p. 189-212, 2009.

TDLC – Tokyo Development Learning Center Yokohama. **Reinventing The Future Of A City**. 2017. Disponível em: <<http://documents.worldbank.org/curated/en/138271518792554782/pdf/123473-WP-PUBLIC-ADD-SERIES-Yokohama-Report-Revised-v3.pdf>>. Acesso em: 30 ago. 2019.

UN DESA – United Nations Department of United Nations Department of Economic and Social Affairs. **World Urbanization Prospects: The 2018 Revision – Key Facts**. 2018. Disponível em: <<https://esa.un.org/unpd/wup/Publications/Files/WUP2018-KeyFacts.pdf>>. Acesso em: 30 ago. 2019.

VERMEULEN, W. J. **Substantiating the rough consensus on concept of sustainable development as point of departure for indicator development**. 2018.

YANG, D. et al. New road for telecoupling global prosperity and ecological sustainability. **Ecosystem Health and Sustainability**, v. 2, n. 10, 2016.

Zhang, N. et al. Carbon footprint of China's belt and road. **Science**, v. 357, n. 6356, p. 1107-1107, 2017.

POLUIÇÃO, EMERGÊNCIA E TRANSFORMAÇÃO DOS PADRÕES AMBIENTAIS

CONTRIBUIÇÕES DA TEORIA DE CAMPOS DE AÇÃO ESTRATÉGICA¹

Leonardo Antonio Pregnolato

Wânia Duleba

Alexandre Toshiro Igari

Sylmara Lopes Francelino Gonçalves-Dias

RESUMO

O presente capítulo tem por objetivo conceber um modelo explicativo para a emergência e transformação dos padrões ambientais a partir da disputa entre os grupos sociais em campo de ação estratégica (CAE). Padrões ambientais foram inicialmente concebidos como parâmetros alicerçados nas ciências naturais para o controle da poluição. Nesse contexto, o poder de coerção do Estado daria legalidade aos padrões, e com isso seriam objetivamente controlados os efeitos antrópicos deletérios ao meio ambiente e à sociedade. Entretanto, este capítulo parte do entendimento de que o campo social de onde emergem os padrões ambientais é mais complexo e permeado por interesses conflitantes. Interesses de grupos sociais favoráveis a padrões ambientais mais restritivos

¹ Agradecimentos: o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), Código de Financiamento 001. Agradecemos ao Prof. Dr. Sérgio Almeida Pacca pela revisão do *abstract* e à FAPESP pelo financiamento ao processo 2015/03804-9.

ou mais permissivos modulam os marcos institucionais resultantes. Essa modulação é mais ou menos intensa em função do capital social, econômico ou simbólico que os grupos sociais dispõem. As ações estratégicas desses grupos são representadas neste estudo em um modelo teórico explicativo do balanço de forças no campo social, de onde emergem os padrões ambientais.

Palavras-chave: campos de ação, padrão ambiental, poluição das águas, força, poder

POLLUTION, ARISING AND TRANSFORMATION OF ENVIRONMENTAL STANDARDS: A CONTRIBUTION OF THEORY OF ACTION FIELDS

Abstract

This essay aims to conceive an explicative model for emergence and transformation of environmental standards, departing from disputes among social groups in strategic action fields (SAF). Environmental standards were initially conceived as parameters grounded on natural sciences for pollution control. Accordingly, the coercive power of the state would assure legality to the standards, and deleterious anthropic effects on the environment and society would be objectively controlled. However, this essay is based on the understanding that the social field where environmental standards arise is complex and woven by conflicting interests. Interests of social groups supporting more restrictive or more permissive environmental standards modulate the resulting institutional frameworks. This modulation presents intensity proportional to the social, economic or symbolic capital available to social groups. The strategic actions of these groups are represented in this study in a theoretical model explaining the balance of forces in the field arena where environmental standards arise.

Keywords: Fields of action, Environmental standard, Water pollution, strength, power.

7.1 INTRODUÇÃO

As ciências ambientais confrontam-se com o permanente desafio de articular e avançar nas contrastantes, e frequentemente conflitantes, frentes de pesquisa que têm o ambiente natural como objeto de investigação. Historicamente prevalecem as perspectivas das ciências naturais – como física, química, geologia e biologia – com relação às questões ambientais, desde a caracterização

dos fenômenos até os diagnósticos e prognósticos dos efeitos antrópicos sobre o ambiente.

É inquestionável a contribuição histórica das ciências naturais com relação à caracterização, diagnóstico e prognóstico sobre os fenômenos ambientais, como o esgotamento de recursos naturais (MEADOWS; GOLDSMITH; MEADOW, 1972), a degradação dos ecossistemas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005), as mudanças climáticas (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2007) e os limites planetários para a humanidade (ROCKSTRÖM et al., 2009; STEFFEN et al. 2015). Por outro lado, mesmo substanciais avanços acabam incorporando apenas marginalmente os efeitos de fenômenos sociais, como a formação de coalizões de poder, impulsionando a conservação ou degradação ambiental (MARTÍNEZ-ALIER, 2007) e o processo de formulação de políticas públicas e instrumentos de governança ambiental, voltados para mensuração, avaliação, mitigação e compensação dos impactos deletérios ao ambiente e à sociedade (BURSZTYN; BURSZTYN, 2012).

A governança sobre as questões ambientais, dessa forma, tem nas ciências naturais seu alicerce teórico e empírico sobre os fenômenos naturais, que é refinado com os avanços na investigação sobre a estrutura, funcionamento e limiares de resiliência dos sistemas naturais (FUKS, 2012). Logo, sob uma perspectiva demasiadamente simplista, a governança ambiental poderia se limitar a acumular evidências empíricas suficientes para legitimar políticas públicas que, por força de coerção do Estado, promovam a conservação ambiental dentro dos parâmetros objetivos delimitados pelo avanço das ciências naturais.

Apesar de a pesquisa em ciências naturais realmente ambicionar que seus resultados tenham uma posição predominante na governança ambiental, raramente ocorre um processo tão simples e direto de regramento ambiental, pautado na legitimidade científica e na legalidade imposta pelo Estado. As instituições que delimitam e direcionam a governança ambiental, entendidas como regras formais ou informais, são elementos socialmente construídos a partir do balanço de forças em um dado campo ou arena social (OSTROM, 2005; FLIGSTEIN, 2007; FLIGSTEIN, McADAM, 2012). As ciências sociais aplicadas, dessa forma, permitem a ampliação do escopo das ciências ambientais para as disputas entre as coalizões sociais em torno dos interesses em preservação, exploração ou degradação ambiental. São vários os capitais que permitem a cada um dos atores, participantes num campo ocupar suas posições e lutar para melhorá-las (HOWARD-GREENVILLE; HOFFMAN; BHATTACHARYA, 2008). Os resultados dessas disputas são determinados a partir do capital social, cultural,

político, econômico ou simbólico das coalizões (MARTÍNEZ-ALIER, 2007) e modulam, ou mesmo distorcem, as diretrizes científicas para a governança ambiental.

Este capítulo analisa o processo de construção e legitimação dos padrões ambientais e tem como objetivo principal conceber um modelo explicativo para emergência e transformação dos padrões ambientais a partir da disputa entre os grupos sociais nesse campo de ação estratégica (CAE). Um CAE pode ser uma organização, uma comunidade, um município, um movimento social ou qualquer outro coletivo social aninhado em um contexto formado por outros CAEs que fornecem recursos e estruturas de governança. Para atingir o referido objetivo, um arcabouço analítico foi estruturado (Seções 7.2 a 7.4) a partir de revisão bibliográfica obtida por meio das bases Scopus, Scielo, Web of Science e Google Scholar. O presente capítulo é dividido em mais quatro seções além desta Introdução, sendo elas: 7.2 – Poluição e o estabelecimento de padrões ambientais; 7.3 – Padrões ambientais e a estruturação de regulamentações; 7.4 – Campos de ação estratégica e a modulação social dos padrões ambientais; e 7.5 – Considerações finais.

7.2 POLUIÇÃO E O ESTABELECIMENTO DE PADRÕES AMBIENTAIS

Sánchez (2008, p. 24) nos diz que “o verbo poluir é de origem latina, *polluere*, e significa profanar, manchar, sujar”, ou seja, “poluir é profanar a natureza, sujando-a”. A poluição pode ser entendida, então, como a criação de condições pelos seres humanos que são danosas aos seres vivos e seu entorno, além de serem danosas para o próprio homem (SÁNCHEZ, 2008).

Além disso, Sánchez (2008) diz que o conceito de poluição é associado à emissão ou presença de matéria e energia, que se associam a grandezas físicas ou parâmetros físico-químicos que são passíveis de mensuração.

A existência de unidades de medida remete à possibilidade de estabelecimento de padrões ambientais. Estes refletem o impacto ambiental no meio e permitem a comparação de cenários, tanto de ambientes degradados entre si como entre ambientes degradados e não degradados. Desse modo:

a possibilidade de se medir a poluição e estabelecer padrões ambientais permite que sejam definidos com clareza os direitos e as responsabilidades do poluidor e do fiscal (órgãos públicos), assim como da população. Abre também campo para estudos científicos que definam a capacidade de assimilação do meio, estabelecendo, dessa forma, os padrões ambientais. Estes não são estáticos, dados de uma vez por todas, mas estão em contínua evolução, sendo fruto de pesquisas que tendem a aprofundar

nosso conhecimento dos processos naturais, dos efeitos dos poluentes sobre o homem e os ecossistemas e dos efeitos sinérgicos e cumulativos de diferentes poluentes. (SÁNCHEZ, 2008, p. 25, grifos nossos)

Existe ainda uma série de processos que degradam o ambiente que não estão associados à ideia de emissão de poluentes (alterações na paisagem, modificação de habitats ou retirada de vegetação, por exemplo). A partir desses processos, “o conceito de poluição foi sendo ora substituído, ora complementado pelo conceito mais abrangente de impacto ambiental [...] [e] como consequência, as políticas ambientais evoluíram” (SÁNCHEZ, 2008, p. 26).

Diante do exposto, percebemos que traduzir a ideia de poluição para a noção de padrão ambiental não só permite operacionalizar os cuidados com o ambiente, mas também identificar os atores diretamente responsáveis pela emissão de poluentes e por seu consequente monitoramento e controle.

Em âmbito global, os padrões ambientais surgem principalmente quando a poluição gerada por indústrias em diversos países exigiu uma regulamentação que fosse capaz de ultrapassar as fronteiras estaduais e nacionais. Isso porque a trajetória dos poluentes não leva em consideração os limites políticos estabelecidos por essas fronteiras (ANGEL; HAMILTON; HUBER, 2007).

7.3 PADRÕES AMBIENTAIS E A ESTRUTURAÇÃO DE REGULAMENTAÇÕES

Angel, Hamilton e Huber (2007) apontam que os anos 1960 e 1970 foram essenciais para a construção de regulamentações. Viviam-se um período marcado pelo paradigma da saúde pública, fundamentalmente embasado em temas que tocavam a epidemiologia. As políticas públicas estavam sensíveis a qualquer tema que se relacionasse com as questões de saúde. Foi nesse contexto que ocorreu a revisão das leis de proteção à água e ao ar nos Estados Unidos (*Clean Air Act*, de 1955, revisada em 1963, e *Clean Water Act*, de 1948, revisada em 1972), que tiveram por objetivo regular as ações poluidoras das indústrias em território nacional, tentando mediar os conflitos que surgiam entre os estados da federação.

A década de 1960 também é destacada por Hoffman (1999) como o início da trajetória de transformação institucional da indústria química nos Estados Unidos face aos problemas relacionados à poluição. Mais especificamente, em 1962, com a publicação da obra *Primavera silenciosa* (*Silent Spring*, no original), de Rachel Carson, essa indústria passa a ser vista como vilã do ambiente, o que chama a atenção da opinião pública e faz com que se tornem o principal

alvo da Environmental Protection Agency (EPA). Essa indústria ainda permaneceu em destaque entre as décadas de 1970 e 1990, dado o alcance que o tema poluição adquiriu.

Mudanças de caráter estrutural, técnico e cultural motivadas pelo combate à poluição começaram, então, a tornar-se recorrentes nas empresas. Em 1990, as empresas do setor químico apresentaram um gasto de 10% de seu orçamento com o controle de poluição, enquanto os outros setores gastaram algo em torno de 2% no mesmo período, respondendo a regulamentações do tipo comando e controle (HOFFMAN, 1999, p. 354).

Na Conferência das Nações Unidas para o Ambiente Humano, realizada em Estocolmo em 1972, o caso do Grande Nevoeiro, ocorrido em 1952 em Londres, impulsionou o debate sobre a poluição atmosférica. A declaração resultante desta conferência já apontava aos governos a necessidade de controle da poluição, algo que já tinha sido feito pelos Estados Unidos (com as já citadas Clean Air Act e Clean Water Act) e Reino Unido (Lei do Ar Limpo, 1956).

No caso do Brasil, os temas ambientais adentraram o debate público logo após ascenderem ao debate internacional. O estado do Rio de Janeiro, em 1975 (Decreto-Lei Estadual do Rio de Janeiro nº 134/75), e o estado de São Paulo, em 1976 (Lei Estadual de São Paulo nº 997/76), foram os primeiros a decretar leis de controle da poluição. As definições de poluição trazidas por ambas as leis dão destaque ao caráter negativo do termo, concordando com as tendências até então vigentes (SÁNCHEZ, 2008).

A regulação da poluição marinha merece destaque quanto ao seu caráter de internacionalização. Martins (2008) afirma que “inexiste, no âmbito do Direito internacional do Meio Ambiente, outra matéria atinente à poluição do meio ambiente que seja tão normatizada” (p. 258). O mesmo autor também aponta a década de 1960 como o “marco do Direito internacional do Meio Ambiente” (p. 259), que teve como bases a Convenção de Londres para a Prevenção da Poluição do Mar pelos Hidrocarbonetos, em 1954.

Ainda em 1969, é estabelecido, no âmbito da Organização das Nações Unidas (ONU), o Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP), grupo que contribuiu fortemente para a consolidação desses marcos regulatórios. Segundo o GESAMP, poluição marinha pode ser definida como a introdução, direta ou indireta, de substâncias ou de energia no meio marinho e estuarino pelo homem, que resulta em efeitos nocivos, como 1) impactos sobre os recursos vivos, 2) riscos para a saúde humana, entrave às atividades marinhas, incluindo a pesca, 3) comprometimento

da qualidade da água do mar, 4) perda da beleza estética e 5) impactos sobre os habitats sensíveis (GESAMP, 2015). Dessa definição se desdobra o conceito de padrão ambiental: “um padrão de qualidade ambiental é um valor, geralmente definido por regulamento, que especifica a concentração máxima admissível de uma substância química potencialmente perigosa em uma amostra ambiental, geralmente de ar ou água” (GESAMP, 2015, tradução livre).

E, para todos os corpos d’água, o GESAMP mostra como são importantes os padrões ambientais, não só para o controle da qualidade, mas por permitir a instrumentação desse controle pelos governos sobre os atores que impactam os corpos hídricos:

os Padrões de Qualidade Ambiental (PQAs) para ambientes marinhos, água doce e sedimentos foram desenvolvidos e embora não existam valores globais vários países têm seus próprios padrões, os quais são utilizados para avaliar os níveis de poluição no meio aquático. Os valores PQA variam de país para país e são muitas vezes incompletos. [...] Os PQAs não estão disponíveis para muitas partes do mundo. Na ausência de normas regionais ainda é preferível comparar os valores obtidos contra um PQA para avaliar a extensão da poluição e o potencial para danos ecológicos. (GESAMP, 2015, tradução livre, grifo nosso).

Os padrões ambientais tornam-se para os governos um instrumento para medir o desempenho ambiental de uma empresa ou indústria, permitindo a criação de mecanismos que levem ao ajuste de condutas. Esse modo de proceder levou a uma homogeneização em âmbito global na utilização desses padrões (ANGEL; HAMILTON; HUBER, 2007).

Um importante desdobramento teórico possibilitado pela noção de padrão ambiental é a questão dos limites planetários. Um limite planetário é definido como “um espaço operacional seguro” para as atividades humanas relacionadas aos sistemas que compõem o Sistema Terra (ROCKSTRÖM et al., 2009). Definir esses limites é uma questão complexa, uma vez que exige o entendimento de como o planeta responde às ações humanas, já que as respostas são não lineares e, por vezes, são abruptas (ROCKSTRÖM et al., 2009).

Rockström et al. (2009) explicam que os limites podem ser definidos por valores críticos de uma ou mais variáveis que, se ultrapassados, podem levar os sistemas biofísicos a alterações que possivelmente sejam irreversíveis (ou seja, que comprometam a capacidade de resiliência dos sistemas do planeta). Esses limites são apresentados com dados atualizados em Steffen et al. (2015).

O esforço de apresentar limites para o uso dos recursos naturais – ou de compartimentos ambientais de uso comum, como a atmosfera e os oceanos, por

exemplo – serve de base para que sejam desenhadas as “políticas necessárias para manter a economia dentro de sua dimensão ‘ótima’” (DALY; FARLEY, 2010, p. 93), o que significa operar dentro da faixa de segurança ou no limite dos ecossistemas, conforme Rockström et al. (2009).

Dessa maneira, o debate vai para além da conformação de padrões ambientais. Desenhar políticas ambientais envolve traduzir os limites planetários em padrões ambientais – explicitando a diferença entre esses conceitos –, o que gera um duplo caminho para a ação: os padrões ambientais que nos facilitam operacionalizar a noção de poluição concretizam o debate sobre os limites planetários e, uma vez determinados, são passíveis, novamente, de serem transformados em padrões ambientais sob a forma de compromissos, acordos, normas, regras ou leis.

Antes de atingirem o *status* de regulamentação oficial, os padrões ambientais, enquanto instituições, podem assumir características normativas (não obrigatórias) e cognitivas (por mobilização e envolvimento da opinião pública) (HOFFMAN, 1999); e se traduzem em quadros interpretativos compartilhados entre os atores sociais em relação ao padrão ambiental. Mas o processo de institucionalização dos padrões ambientais não é simplesmente linear e claramente direcional, partindo da mobilização informal da sociedade até consolidar-se como normas, regras e leis. A institucionalização resulta de disputas entre grupos de atores sociais com interesses distintos e frequentemente conflitantes. As difíceis negociações internacionais em torno das responsabilidades pelo controle de emissões de gases-estufa são um bom exemplo dos conflituosos interesses políticos, econômicos e sociais que circunscrevem a governança sobre o limite planetário de mudança climática, um dos limites destacados por Rockström et al. (2009).

7.4 CAMPOS DE AÇÃO E A MODULAÇÃO SOCIAL DOS PADRÕES AMBIENTAIS

O campo de ação estratégica é uma unidade para o estudo da mudança social que relaciona o nível organizacional com a sociedade (FLIGSTEIN, McADAM, 2012). Um campo de ação estratégica é uma ordem social construída no nível intermediário (*mesolevel*) na qual os atores (podem ser individuais ou coletivos) são sintonizados e interagem uns com os outros com base em entendimentos compartilhados (para não dizer consensuais) sobre os propósitos do campo, relações com os outros no campo (incluindo quem tem poder e por quê) e regras de governar a ação legítima no campo (FLIGSTEIN; McADAM, 2012, p. 9).

O conceito de campo foi caracterizado por Machado-da-Silva, Filho e Rossoni (2010) em seis perspectivas complementares: a) a totalidade dos atores relevantes; b) uma arena funcionalmente específica; c) centro de diálogo e discussão; d) arena de poder e conflito; e) esfera institucional de interesses em disputa; e f) rede estruturada de relacionamentos.

Dessa forma, um campo organizacional é “uma comunidade de organizações que compartilham sistemas de significados comuns e cujos participantes interagem mais frequentemente entre eles do que com atores de fora do campo” (WOOTEN; HOFFMAN, 2008, p. 130-131, tradução livre). Essas organizações podem ser o governo, as fundações, as associações profissionais e de comércio, entre outros.

A existência de um tema central que coloca “na mesma mesa” atores com interesses distintos é a essência do campo organizacional. O campo tem, então, sua estrutura organizada em função das disputas entre diferentes organizações e atores e, à medida que essas disputas se intensificam, aumenta o reconhecimento de que participam do mesmo campo.

A progressiva construção e legitimação do campo de ação estratégica parte inicialmente dos diversos atores sociais agindo em um dado espaço social mais amplo, onde são ainda difusas as relações econômicas, sociais, ambientais e simbólicas entre os atores. Nesse estágio inicial, são considerados como atores sociais essenciais o Estado, as organizações científicas, que representam a parcela da sociedade dotada de legitimidade acadêmica, as organizações privadas empresariais, representando a parcela da sociedade responsável pela maior parte da geração de impactos ambientais negativos, e as organizações ambientalistas, que representam as coalizões sociais voltadas à conservação ambiental.

Esse campo de ação estratégica no qual os atores estão imersos impõe diversas situações que podem levar ao reconhecimento das relações e disputas entre os atores. A poluição, enquanto problema social difuso e multifacetado, é um exemplo de questão pivotal capaz de afetar e induzir novas posturas dos atores.

Ao estudar a evolução institucional da indústria química nos Estados Unidos, Hoffman (1999) detalha o processo que gera a formação em um campo, ordenando as etapas necessárias. Primeiramente, ocorre a interação entre as organizações e a intensificação dessas interações em torno da temática da poluição ambiental; depois, há o compartilhamento das informações trocadas nessas interações; e, por fim, emerge uma consciência mútua, um reconhecimento dessas organizações para o fato de estarem inseridas em um mesmo debate envolvendo conflitos e convergências de interesses. Essa interação e esse reconhecimento é

que definirão o campo de ação estratégica (FLIGSTEIN; McADAM, 2012), já que este não existia antes da forte influência desse tema central.

O conjunto dessas situações compõe o que Fligstein e McAdam (2012) chamam de eventos de contenção. Esses eventos podem ocorrer de forma abrupta ou surgir aos atores de maneira paulatina. Independentemente do modo como surgem, cada ator constrói uma percepção particular desses eventos, enxergando-os ora como oportunidade, ora como ameaça. O evento que afeta os atores é a emergência do tema da poluição como uma nova agenda política.

O comportamento dos atores passa, então, a ser definido conforme evoluem o debate e as disputas. As instituições emergentes, sejam elas formais ou informais, restringem os comportamentos dos atores sociais e dão previsibilidade ao resultado das interações. Essas instituições agrupam-se em três principais tipologias: reguladoras, normativas e cognitivas (HOFFMAN, 1999).

Pensar em instituições com características reguladoras nos remete às leis e à consequente punição caso ocorra algum desrespeito a elas, configurando o quadro legal no qual as ações das organizações passam a ser controladas. Quanto ao caráter normativo, temos uma componente social forte, que diz respeito às regras legitimadas pela prática social, na qual as organizações se comportam de acordo com o que a sociedade, os setores profissionais e as associações comerciais, por exemplo, esperam delas (FLIGSTEIN, McADAM, 2012). Grande parte das ações executadas pelas organizações respeita instituições normativas, já que se forem identificadas como as ações que não compactuam com normas têm as suas relações com os demais atores sociais e com a própria sociedade comprometidas. Por último, as características cognitivas dizem respeito ao modo como as normas culturais guiam os significados partilhados pela sociedade, ou seja, fazem parte do cenário simbólico no qual a organização atua, de modo que os padrões culturais passam a ser respeitados pela organização, mesmo que de modo inconsciente ou indireto (HOFFMAN, 1999).

Nessa perspectiva dos significados, Fligstein e McAdam (2012) afirmam que os componentes existenciais desenvolvidos pelos atores são as bases do campo. Grande parte do esforço de mobilização de recursos é realizado, e então os atores do campo de ação estratégica continuamente envolvem interesses existenciais a partir de práticas de produção e manutenção de significado. Dessa maneira, a noção de campo se enriquece em seu componente social.

Para Fligstein e McAdam (2012) a proposta de campos, como campos de ação estratégica, são as unidades que formam a ação coletiva. Os atores interagem entre si, atribuindo significados aos eventos e trocando suas compreensões

(quadros interpretativos) sobre as propostas em pauta; com isso, conseguem compor um nível intermediário entre a ação individual e a sociedade como um todo. Visto como um conflito de afirmações concorrentes sobre aspectos da realidade, o enquadramento representa a prática de construção social de questões em uma interação de representantes, desafiantes e contexto (FLIGSTEIN; McADAM, 2012). O enquadramento é um esforço de ligação e manipulação dos campos discursivos políticos, culturais e econômicos: “os quadros e o contexto político e cultural em que são expressos funcionam em conjunto para produzir um resultado político desejado” (McCAMMON et al., 2007, p. 726).

Ao preencher o espaço social com suas significações (que partem da subjetividade dos atores), o campo emerge e é estruturado. É no movimento dos atores (ação) que a estruturação ocorre. Cabe, então, apontar o campo como arena de ação (OSTROM, 2005), que é o espaço social no qual os indivíduos interagem, trocando bens e serviços, resolvendo problemas, dominando uns aos outros e, principalmente, compartilhando significados. Deve-se considerar que uma arena de ação é composta por um amplo número de participantes e por uma complexa rede de ações.

Nesse sentido as ações socioambientais estariam enraizadas em um campo no qual os atores têm poder assimétrico para estabelecer normas gerais. A emergência de um campo não resulta, de maneira imprevisível, da interação entre seus protagonistas, mas dos capitais que foram e são capazes de reunir e mobilizar (HOWARD-GREENVILLE; HOFFMAN; BHATTACHARYA, 2008). Dessa maneira, os campos de ação estratégica são dinâmicos. Afirmar isso exige que seja dada especial atenção ao modo como os temas centrais, essenciais à construção e à consolidação dos campos, podem sofrer mudança ou interferências causadas pelos próprios atores dentro do campo.

A mudança e a profundidade da mudança num campo social dependem fortemente dos vários capitais (econômico, cultural, social e político, entre outros), dos quais o financeiro se constituiria em apenas um deles (HOWARD-GREENVILLE; HOFFMAN; BHATTACHARYA, 2008). Ou seja, conforme o debate avança, os atores vão negociando os significados e compondo novos temas, e estes, por sua vez, servem de base à estruturação institucional.

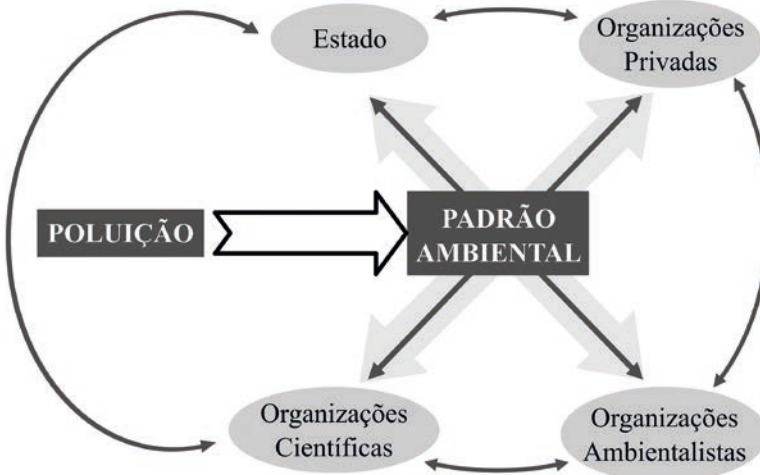
A partir da elaboração de respostas institucionais, os atores buscam definir sua posição no espaço social, ganhando ou perdendo poder com a atribuição de significado ao evento de contenção. Na Figura 7.1, o padrão ambiental é a resposta institucional para o tema poluição, ao mesmo tempo que se torna o principal significado compartilhado pelos atores.

Figura 7.1 – Padrão ambiental como resposta institucional produzida pelos atores diante do evento de contenção (poluição) que afeta o espaço social.



Quando todos os atores envolvidos têm a percepção de que participam de um mesmo debate, emerge o campo de ação estratégica. Esse campo está representado pelas setas contínuas pretas na Figura 7.2.

Figura 7.2 – A emergência de um campo de ação estratégica estruturado a partir do tema poluição e da institucionalização do padrão ambiental.



Dentro desse campo, o padrão ambiental passa a ser alvo de disputa, já que sua definição legitima o significado compartilhado para a noção de poluição, o tema central do campo. Os atores que mais contribuírem para a construção

dos padrões ambientais serão mais capazes de conquistar posições privilegiadas no campo, já que pressionarão para que a instituição (norma, regra) resultante (padrão ambiental) contemple seus interesses específicos.

Há, ainda, um elemento adicional em disputa na institucionalização dos padrões ambientais, a definição dos *proxies*. *Proxy* pode ser entendido como um instrumento para se medir uma variável não mais presente no ambiente (como nos estudos paleoambientais) ou não acessível diretamente (como nos estudos ambientais). Ou seja, são características essenciais do ambiente que ainda se mantém e que podem ser diretamente medidas, segundo o National Oceanic and Atmospheric Administration (2017). Ao medir essas características físicas preservadas, os paleoclimatólogos conseguem, por exemplo, reconstituir as condições climáticas pretéritas. Existem vários *proxies*, e podemos citar os corais, o pólen fóssil, os anéis de árvores, testemunhos de gelo e sedimentos oceânicos, foraminíferos e dados históricos (fontes de cultura material), que são empregados tanto para estudos paleontológicos como para estudos que tentam mensurar impactos ambientais de origem antrópica. A utilização dos *proxies* está esquematizada como uma seta curva tracejada na Figura 7.3:

Figura 7.3 – O *proxy* ambiental e a sua posição na estruturação do campo de ação estratégica.



Os *proxies* são ferramentas para a quantificação de características ambientais e possibilitam que os atores do campo imprimam suas percepções e interesses nos quadros interpretativos sobre a noção de poluição. Quantificar, na linguagem econômica e científica corrente, pode ser o mesmo que materializar,

e o que é materializado, tornado concreto, se torna recipiente para a carga existencial dos atores sociais do campo.

O *proxy* é, desse modo, o elemento que permite que os desafiadores (atores com menos poder no campo) e os dominantes (atores que possuem posições privilegiadas) negociem a percepção do quadro interpretativo em tela. A predominância de um quadro interpretativo é derivada de explorar os discursos hegemônicos dentro do campo discursivo e, assim, o sucesso de um quadro está ligado a maiores referências culturais, como valores, crenças e ideologias (McCAMMON et al., 2007; SNOW; BYRD, 2007). No processo de negociação dos significados em jogo, os atores sociais vão expondo suas habilidades de modo a conquistar vantagem, liderança no campo e poder (FLIGSTEIN; McADAM, 2012).

Sob essa ótica, os campos são arenas sociais construídas nas quais os atores possuem recursos variados para disputar por vantagens e melhores posições relativas (FLIGSTEIN; McADAM, 2012). Para que um campo seja estruturado, é preciso reconhecer quais questões estão em pauta e que os entendimentos compartilhados compõem a lógica institucional. Cada ator tem uma posição definida dentro do campo, e é essa posição que permite a ação em uma quantidade definida de alternativas. Isso significa que as ações localizadas podem induzir novas leituras dos temas centrais e afetar todo o campo.

Numa perspectiva bastante ortodoxa da concepção dos padrões e *proxies* ambientais como instituições centrais na formação e na consolidação do campo, as organizações científicas seriam aquelas dotadas de legitimidade intelectual e acadêmica para a definição objetiva das regras e padrões institucionalizados no campo. As organizações científicas são representadas pelas universidades e os centros de pesquisa que produzem conhecimento na área de ciência ambiental e em áreas correlatas. Esse conhecimento científico produzido e divulgado para a sociedade acaba por trazer legitimidade ao debate sobre poluição – seja na definição desse conceito, seja descobrindo ou desenvolvendo novos *proxies* ou produzindo subsídios necessários à legislação e aos órgãos técnicos para a composição dos padrões ambientais.

Paralelamente à atuação das organizações científicas, ainda sob a perspectiva ortodoxa de concepção dos padrões e *proxies* ambientais, o Estado tem fundamental participação na oficialização e na consolidação em leis do conhecimento produzido, e também no investimento de capital no desenvolvimento das pesquisas científicas.

Ao fazer uso de sua prerrogativa de legislar, fiscalizar e propor agendas referentes ao tema central do campo, o Estado realmente se configura como

um articulador da unidade de governança interna do campo. Nesse contexto, a legalidade imposta pelo Estado, complementada pela legitimidade acadêmica conferida pelas organizações científicas, convergiram para formar uma coalizão dominante no campo, controlando as possibilidades de transformação nas instituições que regem as relações entre os atores sociais envolvidos. O poder que esses atores possuem está representado na Figura 7.4 pela espessura de suas respectivas setas. Mas os atores não só reproduzem as relações dentro do campo, eles também produzem novas relações (MACHADO-DA-SILVA; FILHO; ROSSONI, 2010).

Figura 7.4 – As organizações privadas e as organizações ambientalistas na disputa pela transformação das instituições que regem as relações no campo.



Essas novas relações desenvolvidas podem alterar, por dentro, todo o campo. Alguns atores são capazes de induzir comportamentos nos demais, liderando, assim, o processo de construção compartilhada dos significados. Essa capacidade de convencimento que alguns atores possuem constitui o que Fligstein (2007) define como habilidade social. Fligstein aponta ainda que essa habilidade social é essencial para criar, reproduzir e transformar ordens sociais, sendo, portanto, o cerne da estruturação de campos.

Nessa proposição de estruturação de campo de ação estratégica, os atores com menos poder e que buscam desenvolver sua habilidade social para transformar as instituições internas ao campo são as organizações privadas e as organizações ambientalistas (Figura 7.4). Possuindo menos poder no debate central

(representado pela espessura de suas setas na Figura 7.4), ambas se tornam as desafiadoras do campo, uma vez que se opõem ou questionam as normas, leis e o comportamento dos demais atores do campo. Apesar de se configurarem como desafiadoras, os interesses das organizações ambientalistas e das organizações privadas são recorrentemente conflitantes e fundamentam esforços antagônicos sobre o sentido da mudança desejada nos padrões e *proxies* ambientais, mais direcionada à conservação ambiental ou mais permissiva à poluição.

As organizações privadas (empresas), motivadas pelo interesse de reduzir os gastos no controle da poluição, utilizam o seu capital econômico como vetor de mudança das instituições, seja por meio de *lobbies* junto aos órgãos governamentais, seja no fomento de pesquisas científicas alinhadas aos seus interesses. Por outro lado, as organizações ambientalistas são, ao menos a princípio, motivadas pelos ganhos sociais trazidos pelo controle da poluição e dos impactos ambientais negativos e participam da disputa utilizando-se de seu capital simbólico, legitimado pelos interesses sociais que representam, para pautar as questões que lhes interessam. Como afirma Fligstein (2007) e Fligstein e McAdam (2012), o ator hábil é aquele que melhor faz uso de seus recursos e habilidades no questionamento e na contestação sobre o conteúdo existencial que organiza o campo.

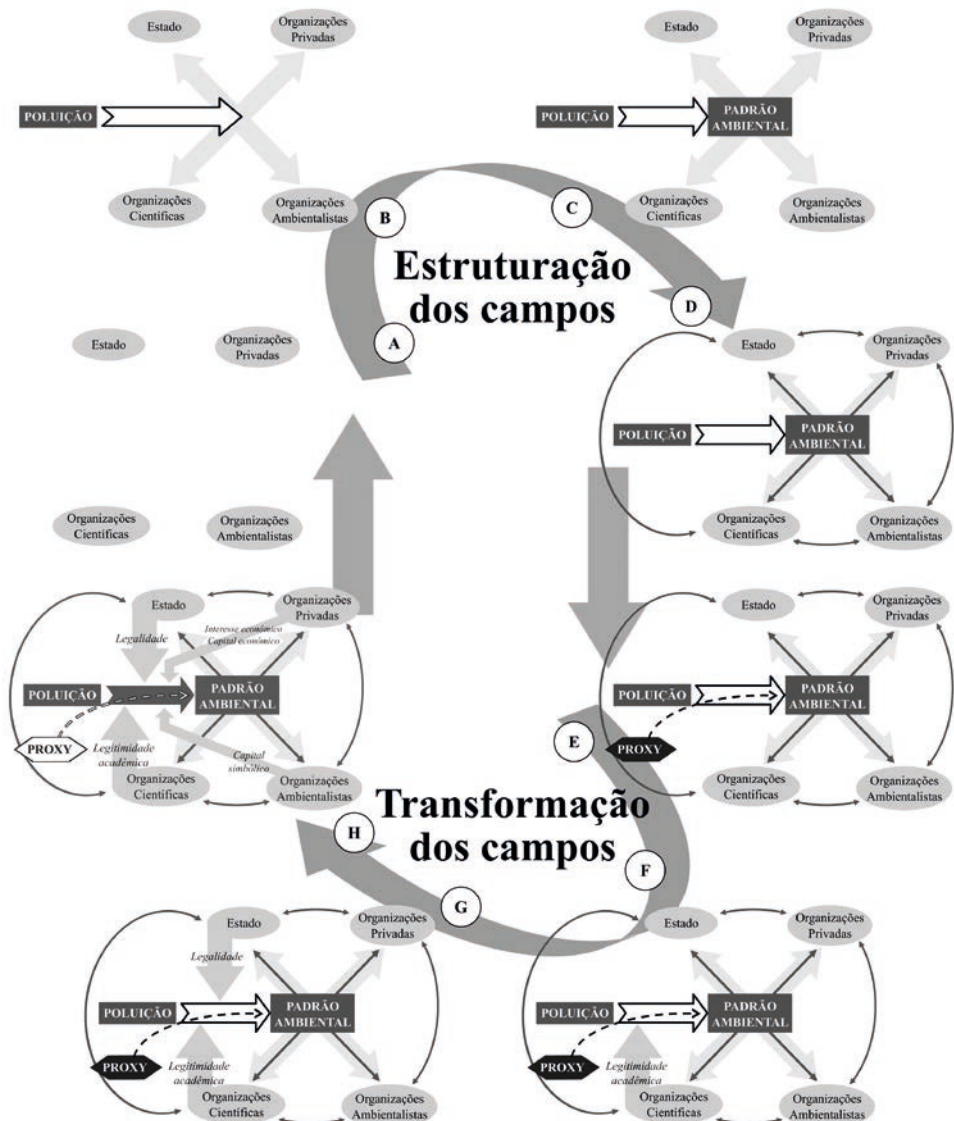
O objeto da disputa entre os atores é o significado que a poluição assume ao ser traduzida para padrão ambiental e *proxies*. Desse modo, quando os *proxies* são revisados e mudam, seja por aumentarem sua precisão na quantificação de fatores que podem ser classificados como poluição, seja por se tornarem cada vez mais fáceis de serem utilizados pelos órgãos e agências governamentais para a fiscalização das condutas, muda-se todo o campo, pois novos significados ou pacotes existenciais passam a ser a base do tema central.

Esse tipo de mudança no tema central do campo está representado na Figura 7.5 pela alteração das cores da seta que liga poluição a padrão ambiental e da cor que representa o *proxy*, significando que o campo, as relações entre os atores sociais ou mesmo suas posições relativas de poder e recursos podem também passar por mudanças em função das transformações nos elementos que estruturam o tema central.

Em situações em que a dominância sobre a estruturação das instituições no campo deixa de ser clara, as instituições passam por um permanente processo de questionamento e transformações, uma vez que sua concepção se alinha com interesses e potencializa o poder das coalizões dominantes no campo. Essa instabilidade potencializa ainda mais as alterações nas posições de poder, permitindo que a prerrogativa de estabelecer novos significados para o tema poluição

passa a se encontrar disponível para ser conquistada pelos atores. Uma nova disputa emerge no campo cada vez que um evento provoca crise na estabilidade do campo e a nova ordem social precisa ser renegociada e transformada. Essa dinâmica dos campos de ação estratégica é ilustrada na Figura 7.5, que ordena as etapas e as organiza em dois momentos – o da estruturação e o da transformação dos campos:

Figura 7.5 – As etapas de estruturação e de transformação do campo de ação que possui como tema central a poluição.



A estruturação de campos de ação estratégica se inicia quando os atores estão dispersos no espaço social (Figura 7.5 (a)), prossegue conforme o episódio de contenção vai exigindo novas respostas institucionais dos atores (Figuras 5 (b) e (c)) e se consolida quando os atores se identificam mutuamente como participantes de um mesmo espaço social de relações e disputa por interesses (Figura 5 (d)).

Já a etapa de transformação do campo de ação estratégica ocorre quando as instituições que estruturam as relações no campo mudam em função de alterações incrementais nos interesses e motivações dos atores dominantes (Figuras 5 (e), (f) e (g)) ou passam a ser contestadas por coalizões de poder emergentes (Figura 5 (h)).

Portanto, a dinâmica dos campos de ação estratégica pode ser definida como um conjunto formado por duas etapas. Na primeira – a estruturação –, o tema central força os atores sociais a assumirem posições na nova estrutura emergente até que a arena social seja reconhecida por esses atores por meio da identificação das interações em torno do tema comum.

Já na segunda etapa – transformação – os atores já posicionados e possuidores de uma carga existencial e diversos tipos de capitais mobilizam a sua habilidade social para disputar os significados e instituições em jogo no campo, e com isso disputam, também, melhores posições, vantagens e poder.

7.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir da proposição de um modelo conceitual explicativo das dinâmicas do campo de ação estratégica em torno da temática da poluição, este capítulo buscou contribuir com a elucidação dos processos de estruturação e transformação do próprio campo além de, principalmente, desvelar as possibilidades de modulação social sobre a pretensa objetividade científica no estabelecimento de padrões e *proxies* ambientais.

Apesar da inquestionável relevância das ciências ambientais na legitimidade acadêmica dos padrões ambientais, e também do papel do Estado em conferir legalidade e poder de coerção sobre a aplicação dessas instituições sociais (no sentido de regras de relacionamento entre os atores), o modelo conceitual ilustrou cenários em que a dominância desses atores é desafiada pelas coalizões de organizações privadas e por coalizões de organizações ambientalistas, que lançam mão dos recursos disponíveis (econômico, social, simbólico) para modular, de acordo com seus interesses, os padrões e *proxies* ambientais.

Assim, de acordo com o balanço de poder no campo, é plausível até mesmo que os padrões ambientais resultantes fiquem aquém dos limites seguros à humanidade, como estimados pelas ciências naturais. Casos como a modificação do Código Florestal Brasileiro, em 2012, ilustram o estabelecimento de parâmetros legais para a conservação de vegetação nativa muito abaixo dos limiares de resiliência dos ecossistemas confirmados pela ciência ambiental. Nesse caso, a legitimidade acadêmica da Academia Brasileira de Ciências somada ao capital simbólico de organizações ambientalistas não foram capazes de fazer frente à persuasão lobista do capital econômico da agropecuária nacional no relaxamento ambiental das instituições vigentes.

A simplicidade do modelo, que certamente deixa de incluir uma miríade de atores, organizações e relacionamentos relevantes à estruturação do campo e das instituições associadas à poluição, confere flexibilidade e adaptabilidade de aplicação a outros contextos, como governança climática, gestão de recursos hídricos e exploração de recursos minerais. Dessa forma, sugere-se que estudos futuros avaliem a aderência desse modelo explicativo às temáticas citadas, além de, evidentemente, aprofundar a investigação a respeito da própria modulação social dos padrões e proxies ambientais, buscando elementos empíricos a respeito da dinâmica das motivações, interesses, estruturas de poder e coalizões que transformam o campo e as instituições.

Portanto, a construção de saberes e espaços institucionais que enfatize a sinergia e fuja a reduções disciplinares de problemas complexos é, portanto, um dos grandes desafios das ciências naturais e das ciências sociais, elemento basilar à ciência da sustentabilidade (KATES, 2011). Tal abordagem potencializa a investigação a partir de modelos integradores e compensa o esforço de vencer os desafios epistemológicos e metodológicos que frequentemente desencorajam a interdisciplinaridade na pesquisa científica.

REFERÊNCIAS

ANGEL, D. P.; HAMILTON, T.; HUBER, M. T. Global Environmental Standards for Industry. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 32, n. 1, p. 295-316, 2007.

BURSZTYN, M. A.; BURSZTYN, M. **Fundamentos de política e gestão ambiental**: caminhos para a sustentabilidade. Rio de Janeiro: Garamond, 2012.

DALY, H. E.; FARLEY, J. **Ecological economics: principles and applications**. Island press, 2011. 488 p.

FLIGSTEIN, N. Habilidade social e a teoria dos campos. **Revista de Administração de Empresas**, v. 47, n. 2, p. 61-80, 2007.

FLIGSTEIN, N.; McADAM, D. **A theory of fields**. Oxford: Oxford University Press, 2012.

FUKS, M. Reflexões sobre o paradigma da economia ecológica para a gestão ambiental. **Estudos Avançados**, v. 26, n. 74, p. 105-120, 2012.

JOINT GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE ENVIRONMENTAL PROTECTION (GESAMP). Disponível em: <<http://www.gesamp.org/>>. Acesso em: 7 jun. 2015.

GESAMP. **Work programme – Environmental Quality Standards**. Disponível em: <<http://www.gesamp.org/work-programme/eqs>>. Acesso em: 7 jun. 2015.

HOFFMAN, A. J. Institutional Evolution and Change: Environmentalism and the U.S. Chemical Industry. **The Academy of Management Journal**, v. 42, n. 4, p. 351-371, 1999.

HOWARD-GREENVILLE, J.; HOFFMAN, A.; BHATTACHARYA, C. B. Who Can Act on Sustainability Issues? Corporate Capital And The Configuration Of Organizational Fields. In: SHARMA, S.; STARIK, M.; HUSTED, B. (Ed.). **Organizations and the Sustainability Mosaic**. Northampton: Edward Elgar, 2008. p. 193-215.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Mitigation of climate change. **Summary for Policymakers**, v. 10, n. 5.4, 2007.

KATES, R. W. What kind of a science is sustainability science? **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 49, p. 19449-19450, 2011.

McCAMMON, H. et al. Movement Framing and Discursive Opportunity Structures: The Political Successes of the U.S. Women's Jury Movements. **American Sociological Review**, v. 72, n. 5, p. 725-749, 2007.

MACHADO-DA-SILVA, C. L.; FILHO, E. R. G.; ROSSONI, L. Campos organizacionais: seis diferentes leituras e a perspectiva da estruturação. **Revista de Administração Contemporânea**, edição esp., n. 1, p. 109-147, 2010.

MARTÍNEZ-ALIER, J. **O ecologismo dos pobres**. São Paulo: Contexto, 2007.

MARTINS, E. M. O. Direito marítimo internacional: da responsabilidade internacional pelos danos causados ao meio ambiente marinho. **Verba Juris**, v. 7, n. 7, p. 257-288, 2008.

MEADOWS, D. L.; GOLDSMITH, E. I.; MEADOW, P. **The limits to growth**. CBC, 1972.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Relatório Síntese da Avaliação Ecosistêmica do Milênio**. Washington, DC, 2005.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION. **What Are “Proxy” Data?** U. S. National Centers for Environmental Information (NCEI), National Centers for Environmental Information. Disponível em: <<https://www.ncdc.noaa.gov/news/what-are-proxy-data>>. Acesso em: 2 fev. 2017.

OSTROM, E. Doing institutional analysis. Digging deeper than markets and hierarchies. In: MÉNARD, C. et al. (Ed.). **Handbook of new institutional economics**. Dordrecht: Springer, 2005. p. 819-848.

ROCKSTRÖM, J. et al. Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. **Ecology and Society**, v. 14, n. 2, 2009.

SÁNCHEZ, L. H. Conceitos e definições. In: SÁNCHEZ, L. H. (Org.). **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. p. 17-45.

SNOW, D. A., BYRD, S. C. Ideology, Framing Processes, and Islamic Terrorist Movements. **Mobilization: An International Quarterly**, v. 12, n. 2, p. 119-36, 2007.

STEFFEN, W. et al. Planetary Boundaries: Guiding human development on a changing planet. **Science**, v. 347, n. 6223, 2015.

WOOTEN, M.; HOFFMAN, A. J. Organizational fields: Past, present, and future. In: GREENWOOD, C. R.; OLIVER, K. S.; SUDDABY, R. (Eds.). **The handbook of organizational institutionalism**. Califórnia: Thousand Oaks, 2008. p. 130-148

AValiação dos Custos de Oportunidade para Restituição de Áreas de Vegetação Nativa na Indústria Canavieira Paulista

Amanda Sayori Kanashiro¹

Alexandre Toshio Igari²

RESUMO

A indústria sucroalcooleira é uma atividade de ampla extensão no estado de São Paulo, apresentando simultaneamente ganhos econômicos e impactos ambientais negativos para a região. Apesar das estratégias de conservação ambiental no Brasil, os custos de oportunidade das atividades agrícolas dificultam o cumprimento das obrigações legais como a Reserva Legal. Desse modo, visando aprimorar as estratégias de conservação ambiental, o objetivo do estudo é avaliar os custos de oportunidade para a restituição de áreas de vegetação nativa na indústria sucroalcooleira paulista. Os resultados foram baseados em análise de dados secundários contábeis e financeiros, a fim de estimar a lucratividade média da cana colhida entregue à usina, da produção de etanol e de açúcar, além de estimar a receita ou reduções de custos com a cogeração de energia elétrica a partir do bagaço da cana. Por fim, o estudo apresenta cenários de custos de oport-

¹ Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). Contato: amanda.kanashiro@usp.br.

² Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). Contato: alexandre.igari@usp.br

tunidade totais e por hectare cultivado para o estado de São Paulo. Conclui-se que o custo de oportunidade da produção de cana-de-açúcar crua é zero, já que a lucratividade é negativa (-R\$ 1.365/ha), o custo de oportunidade da produção de etanol (R\$ 479/ha) aumenta significativamente com a cogeração de energia (R\$ 579/ha), e o maior custo de oportunidade para a conservação ambiental é da produção de açúcar associada à cogeração (R\$ 7.216/ha), que corresponde a um custo de oportunidade total de R\$ 9,1 bilhões, equivalente a 3,4% do PIB do agronegócio paulista, para atender à obrigação legal de conservação de vegetação nativa no setor canavieiro paulista.

Palavras-chave: indústria canavieira, custo de oportunidade, Reserva Legal

Abstract

The sugarcane industry is a wide-ranging activity in the state of São Paulo, which presents simultaneously economic gains and negative environmental impacts on the region. Despite the environmental conservation strategies in Brazil, the opportunity costs of agricultural activities hinder the compliance with legal obligations as the Legal Reserve. Thus, aiming to improve the strategies for environmental conservation, the purpose of this research is to evaluate the opportunity costs for native vegetation recovery in the sugarcane industry of São Paulo. The results obtained were based on the analysis of secondary accounting and financial data in order to estimate the average profitability from harvested cane delivered to the mill, from the ethanol and sugar production, and also to estimate revenues and cost reductions from electricity cogeneration. Finally, the study presents scenarios of full and *per hectare* opportunity costs in the state of São Paulo. In conclusion, the opportunity cost of crude sugarcane production is zero since its profitability is negative (-R\$1,365/ha), the opportunity cost of ethanol production (R\$479/ha) significantly increases with energy cogeneration (R\$579/ha) and the higher risk for environmental conservation is the opportunity cost of sugar production associated to cogeneration (R\$7,216/ha), which corresponds to a total opportunity cost of R\$9.1 billion, equivalent to 3.4% of the 2017 São Paulo agribusiness GDP, in order to meet the legal obligation for conservation native vegetation in sugarcane sector.

Keywords: sugarcane industry, opportunity cost, legal reserve

8.1 INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos países mais extensos, com vasta biodiversidade, e dispõe de recursos naturais e serviços ecossistêmicos essenciais para o bem-estar das populações humanas. Por isso, cabe ao Brasil ter responsabilidade sobre suas riquezas territoriais e ambientais, a fim de assegurar o uso de seus recursos de maneira sustentável, sendo o primeiro país a assinar a Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB) durante a Rio 92 (Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro em 1992), que estabelece princípios direcionados à proteção e à conservação da diversidade biológica para o desenvolvimento sustentável (PRATES; IRVING, 2015).

Nessa questão, temos duas abordagens de conservação de vegetação nativa no Brasil, em áreas públicas ou privadas, cujas medidas restritivas de controle do uso de recursos naturais e ocupação dos solos são voltadas para a conservação da biodiversidade, de maneira a promover a manutenção da conectividade das áreas conservadas nas propriedades privadas, como as áreas de preservação permanente (APP) e as reservas legais (RL), em complementaridade com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação. No caso de propriedades privadas, Igari, Tambosi e Pivello (2009) demonstram que uma das principais causas do descumprimento da legislação quanto às áreas de conservação seria o custo de oportunidade aos proprietários por se deixar de produzir em suas terras. Quanto maior o custo de oportunidade, menores os incentivos para conservação da vegetação nativa em áreas privadas.

As medidas de coerção para cumprimento do Código Florestal, como multas pela supressão de vegetação em APP e RL, têm valor suficientemente maior que os custos de oportunidade na agropecuária paulista, mas seus resultados para conservação são reduzidos em função do baixo risco percebido pelos agricultores de autuação e mesmo de pagamento efetivo das multas lavradas (IGARI; TAMBOSI; PIVELLO, 2009). Entretanto, atividades agroindustriais como a produção de açúcar e etanol resultam em um custo de oportunidade maior sobre a conservação de vegetação nativa, uma vez que esses produtos têm maior valor econômico que a cana crua utilizada como insumo.

Nesse contexto, de acordo com Vaz (2015), o Brasil apresenta a maior produção mundial de cana-de-açúcar devido à sua expansão nas regiões centro-oeste, nordeste e sudeste do país. Merece destaque a produção no estado de São Paulo. A produção de cana-de-açúcar no Brasil foi de 633,26 milhões de toneladas em 2017/2018 para 625,96 milhões de toneladas em 2018/2019 (CONAB, 2018). Com

a popularização do carro *flex fuel* em 2003, a participação do etanol ganhou impulso e atingiu 58% da industrialização da cana em 2008/2009 (FIESP, 2013). A expansão da produção sucroalcooleira apresenta impactos ambientais negativos em diversas escalas ao introduzir a cultura em novas áreas de plantio desordenadamente (CASTRO; JORDANI, 2010; VAZ, 2015). Quanto aos impactos relativos ao déficit de áreas de conservação exigidas pelo Código Florestal, Brancalioni e Rodrigues (2010) analisaram 23 projetos de adequação ambiental em propriedades rurais de usinas sucroalcooleiras no estado de São Paulo, totalizando uma área de 533.097 ha, onde encontraram um déficit médio de 6,4% de áreas para o cumprimento da Reserva Legal (20% da propriedade).

A demanda global por produtos agropecuários causa grande pressão sobre os recursos naturais, e parte das decisões sobre o uso das terras depende da relação entre custos e benefícios, tanto privados quanto públicos, ponderando aspectos econômicos, ambientais e sociais (IGARI; TAMBOSI; PIVELLO, 2009). É provável que em agroindústrias verticalizadas como a sucroalcooleira, que têm parte substancial das terras produtivas sob sua propriedade, ocorram subestimativas sobre os custos de oportunidade quando estimados, levando-se em consideração somente a fase agrícola. Nessas agroindústrias, a maior parte do custo de oportunidade para o uso das terras corresponde aos ganhos econômicos na fase industrial. Esse estudo busca, então, estimar os custos de oportunidade para restituição da vegetação nativa na indústria canavieira paulista, visando adequação aos parâmetros do Código Florestal para compreender mais detalhadamente como os custos de oportunidade dessas atividades podem prejudicar o cumprimento das exigências de conservação. Para tanto, são estimadas a lucratividade gerada com a produção da cana crua, do açúcar e do etanol, assim como a receita gerada pela cogeração de energia a partir de bagaço.

8.2 REFERENCIAL TEÓRICO

8.2.1 Convenção sobre diversidade biológica

A proteção da biodiversidade é incorporada definitivamente como compromisso global com a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada em 1992 no Rio de Janeiro, quando as nações reconhecem o risco da crise ambiental e como ela poderia afetar negativamente o processo de desenvolvimento (WEIGAND; SILVA; SILVA, 2011).

De acordo com Weigand, Silva e Silva (2011), o primeiro conjunto de metas da convenção foi estabelecido no Protocolo de Cartagena para o período de 2002 a 2010, porém o plano estratégico criado para tal implementação não foi efetivo. Em 2010, os países signatários reuniram-se na 10^a Conferência das Partes (COP 10), que ocorreu em Nagoya, no Japão, com o intuito de elaborar vinte metas para o período de 2011 a 2020, conhecidas como as Metas de Aichi. Essas metas estão categorizadas em cinco objetivos do Plano Estratégico 2020: a) Tratar das causas fundamentais de perda de biodiversidade, fazendo com que preocupações com biodiversidade permeiem o governo e a sociedade; b) Reduzir as pressões diretas sobre biodiversidade e promover o uso sustentável; c) Melhorar a situação de biodiversidade, protegendo ecossistemas, espécies e diversidade genética; d) Aumentar os benefícios de biodiversidade e serviços ecossistêmicos para todos; e e) Aumentar a implementação por meio de planejamento participativo, gestão de conhecimento e capacitação. Com a definição das Metas de Aichi para 2020, o governo brasileiro ainda estabeleceu metas nacionais no plano da Comissão Nacional da Biodiversidade (CONA-BIO), em 2013, quando a Meta 11 nacional, que trata sobre as áreas protegidas, foi ampliada a fim de incluir as demais áreas protegidas legalmente, como as terras indígenas e as áreas previstas no Código Florestal (áreas de preservação permanente e reservas legais), considerando os critérios de representatividade, efetividade e conectividade (PRATES; IRVING, 2015).

8.2.2 Conservação da vegetação nativa em propriedades privadas

O foco da política nacional de conservação da biodiversidade centrava-se nas áreas protegidas de domínio público, principalmente nos parques nacionais, porém o interesse sobre as áreas protegidas em propriedades privadas tem se elevado (MORSELLO, 2001). Tendo em vista esse cenário, é importante integrar as áreas de conservação públicas e privadas de forma a incrementar a eficiência e complementaridade das áreas conservadas.

Nesse sentido, há algumas estratégias da política ambiental brasileira para possibilitar essa associação entre os tipos de conservação no Brasil. Em 1934, o antigo Código Florestal foi estabelecido por meio do Decreto nº 23.793, sendo o primeiro texto legal brasileiro a prever a criação dos parques nacionais, estaduais e municipais; também classificava as florestas nativas e não nativas, já antecedendo as áreas de preservação permanente (APP) como florestas protetoras (DRUMMOND; FRANCO; OLIVEIRA, 2010). Em 1962, foi proposto um novo Código Florestal, sancionado pela Lei Federal nº 4.771 em 1965, estabelecendo a

responsabilidade pela proteção da natureza ao Estado em conjunto com a sociedade civil e instituindo instrumentos para a proteção dos recursos naturais em todo o território nacional, como as áreas de preservação permanente (APP) e as reservas legais (RL) (MARQUES; RANIERI, 2012). Um dos principais avanços na criação de espaços especialmente protegidos foi a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), pela Lei Federal nº 9.985 em 2000, que define e regulamenta as diversas categorias de proteção das unidades de conservação em nível federal, municipal e estadual, além de incentivar iniciativas no setor privado ao reconhecer o sistema de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (MITTERMEIER et al., 2005). E, finalmente, em 2012, é instituído o atual Código Florestal pela Lei Federal nº 12.651, que trouxe uma nova e menos restritiva regulamentação a respeito das áreas de preservação permanente e reservas legais (SANTOS FILHO et al., 2015). O atual Código Florestal define as áreas de preservação permanente no seu art. 3º como “área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas” (BRASIL, 2012).

A definição de Reserva Legal também se encontra no art. 3º:

III - Reserva Legal: área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, delimitada nos termos do art. 12, com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa (BRASIL, 2012)

O art. 12º dispõe da delimitação das áreas de Reserva Legal: todo imóvel rural deve manter um percentual mínimo de área com cobertura de vegetação nativa:

I - localizado na Amazônia Legal:

- a) 80% (oitenta por cento), no imóvel situado em área de florestas;
- b) 35% (trinta e cinco por cento), no imóvel situado em área de cerrado;
- c) 20% (vinte por cento), no imóvel situado em área de campos gerais;

II - localizado nas demais regiões do País: 20% (vinte por cento). (BRASIL, 2012)

O art. 15º do novo Código Florestal ainda admite a contabilização das áreas de preservação permanente no cálculo do percentual da Reserva Legal, sendo que a lei anterior realizava o cômputo separadamente (BRASIL, 2012).

8.2.3 Indústria sucroalcooleira no Brasil e em São Paulo

O Brasil é líder mundial da produção de cana-de-açúcar devido à expansão dessa atividade nas regiões nordeste, centro-oeste e sudeste do país, destacando-se a participação do estado de São Paulo (VAZ, 2011). De acordo com Adami et al. (2013), o cultivo dessa cultura avançou em áreas de pastagens (63%), culturas anuais ou temporárias (32,1%), citros (3,7%), terras com vegetação arbórea e matas ciliares (0,2%) e áreas de reflorestamento (0,1%) nas terras paulistas entre 2005 e 2011.

Conforme Vaz (2015), além da produção de açúcar e etanol, o setor sucroalcooleiro também se destaca devido à cogeração de energia a partir da queima do bagaço da cana, tornando as usinas autossuficientes na produção de energia. As usinas de açúcar também podem investir na flexibilidade da produção anexando destilarias e, assim, direcionar o caldo da moagem tanto para a produção de açúcar quanto para a produção de etanol (ALVES; BACCHI, 2004).

A produção de açúcar no Brasil foi de 38 milhões de toneladas na safra 2017/2018 para 35 milhões de toneladas em 2018/2019 (CONAB, 2018). E a região sudeste deve apresentar acréscimo da área ocupada em 11% até 2023 em relação ao resultado de 2013 que era de 5,6 milhões de hectares, avançando em mais 616 mil hectares, aproximadamente (FIESP, 2013). Coloca-se em evidência o estado de São Paulo na produção sucroalcooleira, representando 56,14% dos 651.841.000 de toneladas da produção de cana-de-açúcar no país na safra de 2016/2017, 62,6% da produção de açúcar e 48,42% da produção total de etanol (UNICA, 2017a).

Nessas circunstâncias, Gonçalves e Castanho Filho (2006) indicam que 4,4 milhões de hectares dos 18,9 milhões de hectares agricultáveis do estado de São Paulo deveriam ser destinados a áreas de preservação permanente e reservas legais, mas apenas 700 mil hectares eram destinados a essa função. Bernasconi (2013) também analisa as áreas de déficit de Reserva Legal no estado de São Paulo e apresentou um déficit correspondente a 6,7% ou 1,3 milhões de hectares se a área rural do estado fosse uma propriedade única. Seguindo essa linha, Brancalion e Rodrigues (2010) analisaram uma área de 533.097 ha (9,7% da área canavieira paulista) no estado de São Paulo de 23 projetos de adequação ambiental conduzidos em 1.961 propriedades rurais de usinas sucroalcooleiras. Seus resultados apontaram que 76,5% da área total dos projetos estavam ocupadas por cana-de-açúcar, em média, e a soma das áreas potenciais para a averbação da Reserva Legal – constituídas de remanescentes florestais (5,0% da área total),

áreas abandonadas (2,3% da área total) e áreas com outros usos como pecuária, reflorestamento comercial, cultivo perene, entre outros (6,3% da área total) – resultaria em 13,6% da área total, gerando um déficit médio de 6,4% de áreas para o total cumprimento da Reserva Legal (20%). Os autores concluem que é possível compensar esse déficit em áreas de menor aptidão agrícola e que a regularização viabilizaria a certificação ambiental, abrindo os mercados internacionais para o açúcar e o álcool, compensando financeiramente a potencial perda de áreas de produção.

8.2.4 Custos de oportunidade para conservação de vegetação nativa em áreas privadas

Igari et al. (2009) analisaram os custos de oportunidade para a preservação da vegetação nativa do Cerrado, que incluem a lucratividade das atividades agropecuárias e o valor de transação das terras, apontando-os como uma das principais causas do descumprimento da legislação quanto às áreas de conservação privadas. Pereira et al. (1990) definem o custo de oportunidade como o valor do recurso no seu melhor uso alternativo ao contrapor os benefícios da conservação ambiental com a rentabilidade das atividades econômicas, pressupondo que a escolha de uma alternativa acarreta na renúncia de outras possibilidades. Ou seja, o proprietário rural deixa de lucrar com a área que ele deve destinar à conservação, o que caracteriza o custo de oportunidade.

No caso dos custos de oportunidade para a restituição da vegetação nativa na indústria canavieira paulista, devemos considerar a lucratividade gerada pelas atividades do setor, como a produção da cana, do açúcar e do etanol, assim como a receita gerada pela cogeração de energia.

Na produção realizada com cana-de-açúcar própria, a usina é detentora da área em questão ou arrenda-a por certo período. A produção de cana-de-açúcar por fornecedor ocorre quando a propriedade, assim como as operações agrícolas, não pertence à usina ou destilaria. No estado de São Paulo, os fornecedores são responsáveis por aproximadamente 40% da produção de cana-de-açúcar processada (BASTOS; MORAES, 2014). Assim, a produção própria é predominante na indústria sucroalcooleira paulista. Nesse contexto, o custo de oportunidade para a conservação da vegetação nativa não corresponde somente à lucratividade da fase agrícola, mas à lucratividade do processo agroindustrial de produção de açúcar, etanol e energia elétrica.

A lucratividade do proprietário rural resulta da venda de cana-de-açúcar à usina, o que pode representar uma subestimativa do custo de oportunidade para

conservação de APPs e RLs. O custo de oportunidade global para a agroindústria resulta da lucratividade sobre o valor da tonelada de açúcar e sobre o valor do metro cúbico de etanol vendidos. Pode, ainda, haver redução dos custos ou aumento dos lucros com a cogeração de energia da usina. Logo, esse estudo busca estimar os custos de oportunidade para a restituição da vegetação nativa no setor sucroalcooleiro do estado de São Paulo, considerando cenários distintos quanto às atividades agrícolas e industriais ao estimar a lucratividade gerada com a produção da cana crua, do açúcar e do etanol, assim como a receita gerada pela cogeração de energia a partir de bagaço.

8.3 METODOLOGIA

As informações do presente capítulo foram obtidas em dois momentos: primeiramente, consistiu-se uma revisão bibliográfica baseada em artigos e livros selecionados em bases de busca como Scielo e Scopus e repositórios de teses e dissertações. Após a revisão de literatura, foi realizada uma pesquisa quantitativa por meio de levantamento de dados secundários documentais em bancos de dados como o Instituto de Economia Agrícola (IEA), a União da Indústria de Cana-de-Açúcar (UNICA) e o Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (CEPEA) para constituir a análise da lucratividade da atividade produtiva canavieira paulista e os cálculos dos custos de oportunidade correspondentes a cada tipo de produção sucroalcooleira frente à restituição da vegetação nativa. Além dessas fontes, também foram utilizados dissertações, teses e relatórios nessa fase para a coleta de dados.

A lucratividade da produção canavieira paulista foi analisada sob a perspectiva da produção da usina com cultivo de cana em áreas próprias e também do proprietário rural que fornece cana às usinas. No caso da usina com cultivo próprio de cana, temos os seguintes cenários:

- 1. Lucratividade da produção do açúcar refinado amorfo:** 1 ha de terra fértil gera X toneladas de cana-de-açúcar, que produzem Y toneladas de açúcar comercializadas por R\$ Z/tonelada de açúcar. Dessa receita de vendas devem ser deduzidos os tributos, os custos de produção e despesas, tanto na fase de cultivo da cana quanto na fase industrial. O custo de oportunidade para conservação ou restituição de áreas de vegetação nativa (lucro líquido/ha) é calculado a partir da multiplicação do lucro líquido/tonelada de açúcar pela produtividade da fase industrial (tonelada de açúcar/tonelada de cana) e pela produtividade da fase de cultivo (tonelada de cana/ha). No

cenário considerando a cogeração, o custo de produção é reduzido pela cogeração de energia.

2. Valor de produção do etanol hidratado: 1 ha de terra fértil gera X toneladas de cana-de-açúcar, que produzem Y m³ de etanol por R\$ Z/m³ de etanol. Dessa receita de vendas devem ser deduzidos os tributos, os custos de produção e despesas, tanto na fase de cultivo da cana quanto na fase industrial. O custo de oportunidade para conservação ou restituição de áreas de vegetação nativa (lucro líquido/ha) é calculado a partir da multiplicação do lucro líquido/m³ de etanol pela produtividade da fase industrial (m³ de etanol/tonelada de cana) e pela produtividade da fase de cultivo (tonelada de cana/ha). No cenário considerando a cogeração, o custo de produção é reduzido pela cogeração de energia.

A receita líquida (R\$/t) da usina foi calculada a partir da média de preço mensal do açúcar refinado amorfo ao produtor sem tributação ponderada pela quantidade mensal de açúcar exportada na região Centro-Sul e da média de preço mensal do etanol hidratado ao produtor sem tributação ponderada pela quantidade mensal de etanol consumido no estado de São Paulo. Os dados foram coletados do CEPEA (preço mensal) e da UNICA (quantidade mensal) e correspondem ao ano de 2017. A exportação do açúcar equivale a 76,43% da quantidade produzida em São Paulo, e por esse motivo foi utilizada a quantidade exportada em vez da quantidade consumida para o cálculo. Regazzini (2010) baseou-se em dados de Bacha (2009), Receita Federal (2009) e Receita Estadual (2009) para descrever o total de tributos incidentes sobre o açúcar na usina, em que as alíquotas de Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) e Programa Integração Social (PIS) em conjunto com Contribuição para o Financiamento de Seguridade Social (COFINS) e Imposto sobre Produto Industrializado (IPI) correspondem respectivamente a 7%, 9,25% e 5%. Regazzini (2010) também descreveu o total de tributos incidentes sobre o etanol hidratado, em que as alíquotas de ICMS e PIS em conjunto com COFINS correspondem respectivamente a 12% e 3,65%. A produção de etanol não recolhe IPI (REGAZZINI, 2010). O lucro bruto da usina foi obtido por meio da diferença entre a receita líquida e a somatória das despesas e custos de produção do açúcar e do etanol, sendo que estes últimos foram obtidos do relatório do PECEGE (2014). O lucro líquido da usina foi obtido pela diferença entre o lucro bruto e a somatória do valor do Imposto de Renda para Pessoa Jurídica (IRPJ) e a Contribuição Social sobre o Lucro Líquido (CSLL), cuja incidência conjunta é de 34%, de acordo com Regazzini (2010). E, finalmente, os custos de oportunidades derivados da

produção de açúcar e do etanol foram calculados por meio do produto entre o lucro líquido por tonelada de açúcar, a produtividade de tonelada de açúcar por tonelada de cana ou a produtividade de m³ de etanol por tonelada de cana e a produtividade de tonelada de cana por hectare colhido, ambas produtividades obtidas do PECEGE (2014).

Nos cenários considerando a cogeração, o custo de oportunidade resultante da cogeração de energia elétrica a partir do bagaço de cana é adicionado ao custo de oportunidade sobre a produção de açúcar e produção de etanol. O preço de venda líquido da eletricidade foi determinado em reais por kWh a partir da receita líquida de venda da energia elétrica obtida do PECEGE (2014) e dos tributos incidentes sobre a venda de eletricidade que correspondem ao PIS em 1,65% e ao COFINS em 3% descritos por Souza (2003). O lucro bruto sobre a venda de eletricidade foi obtido por meio da diferença entre a receita líquida e o custo de produção da cogeração de energia extraído do relatório do PECEGE (2014) no valor de R\$ 0,107 por kWh. O lucro líquido foi obtido pela diferença entre o lucro bruto e o valor do Imposto de Renda para Pessoa Jurídica (IRPJ) mais a Contribuição Social sobre o Lucro Líquido (CSLL), cuja incidência conjunta foi de 34% de acordo com Souza (2003). O custo de oportunidade resultante da cogeração de energia é resultado do produto entre o lucro líquido, a produtividade de kWh de eletricidade por tonelada de cana e a produtividade de tonelada de cana por hectare colhido, ambas produtividades obtidas do PECEGE (2014). Por fim, o custo de oportunidade da produção de açúcar e da produção de etanol com cogeração de energia provém da soma do custo de oportunidade das produções de açúcar e de etanol com o custo de oportunidade da cogeração de energia.

No caso do proprietário rural, temos:

3. Lucratividade da venda de cana de açúcar para a usina: 1 ha de terra fértil gera X toneladas de cana-de-açúcar, comercializadas por R\$ Z/tonelada de cana-de-açúcar. Dessa receita de vendas devem ser deduzidos os tributos, os custos e as despesas do cultivo da cana. O custo de oportunidade para conservação ou restituição de áreas de vegetação nativa (lucro líquido/ha) é calculado a partir da multiplicação do lucro líquido/tonelada de cana pela produtividade da fase de cultivo (t de cana/ha).

O preço de venda da cana-de-açúcar à usina foi determinado em reais por tonelada de cana a partir da receita líquida do produtor obtida do relatório do PECEGE (2014) e dos tributos incidentes sobre a produção de cana, que correspondem ao Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural (ITR) em 1,30%,

à Contribuição Sindical Rural (CSR) em 1,10% e à Contribuição ao Fundo de Assistência do Trabalhador Rural (FUNRURAL) em 2,30%, descritos por Regazzini (2010). O lucro bruto do produtor foi obtido por meio da diferença entre a receita líquida e o custo de produção de cana-de-açúcar – este último foi adquirido do relatório do PECEGE (2014). O lucro líquido do produtor foi obtido pela diferença entre o lucro bruto e o valor do Imposto de Renda para Pessoa Física (IRPF), cuja alíquota é de 27,50%, de acordo com Regazzini (2010). E, finalmente, o custo de oportunidade sobre a produção de cana-de-açúcar é calculado por meio do produto entre o lucro líquido por tonelada de cana e a produtividade de tonelada cana por hectare obtida do PECEGE (2014).

Em síntese, temos as seguintes fórmulas:

Tabela 8.1 – Custo de oportunidade da usina

Usina de cana-de-açúcar		
Custo de oportunidade	Sem cogeração	Com cogeração
Produção de açúcar	$\frac{\text{Lucro líquido} \times \text{t açúcar} \times \text{t cana}}{\text{t açúcar t cana ha}}$	$\frac{\text{Lucro líquido} \times \text{t açúcar} \times \text{t cana (+energia)}}{\text{t açúcar t cana ha}}$
Produção de etanol	$\frac{\text{Lucro líquido} \times \text{m}^3 \text{ etanol} \times \text{t cana}}{\text{m}^3 \text{ etanol t cana ha}}$	$\frac{\text{Lucro líquido} \times \text{m}^3 \text{ etanol} \times \text{t cana (+energia)}}{\text{m}^3 \text{ etanol t cana ha}}$

Tabela 8.2 – Custo de oportunidade do proprietário rural

Proprietário rural	
Custo de oportunidade	Produção de cana-de-açúcar
Valor de venda	$\frac{\text{Lucro líquido} \times \text{t cana}}{\text{t cana ha}}$

Os cenários dos custos totais de oportunidade na indústria canavieira paulista em cada tipo de produção (açúcar ou etanol, com ou sem cogeração de energia elétrica) foram estimados a partir do déficit médio de áreas de vegetação nativa, calculado a partir dos resultados de Brancalion e Rodrigues (2010) e Bernasconi (2013).

8.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As receitas líquidas da usina, tanto da produção de açúcar quanto da produção de etanol, foram calculadas a partir da média de preço mensal ao produtor sem tributação ponderada pela quantidade mensal exportada de açúcar e consumida de etanol conforme constam, respectivamente, nas Tabelas 8.3 e 8.4:

Tabela 8.3 – Preço médio ponderado do açúcar refinado amorfo em 2017

Açúcar refinado amorfo			
Mês	Preço do açúcar ao produtor (R\$/kg)	Qtd. exportação (kg)	Preço x Qtd. export. (R\$)
Jan.	2,43	2.036.209.000	4.947.987.870
Fev.	2,30	1.628.104.000	3.744.639.200
Mar.	2,19	1.430.273.000	3.132.297.870
Abr.	2,12	1.486.067.000	3.150.462.040
Mai.	2,10	2.261.835.000	4.749.853.500
Jun.	2,10	3.028.311.000	6.359.453.100
Jul.	1,92	2.574.411.000	4.942.869.120
Ago.	1,84	2.733.965.000	5.030.495.600
Set.	1,73	3.488.925.000	6.035.840.250
Out.	1,70	2.800.371.000	4.760.630.700
Nov.	1,65	2.064.849.000	3.407.000.850
Dez.	1,80	1.740.217.000	3.132.390.600
Total	1,96 (média ponderada)	27.273.537.000	53.393.920.700
Preço médio ponderado pela exportação		1,958 x 10³ R\$/t	

Fonte: adaptada com base em dados de CEPEA (2017a) e UNICA (2017b).

Tabela 8.4 – Preço médio ponderado do etanol hidratado em 2017

Etanol hidratado			
Mês	Preço do etanol ao produtor (R\$/L)	Consumo etanol (L)	Preço x Consumo (R\$)
Jan.	1,816	503.107.826	913.543.190
Fev.	1,686	516.231.239	870.417.492
Mar.	1,526	601.417.603	918.003.829
Abr.	1,472	591.643.674	870.781.159
Mai.	1,414	626.202.015	885.574.890
Jun.	1,328	630.408.822	836.993.793
Jul.	1,304	621.770.116	810.788.231
Ago.	1,406	680.184.482	956.611.455
Set.	1,442	707.130.196	1.019.893.882
Out.	1,534	749.959.524	1.150.362.914
Nov.	1,651	696.732.575	1.150.375.155
Dez.	1,748	763.327.174	1.334.295.900
Total	1,524 (média ponderada)	27.273.537.000	53.393.920.700
Preço médio ponderado pelo consumo		1,524 x 10³ R\$/m³	

Fonte: adaptada com base em dados de CEPEA (2017b) e UNICA (2017c).

Na Tabela 8.5, temos a estimativa do custo de oportunidade (lucro líquido) com cogeração de energia elétrica que foi adicionada aos custos totais de oportunidade das usinas que produzem esse recurso:

Tabela 8.5 – Custo de oportunidade com cogeração de energia elétrica a partir do bagaço de cana-de-açúcar

Variáveis contábeis	Valores	Fontes
Preço de venda eletricidade (R\$/kWh)	0,279	
PIS	1,65%	Souza, 2004
COFINS	3%	Souza, 2004
Receita líquida da venda eletricidade (R\$/kWh)	0,266	PECEGE, 2014
Custos e despesas (venda eletricidade) (R\$/kWh)	0,107	PECEGE, 2014
Lucro antes de impostos (LAIR) (R\$/kWh)	0,159	
Imposto de renda + CSSL (34%)	0,054	Souza, 2004
Lucro líquido da usina (R\$/kWh)	0,105	
Produtividade (kWh/t cana)	72,5	PECEGE, 2014
Produtividade (t cana/ha)	76,1	PECEGE, 2014
Custo de oportunidade eletricidade (R\$/ha)	579,311	

Nas Tabelas 8.6 a 8.9, encontram-se as estimativas da lucratividade média por hectare colhido com a produção de etanol hidratado e açúcar refinado amorfo, assim como as estimativas da receita ou reduções de custo com a cogeração de energia elétrica, que constituem os custos totais de oportunidade de cada cenário apresentado. Nota-se que o custo de oportunidade da produção de açúcar é maior que da produção de etanol devido, principalmente, ao maior preço de venda, menor custo e maior produtividade, que culminam em um maior lucro líquido. Os custos e despesas são mais baixos na produção de açúcar, pois possui menos etapas do que a produção de etanol, que além do tratamento e evaporação do caldo, comum ao processamento do açúcar, também inclui a fermentação, destilação e eventual desidratação do mesmo (ALBARELLI, 2013).

Tabela 8.6 – Lucratividade por tonelada de açúcar refinado amorfo sem cogeração de energia

Variáveis contábeis	Valores	Fontes
Preço de venda do açúcar (R\$/t)	2485,99	
ICMS	7%	Regazzini, 2010
IPI	5%	Regazzini, 2010
PIS+COFINS	9,25%	Regazzini, 2010
Receita líquida da usina (R\$/t)	1957,71	UNICA (2017b)/ CEPEA (2017a)
Custos e despesas (produção de açúcar) (R\$/t açúcar)	942	PECEGE, 2014
Lucro antes de impostos (LAIR) (R\$/t açúcar)	1015,7	
Imposto de renda + CSLL (34%)	345,34	Regazzini, 2010
Lucro líquido da usina (R\$/t açúcar)	670,37	
Produtividade (t açúcar/t cana)	0,130	PECEGE, 2014
Produtividade (t cana/ha)	76,1	PECEGE, 2014
Custo de oportunidade eletricidade (R\$/ha)	6637,12	

Tabela 8.7 – Lucratividade por tonelada da produção de açúcar com cogeração de energia

Variáveis contábeis	Valores	Fontes
Preço de venda do açúcar (R\$/t)	2485,99	
ICMS	7%	Regazzini, 2010
IPI	5%	Regazzini, 2010
PIS+COFINS	9,25%	Regazzini, 2010
Receita líquida da usina (R\$/t)	1957,72	UNICA (2017b)/ CEPEA (2017a)
Custos e despesas (produção de açúcar) (R\$/t açúcar)	942	PECEGE, 2014
Lucro antes de impostos (LAIR) (R\$/t açúcar)	1015,72	
Imposto de renda + CSLL (34%)	345,34	Regazzini, 2010
Lucro líquido da usina (R\$/t açúcar)	670,38	
Produtividade (t açúcar/t cana)	0,130	PECEGE, 2014
Produtividade (t cana/ha)	76,1	PECEGE, 2014
Custo de oportunidade açúcar (R\$/ha)	6637,12	
Custo de oportunidade cogeração eletricidade (R\$/ha)	579,31	
Custo de oportunidade eletricidade (R\$/ha)	7216,43	

Tabela 8.8 – Lucratividade por m³ da produção de etanol sem cogeração de energia

Variáveis contábeis	Valores	Fontes
Preço de venda do etanol hidratado (R\$/m ³)	1806,91	
ICMS	12%	Regazzini, 2010
PIS+COFINS	3,65%	Regazzini, 2010
Receita líquida da usina (R\$/m ³)	1524,124	UNICA (2017b)/ CEPEA (2017a)
Custos e despesas (produção de etanol) (R\$/m ³ etanol)	1410,00	PECEGE, 2014
Lucro antes de impostos (LAIR) (R\$/m ³)	114,12	
Imposto de renda + CSLL (34%)	38,80	Regazzini, 2010
Lucro líquido da usina (R\$/m ³)	75,32	
Produtividade (m ³ etanol/t cana)	0,0835	PECEGE, 2014
Produtividade (t cana/ha)	76,1	PECEGE, 2014
Custo de oportunidade eletricidade (R\$/ha)	478,62	

Tabela 8.9 – Lucratividade por m³ da produção de etanol com cogeração de energia

Variáveis contábeis	Valores	Fontes
Preço de venda do etanol hidratado (R\$/m ³)	1806,91	
ICMS	12%	Regazzini, 2010
PIS+COFINS	3,65%	Regazzini, 2010
Receita líquida da usina (R\$/m ³)	1524,12	UNICA/CEPEA 2017
Custos e despesas (produção de etanol) (R\$/m ³ etanol)	1410,00	PECEGE, 2014
Lucro antes de impostos (LAIR) (R\$/m ³)	114,12	
Imposto de renda + CSLL (34%)	38,80	Regazzini, 2010
Lucro líquido da usina (R\$/m ³)	75,32	
Produtividade (m ³ etanol/t cana)	0,0835	PECEGE, 2014
Produtividade (t cana/ha)	76,10	PECEGE, 2014
Custo de oportunidade (R\$/ha)	478,62	
Custo de oportunidade cogeração eletricidade (R\$/ha)	579,31	
Custo de oportunidade eletricidade (R\$/ha)	1057,93	

A Tabela 8.10 apresenta a estimativa da lucratividade média por hectare por tonelada de cana colhida entregue à usina e o custo de oportunidade ao proprietário rural da produção de cana. Assim como no relatório do PECEGE (2014), a receita líquida do proprietário rural não é suficiente para cobrir os custos e despesas da produção de cana-de-açúcar, sendo inviável a remuneração da atividade na região ao gerar um prejuízo de R\$ -17,94 por tonelada de cana.

Tabela 8.10 – Lucratividade do proprietário rural por tonelada da produção de cana-de-açúcar

Variáveis contábeis	Valores	Fontes
Preço de venda da cana à usina (R\$/t)	64,19	
ITR	1,30%	Regazzini, 2010
CSR	1,10%	Regazzini, 2010
FUNRURAL	2,30%	Regazzini, 2010
Receita líquida do produtor (R\$/t)	61,17	PECEGE, 2014
Custos e despesas (R\$/t)	85,91	PECEGE, 2014
Lucro antes de impostos (LAIR) (R\$/t)	-24,74	
Imposto de renda IRPF (27,5%)	-6,80	Regazzini, 2010
Lucro líquido do produtor (R\$/t)	-17,94	
Produtividade (t cana/ha)	76,10	PECEGE, 2014
Custo de oportunidade eletricidade (R\$/ha)	-1364,93	

O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) é um instrumento econômico de gestão para promover a proteção, o manejo e o uso sustentável do capital natural ao recompensar economicamente aqueles que produzem ou mantêm serviços ambientais (GUEDES; SEEHUSEN, 2011). Então, o PSA aparece como alternativa aos produtores para deixarem de produzir ao serem recompensados por manterem os serviços ambientais. Entretanto, o valor médio do PSA calculado por Banks-Leite et al. (2014), baseado em dados de Guedes e Seehusen (2011), foi de U\$ 132,73 por hectare por ano, ou R\$ 423,54 por hectare por ano (convertido pelo valor médio da taxa de câmbio do dólar em 2017 de R\$ 3,1910, de acordo com o Federal Reserve System). Esse valor seria suficiente para compensar os custos de oportunidade da produção de cana crua, mas insuficiente para cobrir os custos de oportunidade dos elos industriais da produção de açúcar ou mesmo etanol.

Se levarmos em conta o déficit médio da área de Reserva Legal no estado de São Paulo, encontrado por Brancalion e Rodrigues (2010) e Bernasconi (2013), que corresponde a aproximadamente 6,5% ou 1,261 milhões de hectares da área total destinada à Reserva Legal, podemos calcular os custos de oportunidade totais e comparar os valores com o PIB do agronegócio paulista de 2017, conforme Tabela 8.11. De acordo com o CEPEA (2017c), o PIB do agronegócio paulista foi estimado em R\$ 267,9 bilhões em 2017, sendo que o ramo agrícola corresponde a 82% do valor ou R\$ 219,427 bilhões.

O alto custo de oportunidade por hectare da produção de açúcar com cogeração de energia elétrica (R\$7.216 por hectare) representaria, no cenário mais oneroso, mais de R\$9,1 bilhões de custo de oportunidade total. Caso a cana produzida fosse dedicada à produção de etanol sem cogeração de energia, o custo de oportunidade da área colhida seria mais de 15 vezes menor (R\$ 603 milhões).

Tabela 8.11 – Custos de oportunidade totais considerando o déficit médio da área de Reserva Legal do estado de São Paulo

Produção	Custos de oportunidade totais (R\$)	Porcentagem do PIB do agronegócio paulista de 2017 (%)
Açúcar sem cogeração	8.370.696.120,39	3,12
Açúcar com cogeração	9.100.902.239,88	3,40
Etanol sem cogeração	603.632.686,64	0,22
Etanol com cogeração	1.333.838.806,13	0,50
Cana-de-açúcar	-1.721.441.567,37	-

Fonte: adaptada com base em dados de Brancalion e Rodrigues (2010), Bernasconi (2013) e CEPEA (2017c).

Dessa forma, mesmo considerando que os dois produtos industrializados representam custos de oportunidade muito maiores que o produto *in natura*, a produção de açúcar refinado amorfo representa um custo de oportunidade substancialmente maior para conservação e restituição de áreas de vegetação nativa que a produção de etanol hidratado no período analisado. Evidentemente, essa relação é sensível a variações nos preços de venda, carga tributária e custos de produção, que podem fazer com que o setor direcione as atividades para um outro produto.

8.5 CONCLUSÃO

Os resultados mostram que o custo de oportunidade para conservação e restituição de áreas de vegetação nativa na agroindústria sucroalcooleira é subestimado ao se calcular o custo apenas a partir da produção de cana-de-açúcar *in natura*, já que o lucro do proprietário rural é negativo na fase agrícola. Ao considerar a fase industrial, o custo de oportunidade da produção de açúcar na usina é muito maior que o dos demais produtos, representando, portanto, o custo de oportunidade de maior risco para a conservação da vegetação nativa. O custo de oportunidade da cogeração de energia elétrica a partir do bagaço de cana é mais representativo na composição do custo de oportunidade com produção do etanol, visto que dobra o custo de oportunidade total.

Quanto às limitações do estudo, pode existir uma incerteza não controlada nas estimativas pelo fato de o estudo se basear em dados numa janela temporal limitada ao ano de 2017, em que variações de mercado, tanto de produtos finais quanto dos insumos produtivos, poderiam enviesar as receitas, os custos e os lucros das atividades.

É desejável, então, ampliar o estudo para intervalos de tempo maiores, capazes de incorporar variações de mercado, e também replicar a abordagem deste estudo para outros cultivos que tenham fases agroindustriais associadas com características análogas à produção sucroalcooleira, como a produção de laranja e eucalipto, a fim de analisar a influência dos custos de oportunidade na proteção e conservação ambiental.

8.6 AGRADECIMENTOS

Agradecemos às valiosas sugestões e comentários do Dr. Gerardo Kuntschik e do Dr. Leandro Reverberi Tambosi. O segundo autor agradece o apoio financeiro da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), processo número 2015/03804-9.

REFERÊNCIAS

ADAMI, M. et al. Mudança do uso da terra devido à expansão da cana-de-açúcar em São Paulo de 2005 a 2011. XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO–SBSR, Foz do Iguaçu/PR, INPE. **Anais eletrônicos...** Foz do Iguaçu: INPE, 2013. Disponível em: <<http://marte2.sid.inpe.br/rep/urlib.net/www/2014/03.16.03.40?ibiurl.backgroundlanguage=p->

t-BR&ibiurl.requiredsite=marte2.sid.inpe.br+802&requiredmirror=dpi.inpe.br/marte2/2013/05.17.15.03.08&searchsite=mtc-m21b.sid.inpe.br:80&searchmirror=sid.inpe.br/mtc-m21b/2013/09.26.14.25.22>. Acesso em 28 de maio de 2018.

ALBARELLI, J. Q. **Produção de açúcar e etanol de primeira e segunda geração: simulação, integração energética e análise econômica**. 2013. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Faculdade de Engenharia Química da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2013. Disponível em: <<http://repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/266572>>. Acesso em: 13 nov. 2019.

ALVES, L. R. A.; BACCHI, M. R. P. Oferta de exportação de açúcar do Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 42, n. 1, p. 9-33, 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-20032004000100001&script=sci_arttext>. Acesso em: 1 nov. 2017.

BANKS-LEITE, C. et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041-1045, 2014.

BASTOS, A. C.; MORAES, M. A. F. D. Perfil dos fornecedores de cana-de-açúcar na região Centro-Sul do Brasil. **Revista de Informações Econômicas**, v. 44, n. 2, p. 16, 2014. Disponível em: <<ftp://ftp.sp.gov.br/ftpiea/publicacoes/ie/2014/tec1-0414.pdf>>. Acesso em: 12 mar. 2018.

BERNASCONI, P. **Custo-efetividade ecológica da compensação de reserva legal entre propriedades no estado de São Paulo**. 2013. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2013. Disponível em: <<http://repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/286184>>. Acesso em: 13 nov. 2019

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R. Implicações do cumprimento do Código Florestal vigente na redução de áreas agrícolas: um estudo de caso da produção canavieira no Estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 63, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032010000400009&lng=pt&tlng=pt>. Acesso em: 4 set. 2017.

BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF: Presidência da República, 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm>. Acesso em: 20 out. 2017.

CASTRO, C. V.; JORDANI, D. O. Responsabilidade socioambiental das usinas sucroalcooleiras. XIX ENCONTRO NACIONAL DO CONPEDI, Fortaleza/CE. **Anais eletrônicos...** Fortaleza: CONPEDI, 2010. Disponível em: <<http://www.publicadireito.com.br/conpedi/manaus/arquivos/anais/fortaleza/3848.pdf>>. Acesso em: 7 set. 2017.

CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA (CEPEA). **Indicador do açúcar refinado amorfo CEPEA/ESALQ – São Paulo**. Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2017a. Disponível em: <<https://www.cepea.esalq.usp.br/br/indicador/acucar-refinado-amorfo-sp.aspx>>. Acesso em: 7 maio 2018.

CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA (CEPEA). **Indicador semanal do etanol hidratado combustível CEPEA/ESALQ – São Paulo**. Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2017b. Disponível em: <<https://www.cepea.esalq.usp.br/br/indicador/etanol.aspx>>. Acesso em: 7 maio 2018.

CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA (CEPEA). **Relatório 2017: PIB do Agronegócio do Estado de São Paulo**. Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. São Paulo, SP: FIESP (Federação das Indústrias do Estado de São Paulo), 2017c. Disponível em: <https://www.cepea.esalq.usp.br/upload/kceditor/files/Relatorio%20PIBAGRO%20Sao%20Paulo_2017_final1.pdf>. Acesso em: 16 jun. 2018.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). Acompanhamento da safra brasileira de cana, v. 5, Safra 2018/19, n. 1. Primeiro levantamento, Brasília, p. 1-62, maio 2018. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/cana/boletim-da-safra-de-cana-de-acucar>>. Acesso em: 13 nov. 2019.

DRUMMOND, J. A.; FRANCO, J. L. D. A.; OLIVEIRA, D. D. Uma análise sobre a história e a situação das unidades de conservação no Brasil. **Conservação da Biodiversidade: Legislação e Políticas Públicas**. Brasília: Editora Câmara, 2010. Disponível em: <https://aprender.ead.unb.br/pluginfile.php/28053/mod_resource/content/1/Drummond_etal_2010_UC_legislacao_historico.pdf>. Acesso em: 13 nov. 2019. FEDERAL RESERVE SYSTEM. **Federal Reserve Statistical Release** – Foreign Exchange Rates. 2017. Disponível em: <<https://www.federalreserve.gov/RELEASES/g5a/current/>>. Acesso em: 1 jun. 2018.

FIESP. **Outlook Fiesp 2023**: projeções para o agronegócio brasileiro. São Paulo, SP: FIESP, 2013. Relatório técnico. Disponível em: <https://www.novacana.com/pdf/estudos/Estudo_Fiesp_MBagro.pdf>. Acesso em: 5 set. 2017.

GONÇALVES, J. S.; CASTANHA FILHO, E. P. Obrigatoriedade da reserva legal e impactos na agropecuária paulista. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 36, n. 9, p. 71-84, 2006. Disponível em: <<ftp://ftp.sp.gov.br/ftpiea/publicacoes/tec7-0906.pdf>>. Acesso em: 25 maio 2018.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. **Brasília: MMA**, v. 272, 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/202/_arquivos/psa_na_mata_atlantica_licoos_aprendidas_e_desafios_202.pdf>. Acesso em: 7 jun. 2018.

IGARI, A. T.; TAMBOSI, L. R.; PIVELLO, V. R. Agribusiness opportunity costs and environmental legal protection: investigating trade-off on hotspot preservation in the State of São Paulo, Brazil. **Environmental Management**, v. 44, n. 2, p. 346-355, 2009.

MARQUES, E. M.; RANIERI, V. E. L. Determinantes da decisão de manter áreas protegidas em terras privadas: o caso das reservas legais do estado de São Paulo. **Ambiente & Sociedade**, v. 15, n. 1, p. 131-145, 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1414-753X2012000100009&script=sci_arttext&tlng=es>. Acesso em: 7 set. 2017.

MITTERMEIER, R. A. et al. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 14-21, 2005. Disponível em:

<http://www.geth.zoo.bio.br/IMG/pdf/breve_historia_da_conservacao_no_brasil.pdf>. Acesso em: 13 nov. 2019.

MORSELLO, C. Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo. São Paulo: Annablume, 2001.

PEREIRA, A. C. et al. Custo de oportunidade: conceitos e contabilização. **Caderno de Estudos**, n. 2, p. 01-24, 1990. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-92511990000100002&script=sci_arttext&tlng=pt> Acesso em: 12 out. 2017.

PRATES, A. P. L.; IRVING, M. A. Conservação da Biodiversidade e Políticas Públicas para as áreas protegidas no Brasil: desafios e tendências da origem da CDB às Metas de Aichi. **Revista Brasileira de Políticas Públicas**, v. 5, n. 1, p. 28-58, 2015. Disponível em: <<https://www.publicacoesacademicas.uniceub.br/RBPP/article/view/3014>>. Acesso em: 4 set. 2017.

PROGRAMA DE EDUCAÇÃO CONTINUADA EM ECONOMIA E GESTÃO DE EMPRESAS (PECEGE). **Custos de produção de cana-de-açúcar, açúcar, etanol e bioeletricidade no Brasil: Acompanhamento da safra 2014/15 Centro-Sul**. Piracicaba: Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Programa de Educação Continuada em Economia e Gestão de Empresas/Departamento de Economia, Administração e Sociologia, 2014. Relatório apresentado à Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil – CNA. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Carlos_Xavier2/publication/297407759_CUSTOS_DE_PRODUCAO_DE_CANA-DE-ACUCAR_ACUCAR_ETANOL_E_BIOELETRICIDADE_NO_BRASIL_ACOMPANHAMENTO_DA_SAFRA_201415_CENTRO-SUL/links/56dedfd008ae6a46a184953a.pdf>. Acesso em: 7 maio 2018.

REGAZZINI, L. C. **A tributação no setor sucroenergético do estado de São Paulo**. 2010. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11132/tde-11022011-081843/pt-br.php>>. Acesso em: 7 maio 2018.

SANTOS FILHO, A. O. et al. A evolução do código florestal brasileiro. **Caderno de Graduação-Ciências Humanas e Sociais-UNIT**, v. 2, n. 3, p. 271-290, 2015. Disponível em: <<https://periodicos.set.edu.br/index.php/cadernohumanas/article/view/2019/1220>>. Acesso em: 5 set. 2017.

SOUZA, Z. J. de. **Geração de energia elétrica excedente no setor sucroalcooleiro**: entraves estruturais e custos de transação. 2003. Disponível em: <<https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/3298>>. Acesso em: 7 maio 2018.

UNIÃO DA INDÚSTRIA DA CANA DE AÇÚCAR (UNICA). Produção: Histórico de Produção e moagem por produto. **Unicadata**, 2017a. Disponível em: <<http://www.unicadata.com.br/historico-de-producao-e-moagem.php?idMn=31&tipoHistorico=2>>. Acesso em: 7 set. 2017.

UNIÃO DA INDÚSTRIA DA CANA DE AÇÚCAR (UNICA). Histórico de exportação mensal de açúcar pelo Brasil, por região. **Unicadata**, 2017b. Disponível em: <<http://www.unicadata.com.br/listagem.php?idMn=66>>. Acesso em: 7 maio 2018.

UNIÃO DA INDÚSTRIA DA CANA DE AÇÚCAR (UNICA). Consumo de combustíveis. **Unicadata**, 2017c. Disponível em: <<http://www.unicadata.com.br/historico-de-consumo-de-combustiveis.php?idMn=11&tipoHistorico=10&acao=visualizar&idTabela=1967&produto=Etanol%2Bhidratado%2Bcombust%2526iacute%253Bvel&nivelAgregacao=3&estado=S%25C3-%25A3o%2BPaulo>>. Acesso em: 7 maio 2018.

VAZ, S. M. O setor sucroalcooleiro e a sustentabilidade ambiental. **RCA-REVISTA CIENTÍFICA DA AJES**, v. 2, n. 5, 2015. Disponível em: <<http://www.revista.ajes.edu.br/index.php/RCA/article/view/81>>. Acesso em: 4 set. 2017.

WEIGAND JR, R.; SILVA, D. C.; SILVA, D. O. Metas de Aichi: situação atual no Brasil. **Brasília, DF: UICN, WWF-Brasil, IPÊ**, 2011. Disponível em: <http://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/metas_de_aichi_situacao_atual_no_brasil_2011_download.pdf>. Acesso em: 14 out. 2017.

DESCARTE DE MEDICAMENTOS DE USO DOMICILIAR

ESTRATÉGIAS PARA A LOGÍSTICA REVERSA

Cecília Juliani Aurélio¹

Helene Mariko Ueno²

Delhi Teresa Paiva Salinas³

RESUMO

O descarte de medicamentos envolve dois fluxos: o fluxo institucional, dos resíduos de fármacos, classificados como resíduos de serviços de saúde, utilizados na indústria e nas instituições de saúde; e o fluxo domiciliar, dos medicamentos vencidos/em desuso em poder da população. O descarte dos resíduos de medicamentos de origem domiciliar pode ser promovido pela logística reversa, onde este tipo de resíduo é devolvido ao setor empresarial para destinação final ambientalmente segura. O objetivo deste estudo foi identificar as estratégias mais viáveis para operacionalização da logística reversa de medicamentos. Os resultados poderão contribuir para a operacionalização de um sistema de logística reversa de medicamentos, considerando todos os atores envolvidos e buscando conciliar suas necessidades, possibilidades, limitações e interesses.

Palavras-chave: fármacos, resíduos de medicamentos, resíduos sólidos, gestão de resíduos, sustentabilidade, logística reversa

¹ ETEC Parque da Juventude – Centro Paula Souza. Contato: cecilia.aurelio@etec.sp.gov.br.

² Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade (EACH-USP). Contato: papoula@usp.br.

³ EACH/USP. Contato: delhi@usp.br.

DISPOSAL OF MEDICINE WASTE AT HOME: STRATEGIES FOR IMPLEMENTATION OF REVERSE LOGISTICS OF DRUGS

Abstract

The medication disposal involves two settings: the institutional setting, waste of drugs, classified as medical waste, used in industry and healthcare facilities; and the household setting of expired/unused medicines at home. Disposal of medicine waste can be promoted by reverse logistics, where the waste is returned to the business sector to environmentally safe disposal. This study aimed to identify feasible reverse logistics strategies for medicine waste. The results can contribute to implement a reverse logistics system for medicine waste, considering all stakeholders in an attempt to reconcile their needs, possibilities, limitations and interests.

Keywords: Drugs. Waste Medications, Solid Waste, Waste Management, Sustainability, Reverse Logistics

9.1 INTRODUÇÃO

A presença de resíduos de medicamentos no meio ambiente representa risco de contaminação de águas superficiais, aquíferos e sistemas de abastecimentos e da biota, além de comprometer os sistemas de tratamento de esgoto ao provocar morte da comunidade microbiana (WHO, 1999). Os meios convencionais de tratamento de efluentes – como sistema de lodo ativado, membrana bioreatora, processos de oxidação – reduzem de 50% a 70% as concentrações de certos fármacos, mas são incapazes de removê-los completamente (BAKER; KASPRZYK-HORDERN, 2013; COLLADO et al., 2014; GROS et al., 2010).

A preocupação com a contaminação ambiental por fármacos soma-se à preocupação com a contaminação da água destinada a abastecimento humano, cujo tratamento por aeração, coagulação, floculação, sedimentação, filtração, ozonização, clorificação, adsorção em carvão ativado não remove completamente os produtos farmacêuticos (HUERTA-FONTELA; GALCERAN; VENTURA, 2011; KOSMA; LAMBROPOULOU; ALBANIS, 2014; PADHYE et al., 2014). Há também o risco à saúde das pessoas, pois o descarte inadequado de medicamentos possibilita o aproveitamento e uso de medicamentos descartados, o que pode acarretar intoxicações (RUHOY; DAUGHTON, 2008; WHO, 1999).

Os meios de descarte de medicamentos mais adotados pela população compreendem o lixo e o vaso sanitário ou pia (KOTCHEN, 2009, RUHOY;

DAUGHTON, 2008; SEEHUSEN; EDWARDS, 2006) Há pouco conhecimento da população sobre meios seguros para o descarte de medicamentos não utilizados (TONG; PEAKE; BRAUND, 2011; VELLINGA et al., 2014).

Do ponto de vista da gestão de resíduos sólidos, o descarte de medicamentos envolve dois fluxos: o fluxo institucional e o fluxo domiciliar. No fluxo institucional, os resíduos de fármacos utilizados na indústria e nas instituições de saúde são resíduos de serviços de saúde (RSS). O gerenciamento de tais resíduos, assim como sua destinação, está consolidado no contexto da gestão de resíduos sólidos, frente à legislação. No fluxo domiciliar, estão os medicamentos vencidos/em desuso em poder da população.

O foco deste capítulo é o fluxo domiciliar, uma vez que a destinação inadequada de medicamentos pela população em seus domicílios gera um passivo ambiental significativo, configurando-se como problema de saúde pública e ambiental.

Os medicamentos vencidos ou não utilizados são enquadrados como resíduos de serviços de saúde, segundo a Resolução ANVISA RDC nº 306/200413 e a Resolução CONAMA 358/2005.14. No entanto, essas normas são direcionadas somente para os estabelecimentos de saúde e não tratam do descarte de resíduos de medicamentos pela população.

A gestão de medicamentos pós-consumo no âmbito domiciliar requer a destinação adequada desses resíduos, o que depende da disponibilização de logística de coleta para a população e informação ambiental. Tal destinação pode ser promovida pela logística reversa, que prevê a restituição de resíduos pós-consumo ao setor empresarial para destinação ambientalmente segura. Logística reversa é o conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída por meio da Lei nº 12.305 de 2010, propõe a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos e pela logística reversa de retorno de produtos, prevenção, precaução, redução, reutilização e reciclagem.

A PNRS também prevê a responsabilidade compartilhada por resíduos de medicamentos domiciliares, porém não especifica a responsabilidade de cada ente da cadeia farmacêutica. A cadeia produtiva farmacêutica envolve um conjunto complexo de empresas e atividades de importação, fabricação, distribuição e comercialização de medicamentos por meio de diferentes canais, em que se

articulam as indústrias química, farmoquímica e farmacêutica, distribuidores e consumidores finais (HIRATUKA et al., 2013).

A operacionalização do descarte seguro de fármacos de uso domiciliar por meio da logística reversa é um tema pouco explorado na literatura frente à atual preocupação com a destinação de resíduos sólidos. Essa preocupação se materializa na recente Política Nacional de Resíduos Sólidos, de 2010, mas não especificamente em relação aos resíduos de medicamentos.

Diante do contexto apresentado, o objetivo deste capítulo é analisar e hierarquizar as estratégias mais viáveis para operacionalização da logística reversa de medicamentos de uso domiciliar.

9.2 MÉTODOS

Em levantamento bibliográfico, foram identificados aspectos relevantes em sistemas de logística reversa e agrupados conforme relação com os atores da cadeia produtiva farmacêutica. A partir desse levantamento, foram selecionadas:

- estratégias de sensibilização do consumidor de medicamentos: sinalização de informações nas caixas/embalagens de medicamentos; sinalização de informações nas bulas dos medicamentos; orientações aos consumidores por profissionais da saúde/farmácias/internet; campanhas publicitárias e campanhas de educação ambiental;
- e estratégias de descarte de medicamentos: postos de entrega voluntária: em farmácias; em estabelecimentos comerciais; em escolas; em instituições de saúde e em ecopontos.

Para avaliar essas estratégias por meio de notas de zero a dez, foram propostos seis critérios, abordados em três questionários:

- abrangência (nota zero = não alcança as pessoas; nota dez = alcança as pessoas) e adesão (nota zero = não vou aderir; nota dez = vou aderir) no questionário aplicado a consumidores de medicamentos. O questionário também levantou dados sobre uso e descarte de medicamentos;
- complexidade (nota zero = fácil operacionalização; nota dez = difícil operacionalização) e custos (de implantação e manutenção; nota zero = custos elevados; nota dez = custos baixos) no questionário aplicado a representantes da cadeia de valor farmacêutica;

- mediação (articulação entre atores por meio de políticas públicas; nota zero = fácil mediação; nota dez = difícil mediação) e fiscalização (das ações; nota zero = difícil de fiscalizar; nota dez = fácil de fiscalizar) no questionário aplicado a representantes do poder público.

Em relação ao poder público e à cadeia farmacêutica, optou-se por incluir membros desses grupos com poder de decisão e com potencialidade de participar ativamente das discussões dos acordos setoriais.

Os representantes do poder público foram identificados por meio de pesquisas na internet. Foram contatados 8 políticos (vereadores) e ocupantes de cargos em unidades técnicas de regulação e de coordenação de órgão públicos relacionados à vigilância sanitária e ambiental, dos quais 6 aceitaram participar da pesquisa. Também foram contatados 17 representantes, dos quais 9 participaram da pesquisa. Em relação à população consumidora de medicamentos, incluiu-se na pesquisa a população atendida em unidade do Sistema Único de Saúde (SUS, n = 169).

Os questionários foram pré-testados e, após modificações, foram adaptados e aplicados presencialmente, no período de setembro a novembro de 2014.

As notas atribuídas foram analisadas por meio de estatística descritiva, visando a hierarquização das estratégias.

A pesquisa foi aprovada pelo Comitê de Ética e Pesquisa (Processo CAAE nº 32276514.1.0000.5390), sob o protocolo 04849/2014. Todos os participantes assinaram Termo de Consentimento Livre e Esclarecido.

9.3 RESULTADOS

A média de idade dos consumidores/potenciais consumidores de medicamentos foi de 46 anos; 10,1% referiu ter nível de escolaridade fundamental incompleto, 17,8%, nível fundamental completo, 15,9%, nível médio incompleto, 31,3%, nível médio completo, 4,1%, nível superior incompleto e 20,7%, nível superior completo. A maioria era do sexo feminino (73,3%) e fazia uso de medicamentos diariamente. Anti-hipertensivos foram os medicamentos de uso contínuo mais citados pelos participantes, seguidos de medicamentos para o controle da diabetes e do colesterol. Também foram citados anticoncepcionais, vitaminas, hormônios para tireoide e psicoativos.

Pouco mais da metade dos pesquisados (55,6%) referiu adquirir medicamentos tanto em serviços de saúde como em farmácias; 34% dos pesquisados

costuma adquirir medicamentos somente nos serviços de saúde; e 10% costuma adquiri-los somente em farmácias. Uma minoria (0,4%) informou adquirir medicamentos por meio da internet ou recebê-los como doação de igrejas, por exemplo.

A minoria dos participantes relatou adquirir medicamentos a partir de informações de campanhas publicitárias. Quando o fizeram, televisão (17,7%) e internet (8,8%) foram os veículos de campanhas publicitárias mais citados. Revistas corresponderam a apenas 1,7%.

A maior parte dos entrevistados referiu procurar por informações sobre o descarte adequado de medicamentos com profissionais de saúde (95,3%), nas bulas dos medicamentos (69,8%) e em suas caixas e embalagens (64,4%) e nas próprias farmácias (59,1%). Uma minoria citou a internet (46,7%) ou campanhas publicitárias (20,1%) como fonte desse tipo de informação.

O descarte de medicamentos no lixo comum foi a forma mais comum tanto para medicamentos não mais utilizados (sobras) ainda dentro do prazo de validade (39%) quanto para medicamentos com prazo de validade expirado (49%). A entrega em local para descarte seguro foi citada por 19% dos entrevistados. Também foi relatado por 50% dos pesquisados a participação (passada ou presente) em campanhas de descarte de resíduos em geral.

As estratégias de sensibilização e descarte foram avaliadas por consumidores e potenciais consumidores de medicamentos quanto ao potencial de serem inseridas em seu cotidiano. As estratégias foram hierarquizadas na Tabela 9.1 sob a ótica dos atores pesquisados. Essa tabela também traz os dados da avaliação feita pelos representantes do poder público e do setor farmacêutico.

Tabela 9.1 – Notas atribuídas na avaliação das estratégias de sensibilização e descarte de medicamentos pelos atores envolvidos (São Paulo, 2014)

Atores	Poder público		Indústria/ distribuição farmacêutica		Consumidores/ potenciais consumidores	
	Mediação (Mín., Máx.)	Fiscalização (Mín., Máx.)	Complexidade (Mín., Máx.)	Custo (Mín., Máx.)	Adesão %	Abrangência (Mín., Máx.)
	Desvio padrão	Desvio padrão	Desvio padrão	Desvio padrão	N	Desvio padrão
Estratégias de sensibilização						
Orientações	4 (1,10)	2,3 (0,7)	5 (1,9)	6,8 (5,10)		
	3,5	2,9	1,1	2,1		
profissionais da saúde					95,3%	8,9 (5,10)
					161	1
Nas farmácias					59,2%	8,4 (0,10)
					100	1,4
Internet					46,7%	7,6 (0,10)
					79	1,7
Caixa/ embalagens	1 (0,2)	2,6 (0,8)	6 (3,10)	4 (0,8)	64,5%	8,2 (5,10)
	0,7	3,2	2,1	2,3	109	1,3
Bulas	1 (0,2)	2,6 (0,8)	4,5 (3,7)	4,6 (0,9)	69,8%	6,7 (3,10)
	0,7	3,2	1,2	2,8	118	1,5
Educação ambiental	3,3 (0,10)	2,3(0,7)	3,7 (0,5)	7,3 (5,10)	49,7%	9,1 (7,10)
	4,4	2,9	1,8	2,2	84	0,9
Propagandas	1 (0,2)	2,3 (0,7)	3,6 (0,6)	6,4 (2,10)	20,1%	3,9 (0,10)
	0,7	2,9	2	2,5	34	2,7
Estratégias de descarte						
Postos de entrega voluntária	3,6 (1,5)	1 (0,3)	3,7 (0,9)	8,2 (5,10)		
	1,7	1,3	2,9	1,9		
Farmácias					83,4%	7,9 (0,10)
					141	2
Serviços de saúde					65,1%	7,3 (0,10)
					110	2,3
Supermercados					38,5%	5,8 (0,10)
					65	2,6
Escolas					18,9%	4,1 (0,10)
					32	2,6
Ecopontos					17,7%	3,9 (0,10)
					30	2,7

9.4 DISCUSSÃO

As estratégias para operacionalização da logística reversa de medicamentos referentes à sensibilização do consumidor e ao descarte dos medicamentos foram hierarquizadas conforme a ótica do poder público, da indústria e de distribuidores de medicamentos e dos consumidores. Tal hierarquização permite identificar e discutir as estratégias mais viáveis a serem consideradas para o planejamento e implementação de ações para a logística reversa.

A hierarquização foi fundamentada numa abordagem quantitativa, com base nas notas atribuídas às estratégias, segundo os critérios estabelecidos. As limitações deste estudo estão relacionadas à população estudada: os resultados são referentes a usuários de um determinado serviço de saúde ambulatorial e ao pequeno número de representantes de determinados núcleos gerenciais. Além disso, deve-se considerar limitações inerentes ao uso de questionários em pesquisa.

O alcance dos consumidores e/ou de potenciais consumidores de medicamentos exige a veiculação de informações pertinentes e suficientes para motivar mudança de comportamento em relação ao uso consciente de medicamentos. Essas informações compreendem desde as prescrições e recomendações por parte de profissionais de saúde e dos envolvidos no comércio de medicamentos as embalagens que acondicionam os medicamentos, as bulas que os acompanham, até as campanhas publicitárias.

Das estratégias de sensibilização do consumidor de medicamentos, as orientações provenientes de profissionais da saúde, das farmácias e da internet foram consideradas as estratégias mais viáveis sob a ótica dos atores abordados.

A necessidade de informar, direcionar e conscientizar a população consumidora de medicamentos ficou evidente. A maior parte dos pesquisados relatou nunca ter recebido informações sobre o descarte seguro de medicamentos. Tais dados confirmam os achados de outros estudos, que indicam pouco conhecimento da população sobre meios seguros para o descarte de medicamentos não utilizados (TONG; PEAKE; BRAUND, 2011; VELLINGA et al., 2014).

O descarte de medicamentos no lixo comum e no vaso sanitário ou pia foi a forma relatada pela maioria dos pesquisados, inclusive entre aqueles com maior nível de escolaridade. Esses dados confirmam os de outros estudos sobre os meios de descarte de medicamentos mais adotados pela população (CRESTANA; SILVA, 2011; RUHOY; DAUGHTON, 2008; SEEHUSEN; EDWARDS, 2006; TESSE-ROLLI et al., 2013; TONG; PEAKE; BRAUND, 2011; UEDA et al., 2009).

Assim, as orientações devem ser inseridas no cotidiano das pessoas com aproveitamento das oportunidades do dia a dia. A associação dos hábitos cotidianos com a atuação dos profissionais da saúde e das farmácias e com a abrangência da internet são estratégias a serem perseguidas.

Profissionais da saúde têm peso importante no alcance dos usuários de medicamentos. Os consumidores confiam mais nas informações sobre medicamentos fornecidas pelos médicos do que em propagandas desses produtos (GRENARD et al., 2011). Embora o médico seja visto como referência importante pelos pacientes, a qualidade do atendimento dispensada por esses profissionais no sistema público ou privado é comprometida pelos problemas no panorama atual da saúde no país.

Uma vez que serviços de saúde são elos importantes na oferta de medicamentos para a população, os profissionais de saúde destacam-se como elementos-chave que, se bem direcionados, podem contribuir efetivamente para a operacionalização de um programa de logística reversa de medicamentos.

Na atuação de médicos e enfermeiros – nos hospitais, clínicas, consultórios médicos e unidades básicas de saúde – há espaço para a oferta de informações e esclarecimento de dúvidas sobre o descarte de medicamentos de origem domiciliar. O uso de espaços como salas de espera e de atendimento em unidades de saúde será mais efetivo se o profissional de saúde chamar a atenção dos pacientes sobre a informação veiculada e orientá-los adequadamente.

Outros profissionais, como os agentes comunitários de saúde, têm grande potencial de disseminar informações nas comunidades sobre o descarte correto, ou mesmo de recolher medicamentos vencidos e sobras na ocasião das visitas. Embora essa última opção não seja educativa, poderá ser efetiva.

Dessa forma, a incorporação de questões de poluição e saúde ambiental e da importância da logística reversa de medicamentos deve ser inserida na formação dos profissionais da saúde, para que possam assumir o papel de orientar a população que busca serviços de saúde.

As farmácias são importantes locais de referência para a população em relação ao uso de medicamentos. Entretanto, apenas uma pequena parcela das farmácias mostrou iniciativas de divulgação de informações para o descarte seguro e conscientização sobre o papel do consumidor. Dessa pequena parcela, a maioria das farmácias só informa os clientes quando solicitado (SILVA et al., 2014). Aurélio e Ueno (2016) identificaram junto ao setor de produção e distribuição farmacêutica que os principais obstáculos para a logística reversa são a falta de formalização dessa atividade, a desinformação da população e o pouco

controle dos postos de entrega e dos resíduos recebidos, sem direcionamento de recursos financeiros de apoio à estrutura.

Ainda no âmbito do papel das farmácias na logística reversa, o controle da dispensação dos medicamentos em estabelecimentos públicos e privados é muito importante: o profissional farmacêutico deve informar o usuário sobre os riscos da automedicação e também sobre o potencial poluidor dos medicamentos (TESSEROLLI et al., 2013).

Num estudo com grandes redes de drogarias em São Paulo/SP, verificou-se que os funcionários das drogarias desconheciam informações sobre logística reversa de medicamentos. Sem envolvimento dos trabalhadores em farmácias, o momento da venda dos medicamentos é desperdiçado como oportunidade para orientar os clientes sobre o descarte desses produtos (AURÉLIO; PIMENTA; UENO, 2015).

Isso reforça que a discussão sobre poluição ambiental e importância da logística reversa de medicamentos deve ser inserida na formação de farmacêuticos e técnicos em farmácia, mas também no treinamento de balconistas, caixas, servidores que entregam medicamentos, enfim, todos que têm contato com o público consumidor de medicamentos, tanto em farmácias como em serviços públicos de distribuição de medicamentos.

A internet não deve ser o meio mais representativo de sensibilização da população, mas pode complementar a veiculação de informações sobre descarte adequado de medicamentos de origem domiciliar, pois sem dúvida contribuiria para a disseminação rápida e ampla do tema. É importante que as informações sejam corretas, simples, consistentes e suficientes e que sejam veiculadas em sites institucionais que as validem e deem credibilidade à informação.

Na presente pesquisa, sinalizar informações sobre descarte de medicamentos nas suas caixas/embalagens foi considerada a segunda estratégia mais bem avaliada sob a ótica de todos os atores. Destaca-se que foi a estratégia considerada de custo mais baixo em relação a todas as outras estratégias avaliadas. Uma tarja de cor diferente, um ícone ou ainda um logo de um programa de logística reversa de medicamentos cumpriria o papel de alertar o consumidor nesse primeiro contato com o medicamento e também de lembrá-lo na situação de novo uso depois de guardado em domicílio.

Na hierarquia das estratégias de sensibilização do consumidor para o descarte adequado dos medicamentos, sinalizar informações nas bulas dos medicamentos foi a terceira estratégia com melhor avaliação. Entretanto, foi avaliada como a estratégia com pior abrangência, ficando à frente apenas das propagandas de medicamentos.

É provável que essa baixa abrangência tenha relação com a forma pela qual as bulas são apresentadas à população. A inserção de informes e orientações nas caixas/embalagens e bulas de medicamentos é vantajosa pela sua simplicidade e baixos custos de implantação. Contudo, seria necessário dar visibilidade destacada à informação, com linguagem e identidade visual adequadas para aumentar a chance de que sejam estratégias efetivas junto à população. Aqui poderiam ser utilizadas as mesmas figuras sugeridas para as embalagens.

A elaboração e a execução de campanhas que objetivam a educação ambiental da população foi a quarta estratégia na hierarquia das estratégias de sensibilização do consumidor para o descarte de medicamentos utilizados nos domicílios. Apesar do potencial de receptividade pela população, a educação ambiental foi avaliada como uma estratégia complexa e onerosa pelos demais atores. Para a logística reversa de medicamentos, seria importante articular campanhas de educação ambiental permanentes, articuladas com diferentes segmentos, com outras estratégias e integradas a políticas públicas, visando maior inserção no cotidiano das pessoas.

Veicular orientação sobre descarte nas campanhas publicitárias de medicamentos foi a estratégia avaliada como pior em todos os critérios: de difícil mediação e fiscalização, complexa, de alto custo e de baixas adesão e abrangência. A rejeição das campanhas publicitárias de medicamentos pelos pesquisados pode estar relacionada com efeitos considerados negativos dessa estratégia: as propagandas de medicamentos não fornecem informações suficientemente detalhadas, e algumas informações podem ser mal interpretadas (COX; COX, 2010; GRECARD et al., 2011).

Associar informações sobre a logística reversa de medicamentos a anúncios de medicamentos não configura uma estratégia viável, conforme a presente pesquisa. Entretanto, há um nicho de atuação dos veículos de campanhas publicitárias que pode ser ocupado em favor do tema: novelas e programas de televisão podem veicular campanhas informativas no intervalo da programação e incorporar situações envolvendo personagens que protagonizem cenas sobre consumo de medicamentos e descarte correto dos respectivos resíduos, dando grande visibilidade ao tema.

Quanto às estratégias de descarte, postos de entrega voluntária (PEV) para medicamentos devem conter orientações claras para o descarte e ser munidos de dispositivos de segurança que impeçam o acesso aos itens descartados nele armazenados. Segundo os representantes do poder público abordados, fiscalizar as ações relacionadas aos PEV é sempre difícil, embora ofertá-los e des-

tinhar os medicamentos recolhidos sejam ações que eles consideraram de fácil mediação. Porém, o controle dos medicamentos descartados e a manutenção desses postos são mais difíceis de mediar. Percepções semelhantes aparecem do ponto de vista dos representantes da indústria/distribuição: o controle dos medicamentos descartados e a manutenção dos PEV são ações muito complexas e de alto custo.

Apesar dos entraves, disponibilizar PEV para receber medicamentos descartados pela população é a estratégia de descarte adotada por todos os programas internacionais e nacionais. Requer planejamento, manutenção, controle, disponibilidade, visibilidade e sensibilização dos consumidores e, mais uma vez, é uma questão de aplicação da estratégia em situações e locais adequados.

Segundo os dados da presente pesquisa, os PEV para coleta de medicamentos devem ser disponibilizados prioritariamente em farmácias e instituições de saúde. Outros locais, como escolas, supermercados e ecopontos foram considerados inviáveis para ofertas de PEV. Aliás, ecopontos foram os locais com pior avaliação pela população pesquisada.

Isso mostra que a disposição para o descarte está diretamente relacionada com o vínculo que as pessoas estabelecem com os locais que frequentam. A diferença de adesão e abrangência entre o circuito farmácias-serviços de saúde e os demais locais incluídos como alternativas para o descarte é bastante significativa, o que reforça a inviabilidade de disponibilização de postos de entrega voluntária em supermercados, escolas ou ecopontos.

O presente capítulo pretendeu contribuir apontando caminhos para a gestão de resíduos de medicamentos de origem domiciliar no contexto da logística reversa. A logística reversa de medicamentos não se configura como uma solução definitiva para os resíduos de medicamentos de uso domiciliar, assim como as estratégias para operacionalização da logística reversa de medicamentos podem não ser suficientes para a gestão adequada desses resíduos. Entretanto, um programa desse tipo que se apoie em uma única estratégia terá grande chance de insucesso. Seria importante a criação de uma imagem que dê identidade ao resíduo e sinalize a forma correta de descarte, como existe para os resíduos recicláveis e as cores para identificar cada tipo de resíduo.

A prioridade na gestão de resíduos de medicamentos deve estar na não geração desses resíduos e na redução da geração desses resíduos. Torna-se, assim, prioritária a revisão dos atuais modelos de dispensação e propaganda de medicamentos, no sentido de reduzir desperdícios com sobras e medicamentos vencidos.

Por fim, sugere-se que o planejamento da logística reversa de medicamentos seja baseado numa prévia caracterização do público alvo e de seu contexto, ou seja, os planos devem ser propostos em escala local e formalizados em políticas públicas.

REFERÊNCIAS

AURÉLIO, C. J., PIMENTA R. F., UENO H. M. **Logística Reversa de medicamentos: estrutura no varejo farmacêutico.** *Gepros*, v. 10, n. 3, p. 1-15, 2015.

AURÉLIO, C. J., UENO H. M. Percepções da indústria e distribuição farmacêutica sobre a logística reversa de medicamentos. *ReGIS*, v. 2, n. 1, p. 113-130, 2016.

BAKER, D. R., KASPRZYK-HORDERN, B. Spatial and temporal occurrence of pharmaceuticals and illicit drugs in the aqueous environment and during wastewater treatment: New developments. *Sci Total Environ.*, v. 454, p. 442-456, 2013.

BRASIL. **Lei nº 12.305**, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 8 nov. 2019.

COLLADO, N. et al. Pharmaceuticals occurrence in a WWTP with significant industrial contribution and its input in to the river system. *Environ Pollut.*, v. 185, p. 202-12, 2014.

COX, A., COX, D. A defense of direct-to-consumer prescription drug advertising. *Bus Horiz.*, v. 53, p. 221-228, 2010.

CRESTANA, G. B., SILVA, J. H. Fármacos residuais: panorama de um cenário negligenciado. *Reid.*, v. 9, p. 55-65, 2011.

GRENARD, J. L. et al. Seniors' perceptions of prescription drug advertisements: A pilot study of the potential impact on informed decision making. *Patient Educ Couns.*, v. 85, p. 79-84, 2011.

GROS, M. et al. Removal of pharmaceuticals during waste water treatment and environmental risk assessment using hazard indexes. **Environ Int.**, v. 36, p. 15-26, 2010.

HIRATUKA, C. et al. **Logística Reversa para o setor de medicamentos**. Brasília: Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial, 2013.

HUERTA-FONTELA, M., GALCERAN, M. T., VENTURA, F. Occurrence and removal of pharmaceuticals and hormones through drinking water treatment. **Water Sci Technol.**, v. 45, p. 1432-1442, 2011.

KOSMA, C. I., LAMBROPOULOU, D. A., ALBANIS, T. A. Investigation of PPCPs in wastewater treatment plants in Greece: Occurrence, removal and environmental risk assessment. **Sci Total Environ.**, v. 466, p. 421-438, 2014.

KOTCHEN, M. et al. Pharmaceuticals in wastewater: Behavior, preferences, and willingness to pay for a disposal program. **J Environ Manag.**, v. 90, p. 1476-1482, 2009.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). **Resolução da Diretoria Colegiada – RDC nº 306**, de 7 de dezembro de 2004. Dispõe sobre o Regulamento Técnico para o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde. Disponível em: <<http://www4.anvisa.gov.br/base/visadoc/CP/CP%5B20735-1-0%5D.PDF>>. Acesso em: 8 nov. 2019.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 358, de 29 de abril de 2005. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, v. 84, p. 63-65, 2005.

PADHYE, L. P. et al. Year-long evaluation on the occurrence and fate of pharmaceuticals, personal care products, and endocrine disrupting chemicals in an urban drinking water treatment plant. **Water Sci Technol.**, v. 51, p. 266-276, 2014.

RUHOY, I. S., DAUGHTON C. Beyond the medicine cabinet: Analysis of where and why medications accumulate. **Environ Int.**, v. 34, p. 1157-1169, 2008.

SEEHUSEN, D. A., EDWARDS, J. Patient Practices and Beliefs Concerning Disposal of Medications. **J Am Board Fam Med.**, v. 19, n. 6, 2006.

SILVA, A. L. E. et al. Posicionamento das farmácias e a logística reversa no controle dos medicamentos em desuso. **Reget.**, v. 18, n. 1, p. 57-65, 2014.

TESSEROLLI, D. A. et al. Descarte de medicamentos: a visão da comunidade acadêmica e das farmácias. **Revista Ciências Do Ambiente On-Line**, v. 9, n. 2, 2013.

TONG, A. Y. C., PEAKE, B. M., BRAUND, R. Disposal practices for unused medications around the world. **Environ Int.**, v. 37, p. 292-298, 2011.

UEDA, J. et al. Impacto ambiental do descarte de fármacos e estudo da conscientização da população a respeito do problema. **Revista Ciências do Ambiente On-Line**, v. 5, n. 1, p. 1-6, 2009.

VELLINGA, A. et al. Public practice regarding disposal of unused medicines in Ireland. **Sci Total Environ.**, v. 478, p. 98-102, 2014.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for safe disposal of unwanted pharmaceutical in and after emergencies**. Geneva: WHO, 1999.

AVALIAÇÃO DE RISCOS À SAÚDE HUMANA E À SAÚDE AMBIENTAL ASSOCIADOS AO BISFENOL A E OS DESAFIOS PARA SUA GESTÃO

*Vanessa Barbosa dos Reis Oliveira¹
Helene Mariko Ueno²*

RESUMO

O objetivo deste capítulo é discutir os desafios para a gestão de riscos à saúde humana e ambiental associados ao Bisfenol A (BPA), com enfoque especial na caracterização desses riscos. Por meio de revisão da literatura, verifica-se um processo permeado por incertezas quanto à toxicidade, sobretudo aos mecanismos de ação, características da exposição ambiental e humana, grande variabilidade de resultados analíticos em matrizes ambientais e concentrações medidas em organismos, e com efeitos sistêmicos, que podem estar associados a outros fatores, endógenos e exógenos. Tais características dificultam a avaliação da natureza, magnitude e extensão dos efeitos do BPA e tornam especialmente desafiadora a definição de recomendações para tomada de decisão pelos agentes públicos, considerando a multiplicidade de aplicações e usos e, por extensão, a importância econômica do BPA.

Palavras-chave: Bisfenol A, saúde e ambiente, gestão de riscos

¹ Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade (EACH/USP).

² Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade (EACH/USP).

Abstract

The purpose of this paper is to shed light on the challenges for the management of human and environmental health risks associated with Bisphenol A (BPA), with a special focus on the characterization of these risks. A review of literature was conducted and it revealed a process permeated with uncertainties regarding toxicity, mainly through the mechanisms of action of BPA, its environmental and human exposure characteristics, great analytical variability of results in environmental matrices and measured concentrations in organisms, and with systemic effects, which may be associated with other endogenous and exogenous factors. These characteristics make it difficult to assess the nature, magnitude and extent of the effects of BPA and make it particularly challenging to define recommendations for policy makers, considering the multiplicity of applications and uses of BPA and its economic importance.

Keywords: Bisphenol A, health and environment, risk management

10.1 INTRODUÇÃO

Bisfenol A (BPA) é um composto orgânico sintetizado pela condensação de dois grupos fenóis e uma molécula de acetona, cuja nomenclatura oficial é 2,2-bis (4-hidroxifenil) propano (nº CAS 80-05-7). Sua principal aplicação é na fabricação de plásticos de policarbonato e resinas epóxi, componentes comuns em muitos produtos e embalagens (GEENS et al., 2012). Plásticos fabricados com BPA possuem propriedades como alta resistência térmica e durabilidade, o que os tornam apropriados para a fabricação de equipamentos eletrônicos, dispositivos médicos e odontológicos (p.e., selantes dentários), mídias digitais (CDs e DVDs), materiais plásticos de policloreto de polivinila (PVC) e materiais que entram em contato com alimentos, como garrafas reutilizáveis (p.e. mamadeiras de bebê), utensílios de micro-ondas e forno, recipientes de alimentos, embalagens de água, leite e outras bebidas (FLINT et al., 2012; HUANG et al., 2012). Já as resinas epóxi são usadas como revestimento protetor em latas de alimentos e bebidas, adesivos, papel térmico e como revestimento para tampas metálicas para frascos e garrafas, incluindo embalagens de fórmulas para lactantes (GEENS et al., 2012). Outras aplicações do BPA incluem retardadores de chama, resinas de poliéster insaturado e resinas de poliacrilato, polieterimida e polissulfona, usadas em componentes das indústrias automotiva, aeronáutica, alimentar e eletrotécnica (FLINT et al., 2012; HUANG et al., 2012).

Devido ao grande número de aplicações, a demanda global pelo BPA atingiu 7 milhões de toneladas em 2013 e deverá chegar a 9,6 milhões de toneladas em 2020, em um ritmo de crescimento esperado de 4,7% para o período 2014-2020. Quatro principais empresas fabricantes de BPA representam 45% das vendas globais. Os países da Ásia e do Pacífico são os maiores consumidores regionais de BPA, com 54% de participação no mercado e transações de 7 bilhões de dólares em 2013 (GRAND VIEW RESEARCH INC., 2014). Isso se explica pela presença de um grande número de indústrias e usuários finais na região, além dos baixos custos com mão de obra e operação. O policarbonato foi o maior segmento de aplicações, representando uma demanda de 5 milhões de toneladas de BPA em 2013; seguido de aplicações de resina epóxi, com volume de mercado estimado em 1,4 milhão de toneladas em 2013. A crescente demanda por policarbonatos em bens de consumo e dispositivos médicos deve ser o principal motor para o mercado nos próximos anos (GRAND VIEW RESEARCH INC., 2014).

Apesar das múltiplas aplicações indústrias de BPA e de sua ampla presença em produtos de uso cotidiano, a caracterização dos riscos associados à substância ainda é um desafio. Dessa forma, o objetivo deste capítulo é discutir os desafios para a gestão de riscos à saúde humana e ambiental associados ao BPA, com enfoque especial na caracterização desses riscos, permeada por incertezas quanto à toxicidade, sobretudo aos mecanismos de ação, características da exposição ambiental e humana, grande variabilidade de resultados analíticos em matrizes ambientais e concentrações medidas em organismos, e com efeitos sistêmicos, que podem estar associados a outros fatores, endógenos e exógenos. Tais características dificultam a avaliação da natureza, magnitude e extensão dos efeitos do BPA e tornam desafiadora a definição de recomendações para tomada de decisão pelos agentes públicos.

Trata-se de um estudo de revisão da literatura e análise de artigos publicados em revistas indexadas em bases de dados bibliográficos do Portal Capes. Não houve restrição de período de publicação; foram selecionados artigos publicados em inglês, espanhol e português recuperados mediante buscas pelos termos “BPA” e “bisphenol”, combinadas com “risk(s)” e “environment(al)” em formulário estruturado.

10.2 BISFENOL A: CARACTERÍSTICAS, USO E PRESENÇA EM MATRIZES AMBIENTAIS

O Bisfenol A não ocorre naturalmente no ambiente, mas sua alta produção, consumo e posterior introdução ambiental levaram à sua dispersão em todas

as matrizes ambientais (TSAI, 2006). As fontes emissoras de BPA podem ser divididas em pré-consumo e pós-consumo. As fontes pré-consumo incluem as atribuídas ao processo de fabricação do BPA e de produtos, em que a fonte de liberação provém da descarga de efluentes das indústrias produtoras, emissões atmosféricas das indústrias de transformação e do transporte e processamento de produtos contendo a substância. As fontes pós-consumo são associadas à eliminação ou descarte de produtos contendo BPA, incluindo a descarga de efluentes das usinas de tratamento de águas residuais municipais (ETEs), lixiviação de aterros sanitários, combustão de resíduos sólidos e degradação de plásticos no meio ambiente (CORRALES et al., 2015).

Cousins et al. (2002) estimam concentração do BPA insignificante na atmosfera, devido à sua baixa volatilidade, às baixas emissões atmosféricas, à meia-vida curta, com foto-oxidação em menos de 7 horas, e ao baixo potencial de transferência de BPA nesse meio, permanecendo relativamente perto de fontes pontuais. Por outro lado, Vandenberg et al. (2007) admitem que o BPA possa permanecer adsorvido a partículas no ar.

Em revisão da literatura, Corrales et al. (2015) identificaram seis estudos sobre concentrações atmosféricas de BPA em ambientes fechados, incluindo o ocupacional. Os mesmos autores analisaram vinte estudos que registram a ocorrência de BPA no solo e concluíram que a principal fonte de contaminação do solo é a aplicação de lodo de esgoto como fertilizante. Entretanto, Fent et al. (2003) estimaram que a meia-vida do BPA no solo é inferior a 3 dias, o que reduz o risco de contaminação de águas subterrâneas por BPA. Ao mesmo tempo, pode ocorrer lixiviação de BPA em aterros sanitários controlados e não controlados (YAMAMOTO et al., 2001). Para Vandenberg et al. (2007), a lixiviação de produtos químicos como o BPA, presentes em plásticos descartados em aterros, pode contaminar o meio ambiente, considerando o volume produzido anualmente.

É sabido que os esgotos, brutos ou tratados, são uma importante fonte de poluição dos ambientes aquáticos. Dessa forma, águas residuais contendo BPA podem ser uma fonte de contaminação desse meio (STAPLES et al., 1998; FUERHACKER et al., 2000). A descarga de BPA ocorre principalmente por meio de efluentes do tratamento de águas residuais e aterros sanitários, com migração para os rios até o mar, expondo organismos aquáticos (KANG et al. 2007). Na revisão de Corrales et al. (2015), os autores também analisaram publicações sobre BPA no ambiente aquático, tendo identificado que os primeiros estudos foram publicados na década de 1990. O levantamento bibliográfico

revelou concentrações variáveis de BPA em efluentes de estações de tratamento de esgoto, águas superficiais, sistemas costeiros e marinhos e água de abastecimento.

Fuerhacker (2003) constatou que uma quantidade significativa (>90%) de BPA é removida durante o tratamento de águas residuais na Áustria. No Canadá, Lee e Peart (2000) relataram uma variação de 37% a 94% na remoção de BPA entre estações de tratamento de esgoto. Embora muitos fatores afetem o comportamento do BPA no ambiente aquático (como pH, temperatura e concentração de oxigênio), sua degradação depende principalmente do metabolismo de bactérias. O conhecimento sobre a degradação do BPA por bactérias pode fornecer novas técnicas de remoção do BPA do ambiente, bem como melhorar a compreensão sobre o fluxo e degradação dessa substância no ambiente (ZHANG; YIN; CHEN, 2013).

Nos rios, a meia-vida do BPA é inferior a 5 dias. Kang e Kondo (2005) sugeriram que o BPA se degrada na água do mar num período de 30 a 60 dias e que a possibilidade de contaminação por BPA em um organismo marinho pode ser maior do que a do organismo de água doce. Também se constatou acúmulo de BPA em sedimentos anóxicos (KANG et al. 2006).

No Brasil, Sodré et al. (2010) encontraram BPA em amostras ambientais de água de esgoto não tratado, esgoto tratado e água bruta. Os autores observaram que os níveis de BPA na água potável fornecida aos habitantes de Campinas eram da mesma magnitude daqueles encontrados nos efluentes de estações de tratamento de esgoto e em águas brutas ao redor do mundo. Como não há padrões estabelecidos quanto à presença de BPA e demais contaminantes emergentes na água potável no Brasil, os riscos associados à ingestão de água potável ainda não foram avaliados.

10.3 TOXICIDADE DO BPA

A exposição humana pode ocorrer pelas vias oral, respiratória e cutânea (VOM SAAL; MYERS, 2008). Em revisão da literatura, Geens et al. (2012) indicaram que a dieta representa mais de 90% da ingestão diária total de BPA. A contaminação acontece principalmente pelo armazenamento de alimentos e bebidas em latas com revestimento de resina epóxi e em embalagens de policarbonato. Tanto o plástico como os aditivos podem migrar da embalagem para alimentos e bebidas ao longo do tempo, como resultado de um aumento de temperatura ou estresse mecânico, especialmente durante o armazenamento e processamento,

além do contato com alimentos ácidos ou básicos e do processo de esterilização em latas ou plásticos de policarbonato (VOM SAAL; HUGHES, 2005).

Bebês e crianças sofrem exposição adicional por estarem em contato frequente com o chão e possuírem o hábito de levar as mãos à boca e morder brinquedos e objetos que estão em contato com o chão (JONES-OTAZO et al., 2005). Isso porque o BPA está presente em diversos produtos de uso em ambientes internos (como tintas e pisos à base de epóxi, adesivos, equipamentos eletrônicos e placas de circuito impresso), e a volatilização e ou lixiviação de BPA é considerada uma fonte de contaminação da poeira em ambientes fechados (LOGANATHAN; KANNAN, 2011).

Ainda em relação à exposição de bebês, o BPA está presente em vários dispositivos utilizados em unidades de terapia intensiva neonatal, como incubadoras, bolsas contendo fluidos intravenosos, sondas de alimentação nasogástrica e cateteres umbilicais. Outros equipamentos de uso mais amplo em unidades de saúde incluem lentes de policarbonato, oxigenadores de sangue, encaixes para conexão de tubos, inaladores, dialisadores, bandejas e estojos cirúrgicos de polissulfona, nebulizadores e umidificadores (GEENS et al., 2011; GEENS et al., 2012). Braun et al. (2009) analisaram as concentrações de BPA na urina de bebês prematuros em unidades de terapia intensiva neonatal e encontraram concentrações quase duas vezes mais elevadas que as observadas para o percentil de 95% da população geral.

Pacientes com doença renal crônica submetidos à hemodiálise são expostos ao BPA devido ao uso de policarbonato como revestimento (carcaça) do aparelho de diálise e ao filtro de membrana de fibra oca, muitas vezes feito com polissulfona (BOSCH-PANADERO et al., 2015). Além disso, o BPA liberado é diretamente introduzido na circulação sanguínea (GEENS et al., 2011; HAISHIMA et al., 2001; YAMASAKI et al., 2001). Murakami et al. (2007) também observaram níveis aumentados de BPA em pacientes com insuficiência renal que não faziam hemodiálise e atribuíram o fato à dificuldade de metabolização e excreção do BPA por esses pacientes.

Outro grupo com risco adicional em relação à exposição ao BPA são os trabalhadores que manuseiam papéis térmicos, como operadores de caixas registradoras ou terminais de cartões de crédito (GEENS et al., 2012). Hormann et al. (2014) descreveram um aumento rápido (90 minutos) na concentração de BPA na urina de homens e mulheres que seguraram papéis térmicos imediatamente após usar higienizantes para mãos e em seguida comer batatas fritas, gerando uma combinação de absorção de BPA dérmica e oral (BPA transferido para o

alimento pelo manuseio). Isso porque os higienizantes eliminam a barreira protetora da pele para melhorar a penetração dos ingredientes ativos e, por isso, podem aumentar em até 100 vezes a absorção dérmica de compostos lipofílicos como o BPA.

Em geral, em indivíduos adultos, o BPA é bem absorvido e metabolizado no fígado, com excreção em até seis horas pela urina (VÖLKEL et al., 2002; DEKANT; VÖLKEL, 2008). Entretanto, crianças de 0 a 12 meses são alvo de preocupação devido à susceptibilidade intrínseca do desenvolvimento biológico nos primeiros meses de vida (VANDENBERG et al., 2007). Contribui para isso o fato de que, geralmente, a exposição de bebês (0-6 meses) ao BPA alimentados com fórmula de leite líquida é maior que a de bebês alimentados com fórmula em pó, e maior em bebês alimentados com mamadeiras de policarbonato que em bebês alimentados com mamadeiras sem policarbonato (WHO, 2010a; HOEKSTRA; SIMONEAU, 2013). A sensibilidade aos interferentes endócrinos, incluindo o BPA, varia ao longo da vida, indicando fases mais suscetíveis a sofrerem esses efeitos. As fases de maior suscetibilidade são comparáveis em espécies de animais de laboratório e outros vertebrados (VOM SAAL et al., 2007).

Nos últimos 30 anos, um grande número de estudos *in vitro* e *in vivo* sobre a atividade hormonal e toxicidade do BPA foram publicados. Revisão da literatura feita por um painel de especialistas da Organização Mundial de Saúde (WHO, 2010a) aponta que, ao entrar em contato com o organismo, o BPA pode afetar o sistema endócrino e provocar efeitos que incluem desde alterações no desenvolvimento de órgãos sexuais, diabetes, obesidade, puberdade precoce, doenças cardíacas e câncer, bem como efeitos adversos sobre a fertilidade, sobre o desenvolvimento do sistema nervoso e do sistema imunológico. Embora a maior parte desses efeitos tenha sido observada em estudos experimentais com animais, resultados semelhantes foram confirmados em estudos epidemiológicos observacionais (WHO, 2010a).

Desse modo, pode-se considerar que há conhecimento sobre os tipos de fontes e vias de exposição humana e ambiental, bem como sobre efeitos adversos – muitos deles observados de forma consistente entre modelos experimentais e humanos. Contudo, permanecem lacunas do conhecimento sobre a toxicodinâmica e avaliações sobre a contribuição atribuível a cada tipo de fonte, sobretudo para exposição ambiental, já que em humanos considera-se que a via oral seja a principal.

10.4 AVALIAÇÃO INTEGRADA DE RISCOS ASSOCIADOS AO BPA E OS DESAFIOS PARA GESTÃO

A avaliação de riscos à saúde humana é um processo de avaliação das evidências científicas disponíveis sobre um determinado contaminante, suas características físico-químicas, toxicidade, fontes e vias de exposição ambiental e humana, sumarizadas e integradas num relatório de caracterização de riscos, com base no qual possam ser tomadas decisões sobre níveis aceitáveis de risco e medidas de controle (USEPA, 2014). É o componente necessário em um processo de análise de risco, que inclui o gerenciamento de risco e a comunicação do risco (WHO, 2010b). O processo de avaliação de risco começa com a formulação do problema e definição do escopo, sendo seguido de quatro etapas principais: 1) identificação do perigo; 2) caracterização do perigo (avaliação da relação dose-resposta); 3) avaliação da exposição; 4) caracterização do risco (WHO, 2010b). A estrutura básica do paradigma para avaliação de risco, incluindo a formulação de problemas, é apresentada no Quadro 10.1.

Quadro 10.1 – Estrutura básica do modelo de avaliação de riscos de químicos à saúde humana

Fase	Descrição	Conteúdo
Formulação do problema	Estabelece o escopo e objetivo da avaliação	Definição da questão Conhecimento prévio Resultados desejados
Identificação do perigo	Identifica o tipo e a natureza dos efeitos adversos à saúde	Estudos humanos Estudos de toxicologia com animais Estudos toxicológicos <i>in vitro</i> Estudos de estrutura-atividade
Caracterização do perigo	Descrição qualitativa ou quantitativa das propriedades inerentes de um agente com potencial para causar efeitos adversos à saúde	Seleção de conjunto de dados críticos Modos/mecanismos de ação Variabilidade cinética Variabilidade dinâmica Dose-resposta para efeito crítico
Avaliação de exposição	Avaliação da concentração ou quantidade de um determinado agente que atinge uma população-alvo.	Magnitude Frequência Duração Rota Extensão
Caracterização do Risco	Recomendações para tomada de decisão	Probabilidade de ocorrência Severidade População em questão Incertezas apresentadas

Fonte: WHO (2010b).

A primeira etapa consiste em identificar perigos, examinando se um estressor ambiental pode causar danos a seres humanos e/ou sistemas ecológicos e, em caso afirmativo, sob quais circunstâncias. O segundo passo consiste em estimar as relações entre a quantidade de um agente estressor administrado em um organismo e o espectro de efeitos tóxicos observados no tempo. Na terceira etapa, estima-se magnitude, frequência e duração da exposição humana a um agente presente no ambiente ou que venha a ser liberado. Por fim, a fase de caracterização do risco abrange discussões sobre o tamanho, a natureza e os tipos de populações humanas expostas ao agente, a incidência estimada dos efeitos adversos, considerando as incertezas e variabilidade das evidências científicas. Os resultados da fase de caracterização do risco dão suporte ao gerenciador de risco para tomada de decisão (WHO, 2010b).

Um dos principais pressupostos da farmacologia e da toxicologia é o de que os efeitos biológicos sobre uma determinada população aumentam em relação direta com o aumento da dose de uma determinada substância. Entre outros fatores, como a frequência e a duração da exposição, a definição de concentrações para a avaliação da toxicidade de uma substância é importante (FRANK; OTTOBONI, 2011).

A curva dose-resposta é uma representação gráfica da relação entre a dose de uma substância e o seu efeito, admitindo-se um valor limiar que determina no início de efeitos adversos (*threshold*). Embora essa premissa seja válida para muitos fármacos e toxicantes, as curvas dose-resposta para algumas substâncias não são monótonas ou monotônicas, estabelecendo uma relação não linear entre dose e efeito. Isso significa que a inclinação da curva muda em algum lugar dentro da faixa de doses examinadas, com aumentos dos efeitos desproporcionalmente maiores em relação ao aumento da dose.

Em uma revisão abrangente da literatura, Vandenberg et al. (2012) evidenciam vários compostos cujos efeitos à saúde são observados somente mediante exposição a doses baixas, enquanto doses elevadas não produzem nenhum efeito. Esse comportamento inclui substâncias químicas desreguladoras do sistema endócrino, porque elas podem ter efeitos em doses baixas que não são previstas pelos testes com altas doses. Assim, mudanças nos testes de avaliação de toxicidade e segurança são necessárias para proteger a saúde humana (VANDENBERG et al., 2012), avaliando-se doses ou concentrações relevantes em relação às concentrações de BPA utilizadas nos produtos e nas fontes e vias de exposição, tanto humana quanto ambiental.

A necessidade de investigar os mecanismos subjacentes às respostas não monótonas foi apontada como uma das principais lacunas de dados na pesquisa do BPA por um painel global de especialistas em sistema endócrino que analisaram centenas de artigos científicos sobre a substância, em 2007. Em uma declaração vigorosa conhecida como o Consenso de Chapel Hill, o painel advertiu que efeitos observados em animais silvestres e de laboratório expostos a baixos níveis de BPA predizem efeitos semelhantes em humanos (VOM SAAL et al., 2007).

Porém, estabelecer relações de causa e efeito entre a exposição aos desreguladores endócrinos e os efeitos sobre a saúde permanece um desafio (GORE et al., 2015). Isso porque as características do BPA tornam sua avaliação de risco complexa, principalmente em relação à avaliação da exposição, devido às múltiplas fontes de BPA e múltiplas vias de exposição, que se refletem na detecção desse composto na urina da maioria das pessoas monitoradas em todo o mundo, com concentrações variáveis. Devem-se considerar, ainda, que a baixa persistência ambiental do BPA e suas rápidas metabolização e eliminação pelos organismos dificultam a determinação de um nexo de causalidade entre a exposição ao BPA e efeitos negativos para a saúde (GEENS et al., 2012).

Em revisão sobre efeitos adversos associados ao BPA e potenciais mecanismos de ação da substância, Rubin (2011) reconhece que, embora muitas questões ainda não tenham sido respondidas, está cada vez mais claro que o BPA é um contaminante ubíquo e que os efeitos das substâncias com características de desregulação endócrina são complexos e abrangentes. O autor reconhece a necessidade de mais investigação sobre o assunto, mas diante das incertezas e os riscos potenciais associados à exposição humana em janelas críticas de desenvolvimento defende a aplicação do princípio da precaução pelos reguladores públicos:

Atualmente, existem evidências suficientes para suscitar preocupação e justificar a prática do princípio da precaução, particularmente para a proteção do feto em desenvolvimento, do neonato e das crianças pequenas, pois elas podem ser as mais vulneráveis aos efeitos adversos desse composto onipresente. Também é importante considerar que o BPA é apenas um dos muitos disruptores endócrinos a que estamos expostos diariamente. À medida que continuamos a avaliar os potenciais efeitos adversos do BPA em humanos, a possibilidade de efeito aditivo e sinérgicos de BPA com outros compostos predominantes de desregulação endócrina não devem ser negligenciados. (RUBIN, 2011, p. 32).

Para a Sociedade de Endocrinologia dos EUA (GORE et al., 2015), uma necessidade adicional de precaução baseia-se na evidência de que a exposição de indivíduos a substâncias desreguladoras endócrinas pode estender-se por

toda a vida, com acúmulo no organismo e indução a mudanças irreversíveis, incluindo efeitos que venham a se manifestar na prole. Diante do exposto, Gore et al. (2015) defendem que os testes necessários para registro e comercialização de produtos químicos devem incluir protocolos de avaliação de efeitos endócrinos em doses baixas, além dos testes usualmente exigidos. Sem isso, a substituição de substâncias nocivas por outras pode não garantir maior segurança dos produtos. Por exemplo, estudos experimentais têm mostrado que o Bisfenol S (BPS) e outros análogos que substituem o BPA em muitas aplicações (particularmente em garrafas e embalagens para lactentes e crianças) em países onde o BPA foi proibido apresenta atividade de desregulação endócrina semelhante à do BPA. Substâncias químicas de substituição fornecem, assim, exemplos do motivo pelo qual a precaução é necessária, em contraponto ao pressuposto de que os produtos químicos no mercado são seguros até que se prove o contrário (GORE et al., 2015).

Para a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2010a), as inconsistências entre evidências científicas para estabelecer valores-limites para a identificação de efeitos potencialmente relevantes dificultam o estabelecimento de um nível de exposição seguro para o BPA. Em revisão da literatura sobre a toxicidade e atividade hormonal do BPA em laboratório, os estudos diferem quanto à natureza dos efeitos observados, bem como aos níveis em que esses efeitos ocorrem. Em particular, os efeitos em alguns dos estudos foram descritos para doses muito inferiores àsquelas testadas em protocolos-padrão de avaliação de toxicidade. Assim, são necessárias mais informações sobre a toxicocinética e toxicodinâmica do BPA para que seja possível determinar o nível de efeito adverso não observado (NOAEL), o nível do menor efeito adverso observado (LOAEL) ou a dose de referência para avaliação de risco humano.

Assim, a caracterização dos riscos à saúde humana associados ao BPA é permeada por incertezas quanto à toxicidade, sobretudo aos mecanismos de ação, características da exposição ambiental e humana estabelecidas em nível local e para grupos específicos, grande variabilidade de resultados analíticos em matrizes ambientais e concentrações medidas em organismos, e com efeitos sistêmicos, que podem estar associados a outros fatores, endógenos e exógenos, dificultando a avaliação de natureza, magnitude e extensão desses efeitos. Além disso, a falta de valores de referência para níveis seguros para biomonitoramento e monitoramento ambiental constituem lacunas importantes do conhecimento que precisam ser preenchidas. Ao mesmo tempo, a importância econômica do BPA justifica interesses na manutenção de sua produção e uso.

Mundialmente, tais controvérsias da comunidade científica e no debate público resultaram na tomada de diferentes ações de gestão de risco por parte dos governos. A etapa da gestão do risco consiste em diferentes processos administrativos para determinar o risco aceitável levando em conta a incerteza científica, opções de gerenciamento, benefícios econômicos e custos, leis e normas sociais (WHO, 2010b). No cerne desses processos de gestão de risco, encontra-se, por exemplo, o debate sobre como aplicar o princípio da precaução, com base em evidências científicas e tendo em mente que a prova absoluta de dano ou prova de segurança não pode ser alcançada. A aplicação do princípio de precaução está sujeita, assim, a processos de definição entre atores interessados, como indicam Gore et al. (2015):

Quando estudos endocrinológicos de alta qualidade demonstram que um produto químico interfere com a ação hormonal *in vivo* e *in vitro* em concentrações relevantes para o meio ambiente (humano), e quando temos um alto grau de evidência de que esses sistemas hormonais são essenciais para o desenvolvimento normal, é razoável inferir que essas substâncias químicas produzirão efeitos adversos em humanos. Essa inferência é baseada cientificamente, mas é frequentemente considerada como “preventiva” porque os efeitos adversos evidentes podem não ter sido totalmente caracterizados. Onde definir o nível de evidência de perigo e risco, representa um equilíbrio de “princípios de precaução” projetados para proteger a indústria e proteger a saúde pública. (GORE et al., 2015, p. 601)

Levando em conta as incertezas sobre a possibilidade de efeitos adversos para a saúde humana em doses baixas de BPA, a exposição relativamente mais elevada de crianças em comparação com adultos e possível migração de BPA de policarbonatos para alimentos e água, por precaução, alguns países cessaram a produção e importação de mamadeiras feitas de polímeros que contenham BPA.

No Brasil, esta proibição está vigente desde janeiro de 2012 por meio de resolução (RDC nº 41/2011) da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2011). Assim, mamadeiras em policarbonato e artigos similares destinados à alimentação de lactentes (crianças menores de doze meses de idade) não podem ser comercializadas no Brasil. Para as demais aplicações, como em materiais plásticos e revestimentos de latas metálicas, o uso do BPA ainda é permitido, mas a legislação estabelece limite máximo de migração específica desta substância para o alimento, definido com base nos resultados de estudos toxicológicos vigentes (ANVISA, RDC nº 56/2012). Desde que atenda a esse limite, produtos que contenham BPA destinados ao contato com alimentos e bebidas são considerados seguros.

O limite de migração específica (LME) é a quantidade máxima (em mg/kg) de BPA que pode ser transferida das embalagens para os alimentos e bebidas. No Brasil, o LME é de 0,6 mg/kg de alimento (ANVISA, RDC nº 56/2012), valor referenciado no estabelecido no Regulamento Europeu sobre Plásticos (EU), nº 10/2011 (conhecido como “Regulamento PIM”), relativo aos materiais e objetos de plástico destinados a entrar em contato com os alimentos.

Em fevereiro de 2018, a Comissão Europeia publicou uma alteração no regulamento em questão quanto à utilização de BPA em vernizes e revestimentos destinados a entrar em contato com alimentos. Esse novo regulamento reduz o nível de migração específica para o BPA de 0,6 mg/kg de alimento para 0,05 mg/kg de alimento. Independentemente do novo valor estabelecido, não é permitida a migração de BPA de vernizes ou revestimentos aplicados a materiais e artigos especificamente destinados a entrar em contato com fórmulas infantis, fórmulas de transição, alimentos para bebês ou qualquer outro tipo de alimentos e bebidas especificamente destinados a bebês e crianças pequenas. O novo valor de LME entrou em vigor no bloco europeu a partir de 6 de setembro de 2018.

Primeiro país a proibir a presença de BPA em utensílios infantis, em 2008, o Canadá foi além da gestão de risco nos alimentos e colocou para consulta pública, em 2017, o rascunho para uma norma de qualidade ambiental federal para água, sedimentos e tecidos biológicos, visando proteger a vida aquática contra os efeitos adversos do BPA (ECCC, 2017).

Por fim, a avaliação integrada e a gestão de riscos devem considerar questões relacionadas à comunicação de riscos, que permanece como ponto negligenciado para vários toxicantes aos quais estamos expostos cotidianamente, incluindo o BPA.

10.5 CONCLUSÃO

Como visto, os níveis e tipos de incertezas que perpassam as pesquisas sobre BPA desafiam a caracterização do risco associado à substância, o que pode comprometer as recomendações para tomada de decisão. Conforme Krimsky (2002), os governos dispõem de seis linhas de ação comuns frente à ameaça de materiais perigosos ou potencialmente perigosos: conduzir pesquisas; estabelecer incentivos econômicos para substituição ou redução do uso; decretar legislações; implementar regulações com base no princípio da precaução; promover educação pública; ou usar persuasão moral (diretrizes voluntárias) para mudar padrões de consumo ou produção. Iniciativas institucionais e da sociedade civil têm crescido no contexto internacional, com forte publicização

na União Europeia e nos Estados Unidos. Geiser (2015) observa que a consciência pública e a expectativa quanto à segurança de químicos sintéticos estão crescendo globalmente. Já é possível observar iniciativas do próprio setor privado, vindas de fabricantes e de varejistas, que se antecipam a marcos regulatórios e agem de forma preventiva criando programas de segurança química para determinados produtos. Geiser (2015) também observa que a consciência pública e a expectativa quanto à segurança de produtos químicos sintéticos estão crescendo globalmente, especialmente em países industrializados e mais abastados economicamente. O Brasil, porém, ainda precisa desenvolver mecanismos que favoreçam a publicização do problema e a construção de uma percepção pública dos riscos socioambientais associados aos produtos químicos do cotidiano e frente aos quais a exposição é crescente frente aos atuais estilos de vida e continuado deslumbramento pelo consumo.

Uma ênfase recente nas pesquisas sobre desreguladores endócrinos, e em especial o BPA, torna ainda mais urgente a tomada de decisão, ao associar os efeitos da exposição química *in utero* e pós-natal precoce à gênese de doenças via alterações epigenéticas, cujos efeitos persistentes podem ser expressos mais tarde na vida (SINGH; LI; 2012). Ademais, a comunicação de risco deve ser vista como uma possível forma de reduzir a exposição, considerando que consumidores esclarecidos deixem de consumir determinados produtos ou passem a exigir informações mais claras sobre os riscos associados ao BPA, regulações de produção e monitoramento ambiental que os protejam. Programas de informação pública, ampla divulgação e publicidade sobre a presença dessas substâncias em rótulos, por exemplo, são algumas das possibilidades no caminho da concretização do princípio da informação.

REFERÊNCIAS

BELFROID, A. et al, Occurrence of bisphenol A in surface water and uptake in fish: evaluation of field measurements. **Chemosphere Journal**, v. 49, 2002. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653502001571>>. Acesso em: 2 fev. 2019.

BERNIER, M.; VANDENBERG, L. Handling of thermal paper: Implications for dermal exposure to bisphenol A and its alternatives. **Plos One Journal**, 2017. Disponível em: <<http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0178449>>. Acesso em: 3 mar. 2019.

BIEDERMANN, S. et al. Transfer of bisphenol A from thermal printer paper to the skin. **Analytical and Bioanalytical Chemistry Journal**, v. 398, n. 1, p. 571-576, 2010. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s00216-010-3936-9>>. Acesso em: 3 mar. 2019.

BOMFIM, M. et al. Determinação de bisfenol A em fórmulas infantis. **Revista Visa em Debate**, 2015. Disponível em: <<https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/12020>>. Acesso em: 5 maio 2019.

BOSCH-PANADERO, E. et al. The Choice of Hemodialysis Membrane Affects Bisphenol A Levels in Blood. **JASN**, v. 17, n. 5, 2015. Disponível em: <<http://jasn.asnjournals.org/content/27/5/1566.short>>. Acesso em: 15 fev. 2019.

BRAUN, J. et al. Variability and predictors of urinary bisphenol a concentrations during pregnancy. **Environmental Health Perspectives Journal**, 2001. Disponível em: <<https://ehp.niehs.nih.gov/1002366/>>. Acesso em: 9 jan. 2019.

BRAUN, J. et. al. Prenatal Bisphenol A Exposure and Early Childhood Behavior. **EHP Journal**, 2009. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2799471/>>. Acesso em: 9 jan. 2019.

BURSCH, W. et al. Endocrine disrupters in the aquatic environment: the Austrian approach-ARCEM. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 5, p. 293-300, 2004. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/50/5/293/11396/Endocrine-disrupters-in-the-aquatic-environment>>. Acesso em: 3 maio 2019.

CALAFAT, A. et. al. Exposure to Bisphenol A and Other Phenols in Neonatal Intensive Care Unit Premature Infants. **EHP Journal**, 2008a. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2679610/>>. Acesso em: 9 jan. 2019.

CALAFAT, A. et. al. Exposure of the U.S. Population to Bisphenol A and 4-tertiary-Octylphenol: 2003-2004. **EHP Journal**, 2008b. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2199288/>>. Acesso em: 3 mar. 2019.

CAO, X. L.; CORRIVEAU, J. Migration of bisphenol A from polycarbonate baby and water bottles into water under severe conditions. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, 2008. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/jf800870b>>. Acesso em: 9 fev. 2019.

CARWILE, J. et. al. Polycarbonate Bottle Use and Urinary Bisphenol A Concentrations. **EHP Journal**, 2009. Disponível em: <<https://ehp.niehs.nih.gov/0900604/>>. Acesso em: 9 fev. 2019.

CORRALES, J. et al. Global Assessment of Bisphenol A in the Environment: Review and Analysis of Its Occurrence and Bioaccumulation. **Dose Response**, 2015. Disponível em: <<https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/1559325815598308>>. Acesso em: 2 abr. 2019.

COUSINS, I. T. et. al. A Multimedia Assessment of the Environmental Fate of Bisphenol A. **Human and Ecological Risk Assessment International Journal**, v. 8, 2002. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/1080-700291905846>>. Acesso em: 3 mar. 2019.

DEKANT, W.; VÖLKEL, W. Human exposure to bisphenol A by biomonitoring: methods, results and assessment of environmental exposures. **Toxicology and applied pharmacology**, v. 228, n. 1, p. 114-134, 2008.

ENVIRONMENT AND CLIMATE CHANGE CANADA (ECCC). 2017. Canadian Environmental Protection Act, 1999: Federal Environmental Quality Guideline Bisphenol A. Disponível em: <<http://www.ec.gc.ca/ese-ees/CB1CEF-FB-983E-4113-805E-86A74C6824D0/FEQG%20BPA%2015-02-2017%20clean.pdf>>. Acesso em: 20 jun. 2019.

FENT, G. et. al. Fate of 14C-bisphenol A in soils. **Chemosphere**, v. 51, 2003. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653503001000>>. Acesso em: 3 mar. 2019.

FLEISCH, A. et. al. Bisphenol A and Related Compounds in Dental Materials. **Pediatrics**, v. 126, 2010. Disponível em: <<http://pediatrics.aappublications.org/content/126/4/760.short>>. Acesso em: 3 mar. 2019.

FLINT, S. et al. Bisphenol A exposure, effects, and policy: A wildlife perspective. **Journal of Environmental Management**, 2012. Disponível em: <https://www.conssci.umn.edu/sites/consbio.umn.edu/files/flint_et_al_2012_bpa.pdf>. Acesso em: 2 fev. 2019.

FRANK, P.; OTTOBONI, M. **The dose makes the poison: A plain-language guide to toxicology**. John Wiley & Sons, 2011.

FU, P.; KAWAMURA, K. Ubiquity of bisphenol A in the atmosphere. **Elsevier Journal**, v. 158, 2010. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749110002757>>. Acesso em: 2 fev. 2019.

FUERHACKER, M. et al. Bisfenol A: emissões de fontes pontuais. **Chemosphere**, v. 41, n. 5, p. 751-756, 2000. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004565359900466X>>. Acesso em: 8 jan. 2019.

FUERHACKER, M. Bisphenol A emission factors from industrial sources and elimination rates in a sewage treatment plant. **Water Sci. Technol**, v. 47, p. 117-122, 2003. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12862225>>. Acesso em: 3 fev. 2019.

GEENS, T. et al. Assessment of human exposure to Bisphenol-A, Triclosan and Tetrabromobisphenol-A through indoor dust intake in Belgium. **Chemosphere**, v. 76, 2009. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004565350900664X>>. Acesso em: 8 mar. 2019.

GEENS, T. et al. Are potential sources for human exposure to bisphenol-A overlooked? **International journal of hygiene and environmental health**, v. 214, n. 5, p. 339-347, 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1438463911000472>>. Acesso em: 4 abr. 2019.

GEENS, T. et. al. A review of dietary and non-dietary exposure to bisphenol-A. **Elsevier Journal**, v. 50, 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0278691512005376?via%3Dihub>>. Acesso em:

GEISER, K. **Chemicals without Harm**: Policies for a Sustainable World. Cambridge: MIT Press, 2015.

GORE, A. C. et al. EDC-2: the Endocrine Society's second scientific statement on endocrine-disrupting chemicals. **Endocrine reviews**, v. 36, n. 6, 2015. Disponível em: <<https://academic.oup.com/edrv/article/36/6/593/2354738>>. Acesso em: 9 mar. 2019.

GRAND VIEW RESEARCH INC. **Global Bisphenol A (BPA) Market Demand is Expected to Grow at CAGR of 4.7% From 2014 To 2020**. 2014. Disponível em: <<https://bit.ly/2G70yNu>>. Acesso em: 17 abr. 2019.

HAISHIMA, Y. et al., Elution of bisphenol-A from hemodialyzers consisting of polycarbonate and polysulfone resins. **Journal of Biomedical Materials Research: An Official Journal of The Society for Biomaterials**, 2001. Disponível em: <[https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/1097-4636\(2001\)58:2%-3C209::AID-JBM1009%3E3.0.CO;2-7](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/1097-4636(2001)58:2%-3C209::AID-JBM1009%3E3.0.CO;2-7)>. Acesso em: 9 mar. 2019.

HENGSTLER, J. G. et al. Critical evaluation of key evidence on the human health hazards of exposure to bisphenol A. **Critical reviews in toxicology**, v. 41, n. 4, p. 263-291, 2011. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3135059/>>. Acesso em: 8 fev. 2019.

HOEKSTRA, E. J.; SIMONEAU, C. Release of bisphenol A from polycarbonate: a review. **Critical reviews in food science and nutrition**, v. 53, n. 4, p. 386-402, 2013. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10408398.2010.536919>>. Acesso em: 8 fev. 2019.

HORMANN, A. et. al. Holding Thermal Receipt Paper and Eating Food after Using Hand Sanitizer Results in High Serum Bioactive and Urine Total Levels of Bisphenol A. **Plos One Journal**, 2014. Disponível em: <<http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0110509#>>. Acesso em: 8 fev. 2019.

HUANG, Y. Q. et al. Bisphenol A (BPA) in China: A review of sources, environmental levels, and potential human health impacts. **Environ Int.**, 2012.

Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21596439>>. Acesso em: 5 maio 2019.

INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY. **Global Assessment of the State-of-the-Science of Endocrine Disruptors**. Geneva: World Health Organization, 2002. Disponível em: <http://www.who.int/ipcs/publications/new_issues/endocrine_disruptors/en/>. Acesso em: 3 jan. 2019.

JONES-OTAZO, H. et al. Is House Dust the Missing Exposure Pathway for PBDEs? An Analysis of the Urban Fate and Human Exposure to PBDEs. **Environmental Science and Technology**, 2005. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es048267b>>. Acesso em: 19 jan. 2019.

KANG, J.-H.; KONDO, F. Bisphenol A degradation in seawater is different from that in river water. **Chemosphere**, v. 60, 2005. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653505002031?via%3Dihub>>. Acesso em: 19 jan. 2019.

KANG, J.-H. et al. Review Human exposure to bisphenol A. **Chemosphere**, v. 226, 2006. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0300483X06004057>>. Acesso em: 19 jan. 2019.

KANG, J.-H. et al. Bisphenol A in the Aquatic Environment and Its Endocrine-Disruptive Effects on Aquatic Organisms. **Critical Reviews in Toxicology Journal**, v. 37, 2007. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10408440701493103>>. Acesso em: 19 jan. 2019.

KRIMSKY, S. **Hormonal Chaos: The Scientific and Social Origins of the Environmental Endocrine Hypothesis**. JHU Press, 2002. Disponível em: <<http://emerald.tufts.edu/~skrimsky/PDF/Env%20Endocrine%20Hyp.PDF>>. Acesso em: 19 jan. 2019.

LEE, H.; PEART, T. Determination of Bisphenol A in Sewage Effluent and Sludge by Solid-Phase and Supercritical Fluid Extraction and Gas Chromatography/Mass Spectrometry. **Journal of AOAC International**, 2000. Dispo-

nível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10772166>>. Acesso em: 8 mar. 2019.

LIAO, C.; KANNAN, K. A survey of bisphenol A and other bisphenol analogues in foodstuffs from nine cities in China. **Food Additives & Contaminants**, v. 31, n. 2, 2014. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24262000>>. Acesso em: 8 mar. 2019.

LOGANATHAN, S.; KANNAN, K. Occurrence of Bisphenol A in Indoor Dust from Two Locations in the Eastern United States and Implications for Human. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 61, n. 1, pp 68-73, 2011. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s00244-010-9634-y>>. Acesso em: 8 mar. 2019.

MA, W.-L. et al. The Occurrence of Bisphenol A, Phthalates, Parabens and Other Environmental Phenolic Compounds in House Dust: A Review. **Current Organic Chemistry**, n. 18, 2014. Disponível em: <<http://bit.ly/2FKyGCU>>. Acesso em: 15 fev. 2019.

MICHALOWICZ, J. Bisphenol A – Sources, toxicity and biotransformation. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 37, n. 2, 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1382668914000313>>. Acesso em: 13 jan. 2019.

MURAKAMI, K. et al. Accumulation of bisphenol A in hemodialysis patients. **Blood Purif**, n. 25, 2007. Disponível em: <<https://www.karger.com/Article/Abstract/104869>>. Acesso em: 14 abr. 2019.

ROCHESTER, J. Bisphenol A and human health: A review of the literature. **Elsevier**, v. 42, 2013. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0890623813003456>>. Acesso em: 12 fev. 2019.

RUBIN, B. Bisphenol A: An endocrine disruptor with widespread exposure and multiple effects. **The Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biolo-**

gy, v. 127, n. 1-2, 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960076011001063>>. Acesso em: 11 fev. 2019.

RUDEL, R. A. et al. Food packaging and bisphenol A and bis (2-ethyhexyl) phthalate exposure: findings from a dietary intervention. **Environmental health perspectives**, v. 119, n. 7, 2011. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21450549>>. Acesso em: 3 mar. 2019.

SINGH, S.; LI, S. S.-L. Epigenetic effects of environmental chemicals bisphenol a and phthalates. **International journal of molecular sciences**, v. 13, n. 8, p. 10143-10153, 2012.

SÖDERHOLM, K. J.; MARIOTTI, A. BIS-GMA--based resins in dentistry: are they safe? **Journal of American Dental Association**, 1999. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10036843>>. Acesso em: 5 maio 2019.

SODRÉ, F.F., LOCATELLI, M.A.F., JARDIM, W.F. Water Air Soil Pollut, 2010. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 106, n. 1-4, 2010. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-009-0086-9>>. Acesso em: 27 maio 2019.

STAPLES, C. et al. A review of the environmental fate, effects, and exposures of bisphenol A. **Chemosphere**, v. 36, n. 10, p. 2149-2173, 1998. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653597101333>>. Acesso em: 05 fev. 2019.

SUNGUR, S. et al. Determination of bisphenol a migrating from canned food and beverages in markets. **Food Chemistry**, v. 142, n. 1, 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030881461300962X>>. Acesso em: 16 mar. 2019.

TSAI, W. T. Human Health Risk on Environmental Exposure to Bisphenol-A: A Review. **Journal of Environmental Science and Health**, 2006. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17114111>>. Acesso em: 8 mar. 2019.

USEPA, Risk Assessment. EPA, 2014 Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-12/documents/hhra-framework-final-2014.pdf>>. Acesso em: 10 set. 2019.

VAN LANDUYT, K. L et al. How much do resin-based dental materials release? A meta analytical approach. **Dental Materials**, v. 27, n. 8, 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S010956411100131X>>. Acesso em: 4 abr. 2019.

VANDENBERG, L. et. al. Human exposure to bisphenol A (BPA). **Reprod. Toxicol**, v. 24, 2007.

VANDENBERG, L. et al. Hormones and endocrine-disrupting chemicals: low-dose effects and nonmonotonic dose responses. **Endocrine reviews**, 2012. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22419778>>. Acesso em: 7 fev. 2019.

VÖLKEL, W. et al. Metabolism and kinetics of bisphenol A in humans at low doses following oral administration. **Chemical research in toxicology**, v. 15, n. 10, p. 1281-1287, 2002.

VOM SAAL, F. et al. Chapel Hill bisphenol A expert panel consensus statement: integration of mechanisms, effects in animals and potential to impact human health at current levels of exposure. **Reproductive toxicology (Elmsford, NY)**, v. 24, n. 2, p. 131, 2007. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2967230/>>. Acesso em: 6 mar. 2019.

VOM SAAL, F.; MYERS, J. Bisphenol A and Risk of Metabolic Disorders. **Jama Journal**, 2008. Disponível em: <<https://jamanetwork.com/journals/jama/fullarticle/182555>>. Acesso em: 22 maio 2019.

VOM SAAL, F. S.; HUGHES, C. An extensive new literature concerning low-dose effects of bisphenol A shows the need for a new risk assessment. **Environmental Health Perspectives**, v. 113, n. 8, p. 926, 2005. Disponível em:

<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1280330/>>. Acesso em: 22 maio 2019.

WANG, W. et al, A comparative assessment of human exposure to tetrabromobisphenol A and eight bisphenols including bisphenol A via indoor dust ingestion in twelve countries. **Elsevier**, v. 83, 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412015300039>>. Acesso em: 9 mar. 2019.

WELSHONS, W. et al. Large Effects from Small Exposures. I. Mechanisms for Endocrine-disrupting Chemicals with Estrogenic Activity, **Endocrinology**. **Endocrinology**, v. 147, n. 6, 2006. Disponível em: <<http://press.endocrine.org/doi/10.1210/en.2005-1159>>. Acesso em: 11 mar. 2019.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO) et al. Toxicological and health aspects of bisphenol A. **Proceedings** of the Joint FAO/WHO Expert Meeting, Ottawa, ON, Canada. 2010a. Disponível em: <<http://apps.who.int/iris/handle/10665/44624>>. Acesso em: 3 jun. 2019.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO) et al. **WHO Human health risk assessment toolkit: Chemical hazards**. 2010b. Disponível em: <<https://bit.ly/2G4IXpI>>. Acesso em: 15 mar. 2019. YAMAMOTO, T. et al. Bisphenol A in hazardous waste landfill leachates. **Chemosphere**, v. 42, n. 4, p. 415-418, 2001. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653500000795>>. Acesso em: 3 fev. 2019.

YAMAMOTO, T. et al. Bisphenol A in hazardous waste landfill leachates. **Chemosphere**, v. 42, n. 4, 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653500000795>>. Acesso em: 8 fev. 2019.

YAMASAKI, K. et al. Comparison of reporter gene assay and immature rat uterotrophic assay of twenty-three chemicals. **Toxicology**, v. 170, n. 1-2, p. 21-30, 2002. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0300483X01005054>>. Acesso em: 8 fev. 2019.

YOSHIDA, T. et al. Determination of bisphenol A in canned vegetables and fruit by high performance liquid chromatography. **Food Additives & Contaminants Journal**, v. 18, 2001. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11212549>>. Acesso em: 8 fev. 2019. ZHANG, W.; YIN, K.; CHEN, L. Bacteria-mediated bisphenol A degradation. **Appl Microbiol Biotechnol.**, 2013. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23681588>>. Acesso em: 20 fev. 2019.

UMA PROPOSTA DE QUADRO ANALÍTICO PARA O “SISTEMA DE CRENÇAS” DOS ATORES ENVOLVIDOS NA GESTÃO MUNICIPAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Bruno Luiz Salles Teixeira¹

Sylmara Lopes Francelino Gonçalves-Dias²

Natália Molina Cetrulo³

RESUMO

O presente capítulo tem por objetivo facilitar a compreensão de políticas públicas relativas à gestão de resíduos sólidos urbanos em municípios brasileiros, evidenciando-se os componentes centrais do quadro analítico para o sistema de crenças à luz do modelo de coalizões de defesa.

Para atingir o referido objetivo, foi realizada extensa revisão bibliográfica, a fim de compreender questões relevantes no quadro nacional, muitas delas presentes na Política Nacional de Resíduos Sólidos. A proposta do capítulo é dar subsídios para operacionalizar o sistema de crenças aplicado ao contexto da gestão de resíduos sólidos urbanos, tendo os municípios como unidades territoriais para a análise. Portanto, considera-se, por exemplo, a atuação de órgãos

¹ Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). Contato: spbrunoteixeira@gmail.com.

² Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). Contato: sgdias@usp.br.

³ Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). Contato: molinacetrulo@usp.br.

colegiados e a responsabilidade pós-consumo de atores estatais e não estatais, bem como a participação de catadores no programa de coleta seletiva municipal. A partir dos resultados obtidos, foi elaborado um quadro analítico para ser utilizado futuramente com base, não somente em dados primários, mas também a partir de diferentes alternativas de procedimentos metodológicos, como os questionários, as entrevistas ou a análise de documentos do legislativo e executivo.

Palavras-chave: resíduos sólidos urbanos, belief systems, políticas públicas

Abstract

The present article has the goal to facilitate the understanding of policy making relative to Urban Solid Waste Management in Brazilian counties, evidencing central components in the analytical frame for the Belief Systems, based on Advocacy Coalition Framework. To achieve goals, it was supported through bibliographic review to understand relevant questions in the national outlook, some of them in “Política Nacional de Resíduos Sólidos”. The propose is giving a tool to operationalize the Belief Systems applied to Urban Solid Waste Management context, having counties as territory for analysis. Therefore, it considers, for example, the performance of instances for participation, post-consumer responsibility (public and private players) and participation of waste collectors in municipal programs. The mainly contribution was the analytical framework proposed, that can be used based, not only, in primary data, but also using different methodological procedure alternatives as questionnaires, interviews or read and systematization legislative’s or executive’s documents.

Keywords: urban solid waste, belief systems, public policies

11.1 INTRODUÇÃO

A gestão adequada dos resíduos sólidos urbanos precisa se tornar prioridade. Se mal geridos, os resíduos sólidos provocam impactos negativos na saúde, no meio ambiente e na economia; sendo assim, é menos custoso geri-los adequadamente do que despender recursos para resolver os problemas decorrentes de sua ingerência, tendo em vista a transversalidade dessa problemática (HORNWEG; BHADA-TATA, 2012). A gestão⁴ de resíduos sólidos compreende

⁴ O conceito de gestão de resíduos sólidos abrange atividades referentes à tomada de decisões estratégicas e à organização do setor para esse fim, envolvendo instituições, políticas, instrumentos e meios. Já o termo “gerenciamento de resíduos sólidos” refere-se aos aspectos tecnológicos e operacionais da questão, envolvendo fatores administrativos, gerenciais, econômicos, ambientais e de desempenho: produtividade e qualidade, por exemplo, e relacio-

as ações, diretas ou indiretas, que envolvem a coleta, transporte, transbordo, tratamento, valorização, destinação e disposição final dos resíduos sólidos; levando em conta as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social. Especificamente, a gestão dos resíduos sólidos urbanos considera as seguintes origens: residenciais; de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviço; resíduos institucionais e de serviços de limpeza urbana (BRASIL, 2010).

O panorama geral dos resíduos sólidos no Brasil é preocupante. Estimativas apontam que em 2016 foram gerados por volta de 161,4 mil toneladas de resíduos por dia, somando os resíduos domiciliares e públicos, totalizando 58,9 milhões de toneladas no ano (BRASIL, 2016a). Passada quase uma década da aprovação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – Resíduos Sólidos (SNIS-RS) revela que “de cada três, pouco mais que um município tem coleta seletiva” (BRASIL, 2016a, p. 68). A situação é mais grave nas regiões Nordeste, Centro-Oeste e Norte, que em geral realizam serviços de limpeza urbana muito inferiores quando comparadas com Sul e Sudeste, refletindo as desigualdades regionais no país.

Campos e Mercedes (2014) evidenciam como a pauta da limpeza urbana evoluiu mais lentamente no Brasil quando comparada com as outras agendas do saneamento básico, que também demonstram muitas fragilidades em grande parte do território nacional. Reflexo dessa trajetória, a PNRS foi instituída pela Lei nº 12.305/10 e regulamentada pelo Decreto 7.404/10 após mais de 20 anos de tramitação, consolidando-se como o principal marco legal para a gestão de resíduos sólidos no Brasil, com destaque, inclusive, em âmbito internacional (ARAÚJO, 2013). A PNRS indica possíveis alternativas refletidas diretamente nas atribuições dos governos municipais, que constituem as bases concretas para os avanços mediante a gestão integrada dos resíduos sólidos, levando em conta as “dimensões política, econômica, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável” (BRASIL, 2010). Um dos aspectos centrais evidenciado por Yoshida (2012) é a superação da primazia do sistema de comando e controle a fim de evitar a degradação ambiental. Conjuntamente com as inovações pelo controle ativo, do incentivo de comportamentos que buscam gerar benefícios, se mantêm também as estratégias de controle passivo com aplicações de penalidades, como se observa, por exemplo, a quem descumprisse a meta para abolir os lixões – meta esta que deveria ser feita com “inclusão social

na-se à prevenção, redução, segregação, reutilização, acondicionamento, coleta, transporte, tratamento, recuperação de energia e destinação final de resíduos sólidos (SCHALCH et al., 2002, p. 71).

e à emancipação econômica de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis” (BRASIL, 2010).

Schach et al. (2002, p. 72) entendem que um modelo de gestão de resíduos sólidos como um “conjunto de referências político-estratégicas, institucionais, legais e financeiras capaz de orientar a organização do setor”. Os autores enumeram os seguintes elementos indispensáveis na composição de um modelo de gestão: (1) reconhecimento dos diversos agentes sociais envolvidos; (2) identificação dos papéis por eles desempenhados e promoção de sua articulação; (3) consolidação da base legal necessária e dos mecanismos que viabilizem a implementação das leis; (4) mecanismos de financiamento para a autossustentabilidade das estruturas de gestão e do gerenciamento; (5) informação à sociedade, compreendida tanto pelo poder público quanto pelos setores produtivos envolvidos, para que haja um controle social; (6) sistema de planejamento integrado, com orientação a implementação das políticas públicas para o setor.

Em síntese, a composição de modelos de gestão envolve, fundamentalmente, três aspectos, que devem ser articulados: arranjos institucionais, instrumentos legais e mecanismos de financiamento. No arranjo institucional que se apresenta no Brasil, os governos municipais têm papel fundamental no desenvolvimento da gestão de resíduos sólidos urbanos, tendo em vista as atribuições concedidas aos mesmos, por exemplo, quanto à gestão dos resíduos domésticos e à limpeza urbana (GONÇALVES-DIAS; TEODÓSIO; SANTOS, 2016; KLEIN, 2017, p. 108-109). Nesse cenário, a articulação dos atores em nível local é essencial em diversos temas que afetam diretamente a vida do cidadão. Sendo assim, o presente capítulo evidencia os municípios enquanto unidade territorial de análise diante de sua importância para a gestão dos resíduos sólidos urbanos no Brasil e, para tanto, se apoia em um modelo de análise de políticas públicas que fornece os alicerces para compreensão de políticas públicas, o modelo de coalizões de defesa (MCD) ou *advocacy coalition framework* (ACF), proposto por Sabatier e seus colegas, que integra “as abordagens que destacam o papel das ideias e do conhecimento” (FARIA, 2003, p. 22). Portanto, o presente capítulo tem como objetivo propor um quadro analítico para operacionalizar o sistema de crenças, organizados conforme o sistema de crenças do MCD de Sabatier e seus colaboradores – nesse caso, utilizado para a realidade da Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos (GRSU) em âmbito municipal. Evidencia-se a centralidade de temáticas relativas ao meio ambiente na aplicação do MCD. Há estudos de caso com a aplicação do modelo tratando, por exemplo, de questões relativas à água e à energia (SABATIER; JENKINS-SMITH, 1993; SABATIER; WEIBLE, 2007). E, ainda,

de acordo com Araújo (2013, p. 21) e Vicente e Calmon (2011), foi realizado levantamento que constatou que mais da metade das pesquisas realizadas com o MCD (51 de 80) tratava de temas relativos a “meio ambiente e energia”, o que corrobora com a escolha do foco na gestão de resíduos sólidos urbanos.

Para realização deste objetivo, o presente artigo explora a seguir a base do referencial teórico e, em seguida, relata a metodologia para, posteriormente, apresentar e realizar a discussão dos resultados e, por fim, tecem-se as considerações finais, reunindo as principais contribuições do estudo, bem como suas limitações e sugestões para pesquisas futuras.

11.2 MODELO DE COALIZÕES DE DEFESA (MCD)

O MCD,⁵ proposto por Sabatier e seus colegas (SABATIER; JENKINS-SMITH, 1993; SABATIER; WEIBLE, 2007), contraria as perspectivas de análises que consideram o ciclo de política pública, tendo em vista a complexidade não linear dos processos de formulação das políticas. O MCD contrapõe as abordagens etapistas tradicionais e apresenta-se como um novo modelo para compreensão do *processo político*, tendo em vista que a perspectiva (tradicional) etapista do ciclo das políticas públicas se revelava ultrapassada, insuficiente por sua incapacidade de retratar a complexidade e a dinâmica das políticas públicas. Evidencia-se em sua proposição: a incorporação do conhecimento como uma variável importante; outra perspectiva quanto à unidade de análise, que no caso do MCD é o subsistema; a compreensão dos atores que extrapola o âmbito intra-governamental, bem como as ideias que circulam entre tais atores; a influência dos fatores não cognitivos, como as mudanças nas condições macroeconômicas que acontecem paulatinamente e podem influenciar significativamente o sistema de crenças.

Sabatier e seus colaboradores apresentam o conceito de coalizões de defesa, como um conjunto de atores e instituições que compartilham sistema de valores e crenças (sistema de crenças), e, em função dessa conexão das ideias, movimentam-se e agem coordenadamente, em maior ou menor grau, para atingir seus objetivos. Tais atores de uma mesma coalizão compartilham entre si determinados

⁵ “Sabatier e Jenkins-Smith (1999, p. 154-155) adotam a diferenciação entre frameworks, ‘teorias’ e ‘modelos’ apresentada por Ostrom (2005, p. 27), classificando o ACF não como um modelo propriamente dito, que imporia assunções precisas sobre um conjunto limitado de parâmetros e variáveis, mas sim como um framework em processo de desenvolvimento para se tornar uma teoria. Não obstante, entende-se que, em acepção abrangente, o ACF pode ser considerado um modelo.” (ARAÚJO, 2013, p. 12)

valores e crenças (sistema de crenças) em torno da atuação coletiva frente a uma questão comum. Ilustrado parcialmente no Quadro 11.1, o sistema de crenças é formado por: núcleo duro, núcleo político e aspectos instrumentais, que se diferenciam entre si pela resistência à mudança. Tais diferenciações são exploradas mais adiante na apresentação da proposta do quadro analítico.

Quadro 11.1 – Estrutura do sistema de crenças conforme o modelo de coalizões de defesa (MCD)

	Núcleo duro	Núcleo político	Aspectos instrumentais
Características	Axiomas ontológicos e normativos fundamentais	Posicionamentos fundamentais sobre políticas públicas e a respeito das estratégias básicas para atingir os valores (relativos ao núcleo duro) no subsistema	Decisões instrumentais e informações necessárias para implementar o núcleo político
Escopo	A respeito de todos os subsistemas	Específico ao subsistema	Específico ao subsistema
Suscetibilidade a mudanças	Muito difícil; comparado à uma conversão na religião do indivíduo	Difícil, mas pode acontecer caso as experiências revelem sérias anomalias	Moderadamente fácil; esse é um tópico mais administrativo e legislativo do processo de construção das políticas públicas

Fonte: adaptado de Sabatier e Jenkins-Smith (1993, p. 221).

As coalizões interagem, conflitam e procuram influenciar os agentes governamentais, instituições e políticos e as mudanças ocorrem com a prevalência de sistema de crenças, ou parcela dele. Verifica-se que serão os sistemas de crenças defendidos pelas coalizões que moldarão a formulação de uma política pública.

11.3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Para criar o quadro analítico, utilizou-se o referencial teórico do MCD a fim de investigar o sistema de crenças dos atores envolvidos na GRSU em âmbito municipal. Uma subseção foi destinada a apresentar a base do arcabouço e adiantar a compreensão sobre as questões centrais que foram incorporadas enquanto componentes do quadro analítico para o sistema de crenças. A construção do quadro analítico do sistema de crenças se pautou na adaptação do código de análise utilizado por Araújo (2013), autora que operacionalizou o MCD a fim de compreender as distintas dinâmicas das agendas verde e marrom,⁶ por meio de

⁶ Considerando na agenda verde os subtemas da política nacional de meio ambiente: o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Snuc); a proteção do bioma Mata Atlântica; a gestão das florestas públicas para a produção sustentável; o acesso aos recursos genéticos e

codificação fechada que viabilizou o mapeamento de coalizões que integraram os diferentes subsistemas. O modelo proposto pela autora é constituído por 7 componentes no núcleo duro, 23 componentes no núcleo político e 18 componentes para os aspectos instrumentais. O uso desse modelo se justifica pela legitimidade e rigor com que foi construído, tendo em vista a colaboração de especialistas e atores-chave para a consolidação de seu código de análise.

As adaptações no quadro analítico proposto por Araújo (2013) foram realizadas no intuito de: 1) subtrair os componentes de menor relevância para a gestão dos resíduos sólidos, selecionando componentes mais focados na problemática em tela; 2) remodelar discussões mais abrangentes, a fim de ressaltar pontos mais relevantes para a temática de resíduos sólidos; e 3) reorientar discussões que extrapolavam o âmbito (inter)municipal para que fossem úteis em discussões de nível local.

11.4 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Com base na adaptação do Código de Análise utilizado por Araújo (2013), construiu-se uma proposta de quadro analítico. Mantiveram-se os 7 componentes do núcleo duro que a autora desenvolveu, sendo que apenas um, o ND3 (visão essencial sobre os recursos naturais), sofreu modificações. No que se refere ao núcleo político, apenas dois componentes selecionados, os NPs 5 (gestão da limpeza urbana e do manejo dos resíduos sólidos urbanos) e 7 (participação dos catadores na gestão dos resíduos sólidos urbanos), permaneceram sem alterações; os demais (5 NPs) foram modificados. Apenas um dos três componentes (AII) dos aspectos instrumentais não sofreu modificações. Todas essas adaptações resultaram no quadro analítico do sistema de crenças para gestão de resíduos sólidos urbanos, detalhado a seguir.

Começaremos pelo primeiro nível do sistema de crenças, o núcleo duro, como prevê o MCD. Esse nível se caracteriza pelas crenças mais fundamentais e profundas, aquelas que influenciam a forma como os indivíduos se posicionam perante as situações (não exclusivamente do subsistema que está em pauta), são partilhadas por todos os integrantes da coalizão e apresentam maior consistência ao longo do tempo, sendo as mais relutantes quando confrontadas.

ao conhecimento tradicional associado; e o Código Florestal e o controle do desmatamento. Na agenda marrom, Araújo elencou: a gestão dos resíduos sólidos; o saneamento básico; a gestão ambiental urbana; e o controle da poluição por veículos automotores.

Quanto aos componentes do núcleo duro do quadro proposto, manteve-se sua estrutura em relação à base utilizada por Araújo (2013) em seu código de análise, com apenas uma modificação no componente ND3, mais especificamente no item referente à preservação ambiental. Seguiu-se, assim, o principal alicerce na construção do quadro analítico do sistema de crenças, englobando temas relevantes (representados no Quadro 11.2) como a visão sobre: a relação do homem com a natureza (ND1); a justiça distributiva (ND2); os recursos naturais (ND3); o conhecimento como valor (ND4); a intervenção estatal no meio socioeconômico (ND5); a relação entre governo e democracia (ND6); e o valor das políticas públicas (ND7).

Quadro 11.2 – Componentes do quadro analítico relativos ao núcleo duro (ND)

Componentes	Itens (crenças)
ND1 – Visão sobre a relação homem-natureza Postura sobre a relação ética homem-natureza.	ND1.1 – Visão antropocêntrica pura O homem é o centro do universo e a natureza tem valor instrumental.
	ND1.2 – Visão antropocêntrica moderada Inclui responsabilidades relacionadas à responsabilidade do homem perante a natureza.
	ND1.3 – Ecocentrismo Ênfase na interação. Crítica à visão instrumental. Posição conciliadora entre antropocentrismo e biocentrismo.
	ND1.4 – Biocentrismo Reverência diante do valor intrínseco da natureza.
ND2 – Visão sobre a justiça distributiva Postura sobre a justiça distributiva, compreendida como o tratamento equitativo em relação à distribuição de benefícios e ônus sociais, comparativamente entre os indivíduos.	ND2.1 – Baixa preocupação com a equidade Posição individualista ou de preocupação apenas com a presente geração que desconsidere questões de equidade.
	ND2.2 – Foco exclusivo ou priorização da equidade intrageracional Preocupação com a presente geração.
	ND2.2.1 – Com nível intermediário de preocupação quanto às iniquidades sociais ND2.2.2 – Com nível elevado de preocupação quanto às iniquidades sociais
	ND2.3 – Foco na equidade intrageracional e intergeracional Manifestação que demonstre preocupação com a presente e as futuras gerações.
ND2.4 – Foco exclusivo ou priorização da equidade intergeracional Preocupação com as futuras gerações.	

<p>ND3 – Visão essencial sobre os recursos naturais</p> <p>Postura em relação aos recursos naturais e sua proteção.</p> <p>Observação: perspectiva aplicada às diferentes políticas públicas, e não apenas à política ambiental.</p>	<p>ND3.1 – Utilitarismo puro</p> <p>Os recursos naturais vistos meramente como insumo do meio socioeconômico.</p>
	<p>ND3.2 – Foco exclusivo ou priorização do uso sustentável</p> <p>O uso dos recursos naturais com cuidados que assegurem a sustentabilidade ambiental é o caminho para sua proteção.</p>
	<p>ND3.3 – Conciliação entre uso sustentável e preservação</p> <p>Manifestação que implique conciliação entre as posturas conservacionista e preservacionista.</p>
<p>ND4 – Visão sobre o conhecimento</p> <p>Postura sobre o conhecimento como valor.</p>	<p>ND4.1 – Desconsideração do conhecimento como valor</p>
	<p>ND4.2 – Foco exclusivo ou priorização do saber tradicional e dos aspectos culturais</p>
	<p>ND4.3 – Valorização explícita tanto do conhecimento científico quanto do saber tradicional</p>
	<p>ND4.4 – Foco exclusivo ou priorização do conhecimento técnico-científico</p>
<p>ND5 – Visão sobre a intervenção do Estado no meio socioeconômico</p> <p>Postura sobre o grau de intervenção estatal e os mecanismos de mercado.</p>	<p>ND5.1 – Os mecanismos de mercado devem ser sempre priorizados em relação à intervenção do Estado</p>
	<p>ND5.2 – Os mecanismos de mercado devem ser priorizados, assegurando-se a intervenção do Estado nas suas falhas</p>
	<p>ND5.3 – A intervenção do Estado deve ser priorizada em relação aos mecanismos de mercado, porque as falhas de mercado são graves</p>
	<p>ND5.4 – A intervenção do Estado deve ser ampla, eliminando-se o máximo possível os mecanismos de mercado</p>
<p>ND6 – Visão sobre a relação entre governo e democracia</p> <p>Postura sobre a participação da sociedade nos processos decisórios governamentais.</p>	<p>ND6.1 – Foco exclusivo ou priorização de decisões governamentais efetivadas por uma elite dirigente, com desconsideração da participação da sociedade civil</p>
	<p>ND6.2 – Foco exclusivo ou priorização de decisões governamentais efetivadas pelas autoridades competentes de forma conjunta com grupos selecionados da sociedade civil</p>
	<p>ND6.3 – Ampla participação da sociedade como elemento-chave das decisões governamentais e de seu acompanhamento</p>
<p>ND7 – Visão sobre o valor das políticas públicas</p> <p>Postura sobre as políticas públicas como valor. Visão sobre qual é a base das políticas públicas corretas.</p>	<p>ND7.1 – Desconsideração do valor das políticas públicas</p>
	<p>ND7.2 – Políticas públicas corretas são as que refletem as demandas da comunidade, independentemente de sua essência ou resultados</p> <p>Perspectiva descritiva.</p>
	<p>ND7.3 – Políticas públicas corretas são as que se orientam, sobretudo, pelo deontologismo</p> <p>Perspectiva prescritiva. Foco em princípios, pressupostos básicos, diretrizes e conceitos.</p>
	<p>ND7.4 – Políticas públicas corretas são as que se orientam, sobretudo, pelo consequencialismo</p> <p>Perspectiva prescritiva. Foco nos resultados. Pragmatismo. Se necessário, os fins justificam os meios.</p>

Fonte: adaptado de Araújo (2013, p. 405-406).

Já o núcleo político retrata a forma como as crenças e valores do núcleo duro se traduzem nas políticas públicas no âmbito do subsistema em específico e também é marcado pela estabilidade, ainda que, por vezes, esteja em disputa (não apenas) internamente. Segundo Araújo (2013, p. 25), “o conjunto de crenças políticas baliza tanto coordenação quanto conflito entre os atores envolvidos nos processos decisórios, e apresenta reflexos relevantes também em termos da execução da política”.

Retratados no Quadro 11.3, a formação dos 7 componentes do núcleo político se pautou nas discussões, ora mais explícitas ora mais sutis, das revisões bibliográficas e na legislação, além do que já fora construído anteriormente por Araújo (2013). Dessa forma, os componentes do núcleo político são: tipos prioritários de instrumentos de políticas públicas acerca dos resíduos (NP1); participação do setor privado na GRSU (NP2); atuação dos órgãos colegiados com participação de representantes da sociedade civil (NP3); plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos e plano municipal de saneamento básico (NP4); gestão da limpeza urbana e do manejo dos resíduos sólidos urbanos (NP5); responsabilidade pós-consumo de produtos e embalagens (NP6); e participação dos catadores na gestão dos resíduos sólidos urbanos (NP7).

Os instrumentos para implementação de políticas públicas em âmbito municipal foram sintetizados em França (2016). Com base na literatura, a autora mapeou os possíveis instrumentos de políticas públicas e exemplos de seu uso no que concerne aos aspectos da gestão dos resíduos sólidos urbanos. Foram localizados três tipos de instrumentos de políticas públicas: 1) instrumentos regulatórios ou de comando e controle; 2) instrumentos econômico, de mercado ou promocionais; e 3) instrumentos informativos.

No que concerne aos instrumentos regulatórios, vislumbram-se possibilidades como o zoneamento, tendo em vista a organização industrial a fim de facilitar, logisticamente, a gestão dos resíduos sólidos em âmbito municipal. Instrumentos regulatórios “depreendem um conjunto de regras e restrições à liberdade econômica, social e política” (FRANÇA, 2016, p. 37) e “são determinadas orientações à ação dos agentes econômicos e sociedade civil para que sejam estabelecidos padrões de comportamento, aplicando penalidades quando necessário” (FRANÇA, 2016, p. 37)

Quanto aos instrumentos econômicos, “detêm a função de influenciar o comportamento das empresas poluidoras e dos consumidores, por meio de incentivos econômicos” (FRANÇA, 2016, p. 37). Em relação à sua aplicação prática, evidencia-se uma oportunidade na qual há um estímulo, por meio de

subsídios fiscais, à produção de produtos que sejam interessantes para reciclagem em detrimento da utilização de matérias primas que inviabilizam ou dificultam a reciclagem de determinado produto.

Já os instrumentos informativos têm como objetivo “disseminar informações importantes somados a estratégias de conscientização e sensibilização, ou a criação de senso de dever moral, direcionando os comportamentos” (FRANÇA, 2016, p. 38). Tais instrumentos podem contribuir, por exemplo, com o engajamento da população com a coleta seletiva (na separação e encaminhamento dos recicláveis).

No Quadro 11.3 estão organizados os componentes do quadro analítico retratando os instrumentos de políticas públicas presentes no núcleo político.

Quadro 11.3 – Componentes do quadro analítico relativos ao núcleo político (instrumentos)

Componentes	Itens (crenças)
NP1 – Tipos prioritários de instrumentos de políticas públicas acerca dos resíduos Observação: critérios adotados com base em França (2016, p. 36-39)	NP1.1 – Oposição aos instrumentos de política de políticas públicas Os instrumentos de política públicas em questão atrapalham as atividades econômicas e sociais.
	NP1.2 – Foco exclusivo ou priorização dos instrumentos informativos Despertar maior atenção aos potenciais danos ambientais causados a fim de influenciar comportamentos. Exemplo: engajar os cidadãos com a separação dos resíduos e, ainda, de forma apropriada para a coleta seletiva.
	NP1.3 – Foco exclusivo ou priorização dos instrumentos econômicos, de mercado ou promocionais Estimular comportamentos por meio de incentivos ou restrições econômicas. Exemplo: isenção de tributos a fim de estimular determinados comportamentos dos indivíduos; e o sistema de depósito e reembolso, no qual os consumidores pagam pelo potencial dano ambiental causado pelo resíduo e, caso haja o descarte correto, têm direito ao reembolso desse valor.
	NP1.4 – Foco exclusivo ou priorização dos instrumentos regulatórios ou de comando e controle Restrições aos comportamentos dos indivíduos e das organizações, que podem sofrer punições quando desrespeitam as regras estipuladas. Exemplo: padrões ou regulações para gestão dos resíduos no setor industrial.
	NP1.5 Visão integradora Conciliação entre os diferentes tipos de instrumentos. Manifestação explícita nesse sentido.

Fonte: adaptado de Araújo (2013, p. 406-414).

O segundo componente do núcleo político (Quadro 11.4) se refere à participação do setor privado na GRSU em detrimento dos problemas ambientais – como fora observado no código de análise de Araújo (2013). Quanto à atuação dos órgãos colegiados, também representado no Quadro 11.4, manteve-se a proposta de observar sua importância e seu papel (consultivo ou deliberativo) nessa ocasião em torno, especificamente, dos conselhos municipais de meio ambiente ou de resíduos sólidos.

Quadro 11.4 – Componentes do quadro analítico relativos ao núcleo político (participação do setor privado, atuação de órgãos colegiados, instrumentos de planejamento e governança)

Componentes	Itens (crenças)
NP2 – Participação do setor privado na GRSU Visão sobre a relevância da participação do setor privado na solução dos problemas relativos à gestão de resíduos sólidos urbanos. Observação: foco em ações executivas, e não no sistema participativo de decisão.	NP2.1 – Pouca consideração Ênfase nos problemas gerados pela participação ou oposição a ela.
	NP2.2 – Pode ser relevante A participação é considerada, mas não colocada como elemento-chave, tratando da priorização da concessão ou terceirização dos serviços públicos.
	NP2.3 – É essencial A participação do setor privado é elemento-chave, tratando da priorização da concessão ou terceirização de serviços públicos.
NP3 – Atuação dos órgãos colegiados com participação de representantes da sociedade civil Visão sobre o papel dos conselhos (municipais de meio ambiente e/ou resíduos sólidos).	NP3.1 – Pouca consideração Desconsidera a importância da atuação dos conselhos.
	NP3.2 – É relevante, restringindo-se a funções consultivas. Os órgãos colegiados têm sua importância enquanto função consultiva, não podem influir diretamente na tomada de decisões
	NP3.3 – É essencial e deve abarcar funções consultivas e deliberativas Os conselhos são de suma importância e, dessa forma, requerem funções consultivas e deliberativas.
NP4 – Plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos e plano municipal de saneamento básico Visão sobre o caráter essencial do planejamento (seja via PMGIRS ou PNSB).	NP4.1 – Desconsideração da relevância do PMGIRS e do PNSB (no âmbito da limpeza urbana e do manejo de resíduos sólidos)
	NP4.2 – Importância do PMGIRS e do PNSB apenas no plano técnico/burocrático, sem ênfase em sua efetividade quanto ao planejamento (instrumento enquanto peça de ficção apenas para acesso aos benefícios pela realização do plano).
	NP4.3 – Reconhecimento do PMGIRS e do PNSB (ênfoque na limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos) enquanto instrumento de planejamento, de suma importância para o gerenciamento integrado adequado dos resíduos sólidos.

<p>NP5 – Gestão da limpeza urbana e do manejo dos resíduos sólidos urbanos</p> <p>Posição sobre a organização básica desse serviço público. O foco vai além da titularidade.</p>	<p>NP5.1 – Deve envolver regiões organizadas segundo a ótica do planejamento mais eficiente desses serviços, não se atendo a limites municipais e estaduais</p>
	<p>NP5.2 – É sempre responsabilidade do poder público municipal, mesmo nas regiões metropolitanas e aglomerações urbanas (estruturando-se, se for o caso, consórcios intermunicipais)</p> <p>Inclui também propostas de, nas regiões metropolitanas, municípios responderem pelo provimento dos serviços em conjunto e de forma articulada com o estado (em compartilhamento a partir de decisão municipal).</p>
	<p>NP5.3 – Nas regiões metropolitanas e aglomerações urbanas, deve ser tarefa dos estados</p> <p>Inclui também propostas de, nas regiões metropolitanas, estados e municípios responderem pelo provimento dos serviços (em compartilhamento, a partir de decisão estadual).</p>

Fonte: adaptado de Araújo (2013, p. 406-414).

Ainda no Quadro 11.4, incorporou-se mais uma discussão considerando um aspecto positivo que obteve notoriedade na PNRS, a formalização dos planos municipais de resíduos sólidos (ou sua respectiva incorporação nos planos municipais de saneamento básico); destacaram-se ambos os instrumentos a fim de buscar a compreensão da consideração prática do PMGIRS e do PMSB, dada a relevância e especificidade de ambos quanto aos resíduos, em detrimento do plano diretor evidenciado por Araújo (2013).

A PNRS estimula, ainda, a organização em microrregiões que se reflete, ao menos em tese, na priorização no acesso de recursos da União, tendo em vista que tais arranjos de organização no território podem causar um impacto substancial na otimização dos recursos (BRASIL, 2010). Portanto, o item subsequente foi mantido a fim de explorar possibilidades de arranjos governamentais para prestação do serviço da gestão da limpeza urbana e do manejo dos resíduos sólidos urbanos.

Seguindo o marco legal dos resíduos sólidos, no Quadro 11.5 evidenciaram-se os NPs referentes à discussão quanto à responsabilidade do setor empresarial e da coletividade pela “efetividade das ações voltadas para assegurar a observância da Política Nacional de Resíduos Sólidos” (BRASIL, 2010), tratando-se, assim, da responsabilidade compartilhada e retomando as discussões fundamentais acerca do pós-consumo. O presente componente teve a incorporação de mais um item acerca da desconsideração total da responsabilidade pós-consumo de produtos e embalagens, observando mais uma possibilidade de cenários tendo

em vista as realidades quanto a (ir)responsabilidade compartilhada e a ausência da destinação final ambientalmente adequada.

Quadro 11.5 – Componentes do quadro analítico relativos ao núcleo político (responsabilidade pós consumo e a participação dos catadores)

Componentes	Itens (crenças)
NP6 – Responsabilidade pós-consumo de produtos e embalagens Visão sobre a responsabilidade do produtor e de outros atores sobre o retorno de embalagens e produtos após o uso pelo consumidor para que se dê a destinação ambientalmente adequada a eles. Logística reversa.	NP6.1 – Não deve haver responsabilização, sequer dos geradores, dos consumidores e do poder público Abre precedente para as destinações finais ambientalmente inadequadas.
	NP6.2 – Deve envolver consumidores e o poder público (ainda refutando a logística reversa) Nenhuma consideração acerca da coleta seletiva.
	NP6.3 – Deve envolver fabricantes, comerciantes, consumidores e o poder público a fim de viabilizar a logística reversa
	NP6.4 – Deve envolver fabricantes, comerciantes e consumidores, de forma independente do poder público, viabilizando a logística reversa
	NP6.5 – Deve estar centrada nos fabricantes
NP7 – Participação dos catadores na gestão dos resíduos sólidos urbanos Visão sobre o papel dos catadores e sobre a atividade de catação.	NP7.1 – A atividade de catação é degradante, não é relevante para a gestão dos resíduos sólidos urbanos e deve ser eliminada
	NP7.2 – A atividade de catação é degradante, mas é relevante no curto prazo para a gestão dos resíduos sólidos, devendo ser eliminada progressivamente
	NP7.3 – Pouca consideração pelo papel dos catadores
	NP7.4 – Pode ser relevante
	NP7.5 – É essencial

Fonte: adaptado de Araújo (2013, p. 406-414).

Quanto aos catadores, atores fundamentais para viabilizar a coleta e a logística reversa, a PNRS apresentou o que é um de seus maiores desafios, considerando o quadro brasileiro recente: a participação dos catadores na gestão de resíduos sólidos urbanos com inclusão social (GONÇALVES-DIAS; TEODÓSIO; SANTOS, 2016). Os catadores são fundamentais para GRSU em países em desenvolvimento, tendo em vista que nesses territórios a coleta e a reciclagem são realizadas com menos tecnologia, sendo muito dependentes da mão de obra informal para sua viabilização (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012). Os catadores sofrem com o descaso da iniciativa privada e do poder público, muitas vezes em desacordo com a legislação, como na negligência com o trabalho dos catadores nos aterros e lixões (CAMPOS; MERCEDES, 2014; GONÇALVES-DIAS; SANTOS, 2012; GONÇALVES-DIAS, 2012). A catação

gera muitas externalidades positivas à sociedade, seja para a redução dos custos da iniciativa privada a partir do resgate dos materiais que são reincorporados nos processos produtivos ou na limpeza urbana, no ato de limpar os espaços dando o destino adequado aos resíduos, bem como nos desdobramentos ambientais a partir de ambas as ações (CAMPOS; MERCEDES, 2014; GONÇALVES-DIAS; SANTOS, 2012; GONÇALVES-DIAS, 2012). Portanto, o último componente do núcleo político retrata essa perspectiva diante da centralidade dos catadores na gestão integrada dos resíduos sólidos e de sua influência nos arranjos que podem se constituir para isso, como se observa no Quadro 11.5.

Por fim, o último nível, os aspectos instrumentais ou *secondary aspects*, trata dos aspectos instrumentais exclusivos do subsistema em questão e que estão mais suscetíveis a mudanças em um menor período de tempo, tendo em vista que têm escopo menor e existem mais discordâncias internas à coalizão nesse nível, seguindo o próprio critério do sistema de crenças. Quanto aos componentes dos aspectos instrumentais, dispostos no Quadro 11.6, observaram-se as seguintes questões: a incineração de resíduos sólidos (AI1); o transporte intermunicipal de resíduos sólidos (AI2); e o pagamento aos catadores pelos serviços ambientais prestados (AI3).

Quadro 11.6 – Componentes do quadro analítico relativos aos aspectos instrumentais

Componentes	Itens (crenças)
AI1 – Incineração de resíduos sólidos	AI1.1 – É a solução mais recomendada para a destinação final dos resíduos sólidos
	AI1.2 – É a solução recomendada para a destinação final de determinados tipos de resíduos sólidos
	AI1.3 – Pode ser admitida em determinados casos, desde que sob rígido controle da emissão de efluentes
	AI1.4 – Deve ser vedada.
AI2 – Transporte intermunicipal de resíduos sólidos	AI2.1 – Pode ser admitido o transporte de rejeitos para outros municípios
	AI2.1.1 – Podendo haver parcerias informais ou formais, sem contrapartidas
	AI2.1.2 – Desde que haja uma contrapartida do município que recebe os resíduos
	AI2.2 – Pode ser admitido o transporte para outros municípios, desde que para reutilização ou reciclagem
	AI2.3 – Pode ser admitido apenas em situações excepcionais e desde que os resíduos não sejam perigosos
	AI2.4 – Deve ser vedado
AI3 – Pagamento aos catadores pelos serviços ambientais prestados	AI3.1 – É devido aos catadores que se submetem às restrições ambientais, independentemente da renda do beneficiário
	AI3.2 – É devido aos catadores que se submetem às restrições ambientais, dados limites quanto à renda dos beneficiários
	AI3.3 – Não deve haver pagamento por serviços ambientais, independentemente das restrições ambientais a que estão submetidos

Fonte: adaptado de Araújo (2013, p. 415-418).

Com base na PNRS, a discussão sobre os incineradores desdobrou em legislação mais flexível, tendo em vista que a manutenção (ou não) dos incineradores remete aos acordos locais desde que, em tese, condicionada (como quaisquer outras tecnologias para a recuperação energética dos resíduos) à “viabilidade técnica e ambiental e com a implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos aprovado pelo órgão ambiental” (BRASIL, 2010). Ainda que existam diversas ressalvas para sua utilização tendo em vista a degradação ambiental, “não se pode *ignorar os riscos das emissões tóxicas*, liberadas mesmo pelos incineradores mais modernos, constituídas por três tipos de poluentes perigosos para o ambiente e para a saúde humana” (YOSHIDA, 2012, p. 25-26, grifo nosso).

Portanto, o primeiro componente é dedicado a esse tema. Quanto ao transporte intermunicipal dos resíduos, ressalta-se sua importância em consonância com debates globais, explorados brevemente em Araújo (2013), trazidos para a realidade mais próxima dos municípios. É necessária, também, a discussão acerca dos pagamentos por serviços ambientais aos que se submetem a condições ambientais degradantes e exercem uma fundamental contribuição para a gestão dos resíduos sólidos (GONÇALVES-DIAS; TEODÓSIO; SANTOS, 2016). Portanto, evidencia-se a questão acerca do pagamento aos catadores pelos serviços ambientais prestados.

O quadro analítico do sistema de crenças dos atores envolvidos na gestão de resíduos sólidos urbanos à luz do MCD é insumo qualificado que pode contribuir para a compreensão da problemática em âmbito municipal e pode ser utilizado partindo de diferentes alternativas metodológicas, como questionários, entrevistas, observação participante, leitura e sistematização de documentos do legislativo, de agências administrativas; visando identificar as crenças de atores relevantes em determinados contextos e, possivelmente, agrupando-os em diferentes coalizões a partir de padrões observados quanto às suas crenças. Evidencia-se a necessidade da análise temporal de uma década ou mais acompanhada de uma análise do contexto territorial.

Para compreender a situação da GRSU de forma mais ampla, faz-se necessário também considerar outros aspectos muito relevantes, como: as atribuições governamentais no federalismo brasileiro; intersetorialidade; receitas e despesas municipais; particularidades geográficas do território; e instrumentos mais amplos de planejamento que incidam sobre a temática dos resíduos como, por exemplo, o plano diretor. Essas temáticas são fundamentais para a compreensão das alternativas e dos limites em relação às mudanças das políticas públicas em âmbito municipal.

E, ainda, reitera-se a importância dos indicadores na análise, que não podem ser desconsiderados para o diagnóstico dos problemas e para a ação em torno destes; sua utilização é fundamental no complemento ao uso do quadro analítico. A aplicação do quadro analítico se torna mais robusta quando acompanhada de análises quantitativas de bases de dados com informações e indicadores.

11.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante de todas as evidências apresentadas neste capítulo, reitera-se a importância de se discutir a gestão de resíduos sólidos urbanos (GRSU). O quadro brasileiro é marcado por desafios crescentes, e evidenciam-se ganhos recentes como a consolidação da PNRS e diversas deficiências relativas, por exemplo, quanto à inclusão dos catadores, que não têm o devido reconhecimento por seu trabalho. O quadro também não é favorável quanto à não geração e à redução; há também a necessidade de ampliar a oferta do serviço da coleta seletiva em grande parte dos municípios brasileiros, bem como as disposições finais ambientalmente adequadas, visando superar parte das desigualdades regionais no que se refere, também, à GRSU.

A superação desses e de outros desafios crescentes só será possível mediante a compreensão desses processos a fim de tomar decisões mais assertivas em torno das prioridades para a gestão integrada dos resíduos sólidos, levando em conta suas múltiplas causas e facetas, bem como a natureza das políticas públicas, em um universo repleto de problemas e com recursos escassos.

Nesse sentido, o quadro analítico contemplou os componentes centrais nesse modelo de sistema de crenças aplicado ao subsistema de resíduos sólidos urbanos em âmbito municipal. Partindo desses pressupostos, o presente estudo se configura como tentativa de contribuir com o recorte de um dos modelos analíticos de políticas públicas, o sistema de crenças do MCD, na criação de um insumo que proporcione mais uma possibilidade de análise dos quadros municipais. A partir da utilização do presente quadro analítico, sugere-se sua validação em estudos futuros e, possivelmente, a realização de ajustes diante das necessidades dos contextos municipais.

Quanto aos componentes, reitera-se a importância de questões expressivas aplicadas ao subsistema de resíduos sólidos urbanos em âmbito municipal, como instrumentos para implementação de políticas públicas; os instrumentos de planejamento; a responsabilidade compartilhada; a participação e o controle sociais, bem como a participação dos catadores e pagamento pelos serviços ambientais prestados; para além de todas as demais, que também têm sua relevância.

No que concerne às limitações do presente estudo, evidencia-se que a complexidade das políticas públicas nos permite ter apenas uma visão sinóptica dos processos e, portanto, enfatiza-se que não há a pretensão de esgotar o tema. Destaca-se, também, a existência de críticas ao modelo de coalizões de defesa que não foram superadas, concebendo a possibilidade do uso de outros modelos para investigar a GRSU em âmbito municipal. Salienta-se a limitação do presente estudo na aplicação do sistema de crenças com foco em municípios de pequeno porte diante da realidade brasileira. A depender do território no qual será utilizado, é provável que sejam necessárias simplificações ou adaptações, modificações estas que devem ficar evidentes a partir do uso do quadro analítico nos casos concretos. Em contraposição às limitações do presente estudo, resgata-se o protagonismo de temas relativos a “meio ambiente e energia” na aplicação do MCD, revelando a pertinência das escolhas tomadas na construção da proposta.

Tendo em vista uma possível aplicação do quadro analítico do sistema de crenças dos atores envolvidos na gestão de resíduos sólidos urbanos no contexto dos municípios brasileiros, reforça-se a sugestão do uso de alternativas metodológicas, como leitura e sistematização de documentos do legislativo e de agências administrativas, bem como as entrevistas em profundidade – sem que se despreze o amplo aspecto temporal. Reitera-se, também, a imprescindibilidade de contextualizar discussões mais amplas, como as atribuições governamentais no federalismo brasileiro e as particularidades geográficas de cada território. Outra sugestão de pesquisa é a mobilização de outras lentes analíticas de políticas públicas para a temática da GRSU em âmbito municipal, visando contribuir com novas perspectivas desse problema tão complexo.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, S. M. V. G. **Política Ambiental no Brasil no Período 1992-2012: Um Estudo Comparado nas Agendas Verde e Marrom**. 2013. Tese (Doutorado do Programa de Pós Graduação em Ciência Política) – Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Poder Executivo, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 19 ago. 2018.

BRASIL. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento**. Brasília: 2016a. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2016>> Acesso em: 19 ago. 2018.

BRASIL. **Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento – Série Histórica**. Brasília: 2016b. Disponível em: <<http://app4.cidades.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: 19 ago. 2018.

CAMPOS, H. K. T.; MERCEDES, S. S. Limpeza Urbana e Política Nacional de Resíduos Sólidos: Os Impactos no Presente. In: SANTOS, M. C. L.; WALKER, S.; GONÇALVES-DIAS, S. F. L. (Ed.). **design, resíduo & dignidade**. São Paulo: Olhares, 2014. p. 271–297.

FARIA, C. A. P. Ideias, conhecimento e políticas públicas: um inventário sucinto das principais vertentes analíticas recentes. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, v. 18, n. 51, p. 21–30, 2003.

FRANÇA, A. M. **Instrumentos para Implementação de Políticas Públicas: Estudo de Caso sobre a Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos no Município de Osasco**. 14º Congresso Nacional de Meio Ambiente. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

GONÇALVES-DIAS, S. F. L. O desafio da gestão de resíduos sólidos urbanos. **Sociedade e Gestão**, v. 11, n. 1, p. 16-20. 2012.

GONÇALVES-DIAS, S. F. L.; SANTOS, M. C. L. dos. Gestão de resíduos sólidos urbanos na cidade. São Paulo: um problema, múltiplas soluções. In: PADOVANO, B. R.; NAMUR, M.; SALA, P. B. (Ed.). **São Paulo: em busca da sustentabilidade** (v. 1). São Paulo: EDUSP, 2012. p. 146-159.

GONÇALVES-DIAS, S. F. L.; TEODÓSIO, A. S. S.; SANTOS, M. C. Procrastinação da política nacional de resíduos sólidos: catadores, governos e empresas na governança urbana. **Ciência e Cultura**, v. 68, n. 2, p. 30-33. 2016.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. A Global Review of Solid Waste Management. **World Bank Urban Development Series Knowledge Papers**, 1-116. 2012.

KLEIN, F. B. **Por dentro da caixa-preta das políticas públicas municipais de resíduos sólidos urbanos: os arranjos institucionais e a implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos**. 2017. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade) – EACH-USP, São Paulo, 2017. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/100/100136/tde-03122017-130851/pt-br.php>>. Acesso em: 19 de agosto de 2018.

SABATIER, P. A.; JENKINS-SMITH, H. C. **Policy change and learning: an advocacy coalition approach**. Westview Press, 1993.

SABATIER, P. A.; WEIBLE, C. M. The Advocacy Coalition Framework: Innovations and Clarifications. In: SABATIER, P. A. (Ed.). **Theories of the Policy Process**. 2. ed. Boulder: Westview Press, 2007. p. 189-220.

SCHALCH, V. et al. **Gestão e gerenciamento de resíduos sólidos**. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2002. [apostila]. Disponível em: <http://www.deecc.ufc.br/Download/Gestao_de_Residuos_Solidos_PGTGA/Apostila_Gestao_e_Gerenciamento_de_RS_Schalch_et_al.pdf>. Acesso em: 30 ago. 2015.

VICENTE, V.; CALMON, P. A análise de políticas públicas na perspectiva do modelo de coalizões de defesa. XXXV Encontro da ANPAD. Rio de Janeiro: EnANPAD, 2011.

YOSHIDA, C. Competência e as diretrizes da PNRs: conflitos e critérios de harmonização entre as demais legislações e as normas. In: JARDIM, A.; YOSHIDA, C.; FILHO, J. V. M. (Ed.). **Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos**. Manuele, 2012. p. 3-38

A EFICÁCIA DA CERTIFICAÇÃO FSC ANÁLISE DO RIGOR DAS AUDITORIAS E A RELAÇÃO COM A IDENTIFICAÇÃO DE NÃO CONFORMIDADES

*Erica Pardini Torres Morrone
Sonia Regina Paulino
Delhi Paiva Salinas*

RESUMO

A auditoria de terceira parte é um instrumento adotado por número crescente de empresas nas últimas décadas. Ao mesmo tempo, verifica-se que instrumentos de regulação privada não garantem o direcionamento aos padrões de produção sustentáveis. O trabalho examina, por meio da análise dos resumos públicos de auditoria, as dificuldades (não conformidades) das empresas para cumprir os requisitos da certificação Forest Stewardship Council (FSC, ou Conselho de Manejo Florestal) e a influência da configuração da auditoria na frequência de não conformidades relatadas. São considerados 95 resumos públicos de auditorias de manejo florestal executadas no período 2010 a 2015 no Brasil, com o objetivo de analisar se a maneira como ocorre o processo de auditoria, considerando os diversos aspectos em sua execução, possui relação com a identificação de não conformidades, ponto este central para auxiliar as operações florestais a fazer mudanças em suas práticas. A partir da técnica da análise de conteúdo, as não conformidades identificadas foram classificadas em 11 áreas temáticas. Utilizando-se da análise estatística descritiva, buscou-se identificar a relação entre as características que configuram a auditoria (evento de auditoria,

tamanho da equipe auditora, diversidade na formação da equipe, tempo de auditoria) e as respectivas áreas temáticas mapeadas. Confirmou-se a existência de relação entre aspectos da auditoria e a verificação de não conformidades nos temas: atendimento da legislação ambiental; atendimento da legislação socioambiental; qualidade do monitoramento do sistema; treinamento dos trabalhadores e impacto social. Um melhor entendimento das formas de regulação privada, enfatizando a auditoria no sistema de certificação FSC, indica a necessidade de adequação dos aspectos da auditoria para avançar no cumprimento dos requisitos sociais e ambientais nos empreendimentos florestais.

Palavras-chave: certificação florestal, auditoria, Conselho de Manejo Florestal, regulação privada

THE EFFECTIVENESS OF FSC CERTIFICATION: AN ANALYSIS OF AUDIT THOROUGHNESS AND THE RELATIONSHIP WITH THE IDENTIFICATION OF NON-CONFORMITIES

Abstract

This paper analyzes the public summaries of audit reports to examine the difficulties (non-conformities) of companies in complying with the requirements of the FSC certification, as well as how the audit structure influences the frequency of reported non-conformities. Our analysis covered 95 public summaries of audit reports conducted in Brazil between 2010 and 2015 with the objective of analyze whether the audit process, considering the various variables in its execution, has influences in the identification of non-conformities, central point to help forest operations to make changes in their practices. From the content analysis technique, the identified non-conformities were classified into eleven thematic areas defined in this work. Descriptive statistics analysis were used to identify the relationship between factors that directly influence audit thoroughness (Audit event, Size of Auditing Team size, Team Diversity, Audit Hours) and the thematic areas identified. The results obtained showed that some characteristics of the audits had relations with the occurrence of non-conformities in the subjects: Attendance of the environmental legislation; Attendance of socio-environmental legislation; Quality of system monitoring; Training of workers and social impact. The study concludes that the way in which the audit process occurs interferes with some results obtained and disclosed.

Keywords: forest certification, audit, Forest Stewardship Council, private regulation

12.1 INTRODUÇÃO

A certificação ambiental é mencionada como uma forma de promover a governança não estatal orientada para o mercado, pela qual uma empresa fornece garantia de que um produto, processo ou serviço está em conformidade com normas específicas, com base em auditoria independente. Com isso, são geradas informações que podem reduzir assimetrias de informação entre produtores e demais partes interessadas (AULD; GULBRANDSEN; MCDERMOTT, 2008; VOIVODIC; BEDUSCHI FILHO, 2011; BURGOS; CLANCY; LOVETT, 2014; FROGER et al., 2015). Nesse sentido, verifica-se a criação de sistemas de certificação que estabelecem regulação para mercados globais, buscando promover soluções para problemas ambientais e sociais. E, para isso, é preciso alcançar, no nível operacional, conformidade com requisitos na produção de bens e serviços (BERNSTEIN; CASHORE, 2007).

A auditoria ambiental pode ser abordada como instrumento de regulação privada (HAUFLER, 2001; BURSZTYN; BURSZTYN, 2012) e consiste em uma investigação documentada, independente e sistemática de fatos, procedimentos, documentos e registros relacionados com o meio ambiente (VILELA JÚNIOR, 2010; LA ROVERE, 2011), possibilitando levar à melhoria dos sistemas de gestão (incentivo à implementação de ações corretivas, avaliação e cumprimento dos requisitos legais, redução dos riscos da organização) e ao aumento da transparência, caso os resultados sejam divulgados externamente (ELAD, 2001; STAFFORD, 2006; BIRKMIRE; LAY; MCMAHON, 2007; DARNALL; SEOL; SARKIS, 2009; KRONBAUER et al., 2010; LÉLIS, PINHEIRO, 2012; IMAFLORA, 2012; MIRONEASA; CODINĂ, 2013; VIEGAS et al., 2013).

A auditoria de terceira parte é adotada por um número crescente de empresas nas últimas décadas. Ao mesmo tempo, verifica-se que instrumentos de regulação privada não garantem o direcionamento aos padrões de produção sustentáveis (VEIGA, 2010). Esforços do setor privado nesse sentido diferem entre setores e entre empresas, havendo poucos estudos acadêmicos com análises mais aprofundadas e independentes sobre a sua eficácia (VINHA, 2010). Nesse sentido, a importância dos processos de avaliação de conformidade na eficácia dos padrões de certificação é reconhecida, mas permanece a questão sobre qual é a relação entre aspectos da auditoria e os resultados da certificação.

Diversos são os estudos sobre a certificação FSC, porém poucos analisam especificamente a relação entre as características do processo de auditoria e a identificação de não conformidades a serem corrigidas. Recentemente, o papel da auditoria no setor florestal foi abordado por Foster et al. (2017), que enfatizou o estudo do rigor do processo de auditoria como elemento relevante para avaliar a eficácia da certificação.

Sendo assim, este capítulo tem como objetivo analisar a influência de aspectos da auditoria (evento de auditoria, tamanho da equipe auditora, diversidade na formação da equipe, tempo de auditoria) na identificação de não conformidades. Utilizando a análise estatística descritiva, busca-se identificar a relação entre aspectos da auditoria e a frequência de não conformidades, segundo onze áreas temáticas identificadas por meio da análise de conteúdo.

Há diferentes sistemas de certificação no setor florestal, como o Programa Brasileiro de Certificação Florestal (Cerflor), o Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes (PEFC) e o Forest Stewardship Council (FSC) ou Conselho de Manejo Florestal. Esses sistemas de certificação buscam promover manejo florestal embasado em práticas ambientalmente corretas, socialmente benéficas e economicamente viáveis. O Cerflor obteve reconhecimento internacional em 2005, após filiar-se ao PEFC; foi desenvolvido pelo Sistema Brasileiro de Avaliação da Conformidade (SBAC) e tem suas normas elaboradas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). Realiza divulgação dos resultados de auditoria de certificação em relatórios públicos com o objetivo de divulgar informações para clientes dos empreendimentos certificados.

O PEFC, representado no Brasil pelo Cerflor, não tem procedimento único para a certificação, fornece estrutura para o desenvolvimento do reconhecimento mútuo de sistemas nacionais e subnacionais de certificação florestal, exigindo o atendimento de requisitos comuns, internacionalmente aceitos, de manejo sustentável de florestas (MOURA, 2016).

O FSC tem o intuito de controlar as práticas produtivas florestais por meio do manejo responsável das florestas e do controle das cadeias de custódia. As informações coletadas na auditoria FSC são divulgadas ao público externo em um resumo público disponibilizado para consulta. Uma informação essencial constante nos resumos públicos são as não conformidades identificadas por meio das auditorias, pois estas divulgam ao público externo as lacunas para o cumprimento do padrão de certificação e as falhas ocorridas na gestão do empreendimento florestal. Além disso, esse documento traz informações sobre como se deu o processo de auditoria.

Este estudo busca contribuir para o entendimento das formas da regulação privada enfocando os aspectos da auditoria florestal. Além disso, busca esclarecer importantes informações para todas as partes interessadas sobre quais são os principais desafios atuais das empresas que exploram florestas, nativas ou plantadas, para incorporar em seus processos produtivos ações que mitiguem os impactos sociais e ambientais.

Após essa introdução, a Seção 12.2 apresenta a abordagem da auditoria como instrumento de regulação privada; a Seção 12.3 é dedicada à apresentação da metodologia; a Seção 12.4 mostra os resultados; e a conclusão é feita na Seção 12.5.

12.2 A AUDITORIA COMO INSTRUMENTO PARA REGULAÇÃO PRIVADA

Na teoria econômica, o mercado é apontado como fator de regulação das atividades e decisões. Essa abordagem é permeada por intenso debate, tendo em conta a existência de imperfeições do mercado, destacando-se as que conduzem à degradação ambiental (BURSZTYN; BURSZTYN, 2012). Os mesmos autores exploram o entendimento de formas de certificação ambiental e das auditorias ambientais no fenômeno do desenvolvimento de instrumentos de regulação pelo mercado, esclarecendo que as formas modernas de regulação ambiental foram desenvolvidas em contexto, na última década do século XX, marcado pela retração da regulação pública.

Na perspectiva econômica, a certificação é entendida como instrumento pautado na busca do aumento da competitividade e representa nova fonte de heterogeneidade entre produtores, agregando valor ao produto e diferenciação. O desenvolvimento sustentável surge como horizonte novo na seleção de opções de mercado, podendo transformar-se em estratégia de negócio; o desempenho ambiental transformou-se em diferencial de competitividade (VINHA, 2010).

Outras abordagens das ciências sociais ampliam o escopo de fatores explicativos para a adesão a instrumentos voluntários, mas igualmente situam a certificação ambiental e a auditoria no campo da regulação privada. Aponta-se que a competição econômica e a ameaça do ativismo ambiental transnacional estão levando as empresas a desenvolver novas estratégias. Um número crescente de empresas tem adotado políticas de autorregulação adotando, dentre outros instrumentos, padrões sociais e ambientais e sistemas de auditoria e monitoramento. Como fatores explicativos para esse comportamento, são mencionados os riscos políticos e econômicos, os efeitos de reputação e o aprendizado dentro da comunidade empresarial. A autorregulação privada

levanta questões importantes sobre o papel do setor privado na regulação e governança (HAUFLER, 2001).

No âmbito da regulação privada, além das iniciativas oriundas das empresas para melhorar voluntariamente o desempenho ambiental, há sistemas de certificação, como o FSC, provenientes da sociedade civil. A área total de florestas certificadas no mundo é de 199.274.840 hectares em 85 países, com 1.553 certificados emitidos. Os países europeus são os maiores focos de certificação, seguidos pela América do Norte, América do Sul, Ásia, África e Oceania (FSC, 2018). Além disso, foram emitidos 33.759 certificados de cadeia de custódia em 122 países. No Brasil, 6.601.911 de hectares são certificados na modalidade de manejo florestal, entre áreas de florestas nativas e plantadas, ocupando o 7º lugar no ranking mundial. Na modalidade de cadeia de custódia, o Brasil conta com aproximadamente 1.007 certificados (FSC, 2018).

No sistema FSC, a certificação se aplica a qualquer produto de origem florestal proveniente de qualquer floresta no mundo, seja natural ou plantada, de modo a assegurar que o produto que chega com o selo FSC ao consumidor final é realmente proveniente de áreas florestais de produção certificada (VOIVODIC; BEDUSCHI FILHO, 2011). A certificação de manejo florestal é apontada como uma iniciativa de conservação baseada no mercado que visa promover o manejo das florestas ambientalmente adequado, socialmente benéfico e economicamente viável. A natureza desse tipo de instrumento implica que os produtores vão internalizar impactos socioambientais devido às pressões de mercado e/ou recompensas no aumento do valor dos bens produzidos, o que requer a existência de demandas para esses produtos diferenciados (BURGOS; CLANCY; LOVETT, 2014). Assim, os sistemas voluntários de certificação podem resultar em aumento no lucro de empresas certificadas em função da agregação de valor no produto, obtida por meio da diferenciação. Ao obterem a aprovação de uma agência certificadora independente, os produtores poderão acessar mercados dispostos a pagar preços mais altos por produtos florestais obtidos de forma sustentável (PEÑA-CLAROS; BLOMMERDE; BONGERS, 2009).

Cabe justamente aos processos de auditoria de terceira parte a verificação de conformidade. As avaliações são conduzidas por organismos de certificação independentes por meio da auditoria. A auditoria é uma ferramenta que possibilita verificar o nível de realização e atendimento aos requisitos da norma. Visa gerar confiança e apoio na implantação da política de desempenho, na realização de objetivos e na geração de valor agregado (MIRONEASA; CODINĂ, 2013). Viegas et al. (2013) apontam que a auditoria pode ser

considerada estratégica no contexto da avaliação e divulgação de desempenho ambiental de uma empresa.

No sistema de certificação florestal FSC há divulgação de relatórios de auditoria resumidos com divulgação online dos resultados da auditoria. Mesmo apontando a certificação como uma ferramenta crítica para promover o manejo florestal responsável, Auld e Gulbrandsen (2010) ponderam que a divulgação de resultados da auditoria pode contribuir para aumentar a credibilidade da certificação florestal para alguns enquanto reforça o ceticismo de outros quanto à eficácia do instrumento. Kronbauer et al. (2010) frisam o importante papel da auditoria no fornecimento de informações que embasem a divulgação do desempenho da exploração florestal. A adoção de um sistema de certificação implica não somente na execução de auditorias, mas também na divulgação das informações, visando o atendimento às exigências dos diferentes *stakeholders*. Tão importante quanto a mitigação dos impactos sociais e ambientais da atuação das empresas é propiciar maior transparência para evidenciar e comprovar uma conduta ambientalmente responsável.

O certificado FSC tem validade de 5 anos e é obtido por meio de auditorias realizadas por organizações independentes credenciadas pelo FSC, além de anualmente serem realizadas auditorias de monitoramento para acompanhamento do manejo e das não conformidades em andamento e suas correções. Para cada não conformidade é exigida uma ação corretiva, e nas auditorias de monitoramento são verificadas se as não conformidades do ano anterior foram resolvidas, sob condição de suspensão ou cancelamento do certificado. Assim, são gerados relatórios das auditorias principais (a cada 5 anos) e de monitoramento (anualmente), que são divulgados no site do FSC (BASSO et al., 2011).

Os resumos públicos da certificação FSC contêm uma riqueza de informações que podem ser úteis para ajustar os sistemas de certificação, monitorar o progresso feito e extrair as lições aprendidas que podem ser aplicadas em outros locais (PEÑA-CLAROS; BLOMMERDE; BONGERS, 2009). Além das não conformidades identificadas, os relatórios trazem informações como: a descrição do escopo do certificado e as principais características da propriedade; o resumo do plano de manejo florestal adotado; explicações sobre como ocorreram o processo de auditoria e a consulta pública às partes interessadas; os resultados da auditoria (não conformidades e observações) e a decisão de certificação. O papel da auditoria no setor florestal também é abordado por Foster et al. (2017), enfatizando a relevância de analisar o rigor do processo de auditoria para avaliar a eficácia da certificação.

12.3 METODOLOGIA

A pesquisa é exploratória e utilizou a análise de conteúdo para analisar e classificar as não conformidades divulgadas nos resumos públicos, bem como a estatística descritiva com intuito de identificar a relação entre aspectos da auditoria e as não conformidades segundo áreas temáticas identificadas.

12.3.1 Base de dados

O FSC possui um conjunto de princípios e critérios que deve ser implantado pelas empresas que passam por auditorias para verificar sua conformidade. Existem três modalidades de certificação: a certificação de madeira controlada, a certificação de cadeia de custódia e a certificação de manejo florestal, sendo que esta última busca garantir que a floresta seja manejada de forma responsável, de acordo com os princípios e critérios do FSC. Foram selecionadas as auditorias de manejo florestal, pois estas incidem na área de exploração florestal, além de serem as únicas que têm os resumos públicos de auditoria disponíveis para consulta. A utilização dos resumos públicos justifica-se por ser neles que podemos encontrar divulgadas as não conformidades que as empresas necessitam resolver em seus processos de certificação, bem como informações de como se deu o processo de auditoria.

Para o levantamento dos relatórios de auditoria de manejo florestal no Brasil, a busca foi executada na webpage <<http://info.fsc.org/certificate.php#result>>, selecionando a opção “Brazil” para o filtro “Country”, a opção “FM/COC” (manejo florestal/cadeia de custódia) para o filtro “Certificate Code”, retirando a marcação em “Show Sites/Member” para que as unidades de certificação em grupo fossem contabilizadas somente uma vez (se essa opção não é selecionada, são contabilizadas todas as unidades de uma certificação em grupo, apesar do certificado e do processo de auditoria serem únicos).

Foram identificados 98 relatórios de empresas certificadas no Brasil na modalidade de manejo florestal. Para seleção dos relatórios a analisar, foram adotados os seguintes critérios: 1) ser o relatório do processo de auditoria para certificação ou recertificação mais recente pela qual a empresa passou; 2) referir-se à certificação de produtores de produtos madeireiros; 3) considerar apenas um único relatório no caso de haver relatórios idênticos para diferentes empreendimentos certificados em grupo.

Com base nesses critérios, foram selecionados 95 relatórios para análise nesta pesquisa, sendo que todas as auditorias foram executadas no período 2010 a 2015.

12.3.2 Variáveis de análise

12.3.2.1 Áreas temáticas

Foi realizada uma análise inicial dos capítulos dos resumos públicos que apresentavam as não conformidades identificadas pela auditoria e cada não conformidade recebeu um código, de modo que pudessem ser agrupadas e contabilizadas. A criação de áreas temáticas se deu a partir do agrupamento das diferentes não conformidades levando em consideração os temas aos quais se referiam. A definição das áreas temáticas teve como referência também o estudo de Newsom, Bahn e Cashore (2006), que analisa os resumos públicos de empresas certificadas no FSC e propõe áreas temáticas para classificação de não conformidades. Ao final desse processo, foi possível definir onze temas que apresentaram a maior incidência de não conformidades e que indicam as dificuldades dos empreendimentos certificados para atender aos requisitos do FSC, conforme Quadro 12.1.

Em suma, as áreas temáticas definidas nessa pesquisa resultam primeiramente da análise de conteúdo dos resumos públicos de auditoria FSC. O estudo de Newsom, Bahn e Cashore (2006) foi utilizado posteriormente como referência para realização de ajustes na descrição de áreas temáticas.

Quadro 12.1– Áreas temáticas e descrição geral da respectiva não conformidade

Áreas temáticas	Descrição da não conformidade
Atendimento da legislação trabalhista	Refere-se ao não atendimento de uma ou mais leis trabalhistas ou de saúde e segurança ocupacional.
Plano de manejo	Refere-se a inconsistências identificadas nos planos de manejo das empresas e na identificação e monitoramento das áreas de alto valor de conservação (AVC).
Qualidade do monitoramento do sistema	Refere-se ao fato de a empresa não possuir ações adequadas para monitorar suas atividades e agir mediante a identificação de uma situação não conforme.
Comunicação e relacionamento com público	Refere-se ao fato de a empresa não estabelecer um relacionamento com a sociedade e/ou colaboradores, não possuir um canal direto de comunicação, não responder aos seus questionamentos e/ou reivindicações e não divulgar informações sobre suas atividades. Além disso, está associado ao fato de a empresa não identificar apropriadamente as populações tradicionais e/ou não respeitar seus direitos e atender suas reivindicações.
Atendimento da legislação ambiental	Refere-se ao não atendimento de uma ou mais lei(s) ambiental(ais).
Impacto ambiental	Refere-se ao fato de a empresa não identificar e/ou não tratar devidamente impactos ambientais decorrentes das suas atividades.
Atendimento da legislação socioambiental	Refere-se ao não atendimento a uma ou mais leis trabalhistas ou de saúde e segurança ocupacional e meio ambiente.
Impacto social	Refere-se ao fato de a empresa não identificar e/ou não tratar devidamente impactos sociais negativos decorrentes das suas atividades.
Impacto socioambiental	Refere-se ao fato de a empresa não identificar e/ou não tratar devidamente impactos socioambientais decorrentes das suas atividades.
Treinamento dos trabalhadores	Refere-se ao fato de a empresa não fornecer os devidos treinamentos aos trabalhadores ou não aplicá-los de maneira adequada, de modo a capacitar os profissionais a exercerem suas atividades.
Investimentos financeiros	Refere-se ao fato de a empresa não executar ou não ser capaz de demonstrar seu planejamento financeiro para atividades relacionadas ao sistema de gestão.

Fonte: adaptado com base nos resumos públicos de auditoria FSC e Newsom, Bahn e Cashore (2006).

12.3.2.2 Aspectos da auditoria

As variáveis ou aspectos da pesquisa referentes à configuração da auditoria foram definidas com base nas principais características mostradas na literatura geral sobre auditoria e nos resumos públicos de auditoria FSC (GRAND; SIMPSON; THOMSON, 1993; AMMEMBERG; WIK; HJELM, 2001; DE MOOR; DE BEELDE, 2005; GARCIA, 2005; BIRKMIRE; LAY; MCMAHON, 2007; HERAS-SAIZARBITORIA; DOGUI; BOIRAL, 2013; FOSTER et al., 2017) e são: evento de auditoria, tamanho da equipe de auditores, diversidade da equipe de auditores e tempo da auditoria. O Quadro 12.2 mostra as variáveis e uma breve descrição de cada uma.

Quadro 12.2 – Aspectos da auditoria

Aspectos	Descrição
Evento de Auditoria	Considerando que para cada empresa certificada foi analisado seu relatório mais recente, havendo eventos de certificação e de recertificação. Sendo assim, foi mapeado o evento: - certificação: auditoria inicial do sistema de gestão socioambiental da empresa de modo a definir se está apta ou não a obter o certificado FSC. - recertificação: auditoria do sistema de gestão socioambiental da empresa de modo a definir se está apta ou não a manter o certificado FSC.
Tamanho da equipe de auditores (GRAND; SIMPSON; THOMSON, 1993; AMMEMBERG; WIK; HJELM, 2001; DE MOOR; DE BEELDE, 2005; GARCIA, 2005; BIRKMIRE; LAY; MCMAHON, 2007; HERAS-SAIZARBITORIA; DOGUI; BOIRAL, 2013)	Mapeou-se quantos auditores a equipe possui. Foi considerada a seguinte classificação: - pequena: se possuir somente um auditor. - média: se possuir dois auditores. - grande: se possuir três ou mais auditores.
Diversidade da equipe de auditores (GRAND; SIMPSON; THOMSON, 1993; AMMEMBERG; WIK; HJELM, 2001; DE MOOR; DE BEELDE, 2005; GARCIA, 2005; BIRKMIRE; LAY; MCMAHON, 2007; HERAS-SAIZARBITORIA; DOGUI; BOIRAL, 2013)	Foi mapeado quão diversa é a equipe de auditores com base na formação dos participantes (p.e. Engenharia Florestal, Sociologia, Economia). Foi dada a seguinte classificação: - pouco diversa: se a equipe possuir auditores com formação única. - mediamente diversa: se a equipe possuir auditores com duas formações distintas. - muito diversa: se a equipe possuir auditores com três ou mais formações distintas. Obs.: é considerada somente a formação inicial do auditor, sem considerar suas especializações.
Tempo da Auditoria (KARAPETROVIC; WILLBORN, 2001; DE MOOR; DE BEELDE, 2005; FOSTER et al., 2017)	Foi considerada a quantidade total de pessoas/dia por auditoria. - curto: até 19 pessoas/dia. - médio: de 20 a 40 pessoas/dia. - longo: acima de 40 pessoas/dia.

Fonte: adaptado com base nos autores referenciados.

Com base na análise dos resumos públicos de auditoria, buscou-se identificar se as variáveis possuem relação com a identificação de não conformidades nas diferentes áreas temáticas.

12.3.3 Análise estatística

A análise estatística apresenta os dados de forma descritiva e verifica, mediante testes estatísticos, se houve alguma relação significativa entre as variáveis da configuração da auditoria e a identificação de não conformidades segundo as áreas temáticas. Para essas análises, foi utilizado o programa Minitab 17. Foi utilizado o teste não paramétrico Kruskal-Wallis, já que se verificou que os dados são independentes, mas não normais, sendo sua hipótese nula (H_0) de que todas as populações possuem funções de distribuição iguais contra a hipótese alternativa de que ao menos duas das populações possuem funções de distribuição diferentes. No estudo foi assumido um nível de significância de 10%. Após a definição do nível de significância foi calculado o p-valor sob a hipótese nula e definida como a probabilidade de obter uma estatística de teste igual ou mais extrema que aquela observada em uma amostra. Uma vez encontrado o p-valor, este foi comparado ao nível de significância adotado para o estudo para tomar a decisão: se o p-valor foi menor que o nível de significância, a H_0 foi rejeitada, o que, neste estudo, significa dizer que é possível afirmar que as variáveis analisadas possuem diferenças significativas entre si. Se o p-valor foi maior que a significância, deve-se aceitar a H_0 , ou seja, as variáveis analisadas não possuem diferenças significativas entre si (MORETTIN; BUSSAB, 2004).

12.4 RESULTADOS

As auditorias do FSC podem ser uma ferramenta importante para a divulgação corporativa, uma vez que os relatórios de auditoria são documentos detalhados que abrangem ampla gama de informações relativas à proteção dos direitos dos povos indígenas, avaliação de impacto ambiental, posse da terra a longo prazo, dentre outros assuntos associados aos direitos sociais e à eficiência do manejo florestal (ELAD, 2001). No âmbito do processo de auditoria, Borsato e Faria (2006) apontam que tanto a realização das consultas e reuniões públicas, que permitem a participação das diversas partes interessadas, como a elaboração e a disponibilização dos resumos públicos aumentam a transparência das atividades relacionadas ao manejo florestal, essencial para garantir a legitimidade do processo. Foster et al. (2017) dão um outro enfoque para o estudo da auditoria analisando a relação entre o rigor na auditoria e a

credibilidade da certificação. Segundo os autores, o rigor na auditoria pode ser abordado diretamente por meio do número de horas de auditoria e indiretamente por meio do número total de não conformidades.

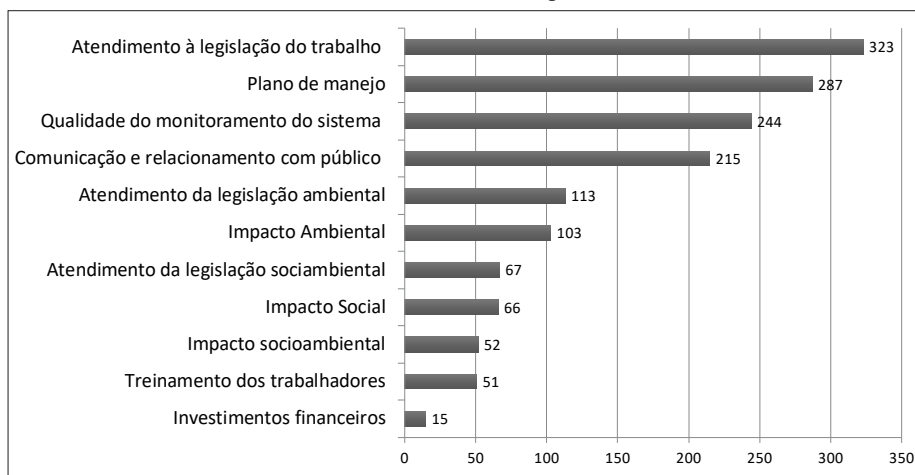
A seguir, são destacadas as áreas temáticas com maior frequência de não conformidades nos empreendimentos florestais certificados. Além disso, são apresentados os resultados obtidos nas análises estatísticas que buscaram cruzar os aspectos das auditorias com as não conformidades evidenciadas segundo áreas temáticas, a fim de verificar se tais aspectos (evento de auditoria, tamanho da equipe auditora, diversidade na formação da equipe, tempo de auditoria) têm influência na frequência de não conformidades.

12.4.1 Não conformidades segundo as áreas temáticas

Há grande conflito de interesses na divulgação de resultados de auditorias, visto que a empresa auditada pode ter a intenção de que os resultados sejam confidenciais e, por outro lado, as partes interessadas externas podem desejar que os resultados se tornem públicos (MIRONEASA; CODINÁ, 2013). Nesse ponto, é importante frisar a importância dos resultados obtidos nesta análise, visto que extrapolam essa barreira do sigilo e mostram as principais fragilidades das empresas na busca de melhor desempenho socioambiental.

A análise dos 95 resumos públicos identificou uma quantidade total de 1.536 não conformidades, sendo uma média de 16 não conformidades por relatório. A quantidade máxima de não conformidades que uma empresa obteve foi de 42 e a mínima foi de 0. No Gráfico 12.1, é possível observar a quantidade de não conformidades que cada área temática recebeu. Dessa forma, o número maior de apontamentos em determinada área temática indica que esta recebeu uma maior quantidade de não conformidades nos resumos públicos analisados, ou seja, no geral as empresas possuem maiores dificuldades naquele tema. Observa-se que as áreas temáticas que receberam a maior quantidade de não conformidades são: atendimento da legislação trabalhista; plano de manejo; qualidade do monitoramento do sistema; e comunicação e relacionamento com o público.

Gráfico 12.1 – Áreas temáticas conforme frequência de não conformidades



Fonte: adaptado com base nos resumos públicos de auditoria FSC.

As áreas temáticas refletem as principais dificuldades dos empreendimentos florestais brasileiros certificados para atender aos requisitos de desempenho do FSC. Quando nos referimos às empresas certificadas, parte-se do princípio de que o atendimento aos requisitos legais é um dos atributos mandatórios. O Quadro 12.3 apresenta os principais assuntos tratados dentro de cada área temática.

Quadro 12.3 – Principais não conformidades de acordo com as áreas temáticas

Áreas temáticas	Não conformidades
Atendimento da legislação trabalhista	<ul style="list-style-type: none"> - Condições inseguras encontradas em campo; - Não atendimento a questões sanitárias; - Falta de sinalização informando os riscos aos trabalhadores e comunidade externa; - Não atendimento à legislação trabalhista.
Plano de manejo	<ul style="list-style-type: none"> - Elaboração de planos de manejo incompletos ou desatualizados; - Não identificação de espécies raras, ameaçadas e em perigo de extinção; - Não identificação ou não tratamento das áreas de alto valor de conservação (AVC); - Não execução ou não atendimento dos microplanejamentos de colheita e/ou construção de estradas, bem como dos planos de prevenção de incêndios florestais; - Falhas na elaboração dos mapas das áreas das empresas.
Qualidade do monitoramento do sistema	<ul style="list-style-type: none"> - Existência de procedimentos de monitoramento que não permitem a avaliação de mudanças ao longo do tempo; - Falta de avaliação da efetividade das ações tomadas pelas empresas; - Falta de análises críticas periódicas, planejamento e revisão das metas e práticas de manejo florestal; - Falta de descrição clara do processo de atendimento às ações corretivas emitidas nas auditorias internas e externas.

Comunicação e relacionamento com público	<ul style="list-style-type: none"> - Inexistência de mecanismos para o diálogo e resolução de queixas das comunidades; - Existência de canais de comunicação que não permitem o efetivo envolvimento da comunidade; - Ausência de sistema para compilação, registro, tratamento e resposta às reclamações e demandas; - Ausência de material informativo específico sobre a utilização de agrotóxicos; - Não divulgação ou divulgação incompleta do resumo público do plano e manejo; - Ausência de procedimento para resolução de conflitos.
Atendimento da legislação ambiental	<ul style="list-style-type: none"> - Gestão de resíduos inadequada; - Não atendimento de legislação referente à reserva legal (RL) e à área de preservação permanente (APP); - Não obtenção de outorgas e licenças ambientais.
Impacto ambiental	<ul style="list-style-type: none"> - Não identificação de diversos impactos ambientais; - Inexistência de ações para evitar, controlar e mitigar os impactos; - Ocorrência de impactos diversos decorrentes da construção ou falta de manutenção de estradas, como erosão, lixiviação e consequente assoreamento dos córregos; - Ocorrência de danos aos remanescentes florestais; - Ausência de atividades de recuperação e/ou restauração de áreas degradadas.
Atendimento da legislação socioambiental	<ul style="list-style-type: none"> - Armazenamento e manuseio inadequados de produtos químicos; - Higienização incorreta de equipamentos de proteção individual (EPI); - Não atendimento às leis de transporte de cargas, bem como diversas convenções internacionais.
Impacto social	<ul style="list-style-type: none"> - Falhas na identificação de impactos sociais decorrentes da atividade de manejo florestal; - Ausência de medidas específicas e procedimentos definidos para identificar, evitar e mitigar impactos sociais negativos; - Falta de processo participativo para o mapeamento de impactos sociais; - Proposição de medidas mitigadoras não proporcionais à escala e intensidade do manejo ou não execução das medidas propostas.
Impacto socioambiental	<ul style="list-style-type: none"> - Ausência de planos de emergências, como vazamento de produtos químicos e incêndios, contemplando ações imediatas e de mitigação dos impactos ambientais e sociais e proteção dos trabalhadores; - Utilização de agrotóxicos banidos pelo FSC sem a devida derrogação.
Treinamento dos trabalhadores	<ul style="list-style-type: none"> - Ausência de um programa de treinamentos estruturado; - Realização de treinamentos por pessoal não qualificado e sem o fornecimento dos devidos certificados.
Investimentos financeiros	<ul style="list-style-type: none"> - Ausência de planejamento financeiro para atividades relacionadas com o sistema de gestão.

Fonte: adaptado com base nos resumos públicos de auditoria FSC.

O fato de o atendimento à legislação do trabalho ter sido apontado como o tema de maior ocorrência de não conformidades ressalta uma questão central para a análise do desempenho social. Com relação aos requisitos legais trabalhistas, foram identificados problemas como não atendimento a questões

sanitárias e a falta de sinalização informando os riscos aos trabalhadores e à comunidade externa. Vale ressaltar que Newsom, Bahn e Cashore (2006) identificaram área temática similar (*work safety*) com uma ocorrência bastante menor de não conformidades, o que demonstra diferenças em como empresas dos Estados Unidos e brasileiras lidam com essa questão. As áreas temáticas plano de manejo e qualidade do monitoramento do sistema tiveram grande quantidade de apontamentos tanto no presente estudo como no de Newsom, Bahn e Cashore (2006) (*management plan e monitoring*), o que indica que esses aspectos devem ainda ser tratados com mais atenção pelas empresas certificadas no FSC tanto no Brasil como nos Estados Unidos. Uma outra área com número elevado de apontamentos é comunicação e relacionamento com o público.

12.4.2 A configuração da auditoria e a identificação de não conformidades

A auditoria, de modo geral, deve gerar resultados que realmente agreguem valor às empresas. No entanto, um dos maiores problemas na implantação das auditorias é que elas podem ser mal executadas e dar indicação de falsa segurança sobre os riscos da empresa ao ser executada de forma inexperiente ou incompleta (KARAPETROVIC; WILLBORN, 2001; LA ROVERE, 2011; HERAS-SAIZARBITORIA et al., 2013). Existem diversos fatores importantes na execução da auditoria, como: equipe com formação apropriada e multidisciplinar; abordagem de todos os processos necessários; inclusão de pessoal com responsabilidade-chave; utilização de recursos adequados (humanos, materiais, financeiros, tecnológicos e de tempo); comprometimento dos envolvidos com o processo; e foco não somente no cumprimento a requisitos da norma, mas também na avaliação de se o sistema de gestão é capaz de atender seus principais objetivos (GRAND; SIMPSON; THOMSON, 1993; AMMEMBERG; WIK; HJELM, 2001; DE MOOR; DE BEELDE, 2005; GARCIA, 2005; VILELA, 2010; BIRKMIRE; LAY; MCMAHON, 2007; HERAS-SAIZARBITORIA; DOGUI; BOIRAL, 2013; FOSTER et al., 2017). Dentre os fatores citados, aqueles possíveis de serem verificados com base na análise dos resumos públicos de auditoria são: evento de auditoria (certificação ou recertificação), tamanho da equipe auditora, diversidade na formação da equipe, tempo de auditoria.

Primeiramente, buscou-se avaliar se as variáveis da auditoria geram diferenças na quantidade total de não conformidades reportadas no resumo público de auditoria. A Tabela 12.1 traz os resultados obtidos por meio da aplicação do teste de Kruskal-Wallis, sempre apresentando o número de empreendimentos florestais e o p-valor obtido.

Tabela 12.1 – Resultado do teste de Kruskal-Wallis entre as variáveis de auditoria e o total de não conformidades (nível de significância de 10% (0,100))

Evento	Número de empresas	p-valor
Certificação	49	0,223
Recertificação	46	
Tamanho da equipe	Número de empresas	p-valor
Equipe pequena	32	0,423
Equipe média	39	
Equipe grande	24	
Diversidade da equipe	Número de empresas	p-valor
Pouco diversa	28	0,494
Mediamente diversa	61	
Muito diversa	6	
Tempo de auditoria	Número de empresas	p-valor
Curto	48	0,806
Médio	33	
Longo	14	

Os números obtidos para os cálculos do p-valor mostram que não há relação significativa entre as variáveis de auditoria e a quantidade total de não conformidades, ou seja, essas variáveis não interferem na quantidade de não conformidades relatadas às partes interessadas. Todavia, esse resultado não significa dizer que a forma como ocorre uma auditoria não seja importante para os resultados obtidos. A segunda análise buscou verificar se os aspectos da auditoria geram diferenças na frequência de não conformidades segundo as áreas temáticas. A Tabela 12.2 mostra o p-valor obtido por meio do teste de Kruskal-Wallis para cada relação entre as variáveis. Sendo assim, é possível observar que alguns aspectos de auditoria geram diferenças na frequência de não conformidades em cinco áreas temáticas identificadas nos resumos públicos: atendimento da legislação ambiental; atendimento da legislação socioambiental; qualidade do monitoramento do sistema; treinamento dos trabalhadores e impacto social.

Tabela 2 – Resultado do teste de Kruskal-Wallis entre as áreas temáticas e a quantidade de não conformidades obtidas conforme os eventos de auditoria: Nível de significância de 10% . Em cinza, relações significativas

ÁREAS TEMÁTICAS	Eventos de auditoria		Tamanho da equipe		
	Certificação	Recertificação	Pequena	Média	Grande
	p valor		p valor		
Atendimento da legislação ambiental	0,173		0,265		
Atendimento da legislação trabalhista	0,925		0,404		
Atendimento da legislação socioambiental	0,722		0,914		
Comunicação e relacionamento com público	0,347		0,993		
Qualidade do monitoramento do sistema	0,008		0,441		
Treinamento dos trabalhadores	0,712		0,481		
Impacto Social	0,074		0,015		
Impacto Ambiental	0,142		0,209		
Impacto socioambiental	0,804		0,438		
Investimentos financeiros	0,902		0,463		
Plano de manejo	0,476		0,738		

ÁREAS TEMÁTICAS	Diversidade da equipe			Tempo de auditoria		
	Pouco diversa	Mediamente diversa	Muito diversa	Curto	Médio	Longo
	p valor			p valor		
Atendimento da legislação ambiental	0,731			0,011		
Atendimento da legislação trabalhista	0,116			0,511		
Atendimento da legislação socioambiental	0,077			0,678		
Comunicação e relacionamento com público	0,681			0,582		
Qualidade do monitoramento do sistema	0,707			0,325		
Treinamento dos trabalhadores	0,030			0,329		
Impacto Social	0,590			0,335		
Impacto Ambiental	0,977			0,142		
Impacto socioambiental	0,495			0,218		
Investimentos financeiros	0,127			0,763		
Plano de manejo	0,428			0,835		

Fonte: Dados da pesquisa.

Observa-se que o evento de auditoria gerou diferenças sobre a distribuição das não conformidades nas áreas temáticas qualidade do monitoramento do sistema e impacto social. Em ambos os casos, as auditorias de certificação foram aquelas nas quais as quantidades de não conformidades foram menores para essas áreas temáticas. Esses resultados podem ter ocorrido porque em auditorias iniciais de certificação o sistema de gestão encontra-se ainda preliminar, e tanto o sistema de monitoramento quanto o mapeamento dos impactos sociais podem ainda ser muito recentes. Por exemplo, diversos indicadores podem ter sido bem definidos e considerados satisfatórios na auditoria inicial, mas em auditorias futuras é possível observar que a empresa não os levou adiante, não coletou corretamente informações ao longo do tempo, não definiu claramente ações frente aos desvios identificados e não avaliou a efetividade de ações tomadas frente a dificuldades identificadas no decorrer do período. Para a área temática impacto social, a ocorrência maior de não conformidades na recertificação pode ter ocorrido porque durante as auditorias de certificação as empresas podem ainda estar realizando processos de consultas às partes interessadas e mapeamento de impactos sociais, além do fato de as relações com o entorno e implementação de projetos sociais serem ainda muito recentes, o que, com o tempo de operação, já se torna mais consolidado e passível de avaliações mais criteriosas. Vale ressaltar, também, que 59% das equipes que possuíam algum auditor com formação específica em Sociologia, Ciências Sociais, Comunicação Social ou Antropologia estavam no processo de recertificação. Além disso, para ambas as áreas temáticas a auditoria inicial pode ter identificado que o sistema de gestão tendia a ser eficaz, mas ao longo do tempo identificou-se que não ocorreu uma melhoria contínua nessas áreas, o que acabou acarretando em uma quantidade maior de não conformidades em auditorias posteriores para recertificação.

Na Tabela 12.2 é possível observar, também, que a variável tamanho da equipe auditora gerou diferenças na distribuição das não conformidades da área temática impacto social. A análise realizada mostrou que quanto maior a equipe auditora, maior a quantidade de não conformidades identificadas nessa área temática. Isso pode ocorrer devido ao fato de uma equipe com mais auditores ter condições de explorar mais a fundo as relações da empresa com a comunidade e os trabalhadores por meio, por exemplo, de uma amostragem maior nas entrevistas realizadas e documentos analisados. Além disso, foi identificado que 83% das equipes consideradas grandes possuíam profissionais com formação específica em Sociologia, Ciências Sociais, Comunicação Social ou Antropologia e, portanto, potencialmente mais capacitados para analisar questões específicas, como

a identificação de todos os impactos sociais existentes, a definição de medidas mitigadoras adequadas e proporcionais à intensidade dos impactos identificados e à existência de um processo participativo no momento da identificação de impactos sociais.

Outra relação significativa identificada foi entre a variável diversidade da equipe e as áreas temáticas atendimento da legislação socioambiental e treinamento dos trabalhadores. Identificou-se que auditorias com equipes muito diversas tiveram uma quantidade maior de não conformidades relatadas no atendimento da legislação socioambiental, o que pode ocorrer devido ao fato de uma equipe de auditores com formação diversificada possuir um olhar mais amplo no que se refere a questões tanto ambientais quanto sociais, e a identificação das respectivas não conformidades. A área temática treinamento dos trabalhadores também apresentou diferença relacionada à *diversidade da equipe*, sendo as equipes mediamente diversas aquelas que identificaram uma maior quantidade de não conformidades nesse tema. Cabe, no entanto, ressaltar que isso pode estar associado ao fato de as equipes mediamente diversas terem sido a maioria dentre as auditorias analisadas, o que pode ter influenciado nesse resultado, sendo importante lembrar que a quantidade de apontamentos para essa área temática no geral foi bastante baixa.

Por fim, pode-se observar que a variável tempo de auditoria gerou diferenças sobre a área temática atendimento da legislação ambiental, apesar de não ter sido observada uma tendência se eventos curtos, médios ou longos identificaram quantidades maiores ou menores de apontamentos.

12.5 CONCLUSÃO

As não conformidades evidenciadas nas auditorias refletem lacunas a serem superadas pelos empreendimentos certificados no FSC e são disponibilizadas às partes interessadas por meio dos resumos públicos de auditoria. A análise das não conformidades identificou como problemas de maior incidência nos empreendimentos florestais auditados: atendimento da legislação do trabalho; plano de manejo; qualidade do monitoramento do sistema; e comunicação e relacionamento com o público. A auditoria de certificação FSC utiliza equipes multidisciplinares, tem visão orientada para o monitoramento dos planos de ação adotados pelas empresas e a divulgação de resultados. Cabe ressaltar que houve grande quantidade de apontamentos de não conformidades referentes à comunicação e ao relacionamento com o público, o que gera um alerta, visto que a relação e a comunicação contínua com a comunidade buscando o atendimento

aos seus questionamentos são essenciais para a transparência e a credibilidade do processo e carece de fortalecimento.

O presente capítulo analisou a influência de aspectos da auditoria na identificação de não conformidades. Foram identificadas relações com significância estatística entre variáveis de auditoria e cinco áreas temáticas. Dessa forma, pode-se afirmar que foi identificada uma relação significativa entre o evento de auditoria e a ocorrência de não conformidades nas áreas temáticas qualidade do monitoramento do sistema e impacto social. A variável tamanho da equipe auditora teve influência sobre a área temática impacto social, a diversidade da equipe influenciou as áreas temáticas atendimento da legislação socioambiental e treinamento dos trabalhadores e a variável tempo de auditoria teve influência sobre a área temática atendimento da legislação ambiental. Os resultados trazem uma aproximação com o enfoque do rigor na auditoria por meio da verificação de não conformidades e da consequente recomendação de ações corretivas. O estudo dos processos de auditoria, focalizando o seu rigor, é fundamental na discussão da eficácia da certificação, destacando a capacidade de evidenciar de modo preciso os requisitos com maior dificuldade de implementação e também o tempo de resposta às não conformidades verificadas nos empreendimentos florestais.

Nesse ponto, é importante ressaltar que deve haver uma preocupação com diversos aspectos, dentre eles a formação apropriada e multidisciplinar da equipe; a abordagem de todos os processos necessários; execução da auditoria com foco não somente no cumprimento a requisitos da norma, mas também na melhoria do desempenho ambiental. Os empreendimentos que já possuem a certificação podem utilizar os resultados da auditoria para identificar melhorias a realizar nesses pontos específicos e até mesmo buscar estabelecer relações com outras empresas, de modo a identificar como solucionam estas questões. E as empresas que buscam obter a certificação podem já se esforçar para implementar ações com o intuito de superar esses pontos principais. Além disso, foi identificado um panorama geral das principais dificuldades enfrentadas pelas empresas certificadas no FSC.

Um limite da pesquisa, que pode ser considerado em pesquisas futuras, refere-se ao fato de que a definição dos aspectos da auditoria foi executada com base fundamentalmente na análise dos resumos públicos de auditoria, podendo esses critérios serem discutidos e aperfeiçoados. Outro ponto a ser citado refere-se à dificuldade encontrada em alguns momentos na classificação das não conformidades em determinadas áreas temáticas, sendo que dificuldade similar

foi identificada no estudo realizado por Newson, Bahn e Cashore (2006). Na tentativa de minimizar esse problema, sempre que a dificuldade era identificada, uma análise da causa da não conformidade foi realizada, de modo a encontrar a área temática mais pertinente.

No contexto em que instrumentos de regulação privada não garantem necessariamente a transição para padrões de produção sustentáveis, a pesquisa empírica realizada enfocou a elucidação das formas e da influência da auditoria, e mostra que a influência de aspectos da auditoria (evento de auditoria, tamanho da equipe auditora, diversidade na formação da equipe, tempo de auditoria) na identificação de não conformidades pode ser vista como um ponto central para auxiliar as operações florestais a fazer mudanças em suas práticas.

Um melhor entendimento das formas de regulação privada, enfatizando a auditoria no sistema de certificação FSC, indica a necessidade de adequação dos aspectos da auditoria para avançar no cumprimento dos requisitos sociais e ambientais nos empreendimentos florestais.

REFERÊNCIAS

AMMEMBERG, J.; WIK, G.; HJELM, O. Auditing external environmental auditors – investigating how ISO 14001 is interpreted and applied in reality. **Eco-Management Audit**, v. 8, p. 183-192, 2001.

AULD, G.; GULBRANDSEN, L. H. Transparency in Nonstate Certification: Consequences for Accountability and Legitimacy. **Glob. Environ. Polit.**, v. 10, p. 97-119, 2010.

AULD, G.; GULBRANDSEN, L. H.; MCDERMOTT, C. L. Certification Schemes and the impacts on forests and forestry. **Annual Review of Environmental Resources**, v. 33, p. 187-211, 2008.

BASSO, V. M. et al. Avaliação da influência da certificação florestal no cumprimento da legislação ambiental em plantações florestais. **Revista Árvore**, v. 35, p. 835-844, 2011.

BERNSTEIN, S.; CASHORE, B. Can non-state global governance be legitimate? An analytical framework. **Regulation and Governance**, v. 1, p. 347-371, 2007.

BIRKMIRE, J. C.; LAY, J. R.; MCMAHON, M. C. Keys to effective third-party process safety audits. **Journal of Hazardous Materials**, v. 142, p. 574-81, 2007.

BORSATO, R.; FARIA, A. B. C. A certificação florestal como um instrumento da responsabilidade social empresarial. **I Seminário Sobre Sustentabilidade FAE**. Curitiba, 2006. p. 1-11.

BURGOS, V. M.; CLANCY, J. S.; LOVETT, J. C. Contesting legitimacy of voluntary sustainability certification schemes: Valuation languages and power asymmetries in the Roundtable on Sustainable Palm Oil in Colombia. **Ecological Economics**, v. 117, p. 303-313, 2014.

BURSZTYN, M. A.; BURSZTYN, M. **Fundamentos de política e gestão ambiental: caminhos para a sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Garamond, 2012.

DARNALI, N.; SEOL, I.; SARKIS, J. Perceived stakeholder influences and organizations' use of environmental audits. **Accounting, Organizations and Society**, v. 34, p. 170-187, 2009.

DARRIGO, M. R.; VENTICINQUE, E. M.; SANTOS, F. A. M. Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 52-59, 2016.

DE MOOR, P.; DE BEELDE, I. Environmental auditing and the role of the accountancy profession: a literature review. **Environmental Management**, v. 36, p. 205-19, 2005.

ELAD, C. Auditing and Governance in the forestry industry: Between protest and professionalism. **Critical Perspectives on Accounting**, v. 12, p. 647-671, 2001.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL (FSC). **Fatos e números no Brasil e no mundo**. 2018. Disponível em: <<http://br.fsc.org/fatos-e-nmeros.188.htm>>. Acesso em: 1 nov. 2018.

FOSTER, B. C. et al. Assessing audit impact and thoroughness of VCS forest carbon offset projects. **Environmental Science and Policy**, v. 78, p. 121-141, 2017.

FROGER, G. et al. Market-Based Instruments for Ecosystem Services between Discourse and Reality: An Economic and Narrative Analysis. **Sustainability**, v. 7, p. 11595-11611, 2015.

GARCIA, A. A. Auditoria interna: realidade ou mera rotulagem? **Cadernos EBAPE**, v. 3, 4 p., 2005.

GRAND, C. H.; SIMPSON, T. E.; THOMSON, R. P. Environmental auditing. **Internal Auditor**, v. 50, p. 1-5, 1993.

HAUFLER, V. **A Public Role for the Private Sector: Industry Self-Regulation in a Global Economy**. Washington: Carnegie Endowment for International Peace, 2001.

HERAS-SAIZARBITORIA, I.; DOGUI, K.; BOIRAL, O. Shedding light on ISO 14001 certification audits. **Journal of Cleaner Production**, v. 51, p. 88-98, 2013.

INSTITUTO DE MANEJO E CERTIFICAÇÃO FLORESTAL E AGRÍCOLA (IMAFLORA). **A busca pela sustentabilidade no campo – 10 anos da certificação agrícola no Brasil**. Piracicaba, 2012. p. 1-132.

KARAPETROVIC, S.; WILLBORN, W. Audit system: Concepts and practices. **Total Quality Management**, v. 12, p. 13-28, 2001.

KRONBAUER, C. A. et al. Auditoria e evidência ambiental: Um histórico da legislação e das normas brasileiras, americanas e europeias. **Revista de Contabilidade e Controladoria**, p. 29-46, 2010.

LA ROVERE, E. L. et al. **Manual de auditoria ambiental**. 2. ed. Rio de Janeiro: Qualitymark, 2011.

LÉLIS, D. L. M.; PINHEIRO, L. E. T. Percepção de Auditores e Auditados sobre as Práticas de Auditoria Interna em uma Empresa do Setor Energético. **Revista Contabilidade & Finanças**, v. 3, p. 212-222, 2012.

MIRONEASA, C.; CODINĂ, G. G. A new approach of audit functions and principles. **Journal of Cleaner Production**, v. 43, p. 27-36, 2013.

MORETTIN, P. A; BUSSAB, W. O. **Estatística Básica**. 5. ed. São Paulo: Saraiva, 2004.

MOURA, A. M. M. Contribuição da certificação florestal para o cumprimento da legislação florestal no Brasil. In: SILVA, A. P. M.; MARQUES, H. R.; SAMBUICHI, R. H. R. **Mudanças no Código Florestal Brasileiro: desafios para a implementação da nova lei**. Rio de Janeiro: IPEA, 2016. p. 327-354.

NEWSOM, D.; BAHN, V.; CASHORE, B. Does forest certification matter? An analysis of operation-level changes required during the SmartWood certification process in the United States. **Forest Policy Economics**, v. 9, p. 197-208, 2006.

PEÑA-CLAROS, M.; BLOMMERDE, S.; BONGERS, F. Assessing the progress made: an evaluation of forest management certification in the tropics. **Tropical Resource Management Papers**, v. 95, 74 p., 2009.

STAFFORD, S. L. State Adoption of Environmental Audit Initiatives. **Contemporary Economic Policy**, v. 24, p. 172-187, 2006.

VEIGA, J. E. **Sustentabilidade: A legitimação de um novo valor**. São Paulo: Senac, 2010.

VIEGAS, C. V. et al. A review of environmental monitoring and auditing in the context of risk: unveiling the extent of a confused relationship. **Journal of Cleaner Production**, v. 47, p. 165-173, 2013.

VILELA JÚNIOR., A. Auditoria ambiental: uma visão crítica da evolução e perspectiva da ferramenta. In: VILELA Jr., A.; DEMAJOROVIC, J. (Ed.).

Modelos e ferramentas de gestão ambiental: desafios e perspectivas para as organizações. São Paulo: Senac, 2010. p. 147-167.

VINHA, V. As empresas e o desenvolvimento sustentável: a trajetória da construção de uma convenção. In: MAY, P. (Org.). **Economia do Meio Ambiente:** Teoria e prática. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010. p. 181-204.

VOIVODIC, M. A.; BEDUSCHI FILHO, L. C. Os desafios de legitimidade em sistemas multissetoriais de governança: uma análise do Forest Stewardship Council. **Ambiente & Sociedade**, v. 14, p. 115-132, 2011.

PROMOÇÃO DE AÇÕES NO SETOR DE MUDANÇA DO USO DA TERRA E FLORESTAS A PARTIR DA IMPLEMENTAÇÃO DA ESTRATÉGIA NACIONAL PARA REDD+

*Fernanda Coletti Pires¹
Sonia Regina Paulino²*

RESUMO

A adoção de ações para reduzir o desmatamento tem sido discutida, no âmbito Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, há mais de uma década com o estabelecimento do mecanismo de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD+), que busca recompensar, voluntária e monetariamente, países em desenvolvimento que mantiverem ou aumentarem seus estoques florestais. O Brasil apresentou na COP-21 a Estratégia Nacional para REDD+ (ENREDD+) e, no mesmo ano, ratificou o Acordo de Paris, em que se comprometeu a reduzir as emissões de gases e efeito estufa (GEE) por meio de ações no setor de mudança do uso da terra e florestas. A partir desse contexto, o presente estudo tem como objetivo analisar a implementação da ENREDD+. É utilizado o modelo de cinco agrupamentos. São identificadas oportunidades de atuação em todos os tópicos analisados: aprimoramento

¹ Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP).

² Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP).

da participação da sociedade civil por meio da representatividade de ONGs e movimentos sociais, direcionamento de recursos orçamentários, fomento de estruturas de governança descentralizadas para monitoramento dos benefícios sociais e ambientais, articulação dos diferentes atores e interesses, assim como delineamento de como o REDD+ está contemplado na estratégia brasileira para promoção de mudanças efetivas nos setores econômicos que resultem no atingimento dos compromissos assumidos pelo país no Acordo de Paris.

Palavras-chave: mudança climática, políticas públicas, REDD+

PROMOTION OF ACTIONS IN THE LAND-USE CHANGE AND FORESTRY SECTORS FROM THE IMPLEMENTATION OF THE NATIONAL REDD+ STRATEGY

Abstract

The adoption of actions to reduce deforestation has been discussed, in scope of United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), for over a decade with the establishment of a mechanism for Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD+), which aims to compensate, voluntarily and monetarily, developing countries which maintain or increase forest stocks. Brazil presented during the COP-21 the National Strategy for REDD+ (ENREDD+) and in the same year ratified the Paris Agreement, in which committed to reduce emissions of greenhouse gases (GHG) through action in the Land-Use Change and Forestry sectors. From this context, this study aims to analyze the implementation of the ENREDD+. It is adopted the five clusters model. Opportunities are identified in all topics analyzed: improvement of civil society participation through NGOs and social movements representativeness, budget resource allocation; promotion of decentralized governance structures for monitoring social and environmental benefits, articulation of different actors and interests, as well as delimitation of how REDD+ is being considered in Brazilian strategy to promote effective changes in economic sectors, which will result in the fulfillment of the commitments made by the country in the Paris Agreement.

Keywords: climate change, public policy, REDD+

13.1 INTRODUÇÃO

O aumento da temperatura média global da superfície terrestre é inequívoco, e a interferência humana é apontada como um fator que contribui para

essa alteração (IPCC, 2013). Diversas estratégias vêm sendo adotadas em âmbito nacional e internacional, visando mitigar as emissões de gases de efeito estufa (GEE) e, conseqüentemente, minimizar os impactos negativos que essa mudança no clima pode causar.

Em âmbito internacional, a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (do inglês, United Nations Framework Convention on Climate Change – UNFCCC), em vigor desde 1994, tem como objetivo adotar medidas que visem reduzir a concentração de GEE na atmosfera, evitando os danos decorrentes das ações antropogênicas no ambiente.

A UNFCCC, com o objetivo de detalhar a contabilização a nível nacional e global, divide as fontes de emissão e de remoção de GEE em setores. Um desses setores é denominado Mudanças no Uso do Solo e Florestas (do inglês, Land-Use Change and Forestry – LUCF) e abrange atividades que impactam três fontes e/ou sumidouros de carbono: biomassa acima do solo, biomassa abaixo do solo e carbono no solo (UNFCCC, 2016a).

As florestas são essenciais para estratégias de mitigação da mudança do clima, pois têm papel importante tanto na captação quanto na emissão de GEE e representam grande parte das emissões globais dos países em desenvolvimento. Por conta disso, foi proposto no âmbito da UNFCCC o mecanismo de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD+). O REDD+ é um instrumento econômico que busca recompensar voluntária e monetariamente países em desenvolvimento que mantiverem ou aumentarem seus estoques florestais. Na estrutura acordada na COP-15, realizada em 2009, na Dinamarca, o REDD+ contempla cinco atividades (UNFCCC, 2010):

- i. Redução das emissões provenientes de desmatamento;
- ii. Redução das emissões provenientes de degradação florestal;
- iii. Conservação dos estoques de carbono florestal;
- iv. Manejo sustentável de florestas;
- v. Aumento dos estoques de carbono florestal.

Ainda na COP-15, foi acordada a criação do Fundo Verde do Clima (do inglês Green Climate Fund – GCF) para gerenciar parte dos recursos monetários a serem mobilizados pelos países desenvolvidos, da ordem de cem bilhões de dólares a partir de 2020, com vistas a execução de iniciativas de REDD+, adaptação, desenvolvimento tecnológico, dentre outros projetos (UNFCCC, 2010).

Para viabilizar as ações de mitigação por meio de REDD+, os países em desenvolvimento estão recebendo apoio financeiro, tecnológico e da comunidade internacional. Instituições como o Banco Mundial e Agências da Organização das Nações Unidas³ conduziram a Parceria para o Carbono Florestal (do inglês, Forest Carbon Partnership Facility) e o Programa das Nações Unidas para REDD+ (UN-REDD+) para adentrarem na primeira fase: Readiness.⁴ Lançado em 2008, o programa UN-REDD+ apoiou, até 2018, 65 países em desenvolvimento, sendo 28 no continente Africano, 20 na Ásia-Pacífico e 17 na América Latina e no Caribe. O Brasil, apesar de não fazer parte do grupo de países apoiados, está desenvolvendo suas estratégias e ferramentas com base na estrutura do programa das Nações Unidas, o que será detalhado posteriormente.

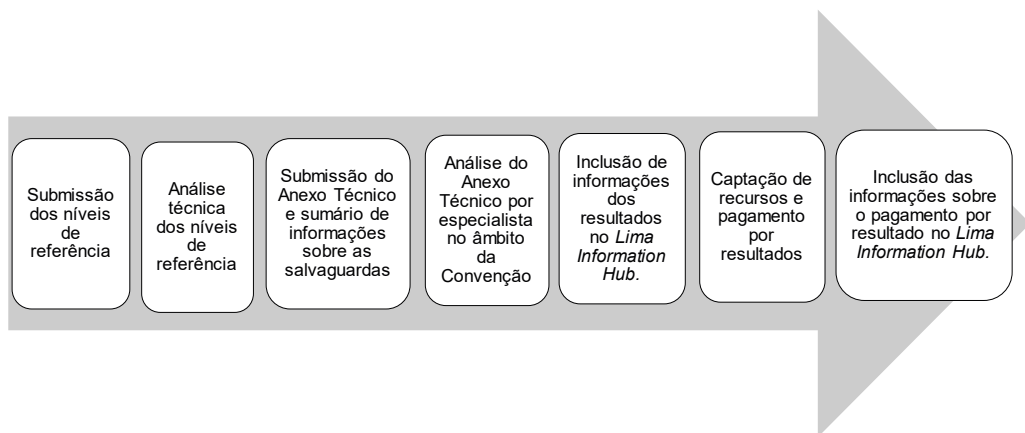
As decisões da COP-16, realizada em 2010, em Cancun, determinam que os países devem estruturar quatro elementos, em nível nacional, para acessar os pagamentos pelos resultados (UNFCCC, 2010). São eles: i. estratégia nacional ou plano de ação; ii. sistema nacional de monitoramento florestal incluindo monitoramento, relato e verificação (MRV); iii. sistema de informação de salvaguardas; iv. nível de referência de emissões florestais.

O Marco de Varsóvia para REDD+, definido na COP-19, em 2013, estabeleceu um fluxo para o reconhecimento dos resultados de REDD+ no âmbito da UNFCCC e reconhece o papel do GCF para financiamento das atividades de REDD+. As etapas para captação de recursos de REDD+ estão detalhadas na Figura 13.1. Em relação ao monitoramento florestal nacional, estabelece que este pode ser construído a partir de sistemas já existentes, deve permitir a avaliação de diferentes tipos de florestas, conforme definido pelo país, além de ser flexível e permitir melhorias (UNFCCC, 2016b). No entanto, a definição sobre os arranjos políticos e institucionais para a implementação desses elementos é de responsabilidade de cada país (ANGELSEN et al., 2013).

³ Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (do inglês, Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO), Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (do inglês, United Nations Development Programme – UNDP) e Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (do inglês, United Nations Environment Programme – UNEP).

⁴ A primeira fase inclui reforma nos processos de governança, revisão de leis e políticas, estabelecimento das estratégias nacionais de REDD+, desenvolvimento de arranjos para repartição de benefícios e estabelecimento de cenários-base ou níveis de referência.

Figura 13.1 – Fluxo para captação de recursos por REDD+ no âmbito da UNFCCC.



Fonte: BRASIL (2017).

A partir do Marco de Varsóvia, o Brasil iniciou a estruturação da Estratégia Nacional de REDD+ (ENREDD+) com a formação de grupo de trabalho que visa definir como o Governo Federal organiza e implementa os mecanismos de monitoramento, relato e verificação das iniciativas de REDD+ em âmbito federal, para receber recursos internacionais (BRASIL, 2016b).

Na COP-21, realizada em 2015, foi celebrado mais um acordo internacional buscando fortalecer as decisões sobre a mudança do clima. O Acordo de Paris tem por objetivo manter o aumento da temperatura média global da superfície terrestre em até 2° C até o final do século. O acordo está pautado (Art. 4) na definição de Contribuições Nacionalmente Determinadas (do inglês, Nationally Determined Contribution – NDC), ou seja, de contribuições voluntárias que cada país fará para reduzir suas emissões de GEE a partir de um cenário de linha de base. Já no Artigo 5° é ressaltado o compromisso das partes em adotar estratégias para conservar e fortalecer as florestas, considerando-as como importante sumidouro e reservatório de GEE. As partes são encorajadas a adotar e implementar pagamentos por resultados que incluam atividades relacionadas à redução do desmatamento e da degradação florestal e/ou incremento de carbono florestal (UNFCCC, 2015), atividades abrangidas em iniciativas de REDD+.

Em 2015, na COP-21, o Brasil anunciou a sua ENREDD+ e, no mesmo ano, ratificou o Acordo de Paris, apresentando em sua NDC o compromisso de, até 2025, reduzir as emissões de GEE em 37% abaixo dos níveis de 2005, abrangendo ações no setor florestal e de mudança do uso da terra (BRASIL, 2015b).

O Acordo de Paris entrou em vigor em novembro de 2016, com a ratificação de 55 países, representando aproximadamente 55% das emissões globais. Dados de janeiro de 2019 apontam que 184 das 197 partes ratificaram o acordo.⁵

No Brasil, o Acordo de Paris foi promulgado em 2017 por meio do Decreto presidencial nº 9.073/2017 (BRASIL, 2017a).

A NDC, vale lembrar, é juridicamente vinculante no plano internacional, refere-se ao período pós-2020 e inclui o compromisso de eliminar o desmatamento ilegal na Amazônia até 2030. Apesar do compromisso ter sido estabelecido de modo vinculante apenas para a Amazônia, o fim do desmatamento ilegal também será perseguido no âmbito do PPCerrado para o bioma Cerrado, como parte do compromisso nacional (BRASIL, 2016b, p. 16).

Apesar dos compromissos assumidos internacionalmente, o desmatamento continua ocorrendo a altas taxas e se intensificou nos anos de 2015, 2016 e 2018, conforme Tabela 13.1, o que é um resultado expressivo e desnecessário, do ponto de vista de necessidade do uso da terra, considerando que ainda há imensas áreas já desmatadas e subutilizadas na região da Amazônia legal (AGUIAR et al., 2017). O ano de 2018 apresentou um aumento de 8% no desmatamento em relação ao ano anterior, e os valores absolutos são os maiores registrados desde 2008 (PRODES, 2019). A intensificação dessas taxas condiz com o período de crise econômica e política que destituiu investimentos e enfraqueceu a inclusão da ciência em políticas públicas que preservam a Amazônia (ARTAXO, 2019).

Tabela 13.1 – Desmatamento anual na Amazônia Legal

Ano	Taxa de desmatamento km ²	Variação (%)
2014	5.012 km ²	Redução de 15% em relação a 2013
2015	6.207 km ²	Aumento de 24% em relação a 2014
2016	7.893 km ²	Aumento de 27% em relação a 2015
2017	6.947 km ²	Redução de 12% em relação a 2016
2018	7.536 km ²	Aumento de 8% em relação a 2017

Fonte: adaptado com base em Prodes (2019).

Isso indica que, mesmo com os compromissos assumidos internacionalmente, a implementação de políticas públicas relacionadas ao setor mudança do uso da terra e florestas não tem sido eficaz (RIBEIRO, 2008).

⁵ O status da ratificação está disponível em: <http://unfccc.int/paris_agreement/items/9444.php>.

Desde seu início, a análise de políticas públicas está voltada para a relação entre poder, execução de políticas e conhecimento (PARSONS, 2002). Uma política não é uma decisão única, mas uma teia de decisões (ou ausência delas) e pode variar ao longo do tempo, decorrente de ajustes de decisões anteriores ou por conta de mudanças de direção (HILL, 2013). No ciclo de uma política (*policy cycle*) são comumente distinguidas as fases de formulação, implementação e controle dos impactos das políticas (FREY, 2000).

Na literatura sobre a evolução da implementação de políticas públicas são identificadas três fases distintas. A primeira considera que a implementação decorre automaticamente do estabelecimento da política. Na segunda fase, a partir das falhas inicialmente identificadas, considera-se que a máquina pública não funciona corretamente e apresenta falhas na implementação das políticas públicas. Para tal, inicia-se a adoção de estudos empíricos. Na terceira fase, há uma abordagem plena, discutindo as variáveis cruciais e o que seria o sucesso na implementação da política (BRYNARD, 2005).

Na etapa de implementação são colocadas em práticas as ações para execução das políticas de estado, o que, no caso da ENREDD+, implica em uma reestruturação de atividades econômicas que estão atreladas ao desmatamento e à mudança no uso da terra. Nessa fase, o papel dos gestores e o desenho institucional da política se tornam críticos em função dos atores envolvidos, instrumentos estabelecidos e do grau de centralização dos processos (PERGHER; FARENZENA, 2017). No entanto, ainda há uma lacuna na definição de quando a implementação começa, quando termina e quais os tipos de implementação que existem (BRYNARD, 2005).

A implementação de uma política pública não decorre de uma única determinação, mas sim a partir de um processo que envolve lições aprendidas e ajustes ao longo do tempo. Implementar é uma etapa dinâmica para se atingir os propósitos da política (NAJAM, 1995). Portanto, nesse processo os objetivos podem ser alterados e os recursos que servirão para seu cumprimento podem ser revisados ao longo do tempo (CARVALHO; BARBOSA; SOARES, 2010).

Na prática, a implementação de políticas apresenta problemas relacionados ao desenho da política, às questões organizacionais e gerenciais ou aos principais atores que implementam a política pública, ou seja, a burocracia ou as organizações que recebem delegação do governo para implementá-la (SOUZA, 2005). A análise desse processo busca situar as forças políticas envolvidas no processo decisório e os resultados que o sistema está produzindo para garantir a solução de problemas específicos.

Isso posto, este capítulo tem como objetivo analisar a implementação da ENREDD+, ressaltando o setor no qual incide, mudança no uso da terra e florestas e os requisitos necessários para acessar os pagamentos por resultados no âmbito internacional.

Após esta Introdução, a Seção 13.2 mostra a metodologia, e na Seção 12.3 são apresentados os resultados. As considerações finais são apresentadas na Seção 12.4.

13.2 METODOLOGIA

No presente capítulo é adotada uma abordagem exploratória baseada em pesquisa documental adotando o Protocolo 5C de Brynard (2000) para análise da implementação da política pública a partir de cinco variáveis interligadas. A dimensão política refere-se à *policy*, ou seja, “à configuração dos programas políticos, aos problemas técnicos e ao conteúdo material das decisões políticas” (FREY, 2000, p. 217).

Por meio das variáveis interligadas do Protocolo 5C, é possível analisar os fatores que influenciam nos sucessos (ou falhas) de uma política, considerando questões importantes como a viabilidade e a coordenação entre diversos atores (CARVALHO; BARBOSA; SOARES, 2010). O protocolo tem sido utilizado para análise de políticas públicas envolvendo diversos setores: agricultura familiar (OLIVEIRA, 2017), políticas sociais (GALRÃO, 2016), finanças (PIRES, 2017), entre outras.

As variáveis interligadas são:

- a) Conteúdo: contempla o que foi proposto no âmbito da política para a solução do problema. Nessa variável será apresentado o conteúdo da ENREDD+, relacionando-a a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm) e proposta da NDC brasileira;
- b) Contexto: considera o ambiente organizacional em que a política está sendo implementada, tendo em conta os limites e estruturas operacionais. Nessa variável serão apresentados os requisitos estabelecidos no âmbito da UNFCCC para acesso ao pagamento por resultados em REDD+ e os respectivos itens para o Brasil;

- c) Compromisso: envolve a abordagem da política, sendo estabelecida de forma *bottom up* ou *top down*;
- d) Capacidade: considera os recursos disponíveis para implementação das políticas públicas. Nessa variável serão apresentados uma revisão dos orçamentos do Ministério do Meio Ambiente (MMA) e os principais desafios identificados para implementação de projetos de REDD+ a nível nacional e local;
- e) Coalizões: envolve as coalizações, grupos de interesse e influências para o estabelecimento das políticas. Nessa variável será apresentada a composição da CONAREDD+ e como os principais atores estão articulando a implementação de REDD+ no Brasil.

12.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A formulação de uma política e sua conseqüente implementação fazem parte de um processo iniciado a partir da identificação de um problema sobre o qual se deve agir (MELLO; ARTAXO, 2017). A fase de implementação tem sido considerada, de acordo com Pinto, Silva e Baptista (2014), o momento crucial do ciclo da política, em que as propostas se materializam mediante a atuação dos agentes implementadores.

A discussão sobre as florestas no âmbito da UNFCCC está diretamente relacionada à mudança do clima e aos impactos que irão decorrer dessa variação na temperatura média global, mas em seu cerne implica na redefinição de atividades econômicas, responsáveis pelo desmatamento e degradação florestal nos países em desenvolvimento. Considerando as variáveis do Protocolo 5C de Brynard (2000), essa seção aborda as ações para estruturação e implementação da ENREDD+ brasileira, apresentando os entraves para eficácia do mecanismo REDD+.

a. Conteúdo

A ENREDD+ tem como objetivo contribuir com a mitigação da mudança do clima por meio de ações voltadas à redução do desmatamento, degradação florestal e conservação de ecossistemas florestais. O processo de formulação da ENREDD+ brasileira se iniciou em 2010 como parte do cumprimento das regras estabelecidas no Marco de Varsóvia (EULER, 2016). A estratégia foi finalizada em 2016, formalizando como o Governo Federal tem estruturado esforços e

como pretende aprimorá-los até 2020, abrangendo diversas políticas, planos e ferramentas (BRASIL, 2016b) detalhados a seguir.

No nível estratégico, a ENREDD+ se baseia na Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), instituída pela Lei nº 12.187 de 29 de dezembro de 2009 e regulamentada no ano seguinte pelo Decreto nº 7.390/2010, e na Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012). Essas políticas podem ser entendidas como regulatórias, uma vez que determinam regras de conduta com sanções por não cumprimento. As primeiras metas brasileiras apresentadas internacionalmente decorrem do Plano Nacional de Mudança do Clima, apresentado no final de 2008, e da Política Nacional de Mudança do Clima. Na ocasião o Brasil, como país em desenvolvimento, não tinha obrigações de redução de emissões, mas estabeleceu como meta reduzir entre 36,1% e 38,9% suas emissões projetadas até 2020 (BRASIL, 2009), o que resulta em reduzir o desmatamento a 3.925 km² até 2020.

No nível operacional, a ENREDD+ contempla o Plano Nacional sobre Mudança do Clima e o Plano de Ação nos Biomas, como o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm) e o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado (PPCerrado). O PPCDAm e o PPCerrado são os principais instrumentos de integração e articulação das iniciativas de REDD+ do país, pois dão a sustentação tática-operacional para o alcance da redução do desmatamento, tornando o país elegível a pagamento por resultado de redução das emissões correspondentes, via REDD+ (BRASIL, 2016b). Os planos têm o papel de identificar e combater os vetores de desmatamento nesses biomas, criando uma base para o desenvolvimento de REDD+. Em sua quarta fase (2016-2020), o PPCDAm propõe que irá incorporar a elaboração de normas e instrumentos econômicos, fiscais e tributários que possam contribuir com a redução do desmatamento (BRASIL, 2016a).

Em relação aos instrumentos financeiros, a ENREDD+ define Fundo Amazônia (instituído pelo Decreto nº 6.527/2008), Fundo Clima, Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal (Lei nº 11.284, de 2 de março de 2006) e Fundo de Áreas Protegidas (FAP) do programa Áreas Protegidas da Amazônia (Arpa). Gerenciado pelo Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES), o Fundo Amazônia é um catalisador importante das experiências e recursos para REDD+ em nível nacional, com 95 projetos apoiados, de 2009 a março de 2018, e o recebimento de mais de dois bilhões de reais em doações dos governos da Noruega e da Alemanha e da Petrobrás (BRASIL, 2017a; BNDES,

2018). A parceria com a Noruega, maior doador do Fundo Amazônia, é estratégica e esteve em linha com o posicionamento do Brasil, mais especificamente do Ministério das Relações Exteriores (MRE), em relação às florestas nas negociações internacionais: contra a adoção de uma abordagem baseada no mercado (CARVALHO, 2012).

No entanto, com a mudança de governo, em 2019, tem ocorrido um desmanche das estruturas ambientais (ABESSA; FAMÁ; BURUAEM, 2019), como a extinção dos Departamento de Políticas em Mudança do Clima e do Departamento de Monitoramento, Apoio e Fomento de Ações de Mudança do Clima (MORAES, 2019). Em decorrência de mudanças na gestão do Fundo Amazônia, o governo da Noruega anunciou publicamente o bloqueio dos recursos financeiros que seriam destinados ao Fundo Amazônia, o que resultou na paralisação das ações até que o acordo fosse reestabelecido com o Brasil (NORUEGA, 2019).

O Brasil, em sua ENREDD+, apresenta as políticas e ferramentas em que se baseia no plano estratégico, operacional e de instrumentos financeiros. No entanto, há a necessidade de articular e definir como as iniciativas de REDD+, que objetivam a valorização da floresta em pé e o pagamento por resultados em termos de manutenção e fixação de carbono, integram uma estratégia mais ampla que engloba instrumentos de comando e controle e instrumentos econômicos, visando atingir as metas estabelecidas na NDC brasileira e zerar o desmatamento ilegal até 2030. O Brasil precisa, de fato, ser consoante com seus compromissos, adotando medidas para garantir a continuidade de suas políticas ambientais e entendendo que a liderança nessa agenda é capaz de fomentar a captação de recursos, vinculados ao desempenho em termos de redução de emissões, como no caso do Fundo Amazônia, investimentos, bem como o comércio exterior (BARBOSA, 2019).

b. Contexto

As decisões sobre REDD+ foram adotadas em âmbito global, porém a formulação e a implementação de políticas públicas que permitirão sua adequada implementação estão sendo conduzidas pelos países em desenvolvimento de acordo com o seu contexto social, econômico e político. O cumprimento dos requisitos é condicionante para que o país acesse os recursos financeiros de REDD+ no âmbito da UNFCCC, e grande parte desses requisitos é fruto das decisões da COP-16, em Cancun, e da COP-19, que resultou no Marco de Varsóvia para REDD+.

Para definir a redução das emissões é necessário estabelecer um cenário-base a partir do desmatamento, e o sensoriamento remoto é a forma mais factível de determinar essas emissões. São importantes os dados sobre emissões passadas, além de inventários para determinar o carbono armazenado nas florestas (LAURANCE, 2008). Em 2014, o Brasil apresentou o Nível de Referência de Emissões Florestais (FREL) para o bioma Amazônia a partir dos dados de emissões e remoções do segundo Inventário Nacional de GEE e sistemas de sensoriamento remoto.

Os sistemas de monitoramento florestal aplicáveis ao bioma Amazônia são o Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite (PRODES), que mapeia corte raso florestal em uma área mínima de 6,25 hectares e dispõe de dados de taxas anual de desmatamento desde 1988, e o Sistema de Mapeamento da Degradação Florestal na Amazônia Brasileira (DEGRAD), que monitora áreas em processo de degradação desde 2008 (BRASIL, 2014). Além desses, o Brasil dispõe do Sistema de Detecção do Desmatamento em Tempo Real (DETER), que funciona como sistema de alerta para suporte à fiscalização (BRASIL, 2015a). Apesar de monitorar o desmatamento e a degradação florestal, o nível de referência do Brasil inclui somente a redução de emissões por desmatamento, esclarecendo que a série temporal para a degradação não permite uma análise histórica detalhada até o momento (BRASIL, 2014).

O sumário de informações sobre como as Salvaguardas de Cancun⁶ foram abordadas e respeitadas pelo Brasil foi apresentado em 2015 e em 2017 com base nos resultados do PPCDAm e dos projetos financiados com recursos de pagamento por resultados do Fundo Amazônia (BRASIL, 2015c). A partir da contratação da Universidade Federal de Lavras, o país iniciou o desenvolvimento do Sistema de Informações Sobre Salvaguardas, o SISREDD+ (BRASIL, 2015d). O último requisito para acesso aos recursos internacionais via UNFCCC, a ENREDD+, foi apresentado pelo Brasil em 2016. Por conta disso, os resultados anuais obtidos pelos projetos financiados por meio do Fundo Amazônia no período de 2006-2015 estão indicados no Lima REDD+ Information Hub,⁷ plataforma que registra os resultados de atividades de REDD+ obtidas pelos países em âmbito internacional.

⁶ As Salvaguardas abordam a prevenção ao dano na perspectiva ambiental, por meio da preservação de ecossistemas naturais, e na perspectiva social pelo respeito aos direitos de povos indígenas e comunidades tradicionais e a participação plena e efetiva das partes interessadas (UNFCCC, 2010).

⁷ A plataforma pode ser acessada em: <<http://redd.unfccc.int/info-hub.html>>.

O Brasil possui iniciativas de REDD+ em execução, como os projetos que comercializam créditos no mercado voluntário, projetos via fundos multilaterais como o Fundo Amazônia e iniciativas subnacionais como o Sistema Estadual de Incentivos a Serviços Ambientais do Acre (SISA), ambos não reembolsáveis. Salles, Salinas e Paulino (2017) identificaram 89 iniciativas de REDD+ aprovadas recentemente no Brasil, sendo que a maior parte destas foi financiada via fundo público (83%) e o restante pelo mercado voluntário de carbono. Proveniente do GCF, o Brasil recebeu, em 2019, o primeiro pagamento do fundo, no valor de 95,4 milhões de dólares, pelos resultados da redução do desmatamento, entre 2014 e 2015, e irá direcioná-los ao programa piloto Floresta+ (UNDP, 2019).

Ainda que o Brasil tenha iniciado a estruturação da ENREDD+ em 2010, nessa data o país já dispunha de políticas, programas, ferramentas e sistemas de monitoramento florestal, anteriormente criados por conta das pressões internacionais para conter o desmatamento na Amazônia. Em outros biomas, no entanto, os avanços são menores. O país não dispõe de planos de ação em todos os biomas, mas tem direcionado ações para, além da Amazônia, monitorar e conter o desmatamento no Cerrado, por meio do monitoramento via satélite e do PP-Cerrado, criado em 2010.

Destaca-se a necessidade de ampliar a atuação no monitoramento e combate ao desmatamento para integrar ações de REDD+ em nível nacional em outros biomas. Em relação às salvaguardas, destaca-se a necessidade de avançar no monitoramento (AGUIAR et al., 2017), mas além disso é importante definir e monitorar, para além da prevenção ao dano, quais os benefícios ambientais e sociais que estão sendo gerados pelas iniciativas a nível local, de forma que as comunidades dependentes dos recursos florestas sejam os principais beneficiários.

c. Compromisso

Sabatier (1986) aponta que o tempo de análise de uma política para determinar se a sua abordagem é *bottom-up* ou *top-down* deve abranger uma análise temporal de 10-20 anos. Considerando que não é possível conduzir essa análise temporal em relação a ENREDD+, busca-se por meio da análise de alguns elementos estruturar sua abordagem.

As metas da NDC brasileira até o momento tiveram uma proposta *economy-wide* e não foram repassadas até os setores econômicos, o que se caracteriza por uma abordagem *top-down*. Já a ENREDD+ tem buscado se estabelecer como uma abordagem *bottom-up* com a participação de diversos atores, mas há diver-

sas falhas identificadas que podem indicar uma descaracterização dessa abordagem. A estrutura de gestão da ENREDD+ foi instituída por meio do Decreto 8.576 de 26 de novembro de 2015 no meio de acusações de representatividade inadequada por parte de ONGs e movimentos sociais (MAY et al., 2016), sendo composta de uma Comissão Nacional para REDD+ (CONAREDD+), secretaria executiva, câmaras consultivas temática e um grupo de trabalho técnico sobre REDD+ (BRASIL, 2015a).

A CONAREDD+, comissão *multistakeholder*, é composta por 13 assentos com direito a voto, sendo 8 destes ocupados pelo Governo Federal, dois por representantes de governos estaduais, um por um representante dos municípios e os dois restantes por representantes da sociedade civil. Entre esses representantes estão o Observatório do Clima (OC), uma rede composta por 43 organizações da sociedade civil, e o Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM). Em recente carta pública direcionada ao Presidente da CONAREDD+, o OC solicitou a suspensão da sua participação na comissão apontando que a participação da sociedade civil é limitada, indicando que o “processo de tomada de decisão é desequilibrado, diminuindo a possibilidade de participação efetiva nas tomadas de decisões” (RITTL, 2018, p. 1). A rede solicita a adoção de um processo decisório com maior participação da sociedade civil e que a comissão integre a discussão sobre a implementação de REDD+ em projetos que não estão vinculados à UNFCCC (RITTL, 2018).

Essa demanda apresentada pelo OC está alinhada com as recomendações do WRI (2017) para a implementação da NDC brasileira, que demanda o aumento do número de assentos destinados à sociedade civil em grupos de trabalhos e comissões, como o Fórum Brasileiro de Mudança do Clima, aprimorando os processos de consulta já implementados. A ENREDD “precisará achar o caminho para aumentar substancialmente a participação de representantes da sociedade civil no processo de discussão da implementação da estratégia” (AGUIAR et al., 2017, p. 372).

Apesar dessas recomendações, uma mudança significativa em 2019 traz elementos para a discussão da abordagem da implementação da política e para a análise sobre Coalizões (Item e). O decreto nº 9.759, de 11 de abril de 2019 extingue e estabelece diretrizes, regras e limitações para colegiados da administração pública federal, que inclui comitês e conselhos criados por meio de decreto, como o Comitê Gestor do Fundo Amazônia (COFA) e a CONAREDD+ e, instituídos respectivamente pelos decretos nº 6.527, de 1º de agosto de 2008, e nº 8.576, de 26 de novembro de 2015. A ausência desses arranjos institucionais

que permitem a participação social reforça a abordagem da política e permite obter temperar sobre mudanças na fase de implementação, que não são ajustes em decorrência de dificuldades encontradas, mas que representam conflitos com a proposição inicial e ameaçam a própria continuidade da política.

d. Capacidade

Uma vez que o REDD+ está sendo proposto no âmbito internacional, a sua implementação em nível nacional, regional e local tem apontado para diversos desafios que podem impactar na permanência dos resultados de REDD+ e evitar a fuga (*leakage*) das emissões para outras regiões. Para entender os desafios no Brasil, primeiramente é importante situar os principais *drivers* do desmatamento.

Araujo et al. (2009) e Reydon (2011) apresentam que a falta de regularização e a insegurança fundiária na Amazônia são um dos principais *drivers* do desmatamento que também é influenciado pela especulação da terra, ou seja, pela valorização monetária no mercado da terra já desmatada.

Na perspectiva econômica, a principal atividade responsável pelo desmatamento é a pecuária, acompanhada também pela soja (RIVERO et al., 2009), que muitas vezes é o próprio alimento para o gado. Adicionalmente, os investimentos governamentais, como a construção de rodovias, e a indústria de madeira ilegal impõem grande pressão na floresta (MELLO; ARTAXO, 2017).

Por outro lado, as unidades de conservação (UC) e terras indígenas (TI) têm papel importante na contenção do desmatamento na Amazônia, com base em estudo que analisou os estados do Mato Grosso do Sul, Rondônia e Pará. O desmatamento foi cerca de dez a vinte vezes menor dentro das Unidades de Conservação e Terras Indígenas do que em áreas contíguas fora delas. Isso demonstra a importância dessas áreas protegidas para diminuir o processo do desmatamento nesses estados (FERREIRA; VENTICINQUE; ALMEIDA, 2005).

Políticas públicas eficazes para a redução do desmatamento devem, portanto, agir nas causas subjacentes da expansão da pecuária, reduzindo a força dos processos que produzem a sua expansão na fronteira do desmatamento (RIVERO et al., 2009). Ao mesmo tempo, a manutenção da floresta em preservada precisa ser mais valorizada para reverter a lógica atual de que uma área desmatada tem mais valor no mercado do que outra com floresta (BECKER, 2005; REYDON, 2011). Na perspectiva dos conflitos sobre a posse da terra, Becker (2005) sugere que, em vez de dar títulos de terra, o estado pode fazer concessões de terra condicionadas a determinados comportamentos (BECKER, 2005), o que está em linha com as expectativas de REDD+.

O PPCDAm foi sido um instrumento eficaz na redução do desmatamento da região amazônica entre os anos de 2005-2013. Os principais *drivers* do desmatamento antes identificados foram contemplados no Plano Operativo (2016-2020) por meio dos seus nove objetivos, mas para atingir a meta de zerar o desmatamento ilegal ações conjuntas entre diversos atores são necessárias, uma vez que, mesmo com a evolução do PPCDAm ao longo dos anos, o desafio de estabelecer a promoção de atividades econômicas que sustentem o modelo de desenvolvimento sustentável com baixas taxas de desmatamento permanece (MELLO; ARTAXO, 2017).

Contextualizando essas barreiras para as atividades de REDD+, destaca-se a importância de direcionar políticas públicas que busquem evitar a conversão de uso do solo e que garantam que o desmatamento de uma região não estaria migrando em outras frentes (LAURANCE, 2008). Isso implica na necessidade de implementar mudanças em determinadas atividades de produção econômica, nos setores produtivos que são responsáveis pelo desmatamento e conversão de áreas florestais.

A implementação eficaz de uma política pública requer planejamento e mobilização suficiente de recursos financeiros, humanos e materiais. Por isso, esta análise é complementada com os orçamentos dispostos ao Ministério do Meio Ambiente (MMA) e suas respectivas autarquias Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Agência Nacional de Águas (ANA) e Serviço Florestal Brasileiro (SFB). Em 2018, o orçamento autorizado do Ministério foi de 3,7 bilhões de reais, um valor menor do que o aprovado no ano anterior e que representa 20% dos gastos autorizados ao Ministério da Agricultura e 10% do Ministério de Minas e Energia (WWF, 2018). Apesar de 2018 apresentar um pequeno aumento no montante destinado ao desmatamento, o monitoramento por satélite coordenado pelo Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação passou de R\$ 4,3 milhões em 2017 para R\$ 3,2 no ano seguinte (WWF, 2018).

Os investimentos aportados em outros instrumentos de financiamento climático, como o Fundo Clima e o Programa de Crédito para Agricultura de Baixo Carbono, também são pequenos em comparação com alocação de recursos para atividades que não buscam a descarbonização da economia (WRI, 2017).

Adicionalmente, os recursos que a União recebe, em decorrência de danos ambientais de empreendimentos e tributos referentes à exploração de recursos naturais, não têm sido destinados ao financiamento de ações ambientais. Os valores, que somam quase R\$ 290 milhões no período de 2007 a 2009, decorrentes

de danos ambientais, por exemplo, não foram destinados às unidades de conservação como foi previsto inicialmente (WWF, 2018).

Os desafios postos pelo combate ao desmatamento são complexos e demandam uma articulação federal e regional, além de mobilização de recursos condizente com esses desafios, visando o atingimento das metas climáticas estabelecidas pelo Brasil. A descentralização da governança ambiental nos estados amazônicos é de extrema importância e pode auxiliar na capacidade de resposta aos problemas identificados. No entanto, ela precisa ser fortalecida e reconhecida para que os estados possam assumir seu papel no combate ao desmatamento, apresentando de forma transparente os resultados e permitindo maior controle social (MAY et al., 2016).

Mudanças na estrutura do Ministério do Meio Ambiente, em 2019, como a extinção dos Departamento de Políticas em Mudança do Clima e do Departamento de Monitoramento, Apoio e Fomento de Ações de Mudança do Clima, bem como a mudança do nome da Secretaria de Mudança do Clima e Florestas para Secretaria de Florestas e Desenvolvimento Sustentável (ARTAXO, 2019; MORAES, 2019), dão indícios de uma redução da importância da mudança do clima na agenda do governo e trazem maiores incertezas sobre a capacidade para implementação da política e atingimento dos compromissos assumidos pelo Brasil.

e. Coalizões

Processos de implementação de políticas demandam a participação democrática, de forma que os legisladores e a sociedade estejam em contínuo diálogo. Os *stakeholders* que devem ser envolvidos neste processo incluem grupos ou indivíduos responsáveis pela implementação, assim como pessoas que podem ser positiva ou negativamente afetadas pela política (MTHETHWA, 2012).

Um estudo realizado por Gebara et al. (2014) buscou identificar e analisar os principais atores e a sua influência nas políticas de REDD+ no Brasil. Os principais agentes não governamentais identificados foram o Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), Instituto Socioambiental (ISA) e o Conselho Nacional das Populações Extrativistas (CNS). Na rede de colaboração, as posições de maior abertura identificadas são do ISA, Instituto de Conservação e Desenvolvimento Sustentável da Amazônia (Idesam), IPAM e o Fórum Brasileiro de ONGs e Movimentos Sociais para o Meio Ambiente e Desenvolvimento (FBOMS). Outras ONGs identificadas foram o Grupo de Trabalho Amazônico (GTA) e a Fundação Amazônia Sustentável (FAS) (GEBARA et al., 2014).

Dentre os atores governamentais foram destaque Ministério do Meio Ambiente (MMA), Ministério das Relações Exteriores (MRE), Gabinete da Presidência da República e Instituto Nacional de Pesquisa Espacial (INPE) vinculado ao Ministério de Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC). Considerando o papel de coordenação, somente foram destacados o MMA e o MRE como potencial de coordenação do diálogo sobre REDD+ dentro do governo. Apesar do MRE ter obtido uma pontuação maior, possivelmente por conta do seu papel de assessorar o Presidente da República em negociações internacionais, o MMA desempenha o papel de liderar o diálogo entre o governo e outros setores e tem, portanto, maior capacidade de relacionar diversos atores. Outros atores federais não foram identificados como importantes intermediários ou agentes na rede de colaboração.

Dentre o posicionamento dos atores em relação a REDD+, o estudo identificou visões distintas considerando a inclusão de grandes negócios na obtenção dos recursos e a ocorrência de conflitos pela terra e por recursos por conta dos projetos de REDD+ (GEBARA et al., 2014). Outra divergência em destaque se refere ao posicionamento sobre a inclusão de REDD+ em mercados. O governo brasileiro, representado pelo MRE, defende nas negociações internacionais que REDD+ deve ser financiado por fundos públicos e não por mecanismos de mercado (CARVALHO, 2012). Por outro lado, a Aliança de REDD+, formada por 8 ONGs importantes para discussão de REDD+ no Brasil, defende a entrada de REDD+ em mercados de carbono, pois seria possível um excedente de 5,8 GtCO₂e nas metas da NDC brasileira, o que resultaria em uma receita adicional de US\$ 72 bilhões até 2030 (COSTA et al., 2017).

As divergências apresentadas evidenciam a necessidade de articular as diferentes visões de REDD+ para promoção de mudanças nos setores produtivos que permitam a eficácia do mecanismo. Considerando que Gebara et al. (2014) apresenta as ONGs como agentes importantes, capazes de articular as decisões de REDD+ em diversos setores, destaca-se a necessidade do estado estruturar uma governança multissetorial que permita a participação de todos os agentes afetados ou que estão atuando em iniciativas de REDD+, a fim de permitir a coordenação dos interesses dos diferentes atores.

Essas divergências apontam para a necessidade de alinhamento sobre a visão de REDD+ para o Brasil, de forma a permitir mudanças nos setores produtivos que permitam a eficácia do mecanismo. Porém, para haver esse alinhamento é necessário que mecanismos reconhecidos de participação e decisão social estejam devidamente implementados.

Conforme apresentado anteriormente, a extinção de órgãos colegiados pelo decreto nº 9759 de 11 de abril de 2019 atinge três órgãos que permitem uma governança participativa e são determinantes para o recebimento de recursos de REDD+; são eles: COFA, Comitê Técnico do Fundo Amazônia (CTFA) e CONAREDD+ (PINSKY, 2019). Portanto, destaca-se a necessidade de serem reinseridas, para garantir a implementação adequada da ENREDD+, estruturas de governança participativas que possibilitem a articulação de todos os agentes afetados ou que estão atuando em iniciativas de REDD+, a fim de permitir a participação plena e a coordenação dos interesses dos diferentes atores.

13.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise conduzida permitiu identificar os principais fatores que influenciam a implementação da ENREDD+ no Brasil e que buscam incidir sobre o setor mudança do uso da terra e florestas. Com a publicação da ENREDD+, o Brasil formalizou o seu compromisso de implementação de ações de REDD+ perante a sociedade brasileira e a UNFCCC. Desde 2014, o país tem apresentado seus resultados nacionais para cumprir os requisitos necessários ao acesso aos recursos de REDD+ no âmbito da UNFCCC e hoje está apto a receber recursos financeiros por resultados de ações de REDD+ no bioma amazônico.

Embora a Estratégia Nacional de REDD+ tenha avançado, o debate sobre a inclusão de outras ações de REDD+ no âmbito da CONAREDD+, como os projetos do mercado de carbono, por exemplo, representa uma oportunidade de deliberar sobre entraves para a permanência dos projetos que estão sendo desenvolvidos e implementados a partir de outras modalidades de financiamento, como a questão da insegurança da propriedade da terra e a distribuição justa e equitativa dos benefícios, que demandam uma articulação e atuação nacional. Nesse sentido, destaca-se a importância de definir e monitorar os benefícios ambientais e sociais que estão sendo gerados pelas iniciativas em nível local, de forma que as comunidades dependentes dos recursos florestais sejam as principais beneficiárias de REDD+.

Os principais *drivers* do desmatamento identificados para a Amazônia estão sendo cobertos pelos objetivos do PPCDAm, um dos principais programas para atingimento de resultados de REDD+, mas o estabelecimento de uma economia de baixo carbono que permitirá um desenvolvimento local equitativo ainda é um dos principais desafios para a região. Para reverter esse cenário, faz-se necessária a alocação eficaz de recursos financeiros, tecnológicos, bem como fortalecimento de estruturas de governança descentralizadas e

participativas que permitam o envolvimento ativo da sociedade civil na tomada de decisão sobre REDD+.

O Brasil precisa avançar na implementação da ENREDD+ em vez de adotar decisões equivocadas que colocam em risco a captação de investimentos, o financiamento de ações de redução do desmatamento e, sobretudo, o capital natural existente, que por si só é capaz de promover a prosperidade da produção econômica do país (METZGER et al., 2019).

Por fim, destaca-se a necessidade de delinear como as ações de REDD+ adotadas pelo Brasil, considerando um cenário amplo de instrumentos de comando e controle e instrumentos econômicos que estão implementados ou em fase de implementação, serão incorporadas para a promoção de mudanças efetivas nos setores produtivos que realizam atividades nas áreas florestais, com foco na eliminação e redução do desmatamento.

REFERÊNCIAS

ABESSA, D.; FAMÁ, A.; BURUAEM, L. The systematic dismantling of Brazilian environmental laws risks losses on all fronts. **Nature Ecology and Evolution**, v. 3, p. 510-511, 2019.

AGUIAR, A. P. et al. Amazônia e REDD+. In: NOBRE, C. A.; MARENGO, J. A. (Org.). **Mudanças climáticas em rede: um olhar interdisciplinar**. São José dos Campos: INCT, 2017.

ANGELSEN, A. et al. **Análise de REDD+**: desafios e escolhas., Bogor, Indonésia: CIFOR 2013.

ARAUJO, C. et al. Property rights and deforestation in the Brazilian Amazon. **Ecological Economics**, v. 68, p. 2661-2468, 2009.

ARTAXO, P. Working together for Amazonia. **Science**, v. 363, n. 6425, p. 323, 2019.

BARBOSA, R. Meio ambiente é ponto fundamental nas relações internacionais. **Jornal da USP**, Diplomacia e interesse nacional, 2019. Disponível em: <<https://>

jornal.usp.br/atualidades/meio-ambiente-e-ponto-fundamental-nas-relacoes-internacionais/. Acesso em: 5 abr. 2019.

BECKER, B. K. Geopolítica da Amazônia. **Estudos avançados**, v. 19, n. 53, 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=s0103-40142005000100005&script=sci_arttext>. Acesso em: 28 abr. 2018.

BNDES – Banco Nacional do Desenvolvimento. **Informe da Carteira – Fundo Amazônia**. Departamento de Gestão do Fundo Amazônia, 31 de março de 2018. Disponível em: <http://www.fundoamazonia.gov.br/export/sites/default/pt/galleries/documentos/informe-de-carteira/2018_03_Informe-da-Carteira-Fundo-Amazonia.pdf>. Acesso em: 21 maio 2018.

BRASIL. República Federativa do Brasil. **Plano Nacional Sobre Mudança do Clima – PNMC**. Comitê Interministerial sobre Mudança do Clima. Brasília, DF, 2008. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/smcq_climaticas/_arquivos/plano_nacional_mudanca_clima.pdf>. Acesso em: 5 abr. 2018.

BRASIL. República Federativa do Brasil. **Política Nacional sobre Mudança do Clima – PNMC**. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/12187.htm>. Acesso em: 5 abr. 2018.

BRASIL. **Brazil's submission of a Forest Reference Emission Level (FREL) for reducing emissions from deforestation in the Amazonia biome for REDD+ results-based payments under the UNFCCC**. Brasília, DF, 2014. Disponível em: <http://redd.unfccc.int/files/redd_brazil_frel_final_19nov.pdf>. Acesso em: 29 abr. 2018.

BRASIL. **Decreto Nº 8.576**, de 26 de novembro de 2015a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2015/Decreto/D8576.htm>. Acesso em: 28 mar. 2018.

BRASIL. República Federativa do Brasil. **Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada para consecução do objetivo da Convenção-Quadro**

Das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Brasília, DF, 2015b. Disponível em: <http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRASIL-iNDC-portugues.pdf>. Acesso em: 10 abr. 2018.

BRASIL. Conceitualização e Desenvolvimento do Sistema de Informações Sobre as Salvaguardas de Cancun Para Implementação de REDD+ no Brasil. Nota Informativa 6. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, 2015c. Disponível em: <<http://redd.mma.gov.br/images/publicacoes/reddnotainformativa-06-sisredd.pdf>>. Acesso em: 30 abr. 2018.

BRASIL. Sumário de informações sobre como as salvaguardas de Cancun foram abordadas e respeitadas pelo Brasil durante a implementação de ações de redução de emissão provenientes do desmatamento no bioma Amazônia entre 2006 e 2010. Brasília, DF, 2015d. Disponível em: <http://redd.mma.gov.br/images/publicacoes/salvaguardas_1sumario.pdf>. Acesso em: 30 abr. 2018.

BRASIL. Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal. Plano Operativo 2016-2020. Brasília, DF, 2016a.

BRASIL. ENREDD+: estratégia nacional para redução das emissões provenientes do desmatamento e da degradação florestal, conservação dos estoques de carbono florestal, manejo sustentável de florestas e aumento de estoques de carbono florestal/Brasil. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental, Departamento de Políticas de Combate ao Desmatamento, Brasília, DF, 2016b.

BRASIL. Informe sobre Fundo Verde do Clima – GCF. Ministério da Fazenda e Secretaria de Assuntos Internacionais (SAIN), Brasil, 2016c. Disponível em: <http://redd.mma.gov.br/images/publicacoes/conaredd_2o_GCF_MF.pdf>. Acesso em: 21 abr. 2018.

BRASIL. Decreto presidencial nº 9.073/2017. Brasília, DF, 2017a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D9073.htm>. Acesso em: 15 out. 2018.

BRASIL. **Documento-base para discussão da Estratégia do Brasil para o Fundo Verde do Clima – GCF**. Ministério da Fazenda, Brasília, DF, 2017b. Disponível em: <<https://www.fazenda.gov.br>>. Acesso em: 28 mai. 2018.

BRYNARD, P. Policy Implementation. In: CLOETE; WISSINKI (Ed.). **Improving Public Policy**. Pretoria: Van Schaik, 2000.

BRYNARD, P. **Policy Implementation: Lessons for Service Delivery**. Zambia: Universidade de Pretoria, Escola de Gestão Pública e Administração, 2005. Disponível em: <<http://unpan1.un.org/intradoc/groups/public/documents/AAPAM/UNPAN025756.pdf>>. Acesso em: 12 abr. 2018.

CARVALHO, M. L.; BARBOSA, T. R. C. G.; SOARES, J. B. Implementação de Política Pública: uma abordagem teórica e crítica. **X Coloquio Internacional sobre Gestión Universitaria en América del Sur**. Mar del Plata, dez. 2010.

CARVALHO, F. V. The Brazilian position on forests and climate change from 1997 to 2012: from veto to proposition. **Revista Brasileira de Política Internacional**, v. 55 (edição especial), p. 144-169, 2012.

CIMGC – Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima. **Relatório de atividades 2013-2014**. Brasília, DF, 2014. Disponível em: <<http://www.mcti.gov.br>>. Acesso em 5 abr. 2018.

COSTA, P. M. et al. **REDD+ Integrado: modelo financeiro para viabilizar as metas do Acordo de Paris**. Aliança REDD+ Brasil, 2017. 16 p.

EULER, A. M. C. O Acordo de Paris e o futuro do REDD+ no Brasil. **Cadernos Adenauer**, v. XVII, n. 2, 2016.

FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos avançados**, São Paulo, v. 19, n. 53, p. 157-166, 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142005000100010&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 30 abr. 2018.

FREY, K. Políticas públicas: um debate conceitual e reflexões referentes à prática da análise de políticas públicas no Brasil. **Planejamento e Políticas Públicas**, n. 21, 2000.

GALRÃO, C. A. F. J. **Políticas sociais no município de Mafra**: desafios e possibilidades de implementação sob o olhar da sociologia. 2016. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Évora, Portugal, 2016.

GEBARA, M. F. et al. REDD+ policy networks in Brazil: constraints and opportunities for successful policy making. **Ecology and Society**, v. 19, n. 3, p. 53, 2014.

HILL, M. **The Public Policy Process**. Nova Iorque: Routledge, 2013.

IPCC. Summary for Policymakers. In: **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.

LAURANCE, W. Can Carbon Trading Save Vanishing Forests? **BioScience**, v. 58, n. 4, 2008. Disponível em: <<https://academic.oup.com/bioscience/article-abstract/58/4/286/310022>>. Acesso em: 25 abr. 2018.

MAY, P. H. et al. **O contexto de REDD+ no Brasil**: Determinantes, atores e instituições. 3. ed. Bogor: CIFOR, 2016.

MELLO, N. G. R.; ARTAXO, P. Evolução do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal. **Revista do Instituto de Estudos Brasileiros**, n. 66, p. 108-129, 2017.

METZGER, J. P. et al. Why Brazil needs its Legal Reserves. Perspectives in Ecology and Conservation. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.07.002>>. Acesso em: 1 ago. 2019.

MORAES, F. T. Ministério do Meio Ambiente vai enxugar área de mudanças climáticas. **Folha de São Paulo**, Brasília, 2019. Disponível em: <<https://www1>.

folha.uol.com.br/ambiente/2019/01/ministerio-do-meio-ambiente-vai-enxugar-area-de-mudancas-climaticas.shtml >. Acesso em: 14 abr, 2019.

MTHETHWA, R. M. Critical dimensions for policy implementation. **African Journal of Public Affairs**. v. 5, n. 2, 2012.

NAJAM, A. **Learning from the Literature on Policy Implementation: a Synthesis Perspective**. IIASA Working Paper. Luxemburgo: IIASA: 1995. p. 95-06.

NORUEGA. **Contribuição da Noruega para o Fundo Amazônia em 2019**. Embaixada da Noruega no Brasil, agosto de 2019. Disponível em: <<https://www.norway.no/pt/brasil/noruega-brasil/noticias-eventos/brasilia/noticias/contribui-cao-da-noruega-para-o-fundo-amazonia-em-2019/>>. Acesso em: 10 set. 2019.

OLIVEIRA, L, M. **Avaliação do Processo de Implantação do Programa de Aquisição de Alimentos na Modalidade Compra Institucional na Universidade Federal do Rio Grande no Norte**. 2017. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

PARSONS, W. From Muddling Through to Muddling Up - Evidence Based Policy Making and the Modernisation of British Government. **Public Policy and Administration**, v. 17, n. 43, 2002. Disponível em: <<http://ppa.sagepub.com/cgi/content/abstract/17/3/43>>. Acesso em: 28 dez. 2018.

PERGHER, C. J.; FARENZENA, N. Análise de política como metodologia em estudo do transporte escolar rural. **RBPAAE**, v. 33, n. 2, p. 449 – 466, 2017.

PINSKY, V. C. O “revogação” governamental e o Fundo Amazônia. **Página 22**, 2019. Disponível em: <<https://pagina22.com.br/2019/05/15/o-revogaco-governamental-e-o-fundo-amazonia/>>. Acesso em: 10 jul. 2019.

PINTO, I. C. M.; SILVA, L. M. V.; BAPTISTA, T. V. F. Ciclo de uma política pública de saúde: problematização, construção da agenda, institucionalização, formulação, implementação e avaliação. In: PAIM, J. S.; ALMEIDA-FILHO, N. **Saúde coletiva: teoria e prática**. Rio de Janeiro: MedBook, 2014. p. 69-81.

PIRES, I. F. **Economia e finanças solidárias**: o caso do Banco Comunitário de Pureza – Bebida Velha/RN. 2017. Monografia – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

REYDON, B. P. O desmatamento da floresta amazônica: causas e soluções. **Política Ambiental/ Conservação Internacional**, n. 8, p. 143-155, 2011.

RIBEIRO, E. C. Políticas públicas ambientais no Brasil: mitigação das mudanças climáticas. Scripta Nova. **Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales**, v. XII, n. 270, p. 25, 2008. Disponível em: <<http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-270/sn-270-25.htm>>. Acesso em: 25 abr. 2018.

RIVERO, S. et al. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. **Nova Economia**, v. 19, n. 1, p. 41-66, 2009.

PRODES. **Taxas anuais de desmatamento na Amazônia Legal Brasileira**. Gerado por INPE/ OBT/DPI/Terra Brasilis em 13 jan. 2019. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/dashboard/prodes-rates.html>>. Acesso em: 13 jan. 2019.

RITTL, C. **Observatório do Clima**: suspensão da sua participação na CONARE-DD+. Brasília, DF, fev. 2018. Disponível em: <<http://www.observatoriodoclima.eco.br/wp-content/uploads/2018/02/Carta-do-Observato%CC%81rio-do-Clima-suspensa%CC%83o-de-sua-participac%CC%A7a%CC%83o-na-CONAREDD-Fev-2018.pdf>>. Acesso em: 1 jun. 2018.

SABATIER, P. A. Top-Down and Bottom-Up Approaches to Implementation Research: a Critical Analysis and Suggested Synthesis. **Journal of Public Policy**, v. 6, n. 1, p. 21-48, 1986.

SALLES, G. P.; SALINAS, D. T. P.; PAULINO, S. R. How funding sources influences the form of REDD+ Initiatives: the case of market versus public funds in Brazil. **Ecological Economics**, v. 139, p. 91-101, 2017.

SOUZA, C. **Políticas públicas**: conceitos, tipologias e subáreas. Salvador: Digitado, 2005.

UNDP. Brasil recebe US\$ 96 milhões por ter reduzido desmatamento. Notícias do Brasil, publicado em 01 de março de 2019. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/brasil-recebe-us-96-milhoes-por-ter-reduzido-desmatamento/>>. Acesso em: 20 mar. 2019.

UNFCCC. **Report of the Conference of the Parties on its sixteenth session**. Cancun, 2010. Disponível em: <<http://unfccc.int/resource/docs/2010/cop16/eng/07.pdf>>. Acesso em: 21 abr. 2018.

UNFCCC. **Aggregate information on greenhouse gas emissions by sources and removals by sinks for Parties included in Annex I to the Convention**. 2016b. Disponível em: <<http://unfccc.int/resource/webdocs/agi/2016.pdf>>. Acesso em: 15 jun. 2018.

UNFCCC. **Report of the Conference of the Parties on its twenty-second session**. Marrakesh, 2016a. Disponível em: <<http://unfccc.int/resource/docs/2016/cop22/eng/10.pdf>>. Acesso em: 21 abr. 2018.

UNFCCC. **Report of the Conference of the Parties on its twenty-third session**. Bonn, Alemanha, 2017. Disponível em: <<http://unfccc.int/resource/docs/2017/cop23/eng/11a01.pdf>>. Acesso em: 2 fev. 2018.

UNFCCC. **Paris Agreement**. Paris, 2015. Disponível em: <http://unfccc.int/files/home/application/pdf/paris_agreement.pdf>. Acesso em: 21 abr. 2018.

UN-REDD. **UN-REDD Programme Strategic Framework 2016-2020**. Fourteenth board meeting. Estados Unidos, 2015. Disponível em: <http://www.redd-monitor.org/wp-content/uploads/2016/11/UNREDD_PB14_2015_Strategic-Framework-2016-20-7May2015-130662-1.pdf>. Acesso em: 1 abr. 2018.

WRI – World Resources Institute. **Monitoramento Da Implementação Da Política Climática Brasileira**: Implicações Para A Contribuição Nacionalmente

Determinada. Working Paper, 2017. Disponível em: <<http://wribrasil.org.br/sites/default/files/monitoramento-da-implementacao-da-politica-climatica-brasileira.pdf>>. Acesso em: 28 abr. 2018.

WWF – World Wildlife Forum Brasil. **Financiamento público em meio ambiente: Um balanço da década e perspectivas.** WWF Brasil e Associação Contas Abertas. 2018. Disponível em: <https://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/financiamentomma_final2_web.pdf>. Acesso em: 30 abr. 2018.

MODELOS DE INOVAÇÃO ORIENTADA PARA A SUSTENTABILIDADE

*Luis Guilherme Brunetto¹
Tania Pereira Christopoulos²*

RESUMO

Este capítulo traz uma revisão dos modelos de inovação orientada para a sustentabilidade (IOS). É cada vez mais comum ver as empresas adotarem um posicionamento de promotoras do desenvolvimento sustentável. Um desses posicionamentos consiste em identificar a inovação que as empresas realizam como “orientada para a sustentabilidade”. Este capítulo busca apresentar quais são os modelos de IOS que têm sido apresentados em trabalhos acadêmicos e como esses modelos incorporam elementos de sustentabilidade em suas representações. Ao final, um quadro-resumo apresenta as principais características de cada modelo analisado no decorrer do texto. Verificou-se que a maioria dos modelos encontrados traz elementos que permitem defini-los no nível de estruturas e processos, mas discutem pouco os elementos relativos ao âmbito micro, onde se dão as práticas de inovação. Nesses modelos, o ator social envolvido nos processos

¹ Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). Contato: lguibrunetto@gmail.com.

² Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). Contato: tchristo@usp.br.

de inovação ou de IOS é visto como um coadjuvante, em um processo descrito apenas parcialmente, que se esquece de considerar a ação do sujeito.

Palavras-chave: inovação, sustentabilidade, inovação orientada para a sustentabilidade, inovação sustentável, modelos de inovação orientada para a sustentabilidade

Abstract

This chapter provides a review of sustainability-oriented innovation (SOI) models. It is increasingly common to see how companies adopt a position of promoters of sustainable development. One of these stances consists of identifying its produced innovation as sustainability-oriented. This chapter presents the SOI models that have been presented in academic papers and how these models have incorporated elements of sustainability. At the end, a table presents the main characteristics of each model analyzed throughout the text. Most of the models approach point out structures and processes at the macro level, but do not discuss the micro level where innovation practices take place. In these models, the social actor is employed in the processes of innovation or SOI as if it were an adjunct, in a process described only partially, leaving aside the action of the subject.

Keywords: innovation, sustainability, sustainability-oriented innovation, sustainable innovation, sustainability-oriented innovation models

14.1 INTRODUÇÃO

É cada vez mais frequente a discussão sobre os limites planetários atingidos na contemporaneidade devido ao intenso uso de recursos naturais. Alguns problemas apontados são: o aquecimento global e seus possíveis impactos, a escassez de recursos naturais (sendo muitos desses recursos naturais não renováveis), a perda de biodiversidade, o desmatamento de áreas nativas, processos de desertificação, a regulação dos ciclos de nitrogênio e fósforo nos ambientes naturais (altamente impactados pelo uso de fertilizantes), a escassez de água potável, entre outros. Somam-se a esses problemas ambientais a contínua desigualdade entre povos e nações, a má distribuição de renda e a fome (BURSZTYN, BURSZTYN 2013; BOFF, 2013). Ainda como visão futura, projeta-se um crescimento bastante exacerbado da população, o que acentuaria ainda mais tais problemas se mantidos os níveis de consumo na sociedade atual, principalmente dos países desenvolvidos, e, ainda pior, se grandes parcelas da população

que hoje se encontram em níveis de consumo baixo devido principalmente à baixa renda e falta de acesso passassem a reproduzir os níveis de consumo das classes de maior renda (JACKSON, 2013).

O conceito “desenvolvimento sustentável” emerge de um emaranhado e complexo ambiente de discussões e fóruns globais, que o sintetiza como a possibilidade de atender “às necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras para atender às suas necessidades” (BRUNDTLAND COMMISSION, 1987). É importante salientar a complexidade que o termo traz consigo. Embora bastante disseminado, o conceito ainda está em construção e sofre inúmeros questionamentos. Várias terminologias relacionadas a essa temática aparecem em trabalhos de diversas áreas, como sustentabilidade fraca, sustentabilidade forte, ecologia profunda, eco-corporativismo etc. (BURSZTYN, BURSZTYN, 2013; BOFF, 2013).

No que tange às discussões, ações ou posicionamentos das empresas, evidencia-se que estas têm adotado um discurso de promotoras do desenvolvimento sustentável. Por serem parte integrante do sistema e, de fato, responsáveis pelo uso dos recursos naturais, as empresas posicionam-se para a discussão desse fenômeno. Um posicionamento que tem sido adotado por empresas de vários segmentos é o discurso de promoção da inovação (referente a seus produtos e processos) orientada para a sustentabilidade (IOS). Nesse contexto, as empresas ajudariam a equilibrar os problemas e desafios globais por meio do desenvolvimento de tecnologias inovadoras que diminuiriam significativamente os impactos ambiental e social negativos.

Uma primeira questão que emerge do pressuposto supracitado é: quais as diferenças entre a proposta de inovação orientada para a sustentabilidade e a inovação tradicional? Nesse caso, uma abordagem inicial sobre essa temática nos leva a procurar entender quais são os modelos de IOS e quais os elementos que eles incorporam para serem assim designados. Dessa maneira, o objetivo desse capítulo é trazer uma revisão da literatura sobre os modelos existentes, bem como uma crítica aos novos modelos que vêm sendo apresentados. Este capítulo está estruturado da seguinte forma: após esta breve Introdução, apresenta-se a discussão sobre o alinhamento entre inovação e o desenvolvimento sustentável por meio do item 14.2 – Inovação orientada para a sustentabilidade; em seguida, é apresentado o método utilizado na revisão dos modelos no item 14.3. O item 14.4 – Resultados e discussão traz os principais achados e características dos modelos, e nele é realizada uma análise crítica destes. Ao final, no item 14.5, apresentam-se as considerações finais.

14.2 INOVAÇÃO ORIENTADA PARA A SUSTENTABILIDADE (IOS)

14.2.1 A sustentabilidade no posicionamento das empresas

Conceitos como sustentabilidade e desenvolvimento sustentável estão em voga nos dias de hoje. Fato é que não existe um conceito muito claro, não se distingue bem informação de propaganda e, ao final, as pessoas nem sempre dominam o conhecimento e as informações necessários para julgarem o que estão comprando ou para se posicionarem mediante algum tema desse amplo campo de discussão (PAGOTTO, 2013; GONÇALVES-DIAS; TEODÓSIO, 2011).

Embora a definição de desenvolvimento sustentável (apresentada por Brundtland, 1987) possa parecer harmoniosa, a discussão sobre o que é sustentabilidade ou desenvolvimento sustentável transcende uma aparente harmonia desejada. Bursztyn e Bursztyn (2013) trazem a complexidade à tona ao refletirem que a incorporação do meio ambiente como elemento fundamental para a discussão da sustentabilidade pode levar a uma contradição. Toda a extração ou utilização de recursos naturais para atender ao desenvolvimento econômico da sociedade contemporânea poderia ser entendida como uma tensão ao meio ambiente e, portanto, contrária à sustentabilidade. Bursztyn e Bursztyn (2013, p. 49) apontam:

Dependendo, portanto, do critério de avaliação, o conceito de DS pode ser considerado como uma contradição em termos, um *oximoro* (Mendes, 1993), já que, para ser desenvolvimento, não poderá ser sustentável. Esse tipo de visão deriva da corrente de pensamento da *ecologia profunda* e resulta no conceito de *sustentabilidade forte*, que por sua vez se opõe ao de *sustentabilidade fraca*.

Bursztyn e Bursztyn (2013, p. 51 e 52) também trazem as definições de sustentabilidade fraca e forte:

[citação] O conceito de **sustentabilidade forte** tem como fundamento a constatação científica de que qualquer ação humana se dá no âmbito dos limites do Planeta, ou da biosfera, onde a humanidade habita. Isso inclui a vida social em geral e as atividades econômicas em particular.

O conceito de **sustentabilidade fraca** refere-se ao equilíbrio entre as esferas, econômica, social e ecológica. Pressupõe a possibilidade de compatibilizar a dinâmica das atividades econômicas com a justiça social e o respeito às condições do mundo natural, de modo a que estas se mantenham no longo prazo. [/citação]

A sustentabilidade forte parte do pressuposto de que a esfera da vida circunscreve a da sociedade (humana), e esta envolve a da economia.

Uma das abordagens mais conhecidas sobre desenvolvimento sustentável foi introduzida por Elkington (1997) e faz alusão ao equilíbrio de três pilares básicos, a saber, econômico, social e ambiental. A sustentabilidade, nessa perspectiva, está associada ao desenvolvimento econômico que supostamente conseguiria equacionar esses três pilares, respondendo às demandas da sociedade para cada um desses pilares. Claramente, essa orientação poderia ser entendida pela ótica da sustentabilidade fraca.

Muitos autores esforçam-se para demonstrar e revelar as várias dicotomias existentes num discurso de sustentabilidade fraca. A principal delas encontra nos textos de Abramovay (2012), Boff (2013) e Jackson (2013) – a indagação necessária para se entender a complexidade do tema: produzir tanto por quê? Para quem? Para quê? Esses autores trabalham com pressupostos da sustentabilidade forte e ecologia profunda.

Dentro de um contexto complexo e não harmonioso, constituindo-o e sendo constituído por ele, podemos observar o movimento histórico de adesão e aproximação por parte das empresas a uma orientação de desenvolvimento sustentável que, muitas vezes, parece questionável. Como explicita Barbieri et al. (2010), não faltam desconfianças acerca das aspirações empresariais, ainda mais porque carregam uma crença muito contestada de que crescimento econômico seria uma condição para atingir o desenvolvimento sustentável. Trata-se de um alinhamento para a sustentabilidade fraca.

Apesar de várias discussões sobre o tema, fato é que há um movimento de institucionalização em diversas esferas e campos organizacionais remetendo-se a práticas aparentemente mais sustentáveis. São de novos valores que estão sendo institucionalizados, como Barbieri et al. (2010, p. 149) escrevem: “As organizações buscam eficiência simbólica e eficiência técnica. A eficiência simbólica se obtém adotando-se os modelos institucionalizados no setor e na sociedade em geral e tidos como os ideais. A adoção desses modelos por parte das organizações traz legitimidade social e recursos”.

A adesão ao conceito de desenvolvimento sustentável por parte dos grupos empresariais pode ser entendida como uma resposta organizacional a essas pressões institucionais que estão ocorrendo nas últimas décadas. A teoria institucional aponta que pressões institucionais (pressões coercitivas, miméticas ou normativas) levam as empresas a adotarem estratégias, estruturas e processos similares (DIMAGGIO; POWELL, 2005; VARADARAJAN, 2017). Pressões institucionais se originam do ambiente das empresas e incluem pressões exer-

cidas por regulações e políticas, colaboradores (*stakeholders* como investidores, clientes, provedores, empregados etc.) e competidores.

Especificamente para a questão da sustentabilidade, as pressões são suportadas pelos principais executivos das organizações. Estes atentam para o fato de que essa orientação pode ter uma influência positiva sobre o desempenho da empresa. Além disso, investidores passaram a exigir dados mais claros sobre as práticas das empresas em relação à sustentabilidade em diversos níveis. Fala-se de sustentabilidade e responsabilidade corporativa (VARADARAJAN, 2017).

14.2.2 O alinhamento da inovação em busca do desenvolvimento sustentável

Uma das possíveis análises a respeito nossa sociedade é sobre o modo de produção capitalista e a organização social do trabalho. Nesse contexto, diversos autores indicam como a evolução tecnológica sempre foi um fator primordial para a sociedade capitalista. Jeffrey Sachs (2015) aponta a descrição do economista Nikolai Kondratieff, autor de “The Major Economic Cycles” (1925), sobre a evolução econômica estar atrelada a grandes eras tecnológicas. Segundo ele, grandes revoluções tecnológicas levam a um ápice de desenvolvimento econômico. Em seguida, há um período de recessão econômica e incertezas, até que uma nova onda, propagada por uma nova grande revolução tecnológica ocorra. Segundo Sachs (2015), estamos vivendo um momento de recessão e a nova onda tecnológica que deve surgir e dar ritmo a essa dinâmica seria aquela atrelada a tecnologias verdes e inteligentes.

Uma das atividades-chave das empresas é a atividade de inovação. Uma primeira análise do conceito de inovação poderia ser meramente descrita como o processo capaz de gerar recursos para remunerar os fatores de produção, repor os ativos usados e investir para continuar competindo (BARBIERI et al., 2010). Essa abordagem, que reproduz o que é esperado por uma organização em busca de legitimidade no seu campo organizacional, em nada difere de uma definição clássica de inovação como a fornecida por Porter (1995) e Schumpeter (1939), que a consideram como ação necessária e estratégica para a manutenção da competitividade empresarial ou de Malmberg e Maskell (1999), que apontam que em uma sociedade altamente globalizada como a atual, a competitividade deriva da habilidade das empresas de inovar.

O que parece diferir, ao longo dos últimos anos, é que a inovação ganhou roupagem adicional por meio de um discurso que a identifica como atividade orientada para a sustentabilidade, tendo como tecido espaço-temporal aquele

movimento de institucionalização de valores sustentáveis (BARBIERI et al., 2010; ADAMS, 2016; MEDEIROS et al., 2014). A sustentabilidade ganha status de um mantra (CAVALCANTI, 2012) que todos repetem porque não querem se opor, mas, como diria Bursztyn e Bursztyn, “se todos estão a favor, então quem está contra?” (2013 p. 32).

Na academia, as produções que fazem referência à temática de sustentabilidade e suas derivações (desenvolvimento sustentável, inovação sustentável, *green innovation*, eco inovação) têm apresentado um intenso crescimento (ADAMS, 2016; BOONS et al., 2013; VARADARAJAN, 2017).

A orientação do processo de inovação para a sustentabilidade encontra diversas forças motrizes. Diferentes trabalhos dão ênfases distintas para essas motivações, mas encontram um denominador comum relacionado ao estresse do uso de recursos naturais e ao excessivo modelo de consumo da sociedade capitalista (GOODLAND, 1995; JACKSON, 2013; ROCKSTRÖN, 2009; PARODI et al., 2011; ABRAMOVAY, 2012).

Boons et al. (2013) apontam, primeiramente, os grandes desafios que o mundo está enfrentando, como a mudança climática, o envelhecimento da população, a desertificação, a escassez de água e de recursos naturais. Em seguida, indicam as questões econômicas de competitividade empresarial e entre nações. Adams et al. (2016) resumem a orientação sustentável do processo de inovação emergindo do evidente super consumismo, da degradação ambiental e da desigualdade social. Segundo o autor, tais constatações clamam para uma transição em direção a uma sociedade e economia mais sustentáveis. Hallstedt et al. (2013) e Medeiros et al. (2014) pontuam a importância da inovação orientada para a sustentabilidade como uma ação estratégica e necessária para a manutenção da competitividade. Fala-se de uma sustentabilidade empresarial num discurso mais amplo sobre uma sociedade mais sustentável. Trata-se de uma abordagem dentro de uma perspectiva de modernização ecológica (BURSZTYN; BURSZTYN 2013; BOFF, 2013).

Ponto comum de diversos trabalhos é deixar clara a complexidade do tema e elucidar o grande número de expressões e conceitos correlatos à inovação com orientação para a sustentabilidade. Ao analisar vários trabalhos na literatura e buscar alguma linha norteadora para o seu trabalho, Varadarajan (2017, p. 17, tradução nossa) apresenta suas definições dos conceitos de inovação sustentável e inovação sustentável de produto, a saber:

Inovação sustentável é a implementação de projetos em uma firma com novos produtos, processos ou práticas, ou modificações de produtos, processos ou práticas exis-

tentes que significativamente reduzem o impacto das atividades da firma no ambiente natural.

Inovação sustentável de produto é a introdução pela firma de um novo produto ou modificação de um produto existente, cujo impacto ambiental, durante o ciclo de vida do produto, abrangendo a extração de recursos, produção, distribuição, uso, disposição pós-uso, é significativamente menor do que produtos existentes para os quais este novo produto é um substituto.

Há de se salientar que neste capítulo optou-se por utilizar a expressão “inovação orientada para a sustentabilidade” (IOS) em vez de “inovação sustentável”, pois esta emprega o termo sustentável como adjetivo da inovação, e isso nos levaria a uma discussão sobre a hermenêutica do constructo que, embora necessária e profunda, ampliaria demais a delimitação do trabalho.

14.3 MÉTODO

A revisão da literatura foi realizada tomando-se como base o guia de Okoli e Schabram (2010), que apresenta etapas cruciais de uma revisão sistemática da literatura. Primeiramente, definiu-se a proposta da busca e a pergunta que tal revisão queria responder, como descritas abaixo:

Proposta da revisão: entender como os modelos de inovação orientados para sustentabilidade lidam com a incorporação de elementos da sustentabilidade (se os incorporam).

Pergunta da revisão: quais são os modelos de IOS atuais?

Para fazer a busca, a base de dados utilizada foi a plataforma Scopus, e as expressões e palavras-chave (em inglês) foram as seguintes: *Sustainable innovation models; Innovation AND sustainability; Innovation Process; Innovation, models and processs; sustainability OR sustainable; Eco-innovation; Sustainability-oriented innovation; framework; pattern*. Tais expressões e palavras-chave foram combinadas por meio das possibilidades avançadas de pesquisa da base de dados Scopus. Como período de busca, decidiu-se limitar a busca de trabalhos a partir de 2006, pois se evidenciou um aumento das publicações em relação a essa temática na última década. O trabalho de busca foi realizado entre setembro e outubro de 2017. A configuração final de busca que foi utilizada é como segue:

TITLE (sustain AND innovat* AND (model* OR process* OR framework*)) AND (PUBYEAR > 2006)*

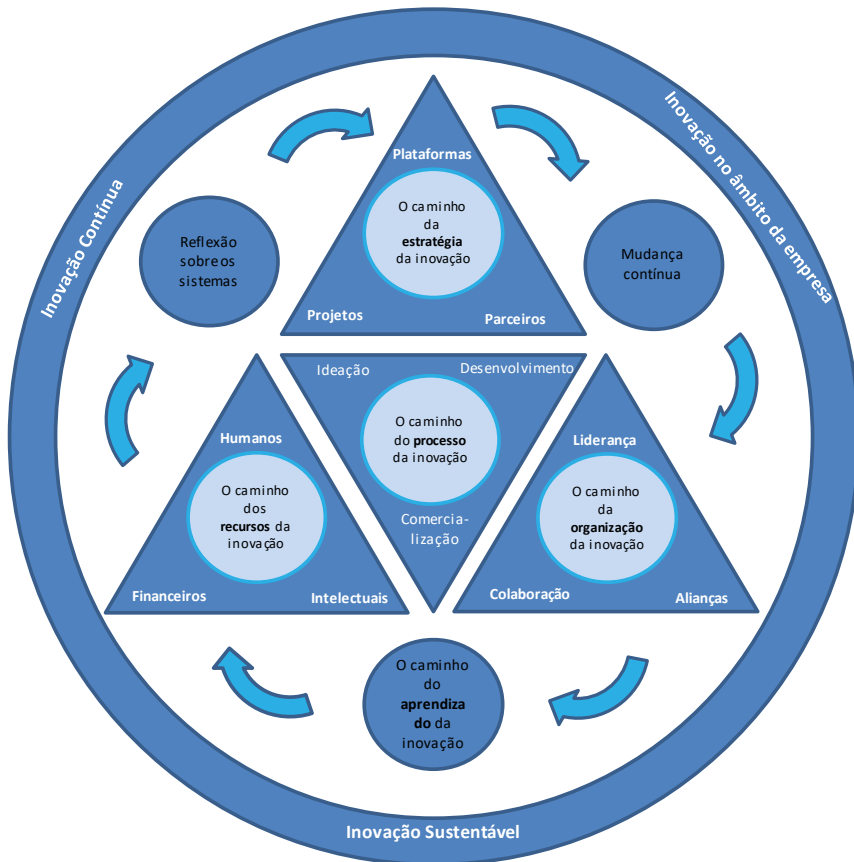
Tal busca resultou em 260 trabalhos. Ao final, por critérios de escolha (somente *papers* relacionados à inovação e ao processo de inovação em empresas),

focou-se em 41 artigos e 5 revisões. Desses artigos, somente aqueles que trouxeram contribuição efetiva a fim de cumprir com a proposta desta revisão estão referenciados na última seção deste capítulo.

14.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O trabalho de Da Silva et al. (2014) discute os modelos para gestão de inovação. Embora o foco de seu trabalho seja muito mais na gestão, a autora traz, em sua revisão, a versão de Jonash e Sommerlatte (2011) para o modelo de gestão de inovação de alto desempenho, representado na Figura 14.1. Nessa visão, entende-se o processo de inovação como um contínuo de atividades e subprocessos, nos quais várias pessoas e funções da empresa estão inseridas. Nesse modelo, aparece uma sutil menção à inovação sustentável, fazendo parte do processo global.

Figura 14.1 – Modelo de inovação avançada e de alto desempenho.



Fonte: adaptada de Jonash e Sommerlatte (2011).

Adams et al. (2016) apresentam uma revisão da literatura com o objetivo de evidenciar o fenômeno de inovação orientada para a sustentabilidade IOS (SOI – Sustainability-Oriented Innovation) por meio da identificação, análise e síntese de práticas e processos no nível das empresas, a fim de proporcionar uma espécie de guia para que estas possam evoluir e se tornar mais sustentáveis. É proposto um modelo de IOS que começa como uma resposta a estímulos regulatórios por meio de mudanças incrementais no nível da empresa e culmina com uma mudança radical no macronível sistêmico (onde a empresa atua).

Adams et al. (2016) propõe a análise de três dimensões da IOS. A dimensão técnica/pessoal, a dimensão *stand-alone*/integrada e a dimensão insular/sistêmica. Todas elas são consideradas uma transição, um movimento no sentido de se tornarem mais sustentáveis. Na dimensão técnica/pessoal, evidencia-se o *status-quo* da inovação com um grande foco técnico, com uma visão de inovação voltada ao produto, promovendo ajustes incrementais em práticas para atender os desafios ambientais. Em contraste, essa dimensão agregará também uma visão que repousa sua atenção numa inovação centrada nas pessoas. Sustentabilidade é tratada como um desafio sociotécnico, afetando um emaranhado de elementos, como tecnologia, regulação, práticas de consumidores e mercados, significado cultural, infraestrutura e cadeia de entrega. A dimensão *stand-alone*/integrada trata do posicionamento da empresa, internamente, com relação à sua orientação da inovação para a sustentabilidade, em um caminho de maior integração com atores externos. É o caso, por exemplo, da disseminação das práticas ligadas à análise do ciclo de vida de produtos, que afeta a cadeia de suprimentos de matérias-primas e também a disposição do produto após o uso pelo consumidor. A terceira e última dimensão, denominada insular/sistêmica, reflete a visão da firma por ela mesma em relação a uma visão mais ampla/holística da sociedade. Ela questiona se inovações são orientadas internamente, endereçando questões internas, ou desenhadas e objetivadas para impactar um sistema socioeconômico mais amplo, além das fronteiras imediatas das firmas e seus colaboradores (*stakeholders*).

Adams et al. (2016) propõem um modelo (Figura 14.2) que incorpora as três dimensões identificadas por eles como fundamentais para a IOS, incluindo elementos relacionados às atividades das IOS que as empresas empregam na implementação dessa orientação no processo de inovação.

Figura 14.2 – Modelo de Inovação Orientada para a Sustentabilidade



Fonte: adaptada de Adams et al. (2016).

O modelo descreve três tipos de posicionamentos estratégicos que as empresas podem assumir e mostrar uma ideia de evolução desse posicionamento. Um posicionamento inicial, o *status-quo*, pode ser identificado como uma estratégia de "otimização operacional". Nessa fase, as atividades de inovação voltam-se de maneira eficiente para responder às questões ambientais. Trata-se de fazer as mesmas coisas de maneira melhor. A evolução da inovação será incremental. Um passo posterior e na direção de se tornar mais sustentável, está na estratégia de transformação organizacional. Ainda, trata-se de algo voltado para dentro da empresa, onde ela busca novas oportunidades e novos mercados. É sobre fazer algo bom por meio de novos produtos. A inovação orientada para a sustentabilidade busca a criação de valor e evidencia uma mudança fundamental no entendimento da importância da inovação para a empresa. O último estágio desse modelo posiciona empresas com uma estratégia de construção de sistemas (de mudança na sociedade). Esse, sem dúvida, é o estágio mais completo e ainda visionário e teórico (ou ainda em construção). Trata-se de fazer novas propostas com os outros colaboradores (acionistas, empregados, comunidades, fornecedores...). A empresa criaria, por meio da inovação, um impacto positivo líquido para a sociedade (avaliadas as dimensões econômica,

social e ambiental). A visão de inovação de empresas nesse estágio transcende a própria empresa e evidencia influências em mudanças institucionais.

O modelo de Construtores de Sistemas é o mais radical em sua essência, pois requer uma mudança na filosofia de pensar a existência das empresas. Trata-se de repensar o papel do negócio na sociedade. Tal orientação traz a questão sobre a dicotomia de ser sustentável e criar um equilíbrio ambiental, econômico e social. Não por acaso, Adams et al. (2012) e Adams et al. (2016) evidenciam que tal orientação ainda não pode ser encontrada, na prática, nas organizações e empresas.

Os trabalhos de Boons et al. (2012) e de Boons e Lüdeke-Freund (2013) também trazem uma reflexão sobre modelos de inovação. O primeiro trabalho trata de uma revisão da literatura sobre modelos de negócios para a inovação sustentável. O segundo trabalho também traz uma revisão sobre inovação sustentável, modelos de negócios e desempenho econômico. O foco desses trabalhos está na análise dos modelos de negócios. Boons et al. (2012) defendem que as inovações orientadas para a sustentabilidade podem ser mais efetivamente criadas e estudadas quando construídas ou analisadas pela lente de modelos de negócios. Os autores afirmam que o uso de tal lente provê uma ferramenta analítica que permite a eles avaliar a interação entre os diferentes aspectos que firmas combinam para criar valor ecológico, econômico e social. Adicionalmente, o conceito de modelo de negócio provê uma ligação entre a empresa/corporação individual e o sistema mais amplo de produção e consumo na qual ela opera.

Boons e Lüdeke-Freund (2013) apresentam quatro elementos que estruturam um modelo de negócio. São eles: a proposta de valor, a cadeia de suprimentos, a interface com o cliente e o modelo financeiro. Eles salientam a necessária articulação do conceito de inovação orientada para a sustentabilidade e também se deparam com a complexidade do conceito e a atual falta de consenso sobre este. Uma das razões apontadas para a variedade e ambiguidade dos conceitos e constructos que se relacionam é o fato de a temática estar sendo trabalhada por diversos pesquisadores de diferentes áreas (economia evolucionária, sociologia econômica, inovação econômica, ciência e tecnologia, história etc.). Isso leva a diferentes aproximações sobre o conceito.

Na tentativa de se aproximar do tema “inovação sustentável”, Boons e Lüdeke-Freund (2013) propõem três níveis de análises: organizacional; interorganizacional e sociedade. Neste último, discute-se o tema “transições”, que reiteradas vezes aparece na literatura sobre sustentabilidade. Os autores também assumem uma posição pragmática para adotarem essa aproximação por meio de modelos de negócios. Segundo Boons e Lüdeke-Freund (2013, p. 11-12, tradução nossa):

sem uma difusão bem sucedida na sociedade, eco-inovações são sem sentido. Em sociedades capitalistas o mercado é um mecanismo de coordenação dominante onde o sucesso é alcançado [...] um desafio adicional para a criação e desenvolvimento de negócios em direção a sustentabilidade é a co-criação de ganhos sociais e econômicos.

Boons e Lüdeke-Freund (2013) definem, por meio de sua revisão, três modelos de negócios preponderantes no campo de discussão sobre inovação sustentável. Tratam-se dos modelos de Inovação Tecnológica, Inovação Organizacional e Inovação social. Os modelos de negócios sustentáveis com foco na inovação tecnológica são aparelhos de mercado que superam as barreiras internas e externas de tecnologias mais limpas. Eles apontam:

Assim, modelos de negócios sustentáveis com um foco em inovação tecnológica são dispositivos de mercado que superam barreiras internas e externas de mercados de tecnologias limpas; de significância é a habilidade do modelo de negócio em criar um ajuste entre as características tecnológicas e as (novas) abordagens de comercialização que ambas podem ser bem sucedidas em mercados consolidados e novos (BOONS; LÜDEKE-FREUND, 2013, p. 14, tradução nossa).

Para os modelos de inovação organizacional, os autores apontam as características e mudanças que devem guiar tais modelos. Especificamente sobre as mudanças no modelo de inovação organizacional (BOONS; LÜDEKE-FREUND, 2013, p. 15, tradução nossa), eles assumem:

Mudança de modelo de negócio no nível organizacional é sobre a implementação de paradigmas alternativos além da visão da economia neoclássica que dá forma a cultura, estrutura e rotina de organizações e assim muda a maneira de fazer negócios em direção ao desenvolvimento sustentável, um modelo de negócio sustentável é o agregado desses diversos aspectos organizacionais.

Com relação aos modelos de inovação social, os autores apontam que os trabalhos encontrados evidenciam práticas mais voltadas para propósitos sociais e missões. Dessa maneira, poder-se-ia esperar um distanciamento do modelo econômico clássico no qual a maximização dos ganhos financeiros é preponderante. Enquanto inovações tecnológicas são mais inseridas nos modelos atuais (novos produtos, processos e serviços) e as inovações organizacionais são uma forma de autorreflexão das corporações, as inovações sociais são provedoras de soluções para problemas dos outros, p.e., de grupos da sociedade que não possuem recursos ou *capability* para evoluírem sozinhos (causas sistêmicas).

Outra aproximação sobre a inovação orientada para a sustentabilidade encontra uma contribuição importante no trabalho de Hallstedt et al. (2013), que traz uma análise do processo de inovação de produto. É importante salientar

que o modelo inclui as fases de desenvolvimento do produto e da utilização do mesmo, ou seja, o ciclo de vida do produto. Adicionalmente, discute-se que os aspectos de sustentabilidade necessitam ser integrados ao processo quando o produto está sendo desenvolvido, pois é nesse estágio que é possível influenciar os aspectos de como o produto será produzido e utilizado.

O trabalho de Hallstedt et al. (2013) sintetiza oito elementos-chave para o sucesso da implementação de uma perspectiva estratégica de sustentabilidade para o processo de inovação de produto. Esses elementos são divididos em quatro categorias: organizacional, processos internos, papel/funções (*roles*) e ferramentas. A Tabela 14.1 traz a descrição de tais elementos, bem como em quais categorias eles se encaixam.

Tabela 14.1 – Elementos para uma inovação orientada para a sustentabilidade

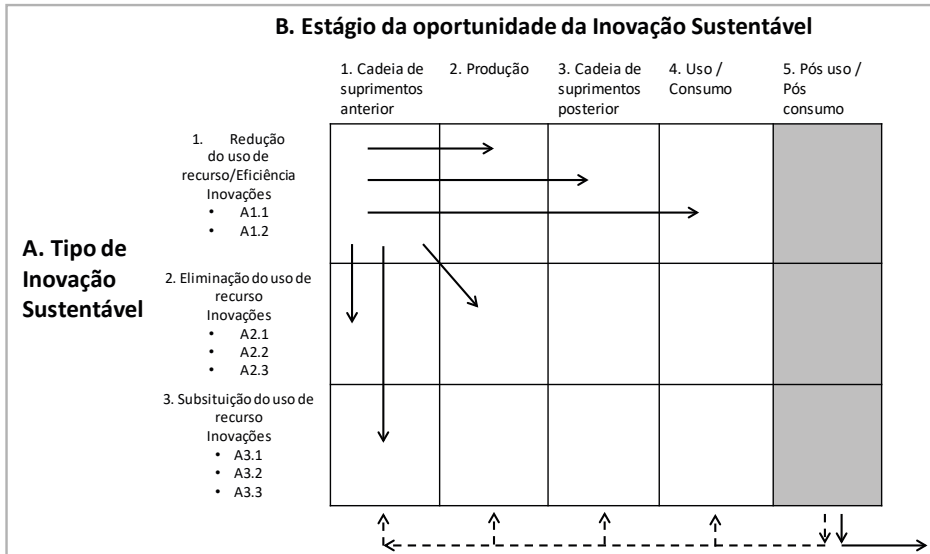
Categoria	Elementos
Organizacional	1. Assegurar o compromisso da alta gerência por meio do plano estratégico de sustentabilidade que é bem comunicado na companhia;
Processo	2. Trazer eficientemente a perspectiva de sustentabilidade nas fases iniciais dos processos de inovação de produto e alinhá-los ao longo do processo de design, em ordem de levar esses aspectos em conta e considerar critérios baseados em sustentabilidade com a mesma importância de outros critérios no processo de desenvolvimento de produto; 3. Incluir mais ativamente compradores nas fases iniciais do processo de desenvolvimento de produto, uma vez que os compradores podem agregar com relação a questões de sustentabilidade; 4. Incluir aspectos sociais ao longo do ciclo de vida e da cadeia de valor, uma vez que isso afeta a longo prazo a reputação e imagem da empresa, planos de investimentos, controle de qualidade e eficiência;
Papéis/Pessoas	5. Identificar diferentes níveis de funções para a responsabilidade das pessoas para a implementação da sustentabilidade no processo de inovação de produtos
Ferramentas	6. Introduzir uma sistemática para construção de competência, incluindo ações de monitoramento de conhecimento compartilhado e a reutilização de avaliações com o propósito de aumentar a competência no campo da sustentabilidade; 7. Incluir ferramentas como guias de decisões. Isso poderá prover um suporte adicional para tomar decisões de longo prazo numa perspectiva de curto prazo em direção de um processo de inovação de produto orientado para a sustentabilidade; 8. Utilizar ferramentas que incorporem a perspectiva de <i>backcasting</i> desde uma definição de sucesso, desenvolver produtos que poderiam funcionar como plataformas flexíveis em direção a produtos mais sustentáveis e ao mesmo tempo gerar bom retorno sobre investimentos.

Fonte: adaptado e traduzido de Hallstedt et al. (2013, p. 283-285).

O trabalho de Varadarajan (2017) traz uma ampla discussão sobre inovação orientada para a sustentabilidade. O autor apresenta o modelo de inovação orientado para a sustentabilidade, representado pela Figura 14.3. O modelo traz três tipos de inovação e orientação sustentável. Tais tipos se diferenciam de acordo com sua orientação estratégica de inovação. O primeiro tipo (redução de recurso/ inovação eficiente) tem o foco em reduzir o uso de recursos e pode ser atingido por um processo mais eficiente. Esse tipo de inovação permite uma categorização entre o uso de recursos renováveis ou não renováveis. O segundo tipo apresentado trata da eliminação de recursos por meio da inovação. Um ponto importante nesse tipo de inovação é que a eliminação de qualquer recurso não acarrete em diminuição de desempenho do produto referência (sem a eliminação do recurso). Uma categorização possível desse tipo de inovação pode ser a eliminação de ingredientes nocivos ao meio ambiente de um determinado produto, a eliminação de um ingrediente veículo (que só é usado para baratear custos) de um produto ou a eliminação da necessidade de se utilizar um produto complementar. Por fim, o terceiro tipo de inovação está relacionado à substituição de um recurso para a manufatura de um determinado produto. Nesse caso, uma categorização possível é a substituição de um recurso não renovável por outro renovável; ou a substituição de um recurso não renovável e nocivo ambientalmente por um produto não renovável, mas menos nocivo; ou a substituição de um recurso não renovável e escasso por um produto não renovável, porém mais abundante; e, por fim, a substituição de um recurso virgem por um recurso de reuso extraído pós-uso ou pós-consumo (recurso reciclado). Outra característica desse modelo é a visão do estágio da oportunidade da inovação orientada para a sustentabilidade. O modelo não se limita a pensar na produção de um determinado produto, mas em toda a sua cadeia, ou, ainda, em todo o seu ciclo de vida.

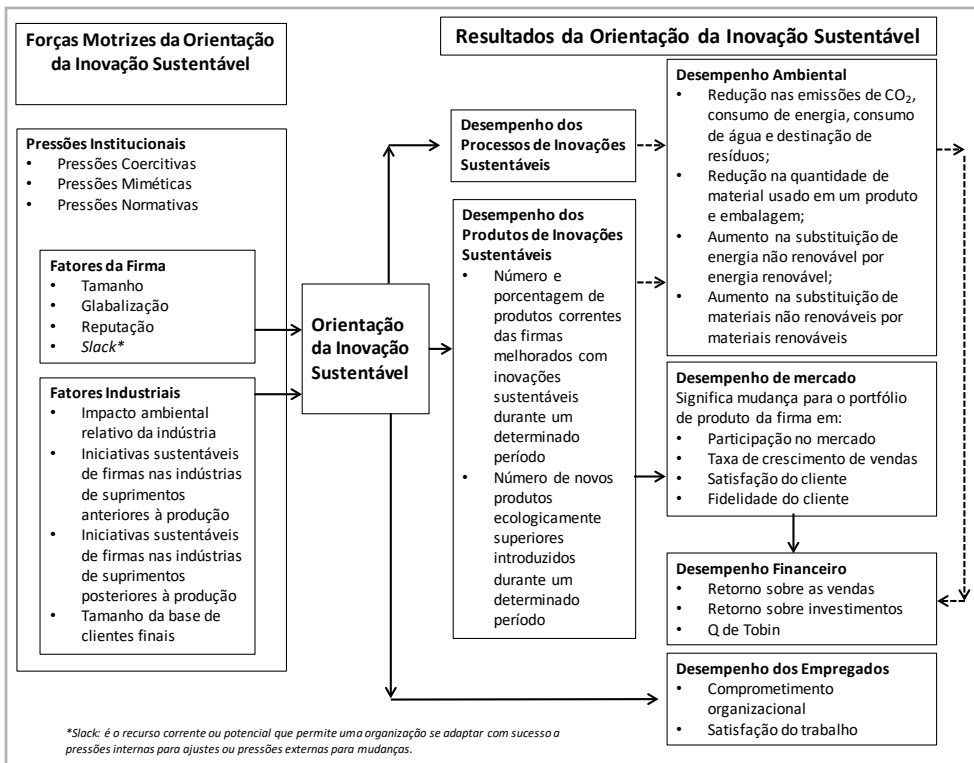
O trabalho de Varadarajan (2017) não se limita a trazer o modelo proposto, mas aprofunda-se em questões cruciais que podem ser resumidas em dois questionamentos: o que explica a orientação da inovação para a sustentabilidade? O que explica as diferenças entre as firmas nessa orientação? Para tal orientação, Varadarajan (2017) se apoia na teoria institucional. Adicionalmente, seu trabalho traz um modelo conceitual da inovação orientada para a sustentabilidade, levando em consideração o impacto das instituições e dos efeitos de isomorfismo do campo onde as empresas atuam. O modelo de Varadarajan está apresentado na Figura 14.4.

Figura 14.3 – Modelo conceitual de Inovação Sustentável.



Fonte: adaptada de Varadarajan (2017).

Figura 14.4 – Modelo conceitual da orientação das inovações sustentáveis.



Fonte: adaptada de Varadarajan (2017).

Por fim, trazemos a contribuição de Coenen e López (2010). Eles identificam e analisam três principais sistemas/estruturas teóricas(as) predominantes sobre o discurso da inovação orientada para a sustentabilidade que se relaciona, por conseguinte, com a questão da competitividade e sustentabilidade. São eles: Sistemas Setoriais de Inovação (SSI); Sistemas de Inovação Tecnológica (SIT) e Sistemas Técnico-Sociais (STS). Nestes últimos, identifica-se também o conceito de transição, o qual analisa o processo de mudança de modelos organizacionais, bem como as dinâmicas das estruturas sociais imersas entre os campos e atores envolvidos.

É importante se ater nessa abordagem por meio de sistemas. Estes são complexos e inerentemente baseados em relações de redes sociais. As inovações não se realizam nos eventos singulares ou em indivíduos e organizações isolados e nem advêm deles. O entendimento da inovação como um sistema traz como principal característica sua base essencialmente social e de processo que coevoluiu (COENEN; LÓPEZ, 2010).

As duas primeiras estruturas (SSI e SIT) podem ser associadas às práticas atuais de inovação no seio do mundo corporativo e sob a ótica da modernização ecológica. A abordagem SSI foca no desempenho da inovação orientada para a sustentabilidade sob o ponto de vista das firmas. Analisa-se a implementação desses sistemas de inovação, processos e práticas na execução dos projetos, tentando-se equilibrar as dimensões de sustentabilidade e colaboradores (*stakeholders*). Trata-se de uma aproximação sobre as empresas. A abordagem SIT baseia-se na análise de evolução e difusão de tecnologias sustentáveis, bem como na dinâmica de implementação e nas novas instituições que surgem e alavancam tais tecnologias. É uma análise mais setorial sobre um tipo de tecnologia e mercado específicos. A dimensão STS foca na análise do processo de transição na sociedade sob a égide da sustentabilidade. O termo transição traz a noção de um sistema mais amplo de interações e coevolução das novas tecnologias, mudanças nos mercados, novas práticas dos usuários, políticas e discursos culturais e novas instituições governamentais. O trabalho aponta que, das três dimensões e perspectivas analisadas, a STS é a dimensão emergente e que mais apresenta lacunas sobre o seu real processo e sua dinâmica.

Uma vez apresentados os modelos e discutidas as principais características deles, é apresentada, a seguir, uma síntese (Tabela 14.2). É importante salientar que esta revisão buscou identificar os modelos de IOS existentes para entender quais elementos da sustentabilidade estão sendo incorporados neles.

Uma primeira observação é que a alusão a temática de sustentabilidade está presente em todos os modelos e em suas discussões. No entanto, o nível de profundidade apresentado em relação ao tema levanta dúvidas sobre o quão forte e legitimadamente os elementos de sustentabilidade estão incorporados. Alguns modelos focados na inovação de produtos e/ou processos demonstram a complexidade do processo de inovação (HALLSTEDT et al., 2013; VARADARAJAN, 2017 – Modelo conceitual de inovação sustentável). A discussão se dá ao apontar a necessidade de se incorporar elementos de sustentabilidade ao longo do processo. No entanto, a maneira de como se daria essa incorporação não é clara. Ambos os modelos trazem como um elemento de sustentabilidade ambiental o fato de incluírem a visão do ciclo de vida do produto. O modelo de Varadarajan (2017) propõe três tipos de inovação e orientação sustentáveis de acordo com a abordagem tecnológica escolhida pela empresa. Hallstedt et al. (2013) apresenta oito elementos que devem ser incorporados para uma IOS (Tabela 14.1). Embora esses elementos sejam apresentados, não há discussão de como inclui-los e nem de como tais elementos poderiam ser legitimados ao ponto de serem incorporados como novas práticas dentro do processo de inovação.

Tabela 14.2 – Síntese dos modelos de inovação

Modelo	Autor(es)	Principais características
Modelo de inovação avançada e de alto desempenho.	Jonash e Sommerlatte (2011).	Traz elementos importantes da inovação em si e uma ideia de processo contínuo e retroalimentação. A inovação sustentável está presente, mas não há elementos e discussão que a suporte.
Modelo de Inovação Orientada para a Sustentabilidade	Adams et al. (2016)	É um modelo que leva em consideração a complexidade do tema e reconhece o ponto de partida e acrescenta a ideia de transição dos modelos. Três níveis/estágios dão suporte para uma evolução da inovação básica para a inovação orientada para a sustentabilidade. Traz uma ideia das diferentes partes envolvidas e da complexidade para se realizar tal transição dentro de uma perspectiva macro.
Modelos de negócios para Inovação Sustentável	Boons e Lüdeke-Freund (2013)	O modelo propõe que se discuta inovação sustentável a partir de modelos de negócios pois, dessa maneira, a análise pode ser compreendida dentro um contexto mais concreto segundo uma lógica de negócios. Há a proposição de três modelos de inovação sustentável.
Processo de inovação de produto com o ciclo de vida do produto	Hallstedt et al. (2013)	Traz elementos de um processo de inovação de produto que leva em consideração o ciclo de vida deste. Tal característica estaria associada a uma orientação para a sustentabilidade. No entanto, o modelo em si é superficial nesses elementos, e os autores discutem que os elementos de sustentabilidade precisam ser incluídos no processo.
Modelo conceitual de inovação sustentável	Varadarajan (2017)	É um modelo que também traz uma visão ao longo da cadeia do produto que está sendo desenvolvido. Porém, o modelo traz três tipos de inovação e orientação sustentável possíveis.
Modelo conceitual da orientação das inovações sustentáveis	Varadarajan (2017)	Este modelo traz vários elementos importantes que impactam a orientação das inovações sustentáveis. Tais elementos podem ser identificados dentro de uma perspectiva macronível influenciando os processos de inovação. Fatores institucionais, os campos de atuação de uma determinada empresa e as próprias características delas são elementos importantes para se entender a dinâmica da orientação para a sustentabilidade das empresas.
Modelos de sistemas/ estruturas ligados a IOS	Coenen e López (2010)	São discutidos três principais sistemas/estruturas de inovação e suas relações com a sustentabilidade. Sistemas setoriais de inovação; sistemas de inovação tecnológica; e sistemas técnico-sociais. Neste último, identifica-se também o conceito de transição.

Outro modelo apresentado por Varadarajan 2017 (Figura 14.4) traz elementos bastante importantes para entender como se dá a orientação das empresas para fazer IOS. Elementos de nível macro são descritos, como o isomorfismo institucional e a noção de campos (arena onde determinada empresa atua). Fatores como globalização, tamanho da empresa e reputação também são trazidos à tona. O reconhecimento desses fatores na organização da inovação é muito importante. No entanto, tratam-se de fatores de níveis macro, ainda distantes da realização prática da inovação, a saber, as atividades que deveras são/serão incorporadas ao longo do processo.

Boons e Lüdeke-Freund (2013) propõem a abordagem sobre a IOS mediante a análise de modelos de negócios. Eles justificam essa necessidade com o intuito de alcançarem algo mais palpável e realista quando se discute inovação, ou seja, os modelos de negócios trariam consigo elementos de proposição de valor, identificação de uma necessidade do consumidor etc. Há de se salientar que essa orientação parte da lógica capitalista tradicional e isso pode interferir em como serão adicionados os elementos complexos da sustentabilidade que contrastam com essa lógica.

O modelo de Adams et al. (2016) assume que fazer uma IOS é um processo de transformação. O modelo propõe uma transição daquilo que seria o *status quo* da inovação da maioria das empresas, para de fato um posicionamento de inovação que estaria orientada para a sustentabilidade. Três estágios definem essa transição no modelo e suas transformações ao longo dos estágios são apresentadas. Embora o modelo aponte uma transição que poderia ser vista dentro de uma perspectiva macro, há elementos de nível macro que não aparecem no modelo (por exemplo, os elementos trazidos por Varadarajan (2017) em seu modelo de orientação das inovações sustentáveis – Figura 14.4). Ainda em relação às categorias de acordo com cada estágio, está descrito o que poderia se esperar, mas não há elementos que mostrem quais as tensões que atuarão como impeditivas para novas práticas ou como promotoras destas.

Coenen e López (2010) apresentam uma análise por meio de sistemas de inovação. Eles reconhecem que não se pode utilizar a mesma abordagem de IOS para os diferentes contextos em que a inovação se aplica. Por isso, propõem uma análise de inovação setorial (onde há uma noção de campos), uma análise de inovação tecnológica e uma última análise de um sistema técnico-social que incorpora questões mais ligadas à sustentabilidade nos aspectos sociais da sociedade. Embora essa separação das diferentes aproximações sobre inovação possa ser de grande valia, não é claro como se incorporam os elementos de sustentabilidade em cada uma das abordagens.

14.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este capítulo procurou articular a problemática da sustentabilidade com a orientação corporativa das empresas em seus processos de inovação. Uma vez apresentado na Introdução que a inovação vem ganhando uma roupagem que a caracteriza como uma promotora de sustentabilidade pelos discursos das empresas, este capítulo procurou entender como os modelos de IOS têm incorporado elementos dessa temática.

Os achados apontam que elementos básicos como aqueles apontados por Elkington (1997) aparecem em vários modelos. Fala-se da incorporação de aspectos ambientais, sociais e econômicos. No entanto, tal abordagem é simplória e limitada para apontar caminhos práticos para ser fazer uma IOS. Modelos mais complexos que tentam levar em consideração fatores macro também têm surgido e ajudado a discussão. A visão macro de campos e pressões institucionais podem ajudar a entender a estruturação de novas práticas dentro dos processos de inovação. Há, ainda, visões mais detalhadas dos processos de inovação que tentam incorporar princípios de sustentabilidade ambiental ao descrever a análise do ciclo de vida de um novo produto ou processo. Outros modelos retratam a realidade e necessidade de uma transição de modelos de inovação para se alcançar uma IOS. Ao final, não se encontra um modelo que dê conta da complexidade de uma emergente IOS. Os modelos apresentados são complementares, mas ainda faltam elementos mais robustos que devem vir da discussão da sustentabilidade na sociedade. Há ainda um elemento ausente nesses modelos que está ligado a uma visão micro do fazer inovação. Ao se descrever os fenômenos macro que deveriam organizar os processos de inovação e permitir sua transformação na direção de uma IOS, pouco ou quase nada se fala sobre o papel do agente/ator social que operacionaliza a inovação nas diversas práticas existentes. Não há elementos que apontem como poderia se dar o surgimento de novas práticas na IOS. Dessa maneira, este capítulo aponta o avanço dos modelos de IOS, mas também suas limitações. A articulação entre os níveis macro e micro da IOS podem auxiliar o aprofundamento desse fenômeno emergente (IOS).

REFERÊNCIAS

ABRAMOVAY, R. **Muito Além da Economia Verde**. São Paulo: Abril, 2012.

ADAMS, R., JEANRENAUD, S., BESSANT, J., DENYER, D., OVERY, P. Sustainability-oriented Innovation: A Systematic Review. **International Journal of Management Reviews**, v. 18, n. 2, p. 180-205, 2016.

BARBIERI, J. C. et al. Inovação e sustentabilidade: novos modelos e proposições. **RAE, Revista de Administração de empresas**, São Paulo, v. 50, n. 2, p. 146-154, 2010.

BOFF, L. **Sustentabilidade, o que é – O que não é**. Petrópolis: Vozes, 2013.

BOONS F. et al. Sustainable innovation, business models and economic performance: An overview. **Journal of Cleaner Production**, v. 45, p. 1-8, 2013.

BOONS, F.; LÜDEKE-FREUND, F. Business models for sustainable innovation: State-of-the-art and steps towards a research agenda. **Journal of Cleaner Production**, v. 45, p. 9-19, 2013.

BRUNDTLAND, G. H. **Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future**. New York: United Nations, 1987.

BURSZTYN, M.; BURSZTYN, M. A. **Fundamentos de política e gestão ambiental: os caminhos do desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: Garamond, 2013.

CAVALCANTI, C. Sustentabilidade: Mantra ou Escolha Moral? Uma Abordagem Ecológico Econômica. **Estudos Avançados**, v. 26, n. 74, p. 35-50, 2012.

COENEN, L., DÍAZ LÓPEZ, F. J. Comparing systems approaches to innovation and technological change for sustainable and competitive economies: An explorative study into conceptual commonalities, differences and complementarities, **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 12, p. 1149-1160, 2010.

DA SILVA, D. O.; BAGNO, R. B.; SALERMO, M. S. Modelos para a gestão da inovação: revisão e análise da literatura. **Production**, v. 24, n. 2, p. 477-490, 2014.

DIMAGGIO, P.; POWELL, W. **A gaiola de ferro revisitada**. RAE, Revista de Administração de empresas. São Paulo: EAESP-FGV, 2005.

ELKINGTON, J. **Cannibals with Forks**. Oxford: Capstone, 1997.

GONÇALVES-DIAS, S. L. F.; TEODÓSIO, A. S. S. Perspectivas de análise do ambientalismo empresarial para além de demonizações e santificações. **RGSA: Revista de Gestão Social e Ambiental**, v. 5, p. 3-17, 2011.

GOODLAND, R. The concept of Environmental Sustainability. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 26, n. 1-24, 1995.

HALLSTEDT S. I.; THOMPSON, A. W.; LINDAHL, P. Key elements for implementing a strategic sustainability perspective in the product innovation process, **Journal of Cleaner Production**, v. 51, p. 277-288, 2013.

JACKSON, T. **Prosperidade sem Crescimento: Vida Boa em um Planeta Finito**. São Paulo: Abril, 2013.

JONASH, R. S.; SOMMERLATTE, T. **O valor da inovação: como as empresas mais avançadas**

atingem alto desempenho e lucratividade. Rio de Janeiro: Campus, 2001.

MASKELL, P.; MALMBERG, A. Localized Learning and Industrial Competitiveness. **Cambridge**

Journal of Economics, v. 23, n. 2, p. 167-85, 1999.

MEDEIROS, J. F., RIBEIRO, J. L. D., CORTIMIGLIA, M. N. Success factors for environmentally sustainable product innovation: A systematic literature review, **Journal of Cleaner Production**, v. 65, p. 76-86, 2014.

OKOLI, C., SCHABRAM, K. A Guide to Conducting a Systematic Literature Review of Information Systems Research. **Sprouts: Working Papers on Information Systems**, v. 10, n. 26, 2010. Disponível em: <<http://sprouts.aisnet.org/10-26>>. Acesso em: 25 maio 2016.

PAGOTTO, E. L. **Greenwashing: Os conflitos éticos da propaganda ambiental**. 2013. Dissertação (Mestrado) – Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2013.

PARODI O.; AYESTARAN, I.; BANSE G. **Sustainable Development – Relationships to culture, Knowledge and Ethics**. Karlsruhe Institut für Technologie (KIT), Karlsruhe, Scientific Publishing, 2011.

PORTER, M., LINDER, C. Green and competitive: ending the stale mate. **Harvard Business Review**, p. 119-134, Sept.-Oct. 1995.

ROCKSTRÖM, J. et al. A safe operating space for humanity. **Nature**, v. 461, p.. 472-475, 2009.

SACHS, J. D. **The age of sustainable development**. New York. Columbia University Press, 2015.

SCHUMPETER, J. **Business Cycles: a Theoretical, Historical and Statistical Analysis of the Capitalist Process**. New York: McGraw-Hill, 1939.

VARADARAJAN, R. Innovating for sustainability: A framework for sustainable innovations and a model of sustainable innovations orientation, **Journal of the Academy of Marketing Science**, v. 45, n. 1, p. 14-36, 2017.

CONTROLE JUDICIAL DO RELATÓRIO CORPORATIVO SOCIOAMBIENTAL

*Ana Carolina Ferreira de Melo Brito¹
Sylmara Lopes F. Gonçalves-Dias²*

RESUMO

Este estudo apresenta uma análise sobre atividades de comunicação empresarial, especificamente aquelas realizadas por meio da divulgação de relatórios corporativos socioambientais enquanto fato jurídico. Relatórios corporativos socioambientais não são obrigatórios para todas as empresas no Brasil, mas são utilizados como instrumento de governança ambiental pelos órgãos reguladores das companhias listadas em bolsa de valores (p.e., Comissão de Valores Mobiliários – CVM) e do setor de energia (Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL). O relatório corporativo socioambiental, uma vez realizado, torna-se expressão concreta de uma decisão empresarial e, assim como as demais atividades da empresa, submete-se ao controle da sociedade e das leis. Nesse passo, a questão que se pretende avaliar é se o relatório corporativo socioambiental pode ser uma plataforma para o *greenwashing* e, em caso positivo, quais as principais repercussões legais advindas da utilização de informações errôneas

¹ Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade (EACH-USP). Contato: anacarolinabrito@usp.br.

² Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade (EACH-USP). Contato: sgdias@usp.br.

ou fraudulentas. Para tanto, será feito um estudo qualitativo, de natureza exploratória, acerca de diretrizes legais incidentes sobre a comunicação empresarial em matéria de meio ambiente, com enfoque especial no relatório corporativo socioambiental. A literatura que pode se complementar para o entendimento da questão de maneira interdisciplinar, de áreas como sociologia, administração, contabilidade e direito, será articulada para o entendimento da questão sob o prisma da nova sociologia econômica e de princípios do direito ambiental. O resultado do levantamento da legislação em vigor, a qual poderia ser aplicada à hipótese de *greenwashing* via balanço socioambiental, sinalizou que esse conjunto de normas poderia ser manejado para um maior controle dessa atividade empresarial ou para imputar consequências jurídicas a esse fato. A pesquisa na base legal e de jurisprudência, contudo, aponta que não há precedentes nesse sentido. Em conclusão, o estudo pretende contribuir para o aperfeiçoamento de políticas públicas e gestão empresarial, apresentando síntese e análise sobre a regulamentação de relatório corporativo socioambiental.

Palavras-chave: relatório corporativo socioambiental, *greenwashing*, direito ambiental

JUDICIAL CONTROL OF THE CORPORATE SOCIO-ENVIRONMENTAL REPORT

Abstract

This study presents an analysis of corporate communication activities, specifically those carried out through the disclosure of corporate socio-environmental reports, as a legal fact. The corporate socio-environmental reports are not mandatory in Brazil for all companies, but it is as instruments of environmental governance by the regulatory bodies of listed companies (e.g., Comissão de Valores Mobiliários, CVM) and the energy sector (Agência Nacional de Energia Elétrica, ANEEL). The corporate socio-environmental report, once realized, becomes a concrete expression of a business decision and, as the other activities of the company, is subject to the control of society and the laws. The question to be evaluated is whether the corporate socio-environmental report can be a platform for greenwashing and, if so, what are the primary legal repercussions arising from the use of the erroneous or fraudulent socio-environmental report. For such purpose, it is carried a qualitative exploratory study on the legal guidelines on business communication in environmental matters, with a particular focus on the corporate socio-environmental report. The literature that can complement the understanding of the question in an interdisciplinary

way, such as sociology, administration, accounting, and law, is articulated to the understanding of the question under the prism of the new economic sociology and principles of environmental law. The survey of current legislation that could be applied to the hypothesis dealt with in this study, namely, greenwashing via social and environmental reports, could be managed to control this business activity further or to impute legal consequences to this fact. Research on jurisprudence, however, points out that there are no precedents in this regard. In conclusion, the study aims to contribute to the improvement and public policies and business management, presenting synthesis and analysis on the regulation of the socio-environmental balance.

Keywords: socio-environmental balance, greenwashing, environmental law.

15.1 INTRODUÇÃO

Desde as primeiras publicações do Balanço Social até os mais recentes modelos de Relato Integrado, o balanço socioambiental vem ganhando destaque, pois consiste em um instrumento estratégico de avaliação e indicador de como são conduzidos os assuntos de responsabilidade socioambiental pela empresa, uma vez que os investidores e alguns consumidores têm demonstrado preferência por quem sabe melhor cuidar dos valores próprios e alheios (SERVAES, 2013; JO; MARETNO, 2011; ALBUQUERQUE et al., 2017). Considerando que este estudo pretende demonstrar a possibilidade da prática do *greenwashing*³ nesse tipo de divulgação e abordar as consequências jurídicas advindas desse fenômeno, independentemente da forma adotada, foi eleita a nomenclatura “balanço socioambiental” para designar o instrumento de apresentação de informações não financeiras das empresas, que reflete o seu desempenho na área socioambiental.

No Brasil, a elaboração do balanço socioambiental não é exigida por lei para todas as empresas, mas é recomendada por organizações da sociedade civil e tem recebido incentivos do próprio meio empresarial (CRUZ, 2012). Gradualmente, as corporações perceberam as expectativas sobre seu papel na sociedade, as atitudes dos seus consumidores, os benefícios à imagem institucional e os valores intangíveis que agregam ao seu patrimônio ao exercerem a chamada responsabilidade socioambiental corporativa. Assim, o ambientalismo empresarial assumiu

³ O termo *greenwashing* tem conotação pejorativa para designar a prática de mostrar produtos, marcas e outras atividades corporativas como benéficas para o ambiente quando, de fato, não o são (FEINSTEIN, 2013).

posição estratégica dentro das organizações (GONÇALVES DIAS; TEODÓSIO, 2011), em que a comunicação ambiental se apresenta como relevante e organizada em uma linha de atuação (DITLEVSEN; NIELSEN; THOMSEN, 2013).

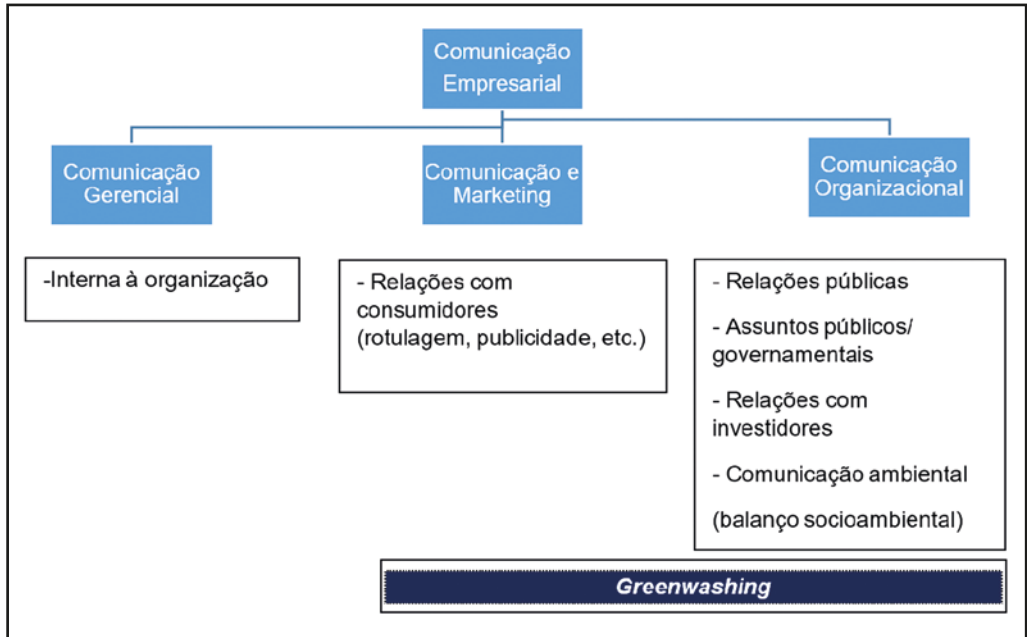
Sob o aspecto positivo, o balanço socioambiental pode ser utilizado para uma melhor gestão de recursos da empresa. Além de fornecer subsídios valiosos aos administradores, a elaboração e divulgação das métricas ambientais podem irradiar seus efeitos em esferas diversas e multidisciplinares. Já em sua face negativa, o relatório corporativo socioambiental pode ser uma plataforma para a divulgação de resultados incorretos ou fraudulentos, com a intenção de obtenção de vantagem indevida para empresa, enquadrando-se na prática do *greenwashing*.

Ainda que seja adotado de forma voluntária, uma vez realizado, o balanço socioambiental é expressão concreta de uma decisão empresarial e, assim como suas demais atividades, submete-se ao controle da sociedade e das leis. Nesse contexto, coloca-se como objetivo mapear as principais repercussões legais advindas da utilização do relatório corporativo socioambiental errôneo ou fraudulento como meio de obtenção de vantagens ilícitas ou da prática do *greenwashing*. Supõe-se que haja uma deficiência de normas quanto ao tema (hiporregulação), que facilita o não controle pelas instâncias estatais e a utilização do relatório corporativo socioambiental exclusivamente a serviço dos interesses empresariais. No entanto, o relatório corporativo socioambiental poderia ser aproveitado como instrumento de política ambiental, para consecução dos objetivos da proteção constitucional ao meio ambiente, possibilitando informação e participação da sociedade. Nesse sentido, a Constituição Federal impõe a todos o dever de defender e preservar o meio ambiente para as presentes e futuras gerações, promover a educação ambiental e a conscientização pública para a preservação do meio ambiente. Tais mandamentos submetem toda a atividade econômica aos seus ditames (GRAU, 2002).

Segundo Ditlevsen, Nielsen e Thomsen (2013), é possível entender como partes do arcabouço da comunicação empresarial as disciplinas da comunicação gerencial, comunicação de marketing e comunicação organizacional. Incluem-se nesta última os assuntos públicos e governamentais, de relações públicas, relações com investidores e comunicação ambiental. Por isso, em princípio, seria possível investigar cada interface da comunicação empresarial, como publicidade, rotulação, certificação ambiental e relatórios ambientais, fazendo o cotejo com suas normas e molduras jurídicas para verificar a adequação dos comandos legais à repressão do *greenwashing* em cada uma dessas manifestações. No en-

tanto, para o presente estudo, o recorte temático dá conta apenas de parcela da comunicação ambiental no nível organizacional relativa aos relatórios corporativos socioambientais, conforme ilustrado na Figura 15.1.

Figura 15.1 – Delimitação do estudo.



Fonte: adaptada de Ditlevsen, Nielsen e Thomsen (2013).

A discussão a respeito do *greenwashing* e quais as suas formas de expressão e repressão tem evoluído no meio acadêmico, mas ainda há pontos de carência de literatura nacional específica sobre o tema (ALONSO, 2002; DELMAS; BURBANO, 2011), principalmente com o viés jurídico. Essa lacuna, confirmada por revisão sistemática de literatura, demanda uma contribuição que abarque as múltiplas repercussões da má utilização do relatório corporativo socioambiental. Busca realizada em 23 de janeiro de 2018 no Portal de Periódicos Capes com o termo “relatórios de sustentabilidade” resultou em 66 artigos revisados por pares, sendo apenas um da área de direito, com comparativo da legislação brasileira e da União Europeia (CHAVES; FLORES, 2016). Em levantamento dos temas ora pesquisados, realizado na base de dados do Google Scholar, com auxílio do programa Publish or Perish, em 30 de março de 2018, retornaram 61 resultados com as palavras de busca “balanço socioambiental” e “direito”. Então, foram excluídos resultados que apenas registravam citações, editoriais, publicações informativas e trabalhos de conclusão de curso de graduação. Permaneceram

artigos publicados em periódicos, trabalho de conclusão de especialização (pós-graduação *lato sensu*) dissertações de mestrado e teses de doutorado. Restaram 45 resultados, a maior parte nas áreas de administração e contabilidade. A partir da leitura dos resumos, foram identificados os temas abordados. Nenhum dos três artigos da área de direito cuidou do objeto do estudo aqui proposto. O tema mais popular é “sustentabilidade”, seguido de estudos sobre “desempenho” (sobretudo econômico) das empresas e suas relações com as práticas de responsabilidade socioambiental. Sobre a comunicação ambiental, foram localizados 6 documentos, aí incluídos marketing (1), certificação ambiental (1), comunicação institucional (1) e divulgação de relatórios corporativos socioambientais (3), igualmente, sem que tenha sido identificada sobreposição com o objeto e abordagem deste estudo. Documentos sobre o exercício profissional de contadores foram 5.

Adicionando o filtro “*greenwash*” para refinar os resultados acima relatados, restaram apenas 5 documentos, os quais não analisam o tema com o recorte ora proposto. Esse panorama parece confirmar os dados levantados na pesquisa realizada em mais de uma base de dados e com outras variáveis de busca. Os resultados sinalizam a modesta produção científica nacional sobre esse objeto e a relevância deste estudo. Além da necessidade de amadurecimento da análise do relatório corporativo socioambiental sob a perspectiva jurídica, mostra-se atual e pertinente investigar quais são os instrumentos correlatos à proteção ambiental, sendo essas as justificativas para o tema proposto. Em razão da escassa literatura nacional sobre o tema, o estudo, de natureza qualitativa e exploratória, será limitado territorialmente ao Brasil ao caracterizar o relatório corporativo socioambiental em cotejo com a moldura legal.

A relevância do tema decorre dos cenários estrangeiro e nacional, de onde emergem crescente tendência na utilização de relatório corporativos socioambientais e consequentes questões sobre sua legitimação e eficácia.⁴ Essa realidade suscita indagações a respeito de quais mecanismos podem ser utilizados pelo Poder Público e pela sociedade para evitar o *greenwashing*, em compasso com a necessidade de proteção ambiental. Tais fatores justificam a pertinência da avaliação proposta.

Este capítulo apresenta, além desta seção introdutória, o referencial teórico nas seções 15.2 e 15.3, que tratam, respectivamente, da questão de regulação e autorregulação da comunicação ambiental e do *greenwashing*. A seção 15.4 traz a discussão dos resultados da pesquisa, com os levantamentos dos instrumentos

⁴ Por exemplo, se os relatórios corporativos se prestam exclusivamente aos interesses empresariais ou se podem ter alguma relevância para uma maior evolução no quesito ambiente.

normativos de repressão ao *greenwashing*. Na seção final, 15.5, são apresentadas as conclusões articuladas.

15.2 A QUESTÃO DA REGULAÇÃO E AUTORREGULAÇÃO DA COMUNICAÇÃO AMBIENTAL

Os mecanismos de mercado para regulação privada ou autorregulação em matéria de meio ambiente refletem a evolução da ideia e mecanismos de responsabilidade socioambiental corporativa e consistem em uma aposta de abordagem complementar para o enfrentamento dos problemas ambientais. Tais mecanismos podem ser exemplificados nos certificados ambientais, selos verdes (CUNHA, 2010) ou nas auditorias ambientais voluntárias (BURSZTYN, 2012). Certificações externas, como o International Standards Organization's (ISO) 14001, também favorecem a padronização das práticas ambientais e a sua divulgação, como exemplos da governança⁵ ambiental privada. Esses regimes surgem de forma independente aos estados nacionais, organizados em instituições não governamentais com atuação internacional (CUNHA, 2010), sendo estes uma mesma expressão da globalização analisada por Beck (1999).

É consenso que, em razão da eliminação das fronteiras físicas do mundo atual globalizado, o papel dos Estados, das empresas e da sociedade na defesa do equilíbrio ambiental são cada vez mais interdependentes (TRENNEPOHL, 2017) e complexos. Nesse contexto, Beck (1999) pondera que, diante das diversas faces da globalização (informativa, ecológica, de cooperação, econômica, cultural, entre outras) a soberania do Estado Nacional já não existe mais. O Estado vê seu poder diminuído frente a grandes organizações mundiais e fica acanhado diante das forças do mercado. Por outro lado, a globalização tem como uma de suas consequências a ampliação do debate ambiental, com maior participação por parte de investidores, consumidores e sociedade (BECK, 1999).

A respeito dos relatórios corporativos socioambientais, a normativa reguladora do mercado de capitais, embora considerada ampla e no mesmo patamar dos padrões internacionais, não foi e nem é causa determinante para a elaboração dos relatórios corporativos socioambientais empresariais (CARNEIRO et al.,

⁵ A raiz da palavra governança vem de um vocábulo grego que significa direção. Assim, logicamente, o significado fundamental da governança é dirigir a economia e a sociedade visando objetivos coletivos (PETERS, 2013). Newman et al. (2004) dizem que governança se refere a padrões de tomada de decisão que ocorre em um conjunto maior de instituições com uma ampla gama de atores e processos.

2012). Isso denota que o campo desses relatórios corporativos surgiu em resposta a outras demandas sociais e por outros mecanismos que não a indução por meio de leis. Nesse sentido, Ferreira et al. (2004), explica que a responsabilidade social vai além da postura legal da empresa, da prática filantrópica ou do apoio à comunidade. A ética seria o princípio balizador das ações e relações com todos os públicos com os quais a empresa interage: acionistas, empregados, consumidores, rede de fornecedores, meio ambiente, governo, mercado, comunidade.

Bursztyjn e Bursztyjn (2012), ao enumerarem os princípios da governança ambiental privada, apontam a regulação pelo mercado como um de seus pilares e afirmam que no século XXI há uma tendência, mesmo que de forma desigual, para que o comportamento e a exigência das pessoas ditem o modo de produção. Nesse processo, a educação e o acesso à informação seriam os elementos-chave. Contudo, para isso, os mecanismos autorreguladores deveriam ter como uma de suas finalidades garantir essa educação ambiental e o acesso efetivo à informação relevante, o que ainda não se confirmou como realidade dos relatórios corporativos socioambientais até o momento.

A participação e controle social dependem da educação ambiental e do acesso à informação. Demajarovic (2013) alerta que a mudança não pode se restringir à soma da variável ambiental no centro das deliberações da empresa, sendo necessário repensar os processos educacionais dentro das organizações.

Para Sánchez (2008), os mais importantes instrumentos de política ambiental, a exemplo da avaliação de impacto ambiental, foram formalizados e consolidados no Brasil a partir da via legal. Na mesma linha, Gonçalves-Dias e Teodósio (2011) corroboram que as regulamentações são um dos fatores centrais na difusão de inovações nas estratégias ambientais empresariais. Em adição ao argumento a favor da regulamentação, a função política dos tribunais, tratada por Campilongo (1997), deve ser considerada como um elemento de influência decisivo na efetividade de normas ambientais em um país que considera que algumas leis simplesmente “não pegam”, isto é, têm carga de efetividade próxima de zero (FREITAS, 2000). Talvez por essa razão seja observado já na Europa a utilização desse relatório corporativo como instrumento de política pública (CHAVES; FLORES, 2016).

No Brasil, considerando a inexistência de leis que obriguem a apresentação de relatórios não financeiros, definam seu conteúdo mínimo ou exijam sua verificação por terceira parte independente, a incorporação do relatório corporativo socioambiental à agenda empresarial pode ser entendida como estratégia

empresarial (KISIELIUS, 2016), a fim de evitar contestações sobre sua legitimidade de atuação na sociedade, conforme já delineado por Gonçalves-Dias e Teodósio (2011).

Levando em conta o quadro normativo débil sobre o assunto e a abordagem do relatório corporativo socioambiental como fato jurídico, é possível imaginar se seria viável uma articulação entre intervencionismo e os novos modelos de autorregulação, que se coadune com os objetivos de proteção ambiental do direito brasileiro. Isso porque, ainda que atualmente esteja inserido primordialmente no âmbito da autorregulação, a divulgação dos relatórios corporativos socioambientais não fica totalmente isenta do controle estatal nem hostil às normativas que possam incidir sobre a comunicação empresarial

15.3 DEFININDO O SENTIDO DE *GREENWASHING*

Pagotto (2013) esclarece a etimologia do termo: “*green*” + “*wash*” pode ser compreendido como “dar um banho de tinta verde”, no sentido de fazer alguma coisa aparentar um falso aspecto “ecológico”. Segundo Brito (2013) e Antonioli e Gonçalves-Dias (2015), a prática do *greenwashing* consiste em associar positivamente a imagem de uma organização ao meio ambiente, sem que haja contrapartidas ou ações que se traduzam, de fato, em benefícios ou redução de impactos ambientais). A divulgação seletiva de informações sobre o desempenho ambiental de uma empresa, em que apenas aspectos positivos são mostrados, sem que informações negativas sejam completamente apresentadas, consiste em *greenwashing* (LYON; MAXWELL, 2007). A bem da verdade, existem diversas formas de manifestação dessa prática. Neste estudo, *greenwashing* pode ser entendido como a divulgação de relatórios corporativos socioambientais com dados errôneos, que posicionem a empresa como ambientalmente responsável, de forma infundada ou enganosa (ARAÚJO, 2007), pouco importando que essa divulgação ocorra por meio de publicidade ou propaganda.

Ferreira e Tavares (2017), após analisar mais de 380 anúncios com “apelos verdes”, publicados no período de 2004 a 2014, concluem que as empresas tendem a se apropriar do argumento ambiental para alavancar o consumo continuamente, bem como para “lavar” a imagem de seus produtos, apresentando-os com atributos ambientais a fim de obter vantagem competitiva sobre seus concorrentes e conquistar credibilidade. A divulgação, nesses casos, está direcionada ao consumo e à melhoria da imagem da empresa, com pouco compromisso com a sustentabilidade ambiental.

Todavia, ressalta-se que o *greenwashing* não se limita à publicidade de produtos, mas se liga também à imagem e mensagens corporativas que objetivam posicionar a empresa, de forma imerecida, como ambientalmente correta. É nesse contexto que a comunicação ambiental organizacional refletiria os valores empresariais (BRITO, 2013). Marquis e Toffel (2015) atentam para o fato de que nem sempre a comunicação ambiental de uma empresa é um retrato fiel de suas práticas e ações.

Butts (2003 *apud* PAGOTTO, 2013) demonstra que o *greenwashing* faz parte de uma estratégia calculada de algumas organizações, cujas táticas incluem criação e financiamento de organizações ambientalistas, parceria com grupos ecológicos existentes, investimentos em educação ambiental, espionagem e participação direta no nível estratégico de organizações ambientais, além de altos investimentos em relações públicas. Estratégias corporativas influenciam no tipo de informação que é divulgada e nos impactos que cada uma pode vir a causar para determinados *stakeholders*, exemplificando que organizações com fraco desempenho ambiental têm maior probabilidade de fazer uma triagem dos dados que serão divulgados, pois isso afetaria diretamente sua reputação e credibilidade (MARQUIS; TOFFEL, 2015). Nas definições encontradas na literatura, a divulgação, a comunicação da mensagem manipulada é elemento essencial na caracterização do *greenwashing*. Organizações da sociedade civil, especialmente no exterior, já publicaram orientações ao público quanto à identificação de falsos “apelos verdes”. No entanto, não há uniformidade quanto aos atributos do *greenwashing*, conforme sintetizam Ferreira e Tavares (2017) no Quadro 15.1.

Quadro 15.1 – Comparativo de ferramentas de avaliação de *greenwashing*

Resumo da categoria	Terrachoice	Futerra	<i>Greenwashing index</i>
Fazer apelos de atributos específicos deixando de lado produto/empresa como um todo	Esconder um <i>trade-off</i>	Produtos verdes x empresas sujas	O anúncio deixa de fora ou mascara informações importantes
Não ter prova para afirmações	Falta de provas	Sem provas	Argumento verde vago ou que não pode ser provado
Enganar pela linguagem	Ser vago	Linguagem estilizada/ linguagem exagerada	Expressões enganosas
Usar selo sem credibilidade	Venerar falsos selos	Amigos imaginários	
Cometer exagero e irrelevância nas afirmações	Irrelevância	Afirmações irrelevantes	O anúncio exagera
Afirmar ser melhor comparando-se com algo muito prejudicial	Ser melhor que os piores	O melhor entre os piores/ não dá para crer	
Mentir	Mentir	Mentira descarada	
Utilizar imagens enganosas		Imagens sugestivas	Elementos visuais ou gráficos enganosos

Fonte: Ferreira e Tavares (2017).

Observa-se, pois, que todas as categorias de análise resumidas no quadro comparativo apresentado podem ser analisadas em face das diversas manifestações da “ecopropaganda”. De igual forma, a matriz de características elaboradas por Pagotto (2013) pode subsidiar a análise acerca da ocorrência do *greenwashing* na divulgação do relatório corporativo socioambiental.

Quadro 15.2 – Matriz de características sobre *greenwashing*

Pressupostos	Manifestação	Bruno e Karliner (2002)	Gillspie (2008)	Pearse (2012)
Discursividade: o que a organização diz	Manipular o discurso ambientalista com exageros, afirmações irrelevantes, genéricas ou pretensões irreais.	•	•	•
	Omitir impactos ambientais negativos da operação de seu negócio, destacando apenas os positivos.	•		
	Mentir, usar dados falsos, fazer afirmações que distorcem a realidade ou que não podem ser provadas.		•	
	Utilizar jargão técnico incompreensível.		•	
Estética: o que a organização mostra	Usar imagens, sons ou vídeos ambientais sedutores.	•	•	•
	Omitir imagens da operação dos negócios.	•		
	Destacar parceiros que compartilham compromissos ecológicos.		•	•
	Utilizar uma identidade visual ambientalista.	•	•	•
Ações: o que a organização faz	Desviar atenção para projetos socioambientais paralelos.	•		•
	Tratar obrigações legais como investimentos em meio ambiente.	•		
	Alegar custo excessivo de medidas ecologicamente mais corretas.	•		
	Evitar intervenções externas alegando que resolverão o problema sozinhos.	•		
	Infiltrar-se na comunidade ambientalista.	•	•	•
	Incentivar clientes a contribuírem, estimular a propositura de novas formas de tornar a empresa mais “verde”.			•
Portfólio: o que e como a organização vende	Vender produtos “ecológicos” que fazem mal às pessoas ou ao meio ambiente.	•	•	•
	Anunciar produtos “verdes” com celebridades.			•
	Criar eco lojas			•

Fonte: Pagotto (2013).

Demajorivc (2013) reconhece que um dos grandes desafios para as empresas é mostrar no que estão contribuindo para a diminuição de seus impactos ambientais, o que não é trivial tendo em conta a desconfiança quanto às informações divulgadas pelas organizações e a multiplicidade de indicadores a levar em conta em cada avaliação.

Esclarecidos os termos e características do *greenwashing*, é preciso salientar que essa violação ética encontra, em vários dispositivos legais, vedações à sua prática e sanções. Pagotto (2013) realça que a proteção da sociedade contra violações éticas tem se efetivado por meio da formalização de leis e códigos de condutas. Nesse mesmo sentido, o uso de expedientes promocionais antiéticos ou enganosos são vedados por normas disciplinares⁶ e pelo Código de Defesa do Consumidor. A dificuldade de se exercer o controle ou regulamentação das práticas de *greenwashing* está na identificação de sua ocorrência, que depende de uma análise a ser feita em cada caso. Isso porque os elementos executores do *greenwashing* podem ser sutis, tornando-se evidentes apenas em determinadas situações, conforme realçam Parguel et al. (2011).

O mercado publicitário, assim como os atores do relatório corporativo socioambiental, posiciona-se contrário a qualquer forma de intervenção do Estado, por considerá-la um retrocesso e cerceamento da liberdade de expressão (PAGOTTO, 2013). Antecipando-se à intervenção estatal, esse mercado criou, em 1978, o Conselho Nacional de Autorregulamentação Publicitária (CONAR), para que possam ter uma postura autônoma e controlar, por eles mesmos, os excessos cometidos pelos seus associados. Em paralelo a esse subsistema de autorregulamentação publicitária, todavia, existem outros sistemas de normas que não são excluídos pela autonomia disciplinar dos publicitários e podem ser aplicados em casos de *greenwashing*, por exemplo. A seção vindoura trata precisamente desses sistemas legais que convivem no ordenamento jurídico e as formas de sua interpretação e aplicação para o caso de *greenwashing*.

15.4 INSTRUMENTOS NORMATIVOS DE REPRESSÃO AO *GREENWASHING*

Não se cogita quem possa se opor à ideia de sustentabilidade. Como levantou Bursztyn (2012), se todos são a favor do desenvolvimento sustentável, quem está contra? A questão é que pode haver muitas discrepâncias entre o que

⁶ V. Código Brasileiro de Autorregulamentação Publicitária e Código de Ética dos Profissionais da Propaganda previsto na Lei Federal 4.680/65, que dispõe sobre o exercício da profissão de publicitário e de agenciador de propaganda.

as empresas dizem que fazem e o que realmente fazem a respeito da sustentabilidade. Ocorre que, independentemente de discussões semânticas a respeito de um termo polissêmico tal como “sustentabilidade”, em algumas situações essas práticas corporativas podem não somente consistir em violações éticas, mas também em infrações legais. Em matéria de proteção ao meio ambiente, todavia, cabe sempre a indagação a respeito da norma jurídica aplicável e dos seus responsáveis, ou, no dizer de Pagotto (2013, p. 10), é “como fazê-lo, a quem compete essa missão e a que preço”.

Tal como uma fotografia, o relatório corporativo socioambiental reflete a posição dos assuntos de responsabilidade social da empresa em um determinado momento. Embora não haja conteúdo previamente determinado para o relatório corporativo socioambiental,⁷ é usual que nele constem informações sobre o meio ambiente natural e os recursos humanos, como valores investidos em ações protetivas, investimentos em tecnologia, perfil dos trabalhadores da empresa, benefícios concedidos aos funcionários e à comunidade (OLIVEIRA, 2005).

A importância desse relatório corporativo se destaca ao formar a opinião do mercado acerca da empresa, influenciando análises positivas dos *stakeholders* (NEJATI, AMRAN, HAZLINA AHMAD, 2014), agregando valor à marca, respeitabilidade e, em face de certas condições, preferência do consumidor e transparência (FERREIRA et al., 2004). Em comparação de quase trezentas companhias abertas que negociaram papéis na bolsa de valores em 2006, as empresas que desempenhavam boa governança apresentaram melhor desempenho, sendo superiores em rentabilidade patrimonial, lucro líquido e valor médio de mercado (ANÁLISE, 2007).

Dada a expectativa de incremento dos negócios da empresa, é esperado que o relatório corporativo socioambiental tenha algum retorno sobre os recursos nele investidos, inclusive à sociedade, o que tem despertado nos pesquisadores o interesse pela legitimidade e confiabilidade desses relatórios corporativos. Isto é, indaga-se se tais relatórios corporativos socioambientais teriam algum respaldo na realidade quanto à suposta contribuição ao ambiente ou se configurariam tão somente peças de marketing, meios para a prática do *greenwashing* (LINS, 2009). Como visto, a legitimação é a força motriz por trás da comunicação empresarial, sendo o relatório corporativo socioambiental um dos seus instrumentos mais relevantes atualmente para o negócio e gerenciamento de risco concernente à relação com *stakeholders* (BRUCKSCH, 2009). Nesse contexto, a indagação decorrente

⁷ Embora a NBC T 15 enumere informações que devem ser divulgadas, existe a possibilidade de serem incluídas ou detalhadas outras que a empresa julgue relevantes.

de um dos objetivos específicos deste estudo é: quais as consequências jurídicas da inserção de dados inverídicos no relatório corporativo socioambiental?

Na esfera criminal, considerando apenas as normas penais gerais, poder-se-ia alegar que a inserção de dados fraudulentos poderia configurar o crime de fraude em balanço ou o de falsidade ideológica, previstos, respectivamente, nos artigos 177, inciso I, e 299 do Código Penal (BRASIL, 1940; DELMANTO, 2000).

No âmbito cível, o relatório corporativo socioambiental fraudulento pode gerar o dever de indenizar, desde que identificado o nexo de causalidade entre ele e algum prejuízo sofrido por terceiro. Igualmente, é de interesse a questão que também pode eventualmente se traduzir em violação ao dever de boa-fé objetiva (artigo 422 do Código Civil) ou abuso de direito (artigo 187, Código Civil, BRASIL, 2002). Ainda no campo civil, pode-se imaginar a anulação de um negócio jurídico que houvesse adotado os fatos declarados no relatório corporativo socioambiental como premissas para a realização de determinado ato jurídico, em razão de erro ou dolo, conforme previsto, respectivamente, nos artigos 138 a 144 e 145 a 150 do Código Civil (BRASIL, 2002).

Na seara administrativa, se as práticas de comunicação ambiental decorrem de alguma condicionante da licença ambiental da empresa ou constituem alguma medida compensatória, a fraude no relatório corporativo socioambiental pode acarretar medidas administrativas severas, como revogação da licença, suspensão das atividades, sem prejuízo da responsabilização civil e administrativa pelo descumprimento das obrigações estipuladas em lei ou licença. Tais sanções não decorreriam, de forma imediata, da divulgação errônea dos dados, mas da constatação do descumprimento de normas ambientais. Por outro lado, a divulgação fraudulenta de dados poderia, por si só, ser objeto de investigação da Comissão de Valores Mobiliários (CVM), se a empresa estiver dentro do escopo de fiscalização daquele órgão. E, por fim, não obstante o relatório corporativo socioambiental seja um instrumento de comunicação com os investidores, a fraude investigada também merece ter suas repercussões analisadas a partir do sistema jurídico de proteção ao consumidor, que atua como uma supraestrutura que deve nortear a atuação de todas as empresas (MARQUES, 2010).

Embora as pesquisas realizadas⁸ não tenham identificado nenhuma norma jurídica ou decisão judicial com a palavra “*greenwash*”, todos os instrumentos legais anteriormente elencados se coadunam e poderiam ser invocados para a

⁸ Pesquisas realizadas nos dias 10 e 11 de agosto de 2018 nas bases de dados de jurisprudência do Superior Tribunal de Justiça, do Supremo Tribunal Federal e nos bancos de dados www.rcambiental.com.br (repositório oficial de jurisprudência) e www.lexmagister.com.br.

tutela do meio ambiente prevista na Constituição Federal como dever de todos (BRASIL, 1988; CANOTILHO, 2008; MILARÉ, 2010). Pretender deixar em um segundo plano o sentido axiológico das normas opera contra importantes funções da argumentação jurídica, a saber: prover um sistema eficaz e difundir não somente “o que é” o direito, mas também “como pensam” os juristas (ATIENZA, 2014). Com esse propósito, foi realizada a ampliação da pesquisa nas bases de dados do STF, do STJ e em repositórios autorizado de jurisprudência desses tribunais,⁹ para englobar termos correlatos ao objeto presente de estudo e que eventualmente estivessem relacionados entre si (“publicidade”, “propaganda”, “anúncio”, “balanço ambiental”, “balanço”, “relato integrado” e “ambiental” prox “enganosa”). A busca teve como retorno 29 resultados, dos quais 17 indicaram a possibilidade, a ser verificada em cada caso concreto, de reconhecimento da propaganda enganosa e consequente indenização individual por danos morais, quando os atributos ambientais de um produto são anunciados e não correspondem à realidade.¹⁰ Por outro lado, a circunscrição do debate jurídico sobre a divulgação de falsas informações ambientais ao universo de proteção do

⁹ Pesquisas realizadas nos dias 3 e 5 de fevereiro de 2019 nas bases de dados de jurisprudência do Superior Tribunal de Justiça, do Supremo Tribunal Federal e nos bancos de dados www.rcambiental.com.br (repositório oficial de jurisprudência) e www.lexmagister.com.br.

¹⁰ “Quanto aos alegados danos aos consumidores ou lesão ao patrimônio público, resta incontroverso pela prova documental juntada aos autos e depoimentos testemunhais prestados em juízo que caixas de suco produzidos pela em presa ré foram postas em circulação no mercado com o logotipo do IBAMA e com menção ao projeto que patrocina de coibição a retirada de animais da natureza e com bate ao tráfico de fauna silvestre. [...] 7. Em razão do projeto não ter sido iniciado, vez que a fase de negociações do acordo entre o IBAMA e a empresa ré sequer foi superada, a conduta da ré configurou publicidade enganosa, independentemente de sua boa ou má-fé, nos termos do artigo 37, §1º, do Código de Defesa do Consumidor, pois veiculou informação falsa de eminente caráter publicitário, com forte potencial a induzir em erro consumidores, ainda mais considerando que produtos fabricados por indústrias que tenham consciência ambiental, por meio de contribuição direta para preservação do meio ambiente e apoio de órgãos públicos, possuem maior potencial de venda e aceitação pública. [...] 9. Tendo a ré violado direito básico do consumidor de “proteção contra a publicidade enganosa e abusiva, métodos comerciais coercitivos ou desleais”, previsto no artigo 6º, IV, do Código de Defesa do Consumidor, bem com o causado dano à imagem do IBAMA ao veicular sem autorização ou contraprestação logotipo dessa autarquia federal, o que, nos termos do artigo 5º, V e X, da Constituição Federal, e artigos 16, 18, 20 e 52 do Código Civil, enseja a devida reparação (TRF 3ª R.; AC 0013809-85.2011.4.03.6100; Terceira Turma; Rel. Des. Antonio Carlos Cedenho; Julg. 22/10/2015; DEJF 04/11/2015).

consumidor¹¹ sinaliza a distância do tema mais amplo (*greenwash*) do interesse ou percepção jurisdicional.

A partir da teoria do diálogo das fontes do Direito (TARTUCE, 2014), o texto constitucional e das normas ordinárias, inclusive de proteção ao consumidor, apresentam, junto com o Direito Ambiental, o instrumental jurídico necessário para a análise da questão. Quanto aos princípios de direito ambiental (MACHADO, 1993), ainda que não haja uma homogeneidade em suas denominações (FIORILLO, 2009; MILARÉ, 2010), há um consenso doutrinário a respeito de normas-princípios elementares do direito ambiental. Assim, considerando o caráter vinculante dos princípios de direito (ÁVILA, 2007), essas normas que pregam desenvolvimento sustentável, educação ambiental e participação da sociedade nas questões atinentes ao meio ambiente (AGENDA 21; BRASIL, 1988) devem permear as leis que tratam do tema e serão enfrentadas na consecução dos objetivos da pesquisa ora tratada.

Nesse contexto, a indagação sobre a necessidade e utilidade de uma regulamentação específica para o relatório corporativo socioambiental que contribua para a efetivação dos objetivos constitucionais, concretizados por meio de políticas públicas, mostra-se atual e relevante para o estudo interdisciplinar da ciência ambiental (LEITE, 2004).

15.5 CONCLUSÕES

No dizer de Comparato (2016), cada sistema jurídico tem o seu conjunto de valores, orientação axiológica à qual representa o “espírito das leis” referido em Montesquieu: “É somente à luz dos valores éticos que animam o ordenamento jurídico que suas normas podem ser compreendidas e explicadas”.

¹¹ Responsabilidade civil. Cartilha ambiental. Divulgação. Projeto renda crescente. Reflorestamento. Plantio da espécie exótica pinus. Possibilidade. Direito constitucional de expressão. Dano moral não configurado. Cdc. Não incidência. Conceitos de consumidor e fornecedor não configurados. 1.- A cartilha objeto da discussão nos presentes autos, ao incentivar o reflorestamento via plantio da espécie exótica pinus e criticar a legislação ambiental vigente, não viola qualquer dispositivo do ordenamento jurídico pátrio, até mesmo porque inexistente norma que vede o reflorestamento como divulgado, além de ser expressão do direito constitucional à livre manifestação do pensamento (art. 5º, IV, da CRFB). 2.- Não se sustenta o argumento do IBAMA de que a cartilha viola a proibição de propaganda abusiva ou enganosa (art. 37, § 2º, do CDC), considerando-se que não há nos autos relação de consumo (TRF 4ª R.; APL-RN 2005.70.00.002714-5; PR; Terceira Turma; Relª Desª Fed. Maria Lúcia Luz Leiria; Julg. 10/03/2009; DEJF 26/03/2009; p. 430).

A incorporação da agenda ambiental como estratégia empresarial (KISIELIUS, 2016), a fim de evitar contestações sobre sua legitimidade de atuação na sociedade já foi delineada por Gonçalves-Dias (2011). Por outro lado, sob uma perspectiva sociológica, Beck (1992, 1999) contribuiu com a noção da feição ambiental da globalização e sua conexão, padronização e disseminação de riscos para além das fronteiras dos Estados Nacionais, enfraquecidos diante do poderio das grandes corporações, o que se coaduna com a ideia de um futuro comum da humanidade.

Pode-se dizer que a globalização do fenômeno ambiental também atinge o relatório corporativo socioambiental, que pode ser manejado como estratégia de antecipação da contestação por parte das empresas. O fato é que tem crescido o número de relatórios produzidos no Brasil, sobretudo entre companhias de atuação mundial, embora não exista homogeneidade quanto aos conceitos e indicadores a utilizar. Esses vetores atuariam, na prática, como fatores de retardamento da regulamentação específica do relatório corporativo socioambiental, ao mesmo tempo que, *a contrario sensu*, demonstrariam a conveniência de normas que visassem ao atendimento do escopo maior de proteção do meio ambiente (BENJAMIN, 1993).

O levantamento da legislação em vigor que poderia ser aplicada à hipótese tratada neste estudo, qual seja, *greenwashing* via relatório corporativo socioambiental, poderia ser manejado para um maior controle dessa atividade empresarial ou para imputar consequências jurídicas a esse fato. A pesquisa na base legal e de jurisprudência, contudo, aponta que não há precedentes nesse sentido. Em face disso, supõe-se que o baixo uso dessas normas deixa ao Conselho de Autorregulamentação Publicitária (CONAR) um papel predominante para a repressão e controle do *greenwash* (APPIO, 2006; PAGOTTO, 2013).

Não obstante, diante da necessidade de enfrentamento da crise ambiental e do estabelecimento de novos paradigmas, o direito não pode quedar-se hermético, ao argumento de preservar a sua pureza científica. Se por um lado é preciso proteger o particular do arbítrio do Estado, por outro é preciso dar respostas eficazes aos problemas que se apresentam.

Dada a relevância da questão, como agenda de futuras pesquisas, caberia investigar se existe, de fato, um baixo uso das normas de proteção ao meio ambiente mapeadas neste capítulo e quais as possíveis causas para os resultados encontrados. Igualmente, poder-se-ia aprofundar o escopo, analisando de que modo os instrumentos correlatos à proteção ambiental estão sendo aplicados ou poderiam ser mais bem aproveitados ainda, sob outra perspectiva,

analisando o potencial aproveitamento destes, *pari passu* com as políticas públicas ambientais.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, J. R. et al. Influência da divulgação do relato integrado nos indicadores econômico-financeiros: uma análise comparativa do desempenho de empresas participantes e não participantes do projeto piloto do IIRC no Brasil. **Revista de Contabilidade da UFBA**, edição especial, v. 11, n. 3, p. 189-211, set-dez 2017.

ALONSO, A.; COSTA, V. Ciências Sociais e Meio Ambiente no Brasil: um balanço bibliográfico. **BIB - Revista Brasileira de Informações Bibliográficas em Ciências Sociais**, ANPOCS, n. 53, pp.35-78, 1º semestre de 2002.

ANTONIOLLI, G. O.; GONÇALVES-DIAS, S. L. F. Uma discussão em torno de Responsabilidades, Comunicação Ambiental e Greenwashing: o caso Petrobras. **Organizações e Sustentabilidade**, v. 3, n. 1, 2015.

APPIO, E. **Controle judicial das políticas públicas no Brasil**. Curitiba: Juruá, 2006.

ARAÚJO, T. C. D. Ecoturismo ou greenwashing? **Revista Eco21**, n. 129, 2007.
ATIENZA, M. **As razões do direito**: teoria da argumentação jurídica. 2. ed. Rio de Janeiro: Forense Universitária, 2014.

ÁVILA, H. **Teoria dos Princípios**. São Paulo: Malheiros, 2009.

BECK, U. **Ecological Politics in a age of risk**. Londres: Sage Publications, 1992.

_____. **O que é globalização?** São Paulo: Paz e Terra, 1999.

BENJAMIN, A. H. V. Função Ambiental. In: BENJAMIN, A. H. V. (Coord.). **Dano ambiental**: prevenção, reparação e repressão. São Paulo: Revista dos Tribunais, 1993.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. 1988.

_____. **Decreto-lei nº 2.848**, de 7 de dezembro de 1940. Código Penal.

_____. **Lei Federal nº 10.406**, de 10 de janeiro de 2002. Código Civil.

_____. **Lei Federal nº 8078/1990**. Código de Defesa do Consumidor.

BRITO, A. M. Greenwashing: matriz para o alinhamento entre comunicação organizacional e práticas ambientais. 2013. Dissertação (mestrado) – Universidade Municipal de São Caetano do Sul, São Caetano do Sul, SP, Brasil, 2013.

BRUCKSCH, S.; GRÜNSCHLO, C. From environmental accountability to corporate social responsibility? Reflections on the CSR boom in Japan from the perspective of business management and civil society groups. **Journal Japans-tudien**, v. 20, n. 1, 2009. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09386491.2009.11826984>>. Acesso em: 30 ago. 2016.

BURSZTYN, M.; BURSZTYN, M. A. Fundamentos de política e gestão ambiental: os caminhos do desenvolvimento sustentável. Rio de Janeiro: Garamond, 2012.

CANOTILHO, J. J. G.; LEITE, J. R. M. (Org.). Direito constitucional ambiental brasileiro. São Paulo: Saraiva, 2008.

CAMPILONGO, C. A função política dos Tribunais e do Ministério Público na Democracia. **Revista Direito e Cidadania, São Paulo: IEDC (Instituto de Estudo Direito e Cidadania)**, n. 03, p. 14-15, 1997.

CARNEIRO, C. M. B. et al. A divulgação ambiental no setor de energia elétrica brasileiro. ISSN: 1984-9354 – Anais do VII Congresso Nacional de Eficiência em Gestão. **Anais...** Junho, 2012. Disponível em: <<http://www.inovarse.org/filebrowser/download/15891>>. Acesso em: 10 jul. 2017.

CHAVES, V. F.; FLORES, N. C. S. Sustentabilidade empresarial: análise comparativa da disciplina jurídica dos informes não financeiros (Brasil e União Europeia). **Revista Opinião Jurídica**, Fortaleza, ano 14, n. 18, p. 267-288, jan./jun. 2016.

COMPARATO, F. K. Ética: direito, moral e religião no mundo moderno. 3. ed. São Paulo: Companhia das Letras, 2016.

CRUZ, F. S. **O Protocolo Verde e os Princípios do Equador: compromissos para a indução da sustentabilidade nas instituições financeiras?** 2012. Monografia – Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

CUNHA, L. H.; COELHO, M. C. N. Política e gestão ambiental. In: CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. (Org.). **A questão ambiental: diferentes abordagens**. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010.

DELMANTO, C. et al. **Direito Penal**. 5. ed. Rio de Janeiro: Renovar, 2000.

DELMAS, M. A.; BURBANO, V. C. The Drivers of Greenwashing. **California Management Review**, v. 54, n. 1, p. 64-87, Fall 2011.

DEMAJOROVIC, J. **Sociedade de risco e responsabilidade sócio-ambiental: perspectivas para a educação corporativa**. 2. ed. São Paulo: Senac, 2013.

DITLEVSEN, M. G.; NIELSEN, A. E.; THOMSEN, C. Corporate Reporting: An Integrated Approach to Legitimacy Claims. **Journal of Modern Accounting and Auditing**, v. 9, n. 12, dez. 2013. Disponível em: <https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/37429771/JMAA_2013.12.pdf?>>. Acesso em: 2 jun. 2017.

FEINSTEIN, N. Learning from past mistakes: future regulation to prevent greenwashing. **Boston College Environmental Affairs Law Review**, v. 40, p. 229-257, 2013.

FERREIRA, F. S. et al. Responsabilidade Social Corporativa no processo estratégico das organizações: uma abordagem através do Balanço Social. **Anais do VII SEMEAD–SEMINÁRIO EM ADMINISTRAÇÃO FEA-USP**, 2004. Disponível em: <<http://sistema.semead.com.br/8semead/>>. Acesso em: 8 set. 2016.

FERREIRA, G. G. T.; TAVARES, F. **Natureza líquida**: as modelagens marcárias e a publicidade verde. Curitiba: Appris, 2017.

FIORILLO, C. A. P. **Princípios do direito processual ambiental**. 3. ed. São Paulo: Saraiva, 2009.

FREITAS, V. P. **A constituição federal e a efetividade das normas ambientais**. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2000.

GIACOMINI FILHO, G. **Ecopropaganda**. São Paulo: Senac, 2004

GRAU, E. R. **A ordem econômica na Constituição de 1988**. 7. ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2002.

GONÇALVES-DIAS, S. F.; TEODOSIO, A. S. S. Perspectivas de análise do ambientalismo empresarial para além de demonizações e santificações. **Revista de Gestão Social e Ambiental - RGSA**, São Paulo, v. 5, n. 2, p. 3-17, mai./ago. 2011.

JO, H.; MARETNO, A. H. Corporate Governance and Firm Value: The Impact of Corporate Social Responsibility. **Journal of business ethics**, v. 103, n. 3, p. 351-383, 2011.

KISIELIUS, S. **ESG Investing**: Creating Intangible Value. Why ESG Metrics May Fail to Capture the Total Contribution of Corporate Sustainability to Value Creation, 2016. Tese de Doutorado. Disponível em: <<https://www.academia.edu/25353690>>. Acesso em: 31 ago. 2016.

LEITE, J. R. M.; AYALA, P. M. **Transdisciplinaridade e a proteção jurídico-ambiental em sociedades de risco: direito, ciência e participação**. Direito Ambiental Contemporâneo. São Paulo: Manole, 2004.

LINS, L. S. Responsabilidade Sócio-Ambiental ou Greenwash: Uma Avaliação com Base nos Relatórios de Sustentabilidade Ambiental. **Revista. Sociedade, Contabilidade e Gestão**, Rio de Janeiro, v. 4, n. 1, jan/jun 2009.

LYON, T. P.; MAXWELL, J. W. Greenwash: corporate environmental disclosure under threat of audit. **Journal of Economics and Management Strategy**, v. 20, n. 1, p. 3-41, 2007.

MACHADO, P. A. L. **Princípios gerais de direito ambiental internacional e a política ambiental brasileira**. Dano ambiental: prevenção, reparação e responsão. São Paulo: Revista dos Tribunais, 1993.

MARQUES, C. L. et al. (Coord.). **Comentários ao Código de Defesa do Consumidor**. 3. ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2010.

MILARÉ, E. **Direito do Ambiente**. 10. ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2010

NEJATI, M.; AMRAN, A.; HAZLINA AHMAD, N. Examining stakeholders' influence on environmental responsibility of micro, small and medium-sized enterprises and its outcomes. **Management Decision**, v. 52, n. 10, p. 2021-2043, 2014.

OLIVEIRA, J. A. P. Uma avaliação dos balanços sociais das 500 maiores. **Revista de Administração de Empresas, RAE-eletrônica**, v. 4, n. 1, art. 2, jan./jul. 2005.

PAGOTTO, E. L. **Greenwashing: os conflitos éticos da propaganda ambiental**. 2013. Dissertação (mestrado) – EACH/USP, São Paulo, SP, 2013.

PARGUEL, B., BENOIT-MOREAU, F.; LARCENEUX, F. How sustainability ratings might eter ‘greenwashing’: a closer look at ethical corporate communication. **Journal of Business Ethics**, v. 102, n. 1, p. 15-28, 2011.

SANCHÉZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental**: conceitos e métodos. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

SERVAES, H.; TAMAYO, A. The Impact of Corporate Social Responsibility on Firm Value: The Role of Customer Awareness. **Management Science**, v. 59, n. 5, pp. 1045-1061, May 2013.

TARTUCE, F. **Manual de direito civil**. Grupo Gen-Método, 2014.

TRENNEPOHL, T. **Direito ambiental empresarial**. 2. ed. São Paulo: Saraiva, 2017.

A COMPOSIÇÃO E OS GRAUS DE PARTICIPAÇÃO NO SISTEMA DE GOVERNANÇA DO LICENCIAMENTO AMBIENTAL NO ESTADO DE SÃO PAULO

*Amanda dos Santos Sousa-Camilo¹
Paulo Santos de Almeida²*

RESUMO

A governança ambiental ainda encontra dificuldade em alcançar os objetivos a que se propõe. Dentre os principais obstáculos, destaca-se a desigual distribuição de poder entre os atores envolvidos. O licenciamento ambiental, principal procedimento regulador do uso dos recursos ambientais, por exemplo, ainda que composto por diversos espaços participativos, não é considerado como legitimamente democrático, e por isso é constantemente alvo de críticas. Com o objetivo de identificar quais mecanismos compõem a sua governança e em que grau podem ser considerados de fato participativos, este capítulo analisou a composição do licenciamento ambiental realizado no estado de São Paulo entre 2014 e 2017 e categorizou o grau de participação de acordo com a tipologia desenvolvida por Arnstein, denominada de Escada de Participação Cidadã. Como metodologia foi adotada a análise documental dos instrumentos jurídicos e dos processos executados no período. Os resultados revelam que o licenciamento

¹ Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade (EACH-USP). Contato: assousa@usp.br.

² Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade (EACH-USP). Contato: psalmeida@usp.br.

ambiental é composto por mecanismos que possuem os três graus de participação (não participação, concessão mínima de poder e poder cidadão), sendo que os que possuem maior poder compartilhado não envolvem a participação popular e são subutilizados pelos atores que a representam. Conclui-se que o exercício da governança ambiental analisada ainda não legitima a participação popular, de forma individualizada, no processo de tomada de decisão.

Palavras-chave: governança ambiental, avaliação de impacto ambiental, escada da participação, participação cidadã

Abstract

Environmental governance it still finds difficulty to achieve its intended objectives. Among the main obstacles stands out the unequal distribution of power among the involved actors. Environmental licensing, the main regulatory procedure for the use of environmental resources, for example, even though it is composed of several participatory spaces, is not considered as a legitimately democratic process, and therefore is constantly criticized. In order to identify which mechanisms exist its governance and to what degree they can be considered participatory, this article analyzed the composition of environmental licensing carried out in the state of São Paulo, between 2014 and 2017, and categorized the degree of participation according to the typology developed by Arnstein, named Ladder of Citizen Participation. As methodology was adopted the documentary analysis of the legal instruments and the processes executed in the selected period. The results show that environmental licensing is made up of mechanisms that have the three degrees of participation (non-participation, minimum power's grant, and citizen power), and those with greater shared power do not involve popular participation and are underutilized by the actors who represent it. Thus is concluded that the exercise of environmental governance analyzed does not yet legitimize popular participation, individually, in the decision-making process.

Keywords: environmental governance, environmental impact assessment, Ladder of Citizen Participation, citizen participation

16.1 INTRODUÇÃO

A complexidade dos problemas ambientais exige o envolvimento de diferentes percepções nas discussões para a tomada de decisão sobre o uso dos re-

recursos naturais. O desafio da gestão desses recursos demanda a competência de negociar e sustentar relações entre diferentes setores e níveis da sociedade. Nesse sentido, a governança ambiental ganha destaque ao possibilitar que múltiplos atores sejam incluídos nas discussões sobre o uso e planejamento dos recursos naturais (EMPINOTTI et al., 2016). No Brasil, o principal procedimento administrativo que regulamenta o uso do meio ambiente para fins econômicos é o licenciamento ambiental (COSTA et al., 2009). Sua governança é considerada participativa por conta dos diversos atores que a compõem.

A legislação prevê a consulta a Fundação Nacional do Índio (FUNAI), Fundação Cultural Palmares (FCP), órgãos responsáveis pelos Parques e Unidades de Conservação, Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional (IPHAN) e Ministério da Saúde (BRASIL, 2015). Ademais, a população potencialmente impactada também pode participar da tomada de decisão na audiência pública (CONAMA, 1987). Nos níveis estadual e municipal, os conselhos de meio ambiente podem deferir ou indeferir o parecer técnico emitido pelos órgãos licenciadores, de acordo com suas respectivas legislações.

No entanto, mesmo que composto por diversos espaços participativos, o licenciamento ambiental tem a sua governança questionada por pesquisadores e pelas populações atingidas. De forma geral, os críticos consideram que os espaços, na prática, se revelam apenas como procedimentos burocráticos. Dessa maneira, eles conferem ao processo um caráter democrático, quando na realidade não oportunizam, de forma igualitária, a participação de todos os atores envolvidos (DIEGUES, 1998; ALONSO; COSTA, 2004; BARAÚNA; MARIN, 2011; ZHOURI, 2008, DUARTE et al. 2016).

Duarte et al. (2016) constataram que as pesquisas em torno da participação social no licenciamento ambiental concentram críticas nas deficiências do modelo atual de governança, no qual, mesmo havendo espaços obrigatórios para participação, esta implica muitas vezes em violações de direitos humanos e problemas para a sua eficácia. A efetividade dos modelos participativos vem sendo interrogada em todas as áreas (SOUSA-CAMILO; ALMEIDA, 2019). Na ciência política, por exemplo, após a euforia dos anos 1990, que marcou a abertura de espaços participativos em todo o mundo, a própria teoria apresentou sinais de declínio. Segundo Mansbridge (1999), o próprio desaparecimento de práticas participativas e a dificuldade em comprovar o seu papel educativo contribuíram para o seu enfraquecimento.

Quintão (2014) ressalta que, ao concentrarem as análises no aumento quantitativo da participação nos mecanismos de incidência direta, os gestores

e teóricos simpatizantes da prática ignoraram a construção do processo de preferências e sua relação, nem sempre simétrica, no bojo do campo político. A discussão, desde então, deixou de ser sobre a abertura de espaços participativos e cedeu lugar para a qualidade e efetividade dessa participação. Como incluir as diversas vozes em um espaço participativo, de forma que as decisões tomadas reflitam a visão da maior parte da sociedade ou, pelo menos, dos atores diretamente impactados com as decisões?

Para os teóricos deliberativos, uma forma de alcançar essa multiplicidade de ideias se daria por meio do consenso entre os diferentes atores, o que romperia com a decisão do representante em nome da maioria. Para que isso fosse possível, Habermas, teórico seminal da democracia deliberativa, pressupõe a existência de espaços participativos equitativos, nos quais é realizada a troca argumentativa racional entre os atores até alcançar o consenso (FARIA, 2017). Nesse sentido, a participação implica na redistribuição de poder entre os que participam da tomada de decisão. Isso porque, apesar de o simples envolvimento de atores não ser encarado como garantia de que as discussões se realizarão de forma simétrica, ele possibilita àqueles que têm poder de decisão argumentar que todos os lados foram ouvidos e, ao final, beneficiar apenas alguns grupos. Tal estratégia torna a participação vazia e mantém o *status quo* (AIRSTEIN, 1969).

No que concerne à participação dos múltiplos atores na avaliação de impacto ambiental (AIA), instrumento que compõe o licenciamento ambiental brasileiro, O’Faircheallaigh (2010) e Glucker et al. (2013) apontam a necessidade de mais estudos que avaliem a relação entre os diferentes tipos de participação e suas consequências no processo decisório. Dessa forma, esta pesquisa tem o objetivo de identificar quais os mecanismos participativos existentes no licenciamento ambiental realizado no estado de São Paulo, e em que grau podem ser considerados, de fato, participativos.

A seguir, tem-se a oportunidade de se apresentar as relações entre a composição da governança e do licenciamento ambiental no estado de São Paulo, considerando-se o discurso e a prática da participação social com a discussão de possibilidades de efetividade.

16.1.2 A composição da governança ambiental do licenciamento ambiental do estado de São Paulo

O agravamento dos problemas ambientais, conjugado aos desafios econômicos e sociais da atualidade, tornou a governança ambiental assunto central nos países. Nesse sentido, o Estado passou a ser visto como um direcionador

estratégico, responsável por induzir e orientar as capacidades dos demais atores da sociedade na direção desejada (MOURA; BEZERRA, 2016). Dessa forma, o modelo descentralizado de governança ambiental, com foco na inclusão de múltiplos atores, recebeu destaque nas discussões sobre as questões ambientais, especialmente ao incluir vozes comunitárias e locais no debate. Adota-se, neste capítulo, o conceito de governança ambiental descentralizada reproduzido a seguir:

O sistema inter-relacionado e cada vez mais integrado de regras formais e informais, sistemas de elaboração de regras e redes de atores em todos os níveis da sociedade humana (do local ao global) que são criados para orientar as sociedades na prevenção, mitigação e adaptação ao global e a cadeia ambiental local e, em particular, a transformação do sistema terrestre, dentro do contexto normativo do desenvolvimento sustentável. (BIERMANN et al., 2009, p. 3)

A partir desse conceito, assume-se que a governança ambiental tem por finalidade agregar as múltiplas formas de participação em torno dos assuntos ambientais, com o propósito de atingir o desenvolvimento sustentável. Nesse contexto, é importante analisar como os Estados estão inserindo em sua gestão a governança ambiental, de forma que seja possível materializá-la na realidade.

A Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) do Brasil estabeleceu a importância e a necessidade do licenciamento ambiental como instrumento essencial à deliberação sobre a atividade capaz de causar degradação ambiental. Essa política instrumentalizou-se por meio de Estudo De Impacto Ambiental e respectivo Relatório De Impacto Ambiental (EIA/RIMA), como se depreende do art. 10º da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981 (BRASIL, 1981).

No estado de São Paulo, no entanto, o licenciamento ambiental para as atividades passíveis de causar a poluição ambiental já era obrigatório antes mesmo de a PNMA estabelecê-lo em nível nacional, conforme a Lei Estadual nº 997, de 31 de maio de 1976, regulamentada pelo Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Atualmente, as principais normas que regulamentam o processo no estado são a Resolução da Secretaria do Meio Ambiente (SMA) nº 49, de 28 de setembro 2014, e a Decisão de Diretoria nº 153, de 28 de maio de 2014, que estabelecem os procedimentos gerais referentes à realização do licenciamento ambiental paulista.

Em seu bojo, o instrumento apresenta algumas alternativas para a inclusão de atores multiníveis integrados ao sistema. Logo no início do processo, quando o empreendedor apresenta o Plano de Trabalho na Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), a agência ambiental pode solicitar manifestações

dos órgãos intervenientes (CETESB, 2014) e dos administradores das Unidades de Conservação (UC) (SÃO PAULO, 2012). A sociedade também é convidada a manifestar-se por escrito, a partir da publicação feita em Diário Oficial do estado de São Paulo (DOSP) e em jornais de grande circulação. Todas as contribuições são consolidadas no Termo de Referência (TR), base para a elaboração do EIA/RIMA (CETESB, 2014).

A população residente na área de influência do empreendimento ainda pode participar na fase de elaboração dos estudos ambientais, quando solicitado no TR emitido pela CETESB. De acordo com o manual elaborado pela agência ambiental, o envolvimento da comunidade tem por objetivo:

apontar as principais reivindicações e/ou preocupações com o empreendimento; caracterizar a percepção dos moradores em relação à região onde vivem e suas expectativas em relação à implantação do empreendimento; identificar possíveis conflitos de interesse na Área Diretamente Afetada (ADA) e Área de Influência Direta (AID) e realizar levantamento das reclamações da população do entorno. (CETESB, 2014, p. 136)

Em situações em que o empreendimento possa afetar as UC, a administração da unidade participa, emitindo parecer técnico sobre o EIA/RIMA (SÃO PAULO, 2012). Já nos casos em que o empreendimento possa gerar impacto significativo no regime hídrico, o Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH) responsável também deve se manifestar-se de forma técnica referente à viabilidade ambiental do empreendimento (SÃO PAULO, 2008). Outros órgãos intervenientes do poder público podem ser convocados a dar seu parecer ou autorização, de acordo com a solicitação da CETESB. O licenciamento estadual de São Paulo segue ainda a Portaria Interministerial nº 60/2015, que torna obrigatória a solicitação de manifestação para a FUNAI, para a FCP, para o IPHAN e para o Ministério da Saúde sempre que o empreendimento em análise intervir em áreas sob influências desses órgãos.

Um dos instrumentos de maior visibilidade pública é a audiência pública, estabelecida pelas Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 009, de 3 de dezembro de 1987. Nesse documento, a audiência pública é definida como um instrumento destinado aos interessados em dirimir dúvidas e recolher críticas e sugestões a respeito do conteúdo do EIA/RIMA, sempre sob a tutela do órgão licenciador e por formalidade complexa e restritiva quanto à autonomia da participação social. Sua execução, no entanto, depende da solicitação do órgão licenciador, do Ministério Público, de Organização Social ou do pedido de 50 (cinquenta) mais 1 (um) cidadãos (CONAMA, 1987).

No estado de São Paulo, contudo, a norma para a realização de audiências segue uma normativa mais restritiva: nos casos em que são exigidos EIA/RIMA para o licenciamento, sua realização é obrigatória. É mantido o direito dos demais interessados de solicitarem a sua execução, sem prejuízo. Durante a audiência, os presentes também podem protocolar documentos na Mesa do Presidente e, posteriormente, pelo período de cinco dias, na sede da CETESB. No final do processo, após a elaboração do Parecer Técnico pela CETESB, o Conselho Estadual de Meio Ambiente do estado de São Paulo (CONSEMA) pode avocar para si a apreciação do EIA/RIMA, por determinação do Secretário do Meio Ambiente ou por decisão da Plenária, mediante requerimento de um quarto de seus membros (CONSEMA, 2011). Nesses casos, é o CONSEMA que defere ou não o parecer técnico e libera a emissão da licença.

Vale aqui destacar ainda a Lei nº 10.650, de 16 de abril de 2003, que trata do acesso à informação ambiental e estabelece aos órgãos e entidades da administração pública (direta, indireta e fundacional), integrantes do Sistema Nacional de Meio Ambiente (Sisnama), a obrigação de permitir o acesso público aos documentos, expedientes e processos administrativos (compreendidos aqui os procedimentos de licenciamento ambiental) e a fornecer todas as informações ambientais que estejam sob sua guarda. Isso deve ocorrer em meio escrito, visual, sonoro ou eletrônico, especialmente no que concerne às informações relativas à qualidade do meio ambiente, políticas, planos e programas potencialmente causadores de impacto ambiental para qualquer indivíduo (BRASIL, 2003).

Esse entendimento teleológico foi inspirado na Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, que em seu Princípio 10 declara que “a melhor maneira de tratar as questões ambientais é assegurar a participação, no nível apropriado, de todos os cidadãos interessados” e que é papel do Estado facilitar e estimular a conscientização e a participação popular, colocando as informações à disposição de todos (ONU, 1992, p. 12-13). Nessa mesma lógica, em setembro de 2018, o Brasil ratificou o Acordo de Escazú, conhecido como Acordo do Princípio 10, que trata do acesso à informação, participação pública e justiça em assuntos ambientais na região da América Latina e reforça a lógica participativa iniciada na Constituição Federal de 1988.

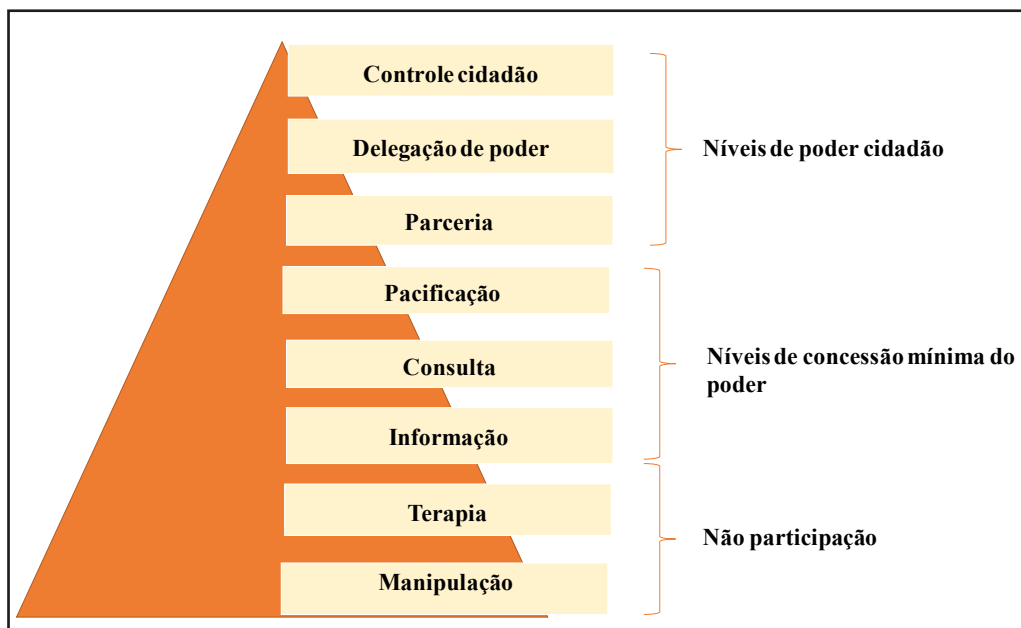
Todos esses espaços participativos que constituem a governança ambiental do licenciamento ambiental são amparados por legislações federais e estaduais, o que torna a sua aplicabilidade obrigatória. No entanto, ainda que a legislação venha sendo aplicada, a tomada de decisão sobre a implantação de empreendimentos que acarretam em impacto ambiental é constantemente alvo de críticas,

e o não envolvimento da sociedade é a principal reivindicação social e dos pesquisadores da área (DIEGUES, 1998; ALONSO; COSTA, 2004; BARAÚNA; MARIN, 2011; ZHOURI, 2008, DUARTE et al., 2016).

16.2 ENTRE O DISCURSO E A PRÁTICA: AS DIFERENTES FACES DA PARTICIPAÇÃO SOCIAL

A participação social, segundo Arnstein (1969), é uma forma de dar poder aos excluídos dos processos político e econômico, integrando-os ao processo de decisão. Essa participação, segundo a autora, geralmente acontece em três níveis: não participação, concessão mínima de poder e poder cidadão. Para cada grau de participação a autora aponta alguns exemplos, os quais ela categorizou como degraus de participação. Conforme se evolui nos tipos de participação é possível alcançar maior poder cidadão. O topo é o auge de participação, denominada como poder cidadão. O modelo da escada da participação é apresentado na Figura 16.1.

Figura 16.1 – Escada da Participação Cidadã, modelo da Arnstein (1969).



Fonte: adaptada de Arnstein (1969, p. 217).

Observa-se que os dois primeiros degraus (manipulação e terapia) são espaços onde recai ao poder público a condução de todo o processo. Essa é a categoria que mais merece atenção, pois nela os envolvidos, além de não participarem do planejamento ou tomada de decisão, ainda são manipulados ou ludibriados. Nas palavras de Arnstein (1969), nesse nível o tomador de decisão tem o objetivo de educar ou curar os envolvidos, e não de os envolver efetivamente no processo participativo. Como manipulação a autora considera, por exemplo, os subcomitês consultivos para grupos minoritários, que em teoria deveriam proteger os direitos da população negra, mas que, na prática, funcionam basicamente como reuniões técnicas educativas, nas quais os técnicos persuadiam e aconselhavam os cidadãos, e não o contrário.

Nos degraus denominados informação, consulta e pacificação, os atores sociais não participam da tomada de decisão, mas podem ouvir e são ouvidos. Nesse ponto, não há nenhuma garantia de que o *status quo* será alterado. É, portanto, um nível onde ocorre uma participação demagógica. Cabe ressaltar que o degrau de pacificação, se bem executado, tem o potencial de aconselhar o tomador de decisão, aproximando-se dos dois últimos degraus. Os principais instrumentos dessa comunicação de mão única servem apenas para divulgar as informações, geralmente de maneira superficial, desencorajando perguntas ou dando respostas evasivas.

Já nos três últimos degraus, parceria, delegação de poder e controle cidadão, considerados como participação máxima, o objetivo é que todos os atores tomem a decisão juntos. Como exemplo de parceria, Arnstein (1969) fala dos espaços em que existe efetivamente uma redistribuição de poder por meio da negociação entre os atores. Ambos os lados concordam em compartilhar o planejamento e as responsabilidades de tomada de decisão por meio de estruturas como conselhos paritários, comitês de planejamento e mecanismos de solução de conflitos. Após a definição de regras básicas, elas não podem mais ser modificadas unilateralmente.

Apesar do contexto particular dos exemplos utilizados, Arnstein (1969) sugere que o modelo de escada de participação cidadã pode ser ampliado para outras realidades. Em suas palavras:

Os problemas subjacentes são essencialmente os mesmos - 'ninguém' em várias áreas está tentando se tornar 'alguém' com poder suficiente para fazer com que as instituições-alvo respondam às suas opiniões, aspirações e necessidades. (ARNSTEIN, 1969, p. 216)

Como é possível notar, o poder é o centro do argumento de Arnstein sobre a participação social. Para ela, a participação cidadã é um processo que demonstra a maneira como o poder é compartilhado, mas também como os que são marginalizados na sociedade podem se envolver nas decisões que os afetam. É, nesse sentido, um mecanismo que permite à sociedade participar da tomada de decisão sobre assuntos que influenciem a sua qualidade de vida e, conseqüentemente, o território em que vivem. É no âmbito dessa discussão que a governança ambiental do licenciamento ambiental será analisada nas seções seguintes.

16.3 METODOLOGIA

Esta pesquisa é do tipo qualitativa (MINAYO, 2001), pois prioriza os significados, motivos, aspirações, crenças, valores e atitudes dos processos e dos fenômenos que não podem ser reduzidos à operacionalização de variáveis. A preocupação da investigação é categorizar os espaços de participação que compõem o licenciamento ambiental de São Paulo sem ter como foco a frequência com que esses instrumentos são utilizados, por exemplo.

O levantamento dos dados foi realizado a partir da análise documental de todo o conteúdo registrado nos volumes dos processos de licenciamento ambiental para a implantação ou ampliação de aterros sanitários no estado de São Paulo após a publicação da Resolução SMA nº 49, de 29 de maio de 2014, que ordena o licenciamento ambiental atualmente. Desde a publicação da referida resolução, foram abertos 25 (vinte e cinco) processos de licenciamento. Desses, 6 (seis) eram relativos à tipologia de parcelamento de solo; 6 (seis) de aterro sanitário; 5 (cinco) de mineração; 2 (dois) de rodovias; 2 (dois) de metropolitanos; 2 (dois) de agroindústria; 1 (um) de UTE/URE; e 1 (um) de linha de transmissão.

Com o objetivo de analisar a tipologia com maior número de processos abertos no período, elegeu-se o aterro sanitário como recorte desta investigação. A análise documental se limitou às informações do processo que antecediam a emissão, indeferimento ou desistência da licença prévia (LP). A relação dos processos analisados no período (por folhas, nos respectivos volumes – quinta coluna) está apresentada no Quadro 16.1. A numeração sequencial apresentada na primeira coluna será adotada na apresentação dos resultados.

Quadro 16.1 – Relação de processos de aterros sanitário abertos entre os anos de 2014 e 2017 no estado de São Paulo

Nº	Processo		Empreendedor	Município	Documentos analisados
	ANO	Nº			
01	2014	53	TCL - Tecnologia e Construções Ltda	Adamantina	2.117
02	2014	205	TCL - Tecnologia e Construções Ltda	Casa Branca	1.766
03	2014	262	REVITA Engenharia S/A	Marília	1.420
04	2014	342	GEO Vision Soluções Ambientais Ltda	Presidente Prudente	3.068
05	2016	32	Essencis Soluções Ambientais S/A	Caieiras	2.532
06	2016	77	Prefeitura Municipal de Guarulhos	Guarulhos	1.656

Fonte: Elaborado pelos autores.

Os mecanismos participativos, depois de identificados, foram avaliados de acordo com a Escada de Participação Cidadã, desenvolvida por Arnstein (1969), que distribui em oito degraus os tipos de participação comumente utilizadas nas políticas públicas e relaciona em três graus ou níveis de participação, conforme Quadro 16.2.

Quadro 16.2 – Descrição das categorias de participação social que compõem a Escada de Participação de Arnstein (1969)

Degraus	Descrição	Grau de participação
8 – Controle cidadão	Cidadão detém a maioria nos fóruns de tomada de decisão ou mesmo o completo poder gerencial.	Poder cidadão
7 – Delegação de poder		
6 – Parceria	Os cidadãos podem participar negociar de igual para igual com aqueles que tradicionalmente detêm o poder.	
5 – Pacificação	Permite aos cidadãos aconselhar os poderosos, mas retém na mão destes o direito de tomar a decisão final.	Concessão mínima de poder
4 – Consulta	Os cidadãos não têm o poder para assegurar que suas opiniões serão aceitas por aqueles que detêm o poder.	
3 – Informação	Quando a participação está restrita a esses níveis, não há continuidade, não há “músculos”, ou seja, não há garantia de mudança do <i>status quo</i> .	
2 – Terapia	Seu objetivo real não é permitir à população participar nos processos de planejamento ou conduzir programas, mas permitir que os tomadores de decisão possam “educar” ou “curar” os participantes.	Não participação
1 – Manipulação		Não participação

Fonte: adaptado de Arnstein (1969, p. 217).

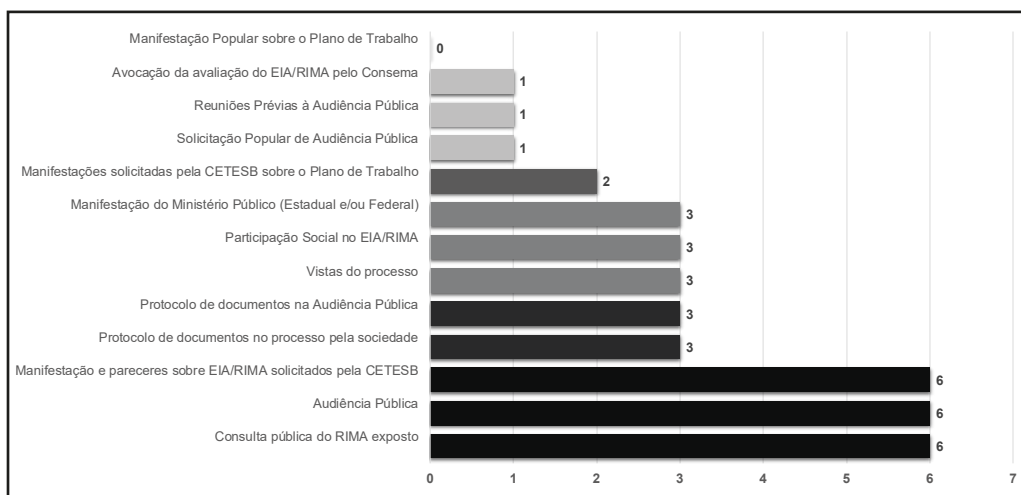
O que determinou a categorização dos mecanismos foi a forma com que a CETESB empregou a participação dos diferentes atores em cada um dos espaços identificados, tanto durante o processo de análise dos estudos como na elaboração do parecer técnico.

16.4 OS GRAUS DE PARTICIPAÇÃO DOS ESPAÇOS QUE COMPÕEM O LICENCIAMENTO AMBIENTAL

16.4.1 Caracterização dos espaços: a governança ambiental na prática

A totalidade de processos analisados congregam, na prática, todos os mecanismos participativos dispostos em legislação própria do licenciamento ambiental, assim como as legislações associadas ao acesso à informação ambiental, apresentadas anteriormente. A análise documental possibilitou identificar a existência de 13 (treze) espaços de participação disponibilizados, nem sempre utilizados pelos atores (pessoas ou grupos), como se pode constatar pela baixa frequência de aproveitamento retratada na Figura 16.2.

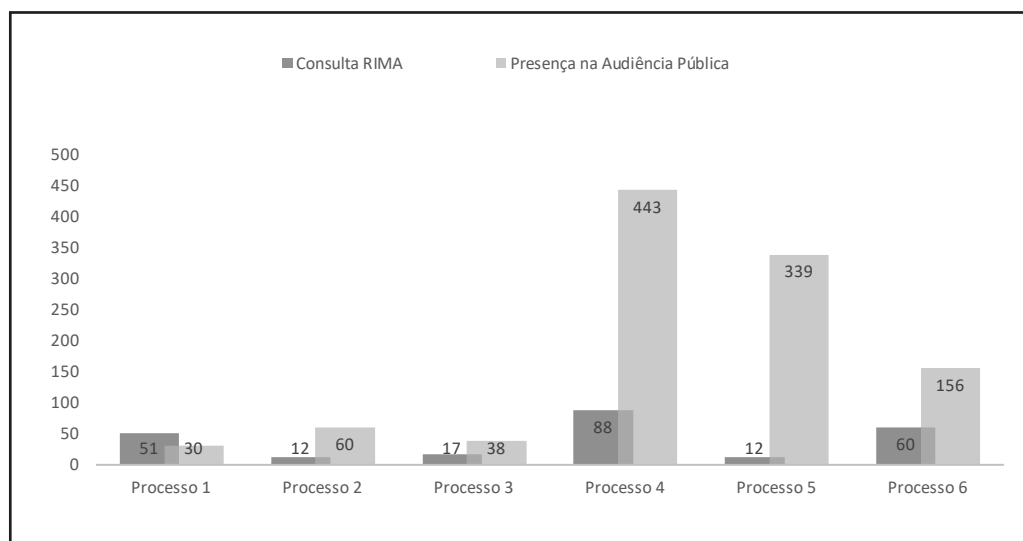
Figura 16.2 – Espaços de participação e frequência de aproveitamento no licenciamento ambiental de aterros sanitários, estado de São Paulo (2014-2017).



Em todos os processos, o uso dos mecanismos de consulta pública do RIMA, da audiência pública e dos espaços para manifestação sobre o EIA/RIMA (quando solicitados pela CETESB) foram os mecanismos que, para além de disponibilizados, na prática envolveram os atores de interesse.

A consulta ao RIMA é um importante elemento de informação, pois é a partir desse documento que a sociedade obtém dados sobre o empreendimento, que poderão ser esclarecidos na audiência pública que o precede. No contexto geral, constatou-se que as audiências atraem maior número de pessoas que a consulta ao RIMA, sendo que os mecanismos são divulgados de forma agregada em DOSP, jornal de grande circulação, jornal local e rádio. A única exceção foi o Processo 1, em que o número de consultas ao RIMA superou o total de presentes na audiência pública, como pode ser observado na Figura 16.3.

Figura 16.3 – Relação de acesso ao RIMA e presentes nas audiências públicas, nos processos de licenciamento ambiental de aterros sanitários no estado de São Paulo (2014-2017).



Nas audiências públicas, destaca-se a presença acentuada da sociedade civil, seja de forma individual ou por meio de organizações representativas, como pode ser observado na Tabela 16.1. As categorias utilizadas para classificação dos presentes seguem as definidas na Deliberação CONSEMA nº 1/2011, acrescidas das três seguintes: representante do empreendedor/consultoria, mídia e outros (casos que não foi possível identificar por razão da ilegibilidade da escrita ou ausência dela).

Tabela 16.1 – Representatividade dos grupos de participantes das audiências públicas de licenciamento ambiental de aterros sanitários no estado de São Paulo (2014-2017)

Grupos de participantes	Processo					
	01	02	03	04	05	06
Membros de Conselho de Meio Ambiente	6,7	3,3	5,3	1,8	0,6	1,3
Pessoa física	3,3	20,0	0,0	44,7	44,8	25,6
Representante do poder executivo	13,3	5,0	2,6	1,4	2,4	0,6
Representante do poder legislativo	3,3	13,3	2,6	4,3	2,9	2,6
Representantes das entidades da sociedade civil	23,3	20,0	31,6	15,6	6,5	23,7
Representantes de órgãos ou entidades públicos	6,7	8,3	26,3	1,6	1,2	17,3
Representantes do Ministério Público	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0
Representante do empreendedor/consultoria	26,7	8,3	13,2	1,1	26,3	0,6
Mídia	10,0	1,7	2,6	0,9	2,7	0,6
Outros	6,7	20,0	15,8	26,9	12,7	27,6
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

A diversidade de atores nas audiências públicas é inicialmente assumida como elemento fundamental para a governança ambiental descentralizada. Analisando mais a fundo, porém, o próprio formato da audiência já coloca os atores em posição assimétrica: as pessoas físicas possuem 3 minutos de tempo de fala, limitadas a 60 minutos ao todo, e os demais participantes, 5 minutos, sem limite de participação. Isso significa que, embora esse seja o grupo de maior representatividade (inclui moradores, pesquisadores, professores e empresários, entre outros), é também o grupo com menor abertura para se manifestar. A insatisfação com esse procedimento é retratada pela fala de um dos participantes, transcrita a seguir:

Primeiro aspecto que eu quero dizer aqui, nessa audiência, é que vamos movimentar todos os nossos esforços para requerer do CONSEMA que reveja essa norma, que restringe a possibilidade de expressão, essa norma extremamente rígida da audiência pública. Nós vamos coletar assinaturas, vamos contar com o apoio do Greenpeace, movimentos ambientalistas, para que chegue ao CONSEMA milhares de assinaturas, para que reveja esta norma tão rígida que impede que um professor, que tem conhecimento, possa se expressar, explicar para a população para que ocorra a audiência pública. (Professor da Universidade Estadual de São Paulo – Processo 4)

Em relação às manifestações e pareceres técnicos solicitados pela CETESB aos órgãos intervenientes, observou-se que todos os envolvidos respondem às solicitações. A exceção foram os Comitês de Bacia Hidrográfica (CBH). Os processos analisados envolveram três comitês: do Pardo (processo 2), dos Rios Aguapeí e Peixe (processo 3 e 4) e Alto Tietê (processos 5 e 6). Desses, apenas o CBH do Alto Tietê remeteu manifestação no prazo de 60 dias.

A participação de órgãos intervenientes ou organizações representativas também contribui com a governança ambiental descentralizada, uma vez que envolve outros atores no processo de tomada de decisão e confere ao processo maior transparência e segurança. Nos processos analisados, destacam-se o envolvimento do IP – Departamento de Avaliação Ambiental de Projetos e Processos, IPHAN/CONDEPHAT e IPSR – Setor de Avaliação de Sistemas de Tratamento de Resíduos, que emitiram pareceres em todos os processos. Outros órgãos também foram envolvidos: FUNAI e FCP (processo 2) e Quarto Comando Aéreo (processo 1, 2, 4 e 6). Em alguns casos, também foram solicitadas informações para agências ambientais locais: ao IPA – Divisão de Avaliação do Ar, Ruído e Vibração, ao IPR – Divisão de Avaliação de Risco e Solo, ao IPSE – Setor de Avaliação Ambiental de Sistemas de Tratamento e Efluentes e ao IPRR – Setor de Riscos Tecnológicos.

Em 50% dos processos analisados, a sociedade fez uso dos mecanismos de acesso ao processo de forma voluntária: protocolando documentos contestadores na agência ambiental e durante a audiência pública; apresentando estudos independentes sobre o empreendimento em questão; ou solicitando vistas ao processo durante a sua análise. Nesses casos, foi possível identificar que o uso desses espaços, em sua maioria, é feito pelas organizações representativas. Além disso, no processo 2 foi aberta uma Ação Popular e os interessados protocolaram os comprovantes na CETESB. Conselhos municipais e organizações não governamentais também encaminham documentos. Em um dos casos (processo 4), jornalistas também solicitaram informações sobre o processo. Abaixo-assinados declarando contrariedade também foram protocolados nos processos 2 e 4.

Em consequência da manifestação da sociedade, o Ministério Público (MP) se envolveu nos processos 2, 4 e 6. Nesses casos, a sociedade adquiriu o direito de acesso à informação. A atuação do MP é avalizada pela Constituição Federal de 1988, em seu art. 129, III (BRASIL, 1988), quando determina que sua função é

promover o inquérito civil e a ação civil pública, para a proteção do patrimônio público e social, do meio ambiente e de outros interesses difusos e coletivos”;

“expedir notificações nos procedimentos administrativos de sua competência, requisitando informações e documentos para instruí-los, na forma da lei complementar respectiva. (p. 45)

Nos casos analisados, em quatro processos a CETESB incluiu a necessidade de envolver a comunidade na elaboração dos estudos (processos 3, 4, 5 e 6). Todos eles apresentaram uma seção intitulada Organização Social, que envolve entrevista com a população, organização social e poder público para o levantamento da percepção ambiental e sobre o empreendimento em questão. No entanto, ao analisar o conteúdo, é possível notar que apenas duas seções envolveram a sociedade no estudo (processos 3 e 5), enquanto as demais apenas realizaram levantamento secundário ou trataram do assunto com o poder público.

As audiências públicas foram pedidas em apenas um dos casos (processo 2): 25 pessoas solicitaram sua realização. Esse pedido entra em desacordo com a Resolução CONAMA 09/1987, que aponta a necessidade de as solicitações agregarem 51 ou mais cidadãos. No entanto, conforme legislação estadual, em casos de licenciamento que envolve a elaboração de EIA/RIMA, é garantida a promoção da audiência pública, o que não gerou prejuízo aos que solicitaram.

No processo 3 também foi oferecida a oportunidade de as pessoas participarem de uma reunião informativa antes das audiências públicas. Essa iniciativa vai ao encontro de uma das críticas endereçadas às audiências, especificamente em relação ao seu caráter técnico, que não possibilita que os interessados compreendam os assuntos tratados. Nesse sentido, oferecer espaços que ampliam as formas de entendimento da população expande as possibilidades de melhor qualificação do público influenciado pelo empreendimento.

De outro modo, a publicação do protocolo do Plano de Trabalho pelo empreendedor, que disponibiliza um período de 45 dias para que qualquer interessado apresente suas reivindicações ou considerações a respeito do empreendimento, possibilita o envolvimento da população no momento inicial do processo de licenciamento ambiental, mas não foi utilizado em nenhum dos processos analisados. Esse mecanismo responde uma das críticas direcionadas à governança ambiental do licenciamento ambiental, que denuncia o tardio envolvimento das comunidades no processo. Nas palavras de Zhouri (2008):

Geralmente, quando as comunidades são comunicadas sobre a possibilidade da instalação de um empreendimento, o processo de licenciamento já se encontra em estágio avançado. Muitas vezes, as decisões já foram tomadas e acordos já foram estabelecidos entre o poder local e os empreendedores. Assim, sem o conhecimento das reais dimensões dos impactos dos projetos, as comunidades não têm informações suficientes para um posicionamento sobre a proposta apresentada. (p. 101)

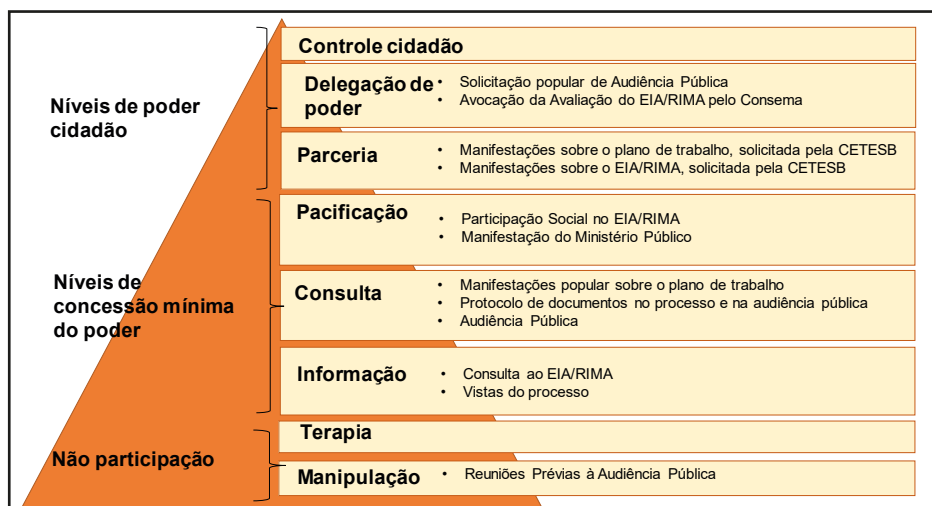
Uma das justificativas para a não utilização desse espaço participativo pode ter relação com a forma com que ele é divulgado (locais em que a população influenciada não tem acesso) e com falta de objetividade da divulgação.

Por fim, merece destaque a participação periférica demonstrada pelo CONSEMA no processo de licenciamento ambiental. Por se tratar de um grupo que representa, em sua estrutura interna, a visão de múltiplos atores e possui o poder de deferir ou não o parecer técnico emitido pela CETESB, sua participação em apenas um dos processos chama a atenção, bem como a forma que atua nas audiências públicas. Tais apontamentos serão detalhados e analisados na seção seguinte.

16.4.2 Grau de poder cidadão dos mecanismos participativos: a prática da governança ambiental

A governança ambiental do licenciamento ambiental adotado no estado de São Paulo se constitui da imbricação de treze mecanismos participativos, com graus de participação específicos, tanto em relação a sua estrutura como sobre o poder de participar da tomada de decisão que confere aos atores envolvidos. Quando categorizados, temos nos extremos as reuniões prévias à audiência pública, como instrumento que concede menor poder aos atores; e a avocação de avaliação do EIA/RIMA pelo CONSEMA como nível máximo de poder para a tomada de decisão final sob a licença ambiental. Os demais espaços concentram características que os incluem no nível de concessão mínima de poder, de acordo com a Escada de Participação Cidadã, de Arnstein (1969), conforme ilustrado na Figura 16.4.

Figura 16.4 – Escada da Participação do licenciamento ambiental do estado de São Paulo.



16.4.2.1 Primeiro nível: participação fictícia

Nesse nível, considerado como não participativo por Arnstein (1969), estão as reuniões que antecedem a audiência pública. Nesses espaços, os atores envolvidos apenas recebem informações, mas não possuem influência para a tomada de decisão sobre a licença, sobretudo por se tratar de espaço informal. Por meio dos documentos protocolados no processo, é possível compreender que a reunião envolve a população diretamente afetada pelo empreendimento, mas não é possível inferir sobre as temáticas abordadas. Dessa forma, a categoria que mais se adequa a esse mecanismo é a de terapia e manipulação, uma vez que as reuniões servem apenas de espaço para educar os presentes.

Desse modo, trata-se de mecanismo dúbio: se, por um lado, pode desdobrar-se em espaço esclarecedor para a sociedade, por outro tem o potencial de manipular a participação por meio de informações que favoreçam a emissão da licença no momento da audiência pública. Esse mecanismo foi identificado em um único processo, e não foi possível inferir de que forma ele influenciou a tomada de decisão, nem mesmo a realização da audiência pública.

16.4.2.2 Segundo nível: participação demagógica

Esse é o nível que concentra maior número de mecanismos participativos: consulta ao RIMA e protocolos de documentos, no degrau de informação; manifestação popular sobre o plano de trabalho, protocolo de documentos no processo e na audiência pública e audiência pública, no degrau de consulta; participação social na elaboração do EIA/RIMA e manifestação do Ministério Público, no degrau pacificação.

A consulta ao RIMA e a solicitação de vistas ao processo são espaços que possibilitam aos interessados obter mais informações sobre o projeto em análise. Empinotti et al. (2016), ao analisarem a governança ambiental das águas, destacaram a importância do acesso igualitário à informação para o bom funcionamento dos sistemas de gestão e da participação simétrica dos atores envolvidos. Dessa forma, embora os dois mecanismos estejam localizados no nível de concessão mínima de poder, se revelam como elementos essenciais para que os atores interessados possam elevar o seu poder de participação no interior do processo.

O caráter consultivo da audiência é previsto nas normas que regulamentam o seu desenvolvimento, bem como é sistematicamente criticado pelos teóricos que analisam o objeto. Costa e Alonso (2004), ao analisarem o licenciamento ambiental do Rodoanel Metropolitano de São Paulo (trecho oeste), concluíram

que o processo não foi capaz de garantir a participação efetiva dos cidadãos, embora tenha desempenhado um papel pedagógico, informativo e de suporte à decisão. Ferrer (1998), ao analisar 35 audiências públicas realizadas pelo CONSEMA (1988-1996), chegou a uma conclusão semelhante, ao reconhecer que a audiência pública era um dos poucos espaços para a população obter informações sobre o empreendimento em licenciamento. Da mesma forma, a análise dos processos de aterro sanitário deste estudo demonstrou que as visões expostas durante a audiência não convergiram em informação para a tomada de decisão e, em alguns casos (processo 4 e 5), tampouco cumpriram com o objetivo de dirimir e esclarecer dúvidas. No processo 4, um morador demonstrou, inclusive, preocupação com o direcionamento que seria dado às suas colocações, como pode ser observado no trecho transcrito a seguir:

Eu só queria fazer duas perguntas, inclusive para os que lidam com a parte jurídica. Qual a garantia que nós temos que depois de tudo isso acontecer, que o projeto continue, vá para a CETESB, e nós fiquemos alheios a tudo que está acontecendo? O senhor tem a condição de me responder ou não? (Fala de morador – Processo 4)

No entanto, o fato de a audiência pública não conceder poder aos participantes em relação à tomada de decisão não significa que ela não contribuiu com a ampliação do olhar para o processo em discussão: identificou-se que, em decorrência das audiências, a população, contrária à implantação do empreendimento, obteve apoio de outros atores. No processo 4, por exemplo, a população conseguiu cancelar a primeira audiência pública, alegando falta de divulgação adequada e não envolvimento da população lindeira ao projeto nas discussões. Com isso, as instâncias de autoridade e a mídia que estavam presentes passaram a acompanhar o caso mais de perto.

Após diversos protocolos de queixas na CETESB, o processo teve seu pedido de licença cancelado pelo empreendedor. Os vereadores aprovaram, ainda, uma lei que proibia a implantação de aterro na cidade e impedia o recebimento de resíduos de outros municípios. Ademais, incluíram como condição para a alteração do Plano Municipal de Resíduos a realização de, no mínimo, três audiências públicas, com espaçamento de 30 dias entre elas. Isso alterou o teor das análises sobre o projeto e, possivelmente, contribuiu com o cancelamento do pedido de licença pelo empreendedor. Nesse sentido, a audiência torna possível que outros atores com maior poder de influência, que possuem acesso a outros espaços participativos, deem encaminhamento às demandas ali apresentadas.

O protocolo de documentos no processo ou na audiência pública, diferente da fala dos presentes na audiência, demonstrou maior peso na análise dos técnicos,

além de garantir o direito de respostas quando necessário. As manifestações escritas, portanto, têm maior poder de influenciar de forma direta a tomada de decisão que as manifestações apresentadas oralmente em audiência pública.

Ainda no nível de concessão mínima, a participação social na elaboração do EIA/RIMA também apresentou maior potencial de ser considerada na análise da licença, pois entra como informação técnica integrante ao EIA/RIMA e, quando bem realizada, serve para avaliar os impactos ambientais do meio socioeconômico. A participação do Ministério Público contribui com as demandas apresentadas pela população, que, ao perceber seu baixo poder no interior do processo, aciona outros mecanismos a fim de alcançar seu objetivo. Nos três casos em que o MP foi acionado (processo 2, 4 e 6), a população era contrária ao empreendimento. Desses, um teve sua licença liberada, em outro o empreendedor desistiu do licenciamento, e o último ainda está em análise.

Ao analisar os processos, foi identificado, ainda, que no parecer técnico emitido pela CETESB atestando a viabilidade ambiental do projeto, os mecanismos que integram esse nível de participação são listados como elementos que serviram de apoio para a tomada de decisão. No entanto, quando são analisadas as informações apresentadas pelos atores e as informações contidas no parecer técnico, não é possível localizar todos os apontamentos apresentados, sobretudo os remetidos pela sociedade. Nesse sentido, o maior risco que esses instrumentos apresentam é em relação ao uso do termo participativo para referendar o caráter democrático do processo de licenciamento ambiental, sob o subterfúgio da oitiva formal das sugestões dos atores interessados, mesmo que suas colocações não tenham de fato sido incluídas no processo de tomada de decisão.

16.4.2.3 Terceiro nível: participação factual

No topo da Escada de Participação Cidadã estão as manifestações solicitadas pela CETESB e a avocação do CONSEMA para a análise do EIA/RIMA e, conseqüentemente, validação do parecer técnico. Ambos os mecanismos conferem aos atores envolvidos o poder de decidir sobre a viabilidade do projeto. Nos casos em que a CETESB pede manifestação ou parecer, a contribuição dos órgãos consultados é repassada integralmente ao empreendedor, que tem prazo para responder ou complementar os estudos. Em caso de apontamento de inviabilidade, o processo não tem continuidade. Nos processos analisados, dos órgãos que receberam solicitação, apenas os Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH) de Aguapeí e Peixe e o Pardo não responderam a CETESB (processos 2, 3, 4); todos os demais emitiram suas considerações.

Nesse nível de participação, merece destaque o papel do CONSEMA que, mesmo podendo avocar para si o deferimento (ou não) da licença prévia, só utilizou esse instrumento uma vez (processo 3) e deliberou a favor do parecer técnico emitido pela CETESB. Outro ponto que chamou a atenção em relação ao CONSEMA foi a audiência pública: mesmo sendo o órgão que organiza e preside a audiência, este demonstra mais preocupação com o rito burocrático do instrumento do que com a participação das pessoas e a oportunidade de esclarecimento e estabelecimento de consensos sobre o empreendimento em análise. O curioso, nesse exemplo, é o fato de o CONSEMA ser um órgão que representa o interesse da proteção ambiental, abrangendo uma diversidade de atores em seu interior.

16.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em resposta ao objetivo proposto, os resultados do estudo revelam que os mecanismos participativos que constituem a governança ambiental do licenciamento ambiental realizado no estado de São Paulo conferem diferentes graus de poder para os atores envolvidos, com destaque para a concessão mínima disponibilizada para a sociedade civil.

O advento da participação é recente no Brasil, que está há quase quatro décadas do seu exercício. Nesse período, muitos espaços foram criados, mas ainda se enfrentam desafios associados à sua prática. No caso analisado, nota-se que as normas que conformam o licenciamento ambiental, em teoria, estão bem estruturadas. No entanto, na prática, o sistema não consegue se desenvolver, nem os atores com maior grau de participação conseguem usufruir desse benefício. Os Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH) que estão mais próximos da realidade das regiões negligenciam a contribuição decorrente da decisão, e o CONSEMA sequer solicita avocação para avaliar o EIA/RIMA, reflexo de limitações internas historicamente conhecidas desses espaços.

Dessa forma, a governança ambiental do licenciamento ambiental do estado de São Paulo não consegue se estabelecer como um sistema democrático de tomada de decisão. Quando analisada de acordo com a Escada de Participação Cidadã, nota-se que a maior parte dos mecanismos disponibilizados, sobretudo para a sociedade civil, limitam-se a conceder poder mínimo aos envolvidos. De forma oposta, as organizações representativas, especialmente as pertencentes ao poder público, possuem poder cidadão, de maneira que seu posicionamento quando solicitado é considerado na decisão final.

A partir dessa realidade, foi possível observar que, estrategicamente, a população aciona atores que possuem maior poder de atuação no licenciamento ambiental para ampliar a sua participação na tomada de decisão. Nesse sentido, a partir dos casos analisados, merecem destaque o Ministério Público Federal, o Ministério Público do estado de São Paulo e a Câmara de Vereadores de Presidente Prudente que, quando acionados, elevaram os graus de participação da população.

Dessa forma, é possível concluir que o exercício da governança ambiental descentralizada no licenciamento ambiental do estado de São Paulo ainda não legitima a participação popular, de forma individualizada, no processo de tomada de decisão. A análise dos instrumentos participativos revelou que a participação dos cidadãos é dependente de organizações representativas para se realizar. E, de forma a agravar ainda mais este cenário, os órgãos que poderiam representá-los não utilizam com frequência os espaços a eles disponibilizados.

16.6 AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) pela concessão de bolsa de estudos de mestrado à Amanda dos Santos Sousa Camilo – Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS

ALONSO, A.; COSTA, V. The dynamics of public hearings for environmental licensing: the case of the São Paulo ring road. **IDS Bulletin**, Malden, v. 35, n. 2, p. 49-57, 2004.

ARNSTEIN, S. R. A ladder of citizen participation. **Journal of the American Planning Association**, v. 35, n. 4, p. 216-224, 1969.

BARAÚNA, G. M. Q.; MARIN, R. E. A. O “fator participativo” nas audiências públicas das hidrelétricas de Jirau, Santo Antônio e Belo Monte. In: ZHOURI, A. (Org.). **As tensões do lugar: hidrelétricas, sujeitos e licenciamento ambiental**. Belo Horizonte: UFMG, 2011. p. 93-125.

BIERMANN, F. et al. Earth system governance: people, places and the planet. **Science and implementation plan of the earth system governance project**,

ESG Report No. 1. Bonn, IHDP: The Earth System Governance Project, 2009, p. 148.

BRASIL. Lei N° 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, p. 16509, 2 set. 1981.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil, de 5 de outubro de 1988. **Diário Oficial da União**, União, Brasília, DF, p. 1, 5 out. 1988.

BRASIL. Lei n° 10.650, de 16 de abril de 2003. Dispõe sobre o acesso público aos dados e informações existentes nos órgãos e entidades integrantes do Sisnama. **Diário Oficial da União**, União, Brasília, DF, p. 1, 17 abr. 2003.

BRASIL. Lei Complementar n° 140, de 08 de dezembro de 2011. Fixa normas, nos termos dos incisos III, VI e VII do caput e do parágrafo único do art. 23 da Constituição Federal, para a cooperação entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora; e altera a Lei no 6.938, de 31 de agosto de 1981. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, p. 1, 9 dez. 2011.

BRASIL. Portaria Interministerial N° 60, de 24 de março de 2015. Estabelece procedimentos administrativos que disciplinam a atuação dos órgãos e entidades da administração pública federal em processos de licenciamento ambiental de competência do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Ibama. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n° 57, Seção 1, p. 71, 25 mar. 2015.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (Estado). Decisão de Diretoria n° 217/2014/I, 06 de agosto de 2014. Dispõe sobre a aprovação e divulgação do “Manual para Elaboração de Estudos para o Licenciamento Ambiental com Avaliação de Impacto Ambiental no âmbito da CETESB. **Diário Oficial do estado de São Paulo**, São Paulo, SP, p. 45, 9 ago. 2014.

CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (Estado). **Deliberação CONSEMA - Normativa 01/2011, de 14 de setembro de 2011**. Estabelece normas para solicitação, convocação e realização de audiências públicas. 287^a Reunião Ordinária do Plenário do CONSEMA.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução 001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 fev. 1986.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução 009, de 03 de dezembro de 1987. Dispõe sobre a realização de Audiências Públicas no processo de licenciamento ambiental. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, Seção I, p. 12.945, 5 jul. 1990.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução 428, de 17 de dezembro de 2010. Dispõe, no âmbito do licenciamento ambiental sobre a autorização do órgão responsável pela administração da Unidade de Conservação (UC), de que trata o § 3º do artigo 36 da Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000, bem como sobre a ciência do órgão responsável pela administração da UC no caso de licenciamento ambiental de empreendimentos não sujeitos a EIA-RIMA e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, p. 805, 20 dez. 2010.

COSTA, M. H. N et al. Análise técnica de estudos ambientais da atividade petrolífera *onshore* no Rio Grande do Norte. **Holos**, Instituto Federal do Rio Grande do Norte (IFRN), v. 4, n. 25, p. 144-152, 2009.

DIEGUES, A. C. Environmental impact assessment: the point of view of artisanal fishermen communities in Brazil. **Ocean & Coastal Management**, Amsterdam, v. 39, n. 1-2, p. 119-133, 1998.

EMPINOTTI, V.L. et al. Transparência e a governança das águas. **Estudos Avançados**, [s.l.], v. 30, n. 88, p. 63-75, dez. 2016.

FARIA, C. F. Deliberative system, connections, and political inclusion: theoretical and practical possibilities. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, São Paulo, v. 32, n. 95, p. 1-15, ago. 2017.

FERRER, J. T. V. Audiência pública no processo da avaliação do impacto ambiental no estado de São Paulo. In: FERRER, J. T. V. et al. (Org.). **Casos de gestão ambiental**. São Paulo: CETESB; SMA, 1998. p. 110-137.

GLUCKER, A. et al. Public participation in environmental impact assessment: why, who and how? **Environmental Impact Assessment Review**, Amsterdam, v. 43, p. 104-111, 2013.

MANSBRIDGE, J. Deliberative systems: deliberative democracy at the large scale. **Cambridge: CUP**, p. 1-26, 1999.

MINAYO, M. C. S. (Org.). **Pesquisa social: teoria, método e criatividade**. Petrópolis: Vozes, 2001.

MOURA, A. S.; BEZERRA, M. C. Governança e Sustentabilidade das Políticas Públicas no Brasil. In: MOURA, A. M. M. (Org.). **Governança ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas**. Brasília: Ipea, 2016. p. 91-110.

O'FAIRCHEALLAIGH, C. Public participation and environmental impact assessment: Purposes, implications, and lessons for public policy making. **Environmental Impact Assessment Review**, [s.l.], v. 30, n. 1, p. 19-27, 2010.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento**. Rio de Janeiro: ONU, 1992.

QUINTÃO, T. T. Democracia participativa e deliberativa: congruências ou modelos em disputa? **Cadernos da Escola do Legislativo**, [S.l.], v. 16, n. 26, p. 53-89, 2014.

SÃO PAULO (Estado). Lei Estadual nº 997, de 31 de maio de 1976. Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, SP, p. 1, 1 jun. 1976.

SÃO PAULO (Estado). Resolução Secretaria de Meio Ambiente nº 49, de 28 de maio de 2014. Dispõe sobre os procedimentos para licenciamento ambiental

com avaliação de impacto ambiental, no âmbito da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, SP, seção I, p. 51, 29 mai. 2014.

SÃO PAULO (Estado). Resolução SMA 54, de 30 de julho de 2008. Estabelece procedimentos para o DAIA receber contribuições/sugestões técnicas dos Comitês de Bacia para análise de Estudos de impacto Ambiental – EIA e respectivos Relatórios de Impacto Ambiental – RIMA. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, SP, p. 85, 1 ago. 2008.

SÃO PAULO (Estado). Resolução SMA 85, de 23 de outubro de 2012. *Dispõe, no âmbito do licenciamento ambiental, sobre a autorização dos órgãos responsáveis pela administração de unidades de conservação, de que trata o § 3º, do artigo 36, da Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000, e dá providências correlatas.* **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, SP, p. 38, 24 out. 2012.

SOUSA-CAMILO, A.S; ALMEIDA, P.S. Proteção da biodiversidade ambiental e cultural latino-americana: o caso da participação social na avaliação de impacto ambiental nos países do Mercosul. In: PEREIRA, W. P.; LUGO, C. (Org.). **Democracia, Liderança e Cidadania na América Latina**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2019. p. 393-412. Coord. de Laura Chinchilla.

ZHOURI, A. Justiça ambiental, diversidade cultural e accountability: desafios para a governança ambiental. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, São Paulo, v. 23, n. 68, p. 97-107, 2008.

NOTA SOBRE OS AUTORES E ORGANIZADORES

Alexandre Toshiro Igari

Doutor em Ecologia pela Universidade de São Paulo, professor doutor da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP) e vice - coordenador do Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade da EACH/USP.

André Felipe Simões

Doutor em Planejamento Energético pela Universidade Federal do Rio de Janeiro e professor associado da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP).

Danilo Miralha Franco

Doutor em Biologia pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho e professor da Faculdades Gammon.

Delhi Teresa Paiva Salinas

Doutora em Estatística pela Universidade de São Paulo e professora doutora da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP).

Flavia Noronha Dutra Ribeiro

Doutora em Ciências Atmosféricas pela Universidade de São Paulo e professora doutora da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP).

Helene Mariko Ueno

Doutora em Saúde Pública pela Universidade de São Paulo e professora doutora da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP).

Juliana Dália Resende

Doutora em Sustentabilidade pela Universidade de São Paulo. Atuou como docente dos cursos de Gestão Ambiental e Engenharia Ambiental da Universidade Braz Cubas e dos cursos de Engenharia da Universidade Guarulhos.

Lúcia Helena Gomes Coelho

Doutora em Química pela Universidade de São Paulo e professora adjunta da Universidade Federal do ABC.

Luísa Helena dos Santos Oliveira

Doutora em Biologia pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho e professora associada da Universidade Federal do ABC.

Luiz Fernando Rolim de Almeida

Doutor em Biologia pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP) e professor associado da UNESP.

Marcelo Antunes Nolasco

Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo e professor associado da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP).

Marcelo Marucci Pereira Tangerina

Doutor em Química pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho e pós-doutorando pela Universidade de São Paulo.

Miriam Sannomiya

Doutora em Química pela Universidade Estadual de Campinas e professora doutora da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP).

Paulo Santos de Almeida

Doutor em Direito pela Pontifícia Universidade Católica de São Paulo e professor doutor da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP).

Renata Colombo

Doutora em Química pela Universidade de São Paulo e professora doutora da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP).

Sergio Almeida Pacca

Doutor em Energy and Resources pela University of California e professor associado da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP).

Sonia Regina Paulino

Doutora em Economia pela Université Toulouse 1 e professora associada da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP).

Sylmara Lopes Francelino Gonçalves-Dias

Doutora em Ciência Ambiental pela Universidade de São Paulo, doutora em Administração pela Fundação Getúlio Vargas e professora associada da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP).

Tania Pereira Christopoulos

Doutora em Administração pela Fundação Getúlio Vargas e professora doutora da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP).

Wagner Vilegas

Doutor em Química pela Universidade de São Paulo e professor titular da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho.

Wânia Duleba

Doutora em Oceanografia pela Universidade de São Paulo, doutora em Environnements et Paléoenvironnements Océaniques pela Université d'Angers, professora doutora da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP) e coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade da EACH/USP.

Amanda dos Santos Sousa-Camilo

Graduada em Ciências Sociais pela Pontifícia Universidade Católica de São Paulo e mestranda em Sustentabilidade pela Universidade de São Paulo.

Ana Carolina Ferreira de Melo Brito

Mestre em Ciência Ambiental pela Universidade de São Paulo.

Ana Jane Benites

Mestre em Política Científica e Tecnológica pela Universidade Estadual de Campinas e doutoranda em Sustentabilidade pela Universidade de São Paulo.

Arisa Sary Umezaki

Graduada em Gestão Ambiental e mestranda em Sustentabilidade pela Universidade de São Paulo.

Bruna Carolina Bartmeyer

Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal do ABC. Atua como analista ambiental.

Cecília Juliani Aurélio

Graduada em enfermagem pela Universidade de Guarulhos, em Gestão Ambiental pela Universidade do Sul de Santa Catarina e mestranda em Sustentabilidade pela Universidade de São Paulo.

Daniélle Santos-Lima

Mestre em Biotecnologia e doutoranda em Biotecnologia pela Universidade de São Paulo.

Ericka Pardini Torres Morrone

Mestre e em Sustentabilidade pela Universidade de São Paulo. Atua como auditora ISO 14001 OHSAS 18001.

Fernanda Coletti Pires

Graduada em Gestão Ambiental e mestranda em Sustentabilidade pela Universidade de São Paulo.

Leonardo Antonio Pregolato

Mestre em Sustentabilidade e doutorando em Sustentabilidade pela Universidade de São Paulo.

Luis Guilherme Brunetto

Mestre em Sustentabilidade pela Universidade de São Paulo. Atua no grupo Solvay em atividades relacionadas à pesquisa e inovação.

Natália Molina Cetrulo

Mestre em Engenharia Ambiental e doutoranda em Sustentabilidade pela Universidade de São Paulo, professora da Universidade do Estado de Mato Grosso.

Vanessa Barbosa dos Reis Oliveira

Graduada em Jornalismo pela Universidade Federal do Rio de Janeiro e mestranda Sustentabilidade pela Universidade de São Paulo.

Yussra Abdul Ghani

Graduada em Química pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho e mestranda em Sustentabilidade pela Universidade de São Paulo.

Amanda Sayori Kanashiro

Graduada em Gestão Ambiental pela Universidade de São Paulo.

Bruno Luiz Salles Teixeira

Graduado em Gestão de Políticas Públicas pela Universidade de São Paulo.

Lee Jirh Yun

Graduada em Ciências da Natureza pela Universidade de São Paulo.

Mateus Abner da Silva

Graduado em Ciências da Natureza pela Universidade de São Paulo.

