



VOLUME 61

**RENATO RIBEIRO SIMAN
LUCIANA HARUE YAMANE
RENATO MEIRA DE SOUSA DUTRA**

Gestão integrada de resíduos sólidos

Práticas e desafios



Esta obra foi selecionada para integrar a “Coleção Pesquisa Ufes”, a partir de Chamada Pública feita pela Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação (PRPPG) da Universidade Federal do Espírito Santo (Ufes) aos programas de pós-graduação da universidade.

A seleção teve por base pareceres que consideraram critérios de inovação, relevância e impacto.

O financiamento da Coleção foi viabilizado por meio do Programa de Apoio à Pós-Graduação (Proap) da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) e de recursos do Tesouro Nacional.



**Universidade Federal
do Espírito Santo**



Editora Universitária – Edufes

Filiada à Associação Brasileira
das Editoras Universitárias (Abeu)

Av. Fernando Ferrari, 514
Campus de Goiabeiras
Vitória – ES · Brasil
CEP 29075-910

+55 (27) 4009-7852
edufes@ufes.br
www.edufes.ufes.br

Reitor

Paulo Sergio de Paula Vargas

Vice-reitor

Roney Pignaton da Silva

Pró-reitor de Pesquisa e Pós-Graduação

Valdemar Lacerda Júnior

Chefe de Gabinete

Aureo Banhos dos Santos

Diretor da Edufes

Wilberth Salgueiro

Conselho Editorial

Ananias Francisco Dias Junior, Eliana Zandonade,
Eneida Maria Souza Mendonça, Fabícia Benda
de Oliveira, Fátima Maria Silva, Gleice Pereira,
Graziela Baptista Vidaurre, José André Lourenço,
Marcelo Eduardo Vieira Segatto, Margarete Sacht
Góes, Rogério Borges de Oliveira, Rosana Suemi
Tokumaru, Sandra Soares Della Fonte

Secretaria do Conselho Editorial

Douglas Salomão

Administrativo

Josias Bravim, Washington Romão dos Santos

Seção de Edição e Revisão de Textos

Fernanda Scopel, George Vianna,
Jussara Rodrigues, Roberta Estefânia Soares

Seção de Design

Ana Elisa Poubel, Juliana Braga,
Samira Bolonha Gomes, Willi Piske Jr.

Seção de Livraria e Comercialização

Adriani Raimondi, Ana Paula de Souza Rubim,
Dominique Piazzarollo, Marcos de Alarcão,
Maria Augusta Postinghel



Este trabalho atende às determinações do Repositório Institucional do Sistema Integrado de Bibliotecas da Ufes e está licenciado sob a Licença Creative Commons Atribuição-NãoComercial-SemDerivações 4.0 Internacional.

Para ver uma cópia desta licença, visite <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>.



Diretor da Graúna Digital

Thiago Moulin

Supervisão

Laura Bombonato

Seção de edição e revisão de textos

Carla Mello | Natália Mendes | José Ramos
Manuella Marquetti | Stephanie Lima

Seção de design

Carla Mello | Bruno Ferreira Nascimento

Projeto gráfico

Edufes

Diagramação e capa

Bruno Ferreira Nascimento

Revisão de texto

Fotografia da capa por

Killari Hotaru em

<https://unsplash.com/>.

Esta obra foi composta com a família tipográfica Crimson Text.

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

S588g Siman, Renato Ribeiro.
Gestão integrada de resíduos sólidos [recurso eletrônico] :
práticas e desafios / Renato Ribeiro Siman, Luciana Harue Yamane,
Renato Meira de Souza Dutra. - Dados eletrônicos - Vitória, ES :
EDUFES, 2023.
151 p. : il. ; 21 cm. - (Coleção Pesquisa Ufes ; 61)
Inclui bibliografia.
ISBN: 978-85-7772-539-7
Modo de acesso: <https://repositorio.ufes.br/handle/10/774>

1. Resíduos sólidos. 2. Gestão integrada de resíduos sólidos.
3. Desenvolvimento sustentável. I. Yamane, Luciana Harue.
II. Dutra, Renato Meira de Souza. III. Título. IV. Série.

CDU: 628

Elaborado por Ana Paula de Souza Rubim – CRB-6 ES-000998/O

**RENATO RIBEIRO SIMAN
LUCIANA HARUE YAMANE
RENATO MEIRA DE SOUSA DUTRA**

Gestão integrada de resíduos sólidos

Práticas e desafios

 **EDUFES**

Vitória, 2023

Esta obra foi contemplada pela seleção para livros da PRPPG, com financiamento do PROAP e Recursos do Tesouro nacional, fazendo parte da “Coleção Pesquisa Ufes”.

Esta obra será disponibilizada gratuitamente no Repositório Institucional do Sistema Integrado de Bibliotecas da Ufes e será licenciado sob a Licença Creative Commons Atribuição – não comercial – sem derivações 4.0 Internacional.

Apresentação

Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (Lei Federal 12.305/2010), a gestão integrada de resíduos sólidos é o conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para esses resíduos. Necessariamente, elas sempre devem envolver dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social, para que o seu gerenciamento possa se dar de maneira integrada e sustentável. Entretanto, devido a problemas econômicos e administrativos, muitos municípios brasileiros apresentam dificuldades para desenvolver sistemas de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos equilibrados, viáveis e perenes, acarretando não só em impactos ao meio ambiente e à saúde pública, como também na inviabilidade financeira/econômica para seu oferecimento universal e integral.

Dessa forma, não é possível que uma proposta de gerenciamento de resíduos (que envolve obrigatoriamente a descrição das etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos) não preveja descrever ou perceber o impacto de elementos de políticas públicas necessários aos seu pleno desenvolvimento. Tais elementos, assim como a própria definição de gestão, envolvem a produção de atos normativos, de planejamento, operacionais, financeiros, administrativos, verificando a mobilização de elementos sociais, formalização de programas socioeducativos, de monitoramento, supervisão e avaliação contínuas. Todos esses elementos entrelaçam entre si e possuem uma forte relação de causalidade.

Nesse contexto, a disciplina de Gerenciamento de Resíduos Sólidos oferecida desde 2014 no Programa de Pós-Graduação (PPG) em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável – Modalidade Profissional (PGES-1124) e desde 2018 no PPG em Engenharia Ambiental – Modalidade Acadêmico (PAMB-5061), ambos da Universidade do Espírito Santo (Ufes), tentam desenvolver habilidades não só nos elementos de viabilidade técnica ou econômica de propostas de manejo, como também naqueles elementos de políticas públicas para seus estabelecimentos.

Em 2021, dada a grande procura para a participação na disciplina, e tendo em vista a vasta gama de profissionais formados nas mais diversas áreas do conhecimento, tentou-se produzir dentro da disciplina um material robusto que versasse sobre os entraves nas distintas dimensões da gestão pública e privada para o gerenciamento de diversos tipos de resíduos sólidos. Os leitores vão encontrar nesta pequena obra textos que tratam em seus capítulos de elementos creditícios e econômicos para o desenvolvimento do gerenciamento de alguns resíduos (capítulo 1); a descrição da capacidade administrativa para gestão de processos que se busca gerenciar o dano ambiental para a geração, destinação e disposição de resíduos (capítulo 2); elementos de roteirização com aprimoramento da Internet das Coisas para sua otimização (capítulo 3); avaliação de políticas públicas sob a ótica de aproveitamento de resíduo específico, no caso os de construção e demolição (capítulo 4); avaliação de riscos e ganhos sociais no gerenciamento de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos, bem como suas métricas (capítulo 5); e finalmente, a avaliação da sustentabilidade financeira e autofinanciamento, bem como a avaliação de ciclo de vida social (ACV-Social) aplicadas não só à coleta seletiva, como também às Organizações de Catadores no Brasil (capítulo 6).

Professor D.Sc. Renato Ribeiro Siman

Professor associado do Departamento de Engenharia Ambiental (DEA/Ufes/CT)

Chefe do Laboratório de Gestão do Saneamento Ambiental (Lagesa/Ufes)

Sumário

Capítulo 1

Elementos creditícios e normativos na ampliação de soluções para resíduos de pesca, lodo de ETE e resíduos de mineração 13

Ana Paula de Morais Barroso

Daina Bourguignon Campos de Oliveira

Gabriela Viana Lima

Renato Ribeiro Siman

Resumo 14

Introdução 14

Desenvolvimento 16

Elementos normativos na ampliação de soluções para os
resíduos sólidos 16

Aplicação de Elementos Econômicos para gestão de resíduos sólidos ... 18

Elementos normativos e creditícios aplicados aos resíduos da
indústria pesqueira 21

Elementos normativos e creditícios aplicados aos resíduos da indústria
de mineração 23

Elementos normativos e creditícios aplicados aos lodos da estação de
tratamento de esgoto (ETE) 26

Conclusões 28

Referências 29

Capítulo 2

Capacidade administrativa e gestão de resíduos sólidos no Brasil.... 36

Cassiano Gustavo Juan Franco Neves Bragança

Hiury Marques Marvila

Luna Ferraço Arruda

Michele Gasparini de Miranda

Renato Ribeiro Siman

Resumo.....	37
Introdução.....	37
Desenvolvimento.....	39
Política de gerenciamento e manejo de resíduos sólidos.....	39
As capacidades administrativas municipais.....	41
Recursos Humanos	42
Recursos financeiros e tecnológicos	43
Conclusões	46
Referências	47

Capítulo 3

Sistemas de otimização no planejamento e execução da coleta de resíduos secos e de rejeitos úmidos: novas tendências.....

Juliana Salomão das Neves

Laís Rodrigues de Souza

Rober Marcone Rosi

Renato Ribeiro Siman

Resumo.....	53
Introdução.....	53
Desenvolvimento.....	56
Modelos de Previsão de Geração de Resíduos Sólidos Urbanos.....	61
Soluções de Otimização Aplicadas ao Transporte de Resíduos	63
Modelos de Referência de Arquitetura IoT disponíveis para Sistemas de Gerenciamento de Resíduos.....	67
Conclusões	69
Referências	71

Capítulo 4

Políticas públicas descritas para o aproveitamento de agregado cimentício

Dayane Valentina Brumatti

Flávia Lopes de Almeida Nascimento

Guilherme Figueiredo Reis

Leonardo Dias de Abreu

Renato Ribeiro Siman

Resumo.....	80
Introdução.....	80
Desenvolvimento.....	82
Atos normativos.....	87
Instrumentos econômicos	90
Conclusões	92
Referências.....	92

Capítulo 5

Inclusão das organizações de catadores de materiais recicláveis e reutilizáveis na logística reversa de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos.....	103
--	------------

Lorena Miossi Alves Cabral

Roger Trancozo de Jesus

Luciana Harue Yamane

Renato Ribeiro Siman

Resumo.....	104
Introdução	104
Desenvolvimento.....	107
Cenário mundial e brasileiro da logística reversa de resíduos eletroeletrônicos.....	107
Produtividade no Manejo de REEE	110
Segurança no Manejo de REEE.....	113
Impacto ambientais no manejo de REEE	115
Conclusão.....	117
Referências.....	118

Capítulo 6

Captação de recursos financeiros para a sustentabilidade dos serviços de coleta seletiva e avaliação do ciclo de vida social nas organizações de catadores de materiais recicláveis 128

Vilker Zucolotto Pessin

Renato Ribeiro Siman

Resumo 129

Introdução 129

Desenvolvimento 132

Conclusões 139

Referências 139

Sobre os autores..... 145

Ana Paula de Moraes Barroso145

Cassiano Gustavo Juan Franco Neves Bragança.....145

Daina Bourguignon Campos de Oliveira145

Dayane Valentina Brumatti.....146

Flávia Lopes de Almeida Nascimento146

Gabriela Viana Lima146

Guilherme Figueiredo Reis.....146

Hiury Marques Marvila.....147

Juliana Salomão das Neves147

Láís Rodrigues de Souza147

Leonardo Dias de Abreu147

Lorena Miossi Alves Cabral.....148

Luciana Harue Yamane.....148

Luna Ferração Arruda148

Michele Gasparini de Miranda.....148

Renato Meira de Sousa Dutra.....149

Renato Ribeiro Siman149

Rober Marccone Rosi149

Roger Trancozo de Jesus150

Vilker Zucolotto Pessin.....150

Capítulo 1

*Elementos creditícios e
normativos na ampliação
de soluções para resíduos
de pesca, lodo de ETE e
resíduos de mineração*

*Ana Paula de Morais Barroso
Daina Bourguignon Campos de Oliveira
Gabriela Viana Lima
Renato Ribeiro Siman*

RESUMO

As políticas públicas podem ser verificadas como prática de ações e decisões as quais passam pelas etapas de identificação do problema até a execução de uma solução, monitoramento e avaliação. E a partir dessas práticas, verifica-se a elaboração de instrumentos que servem para auxiliar na execução de ações de acordo com os objetivos propostos. No âmbito da gestão de resíduos sólidos, elementos normativos e creditícios são fundamentais para alcançar a redução e reutilização, por meio de leis, normas regulamentadoras, diretivas, portarias, aplicações de taxas e tarifas, redução de impostos e créditos para financiamentos e empréstimos. Nos setores da pesca, tratamento de esgoto e mineração, o tratamento e a disposição dos resíduos sólidos são um grande problema e necessita de ações que estimulem as instituições a adotarem meios viáveis de direcionamento dos seus resíduos. Nessa perspectiva, este trabalho vem apresentar que, apesar de muitos países terem implementado elementos normativos e creditícios visando à proteção ambiental, ainda há um déficit de políticas públicas desenvolvidas diretamente para esses resíduos sólidos no mundo.

INTRODUÇÃO

Desde a Revolução Industrial, a economia tem sido dominada por um padrão de produção e consumo do tipo “pegue, faça e descarte”, no qual produtos são produzidos a partir da exploração dos recursos naturais (CAI *et al.*, 2020; JOHANSSON; KROOK; FRANDEGARD, 2017). Esse modelo, então, atingiu um ponto perigoso, criando um desequilíbrio entre a oferta de recursos e a demanda de bens de consumo (MALINAUSKAITE *et al.*, 2017), ocasionando evidentemente acúmulo de resíduos sólidos. Porém, a gestão de resíduos ainda é um desafio em países desenvolvidos, e é ainda maior em países em desenvolvimento, como o Brasil (RAVINDRAN *et al.*, 2018).

De forma geral, as políticas públicas podem ser verificadas como prática de ações e decisões as quais passam pelas etapas de identificação do problema; formação da agenda; formulação de alternativas; descrição de ações; estratégias de implementação; execução, monitoramento e avaliação. A partir dessas práticas, verifica-se a produção de instrumentos políticos e normativos, de planejamento, administrativos, fiscais e econômicos. Os instrumentos políticos, normativos e legais podem ser representados por leis, normas regulamentadoras, diretivas, portarias; enquanto os instrumentos econômicos podem ser representados pelas aplicações de taxas e tarifas, redução de impostos, bem como subsídios econômicos e creditícios. Tais instrumentos são forças motrizes para incentivar a redução da geração de resíduos como verificados nas estações de tratamento de esgoto, nas indústrias pesqueira e de mineração (CASTILLO-GIMÉNEZ; MONTAÑÉS; PICAZO-TADEO, 2019).

As indústrias de pesca e mineração são grandes responsáveis pela geração e acúmulo de resíduos, assim como aqueles gerados nas estações de tratamento de esgoto, cujos serviços são essenciais à sociedade. Entretanto, esses resíduos podem apresentar grande valor como fonte de matérias-primas secundárias, podendo ser reutilizados em diversos outros setores da economia. Em meio a tal cenário, percebe-se que muitos países vêm implementando, em suas políticas públicas, medidas para redução da geração de resíduos e, em outros casos, o incentivo (oferta de subsídios, concessão de créditos, regulamentos etc.) ao reúso e reciclagem (física ou energética). Nascimento *et al.* (2020) apresenta a reciclagem como uma alternativa mais eficiente para reduzir o impacto da grande exploração de matérias-primas e geração de resíduos.

Dessa forma, devido à essencialidade das atividades de mineração, pesca e do tratamento de esgoto, a ampliação de soluções para reutilização e/ou reciclagem têm sido o foco de muitos trabalhos, evitando a destinação dos resíduos para aterros sanitários. A União Europeia e vários países, como a China e os Estados Unidos, já aplicam incentivos legais e creditícios em sua política para beneficiar

setores que buscam essas alternativas (JOHANSSON; KROOK; FRANDEGARD, 2017; HU; POUSTIE, 2018; XU *et al.*, 2020).

A preocupação com a destinação dos resíduos sólidos faz parte do contexto de muitas empresas. A criação de uma certificação, como um selo reconhecido internacionalmente, também contribui para impulsionar o desenvolvimento e gestão adequados em relação às questões ambientais, sociais e de governança, para dar conta das especificidades nacionais e permitir a transferência de conhecimento e tecnologia (MASSARD; LEUENBERGER; DONG, 2018).

Nessa perspectiva, Aldieri *et al.* (2019) concluem que é importante que os formuladores de políticas entendam os ajustes de mercado derivados de tecnologias ambientais para comparar os benefícios e custos associados ao processo de transição. Por exemplo, na Suécia existem acordos que devem ser cumpridos a fim das empresas que geram resíduos possam receber isenções cumprindo critérios estabelecidos pela EPA sueca (2004:10) (JOHANSSON; KROOK; FRANDEGARD, 2017). Na China, foi introduzido o conceito de mineração urbana mediante o programa denominado Construção de Base de Demonstração de Mineração Urbana (UMDBC) em 2010, estabelecendo metas de reciclagem, por meio do Plano Quinquenal de Economia de Energia e Desenvolvimento Industrial de Proteção Ambiental (HU; POUSTIE, 2018).

Portanto, neste trabalho discutiremos a influência de políticas públicas (elementos normativos e creditícios) no gerenciamento de resíduos da pesca, mineração e lodo de estação de tratamento de esgoto (ETE) a fim de potencializar o desvio deles ao aterro sanitário.

DESENVOLVIMENTO

Elementos normativos na ampliação de soluções para os resíduos sólidos

Para que haja um desenvolvimento das operações dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos voltados para a reciclagem, faz-se

necessário a existência de elementos normativos que os fundamentam. Um código de posturas, que orienta, regula, dispõe procedimentos e comportamentos corretos por parte dos contribuintes, definindo também penas e multas para infrações cometidas; um aparato legal, para regular os cuidados com o meio ambiente e, em especial, para a implantação de atividades que apresentem risco para a saúde pública e para o meio ambiente (XU *et al.*, 2020).

A regulamentação ambiental direta pode efetivamente estimular a inovação em tecnologia verde em indústrias altamente poluentes, e quanto mais rigorosa a regulamentação ambiental direta, maior o efeito de incentivo à inovação. Já o efeito de incentivo das regulamentações ambientais diretas sobre as inovações também é influenciado pela propriedade da empresa, em que tais incentivos atuam mais fortemente nas empresas estatais listadas do que nas não estatais (CAI *et al.*, 2020).

Na UE, como em outros países do mundo, as políticas de prevenção de resíduos têm a maior prioridade, sendo seguida pela reciclagem e a reutilização, bem como outras formas de valorização de resíduos. Como última estratégia, percebe-se a disposição final de rejeitos em aterros como estratégia menos valorizada (MARTI; PUERTAS, 2021). Como parte do seu plano de ação, estão as propostas da Comissão Europeia para revisar o acervo fundamental da UE em matéria de resíduos: a Diretiva-Quadro Resíduos (posteriormente DQA), a Diretiva Aterros, a Diretiva Embalagens e as Diretivas finais veículos de vida, baterias e acumuladores e resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE) (MALINAUSKAITE *et al.*, 2017).

Em outro lado, a nova Lei de Proteção Ambiental da China fornece um cenário experimental quase natural único para identificar a relação causal entre a regulamentação ambiental e a inovação verde. Essa lei é considerada a legislação de proteção ambiental “mais estrita” na China, e entrou em vigor em 1 de janeiro de 2015 (LIU; WANG.; WU, 2021). Segundo Xiang Cai *et al.* (2020), o fortalecimento das regulamentações ambientais diretas se tornou a chave para a China

alcançar a governança ambiental de forma eficaz, acarretando 186 mil casos de penalidades administrativas em 2018, demonstrando que seria uma boa alternativa para outros países.

Já nos Estados Unidos, os resíduos sólidos industriais não perigosos são regulamentados pela Lei Federal da Conservação e Recuperação de Recursos, que estabelece apenas critérios mínimos para a disposição em aterro dos resíduos. Cabe a cada estado americano definir regulamentos mais detalhados e rigorosos para essa matéria. No estado da Pensilvânia, as entidades sujeitas aos regulamentos de Resíduos Residuais devem relatar informações com relação à geração e gestão de resíduos residuais no ano anterior (LI *et al.*, 2020).

Aplicação de Elementos Econômicos para gestão de resíduos sólidos

O estabelecimento de políticas que visem à redução da geração e disposição final de rejeitos em aterros sanitários inclui a aplicação de incentivos fiscais, subsídios econômicos e impostos.

Em países da América Latina, são praticados incentivos fiscais para redução de geração de resíduos industriais. O Chile oferece subsídios para indústrias emissoras de gases poluentes visando à proteção da camada de ozônio e créditos para empresas investirem em tecnologias limpas. A Colômbia, por sua vez, isenta o IVA na importação de máquinas e equipamentos destinados a reciclar e processar resíduos e tratar água residual ou emissões atmosféricas (JURAS, 2009). Na Argentina, por exemplo, o produtor que implanta ou amplia bosques cultivados tem direito à desoneração fiscal (nas esferas: nacional, municipal e estadual) por 30 anos a partir da aprovação do projeto, além da devolução do Imposto sobre o Valor Agregado (IVA) na compra de bens e serviços utilizados na manutenção dos bosques.

Os países da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) concedem subsídios para a promoção da proteção ambiental. Parte deles são feitos por meio de financiamentos

subsidiados, doação e depreciação acelerada, financiados por fundos ambientais. Esses fundos obtêm recursos a partir de taxas cobradas aos empreendimentos potencialmente poluidores. O Canadá, por exemplo, paga valores para incentivar a promoção do reuso e reciclagem de pneus usados, por exemplo. Países como a Dinamarca doam determinadas quantias às empresas para promover o desenvolvimento e a demonstração de produtos mais limpos e projetos de reciclagem (JURAS, 2009).

Por outro lado, os impostos ambientais foram introduzidos pela primeira vez nos países da Europa Nórdica (no início da década de 1990), em parte para reduzir os impostos diretos pessoais e em parte para mudar o comportamento para atingir objetivos ambientais específicos, tendo como um de seus principais objetivos internalizar o custo ambiental como um efeito colateral dos processos de produção. Assim, os membros da UE fornecem um incentivo ao contribuinte para reduzir as suas responsabilidades com o imposto/taxa/tarifa. No entanto, esses impostos ainda podem ser vistos como mais preocupados com fins de geração de receita do que com objetivos ambientais específicos (TANGTINTHAI; HEIDRICH; MANNING, 2019).

A União Europeia utiliza o Princípio da Responsabilidade Estendida (PRE) ao produtor, segundo o qual os fabricantes e importadores são obrigados a organizar a cadeia de reciclagem de resíduos de pneus bem como outros resíduos. Dessa forma, o sistema de gestão tributária permite ao governo melhorar seu poder de tributação para administrar o mercado, em geral, esses impostos e taxas acabarão sendo repassados aos consumidores (XU *et al.*, 2020).

Na Estônia, o imposto sobre destinação em aterro sanitário tem favorecido a política local para descrever a incineração como a prática de gestão de resíduos. No caso da Lituânia, os fundos estruturais e de investimento da UE têm sido uma importante fonte de financiamento para melhorar o sistema de gestão de resíduos. Devido a esses incentivos, a Alemanha, a Áustria, a Eslovênia, a Bélgica, a Holanda e a Suíça reciclaram pelo menos metade de seus resíduos urbanos

em 2017, evitando a disposição final de rejeitos em aterros sanitários (MARTI; PUERTAS, 2021).

No Reino Unido, como ocorre na UE, taxas ambientais como Landfill Tax (introduzido em 1996) e Aggregates Levy (introduzido em 2002) incentivam o uso de materiais secundários, permitindo que o país atinja proporções mais altas de reutilização de agregados de resíduos. Dessa forma, nos anos de 2015 e 2016, suas receitas provenientes da cobrança dessas taxas foram de £ 919 milhões e £ 356 milhões, respectivamente. A taxa cobrada para uso de aterros foi responsável por apoiar mais de 52.500 projetos comunitários locais, sendo regulado e administrado pela ENTRUST (empresa privada sem fins lucrativos financiada por cerca de 2% do imposto arrecadado). Já na Grã-Bretanha, as receitas obtidas por meio desses impostos proporcionam uma redução nas contribuições dos empregadores ao Seguro Nacional e financiaram projetos ambientais que também proporcionaram benefícios às comunidades locais, com distribuição de receita por uma empresa privada sem fins lucrativos, podendo levar a economia para um orçamento central (TANGTIN-THAI; HEIDRICH; MANNING, 2019).

Nos EUA, também são cobradas taxas para favorecer a reciclagem de resíduos de pneus. A depender do estado americano, os fundos arrecadados destinam-se principalmente a financiar as empresas de reciclagem de borracha de pneus, devolvendo-os ao mercado, melhorar as condições de empilhamento do campo de resíduos de pneus, além de incrementar os fundos de gestão do mercado de reciclagem (XU *et al.*, 2020).

Na China, uma série de novos acordos verdes proporcionou aumento de investimentos no setor de reciclagem entre 2004 e 2017 com o investimento médio anual no valor de 595,689 bilhões de Renminbi (RMB – moeda chinesa) (QIU; WANG; GENG, 2021). A literatura descreve que as regulamentações ambientais podem favorecer o crescimento da economia verde, sendo obviamente necessário apoio político além dos incentivos fiscais. Dessa forma, torna-se possível,

como apresentado neste texto, garantir investimentos estrangeiros, ao mesmo tempo que são impostas penalidades apropriadas para o compromisso ambiental, estabelecendo gradualmente um mecanismo de incentivo à produção de novas tecnologias limpas.

No Vietnã, a Organização das Nações Unidas para o Desenvolvimento Industrial, a Secretaria de Estado da Suíça para Assuntos Econômicos e o Fundo Ambiental Global têm apoiado atividades de campo desde 2014 (MASSARD; LEUENBERGER; DONG, 2018). Segundo os autores, entre os objetivos principais do apoio esteve demonstrar tecnologias e práticas inovadoras no desenvolvimento de parques ecoindustriais. Como resultado, o Vietnã já contava com 321 zonas industriais estabelecidas em 2016. Para incrementar a ampliação das ações, o quadro legislativo nacional reforçará com uma combinação de incentivos e medidas de controle para apoiar a implementação do esquema de normalização de parques ecoindustriais.

Elementos normativos e creditícios aplicados aos resíduos da indústria pesqueira

A produção e o consumo mundial de pescado crescem a cada ano, portanto, bilhões de toneladas de resíduos são produzidos pelas unidades de processamento e limpeza do pescado (OOSTERHUIS; PAPYRAKYS; BOTELER, 2014). Após o processamento do pescado, a quantidade de resíduo descartado pode variar entre 40% e 70% do total (CATTANEO; FEDERIGHI; VAZ, 2021). Esses resíduos, quando despejados no meio ambiente, causam emissões que, por sua vez, comprometem a qualidade do solo e da água e, conseqüentemente, da biodiversidade local (OOSTERHUIS; PAPYRAKYS; BOTELER, 2014). Os compostos orgânicos presentes nos resíduos possuem alta demanda de oxigênio que, quando não gerido de maneira adequada, apresenta efeitos ambientais adversos, como a geração de odores e proliferação de vetores e fauna nociva (KELEDJIAN *et al.*, 2014).

Assim, a geração e o manejo de resíduos é um desafio para a indústria pesqueira, visto que ainda é elevado o número de unidades processadoras e produtoras de pescado que destinam seus resíduos para locais inapropriados, como rios, mares, córregos, lixões e/ou aterros sanitários (CATTANEO; FEDERIGHI; VAZ, 2021). Por outro lado, esses resíduos apresentam uma composição rica em compostos orgânicos e inorgânicos (proteínas e outros nutrientes), o que pode apresentar potencial de reaproveitamento na produção de fertilizantes ou produtos químicos, alimentação e nutrição animal, iscas, artesanatos etc. (FELTES *et al.*, 2010).

Em países desenvolvidos, parte dos resíduos pesqueiros tem o beneficiamento como etapa indispensável da gestão, que geram um amplo leque de coprodutos. No entanto, em países em desenvolvimento, essa ainda não é uma realidade (RAVINDRAN *et al.*, 2018). Em geral, apenas indústrias de processamento de pescado têm se modernizado a ponto de beneficiar resíduos, enquanto pequenos centros de processamento e comercialização não se utilizam de uma gestão que integre o aproveitamento (RAVINDRAN *et al.*, 2018). Na Holanda, por exemplo, são oferecidos, pelo governo, subsídios para promover um “processamento limpo” na indústria pesqueira, incentivando a implantação de tecnologias para recuperação de resíduos dentro da própria indústria (JURAS, 2009).

Nos demais países, pouco se discute a respeito das políticas públicas de incentivo à reciclagem dos resíduos da indústria pesqueira. Contudo, com o desenvolvimento de tecnologias para recuperação e valorização, os resíduos da indústria pesqueira, assim como os demais resíduos agroindustriais, não são mais vistos como um problema, e, sim, como uma oportunidade. Estudos voltados à reutilização de resíduos de forma sustentável avançaram significativamente em escala laboratorial e começaram a ser implementados em escala industrial (FREITAS *et al.*, 2021). Mesmo com essa escassez de incentivos voltados diretamente para a solução de resíduos sólidos da indústria

pesqueira, existem instrumentos legais e econômicos, já indexados, que podem ser aplicados para tais resíduos.

No Brasil, é concedido crédito presumido de IPI, até 2025, para empresa tributada com base no lucro real que adquira resíduos sólidos para serem utilizados como matérias-primas ou produtos intermediários em seu processo produtivo (BRASIL, 2019). No Japão, 50% dos resíduos sólidos são reciclados, em razão de normas que determinam que os produtos sejam recicláveis e por conta de desoneração fiscal para o uso de materiais reciclados. Nos Estados Unidos, mais de 30% dos resíduos são reciclados e há subsídios concedidos pelos estados, como empréstimos, especialmente para a compra de máquinas e equipamentos para reciclagem. Na Cidade do México, é concedido crédito fiscal para as empresas que reciclam ou reprocessam seus resíduos (JURAS, 2009).

Elementos normativos e creditícios aplicados aos resíduos da indústria de mineração

O setor de mineração, em especial a mineração de rochas ornamentais, é responsável por grande geração de resíduos, obtendo um rendimento médio de 0,5% a 15%, ou seja, cerca de 90% ou mais da pedra produzida em uma pedreira se torna resíduo. Devido a isso, é extremamente importante pensar em alternativas de utilização desse rejeito, uma vez que descartados no meio ambiente, como frequentemente ocorre, pode trazer grandes prejuízos ambientais (YURDAKUL, 2020; NASCIMENTO *et al.*, 2020).

Várias estratégias devem ser seguidas na produção de subprodutos, a partir do resíduo de mineração, como adicioná-lo em porcentagens regulares como substituto de matéria-prima natural. Devido a isso, a União Europeia possui uma política de matérias-primas prevendo o uso máximo de matéria-prima secundária em produtos manufaturados, na tentativa de evitar que esses resíduos cheguem em aterros. Assim, leis e regulamentos para o descarte final desses tipos

de resíduos são aplicados, uma vez que nesses locais os rejeitos de várias empresas diferentes são misturados, comprometendo sua composição e dificultando o seu uso de forma direta (YURDAKUL, 2020).

Na Polônia, as questões relacionadas com os resíduos de mineração são regulamentadas, na Lei sobre os resíduos de extração de 2008, estipulando que ao final do período de armazenamento o proprietário dos resíduos extrativos é obrigado a reciclá-los ou descartá-los, o que inclui o armazenamento em uma instalação de descarte de resíduos extrativos. Nesses locais, os resíduos podem ser recuperados mediante a obtenção de uma licença de recuperação de resíduos, em que ocorrem investimentos, como na sub-região de Walbrzych, resultando na presença da Zona Econômica Especial Walbrzych (WSEZ). Nessa região, as empresas do setor da construção, cerâmica ou automotivo recebem ofertas de auxílio estatal, na forma de isenções fiscais proporcionais ao tamanho da empresa, para utilização dos resíduos de mineração na fabricação de novos produtos – essa iniciativa contribuiu para melhorar a situação econômica da região e criar empregos (PACTWA; WOUNIAK; DUDEK, 2020).

Além de investimentos em novos polos industriais, a lei sobre os resíduos de extração de 2008 da Polônia também permite que os aterros de resíduos minerais se tornem áreas de ambientação social. Nesse aspecto, favorece a criação de praças, áreas de lazer ou eventos, dentre outros, em que o proprietário do aterro deve solicitar autorização de um órgão competente para fechar a instalação incluindo um calendário de roteiro em que descreva os estágios de recuperação de terras. Com essa medida, houve a valoração do aterro para potenciais investimentos que estimularam o crescimento das comunidades locais, contribuindo para o desenvolvimento econômico da região, ativação social dos moradores, geração de novos empregos, mudanças paisagísticas, mantendo o cuidado com o ambiente natural (PACTWA; WOUNIAK; DUDEK, 2020).

Estudos realizados em uma área de extração mineral de carvão na China comprovou que investimentos em novas áreas industriais

são satisfatórios para reduzir os impactos causados pelos resíduos. Na cidade de Tieling, onde se localiza o campo de carvão de Tiefá, uma fábrica de tijolos sem cozimento ganha o apoio do governo chinês, obtendo um lucro líquido de cerca de 35,9 Yuan a partir da utilização de 1 t de resíduo. Em virtude disso, foi decidido que duas fábricas de tijolos seriam construídas nas proximidades da XK Coal Mine e da DX Coal Mine. Cada planta produz 1,6 bilhão de tijolos por ano, usando 255 mil m³ de resíduo, o que reduz os custos de empilhamento em aterro, contribui para o desenvolvimento econômico da região e gera empregos (FAN, ZHANG; WANG, 2014).

No Reino Unido, a aplicação dos impostos Aggregates Levy contribuiu para o uso de resíduos da mineração como agregados secundários em materiais da construção civil, levando a um alvo para o uso de 25% do total de agregados em concreto pré-moldado, até 2012. Portanto, a receita do Aggregate Levy contribui para o Aggregates Levy Sustainability Fund (ALSF) e é redistribuído em particular para a English Nature, English Heritage e o Waste Resource Action Program (WRAP), apoiando as ambições nacionais, visando às externalidades negativas das atividades de mineração, levando a benefícios direcionados para as comunidades locais afetadas pela extração de agregados (TANGTINTHAI; HEIDRICH; MANNING, 2019).

A Diretiva Europeia 2006/21 de gestão de resíduos para indústrias extrativas estabelece os objetivos de recuperação e reciclagem dos entulhos das minas. No entanto, atualmente esses resíduos continuam a se acumular nas áreas adjacentes às instalações de extração, visto que seu uso como matéria-prima secundária gera pouco valor agregado ao resíduo. Mesmo diante dessa dificuldade, na Espanha foi possível eliminar 4,2 milhões de toneladas de entulho de mina recolhidos na antiga região mineira do Vale do Guadiato (Córdoba, Espanha) (SUESCUM-MORALES *et al.*, 2019).

No Brasil, não foram encontrados incentivos para o uso do resíduo da mineração em outros setores da economia. No entanto, os mineiros devem pagar uma taxa mensal, a Compensação Financeira

pela Exploração de Recursos Minerais (CFEM), e os recursos arrecadados são aplicados em projetos que beneficiam direta ou indiretamente a comunidade local com projetos de restauração. Essa taxa é estabelecida no processo de licenciamento ambiental, em acordo com o art. 2 da Lei 9.985/2000 (MONTEIRO; SILVA; MOITA NETO, 2019).

Elementos normativos e creditícios aplicados aos lodos da estação de tratamento de esgoto (ETE)

A disposição final do lodo proveniente do tratamento de esgotos vem se caracterizando como um desafio para as autoridades e profissionais do setor. O aumento do número de estações de tratamento de esgotos e o conseqüente incremento da produção de lodos torna imperiosa a solução do problema. A predisposição para renunciar as soluções convencionais ocorre na maioria das vezes em paralelo à diminuição gradual da capacidade dos aterros (KOMINKO; GORAZDA; WZOREK, 2019).

O uso do lodo de esgoto na agricultura vem se tornando uma alternativa de grande interesse, uma vez que possibilita a sua aplicação para uso agrícola após beneficiamento. Dessa forma, além da possibilidade de destinação para regiões agrícolas, especialmente aquelas caracterizadas pelo uso intensivo do solo ou onde há a proposição de técnicas de reflorestamento, existe a alternativa de reabilitação de áreas denominadas “lixões” com plantio de vegetação arbórea nativa da região (TONETI *et al.*, 2020). Outra abordagem promissora é a sinterização de lodo de esgoto para a fabricação de produtos cerâmicos (tijolos, telhas) e agregados leves, entretanto, em comparação com outros métodos, essas soluções requerem um gasto maior de energia (SWIERCZEK; CIEŚLIK; KONIECZKA, 2018).

O uso agrícola de lodo de esgoto na União Europeia é enquadrado pela Diretiva de Lodo (Comissão Europeia, 1986), que determina as concentrações permitidas de metais pesados em lamas de

depuração destinadas a aplicações no solo. Ressalta-se ainda a Diretiva 2008/98 do Parlamento Europeu e do Conselho Europeu, que estabeleceu a substituição dos métodos de gestão que envolvem armazenamento por métodos que conduzem à estabilização de resíduos e à reciclagem segura (CIESLIK; NAMIESNIK; KONIECZKA, 2015). A efetividade das normativas nesses países colabora no desvio desse resíduo de aterros sanitários. Segundo Amaral, Aisse e Possetti (2020), Portugal, Irlanda, Reino Unido, Espanha e Bulgária possuem, na destinação agrícola, mais de 50% do destino final total desse resíduo.

A partir do desenvolvimento de programas como Zero Waste Europe, que tem como objetivo resolver os problemas de resíduos, diversas tecnologias ecoinovadoras receberam apoio particular de fundos europeus no novo período de programação 2014-2020. Dessa forma, contribuindo para o aumento das perspectivas para o desenvolvimento e a modernização e construção de instalações de beneficiamento do lodo (SMOL; KULCZYCKA; KOWALSKI, 2016).

Deve-se mencionar que a aplicação de elementos legais realizada de forma consciente sobre o lodo pode estimular sua reciclagem, ao passo que a generalização de características técnicas resultantes de situações atípicas, como presença de contaminantes e instabilidade, podem inviabilizar sua reutilização. Em Flandres, no ano de 1998, por exemplo, a adaptação de restrições legais sobre elementos que apresentam periculosidade detectados em lodo resultou na diminuição significativa do reúso agrícola de 22% (1998) para 2% (2002) – a partir da existência de segurança jurídica, essa queda brusca seria evitada (KELESSIDIS; STASINAKIS, 2012).

Na Polônia, por exemplo, a intensificação do aproveitamento do lodo para fins agrícolas ocorreu devido à proibição de deposição em aterro de lamas de depuração a partir de janeiro de 2016, sendo então necessários métodos de eliminação economicamente justificados (KOMINKO; GORAZDA; WZOREK, 2019).

No Brasil, o lodo de ETE se enquadra como resíduo sólido e, portanto, precisa ser gerenciado de tal forma a garantir as premissas

da Lei Federal 12.305/2010, que trata da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010). Dentre as principais legislações de abrangência nacional, cita-se a Resolução CONAMA 375/2006, que define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e a Resolução CONAMA n.º 498/2020, que define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biosólido em solos (BRASIL, 2006, 2020).

Contudo, o reaproveitamento energético e o reúso na agricultura ainda são pouco utilizados, sobretudo em função da falta de incentivos fiscais, como isenção de impostos e financiamentos por meio do Banco do Desenvolvimento às concessionárias, e de incentivos normativos, como licenças ambientais que exijam direcionamento alternativo para aproveitamento do lodo (TONETI *et al.*, 2020; AMARAL; AISSE; POSSETTI, 2020). Dessa forma, o aterro ainda é a alternativa mais empregada no gerenciamento do lodo no contexto nacional, destacando-se, assim, os elevados gastos no transporte, a tarifa para a disposição em aterro e o desperdício do potencial dos nutrientes e/ou energético do lodo desidratado.

CONCLUSÕES

Muitos países têm implementado elementos normativos e creditícios visando à proteção ambiental. Contudo, há um déficit de políticas públicas desenvolvidas diretamente para os resíduos de pesca, mineração e lodo de estação de tratamento de esgoto no mundo, observa-se que a aplicação desses elementos contribui para a ampliação e difusão de soluções para esses resíduos. Além disso, tais elementos impulsionam o desenvolvimento econômico local, geração de novos empregos e a proteção dos recursos naturais.

No Brasil, a gestão de resíduos sólidos ainda é um desafio, mesmo havendo muitos estudos que comprovam a eficácia da utilização desses resíduos em outros setores industriais. Contudo, a falta

de aplicação de elementos creditícios – tais como a burocracia para acesso aos recursos financeiros, incentivos fiscais concedidos pela União – e normativos são entraves que comprometem a execução eficaz da gestão de resíduos sólidos.

Portanto, sugere-se que avaliem dentro das políticas apresentadas a viabilidade de flexibilidade regulatória no contexto da utilização de matéria-prima secundária e a revisão dos marcos legais existentes para resíduos de pesca, mineração e lodo de estação de tratamento de esgoto.

REFERÊNCIAS

ALDIERI, L.; CARLUCCI, F.; CIRÀ, A.; IOPPOLO, G.; VINCI, C. P. Is green innovation an opportunity or a threat to employment? An empirical analysis of three main industrialized areas: the USA, Japan and Europe. **Journal Of Cleaner Production**, [S.l.], v. 214, p. 758-766, mar. 2019.

AMARAL, K.; AISSE, M.; POSSETTI, G. Análise do custo de ciclo de vida do tratamento e destinação final do lodo e biogás, provenientes de ETE que emprega reatores do tipo UASB. **Revista DAE**, São Paulo, v. 68, n. 226, p. 6-17, out./dez., 2020.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. Lex: **Diário Oficial da União**, Brasília, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2010/lei/112305.htm> Acesso em: 14 maio 2021.

BRASIL. Instrução Normativa nº 1.911, de 11 de Outubro de 2019. Regulamenta a apuração, a cobrança, a fiscalização, a arrecadação e a administração da Contribuição para o PIS/Pasep, da Cofins,

da Contribuição para o PIS/Pasep-Importação e da Cofins-Importação. **Diário Oficial da União**, Brasília, seção 1, p. 27, 15 de outubro de 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 375**, Brasília, 2006. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 20 maio. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 498**, Brasília, 2020. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-498-de-19-de-agosto-de-2020-273467970>>. Acesso em: 20 maio. 2021.

CAI, X.; ZHU, B.; ZHANG, H.; LI, L.; XIE, M. Can direct environmental regulation promote green technology innovation in heavily polluting industries? Evidence from Chinese listed companies. **Science Of The Total Environment**, [S.l.], v. 746, p. 140810, dez. 2020.

CASTILLO-GIMÉNEZ, J.; MONTAÑÉS, A.; PICAZO-TADEO, A. J. Performance and convergence in municipal waste treatment in the European Union. **Waste Management**, [S.l.], v. 85, p. 222-231, fev. 2019.

CATTANEO, A.; FEDERIGHI, G.; VA, S. The Environmental Impact of Reducing Food Loss and Waste: A Critical Assessment. **Food Policy**, v. 98, p. 101890, jan. 2021.

CIEŚLIK, B. M.; NAMIEŚNIK, J.; KONIECZKA, P. Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods. **Journal of Cleaner Production**, v. 90, p. 1-15, 2015.

FAN, G.; ZHANG, D.; WANG, X. Reduction and utilization of coal mine waste rock in China: a case study in tiefa coalfield. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.l.], v. 83, p. 24-33, fev. 2014. (Elsevier BV).

FELTES, M. M. C. *et al.* Alternativas para a agregação de valor aos resíduos da industrialização de peixe. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 6, p. 669-677, 2010.

FREITAS, L. C.; BARBOSA J. R.; DA COSTA, A. L. C.; BEZERRA, F. W. F., PINTO, R. H. H.; CARVALHO JUNIOR, R. N. DE. From waste to sustainable industry: How can agro-industrial wastes help in the development of new products? **Resources, Conservation and Recycling**, [S.l.], v. 169, 2021.

HU, Y.; POUSTIE, M. Urban mining demonstration bases in China: a new approach to the reclamation of resources. **Waste Management**, [S.l.], v. 79, p. 689-699, set. 2018.

JOHANSSON, N.; KROOK, J.; FRANDEGARD, P. A new dawn for buried garbage? An investigation of the marketability of previously disposed shredder waste. **Waste Management**, [S.l.], v. 60, p. 417-427, fev. 2017. (Elsevier BV).

JURAS, I. A. G. **Uso de instrumentos econômicos para a gestão ambiental**: países da ocde e américa latina. Brasília: Câmara dos Deputados, 2009. 7 p.

KELEDJIAN, A.; YOUNG, S.; GRUBB, C.; CANO STOCCO, D. Dinheiro desperdiçado: o preço do lixo na indústria pesqueira dos Estados Unidos. **Oceana**, v. 12, 2014.

KELESSIDIS, A.; STASINAKIS, A. S. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. **Waste management**, [S.l.], v. 32, n. 6, p. 1186-1195, 2012.

KOMINKO, H.; GORAZDA, K.; WZOREK, Z. Potentiality of sewage sludge-based organo-mineral fertilizer production in Poland considering nutrient value, heavy metal content and phytotoxicity for rapeseed crops. **Journal of environmental management**, [S.l.], v. 248, p. 109283, 2019.

LI, X.; CHERTOW, M.; GUO, S.; JOHNSON, E.; JIANG, D. Estimating non-hazardous industrial waste generation by sector, location, and year in the United States: a methodological framework and case example of spent foundry sand. **Waste Management**, [S.l.], v. 118, p. 563-572, dez. 2020. (Elsevier BV).

LIMA, M. **Uso de estufa agrícola para secagem e higienização de lodo de esgoto**. 2010. 286 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica) – Curso de Engenharia, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

LIU, Y.; WANG, A.; WU, Y. Environmental regulation and green innovation: Evidence from China's new environmental protection law. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 297, p. 126698, 2021

MALINAUSKAITE, J.; JOUHARA, H.; CZAJCZYNSKA D.; STANCHEV, P.; KATSOU, E.; ROSTKOWSKI, P.; THORNE, R.J.; COLÓN, J.; PONSÁ, S.; AL-MANSOUR, F.; ANGUILANO, L.; KRZYŻYŃSKA, R.; LÓPEZ, I.C.; VLASOPOULOS, A.; SPENCER, N. Municipal solid waste management and waste-to-energy in the context of a circular economy and energy recycling in Europe. **Energy**, [S.l.], v. 141, p. 2013-2044, dez. 2017. (Elsevier BV).

MARTI, L.; PUERTAS, R. Influence of environmental policies on waste treatment. **Waste Management**, [S.l.], v. 126, p. 191-200, maio 2021.

MASSARD, G.; LEUENBERGER, H.; DONG, T. D. Standards requirements and a roadmap for developing eco-industrial parks in Vietnam. **Journal Of Cleaner Production**, [S.l.], v. 188, p. 80-91, jul. 2018. (Elsevier BV).

MONTEIRO, N. B R.; SILVA, E. A.; MOITA NETO, J. M. Sustainable development goals in mining. **Journal Of Cleaner Production**, [S.l.], v. 228, p. 509-520, ago. 2019.

NASCIMENTO, A. S.; SANTOS, C. P. DOS; MELO, F. M. C. DE; OLIVEIRA, V. G. A.; OLIVEIRA, R. M. P. B.; MACEDO, Z. S.; OLIVEIRA, H. A. Production of plaster mortar with incorporation of granite cutting wastes. **Journal Of Cleaner Production**, [S.l.], v. 265, p. 121808, ago. 2020. (Elsevier BV).

OOSTERHUIS, F.; PAPYRAKIS, E.; BOTELER, B. Economic instruments and marine litter control. **Ocean & coastal management**, v. 102, p. 47-54, 2014.

PACTWA, K.; WOUNIAK, J.; DUDEK, M. Coal mining waste in Poland in reference to circular economy principles. **Fuel**, [S.l.], v. 270, p. 117493, jun. 2020. (Elsevier BV).

QIU, S.; WANG, Z.; GENG, S. How do environmental regulation and foreign investment behavior affect green productivity growth in the industrial sector? An empirical test based on Chinese provincial panel data. **Journal Of Environmental Management**, [S.l.], v. 287, p. 112282, jun. 2021. (Elsevier BV).

RAVINDRAN, R.; HASSAN, S.; WILLIAMS, G.; JAISWAL, A. A Review on Bioconversion of Agro-Industrial Wastes to Industrially Important Enzymes. **Bioengineering (Basel)**, [S.l.], v. 5, n. 4, p. 93, 28 out. 2018.

SMOL, M.; KULCZYCKA, J.; KOWALSKI, Z. Sewage sludge ash (SSA) from large and small incineration plants as a potential source of phosphorus–Polish case study. **Journal of environmental management**, [S.l.], v. 184, p. 617-628, 2016.

SUESCUM-MORALES, D.; ROMERO-ESQUINAS, A.; FERNANDEZ-LEDESMA, E.; FERNANDEZ, J. M.; JIMENEZ, J. R. Feasible use of colliery spoils as subbase layer for low-traffic roads. **Construction And Building Materials**, [S.l.], v. 229, p. 116910, dez. 2019. (Elsevier BV).

ŚWIERCZEK, L.; CIEŚLIK, B. M.; KONIECZKA, P. The potential of raw sewage sludge in construction industry—a review. **Journal of cleaner production**, [S.l.], v. 200, p. 342-356, 2018.

TANGTINTHAI, N.; HEIDRICH, O.; MANNING, D. A.C. Role of policy in managing mined resources for construction in Europe and emerging economies. **Journal Of Environmental Management**, [S.l.], v. 236, p. 613-621, abr. 2019. (Elsevier BV).

TONETI, N. A.; ARANTES, E. J.; CAXAMBU, M. G.; GODINHO, J. P. Uso de lodo de estação de tratamento de esgoto no desenvolvimento de espécimes vegetais utilizadas para a recuperação de áreas degradadas. **Revista DAE**, São Paulo, v. 68, n. 227, p. 117-131. Ed. Esp. Nov. 2020.

XU, J.; YU, J.; XU, J.; SUN, C.; HE, W.; HUANG, J.; LI, G. High-value utilization of waste tires: a review with focus on modified carbon

black from pyrolysis. **Science Of The Total Environment**, [S.l.], v. 742, p. 140235, nov. 2020. (Elsevier BV).

YURDAKUL, M. Natural stone waste generation from the perspective of natural stone processing plants: an industrial-scale case study in the province of bilecik, turkey. **Journal of cleaner Production**, [S.l.], v. 276, p. 123339, 10 dez. 2020.

Capítulo 2

*Capacidade administrativa
e gestão de resíduos
sólidos no Brasil*

Cassiano Gustavo Juan Franco Neves Bragança

Hiury Marques Marvila

Luna Ferraço Arruda

Michele Gasparini de Miranda

Renato Ribeiro Siman

RESUMO

O manejo inadequado de resíduos sólidos gera desperdícios de insumos, contribui para manutenção da desigualdade social, ameaça à saúde pública e degrada o meio ambiente. A Lei Federal nº 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), estabelece as diretrizes, os objetivos e os instrumentos da política, privilegia a inclusão social e determina que os Municípios são responsáveis pelo manejo de resíduos sólidos urbanos (RSU) e limpeza urbana. Qual a real capacidade de os municípios atenderem às determinações da Lei Nacional? Há uma dificuldade dos gestores públicos municipais na realização de planejamento, implantação, regularização e fiscalização de políticas de gestão de resíduos sólidos. Por meio de pesquisa bibliográfica, este capítulo busca discutir a capacidade administrativa na gestão de resíduos sólidos e seus desafios, sob a ótica de recursos humanos, financeiros e tecnológicos.

INTRODUÇÃO

Segundo a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, resíduo sólido é material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, cuja destinação final se procede, propõe-se proceder ou se está obrigado a proceder nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL 2010).

Para que haja eficiência no gerenciamento desses resíduos sólidos, é fundamental planejamento, implantação, regularização e fiscalização de políticas adequadas e eficazes, uma vez que essas ações podem representar ganhos ambientais, sociais e econômicos. Nessa linha, Dantas (2008, *apud* PEREIRA; CURI; CURI, 2018) entende que um sistema de gestão integrada de resíduos é tido como mais ou

menos adequado conforme algumas variáveis preestabelecidas vão sendo incorporadas ao sistema, fazendo com que este se torne mais equilibrado. Segundo o autor, assim o fazendo, a aplicação dos recursos arrecadados pode ser planejada e suficiente para o cumprimento de cada meta da prestação de serviços, oferecendo qualidade aos cidadãos, além de tentar sanar alguns problemas ambientais.

Entretanto, vislumbra-se que secretarias municipais podem possuir gestores com capacidades administrativas insuficientes, tanto para evitar surgimento de assentamentos irregulares quanto para atuarem no gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos (Girsu). Esses gestores por vezes não possuem o diagnóstico de suas condições operacionais atualizadas e por isso têm formulado políticas públicas frágeis.

Segundo Lima (2005, *apud* SCHMITZ, 2013), o Girsu compreende o conjunto de atividades de caráter operacional, financeiro e de planejamento, realizadas por meio da administração municipal. Essas atuações são amparadas por normas sanitárias, ambientais e econômicas, as quais compreendem todo o ciclo de vida desses materiais, desde a produção dos resíduos até a sua disposição final ambientalmente adequada.

De maneira geral, a etapa de planejamento tem a finalidade de definir os objetivos e de formular um plano de atividades para futuros procedimentos, além de selecionar com antecedência o melhor caminho para se buscar melhores resultados. Percebendo seu conceito, compreende-se como fundamental a etapa de planejamento, pois, assim, torna-se fácil a elaboração, a gestão e a implantação para produção de um projeto e diminuem-se as possibilidades de fracasso (REZENDE, 2008).

Por outro lado, a fiscalização abrange ações de acompanhamento, monitoramento e controle, para garantir a realização de diretrizes e regulamentos feitos pelo poder público (GALVÃO JÚNIOR; CAETANO DA SILVA, 2006). A fiscalização é uma das atribuições mais

exigidas por quem regulamenta. É por meio dela que se é feita a análise dos padrões descritos na legislação e normas pela agência reguladora.

A gestão de resíduos nos países em desenvolvimento ainda necessita de grande atenção. São percebidas nesses países dificuldades fundamentais em âmbito da gestão municipal, tais como déficit na capacidade financeira e administrativa, pouca capacidade técnica no gerenciamento de serviços de limpeza pública, coleta seletiva e tratamento dos resíduos (JACOBI; BESEN, 2011). Conforme destacam Marino, Chaves e Dos Santos Junior (2018), municípios brasileiros pequenos apresentam ainda menor quantidade de profissionais com formação técnica adequada para estabelecerem programas de gerenciamento de resíduos.

Ao tratar da Lei Federal nº 12.305/2010, que estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Heber e Silva (2014) apontaram que há problemas divergentes para que sua eficácia seja efetivada, no que se diz respeito ao município responsável ter uma debilitada capacidade administrativa no gerenciamento dos resíduos, principalmente quando se trata de cidades pequenas. Nessa perspectiva, faz-se necessário a avaliação de como melhorar a capacidade administrativa municipal para garantir a sustentabilidade no gerenciamento de resíduos sólidos. Desse modo, será possível evidenciar os desafios da gestão municipal no gerenciamento e manejo de resíduos sólidos.

DESENVOLVIMENTO

Política de gerenciamento e manejo de resíduos sólidos

Com a cultura do consumo e a limitação dos recursos naturais, tornam-se necessárias políticas públicas efetivas no gerenciamento de resíduos sólidos. Existe um arcabouço jurídico brasileiro que propicia políticas públicas adequadas para gestão e manejo de resíduos sólidos, por exemplo a que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). O dispositivo legal traz, inclusive, obrigações para

os municípios, como: elaborar planos de resíduos sólidos, implantar coleta seletiva e sistemas de logística reversa e incentivar a criação e o desenvolvimento de cooperativas ou de outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis ou recicláveis e de conselhos de meio ambiente.

Essa política pode ser descrita como um marco regulatório para realizar a gestão integrada dos resíduos sólidos no país (BESEN *et al.*, 2014). A PNRS descreve os princípios da responsabilidade compartilhada do gerenciamento de resíduos, no qual os próprios geradores são responsabilizados pelo manejo de resíduos em locais adequados (PEREIRA; SILVEIRA, 2014). Mesmo assim, apenas 2% dos resíduos coletados são separados para reciclagem (BRASIL, 2019). Logo, há necessidade de realização de políticas públicas mais eficientes.

Nesse contexto, política pública pode ser vista como a discussão e prática de ações relacionadas ao conteúdo, concreto e simbólico, de decisões reconhecidas como política de interesse público (AGUM; RISCADO; MENEZES, 2015). Para o desenvolvimento dessas políticas, Agum, Riscado e Menezes (2015) aduzem que geralmente se passa pelas etapas de identificação do problema; formação da agenda; formulação de alternativas; tomada de decisões; estratégias de implementação; execução, monitoramento e avaliação. Entretanto, segundo Chiavenato (2000), o planejamento é a base para as demais ações, traçando os objetivos e como alcançá-los – um modelo teórico para a escolha da melhor ação futura para chegar aos objetivos desejados.

Nota-se que para realização de políticas públicas de gerenciamento e manejo de resíduos sólidos há diversos problemas a serem enfrentados, há baixa disponibilidade orçamentária e a fraca capacidade institucional e gestão de muitos municípios brasileiros, especialmente de pequeno porte (HEBER; SILVA, 2014). A pouca capacidade mencionada perpassa pela dificuldade de planejar, implementar e fiscalizar a política.

Polidano (2000) apresenta a capacidade do setor público em três dimensões: capacidade política (estruturar processos de decisão, coordenar diferentes segmentos e assegurar a incorporação de análises);

autoridade de execução (executar decisões, impor regras – dentro do setor público e na sociedade –, garantir a entrega dos serviços); e eficiência operacional (custo-eficácia das operações, qualidade dos serviços prestados). Dessa forma, o desenvolvimento da capacidade administrativa requer uma análise individual dos seus componentes com o intuito de definir seus efeitos na capacidade coletiva do sistema (JREISAT, 2012).

A dificuldade na etapa de planejamento dos agentes públicos pode ser notada durante o processo de elaboração dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS), obrigatório segundo a PNRS. Os municípios enfrentam inúmeros desafios na elaboração dos seus PMGIRS a nível local, sobretudo em virtude da quantidade e complexidade das exigências mínimas (JABBOUR *et al.*, 2014).

Segundo o Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR), mediante a Secretaria Nacional de Saneamento (SNS), o diagnóstico do manejo de resíduos sólidos realizado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), no ano de 2019, mostrou que dos 5.570 municípios brasileiros, cerca de 3.712 participaram da coleta de dados, isto é, 66,6% da população total do país. Em termos de população urbana, essa percentagem significa 86,6% ou 154,2 milhões de habitantes.

A elaboração do PMGIRS é condição necessária para os municípios obterem recurso financeiro da União para a execução de projetos em saneamento e gerenciamento de resíduos. Sem saúde financeira, o município acaba não implantando políticas essenciais para o cumprimento de metas da PNRS e não propicia meios para fiscalização.

As capacidades administrativas municipais

Cruz *et al.* (2011) revelam que, quando considerada em relação às ações governamentais, isto é, na esfera da administração pública, a capacidade institucional é definida como o conjunto de competências institucionais necessárias para a consecução dos objetivos

pretendidos pelos governos, em todos os níveis do Estado. De acordo com Huerta (2008), a capacidade institucional pode ser entendida como o resultado de duas capacidades: a administrativa e a política. A capacidade administrativa, que abrange as competências técnico-burocráticas, envolve as habilidades e aptidões que os indivíduos possuem ao exercerem suas funções dentro da organização, assim como também envolve a capacidade de gestão das organizações.

A disponibilidade de certos recursos administrativos permite que os órgãos públicos tenham capacidade administrativa adequada para cumprir seus objetivos. Dentre os recursos administrativos, destacam-se os humanos, que incluem fatores como a quantidade de funcionários disponíveis e suas formações, e os financeiros, que podem ser observados por meio de fundos específicos para determinados assuntos, por exemplo para a gestão do meio ambiente de um município (SILVA; FARIA, 2017) ser beneficiados/recicladados para produção de agregado reciclado.

Recursos Humanos

As habilidades e o desempenho dos indivíduos de uma organização são fundamentais para o êxito de qualquer ação ou política (SAGI, 2009). Para que seja viável a execução adequada das funções, Sagi (2009) diz que a organização deve ter uma espécie de base administrativa, a qual é composta pelos recursos humanos e financeiros que estipula a potencialidade do sucesso da organização. Segundo a autora, a valorização do trabalho, o tempo de emprego e a capacitação profissional são alguns dos componentes responsáveis pela qualidade do capital humano.

A implementação adequada das políticas ocorre a partir de uma série de recursos administrativos. A disponibilidade de tais recursos influencia diretamente na capacidade administrativa dos órgãos públicos para exercer suas funções. Um dos recursos que entram nessa série são os humanos, o qual, na maioria das vezes, é ligado

principalmente à formação dos indivíduos que compõem os órgãos (SILVA; FARIA, 2017)

Silva e Faria (2017) identificaram em sua pesquisa que os autores envolvidos na implementação da PNRS em uma região do estado do Ceará possuem formação mediana para o cargo. Segundo os autores, apesar de alguns gestores possuírem nível superior, nenhum deles concluíram cursos em áreas específicas, portanto, possuem apenas experiência prática. Além da ausência de profissionais específicos para a gestão dos resíduos sólidos, os autores também concluíram que a quantidade de funcionários é insuficiente.

Ferreira e Jucá (2017) demonstraram que em 80% dos consórcios de gerenciamento de RSU em Minas Gerais não há programas de capacitação dos funcionários do setor responsável pelos serviços, além de que nenhum deles possuía um setor de recursos humanos específico para a área.

Portanto, assim como no funcionamento de outras políticas públicas, é necessário haver incentivos adequados ao pessoal responsável pela gestão de resíduos sólidos a fim de obter sucesso no planejamento, na implantação, na regularização e na fiscalização das políticas públicas envolvidas.

Recursos financeiros e tecnológicos

O orçamento público é uma ferramenta importante para o planejamento das políticas públicas, pois ele estima as receitas e estabelece as despesas para determinados momentos. Seu funcionamento segue ordens de prioridade e integra os planos de ação do governo (SANTOS; CAMACHO, 2014).

O contraste no desenvolvimento econômico dos estados brasileiros influencia no investimento de políticas públicas na área de resíduos. Segundo o SNIS, foram destinados R\$24,35 bilhões para o manejo dos RSU. Ao ser analisado o aspecto que envolve os custos desse processo, é possível verificar a importância da existência

de profissionais em quantidade e qualidade suficientes para atender as demandas de serviços, sob a pena de ocorrerem perdas sociais e financeiras da negligência de não se atentar a esse fator (SNIS, 2021).

UNPD (1993, *apud* SANTOS; MALACARNE, 2020) menciona que a construção de capacidades administrativas pode ser restringida pelos fatores financeiros, considerando que eles limitam os orçamentos governamentais, afetando o piso salarial dos servidores públicos dos municípios, tendo a sua satisfação e força de trabalho comprometidos.

O Estado brasileiro ainda sente reflexos da adoção de um sistema descentralizado, tendo a União como principal arrecadadora. Esse sistema acarretou a descentralização de receitas, centralização da arrecadação do governo federal e centralização das decisões de arrecadação e gasto, limitando a autonomia de governos subnacionais (ARRETCHE, 2005). Torna-se necessário avaliar o contexto local do município, preparando-se para lidar com as suas particularidades. As dificuldades envolvidas podem ser contornadas por meio de planos municipais que considerem as restrições orçamentárias e de mão de obra da região (MARINO; CHAVES; DOS SANTOS JUNIOR, 2018).

O trabalho realizado por Pöldnirk (2015) demonstra que a otimização dos modelos de gestão de resíduos municipais depende da solução de problemáticas envolvendo os custos de coleta e transporte de resíduos, além de outros fatores.

O ordenamento jurídico-institucional condiciona as decisões de gasto e a autonomia decisória dos governos nos municípios, sendo necessário avaliar as capacidades locais para atingir objetivos em nível municipal (VAZQUEZ, 2012).

Apresentar e reformular a capacidade administrativa requer uma reorientação e um novo direcionamento, além de uma análise de todos os elementos de forma individual, para determinar as causas sobre a competência em conjunto do sistema. A capacidade tecnológica abrange vários recursos para produzir e administrar as mudanças

tecnológicas. Esses recursos se armazenam aos sujeitos (como disposição, prática e investigação) e aos sistemas organizacionais. Aliás, a capacidade tecnológica é de caráter disseminado.

Figueiredo (2009) enfatiza que a capacidade tecnológica pode ser classificada em dois tipos, sendo as capacidades de produção, responsáveis pelo uso de tecnologias existentes, e as capacidades inovadoras, responsáveis pelas mudanças de tecnologias. Nesse contexto, o autor diz que a inovação é uma parte da capacidade tecnológica, e não uma consequência gerada pelos investimentos dela.

Figueiredo (2009) assimila o conceito básico de experiências à capacidade tecnológica, diferenciando de empresas. É por meio dessa capacidade que as empresas desenvolvem as ações de produção e de inovação, sob a condição de ter a capacidade para criar, adaptar, gerir e gerar capital físico, organizacional, humano e produtos e serviços.

O capital humano está relacionado ao conhecimento, às experiências e às habilidades de alguns profissionais da área, tais como engenheiros, técnicos e operadores. Geralmente, esse ponto é definido como capital humano de uma determinada empresa; o capital físico está relacionado aos equipamentos, aos softwares, às tecnologia da informação e às máquinas operacionais; o capital organizacional está relacionado ao conhecimento que é adquirido pelas empresas, nas orientações, nos procedimentos, nas técnicas de gestão, nos documentos e no modo como as atividades serão realizadas nas organizações; e os produtos e serviços estão relacionados à parte mais evidente da capacidade tecnológica e constituem o conhecimento das pessoas e dos sistemas físicos e organizacionais.

Nesse contexto, é notória a relação entre as diferentes capacidades administrativas, e que podem apontar para melhorias no processo de gestão de resíduos sólidos na esfera municipal, trazendo maior aporte para diferentes setores. Trabalhos nesse mesmo segmento podem contribuir no entendimento de como a capacidade administrativa pode impactar na implementação de rotinas e projetos nos municípios.

CONCLUSÕES

De acordo com Santos e Malacarne (2020), a análise dos elementos que permitem dimensionar ou mensurar o grau de capacidade administrativa aponta para as melhorias que devem ser realizadas, demonstrando as fragilidades que as instituições apresentam. Tais melhorias perpassam pela necessidade de adequação da estrutura administrativa da Administração Pública no que diz respeito a recursos humanos e financeiro, o que afeta no planejamento, na implantação e na fiscalização de políticas de resíduos sólidos.

Em referência aos recursos financeiros do município, devem ser analisados de forma particular para cada região do território nacional, considerando as restrições orçamentárias que possam existir, sendo feito o gerenciamento de acordo com essas limitações, melhorando a aplicação das políticas públicas de forma descentralizada. Já nos recursos humanos, é necessário investir na capacitação dos indivíduos responsáveis pelo gerenciamento dos resíduos sólidos de cada município, uma vez que, com a participação de pessoal qualificado, as metas e os objetivos dos planos e políticas serão alcançados com mais eficiência.

Além disso, para garantir a sustentabilidade no gerenciamento de resíduos sólidos, é preciso ter ferramentas de gestão integrada e compartilhada, uma vez que, segundo Arretche (2005), a distribuição das capacidades administrativas possui grandes contrastes entre os municípios brasileiros, podendo ser realizadas por meio de consórcios públicos. Conforme a Lei 11.107/2005, consórcios públicos baseiam-se na cooperação voluntária entre entes da Federação para atuação conjunta em assuntos de interesses comuns (BRASIL 2005).

Segundo Schneider, Ribeiro e Salomoni (2013), a gestão associada de serviços públicos pode envolver tanto o planejamento conjunto de determinadas políticas, sem criar uma instância própria de execução de serviços, quanto compreender a delegação de funções de fiscalização e regulamentação de atividades realizadas pelos entes federativos consorciados.

Desse modo, além da elaboração do PMGIRS, há a possibilidade de ser feito o Plano Intermunicipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PIGIRS), ocasionando redução de custo e eficiência na gestão e manejo de resíduos sólidos. Um exemplo é o compartilhamento de maquinário, melhoria de infraestrutura e logística.

Para futuras pesquisas, sugere-se o aprofundamento em métodos que possibilitam analisar a capacidade do setor responsável pelos recursos financeiros da gestão municipal, assim como em programas de capacitação de servidores públicos responsáveis por desenvolver e debater políticas públicas de resíduos sólidos e em ferramentas de gestão integrada e compartilhada.

REFERÊNCIAS

AGUM, R.; RISCADO, P.; MENEZES, M. Políticas Públicas: Conceitos e Análise em Revisão. **Agenda Política**, [S.l.], v. 3, n. 2, p. 12-42, 2015.

ARRETCHE, M. Quem taxa e quem gasta: a barganha federativa na federação brasileira. **Revista de Sociologia e Política**, n. 24, p. 69-85, 2005.

ARRETCHE, M; VAZQUEZ, D. A; FUSARO, E. **Capacidades administrativas, déficit e efetividade na política habitacional**. São Paulo: Centro de Estudos da Metrópole/CEBRAP, 2007.

BESEN, G. R.; RIBEIRO, H.; GUNTTER, W. M. R.; JACOBI, P. R. Coleta seletiva na região metropolitana de São Paulo: impactos da Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Ambiente & Sociedade**, v. 17, n. 3, p. 259-278, 2014.

BRASIL. Lei nº 11.107, de 06 de abril de 2005. Dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcio públicos. **Diário Oficial**

da União, Brasília, 6 de abril de 2007. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2005/lei/111107.htm#:~:text=1%C2%BA%20Esta%20Lei%20disp%C3%B5e%20sobre,pessoa%20jur%C3%ADdica%20de%20direito%20privado. Acesso em: 3 maio 2023.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a política nacional de resíduos sólidos, altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2 de agosto de 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 3 maio 2023.

BRASIL. Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. **Diagnóstico dos serviços de Água e Esgoto - 2018**. Brasília: SNIS, 2019.

CHIAVENATO, I. **Introdução à Teoria Geral da Administração**. Rio de Janeiro: Campus, 2000.

CRUZ, M. C. M. T.; MONTORO, F. A. F.; BIO, S. R.; VIANA, M. T.; CRAVEIRO, S. S.; CASTRO, T. P. de. Gestão pública no estado de São Paulo: elementos para um olhar analítico. *In*: VELOSO, J. F. A.; MONASTERIO, L. M.; VIEIRA, R. S; MIRANDA, R. B. (orgs.). **Gestão municipal no Brasil: um retrato das prefeituras**. Brasília, DF: Ipea, 2011. p. 87-140.

DANTAS, K.M.C. **Proposição e avaliação de sistemas de gestão ambiental integrada de resíduos sólidos através de indicadores em municípios do Estado do Rio de Janeiro**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

FERREIRA, C. F. A.; JUCÁ, J. F. T. Metodologia para avaliação dos consórcios de resíduos sólidos urbanos em Minas Gerais.

Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 22, n. 3, maio/jun. 2017.
Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/vZgjCDJfyLhfvZtS-BgnsSbL/?lang=pt>. Acesso em: 3 maio 2023.

FIGUEIREDO, P. N. Acumulação tecnológica e inovação industrial – conceitos, mensuração e evidências no Brasil. **São Paulo em Perspectiva**, São Paulo, v. 19, n. 1, p. 54-69, jan./mar. 2009.

GALVÃO JUNIOR, A. C.; CAETANO DA SILVA, A. **Regulação: Procedimentos de Fiscalização em Sistema de Abastecimento de Água**. Fortaleza: Expressão Gráfica, 2006.

HEBER, F.; SILVA, E. M. D. Institucionalização da Política Nacional de Resíduos Sólidos: dilemas e constrangimentos na Região Metropolitana de Aracaju (SE). **Rev. Adm. Pública**, Rio de Janeiro, v. 48, n. 4, p. 913-937, jul./ago. 2014.

HUERTA, R. A. Una ruta metodológica para evaluar la capacidad institucional. **Política y Cultura**, n. 30, p. 119-134, 2008.

JABBOUR, A.B.L.S.; JABBOUR, C.J.C.; SARKIS, J.; GOVINDAN, K. Brazil's new national policy on solid waste: challenges and opportunities. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 16, n. 1, p. 7-9, 2014.

JACOBI, P. R.; BESEN, G. R. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 25 n. 71, jan./abr. 2011.

JREISAT, J. E. Rethinking administrative capacity development: The Arab states. **Public Organization Review**, v. 12, n. 2, p. 139-155, 2012.

LIMA, J. D. **Sistemas Integrados de Destinação Final de Resíduos Sólidos Urbanos**. Rio de Janeiro: JCB, 2005.

MARINO, A. L.; CHAVES, G. L. D.; DOS SANTOS JUNIOR, J. L. Do Brazilian municipalities have the technical capacity to implement solid waste management at the local level? **Journal of Cleaner Production**, v. 188, p. 378-386, 2018.

PEREIRA, M.; SILVEIRA, M. A. A necessidade de adaptação às regulações ambientais da Política Nacional De Resíduos Sólidos: do fabricante ao consumidor organizacional no setor de equipamentos eletromédicos. **RAI Revista de Administração e Inovação**, v. 11, n. 4, p. 88-109, 2014.

PEREIRA, S.S.; CURTI, R.C.; CURTI, W.F. Uso de indicadores na Gestão de resíduos sólidos urbanos: uma proposta metodológica de construção e análise para municípios e regiões. **Eng Sanit Ambient**, v. 23, n. 3, 2018.

PÖLDNURK, J. Optimisation of the economic, environmental and administrative efficiency of the municipal waste management model in rural areas. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 97, p. 55-65, 2015.

POLIDANO, C. Measuring public sector capacity. **World Development**, v. 28, n. 5, p. 805-822, 2000.

REZENDE, D. A. **Planejamento Estratégico para Organizações Privadas e Públicas**. Rio de Janeiro: Brasport, 2008.

SAGI, L. C. Capacidade Institucional para a gestão do turismo: definição de indicadores e análise com base no estudo de caso de Santa Catarina. **Revista Hospitalidade**, v. 6, n. 1, p. 51-76, 2009.

SANTOS, L. A.; CAMACHO, E. U. Orçamento público municipal: uma análise no município de Cosmópolis/SP com enfoque no equilíbrio das receitas x despesas no período de 2007 a 2012. **Revista Evidência Contábil & Finanças**, v. 2, n. 2, p. 82-94, 2014.

SANTOS, L. B. dos.; MALACARNE, R. (org.). **Desenvolvimento Regional Sustentável**: revisar conceitos para construir novas alternativas. Curitiba: CRV, 2020. v. 1. 164p.

SCHMITZ, M. **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Domésticos**: estudo de caso na central de triagem, tratamento e destino final dos resíduos sólidos domésticos do município de Estrela/RS. 2013. 78 p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Centro Universitário Univates, Lajeado, 2013.

SCHNEIDER, D.M.; RIBEIRO, W.A.; SALOMONI, D. **Orientações básicas para a gestão consorciada de resíduos sólidos**. [S.l.]: Editora IABS, 2013.

SILVA, G. J. A.; FARIA, M. V. C. M. Implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos no Maciço de Baturité – CE: Uma análise à luz da Matriz 5C de Najam. **Revista Gestão e Organizações**, v. 2, n. 2, 2017.

SNIS – Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. **Indicadores e variáveis de saneamento ambiental**. Brasília: SNIS, 2021. Disponível em: <http://www.snis.gov.br>. Acesso em: 30 jul. 2021.

VAZQUEZ, D. A. A influência das capacidades municipais nos resultados das políticas de educação e saúde. *In*: ENCONTRO ANUAL DA ANPOCS, 36., 2012. **Anais [...]**. Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ciências Sociais, **São Paulo**, p. 1-28, 2012.

Capítulo 3

*Sistemas de otimização no
planejamento e execução
da coleta de resíduos
secos e de rejeitos úmidos:
novas tendências*

Juliana Salomão das Neves

Laís Rodrigues de Souza

Rober Marccone Rosi

Renato Ribeiro Siman

RESUMO

Considerando o fato de a coleta de resíduos corresponder a uma parcela grande do orçamento dos sistemas de gerenciamento de resíduos, é evidente a necessidade de se desenvolver um sistema de coleta eficaz. No entanto, muitas vezes é uma operação ineficiente devido à alta incerteza associada aos elementos relacionados a essa operação, como a previsão de geração desses resíduos. A gestão de resíduos exige muita mão de obra e o custo de transporte se apresenta como um dos fatores principais na sua composição. Soluções baseadas em otimização podem contribuir para que se criem estratégias que possibilitem uma gestão de resíduos mais flexível e mais eficiente, possibilitando tratar das diversas variáveis envolvidas no transporte e na destinação de resíduos. Recentemente, os avanços na computação de alto desempenho, o surgimento de dispositivos IoT e os desenvolvimentos da computação causaram um interesse crescente no uso de métodos de aprendizado profundo para predição e em novas abordagens de sistemas de otimização dinâmicos, trazendo novas propostas de construção de sistema especialista, que podem apoiar as decisões que envolvem a gestão de resíduos.

INTRODUÇÃO

O crescimento exponencial da população, a urbanização e o desenvolvimento econômico levaram à crescente geração de resíduos sólidos urbanos. Em 2050, espera-se que o mundo gere 3,40 bilhões de toneladas de resíduos anualmente. Com uma economia global em crescimento e uma população global que deverá aumentar para 9,8 bilhões em 2050, a importância da eficiência financeira na gestão de resíduos sólidos nunca foi tão grande (KAZA *et al.*, 2018).

Pelo fato de a coleta de resíduos corresponder à uma parcela grande do orçamento dos sistemas de gerenciamento de resíduos, é evidente a necessidade de se desenvolver um sistema de coleta eficaz (AHMAD, 2020; HANNAN, 2020; KHOA *et al.*, 2020; TAŞKIN; DEMIR, 2020).

Para o planejamento e gestão do sistema municipal de manejo de resíduos sólidos urbanos, é oportuno que seja possível estimar, de alguma forma, a quantidade e a qualidade dos resíduos gerados em seu território (POLAZ; TEIXEIRA, 2009). É necessário inicialmente estimar a quantidade total e por habitante, realizar, quando possível, as análises da composição gravimétrica e peso específico. Além disso, devem ser observados os fatores que podem interferir na geração de resíduos, como efeito da população temporária motivada por turismo, do clima, culturais, de novas políticas de regulamentação e fiscalização, bem como o efeito da geração de resíduos de estabelecimentos públicos, institucionais, de prestação de serviços, comerciais, industriais, dentre outros (POLAZ; TEIXEIRA, 2009; JIANG; LIU, 2016; MERELLES *et al.*, 2019; AYELERU; OKONTO; NTULI, 2018).

Portanto, a projeção precisa das quantidades de RSU é importante para o planejamento bem-sucedido de um sistema de gestão eficiente (ABBASI; EL HANANDEH, 2016). Porém, os modelos de previsão de geração de resíduos têm seus pontos fortes e fracos (ABBASI; EL HANANDEH, 2016; BEIGL; LEBERSORGER; SALHOFER, 2008), o que pode levar à gestão inadequada.

Essa avaliação permite planejar o manejo para cada tipo ou grupo de resíduos, possibilitando, dessa forma, não só a segregação dos resíduos e rejeitos na fonte geradora, como também a otimização do sistema de coleta e transporte e destinação apropriadas (POLAZ; TEIXEIRA, 2009; JIANG; LIU, 2016). Com base nessas informações, é possível planejar o sistema de logística reversa, bem como implementar programas de comunicação e educação ambiental visando garantir a eficácia da coleta seletiva (POLAZ; TEIXEIRA, 2009). Esse planejamento deve considerar os conceitos indispensáveis de não geração e redução da geração de resíduos, e não somente a coleta, o transporte, a reciclagem e a destinação final (REZENDE *et al.*, 2013).

Kaza *et al.* (2018) destacam que a gestão de resíduos pode ser o item mais alto do orçamento para muitas administrações locais em países de baixa renda, onde compreende quase 20% dos orçamentos municipais, em média. Em países de renda média, a gestão de resíduos sólidos costuma representar mais de 10% dos orçamentos municipais e cerca de 4% em países de alta renda. Os recursos orçamentários dedicados à gestão de resíduos podem ser muito maiores em certos casos.

Nesse sentido, a redução de custos com relação à coleta e ao transporte de resíduos é essencial para que a gestão sustentável de resíduos sólidos seja alcançada, visto que o processo de coleta e transporte sozinho é responsável por aproximadamente 60-80% do custo total para gerenciamento de resíduos sólidos (SARVARI *et al.*, 2020; O'CONNOR, 2013; TAVARES, *et al.*, 2009).

Reforçando a necessidade de mais atenção ao setor de coleta e transporte de resíduos, Lee *et al.* (2018) indicam que as principais fontes de emissões globais de gases de efeito estufa (GEE), por setor econômico, estão distribuídas da seguinte forma: produção de eletricidade e calor (25%), agricultura, silvicultura e outros usos da terra (24%), indústria (21%), seguida de transporte (14%) (LEE *et al.*, 2018). EIA (2021) relata que, nos EUA, as emissões de CO₂ do setor de transporte ultrapassaram em 2017 as emissões de CO₂ do setor de energia elétrica, apresentando tendência de se manter até 2050 como o setor de maior emissão do gás.

Para isso, soluções baseadas em otimização podem contribuir para que se criem estratégias que possibilitem uma gestão de resíduos mais flexível e mais eficiente, possibilitando tratar das diversas variáveis envolvidas no transporte e na destinação de resíduos: tipos de resíduos e de geradores, tipos de contentores e de veículos de transporte, capacidade de carga do automóvel, quantidade média de resíduos transportados por dia, velocidades médias dos veículos, tipos de acesso e de rodovias, destinos diversos (transbordo, aterro

etc.), rotas e distâncias diárias percorridas pelos automóveis, sazonalidades, dentre outras possíveis variáveis.

O conceito de Cidade Inteligente oferece novas oportunidades para as práticas de gestão de resíduos. Os estudos existentes começaram a abordar problemas de gestão de resíduos em cidades inteligentes, principalmente com foco no design de novas tecnologias de Internet das Coisas (IoT) baseadas em sensores e otimizando as rotas para caminhões de coleta de resíduos com o objetivo de minimizar custos operacionais, consumo de energia e emissões de poluição do transporte (AYTAÇ; KORÇAK, 2021; KHOA *et al.*, 2020; PARDINI *et al.*, 2019; RAMSON *et al.*, 2021; SHAH *et al.*, 2018).

Assim, a adoção de métodos que garantam a eficiência da coleta de resíduos pode resultar em ganhos financeiros e ambientais. Junto a isso, uma segregação efetiva dos resíduos torna-se um elo importante no gerenciamento, podendo promover a coleta diferenciada de resíduos secos recicláveis. Portanto, este estudo realiza uma revisão da literatura com o objetivo de identificar, descrever e analisar os artigos científicos sobre os impactos operacionais e logísticos do uso de sistemas de otimização no planejamento e execução da coleta segregada de resíduos comerciais e domiciliares, além dos possíveis ganhos de produtividade, financeiros e ambientais resultantes de investimentos na adoção dessas boas práticas de gerenciamento. Além de trazer abordagens sobre modelos de previsão de geração de resíduos, que podem ser utilizados para otimizar o seu gerenciamento e, conseqüentemente, influenciar em uma melhor aplicação de verbas.

DESENVOLVIMENTO

Os resíduos sólidos são definidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos como:

[...] material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010, s.p.).

No Brasil, houve aumento na geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) em todas as regiões, entre os anos de 2010 e 2019, passando de 67 milhões para 79 milhões de toneladas por ano (ABRELPE, 2020), conforme a Tabela 1.

Tabela 1 – Geração total de RSU no Brasil por região

Ano	Região	Geração total (t/ano)	Ano	Região	Geração per capita (kg/hab/ano)
2019	Norte	5.866.645	2019	Norte	322,7
	Nordeste	19.700.875		Nordeste	347,1
	Centro-Oeste	5.815.180		Centro-Oeste	361,4
	Sudeste	39.442.995		Sudeste	449,7
	Sul	8.243.890		Sul	277,0
2010	Norte	4.406.280	2010	Norte	286,9
	Nordeste	17.397.725		Nordeste	324,6
	Centro-Oeste	5.076.055		Centro-Oeste	365,3
	Sudeste	32.652.900		Sudeste	403,5
	Sul	7.162.760		Sul	258,4

Fonte: adaptado de ABRELPE (2020)

Dos resíduos gerados, a principal fração dos RSU é matéria orgânica, que corresponde a mais de 45,3%, e a fração seca reciclável vem em seguida, com 35%, conforme a Tabela 2 (ABRELPE, 2020).

Tabela 2 – Composição Gravimétrica dos RSU no Brasil

RSU	Porcentagem
Matéria orgânica	45,3%
Têxteis, couros e borracha	5,6%
Metais	2,3%
Vidro	2,7%
Plástico	16,8%
Papel e papelão	10,4%
Embalagens multicamadas	1,4%
Rejeitos	14,1%
Outros	1,4%

Fonte: adaptado de ABRELPE (2020)

De acordo com o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, em 2019, dos 79 milhões de toneladas de resíduos gerados, 72,7 milhões (92%) foram coletados, porém 6,3 milhões de toneladas não foram recolhidas. A destinação desses resíduos coletados foi adequada em 59,5%, indo para aterros sanitários, sendo que 40,5% foram despejados em locais inadequados, ou seja, 29,5 milhões de toneladas de resíduos foram para lixões ou aterros controlados, que não possuem medidas necessárias para proteger o meio ambiente e a saúde da população (ABRELPE, 2020).

As zonas urbanas são o foco da circulação de pessoas e bens, devido à grande concentração de atividades econômicas e sociais. Com o crescimento desenfreado e sem planejamento, essas áreas são ocupadas de forma desorganizada, o que dificulta a coleta e o transporte de resíduos sólidos, fazendo com que esses serviços se tornem mais onerosos (ABREU, 2015).

Em se tratando de zonas comerciais, os resíduos normalmente são provenientes de companhias, restaurantes, lojas, escolas, entre outros estabelecimentos, tendo uma composição gravimétrica bastante heterogênea. Ernandes, Gebara e De Lollo (2008) constataram, a partir de um estudo feito no município de Santa Fé do Sul – SP,

que a maior parte dos resíduos gerados por estabelecimentos comerciais é composta por papel, plástico e alumínio, que são materiais que podem ser submetidos a processos de reciclagem.

Medjahed e Brahamia (2019) realizaram a caracterização física dos resíduos sólidos de Annaba, na Argélia, em duas estações: no verão e no inverno de 2017. Para isso, eles dividiram a cidade em cinco regiões. Uma média das duas estações mostrou que 45% da quantidade de resíduo sólido gerado é de matéria orgânica, seguido por papel (23%), plástico (18%), metal (7%) e vidro (3%). Os autores constataram que houve variações nas quantidades e composições dos resíduos gerados em cada região da cidade que fora estudada, podendo estar atrelado ao número de habitantes e aos atrativos dos centros de cada região.

Essas variações, tanto na quantidade de resíduo gerado quanto na sua qualidade, influenciam diretamente os serviços de coleta e transporte de resíduos, no que tange à capacidade utilizada dos caminhões coletores. Além disso, as distâncias entre os estabelecimentos comerciais contribuem para onerar ainda mais o serviço. Dessa forma, estabelecimentos distantes uns dos outros e que geram baixa quantidade de resíduos a serem coletados favorecem um sistema de manejo de resíduos ineficaz.

Os sistemas convencionais de coleta de resíduos são baseados em muita especulação, com vários caminhões coletores distribuídos em escalas e rotas ineficientes, podendo retornar às estações de transbordo com a capacidade completa ou com os contenedores pela metade ou vazios. Isso acarreta custos, como de combustível e manutenção dos caminhões, além de mão de obra dos colaboradores (MELAKESSOU *et al.*, 2020). Com relação a características dos sistemas de coleta dos municípios brasileiros, observou-se que o aspecto operacional relativo à definição dos roteiros não é priorizado dentro do sistema de gerenciamento da coleta (DELUQUI, 1998).

Com isso, estratégias para a otimização dos processos de coleta e transporte de resíduos sólidos vêm sendo estudadas, visando a uma

maximização da quantidade coletada e a uma minimização dos custos com tal serviço. Essas estratégias são baseadas na previsão da geração de resíduos sólidos comerciais, buscando otimizar as rotas e escalas dos caminhões coletores.

A estimativa do que é gerado de resíduo sólido a partir dos estabelecimentos comerciais pode estar associada a diversas variáveis, como a sazonalidade, no caso de cidades turísticas, ou a quantidade de pratos servidos em um restaurante, por exemplo. A previsão da geração de resíduos sólidos contribui para se propor um sistema de manejo com melhor aproveitamento dos recursos físicos, financeiros e gerenciais, indo de encontro ao conceito das cidades inteligentes.

A projeção precisa das quantidades de resíduos sólidos urbanos é importante para o planejamento bem-sucedido de um sistema de gestão de resíduos eficiente. As estimativas futuras da geração de resíduos sólidos municipais servem de base para o desenvolvimento de infraestruturas de gestão de resíduos existentes, bem como para o seu desenvolvimento sustentável e otimização. Previsões imprecisas podem levar a problemas generalizados, como infraestrutura de descarte de resíduos inadequada ou excessiva (coleta, incineração, aterro ou processamento) (BUENROSTO; BOCCO; BERNACHE, 2001). Portanto, a demanda por dados confiáveis sobre a geração de resíduos está implicitamente incluída na maioria das leis nacionais de gestão de resíduos (ANTANASIJEVIĆ *et al.*, 2013). No entanto, o processo de previsão da geração de RSU é frequentemente desafiador e composto por parâmetros incontrolláveis e de mudança rápida (BEIGL; LEBERSORGER; SALHOFER, 2008).

Para garantir uma gestão adequada de RSU em uma cidade, o problema deve ser abordado desde suas raízes. A previsão da geração de resíduos sólidos é uma etapa fundamental no planejamento e operação de um sistema de gerenciamento de resíduos. Portanto, é necessário que os gestores e tomadores de decisão de RSU desenvolvam uma ferramenta para previsões precisas das quantidades de resíduos sólidos gerados (ABBASI; EL HANANDEH, 2016).

Em relação aos custos operacionais para o gerenciamento integrado de resíduos, incluindo coleta, transporte, tratamento e descarte, os países de alta renda geralmente ultrapassam US\$ 100 por tonelada. Enquanto os países de baixa renda gastam menos em operações de resíduos em termos absolutos, com custos de cerca de US\$ 35 por tonelada e às vezes mais altos, mas esses países têm muito mais dificuldade em recuperar os custos. A gestão de resíduos exige muita mão de obra e os custos de transporte, por si só, estão na faixa de US\$ 20 a US\$ 50 por tonelada. As distâncias de transporte de resíduos podem sofrer uma enorme variação, podendo ser maiores para cidades com densas populações suburbanas e acesso limitado à terra fora dos centros urbanos. Por exemplo, na Ásia, a distância percorrida entre os centros das cidades e os locais de disposição final varia de 6 quilômetros em Honiara, nas Ilhas Salomão, a 64 quilômetros em Seul, na Coreia. (KAZA, *et al.*, 2018).

Do ponto de vista da gestão sustentável de resíduos sólidos, a redução de custos com relação à coleta e transporte de resíduos é essencial nas economias em desenvolvimento (SULEMANA, *et al.*, 2018). Portanto, uma coleta eficiente e eficaz de resíduos sólidos por meio da análise e da otimização das operações devem ser executadas de forma a garantir a redução de custos envolvendo o tipo de transporte e a distância entre os locais de geração de resíduos e a sua destinação final, bem como a redução do impacto ao meio ambiente a partir da diminuição de emissão de CO₂.

Modelos de Previsão de Geração de Resíduos Sólidos Urbanos

A correta previsão de geração de RSU é fundamental para a escolha do dimensionamento das operações e dos processos envolvidos no gerenciamento de resíduos sólidos, para antecipar problemas futuros e implementar políticas eficazes, o que requer a disponibilidade de dados úteis para caracterizar aspectos relevantes do gerenciamento

(PISANI JUNIOR; DE CASTRO; DA COSTA, 2018; TORRENTE-VELÁSQUEZ *et al.*, 2020).

A falta de estudos que apoiem a coleta de dados atualizados nos países em desenvolvimento leva a resultados de correlação, obtidos no nível individual, serem usados em outros níveis sem considerar as restrições de comportamento de geração de RSU, além de políticas equivocadas e a aplicação de melhorias tecnológicas aos níveis hierárquicos, e não ao nível individual, desperdiçando recursos humanos, técnicos e econômicos (TORRENTE-VELÁSQUEZ *et al.*, 2020).

Há vários estudos que propõem modelos de previsão de geração de resíduos sólidos, sendo que as técnicas mais utilizadas podem ser divididas em cinco grupos: métodos da estatística descritiva, método do fluxo de materiais, análise de regressão, análise de séries temporais e inteligência artificial (CHHAY *et al.*, 2018).

Colvero *et al.* (2019) pesquisaram a relação entre a geração de RSU e fatores socioeconômicos e demográficos, por meio de técnicas estatísticas de análise descritiva e regressão linear. Observaram que a geração diária de resíduos sólidos urbanos per capita foi mais influenciada pelas variáveis socioeconômicas e demográficas do que somente pelas variáveis socioeconômicas utilizadas no estudo.

Ali e Ahmad (2019) estudaram a previsão de geração de RSU utilizando um modelo de série temporal de rede artificial neural, que é uma excelente aplicação de computação usada como ferramenta de previsão. A técnica aplicada pode auxiliar autoridades locais e órgãos governamentais na estimativa da possível taxa de geração de resíduos no futuro e na elaboração de futuras estratégias viáveis.

Em seu estudo, Oguz-Ekim (2020) utilizou abordagens de aprendizado de máquina para a previsão de geração de resíduos sólidos municipais, sendo que foram utilizados três diferentes algoritmos: rede neural de retropropagação (RNR), regressão de vetor de suporte (RVS) e rede neural de regressão geral (RNRG), aplicados em diferentes países. O autor concluiu que RNR e RVS podem ser aplicados com sucesso para prever a geração de RSU, sendo a RNR um

pouco melhor. Além disso, se as variáveis de entrada e saída forem bem identificadas, as abordagens de aprendizado de máquina podem oferecer uma boa projeção para a geração de RSU. Outra vantagem é que os países em desenvolvimento com dados de resíduos ausentes podem desenvolver estratégias mais realistas para a gestão de resíduos e não depender de dados de outros países.

Portanto, entende-se que dentre os vários modelos de previsão de geração de RSU existentes, cada gestor deve verificar qual melhor se adapta à realidade do seu município, verificando a qualidade dos dados disponíveis para aplicação de modelos matemáticos. Ressalta-se que o investimento em modelos de previsão de geração de resíduos é válido, pois poupará investimentos futuros e melhor direcionará as verbas e políticas de gerenciamento de RSU. Além disso, a coleta de RSU depende diretamente da previsão de geração desses resíduos, visto que o planejamento da coleta pode ser otimizado a partir dos dados obtidos por meio dos modelos.

Soluções de Otimização Aplicadas ao Transporte de Resíduos

O problema de otimização de rota também é conhecido como o problema de roteamento de veículos (VRP), que foi amplamente estudado para reduzir o custo total de condução dos veículos de um depósito para os clientes e, em seguida, de volta ao depósito por meio de uma rota otimizada. O VRP pode ser considerado uma generalização do Problema do Caixeiro Viajante (TSP – Traveling-Salesman Problem), que está diretamente relacionado aos problemas de transporte logístico.

Existem dois problemas de roteamento de veículo bem conhecidos propostos para a coleta de resíduos na literatura: (1) problemas de roteamento de veículos (VRPs); e (2) problemas de roteamento de arco (ARPs). A primeira categoria está altamente associada a resíduos comerciais, como resíduos de restaurantes e organizações, que são depositados em grandes recipientes que representam nós de demanda

a serem coletados por veículos. A segunda categoria é aplicada à coleta de resíduos domésticos depositados em pequenas prateleiras ou sacos plásticos e podem ser encontrados ao longo de avenidas, ruas ou becos. Nesse caso, a localização exata do nó de demanda não é exigida (TIRKOLAE, *et al.*, 2019).

Na grande maioria dos artigos pesquisados neste trabalho, busca-se minimizar a distância percorrida e/ou maximizar a quantidade de resíduos coletados. A minimização da distância percorrida proporciona também um ganho ambiental a partir da redução de emissão de CO₂.

Em Hannan *et al.* (2020), foi proposto um modelo de otimização de rota para melhorar a eficiência da coleta de resíduos sólidos urbanos, economizar custos de coleta e reduzir as emissões de CO₂, considerando a otimização de roteamento fixo com dados estáticos e otimização de roteamento variável com dados em tempo real. Os resultados mostram que a otimização de roteamento variável melhorou a eficiência da coleta em 26,08% quando o nível mínimo de preenchimento para coleta foi de 70%. Além disso, obteve uma economia de custo de 44,44% e uma redução de emissão de carbono de 17,60% no nível de enchimento de 70%. Embora esse estudo tenha levado muitos fatores em consideração, como o número e o nível das lixeiras, o peso do resíduo dentro da lixeira, a manutenção do veículo, a frequência de coleta, a capacidade do veículo e a taxa de viagem, alguns outros fatores não foram considerados, como clima e sazonalidade, variações, formas de relevo, número e qualidade do pessoal, bem como características espaciais do contexto geográfico que necessitam de análise posterior.

Ahmad *et al.* (2020) propõem um sistema de recomendação de rota ideal para veículos transportadores de resíduos para coletar resíduos sólidos com base no perfil de uma área particular. O estudo contribui com uma abordagem de otimização multiobjetivo para gerar uma rota, minimizando a distância da rota e maximizando a quantidade de resíduos. É empregada uma família de métodos evolutivos

para resolver a função objetiva proposta e encontrar a rota ótima para veículos transportadores de resíduos. O experimento é realizado com dados de resíduos sólidos do mundo real da Ilha de Jeju, Coreia do Sul. Os dados são processados para prever o comportamento das pessoas de uma localização de grade específica em termos de disposição de resíduos. Portanto, o sistema de recomendação atende aos resíduos previstos em um conjunto de lixeiras dentro da área e, considerando as restrições como distância total permitida e tempo, propõe um percurso que é melhor em termos de distância (consumo de combustível) e coleta de resíduos. Diferentes casos de uso são ilustrados para significar o sistema proposto, e os resultados indicam que ele pode ser um passo adiante para a implementação de cidades inteligentes, que é o objetivo da Ilha de Jeju. No entanto, essa proposta não utiliza no processo de otimização dados em tempo real obtidos por meio de sensores IoT.

O estudo desenvolvido por Taşkin e Demir (2020) teve como objetivo investigar os impactos ambientais e energéticos dos sistemas de gestão de transporte e coleta de resíduos sólidos urbanos (RSU) e o cenário ideal quando os RSU dos municípios distritais estão integrados aos municípios metropolitanos. Foram estudados três cenários e os resultados mostraram que a construção de estações de transferência, em vez de aterros, forneceu impactos ambientais reduzidos para todas as categorias de impacto e taxas de demanda cumulativa de energia (redução de 44,9% dos impactos do potencial de aquecimento global e 51,7% das pontuações da demanda cumulativa de energia). Nesse estudo, o foco principal é a redução e mitigação de impactos ambientais e da demanda cumulativa de energia. Os resultados possuem algumas limitações devido às restrições práticas, como o alcance de dados e o período relativamente pequeno (dois anos) utilizados no inventário do ciclo de vida.

Os estudos apresentados até aqui abordam problemas de gestão de resíduos com foco em sensores e otimização de rotas

para caminhões de coleta de resíduos com o objetivo de minimizar custos operacionais, consumo de energia e emissões de poluição do transporte.

Em Shah *et al.* (2018), a importância da recuperação do valor dos resíduos contidos nas lixeiras é também destacada. Diferentemente dos artigos anteriores estudados, nesse o objetivo do modelo de otimização proposto é minimizar o custo total de transporte e, ao mesmo tempo, maximizar a recuperação do valor dos resíduos contidos nas lixeiras. O valor dos resíduos coletados é modelado como um parâmetro incerto para refletir o valor impreciso que pode ser recuperado de cada lixeira devido à condição e à qualidade incertas dos resíduos. A aplicação do modelo proposto é mostrada usando um exemplo numérico. O modelo consiste em dois submodelos: (1) um modelo de alocação de recursos que determina a quantidade de resíduos que deve ser coletada e transferida para unidades de separação de resíduos por vários caminhões de baixa capacidade atribuídos a cada setor ou bairro em uma cidade, e (2) um modelo que determina a quantidade de resíduos coletados dos depósitos e transferidos para uma central de recuperação por caminhões de alta capacidade. O estudo abre novos caminhos para incorporar o aspecto da recuperação de valor no planejamento da coleta de resíduos e desenvolvimento de novas tecnologias de aquisição de dados que permitam aos municípios monitorar a mistura de recicláveis depositados em lixeiras individuais.

No entanto, o estudo feito por Shah *et al.* (2018) não incluiu o uso de dados reais para formular e resolver os modelos de alocação em cidades inteligentes, o uso de modelos de estimativa mais precisos para quantificar o valor que pode ser recuperado dos resíduos coletados, não quantificou os impactos ambientais e sociais de operações de recuperação de valor, além dos resultados econômicos, e considerando o papel de outros fatores, como a contribuição dos cidadãos na geração e recuperação de resíduos. Além disso, o modelo não inclui outras variáveis de decisão, como o número ideal de veículos

que devem ser adicionados à frota, o planejamento da rota de cada veículo e o tempo das operações de coleta.

Outro estudo que apresenta uma abordagem diferente é o trabalho desenvolvido por Khan e Samadder (2016). Um método de alocação de coletores de resíduos sólidos em locais apropriados com distância uniforme e localização facilmente acessível para que as rotas dos veículos de coleta sejam mínimas para a cidade de Dhanbad, na Índia. Um conjunto de ferramentas de análise de rede disponível no ArcGIS foi usado para encontrar a rota otimizada para a coleta de resíduos sólidos, considerando todos os parâmetros necessários para a coleta de forma eficiente. Esses parâmetros incluem as posições dos coletores de resíduos sólidos, a malha viária, a densidade populacional, os horários de coleta de resíduos, a capacidade dos caminhões e suas características. Esse estudo também demonstra as significativas reduções de custos que podem ser obtidas em comparação com as práticas atuais na área de estudo. A ferramenta de resolução de problemas de roteamento de veículos do ArcGIS foi usada para identificar o cenário de custo-benefício para a coleta de resíduos, estimar seus custos de operação e simular sua aplicação considerando o tempo e a distância de viagem simultaneamente.

Modelos de Referência de Arquitetura IoT disponíveis para Sistemas de Gerenciamento de Resíduos

A Internet das Coisas (IoT) e a computação em nuvem oferecem uma possibilidade de automação por meio de sistemas ciberfísicos que vão mudar a forma de gestão de resíduos sólidos. Considerando os requisitos da IoT, Pardini *et al.* (2019) fizeram uma análise de revisão dos modelos de gestão de resíduos disponíveis na literatura e uma revisão aprofundada da literatura relacionada com base em infraestrutura de IoT para o manejo eficiente de resíduos gerados em cenários urbanos, com foco na interação entre concessionárias e geradores

de resíduos (cidadãos) na perspectiva de um menor tempo de coleta com custos reduzidos, bem como promoção da cidadania.

Apesar de muitos estudos baseados em abordagens analíticas e heurísticas já terem sido propostos, a maioria não se atém ao desempenho em tempo real das suas soluções, uma questão cada vez mais demandada com a chegada de sensores e tecnologias da indústria 4.0. O sistema de gestão de resíduos insere-se nesse contexto por possuir um grande número de contentores com um nível de enchimento inconsistente que pode durar de dias a semanas, podendo ocorrer mudanças sazonais, bem como diferentes requisitos de esvaziamento, como distâncias e tipo de resíduos. Porém, resíduos biomédicos, químicos e eletrônicos possuem pontos de coleta específicos, geralmente com produção uniforme e longos períodos de enchimento (PARDINI *et al.*, 2019).

No entanto, apesar dos benefícios advindos do controle em tempo real dos ativos envolvidos na coleta e destinação de resíduos sólidos urbanos, há inúmeros desafios e variáveis a serem tratados, quando se trata da gestão de resíduos usando dispositivos IoT. O primeiro conjunto de variáveis a serem tratadas está relacionado à infraestrutura física dos coletores de resíduo: tipos de resíduos amparados pelo recipiente (orgânico, vidro, plástico, papel, metal, tóxico ou resíduo geral sem nenhum critério de seleção); posicionamento das caixas (interna ou externa); controle pneumático que compacta automaticamente o resíduo para diminuir o volume; e pontos de reciclagem e processamento para que o resíduo seja devolvido como matéria-prima ou processado para o correto descarte.

O segundo conjunto de desafios se trata das tecnologias IoT considerando as características dos sensores: formas de comunicação (LorRaWan, GSM, NB-IoT, MQTT, RFID etc.); tipos de sensores usados (capacidade, peso, temperatura, umidade, produto químico, pressão); atuadores automáticos; consumo de bateria; câmeras posicionadas para sobrepor a função do sensor; sistema de posicionamento global (GPS); e arquitetura IoT.

Para finalizar, o terceiro conjunto de desafios trata da análise de software, ou seja, como as informações serão utilizadas: planejamento de coleta estática ou dinâmica; modelos de programação dinâmica e o roteamento dinâmico; avaliação experimental/simulada, com a utilização de simuladores. Começam a surgir também propostas envolvendo modelos e ferramentas baseados em algoritmos com aprendizado automático (aprendizado de máquina) que estipula métricas de eficiência a serem utilizadas para obter auxílio na tomada de decisões, com base em informações abertas, sinalizando, dessa forma, que há um enorme espaço para trabalhos de pesquisa que possam contribuir com o desenvolvimento de sistemas de otimização envolvendo sensores, obtenção de dados em tempo real e aprendizado de máquina.

CONCLUSÕES

A problemática da geração crescente de resíduos resultantes de sociedades caracterizadas pelo consumo predatório dos recursos naturais tem preocupado a maior parte dos países por conta dos impactos ambientais negativos gerados. Nesse cenário, e considerando as premissas da sustentabilidade, um bom sistema municipal de resíduos sólidos urbanos deve medir, de alguma forma, a quantidade e a qualidade dos resíduos gerados pela sua população (POLAZ; TEIXEIRA, 2009).

Pelo presente estudo, foi possível verificar que o investimento em boas práticas de gerenciamento, a partir da adoção de sistemas de otimização de coleta e transporte de resíduos, além de investimentos em modelos de previsão de geração, permite ganhos na redução do custo operacional, redução do impacto ambiental com a diminuição da emissão de CO₂, aumento dos resultados financeiros, melhor elaboração de políticas públicas e ganhos financeiros na destinação final de RSU.

A previsão de geração de resíduos sólidos urbanos pode oferecer aos países em desenvolvimento estratégias mais realistas de gerenciamento, pois quando as políticas públicas não são desenvolvidas de forma adequada, há prejuízos financeiros e ambientais, sendo que os modelos de previsão podem auxiliar na redução de resíduos e serem utilizados de forma a criar projetos de redução, reciclagem, reaproveitamento e destinação final correta dos rejeitos.

Durante o levantamento bibliográfico, encontrou-se um número pequeno de artigos que apresentam como proposta o monitoramento em tempo real das lixeiras. Da mesma forma, identificou-se poucos artigos abordando o uso de sistemas de recomendação e aprendizagem de máquina e a integração destes aos sistemas de otimização de rota, com o objetivo de estipular métricas de eficiência a serem utilizadas para obter auxílio na tomada de decisão. Da mesma forma, foram identificados poucos trabalhos que abordam a otimização de roteamento fixo com dados estáticos e otimização de roteamento variável com dados em tempo real. Isso pode sugerir que há espaço nessas áreas para contribuições de trabalhos futuros. No entanto, por questões de tempo, não foi possível utilizar de uma ferramenta de bibliometria que permitisse ampliar a abrangência da pesquisa bibliográfica realizada.

Em especial, quando se trata do uso de sensores IoT para obtenção de dados em tempo real, novos desafios surgem que vão além dos problemas de otimização destacados nos artigos revisados. Dentre eles, pode-se destacar as questões que envolvem a heterogeneidade de tipos de elementos e dados a serem monitorados, a comunicação dos sensores e o tratamento dos dados gerados por esses sensores.

Em um contexto de soluções heterogêneas para a gestão de resíduos sólidos urbanos em que, por algum tempo, conviverão soluções com modelo de coleta estático e dinâmico, equipamentos de coleta padrões e equipamentos dotados de sensores e automação e crescente pressão por coleta seletiva e reciclagem dos resíduos, apesar de o estudo carecer de uma ampliação da base bibliográfica estudada, verifica-se

que há espaço para trabalhos que possam propor melhorias nos modelos de otimização que levam em consideração o modelo híbrido e heterogêneo de coleta de resíduos, objetivando a minimização de custos e impactos ambientais e a maximização de resultados financeiros.

REFERÊNCIAS

ABBASI, M.; EL HANANDEH, A. Forecasting municipal solid waste generation using artificial intelligence modelling approaches. **Waste Management**, [S.l.], v. 56, p. 13–22, 2016.

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020**. São Paulo: ABRELPE, 2020. 52 p. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama-2020/>>. Acesso em: 13 ago. 2021.

ABREU, P. H. D. **Projeto de acessibilidade para o transporte de carga e coleta de resíduos sólidos nas quadras comerciais do Plano Piloto**. 2015. 55 p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Civil) – Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

AHMAD, S.; IMRAN; JAMIL, F.; IQBAL, N.; KIM, D. Optimal Route Recommendation for Waste Carrier Vehicles for Efficient Waste Collection: A Step Forward Towards Sustainable Cities. **IEEE Access**, v. 8, p. 77875-77887, 2020.

ALI, S. A.; AHMAD, A. Forecasting MSW generation using artificial neural network time series model: a study from metropolitan city. **SN Applied Sciences**, [S.l.], v. 1, n. 11, p. 1–16, 2019.

AMANATIDOU, E.; SAMIOTIS, G.; TRIKOILIDOU, E.; PEKRIDIS, G.; TAOUSANIDIS, N. Evaluating sedimentation problems in activated sludge treatment plants operating at complete sludge retention time. **Water Research**, [S.l.], v. 69, p. 20-29, 2015.

ANTANASIJEVIĆ, D.; POCAJT, V.; POPOVIĆ, I.; REDŽIĆ, N.; RISTIĆ, M. The forecasting of municipal waste generation using artificial neural networks and sustainability indicators. **Sustainability Science**, [S.l.], v. 8, n. 1, p. 37–46, 2013.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, DC: American Public Health Association Publisher, 2012. 1496 p.

AYELERU, O. O.; OKONTO, F. N.; NTULI, F. Municipal solid waste generation and characterization in the City of Johannesburg: a pathway for the implementation of zero waste. **Waste Management**, [S.l.], n. 79, p. 87-97, 2018.

AYTAÇ, K.; KORÇAK, Ö. IoT based intelligence for proactive waste management in Quick Service Restaurants. **Journal of Cleaner Production**, v. 284, 2021.

BEIGL, P.; LEBERSORGER, S.; SALHOFER, S. Modelling municipal solid waste generation: A review. **Waste Management**, [S.l.], v. 28, n. 1, p. 200–214, 2008.

BENASSI, R. F. **Dinâmica espaço-temporal de um sistema de áreas alagáveis na planície de inundação do Rio Jacupiranguinha, Vale do Ribeira de Iguape**. 2006. 204 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

BRASIL. Lei 12.305, 02 ago. 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2 de

agosto de 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm#:~:text=1o%20Esta%20Lei%20institui,poder%20p%C3%BAblico%20e%20aos%20instrumentos. Acesso em: 3 maio 2023.

BUENROSTO, O.; BOCCO, G.; BERNACHE, G. Urban solid waste generation and disposal in Mexico: A case study. **Waste Management and Research**, [S.l.], v. 19, n. 2, p. 169–176, 2001.

CHHAY, L.; REYAD, M. A. H.; SUY, R.; ISLAM, M. R.; MIAN, M. M. Municipal solid waste generation in China: influencing factor analysis and multi-model forecasting. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, [S.l.], v. 20, n. 3, p. 1761–1770, 2018.

COLVERO, D. A.; FEITOSA, A. K.; RAMALHO, J. C.; GOMES, A. P. D.; TARELHO, L. A. C.; DE MATOS, M. A. A. Per capita municipal solid waste generation and its relationship with socioeconomic and demographic factors in Goiás State, Brazil. **Revista Tecnologia e Sociedade**, [S.l.], v. 15, p. 254–271, 2019.

DELUQUI, K. K. **Roteirização para veículos de coleta de resíduos sólidos domiciliares utilizando um Sistema de Informação Geográfica - SIG**. 1998. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

EIA – U.S. Energy Information Administration. **Annual Energy Outlook 2021**. Disponível em: <<https://www.eia.gov/outlooks/aeo/>>. Acesso em: 21 maio 2021.

ERNANDES, A. C. M.; GEBARA, D.; DE LOLLO, J. A. Metodologia para levantamento e proposição de alternativas de gerenciamento

de resíduos sólidos comerciais. **Holos Environment**, v. 8, n. 1, p. 72-87, 2008.

GOLDBARG, M. C.; LUNA, H. P. L. **Programação Linear e fluxo em redes**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015.

HANNAN, M. A.; BEGUM, R. A.; AL-SHETWI, A. Q.; KER, P. J.; AL MAMUN, M.A.; HUSSAIN, A.; BASRI, H.; MAHLIA, T. M. I. Waste collection route optimisation model for linking cost saving and emission reduction to achieve sustainable development goals. **Sustainable Cities and Society**, v. 62, 2020.

JIANG, P.; LUI, X. Hidden Markov model for municipal waste generation forecasting under uncertainties. **European Journal of Operational Research**, n. 250, p. 639-651, 2016.

KAZA, S.; YAO, L. C.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. 2018. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Urban Development. Washington, DC: World Bank, 2018. License: CC BY 3.0 IGO. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317>. Acesso em: 3 maio 2023.

KHAN, D.; SAMADDER, S. R. Allocation of solid waste collection bins and route optimisation using geographical information system: A case study of Dhanbad City, India. **Waste Management & Research**, v. 34, n. 7, p. 666-676, jul. 2016. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/27207771/>. Acesso em: 3 maio 2023.

KHOA, T. A.; PHUC, C. H.; LAM, P. D.; NHU, L. M. B.; TRONG, N. M.; PHUONG, N. T. H.; DUNG, N. V.; TAN-Y, N.; NGUYEN, H. N.; DUC, D. N. M. Waste Management System Using IoT-Based Machine Learning in University. **Wireless Communications**

and Mobile Computing, v. 2020, n. 6138637, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1155/2020/6138637>. Acesso em: 3 maio 2023.

LEE, C. T.; LIM, J. S.; FAN VAN, Y.; LIU, X.; FUJIWARA, T.; KLEMEŠ, J. J. Enabling low-carbon emissions for sustainable development in Asia and beyond. **Journal of Cleaner Production**, v. 176, p. 726–735, 2018.

MEDJAHED, H.; BRAHAMIA, K. Characterization of solid waste from commercial activities and services in the municipality of Annaba, Algeria. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 69, n. 11, p. 1293-1303, 2019.

MELAKESSOU, F.; KUGENER, P.; ALNAFFAKH, N.; FAYE, S.; KHADRAOUI, D. Heterogeneous sensing data analysis for commercial waste collection. **Sensors**, v. 20, n. 4, p. 978, 2020.

MERELLES, L. R. O.; SILVA, C. O.; LUZ, M. P.; MENEZES, J. E.; DIAS, V. S. Previsão de geração de resíduos sólidos para o aterro de Aparecida de Goiânia (GO) por séries temporais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 3, p. 537-546, 2019.

O'CONNOR, D. L. **Solid Waste Collection Vehicle Route Optimization for the City of Redlands**. California [Master's thesis]: Univ. Redlands, 2013.

OGUZ-EKIM, P. Machine Learning Approaches for Municipal Solid Waste Generation Forecasting. **Environmental Engineering Science**, [S.l.], v. 00, n. 00, p. 1–11, 2020.

PARDINI, K.; RODRIGUES, J. J. P. C.; KOZLOV, S. A.; KUMAR, N.; FURTADO, V. IoT-Based Solid Waste Management Solutions: A Survey. **Journal of Actuator Networks**, v. 8, 2019.

PISANI JUNIOR, R.; DE CASTRO, M. C. A. A.; DA COSTA, A. A. Influence of population, income and electricity consumption on per capita municipal solid waste generation in São Paulo State, Brazil. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, [S.l.], v. 20, n. 2, p. 1216–1227, 2018.

POLAZ, C. N. M.; TEIXEIRA, B. A. N. Indicadores de sustentabilidade para a gestão municipal de resíduos sólidos urbanos: um estudo para São Carlos (SP). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 411-420, 2009.

RAMSON, S. R. J.; MONI, D. J.; VISHNU, S.; ANAGNOSTOPOULOS, T.; KIRUBARAJ, A. A.; FAN, X. An IoT-based bin level monitoring system for solid waste management. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 23, p. 516–525, 2021.

RAO, M. N.; SULTANA, R.; KOTA, S. H. Municipal Solid Waste. *In*: RAO, M.N.; SULTANA, R.; KOTA, S.H. (eds.). **Solid and Hazardous Waste Management**. Amsterdam: Butterworth-Heinemann, 2017. p. 3–120.

REZENDE, J. H.; CARBONI, M.; MURGEL, M. A. T.; CAPPS, A. L. A. P.; TEIXEIRA, H. L.; SIMÕES, G. T. C.; RUSSI, R. R.; LOURENÇO, B. L. R.; OLIVEIRA, C. A. Composição gravimétrica e peso específico dos resíduos sólidos urbanos em Jaú (SP). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 1, p. 1-8, 2013.

REZENDE, M. **O uso de métodos heurísticos na alocação de recursos defensivos em cenários táticos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE/Programa de Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2014.

ROSS, G. T.; SOLAND, R. M. A Branch and Bound algorithm for the generalized assignment problem. **Mathematical Programming**, v. 8, p. 91 - 103, 1975.

SARVARI, P. A.; IKHELEF, I. A.; FAYE, S.; KHADRAOUI, D. A dynamic data-driven model for optimizing waste collection. **IEEE Symposium Series on Computational Intelligence (SSCI)**, p. 1958-1967, 2020.

SHAH, P. J.; ANAGNOSTOPOULOS, T.; ZASLAVSKY, A.; BEHDAD, S. A stochastic optimization framework for planning of waste collection and value recovery operations in smart and sustainable cities. **Waste Management**, v. 78, p. 104-114, 2018.

SULEMANA, A.; DONKOR, E. A.; FORKUO, E. K.; ODURO-KWARTENG, S. Optimal Routing of Solid Waste Collection Trucks: A Review of Methods. **Journal of Engineering**, v. 2018, n. 4586376, p. 1-12, 2018. Disponível em: <https://www.hindawi.com/journals/je/2018/4586376/>. Acesso em: 3 maio 2023.

TAŞKIN, A.; DEMIR, N. Life cycle environmental and energy impact assessment of sustainable urban municipal solid waste collection and transportation strategies. **Sustainable Cities and Society**, v. 61, 2020.

TAVARES, G.; ZSIGRAIOVA, Z.; SEMIAO, V.; CARVALHO, M. G. Optimisation of MSW collection routes for minimum fuel consumption using 3D GIS modelling. **Waste Management**, v. 29, n. 3, p. 1176-1185, 2009.

TIRKOLAEI, E. B.; GOLI, A.; PAHLEVAN, M.; KORDESTANIZADEH, R. M. A robust bi-objective multi-trip periodic capacitated arc routing problem for urban waste collection using a multi-objective

invasive weed optimization. **Waste Management & Research**, p. 1089-1101, 2019.

TORRENTE-VELÁSQUEZ, J. M.; CHIFARI, R.; RIPA, M.; GIAMPIETRO, M. Robust information for effective municipal solid waste policies: Identifying behaviour of waste generation across spatial levels of organization. **Waste Management**, [S.l.], v. 103, p. 208–217, 2020.

Capítulo 4

*Políticas públicas descritas
para o aproveitamento
de agregado cimentício*

Dayane Valentina Brumatti

Flávia Lopes de Almeida Nascimento

Guilherme Figueiredo Reis

Leonardo Dias de Abreu

Renato Ribeiro Siman

RESUMO

Resíduos de Construção e Demolição (RCD) podem ser definidos como todos os tipos de resíduos gerados em um canteiro de obras, desde a construção, a manutenção, a reforma e a demolição de edifícios e de outros tipos de estruturas civis. Sua composição é altamente heterogênea e influenciada por diversos fatores, e os impactos ambientais são os mais adversos devido ao descarte irregular e o não reaproveitamento desse material. Isso tem afetado as mudanças climáticas e, especialmente, o esgotamento dos recursos naturais. Nesse sentido, estratégias para reduzir a geração, aumentar a reciclagem e o reaproveitamento devem ser incentivadas no gerenciamento integrado dos resíduos por meio do estabelecimento de políticas públicas. Dessa forma, atos normativos e regulamentações, bem como incentivos econômicos, têm sido bastante utilizados no impulsionamento da reciclagem de RCD. Instrumentos como o princípio do poluidor-pagador e estabelecimento de metas se mostraram eficazes na redução da geração e no aumento da reciclagem do RCD. Dentre os incentivos econômicos, a aplicação de taxas e impostos sobre os aterros e dos agregados virgens são as medidas mais executadas pelos governos como forma de reduzir a dependência dos aterros e aumentar a competitividade do agregado reciclado em relação ao agregado virgem, respectivamente.

INTRODUÇÃO

A indústria da construção civil desempenha um papel importante no desenvolvimento das cidades por se tratar de um setor que influencia diretamente a economia de um país. Com o aumento da população e do poder aquisitivo das pessoas, há um crescimento da demanda por reformas e construção de novas moradias, que resultam em mais atividades de construção e, evidentemente, na geração de mais resíduos sólidos (SEA-LIM *et al.*, 2018; LIU *et al.*, 2020).

Assim, entende-se que Resíduos de Construção e Demolição (RCD) podem ser definidos como todos os tipos de resíduos gerados em um canteiro de obras, desde a construção, a manutenção, a reforma e a demolição de edifícios e de outros tipos de estruturas civis (ULUGÖL *et al.*, 2021). Os RCD consistem basicamente em concreto, argamassa, tijolo, madeira, metal, gesso, vidro e plástico (ZHANG; GU; ZHANG, 2019). A composição dos RCD é altamente heterogênea e influenciada por diversos fatores, incluindo as matérias-primas e produtos de construção utilizados, bem como a fase de implementação da obra, de todas as formas, é composta em sua maioria por materiais inertes, como agregados, concreto, argamassa e cerâmica (DIOTTI *et al.*, 2020; WASKOW *et al.*, 2020).

Os impactos ambientais adversos causados pelo descarte irregular de RCD e o não reaproveitamento desse material afeta diretamente o esgotamento dos recursos naturais (KAMALI; HEWAGE; SADIQ, 2019; LLATAS *et al.*, 2021), as mudanças climáticas (KAMALI; HEWAGE; SADIQ, 2019; WANG *et al.*, 2019; XIA; DING; XIAO, 2020), danos ambientais ao solo e a água (LI *et al.*, 2020; POVETKIN; ISAAC, 2020), a questão sanitária urbana (LI *et al.*, 2020), além de causar poluição do ar (DUAN *et al.*, 2019; KONG; MA, 2020) e poluição visual (OLIVEIRA *et al.*, 2020).

Estratégias para reduzir a geração e aumentar a reciclagem e o reaproveitamento devem ser incentivadas no gerenciamento integrado dos resíduos por meio do estabelecimento de políticas públicas nesse sentido (LLATAS *et al.*, 2021). Dessa forma, os instrumentos de política, como atos normativos e regulamentações, bem como incentivos econômicos, têm sido bastante utilizados no impulsionamento da reciclagem de RCD (LI *et al.*, 2020).

Os atos normativos são ferramentas utilizadas pelos governantes para determinarem os princípios e objetivos da gestão dos resíduos, incluindo as responsabilidades dos produtores, além da forma como incentivos econômicos e fiscais devem ser aplicados para impulsionar a reciclagem (LEME *et al.*, 2014). A produção de atos normativos

é uma ferramenta importante para induzir mudanças na gestão do RCD, sendo considerada um dos aspectos principais para a gestão, juntamente da responsabilização do gerador pelo ciclo de vida dos resíduos (YUAN, 2017).

Os incentivos econômicos, por sua vez, são um dos principais incentivadores para que as indústrias de construção civil implementem a reciclagem e a reutilização de RCD (DI FILIPPO; KARPMAN; DESHAZO, 2019). Isso ocorre porque essas indústrias reagem facilmente a abordagens financeiras, como fornecimento de subsídios e melhorias de mercado, para atingir ou mesmo superar as metas na gestão dos seus resíduos (ASLAM; HUANG; CUI, 2020). Outras abordagens de incentivo são a aplicação de taxas sobre a utilização de aterros sanitários e sobre a oneração do uso de agregados virgens. Essas têm sido utilizadas em diversos países como forma de reduzir não só a quantidade de materiais desviados para aterros sanitários, como também para incentivar a utilização de agregados reciclados da construção civil (CADORET; GALLI; PADOVANO, 2020; ZHU *et al.*, 2019).

Dessa forma, é importante avaliar os efeitos dos elementos normativos e dos incentivos econômicos que possibilitem a reciclagem ou reutilização do agregado reciclado de construção civil. É importante verificar se a aplicação de instrumentos normativos claros e específicos, e incentivos atrativos, são suficientes para garantir o reaproveitamento dos resíduos, bem como a utilização do agregado reciclado.

DESENVOLVIMENTO

O cimento utilizado em edifícios, moradias ou outros tipos de obras civis se apresenta como substância adesiva e é o principal material de ligação utilizado na construção civil, sendo produzido pela mistura de silicatos de cálcio e aluminatos com água (RIDI *et al.*, 2018). Esses cimentos são pós moídos que, ao se misturarem com água, formam uma massa dura, e sua utilização mais comum é em argamassa

e concreto. No concreto, o cimento é misturado com material inerte, formando o agregado cimentício (RIDI *et al.*, 2018). Dessa forma, os RCD podem conter muitas impurezas, como plástico, madeira ou gesso, que não são aproveitáveis para a geração do agregado cimentício reciclado (LÓPEZ-UCEDA *et al.*, 2021).

Obviamente, percebe-se que a composição de RCD não é uniforme e muitas delas possuem grandes dimensões (ZHANG *et al.*, 2019). A composição do RCD varia amplamente em função de sua origem, sendo de 40 a 84% composto por agregado cimentício (GÁLVEZ-MARTOS *et al.*, 2018).

Por exemplo, a construção de estradas gera uma grande quantidade de materiais escavados, enquanto um canteiro de obras poderá gerar grande quantidade de resíduos de concreto. A heterogeneidade das atividades de construção dificulta o estabelecimento de indicadores de geração de resíduos gerais. Comumente, é necessário descrevê-los pela geração per capita, por tipo de obra ou por m² de área útil construída (GÁLVEZ-MARTOS *et al.*, 2018).

De todas as formas, cerca de 30% a 40% dos resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados no mundo são provenientes de atividades de construção e demolição (RODRÍGUEZ *et al.*, 2015). O total de RCD gerado em todo o mundo ultrapassa 10 bilhões de toneladas por ano, sendo que os Estados Unidos produziram cerca de 700 milhões de toneladas e a União Europeia, mais de 800 milhões de toneladas (WU *et al.*, 2019). Na China, a indústria da construção deve crescer 4,5% ao ano, ultrapassando os EUA como o mercado mais importante para a construção civil (KITTITHORN *et al.*, 2018). A China se destaca, pois contribui com cerca de 2,3 bilhões de toneladas de RCD a cada ano, devido à urbanização acelerada e aos planos de renovação nas grandes áreas urbanas (ZHENG *et al.*, 2017). Isso corresponde a cerca de 40% do total de resíduos sólidos totais gerados nesse país. No Quadro 1 estão demonstradas as faixas de variação de cada composição encontrada.

Nos EUA, os RCD representam aproximadamente 67% (534 milhões de toneladas) dos seus RSU. Na União Europeia, a proporção era de 36% (924 milhões de toneladas) em 2016 (RUIZ; RAMÓN; DOMINGO, 2020). À medida que a China e outros países em desenvolvimento continuarem a se urbanizar nas próximas décadas, a gestão de RCD continuará a ser um desafio significativo para a sustentabilidade urbana em termos de meio ambiente, economia e segurança (DUAN *et al.*, 2019). Minimizar a geração do RCD tornou-se uma questão urgente e desafiadora em todo o mundo (HAO *et al.*, 2019).

Como percebido, a indústria da construção e sua pujança é considerada a principal contribuinte para a crise de recursos e mudanças climáticas. O setor exige para sua manutenção vasta quantidade de recursos naturais, sendo responsável por 40 a 60% do esgotamento desses recursos (KAMALI; HEWAGE; SADIQ, 2019; LLATAS *et al.*, 2021). Dentre os recursos naturais utilizados, destacam-se areia, brita, calcário, cascalho, pedra, madeira e água (OLIVEIRA *et al.*, 2020). O concreto, resultado da mistura de cimento, água, pedra e areia, é um dos materiais mais utilizados na construção civil, chegando a até 13 bilhões de toneladas utilizados anualmente, em que a fração de agregados é de 70 a 80% (XIA; DING; XIAO, 2020).

Referente ao impacto sobre as mudanças climáticas, a extração de materiais, fabricação de produtos para construção e as construções e reformas de edifícios correspondem de 40 a 50% de emissão global de gases de efeito estufa (GEE) (KAMALI; HEWAGE; SADIQ, 2019; WANG *et al.*, 2019; XIA; DING; XIAO, 2020). Outros impactos ambientais adversos são causados pelo descarte irregular desses resíduos, afetando diretamente as estruturas sanitárias em zonas urbanas (LI *et al.*, 2020). Segundo Oliveira *et al.* (2020), a disposição indevida de entulhos compromete principalmente o sistema de drenagem urbana, que por sua vez pode contribuir para a ocorrência de inundações e alagamentos em áreas urbanas. Além desses eventos, são atribuídos à gestão inadequada de RCD e pontos viciados pela

disposição inadequada deslizamentos de terra verificados em locais propensos a desmoronamentos.

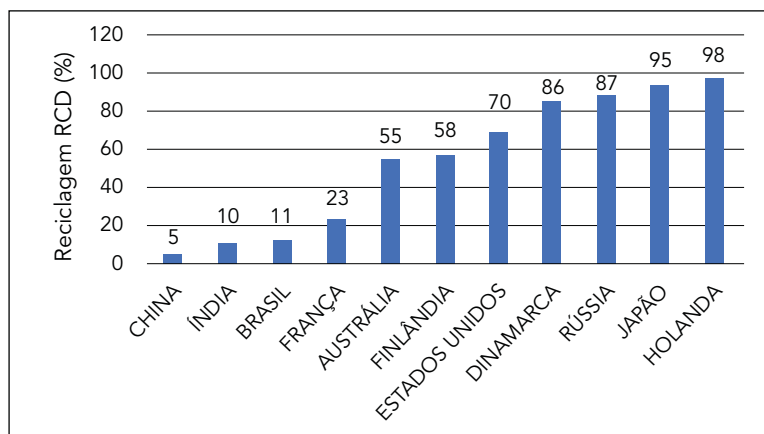
Com relação ao gerenciamento desses pontos viciados, percebe-se também danos ambientais no solo e na água (LI *et al.*, 2020; POVETKIN; ISAAC, 2020). No solo, a maioria dos materiais contidos nos RCD não são fáceis de degradar e decompor. Esses resíduos podem causar poluição às águas quando carregados pela chuva, atingindo rios, lagos ou mares (DUAN *et al.*, 2019; KONG; MA, 2020).

Outro impacto causado pelos RCD é a poluição do ar. A volatilização do solo, a poeira advinda de atividades de construção e o transporte de RCD contribuem para a qualidade do ar e colocando em risco a saúde humana (DUAN *et al.*, 2019; KONG; MA, 2020). Além disso, a queima indiscriminada a céu aberto desses resíduos também pode causar problemas, uma vez que os plásticos tendem a gerar substâncias prejudiciais à saúde, como dioxinas.

O descarte irregular de RCD é determinante para o desequilíbrio da vida nas cidades e pode causar diversos tipos de impactos ambientais, como o comprometimento da paisagem (poluição visual) e dificultar a circulação de pessoas e veículos nas vias públicas (OLIVEIRA *et al.*, 2020). De acordo com Duan *et al.* (2019), em muitos países subdesenvolvidos alguns proprietários de edifícios, empreiteiros de demolição e coletores frequentemente descartam o RCD indevidamente em locais não licenciados. O intuito é evitar custos de transporte e taxas cobradas pelos aterros licenciados ou por instalações de tratamento de resíduos regulamentadas. Atualmente, o aterro é o principal método de disposição para RCD pelos países, sendo estimado que 35% desses resíduos são para lá destinados (DUAN; LI, 2016; KABIRIFAR *et al.*, 2020).

Se por um lado a geração é preocupante, por outro, verifica-se que a taxa de reciclagem e recuperação de RCD varia significativamente em todo o mundo, sendo menos de 10% na China e na Índia, enquanto no Japão e na Holanda verificam-se valores acima de 95%, conforme pode ser visualizado na Figura 1 (DUAN, 2019).

Figura 1 – Taxa de reciclagem de Resíduos de Construção e Demolição (RCD) em alguns países



Fonte: elaborado a partir de Duan *et al.* (2019), Liikanen *et al.* (2019), Kong e Ma (2020) e Li *et al.* (2020)

Uma das principais ferramentas para induzir mudanças na gestão do RCD é o desenvolvimento de políticas públicas em gerenciamento de resíduos (YUAN, 2017). As políticas públicas podem ser definidas como um sistema de leis, medidas regulatórias, cursos de ação e prioridades de financiamento com o intuito de solucionar um problema comum (ANDERSSON, 2020). Além de criar condições de viabilidade econômica, as leis e outras políticas atuam como motor compulsório para direcionar a adoção de práticas mais sustentáveis em um território (AJAYI *et al.*, 2015).

De acordo com di Filippo, Karpman e Deshazo (2019), os incentivos financeiros podem ser aplicados na forma de créditos fiscais, isenção de impostos, assistência a empréstimos e abatimentos ou concessões. Além do incentivo financeiro, a criação de leis e regulamentos são a forma de garantir a criação de um ambiente regulatório eficiente para o RCD, reduzindo seu desperdício desde a geração, incluindo as etapas de reutilização e reciclagem (ASLAM; HUANG; CUI, 2020).

A gestão de RCD em países cujas economias estão em desenvolvimento está muito atrasada em comparação com as práticas atuais de alguns países como Estados Unidos, Canadá, Reino Unido e Austrália. Naqueles, os regulamentos existentes são insuficientes para apoiar a eficácia ou práticas eficientes de gerenciamento dos RCD (YUAN, 2017). Wu *et al.* (2016) descreveram que o governo chinês também desempenha um papel importante na orientação e na promoção da gestão de RCD. Segundo os autores, as limitações na percepção ambiental e regulamentação que orientem o comportamento das partes interessadas do projeto de construção também podem ser bastante prejudiciais para a gestão desses resíduos na China. Além disso, a ausência de métodos eficazes de recompensa e penalização financeira diminuem o incentivo para minimização do desperdício nas atividades de construção e demolição.

As regulamentações também podem atuar como estímulo para a instalação de novas infraestruturas, para apoiar a reciclagem de resíduos e incentivar a demanda por produtos reciclados (CALVO; VARELA-CANDAMIO; NOVO-CORTI, 2014). Para o sucesso da reciclagem dos RCD, as políticas públicas devem estar de acordo com o princípio da economia circular, que visa à redução do consumo de recursos naturais e a recuperação de desperdícios e resíduos (OLIVEIRA *et al.*, 2020).

Atos normativos

Diversos estudos demonstraram o papel crucial dos atos normativos e regulamentações para aprimorar a gestão de RCD (AJAYI; OYEDELE, 2017). Devido à constituição heterogênea característica dos RCD, sua classificação varia em âmbito nacional e mundial. No Brasil, a classificação de RCD é regulamentada pela Resolução n.º 307 de 2002 da CONAMA, alterada pelas resoluções n.º 469/15, n.º 448/12, n.º 431/11, n.º 348/04 (BRASIL, 2002), as quais se subdividem em: Classe A (podem ser reutilizados/reciclados como agregados); Classe

B (outros recicláveis como papéis, plásticos, papelão, vidros, madeira, metais e gesso); Classe C (resíduos que não apresentam viabilidade técnica ou econômica para reciclagem); e Classe D (resíduos perigosos). Dentre as diferentes classes de RCD, os resíduos Classe A podem ser beneficiados/recicladados para produção de agregado reciclado.

A legislação europeia, assim como no Brasil, também apresenta classificações específicas, subdividindo-se em oito diferentes tipologias, de acordo com os constituintes e a periculosidade do resíduo (CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA, 2008). Já a China e os Estados Unidos não apresentam leis federais que subclassificam esses resíduos de forma específica (JIN; CHEN, 2019).

As leis e regulamentos possuem o objetivo de propor requisitos coercitivos para a promoção da reciclagem, como a de RCD, além de direcionarem formas de punir ações contrárias (LI *et al.*, 2020). Ajayi e Oyedele (2017) afirmam que a legislação e o controle fiscal são estratégias eficazes para conduzir às práticas sustentáveis, incluindo a mitigação da geração de resíduos.

A Diretiva 2008/98/CE é um instrumento legislativo de bastante importância para a indústria da construção implantada pela União Europeia (UE). Essa Diretiva exige que os resíduos sejam gerenciados para que não causem impactos à saúde humana e ao meio ambiente, nem causem danos na atmosfera, na água, no solo, nos animais ou nas plantas. Além disso, estabelece o princípio do poluidor-pagador, que estipula que o custo da gestão dos resíduos deve ser pago pelo poluidor ou pelos detentores de resíduos (AJAYI; OYEDELE, 2017). Atos normativos voltados para o princípio do poluidor-pagador têm se mostrado instrumentos importantes na redução, reutilização e reciclagem do RCD. Os poluidores, ao serem responsabilizados pela geração de resíduos, acabam sendo incentivados a implementar práticas de redução da geração de RCD (RUIZ; RAMÓN; DOMINGO, 2020). Após o estabelecimento de taxa para o descarte de RCD, Hong Kong conseguiu reduzir em cerca de 60% a quantidade desses resíduos dispostos em aterros sanitários (GHISELLINI *et al.*, 2018).

Porém, em alguns países a temática da reciclagem do RCD ainda é bem recente e pouco aplicada. Como exemplo, nas últimas duas décadas, a China dedicou pouca atenção à gestão de RCD, em relação às medidas legislativas. A maioria dos atos normativos são produzidos para redimir problemas de resíduos sólidos urbanos, como resíduos domésticos (YUAN, 2017).

Na China, os municípios detalharam as políticas e regulamentações nacionais com base nas circunstâncias de sua região administrativa (YUAN, 2017). Ma *et al.* (2020) observaram que nas cidades chinesas o desempenho da gestão de RCD varia devido ao desenvolvimento desigual na economia e na construção, o que causa diferença significativa no nível da gestão de resíduos da construção civil municipal. Exemplo disso é que em algumas cidades desenvolvidas a reciclagem de RCD tornou-se um aspecto importante, mas em cidades subdesenvolvidas a maioria dos RCD acabam em aterros sanitários (YUAN, 2017).

Alguns governos têm lançado mão de instrumentos normativos para exigirem a elaboração e implementação de ferramentas de aprimoramento de gestão, como os Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS). Na União Europeia, a elaboração de PGRS já é uma prática exigida em muitos países, sendo considerada um BEMP (*Best Environmental Management Practice*), ou seja, como uma das “Melhores Práticas de Gestão Ambiental” na área de gestão de resíduos (GÁLVEZ-MARTOS *et al.*, 2018). No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos – Lei 12.305/10 (BRASIL, 2010) – estabelece o Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) como ferramenta para auxiliar na gestão de resíduos. Nele, devem ser estabelecidas metas e procedimentos para a minimização da geração de resíduos sólidos.

Outra medida que pode gerar um aumento na taxa de reciclagem de RCD é por meio do estabelecimento de metas de reciclagem (ARM *et al.*, 2017). Em países como Irlanda, Países Baixos e Dinamarca, essa prática possibilitou que esses países atingissem taxas de reciclagem de 85%, 98% e 86%, respectivamente (LI *et al.*, 2020). Diante desse

resultado, o Vietnã estabeleceu a meta de reciclagem de RCD de 30% até 2020 (LOCKREY *et al.*, 2016), enquanto o Reino Unido estabeleceu a meta de reciclagem de RCD de, no mínimo, 70% para o mesmo ano (AJAYI; OYEDELE, 2017). Já na China, após intensa participação do governo, foi estabelecida uma meta de reciclagem de 13% dos RCD (LIU *et al.*, 2020).

Em geral, para serem eficazes, os planos de gestão de RCD devem ser acompanhados por práticas de regulamentação e execução, ou motivadores econômicos, como impostos, taxas, entre outros (GÁLVEZ-MARTOS *et al.*, 2018). Penalidades, multas e outras disposições fiscais demonstraram ser meios eficazes de reduzir o envio de RCD para aterro (MUNGUÍA-LÓPEZ *et al.*, 2020).

Instrumentos econômicos

Em adição aos atos normativos, o uso de instrumentos econômicos, como subsídios, crédito e cobrança de taxas e impostos, têm demonstrado ser uma abordagem bastante eficaz na redução, reciclagem e reutilização de RCD (AJAYI; OYEDELE, 2017).

A PNRS também estabelece que a elaboração do PGRS é condição para que os municípios e estados tenham acesso a recursos da União. Assim, nota-se o incentivo financeiro para que os entes federativos elaborem PGRS e, conseqüentemente, estabeleçam e apliquem metas para redução da geração de resíduos, incluindo os RCD. No caso das empresas, é estabelecida a obrigatoriedade de elaboração do PGRS para alguns setores, dentre eles o da construção civil.

Por meio da aplicação de impostos ambientais, é possível promover o uso de agregados reciclados. Os impostos sobre os aterros são aplicados sobre os RCD e possuem o objetivo de desestimular seu envio para aterros sanitários (AJAYI; OYEDELE, 2017). Hong Kong, após adotar o Esquema de Cobrança de Descarte de Resíduos de Construção, conseguiu reduzir em cerca de 60% a quantidade de RCD dispostos em aterros sanitários (GHISELLINI *et al.*, 2018). No Reino

Unido, a combinação de dois impostos, como o imposto sobre os aterros e a cobrança de taxas sobre empresas extratoras de agregados naturais, incentivou o uso de agregado reciclado, possibilitando que o país atingisse as taxas mais altas de reutilização de agregados de resíduos da União Europeia (TANGTINTHAI; HEIDRICH; MANNING, 2019).

Além das cobranças para destinação a aterros, a aplicação de impostos sobre o agregado virgem se apresenta como uma outra ferramenta que visa tornar o agregado reciclado comercialmente mais atrativo. A técnica consiste no aumento do preço das matérias-primas virgens, como cascalho, areia e rocha, por meio de impostos com o intuito de incentivar o uso do agregado reciclado (AJAYI; OYE-DELE, 2017; GHAFAR; BURMAN; BRAIMAH, 2020).

Para Kazaz, Ulubeyli e Atici (2018), os incentivos econômicos são fundamentais no estímulo ao reaproveitamento do RCD no concreto, uma vez que sua utilização pode levar a um aumento no custo final da obra por ser menos vantajoso financeiramente, quando comparado com o agregado virgem. Países como Dinamarca e Suécia são exemplos de nações que conseguiram promover o uso de agregados reciclados e incentivaram a taxa de reciclagem com a aplicação dos impostos sobre os agregados virgens (SÖDERHOLM, 2011).

Já no Japão, as empresas recicladoras de RCD recebem incentivos fiscais e empréstimos bonificados, enquanto os consumidores de produtos reciclados recebem empréstimos com juros reduzidos, promovendo um aumento na taxa de reciclagem (LI *et al.*, 2020).

É importante ressaltar que os valores cobrados por meio da taxa de resíduos (geração e/ou destinação) devem estar dentro de uma faixa apropriada. Valores muito altos podem induzir o despejo ilegal, assim como uma taxa muito reduzida pode não causar redução da porcentagem de RCD em aterros (HAO *et al.*, 2019). Necessário, ainda, destacar que as cláusulas legais devem estar muito bem definidas e suficientemente detalhadas, caso contrário podem ocasionar um aumento no índice de RCD desviado para aterros, como ocorrido na China (YUAN, 2017).

CONCLUSÕES

Este estudo buscou demonstrar a influência das políticas públicas (atos normativos e instrumentos econômicos) no reaproveitamento de RCD. Foram avaliadas ações que visam estimular os entes federativos a implementarem políticas para o aprimoramento da gestão e reaproveitamento do RCD, como normas e leis, subsídios, crédito e cobrança de taxas e impostos.

Com relação aos atos normativos, instrumentos como o princípio do poluidor-pagador e estabelecimento de metas se mostraram eficazes na redução da geração e no aumento da reciclagem do RCD. Além disso, a exigência na elaboração de planos de gerenciamento de resíduos sólidos (PGRS), tanto para setores governamentais quanto privados, têm permitido aos países implantar uma gestão de resíduos mais eficiente e organizada, incluindo os resíduos provenientes da construção civil.

Nos efeitos dos incentivos econômicos, a aplicação de taxas e impostos sobre os aterros e dos agregados virgens são as medidas mais executadas pelos governos como forma de reduzir a dependência dos aterros e aumentar a competitividade do agregado reciclado em relação ao agregado virgem, respectivamente. Porém, o setor privado tem preferência por medidas que visam à redução dos seus custos.

Recomenda-se, para estudos futuros, analisar os riscos em se utilizar políticas públicas de países cujos resultados foram expressivos para uso em outra localidade, uma vez que cada região possui sua especificidade em termos de caracterização sociocultural e econômica.

REFERÊNCIAS

AJAYI, S. O.; OYEDELE, L. O. Policy imperatives for diverting construction waste from landfill: Experts' recommendations for UK policy expansion. **Journal of Cleaner Production**, v. 147, p. 57–65, mar. 2017.

AJAYI, S. O.; OYEDELE, L. O.; BILAL, M.; AKINADE, O. O.; ALAKA, H. A.; OWOLABI, H. A.; KADIRI, K. O. Waste effectiveness of the construction industry: Understanding the impediments and requisites for improvements. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 102, p. 101–112, 1 set. 2015.

AKHTAR, A.; SARMAH, A. K. Construction and demolition waste generation and properties of recycled aggregate concrete: a global perspective. **Journal of Cleaner Production**, v. 186, p. 262–281, 10 jun. 2018.

ALZATE-ARIAS, S.; JARAMILLO-DUQUE, Á.; VILLADA, F.; RESTREPO-CUESTAS, B. Assessment of government incentives for energy from waste in Colombia. **Sustainability**, Basel, Switzerland, v. 10, n. 4, p. 1–16, 2018.

ANDERSSON, R. Public policies as obstacle to sustainable CDWM practices. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 588, n. 2, p. 22009, 21 nov. 2020.

ARM, M.; WIK, O.; ENGELSEN, C. J.; ERLANDSSON, M.; HJELMAR, O.; WAHLSTRÖM, M. How Does the European Recovery Target for Construction & Demolition Waste Affect Resource Management? **Waste and Biomass Valorization**, v. 8, n. 5, p. 1491–1504, 6 jul. 2017.

ASLAM, M. S.; HUANG, B.; CUI, L. Review of construction and demolition waste management in China and USA. **Journal of Environmental Management**, v. 264, p. 110445, jun. 2020.

BLAISI, N. I. Construction and demolition waste management in Saudi Arabia: Current practice and roadmap for sustainable management. **Journal of Cleaner Production**, v. 221, p. 167–175, jun. 2019.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº. 307, de 5 de julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão de resíduos da construção civil. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF: Imprensa Oficial; Ministério do Meio Ambiente: CONAMA, 2002.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF, 2 ago. 2010.

CADORET, I.; GALLI, E.; PADOVANO, F. How do governments actually use environmental taxes? **Applied Economics**, v. 52, n. 48, p. 5263–5281, 2020.

CALVO, N.; VARELA-CANDAMIO, L.; NOVO-CORTI, I. A Dynamic Model for Construction and Demolition. Waste Management in Spain: Driving Policies Based on Economic Incentives and Tax Penalties. **Sustainability**, Basel, Switzerland, v. 6, n. 1, p. 416–435, 20 jan. 2014.

CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA. Directiva 2008/98/CE. **EUR-Lex; Jornal Oficial da União Europeia**, 19 nov. 2008. Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A32008L0098>>. Acesso em: 7 jun. 2023.

DI FILIPPO, J.; KARPMAN, J.; DESHAZO, J. R. The impacts of policies to reduce CO2 emissions within the concrete supply chain. **Cement and Concrete Composites**, v. 101, n. August 2018, p. 67–82, ago. 2019.

DIOTTI, A.; GALVIN, A. P.; PICCINALI, A.; PLIZZARI, G.; SORLINI, S. Chemical and Leaching Behavior of Construction and Demolition Wastes and Recycled Aggregates. **Sustainability**, Basel, Switzerland, v.12, n. 10326, p. 10326, dec. 2020.

DUAN, H., LI, J.; LIU, G. Developing countries: growing threat of urban waste dumps. **Nature**, v. 546, n. 599, 2017.

DUAN, H.; LI, J. Construction and demolition waste management: China's lessons. **Waste Management and Research**, v. 34, n. 5, p. 397–398, 2016.

DUAN, H.; MILLER, T. R.; LIU, G.; TAM, V. W. Y. Construction debris becomes growing concerns of growing cities. **Waste Management**, v. 83, p. 1–5, 2019.

GÁLVEZ-MARTOS, J. L.; STYLES, D.; SCHOENBERGER, H.; ZSCHMAR-LAHL, B. Construction and demolition waste best management practice in Europe. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 136, p. 166–178, set. 2018.

GHAFFAR, S. H.; BURMAN, M.; BRAIMAH, N. Pathways to circular construction: an integrated management of construction and demolition waste for resource recovery. **Journal of Cleaner Production**, v. 244, p. 118710, jan. 2020.

GHISELLINI, P.; JI, X.; LIU, G.; ULGIATI, S. Evaluating the transition towards cleaner production in the construction and demolition sector of China: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 195, p. 418–434, 2018.

HAO, J.; YUAN, H.; LIU, J.; CHIN, C. S.; LU, W. A model for assessing the economic performance of construction waste reduction. **Journal of Cleaner Production**, v. 232, p. 427–440, set. 2019.

JIN, R.; LI, B.; ZHOU, T.; WANATOWSKI, D.; PIROOZFAR, P. An empirical study of perceptions towards construction and demolition waste recycling and reuse in China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 126, n. April, p. 86–98, nov. 2017.

JIN, R.; CHEN, Q. Overview of Concrete Recycling Legislation and Practice in the United States. **Journal of Construction Engineering and Management**, v. 145, p. 4, 2019.

KABIRIFAR, K.; MOJTAHEDI, M.; WANG, C.; TAM, V. W. Construction and demolition waste management contributing factors coupled with reduce, reuse, and recycle strategies for effective waste management: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 263, p. 121265, 2020.

KAMALI, M.; HEWAGE, K.; SADIQ, R. Conventional versus modular construction methods: A comparative cradle-to-gate LCA for residential buildings. **Energy and Buildings**, v. 204, p. 109479, 2019.

KAZAZ, A.; ULUBEYLI, S.; ATICI, M. Economic viability analysis for fresh concrete waste reclaimers: The capacity of leftover concrete. **KSCE Journal of Civil Engineering**, v. 22, n. 1, p. 12–23, 27 jan. 2018.

KONG, L.; MA, B. Evaluation of environmental impact of construction waste disposal based on fuzzy set analysis. **Environmental Technology and Innovation**, v. 19, p. 100877, 2020.

LEME, M. M. V.; ROCHA, M. H.; LORA, E. E. S.; VENTURINI, O. J.; LOPES, B. M.; FERREIRA, C. H. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 87, p. 8–20, 2014.

LI, J.; TAM, V. W.; ZUO, J.; ZHU, J. Designers' attitude and behaviour towards construction waste minimization by design: A study in Shenzhen, China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 105, p. 29–35, dez. 2015.

LI, J.; YAO, Y.; ZUO, J.; LI, J. Key policies to the development of construction and demolition waste recycling industry in China. **Waste Management**, v. 108, p. 137–143, 2020.

LI, J.; ZUO, J.; GUO, H.; HE, G.; LIU, H. Willingness to pay for higher construction waste landfill charge: A comparative study in Shenzhen and Qingdao, China. **Waste Management**, v. 81, p. 226–233, nov. 2018.

LIIKANEN, M.; GRÖNMAN, K.; DEVIATKIN, I.; HAVUKAINEN, J.; HYVÄRINEN, M.; KÄRKI, T.; HORTTANAINEN, M. Construction and demolition waste as a raw material for wood polymer composites e Assessment of environmental impacts. **Journal of Cleaner Production**, v. 225, p. 716–727, 2019.

LIU, Q.; LI, B.; XIAO, J.; SINGH, A. Utilization potential of aerated concrete block powder and clay brick powder from C&D waste. **Construction and Building Materials**, v. 238, p. 117721, mar. 2020.

LLATAS, C.; BIZCOCHO, N.; SOUST-VERDAGUER, B.; MONTES, M. V., QUIÑONES, R. An LCA-based model for assessing

prevention versus non-prevention of construction waste in buildings. **Waste Management**, v. 126, p. 608–622, 2021.

LOCKREY, S.; NGUYEN, H.; CROSSIN, E.; VERGHESE, K. Recycling the construction and demolition waste in Vietnam: opportunities and challenges in practice. **Journal of Cleaner Production**, v. 133, p. 757–766, out. 2016.

LÓPEZ-UCEDA, A; FERNÁNDEZ-LEDESMA, E; SALAS-MORERA, L.; JIMÉNEZ, J. R.; SUESCUM-MORALES, D. Effect of the Composition of Mixed Recycled Aggregates on Physical–Mechanical Properties. **Crystals**, v. 11, n. 12, p. 1518, 2021.

LV, H.; LI, Y.; YAN, H. B.; WU, D.; SHI, G.; XU, Q. Examining construction waste management policies in mainland China for potential performance improvements. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 23, n. 2, p. 445–462, 28 mar. 2020.

MA, M.; TAM, V. W. Y.; LE, K. N.; LI, W. Challenges in current construction and demolition waste recycling: A China study. **Waste Management**, v. 118, p. 610–625, dez. 2020.

MAK, T. M.; CHEN, P. C.; WANG, L.; TSANG, D. C.; HSU, S. C.; POON, C. S. A system dynamics approach to determine construction waste disposal charge in Hong Kong. **Journal of Cleaner Production**, v. 241, p. 118309, dez. 2019.

MUNGUÍA-LÓPEZ, A.; DEL C.; ZAVALA, V. M.; SANTIBAÑEZ-AGUILAR, J. E.; PONCE-ORTEGA, J. M. Optimization of municipal solid waste management using a coordinated framework. **Waste management**, New York, v. 115, p. 15–24, set. 2020.

NARASIMHAN, B.; BHALLAMUDI, S.M.; MONDAL, A.; GHOSH, S.; MUJUMDAR, P. Chennai Floods 2015: A Rapid Assessment. **IIT Madras, IIT Bombay, and IISc Bangalore**, 2016.

NOAMAN, A. S.; ALSAFFAR, A. E. A suggestion of a procedural method for the management of post-war waste. **Civil Engineering Journal**, v. 5, n. 10, p. 2143–2144, out. 2019.

OLIVEIRA, L. J. C.; SOARES, M. C. B.; QUARESMA, W. M. G.; ADORNO, A. L. C. Waste management: an analysis of the impacts of the generation of tailings in civil construction. **Brazilian of Development**, v. 6, n. 5, p. 24447-24462, 2020.

POVETKIN, K.; ISAAC, S. Identifying and addressing latent causes of construction waste in infrastructure projects. **Journal of Cleaner Production**, v. 266, p. 122024, set. 2020.

RIDI, F.; TONELLI, M.; FRATINI, E.; CHEN, S. H.; BAGLIONI, P. Water as a Probe of the Colloidal Properties of Cement. **Langmuir**, v. 34, n. 6, p. 2205–2218, out. 2018.

RODRÍGUEZ, G.; MEDINA, C.; ALEGRE, F. J.; ASENSIO, E.; DE ROJAS, M. S. Assessment of Construction and Demolition Waste plant management in Spain: in pursuit of sustainability and eco-efficiency. **Journal of Cleaner Production**, v. 90, p. 16-24, mar. 2015.

RUIZ, L. A. L.; RAMÓN, X. R.; DOMINGO, S. G. The circular economy in the construction and demolition waste sector - A review and an integrative model approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 248, p. 119238, mar. 2020.

SEA-LIM, K.; PLIANPHO, C.; SUKMAKE, P.; PONGCHAROENKIAT, W.; CHINDA, T. Feasibility study of reverse logistic of steel

waste in the construction industry. **Songklanakarin Journal of Science and Technology**, v. 40, n. 2, p. 271-277, mar./apr. 2018.

SHOOSHTARIAN, S.; MAQSOOD, T.; WONG, P. S.; KHALFAN, M.; YANG, R. J. Extended Producer Responsibility in the Australian Construction Industry. **Sustainability**, v. 13, n. 2, p. 620, 11 jan. 2021.

SILVA, R. V.; DE BRITO, J.; DHIR, R. K. Availability and processing of recycled aggregates within the construction and demolition supply chain: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 143, p. 598-614, fev. 2017.

SÖDERHOLM, P. Taxing virgin natural resources: Lessons from aggregates taxation in Europe. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 11, p. 911-922, set. 2011.

TANGTINTHAI, N.; HEIDRICH, O.; MANNING, D. A. C. Role of policy in managing mined resources for construction in Europe and emerging economies. **Journal of Environmental Management**, v. 236, p. 613-621, abr. 2019.

ULUGÖL, H.; KUL, A.; YILDIRIM, G.; ŞAHMARAN, M.; ALDEMİR, A.; FIGUEIRA, D.; ASHOUR, A. Mechanical and microstructural characterization of geopolymers from assorted construction and demolition waste-based masonry and glass. **Journal of Cleaner Production**, v. 280, Part 1, p. 124358, jan. 2021.

WANG, J.; WU, H.; TAM, V. W. Y.; ZUO, J. Considering life-cycle environmental impacts and society's willingness for optimizing construction and demolition waste management fee: An empirical study of China. **Journal of Cleaner Production**, v. 206, p. 1004-1014, 2019.

WASKOW, R. P.; DOS SANTOS, V. L.; AMBRÓS, W. M.; SAM-PAIO, C. H.; PASSUELLO, A.; TUBINO, R. M. Optimization And Dust Emissions Analysis Of The Air Jigging Technology applied to the recycling of construction and demolition waste. **Journal of environmental management**, v. 266, p. 110614, jul. 2020.

WU, H.; DUAN, H.; ZHENG, L.; WANG, J.; NIU, Y.; ZHANG, G. Demolition waste generation and recycling potentials in a rapidly developing flagship megacity of South China: Prospective scenarios and implications. **Construction and Building Materials**, v. 113, p. 1007–1016, jun. 2016.

WU, H.; ZUO, J.; ZILLANTE, G.; WANG, J.; YUAN, H. Status quo and future directions of construction and demolition waste research: A critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 240, p. 118163, dez. 2019.

XIA, B.; DING, T.; XIAO, J. Life cycle assessment of concrete structures with reuse and recycling strategies: A novel framework and case study. **Waste Management**, v. 105, p. 268–278, 2020.

XU, M.; YUAN, H. A. Multi-objective Robust Optimization Model for Site selection of Construction Waste Facilities under Uncertainty. **Ind. Eng. J. (in Chinese)**, v. 22, n. 5, p. 82–93, 2019.

YAZDANI, M.; KABIRIFAR, K.; FRIMPONG, B. E.; SHARIATI, M.; MIRMOZAFFARI, M.; BOSKABADI, A. Improving construction and demolition waste collection service in an urban area using a simheuristic approach: A case study in Sydney, Australia. **Journal of Cleaner Production**, v. 280, Part 1, p. 124138, jan. 2021.

YUAN, H. Barriers and countermeasures for managing construction and demolition waste: A case of Shenzhen in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 157, p. 84–93, 2017.

ZHANG, J.; GU, F.; ZHANG, Y. Use of building-related construction and demolition wastes in highway embankment: Laboratory and field evaluations. **Journal of Cleaner Production**, v. 230, p. 1051-1060, set. 2019.

ZHENG, L.; WU, H.; ZHANG, H.; DUAN, H.; WANG, J.; JIANG, W.; SONG, Q. Characterizing the generation and flows of construction and demolition waste in China. **Construction and Building Materials**, v. 136, p. 405-413, abr. 2017.

ZHU, J.; FAN, C.; SHI, H.; SHI, L. Efforts for a Circular Economy in China: A Comprehensive Review of Policies. **Journal of Industrial Ecology**, v. 23, n. 1, p. 110–118, 15 fev. 2019.

Capítulo 5

*Inclusão das organizações
de catadores de materiais
recicláveis e reutilizáveis
na logística reversa de
resíduos de equipamentos
eletroeletrônicos*

Lorena Miossi Alves Cabral

Roger Trancozo de Jesus

Luciana Harue Yamane

Renato Ribeiro Siman

RESUMO

Os resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) vêm crescendo mundialmente e podem se tornar um risco potencial para a saúde humana e o meio ambiente quando direcionado para fluxos informais (de nível nacional a internacional), principalmente por causa de sua composição, contendo substâncias perigosas (metais pesados, poluentes orgânicos persistentes, entre outros), e inadequada gestão do resíduo. Muitos países vêm adotando a inclusão dos catadores organizados no sistema de logística reversa de REEE. No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos de 2010 incluiu os catadores no tratamento de resíduos sólidos, e em 2019, o acordo setorial previu a inclusão desses profissionais na participação da gestão do REEE.

INTRODUÇÃO

A popularização dos equipamentos eletroeletrônicos (EEE) promoveu a geração de resíduos desse tipo de equipamento (REEE) (PUTRI *et al.*, 2015). A produção desse resíduo vem crescendo, alcançando uma produção no mundo de 53,6 milhões de toneladas em 2019 (FORTI, *et al.*, 2020). O gerenciamento desses resíduos é um tema complexo devido às dificuldades enfrentadas pelos países, como a falta de conhecimento da temática por parte das autoridades; a falta de sensibilização dos consumidores; o aumento progressivo da quantidade de REEE gerados, causado pelo rápido desenvolvimento da tecnologia; o baixo nível de profissionalização das cooperativas de reciclagem; as atividades informais que acabam sendo inseridas em um dos processos da cadeia; a ausência de fiscalização por parte das autoridades, permitindo o desenvolvimento de um mercado informal de EEE; o alto custo do tratamento de resíduos; e a falta de participação governamental (POLAT; CAPRAZ; GUNGOR, 2018; IBANESCU *et al.*, 2018; PARAJULY *et al.*, 2020; VALENTE *et al.*, 2021).

A composição dos REEE é caracterizada pela presença de compostos como plásticos, vidros, polímeros e metais, dentre os quais alguns podem ser considerados nocivos para a saúde humana, animal, vegetal e para o meio ambiente, dependendo da forma como são manejados (SINGH, DUAN; TANG, 2020; AHIRWAR; TRIPATHI, 2021).

O gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos em países em desenvolvimento utiliza metodologias brutas, como queima e soluções ácidas, para desagregação dos equipamentos, com pouca ou nenhuma proteção à saúde humana e ao meio ambiente, e que necessitam de soluções adequadas (ADANU; GBEDEMAH; ATTAH, 2020). De maneira geral, o gerenciamento desses resíduos compreende a identificação e classificação na fonte geradora, bem como coleta e transporte diferenciados, tratamento, reciclagem e recuperação, além da disposição final de rejeitos (MIHAI *et al.*, 2019). Por outro lado, catadores de materiais recicláveis têm se organizado ao redor do mundo em cooperativas e/ou associações, isoladamente ou em redes, mas sempre formando empreendimentos quase sempre autogestionários e com propósitos semelhantes entre seus membros (SIMAN *et al.*, 2020). A formalização dessas organizações de catadores traz benefícios tanto em aspectos sociais quanto econômicos, abrindo oportunidades que muitas vezes os catadores independentes não conseguiriam alcançar (SIMAN *et al.*, 2020).

Nos países em desenvolvimento, as Organizações de Catadores de Materiais Reutilizáveis e Recicláveis (OCMRR) podem ser inseridas nas etapas do gerenciamento dos REEE (SHITTU, WILLIAMS; SHAW, 2021). Segundo os autores, essas organizações poderiam atuar desde a coleta, o transporte, a recepção, a pesagem (quando ocorre) e a segregação por tipo. Para seu manejo e desmonte, atenção é a exigência àqueles equipamentos ou componentes que contenham substâncias nocivas à saúde dos trabalhadores, requerendo, para tal atividade, a aplicação de alguma capacitação técnica.

Entretanto, como reportado por Siman *et al.* (2020), os membros dessas organizações comumente são caracterizados como de

baixa instrução, uma vez que indivíduos que as compõem geralmente necessitam abandonar os estudos para trabalharem e complementarem a renda familiar. Segundo Chen *et al.* (2018), os catadores de materiais recicláveis atuam desde a coleta e segregação de resíduos sólidos urbanos (RSU), desempenhando um protagonismo ambiental muito importante na sociedade e nem sempre reconhecido. De acordo com Siman *et al.* (2018), a atuação dos catadores de materiais recicláveis engloba as condições de meio ambiente, de saúde e de trabalho. O catador isolado ou informal no mercado de trabalho é mais vulnerável aos riscos, e a não percepção deles pode aumentar o número de acidentes e doenças ocupacionais. Os catadores organizados mitigam os problemas supracitados por meio da seguridade social a que passam a ter direito.

A atividade de catador de resíduos não é vista com bons olhos pela sociedade, apesar de esta entender que o serviço prestado por esses profissionais é de grande relevância ambiental. O manuseio de resíduos eletroeletrônicos por OCMRR e/ou catadores informais vem crescendo, isso porque muitas cidades são pressionadas devido a políticas existentes, como o Acordo Setorial (BRASIL, 2019) para a Logística Reversa de Produtos Eletroeletrônicos, que define metas para fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes a estabelecerem pontos de coletas nas grandes cidades do país.

Dessa forma, aspectos relacionados ao risco e às oportunidades é um desafio para a gestão de resíduos sólidos, tendo seus impactos ambientais e econômicos tanto positivos quanto negativos. A reciclagem de REEE pode ser benéfica se analisada pela extração evitada dos recursos naturais (ouro, cobre, alumínio, água etc.), além da redução do consumo de energia associada à sua extração e ao seu beneficiamento (SILVA; GOES; ALVAREZ, 2013).

Diante disso, a lacuna desta pesquisa é analisar quais os impactos, nos aspectos ambientais, de segurança e de produtividade, ao incluir as organizações de catadores de materiais recicláveis no gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos.

DESENVOLVIMENTO

Cenário mundial e brasileiro da logística reversa de resíduos eletroeletrônicos

A busca da sociedade por inovações é constante, fazendo com que haja uma influência na venda de computadores, notebooks, celulares e outros equipamentos. Nas últimas décadas, foi registrado um aumento em torno de 480% nas compras de alguns eletrônicos e, com isso, a geração de REEE no Brasil é impactada, como registra a Associação Brasileira da Indústria Eletroeletrônica (ABINEE, 2011). Em 2016, a ONU expôs que a quantidade global de REE foi de 44,7 milhões de toneladas (BALDÉ *et al.*, 2017). Em 2019, foram gerados 53,6 milhões de toneladas no mundo, prevendo-se que o volume total gerado aumente para 75 milhões de toneladas em 2030, sendo que as Américas são os maiores geradores, com um total estimado, em 2019, de 13,1 milhões de toneladas (7,7 Mt. na América do Norte, 1,5 Mt. na América Central e 3,9 Mt. na América do Sul) (FORTI, *et al.*, 2020). Em função da geração contínua e expressiva de REEE em nível mundial, alguns autores como Ilankoon *et al.* (2018), Petridis, Petridis e Stiakakis (2020) e Xavier, Ottoni e Lepawsky (2021) apontam o gerenciamento de REEE como um movimento transfronteiriço e, portanto, ressaltam a importância de se estabelecer políticas de gestão entre os blocos econômicos para melhorar a infraestrutura de logística reversa.

No entanto, segundo Gollakota, Gautam e Shu (2020), os desafios para uma melhor gestão de REEE, as lacunas e ameaças globais ainda são discutidas em países desenvolvidos e em desenvolvimento. Os desenvolvidos têm regulamentação padrão e protocolos para enfrentar grandes volumes de REEE, enquanto nos países em desenvolvimento o cenário é bem complexo, apesar de possuírem regulamentação, essas regras não recebem atenção suficiente das agências de fiscalização (DASGUPTA *et al.*, 2017; VALENTE *et al.*, 2021).

No Brasil, a logística reversa obrigatória de REEE foi determinada pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010), mas somente em 2019 foi assinado o Acordo Setorial para implantação de Sistema de Logística Reversa de Produtos Eletroeletrônicos de uso doméstico e seus componentes, e posteriormente foi publicado o Decreto Federal n.º 10.240, de 12 de fevereiro de 2020 (BRASIL, 2020), que regulamenta a implementação desse sistema.

A PNRS estabelece a necessidade de articulação entre produtores, importadores, distribuidores e comercializadores, que devem estruturar e implantar o Sistema de Logística Reversa (SLR). Os demais agentes (recicladores, cooperativas, consumidores e entidades gestoras) também são responsáveis pelas outras etapas de apoio ao SLR, configurando o modelo de responsabilidade compartilhada pela gestão de resíduos. No Brasil, as entidades gestoras, geralmente organizações sem fins lucrativos (ONGs), são contratadas pelos produtores e subcontratam as operadoras, que fornecem soluções completas para todas as etapas do gerenciamento do REEE.

O Acordo Setorial tem por objetivo a estruturação, implementação e operacionalização do sistema de logística reversa de produtos eletroeletrônicos e seus componentes de uso doméstico colocados no mercado interno. Esse Acordo é formado: pela União, representada pelo Ministério do Meio Ambiente; pelas empresas fabricantes, distribuidoras e importadoras de equipamentos eletroeletrônicos, softwares e serviços da tecnologia da informação, que são a Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica (ABINEE); Associação Brasileira da Distribuição de Produtos e Serviço de Tecnologia da Informação (ABRADISTI); Federação das Associações das Empresas Brasileiras de Tecnologia da Informação (ASSESPRO NACIONAL); e a entidade gestora do sistema coletivo da logística reversa, a Gestora para Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos Nacional (GREEN ELETRON).

Com isso, serão estabelecidas metas e cronogramas específicos, e a criação de pontos de entrega voluntária nos municípios. Além

disso, o documento define que as empresas devem apresentar um cronograma anual de implementação da logística reversa para os seus produtos, um plano de comunicação ambiental e apresentação dos relatórios anuais de acompanhamento, e também que as empresas podem implementar seus sistemas próprios de Logística Reversa ou de forma coletiva por meio de gestoras.

O Decreto n.º 10.240/2020, que estabelece normas para a implementação de sistema de logística reversa obrigatória de produtos eletroeletrônicos de uso doméstico e seus componentes, estrutura a implementação do sistema em duas fases e estabelece as etapas do gerenciamento dessa tipologia de resíduos, que constituem: descarte, pelos consumidores, dos produtos eletroeletrônicos em pontos de recebimento; recebimento e armazenamento temporário dos produtos eletroeletrônicos descartados em pontos de recebimento ou em pontos de consolidação, conforme o caso; transporte dos produtos eletroeletrônicos descartados dos pontos de recebimento até os pontos de consolidação, se necessário; e destinação final ambientalmente adequada. Estabelece também que as OCMRRs poderão integrar o sistema de logística reversa.

Ainda, estabelece que, para os recicladores integrarem o sistema de Logística Reversa de REEE, deverão seguir as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR 16156:2013 e NBR 15833:2018, quando cabíveis. A NBR 16156:2013, com o título de Resíduos de equipamentos eletroeletrônicos – Requisitos para atividade de manufatura reversa, estabelece requisitos para proteção ao meio ambiente e para o controle dos riscos de segurança e saúde no trabalho na atividade de manufatura reversa de resíduos eletroeletrônicos. Já a NBR 15833:2018, intitulada como Manufatura reversa – Aparelhos de refrigeração, estabelece os procedimentos para o transporte, armazenamento e desmonte com reutilização, recuperação dos materiais recicláveis e destinação final de resíduos dos aparelhos de refrigeração.

Produtividade no Manejo de REEE

O processo de gerenciamento de REEE acontece da seguinte maneira: (a) acondicionamento e armazenamento na fonte geradora – preferencialmente organizados em caixas, dentre outras embalagens, em local com piso impermeável, ventilado, afastadas das intempéries climáticas (chuvas, sol, relento, vendaval); (b) coleta – deve-se considerar as dimensões do volume a ser coletado, a capacidade do veículo, se a equipe está em número suficiente, treinada e com acessórios necessários à execução; (c) transporte – recomenda-se veículo fechado do tipo baú, aumentando a segurança dos objetos transportados; (d) recepção e pesagem – registro de entradas e posteriores saídas quando da comercialização; (e) classificação – separação por tipos, modelos, funcionalidades, dentre outras características; (f) manufatura reversa – (f1) recondicionamento, que consiste no reparo ou restauração com o objetivo de reuso ou (f2) desmonte, podendo essa etapa ser manual, ocorre com a separação das partes e peças por tipo, tais como plásticos, cabos, fios, metais (ferrosos ou não), placas de circuito impresso, dentre outras; (g) comercialização – venda para interessados em resíduos específicos com maior valor agregado; (h) rejeito – para os resíduos não comercializados, deverá ocorrer o encaminhamento para aterros sanitários (ECOTI, 2020; DUTRA, YAMANE, SIMAN, 2018).

Entretanto, para se impulsionar sua reciclagem, programas de coleta seletiva devem ser descritos e aplicados, além das atividades de transporte, tratamento e triagem do resíduo, possibilitando melhor eficiência para reciclagem de REEE (OLIVEIRA, 2011). Os catadores, ao se organizarem em cooperativas, agregarão valor e, dessa forma, poderão se profissionalizar em instituições mais eficazes (PAUL *et al.*, 2012). Dessa forma, podem se capacitar para receber e tratar os resíduos eletrônicos.

Mesmo com avanços no mercado da reciclagem, com a valorização do produto reciclado, os programas de coleta seletiva ainda

carecem de ampliação no território brasileiro. Segundo a *Global e-Waste Monitor*, no Brasil apenas 3% de todo o serviço de coleta de REEE é executado de maneira seletiva (BALDÉ *et al.*, 2017). Parcerias entre gerenciadores de RSU e organizações de catadores podem ser uma alternativa para a destinação de REEE (LIMA; MANCINI, 2017; FIDELIS *et al.*, 2020). Apesar da obrigatoriedade da logística reversa para a destinação de REEE, de origem doméstica, comercial e industrial (AZEVEDO *et al.*, 2017), muitas cidades ainda destinam esse resíduo para aterros sanitários, perdendo-se grande parte da massa passível de reciclagem (IPEA, 2010).

Para se alcançar valores elevados de eficiência produtiva na reciclagem, é necessário formar organizações de catadores. O intuito é superar os gargalos estruturais que lhes impedem de agregar mais valor por seu trabalho. Ao se organizarem, eles criam elos no âmbito de cadeia produtiva, estabelecendo relações de trabalhos e capacidade de mobilização.

Para fundamentar que as organizações são importantes para a eficiência produtiva, autores como Britto (2018) e Pinheiro e Ribeiro Jr. (2015) concordam que para se ter uma alta eficiência, resultando em uma produtividade elevada, é necessário ter grupos organizados com equipamentos e locais próprios, com capacidade de ampliar suas estruturas. O Ipea (2010) destaca as seguintes faixas de produtividade na triagem para essas organizações: alta – eficiência > 1.800 kg/catador/mês; média – 1.800 > eficiência < 1.100 kg/catador/mês; baixa – eficiência < 1.100 kg/catador/mês.

No Brasil e em países que usam a força de trabalho de catadores, os gargalos do processo de reciclagem estão concentrados na etapa de triagem, por ser baseada principalmente no trabalho manual. De maneira geral, os REEE podem ser classificados em 54 produtos diferentes, agrupados em seis categorias de acordo com os Estados-membros da União Europeia (PARLAMENTO EUROPEU, 2018). Como se esperava, a forma com que o trabalho é feito pode impactar diretamente no ganho da organização de catadores, evidenciando a

necessidade de capacitação dos trabalhadores, além das técnicas utilizadas para organizar a produção.

Quanto à participação dos catadores de materiais recicláveis no gerenciamento de REEE, Demajorovic, Augusto e Souza (2016) ressaltam que os catadores, tradicionalmente habituados a manipular resíduos sólidos urbanos, possuem pouco preparo para lidar com os riscos relativos à saúde, à segurança e ao ambiente relacionados aos REEE. Segundo Dias *et al.* (2018), a participação de catadores na coleta de REEE no país não é tão representativa quanto no caso de outros materiais, tais como as sucatas metálicas, sendo o método de coleta mais comumente empregado pelos recicladores formais o recebimento dos REEE diretamente das empresas parceiras ou clientes (envio direto).

Quanto à cadeia de reciclagem de REEE no país, Dias *et al.* (2018) observam que ela opera de forma a concentrar os componentes de alto valor agregado e exportá-los. As receitas com a exportação são elevadas, a ponto de manter toda a cadeia, que pode chegar a ter até cinco agentes envolvidos: catadores, empresas de desmontagem, empresas nacionais de reciclagem, exportadores e recicladores no exterior.

Alguns autores discutem os principais desafios a serem enfrentados para implementar efetivamente a logística reversa de REEE no país, apresentados a seguir. Além das dificuldades logísticas em si, a questão do alto custo da LR é uma das centrais, motivo de resistência do setor industrial para adoção da LR, não somente no Brasil como em outros países. Outros desafios são: a atribuição clara dos papéis de cada ator da cadeia de produção, distribuição e venda no SLR de REEE; as questões fiscais e tributárias da cadeia reversa; a participação dos catadores nos SLR de REEE; os produtos órfãos, ou seja, aqueles cujos produtores não existem mais ou não podem ser identificados; e a definição de periculosidade do resíduo durante as etapas de seu gerenciamento (DEMAJOROVIC; AUGUSTO; SOUZA, 2016).

No Brasil, a geração em 2019 de REE foi de 2.143 kt, e a geração *per capita*, de 10,2 kg/habitantes (XAVIER; OTTONI; LEPAWSKY,

2021). Mihai *et al.* (2019) citam o Brasil como o maior produtor de REEE da América Latina. Observa-se que há poucos países que coletam dados e publicam estatísticas oficiais sobre REEE devido à variedade de métodos empregados, categorias de REEE abrangidas no estudo, entre outros fatores (BALDÉ *et al.*, 2017).

Devido à complexidade e à periculosidade desses materiais, a reciclagem e a recuperação desses resíduos são primordiais. Pesquisas descrevem que nos países em desenvolvimento apenas 17,4% de REEE são coletados e reciclados, enquanto 82,6% ainda são destinados inadequadamente, em lixões, aterros sanitários, queimados a céu aberto, armazenados em galpões de triagem e comercializados em mercados ilegais (FORTI *et al.*, 2020; MIHAI; GNONI, 2016). Segundo Baldé *et al.* (2017), estima-se que, em países desenvolvidos, 4% sejam descartados junto de resíduo comum, e o restante, 76%, é provavelmente aterrado, comercializado ou reciclado em condições precárias.

De todas as formas, a recuperação de compostos com a produção de matéria-prima secundária, redução do volume de resíduos destinados a aterros e minimização da presença de substâncias perigosas no solo e/ou lençóis d'água contribuem na diminuição dos impactos ao meio ambiente (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2018). Apesar de a recuperação dos REEE ser uma grande oportunidade e uma fonte rentável para os catadores, o seu gerenciamento pode não resistir com a falta de metodologias e infraestrutura, e requer altos investimentos de capital (RAUTELA *et al.*, 2021).

Segurança no Manejo de REEE

Uma característica marcante da fabricação de EEE é a diversidade de compostos utilizados (metais, plásticos, vidros) e entranhados. Esse fato, e a presença de alguns elementos utilizados serem considerados nocivos à saúde, torna complexa a gestão desses resíduos (KAYA, 2016; MIHAI *et al.*, 2019). Segundo Mihai *et al.* (2019), há a presença de compostos orgânicos persistentes, hidrocarbonetos

policíclicos aromáticos (PAHs), metais pesados (cádmio, mercúrio, chumbo, cromo), retardadores de chama bromados (BFRs), gases que destroem a camada de ozônio, como clorofluorcarbonos (CFCs) ou hidroclorofluorcarbonos (HCFCs).

A reciclagem formal, composta por instalações de última geração, qualificação de trabalhadores, atendimento à legislação pertinente, acesso a tecnologias e com funcionários munidos de equipamentos de proteção, é uma realidade de países desenvolvidos (MOLETSANE; VENTER, 2018; VACCARI *et al.*, 2019).

O setor informal é caracterizado por trabalho intensivo em mão de obra; não possuem vínculo empregatício; salários baixos; faltam uniformes, equipamentos de proteção individual (EPI), tecnologias essenciais para o beneficiamento dos resíduos; uso de trabalho manual com ferramentas inadequadas; processos de reciclagem brutos (queima, derretimento de fio, desmontagem física); exposição a compostos perigosos, em especial na etapa de desmonte. Essa é uma realidade de países em desenvolvimento (MOLETSANE; VENTER, 2018; MIHAY, *et al.*, 2019; CHAKRABORTY *et al.*, 2018). E o processo de reciclagem nesse setor não tem controle adequado, provocando danos ao meio ambiente e à saúde pública (DE OLIVEIRA *et al.*, 2020).

As cooperativas de catadores de materiais recicláveis recebem esses tipos de resíduos, que acabam sendo desmontados e comercializados, pois possuem uma maior rentabilidade que os demais materiais. Esses resíduos são descartados erroneamente pela população como materiais recicláveis comuns e coletados por meio de programas de coleta seletiva (DE OLIVEIRA *et al.*, 2020).

A presença de metais como prata, chumbo e cádmio, bem como de retardantes de chamas nos fios, caracterizam os REEE como perigosos à saúde humana, e o manuseio desses resíduos sem equipamentos de segurança pode expor os catadores ao contato com essas substâncias que oferecem riscos à saúde. Assim, a conscientização por meio da capacitação é o caminho mais adequado para mitigar os

riscos, no entanto, os baixos índices de instrução dos catadores tornam essa atividade um desafio, sendo que algumas organizações de catadores do Brasil têm conduzido a prática de treinamentos para seus integrantes (DE OLIVEIRA *et al.*, 2020).

De um modo geral, as pessoas que desmontam e/ou queimam o REEE para recuperar metais como cobre e outros materiais estão expostos a substâncias prejudiciais, como as arrastadas pela fumaça, que apresentam potencial risco e de longo prazo à saúde, como paralisias e em alguns casos até mesmo morte (GOLLAKOTA; GAUTAM; SHU, 2020). Os produtos utilizados no processo de reciclagem de REEE, como os ácidos clorídrico e nítrico, representam riscos, tais como vazamentos e derramamentos acidentais, assim como a queima pode liberar fumaça tóxica durante o processo (ADANU; GBEDE-MAH; ATTAH, 2020).

Impacto ambientais no manejo de REEE

Uma possibilidade de compreender a questão dos impactos ambientais que podem ocorrer pelo tratamento inadequado de REEE é visualizar sob a perspectiva de algumas das metas dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Esses objetivos cobrem questões de desenvolvimento social e econômico, abrangendo pobreza, fome, saúde, educação, aquecimento global, igualdade de gênero, água, saneamento, energia, urbanização, meio ambiente e justiça social.

A relação com o conhecimento ambiental pode ocorrer em casa com os responsáveis apresentando a relevância do assunto, mas espera-se que nas escolas apresentam-se as relações mais intrínsecas sobre o tema (CHIBUNNA *et al.*, 2012). Uma educação de qualidade deve englobar a educação ambiental e esclarecer as conexões em todo o bioma. A forma como uma nação lida com as questões ambientais reflete em seus habitantes, e a gestão do resíduo eletrônico é um desses temas. O desenvolvimento de uma nação passa pela educação; ao torná-la igualitária, minimizam-se os abismos sociais (BOB *et al.*,

2017). Parcerias locais e globais como intercâmbios educacionais ou profissionais contribuem nesse processo (BABBITT; WILLIAMS; KAHHAT, 2011). Compreender como o tratamento do REEE ocorre em outras nações ou ainda apresentá-lo como funcionam nas organizações de catadores do Brasil é uma forma de reduzir a desigualdade.

Os REEE, quando descartados inadequadamente, podem sofrer desgaste (lixiviação) por contato com o ar ambiente e águas de chuvas. As águas contaminadas podem penetrar no solo e encontrar lençóis freáticos e riachos que são utilizados para a irrigação de agriculturas. Cabe lembrar que todos os córregos, riachos, rios e mares fluem para os oceanos (PENIDO; AMORIM, 2019). Espera-se que a prevenção do descarte inadequado de REEE contribua com a minimização da contaminação de oceanos, águas e solos utilizados para a agricultura.

Na Bélgica, por meio da UMICORE, ocorre o tratamento de todo REEE do país. A planta instalada é tão eficiente que, para completar a capacidade de operação, a empresa importa resíduo eletrônico de outras nações (MAPHOSA; MAPHOSA, 2020). Uma cidade sustentável deve possuir capacidade de recolhimento e encaminhamento do seu resíduo eletrônico quando não possui capacidade de tratamento. Na cidade de Makassar, na Indonésia, procurou-se integrar os moradores da comunidade com os catadores com o objetivo de tornar a coleta mais sustentável (KUBOTA; HORITA; TASAKI, 2020).

A extração dos metais contidos nos REEE passa por processos siderúrgicos que envolvem um alto consumo de energia. O reúso de equipamentos eletrônicos e a mineração de metais em placas de circuitos impressos poupam grande parte da energia consumida na siderurgia (PAES *et al.*, 2017). Outras fontes de energia limpa são a eólica e a solar, sendo a última usuária de painéis foto solares que ao final de sua vida útil serão resíduos eletrônicos.

Os constantes lançamentos de “novos” equipamentos, com baixa periodicidade, o que é conhecido por obsolescência programada (KITILA; WOLDEMIKAEL, 2019), provocam o aumento da demanda por matéria-prima para a fabricação de EEE. Em

contrapartida, a aquisição de novo equipamento gera o resíduo do anterior. Alguns equipamentos eletrônicos como celulares e notebooks, geralmente consumidos pelo mercado doméstico, chegam a alcançar o valor de carros populares menos sofisticados. Esses equipamentos geram um mercado de compra e venda de usados que é aderente à ODS12 (Consumo e Produção Responsáveis). No entanto, o barateamento de equipamentos não associados a marcas de grife nem sempre participam do mercado de reuso e acabam sendo descartados. Mesmo assim, podem entrar numa cadeia de reciclagem (DAVIS; HERAT, 2010) como a da UMICORE, após desmonte que pode ocorrer nas OCMRR. Quebrar a cadeia de busca pelo equipamento eletrônico mais recente será difícil, uma vez que vem carregado de argumentos promocionais como “mais rápido”, “mais leve”, “mais econômico”, “maior capacidade de armazenamento” dentre outros.

Esse consumo exacerbado de eletrônicos demanda mais matéria-prima, extraída do meio ambiente, bem como água, que participa dos processos de fabricação de componentes. O não aproveitamento por meio de reuso ou reciclagem podem ser classificados como desperdício de recursos naturais.

CONCLUSÃO

Diante do exposto, em relação à falta de gestão dos resíduos eletroeletrônicos e sua forma de descarte, é notório que existam oportunidades em relação à coleta dos REEE por parte público/privado. Foi retratado como a compra e a venda estão impulsionadas no mundo e como as relações comerciais são determinantes para a obsolescência programada e o acúmulo de equipamentos eletroeletrônicos.

A recuperação descuidada de materiais de REEE é uma prática arriscada que pode se tornar comum na cidade, podendo causar poluição ambiental e problemas de saúde.

Outro ponto importante é a necessidade cada vez maior da qualificação da mão de obra dos catadores, uma vez que o emprego de

tecnologias cada vez mais elaboradas na fabricação dos REEE dificulta seu beneficiamento, sua coleta e separação em qualquer parte da reciclagem. A formação de cooperativas, organizações bem-estruturadas desses catadores é capaz de desenvolver um ambiente mais propício para gestão desse tipo de resíduo.

A baixa reutilização dos bens, incentivados pela reciclagem desses produtos, é um grande fator para geração de mais poluição e degradação da natureza, elevando cada vez mais a extração de matéria-prima. O incentivo pela economia circular, reutilizando metais recuperados dos componentes reciclados, poderia acarretar num impacto em cadeia para diversas áreas, sendo a maior parte de benefício para todas elas, desde a diminuição da extração de um bem finito da natureza até a geração de renda para os profissionais responsáveis pela coleta e beneficiamento desse resíduo.

Assim, a gestão adequada de resíduos eletroeletrônicos é um mercado com alto potencial ambiental e econômico, tanto com oportunidades e barreiras, em especial com a inclusão dos catadores de materiais recicláveis nesse processo. Mesmo com a PNRS e o acordo setorial, o qual cita oportunidades para os catadores, a inserção deles depende de treinamento adequado para agregar valor ao resíduo, preservar a saúde dos participantes e mitigar riscos ambientais. A inclusão é economicamente atrativa quando se trata de OCMRR receber apoio, em especial do governo. O sucesso de um sistema de coleta de REEE (e de outros resíduos) é bom para todos os atores – governo, OCMRR, indústria de reciclagem e cidadãos – e, assim, evitar que esses resíduos sejam enviados para aterros, lixões a céu aberto, maximiza-se os bons impactos sociais e minimiza-se os ambientais.

REFERÊNCIAS

ABDEL-SHAFY, H. I.; MANSOUR, M. S. M. Solid Waste Issue: Sources, Composition, Disposal, Recycling, and Valorization. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 27, n. 4, p. 1275-290, 2018.

ADANU, S. K.; GBEDEMAH, S. F.; ATTAH, M. K. Challenges of adopting sustainable technologies in e-waste management at Agbogboshie, Ghana. **Heliyon**, v. 6, n. 8, p. 45-48, 2020.

AHIRWAR, R.; TRIPATHI, A. K. E-waste management: A review of recycling process, environmental and occupational health hazards, and potential solutions. **Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management**, n. 100409, 2021.

AMORIM, D. P. de L. Bioplásticos: Benefícios Sustentáveis à Ascensão da Produção. **Revista Metropolitana de Sustentabilidade**, São Paulo, v. 9, n. 1, p. 85-99, 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA ELETRO E ELETRÔNICA (ABINEE). **Panorama Econômico e Desempenho Setorial 2011**. São Paulo: ABINEE, mar. 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 15833**: Manufatura reversa - Aparelhos de refrigeração. Rio de Janeiro: ABNT, 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 16156**: Resíduos de equipamentos eletroeletrônicos - Requisitos para atividade de manufatura reversa. Rio de Janeiro: ABNT, 2013.

AZEVEDO, L. P.; ARAÚJO, F. G. S.; LAGARINHOS, C. A. F.; TENÓRIO, J. A. S.; ESPINOSA, D. C. R. E-waste management and sustainability: a case study in Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 32, 2017.

BABBITT, C. W.; WILLIAMS, E.; KAHNAT, R. Institutional disposition and management of end-of-life electronics. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 12, p. 5366-5372, 2011.

BALDÉ, C. P.; FORTI, V.; GRAY, V.; KUERH, R.; STEGMANN, P. **The Global E-waste Monitor – 2017**. Bonn/Geneva/Vienna: United Nations University (UNU), International Telecommunication Union (ITU) & International Solid Waste Association (ISWA), 2017.

BOB, U.; PADAYACHEE, A.; GORDON, M.; MOUTLANA, I. Enhancing Innovation and Technological Capabilities in the Management of E-Waste: Case Study of South African Government Sector. **Science, Technology and Society**, v. 22, n. 2, 2017.

BRASIL. Acordo setorial para implantação de sistema de logística reversa de produtos eletroeletrônicos de uso doméstico e seus componentes, 31 out. 2019. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2019.

BRASIL. Decreto nº 10.240, 12 fev. 2020. Regulamenta o inciso VI do caput do art. 33 e o art. 56 da Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, e complementa o Decreto nº 9.177, de 23 de outubro de 2017, quanto à implementação de sistema de logística reversa de produtos eletroeletrônicos e seus componentes de uso doméstico. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2020.

BRASIL. Lei nº 12.305, 02 ago. 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2010.

BRITTO, P. M. **Modelos de Referência de Atividades Operacionais Aplicáveis a Organizações de Catadores de Materiais Recicláveis**. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2018.

CHAKRABORTY, P.; SELVARAJ, S.; NAKAMURA, M.; PRITHIVIRAJ, B.; CINCINELLI, A.; BANG, J. J. PCBs and PCDD/Fs in soil from informal e-waste recycling sites and open dumpsites in India:

levels, congener profiles and health risk assessment. **Sci. Total Environ.**, v. 621, p. 930-938, 2018.

CHEN, F.; LUO, Z.; YANG, Y.; LIU, G. J.; MA, J. Enhancing municipal solid waste recycling through reorganizing waste pickers: A case study in Nanjing, China. **Waste Management and Research**, v. 36, n. 9, 2018.

CHIBUNNA, J. B.; SIWAR, C.; BEGUM, R. A.; MOHAMED, A. F. The Challenges of E-waste Management Among Institutions: A Case Study of UKM. **Procedia - Social and Behavioral Sciences**, v. 59, 2012.

DASGUPTA, D.; DEBSARKAR, A.; HAZRA, T.; BALA, B. K.; GANGOPADHYAY, A.; Chatterjee, D. Scenario of future e-waste generation and recycle-reuselandsfill-based disposal pattern in India: A system dynamics approach. **Environment, Development and Sustainability**, v. 19, p. 1473-1487, 2017.

DAVIS, G.; HERAT, S. Opportunities and constraints for developing a sustainable E-waste management system at local government level in Australia. **Waste Management and Research**, v. 28, n. 8, 2010.

DE OLIVEIRA, J. D. NETO, J. SILVA, M. M. SANTOS, S. M. E-Waste Mistakenly Disposed of as Recyclable Waste: A Case Study from Brazil. **Journal Clean - Soil, Air, Water**, v. 48, 2020.

DEMAJOROVIC, J.; AUGUSTO, E. E. F.; SOUZA, M. T. S. Logística reversa de REEE em países em desenvolvimento: desafios e perspectivas para o modelo brasileiro. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. XIX, n. 2. p. 119-138, abr./jun. 2016.

DIAS, P.; MACHADO, A.; HUDA, N.; BERNARDES, A.N. Waste electric and electronic equipment (WEEE) management: a study on the Brazilian recycling routes. **Journal of Cleaner Production**, v. 174, p. 7-16, 2018.

DUTRA, R. M. S.; YAMANE, L. H.; SIMAN, R. R. Influence of the expansion of the selective collection in the sorting infrastructure of waste pickers' organizations: A case study of 16 Brazilian cities. **Waste Management**, v. 77, p. 50–58, 2018.

ECOTI - Logística Reversa. **Como é feito o gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos (REEE)**. Aracaju: ECOTI, 2020.

FIDELIS, R.; FERREIRA, M. A.; ANTUNES, L. C.; KOMATSU, A. K. Socio-productive inclusion of scavengers in municipal solid waste management in Brazil: Practices, paradigms and future prospects. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 154, 2020.

FORTI, V.; BALDE, C. P.; KUEHR, R.; BEL, G. **The global e-waste monitor 2020: quantities, flows and the circular economy potential**. Bonn/Geneva/Rotterdam: United Nations University (UNU)/United Nations Institute for Training and Research (UNITAR) – co-hosted SCYCLE Programme; International Telecommunication Union (ITU) & International Solid Waste Association (ISWA), 2020.

GOLLAKOTA, A. R. K.; GAUTAM, S.; SHU, C. M. Inconsistencies of e-waste management in developing nations – Facts and plausible solutions. **Journal of Environmental Management**, v. 261 (October 2019), n. 110234, 2020.

IBANESCU, D.; GAVRILESCU, D. C.; TEODESIU, C.; FIORE, S. Assessment of the waste electrical and electronic equipment

management systems profile and sustainability in developed and developing European Union countries. **Waste Management**, v. 73, p. 39–53, 2018.

ILANKOON, I. M. S. K.; GHORBANI, Y.; CHON, N.; HERATH, G.; MOYO, T.; PETERSEN, J. Ewaste in the international context e a review of trade flows, regulations, hazards, waste management strategies and technologies for value recovery. **Waste Management**, v. 82, p. 258-275, 2018.

IPEA – INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Pesquisa sobre pagamento por serviços ambientais urbanos para gestão de resíduos sólidos**. Brasília: Ipea, 2010.

KAYA, M. Recovery of metals from electronic waste by physical and chemical recycling processes. World Academy of Science, Engineering and Technology. **International Journal of Chemical and Molecular Engineering**, v. 10, n. 2, p. 232-243, 2016.

KITILA, A. W.; WOLDEMIKAEL, S. M. Waste electrical and electronic equipment management in the educational institutions and governmental sector offices of Addis Ababa, Ethiopia. **Waste Management**, v. 85, p. 30–41, 2019.

KUBOTA, R.; HORITA, M.; TASAKI, T. Integration of community-based waste bank programs with the municipal solid-waste-management policy in Makassar, Indonesia. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 22, n. 3, 2020.

LIMA, N. S. de S.; MANCINI, S. D. Integration of informal recycling sector in Brazil and the case of Sorocaba City. **Waste Management and Research**, v. 35, n. 7, p. 721–729, 2017.

MAPHOSA, V.; MAPHOSA, M. The state of e-waste management at Zimbabwe's Higher Education Institutions. *In: 2020 International Conference on Artificial Intelligence, Big Data, Computing and Data Communication Systems, IcABCD 2020 - Proceedings. Anais [...]*. Durban, South Africa, p. 1-5, 2020.

MIHAI, F. C.; GNONI, M. G. E-waste management as a global challenge. *In: MIHAI, F. C. (ed.). E-Waste in Transition - From Pollution to Resource. [S.l.]: InTech, 29 june 2016.*

MIHAI, F.; GNONI, M. G.; MEIDIANA, C.; WUNONY, C.; ELIA, E. V. Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE): Flows, Quantities, and Management—A Global Scenario. *In: PRASAD, M. N. V.; VITHANAGE, M. Electronic Waste Management and Treatment Technology*. Cambridge, MA: Butterworth-Heinemann, 2019. p. 1-34.

MOLETSANE, R. I.; VENTER, C. Electronic Waste and its Negative Impact on Human Health and the Environment. *In: Vaal University of Technology Vanderbijlpark, 2018. Anais [...]*. Durban, South Africa, 2018.

OLIVEIRA, D. **Percepção de riscos ocupacionais em catadores de materiais recicláveis**: estudo em uma cooperativa em Salvador-Bahia. Dissertação (Mestrado em Saúde) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2011.

PAES, C. E.; BERNARDO, M.; LIMA, R. S.; LEAL, F. Management of Waste Electrical and Electronic Equipment in Brazilian Public Education Institutions: Implementation Through Action Research on a University Campus. **Systemic Practice and Action Research**, v. 30, n. 4, p. 377–393, 2017.

PARAJULY, K.; FITZPATRICK, C.; MULDOON, O.; KUEHR, R. Behavioral change for the circular economy: A review with focus on electronic waste management in the EU. **Resources, Conservation and Recycling**, X, v. 6 n. November 2019, p. 100035, 2020.

PARLAMENTO EUROPEU. Diretiva 2012/19/EU. Relativa aos resíduos de equipamentos eléctricos e electrónicos (REEE). **Jornal Oficial da União Europeia**, 4 jul 2018.

PAUL, J. G.; ARCE-JAQUE, J.; RAVENA, N.; VILLAMOR, S. P. Integration of the informal sector into municipal solid waste management in the Philippines - What does it need? **Waste Management**, v. 32, n. 11, 2012.

PETRIDIS, N. E.; PETRIDIS, K.; STIAKAKIS, E. Global e-waste trade network analysis. **Resource Conservation Recycling**, v. 158, 2020.

PINHEIRO, P. T.; RIBEIRO JR, H. O cooperativismo e sua importância no processo de des invisibilização social dos catadores de materiais recicláveis. **Derecho y Cambio Social**, 2015.

POLAT, O.; CAPRAZ, O.; GUNGOR, A. Modelling of WEEE recycling operation planning under uncertainty. **Journal of Cleaner Production**, v. 180, p. 769–779, 2018.

PUTRI, N. K. S.; ARTO, H.; ARGOG, A.; JOREDJO, H. E-waste handling in DKI Jakarta private higher education institution. **Journal of Theoretical and Applied Information Technology**, v. 74, n. 2, 2015.

RAUTELA, R.; ARYA, S.; VISHWAKARMA, S.; LEE, J.; KIM, K.; KUMAR, S. E-waste management and its effects on the environment

and human health. **Science of the total environment**, v. 773, n. 145623, 2021.

SHITTU, O. S.; WILLIAMS, I. D.; SHAW, P. J. Global E-waste management: Can WEEE make a difference? A review of e-waste trends, legislation, contemporary issues and future challenges. **Waste Management**, v. 120, p. 549–563, 2021.

SILVA, S.; GOES, F.; ALVAREZ, A. **Situação social das catadoras e dos catadores de material reciclável**. Brasília: Ipea, 2013.

SIMAN, R.R.; YAMANE, L.H.; BALDAM, R.L.; TACKLA, J.P.; LESSA, S.A.; BRITTO, P.M. Governance tools: Improving the circular economy through the promotion of the economic sustainability of waste picker organizations. **Waste Management (Elmsford)**, v. 105, p. 148-169, 2020.

SINGH, N.; DUAN, H.; TANG, Y. Toxicity evaluation of E-waste plastics and potential repercussions for human health. **Environment International**, v. 137, 2020. ISSN 0160-4120.

VACCARI, M.; VINTI, G.; CESARO, A.; BELGIORNO, V.; SALHOFER, S.; DIAS, M. I.; JANDRIC, A. WEEE Treatment in Developing Countries: Environmental Pollution and Health Consequences - An Overview. **Int J Environ Res Public Health**, v. 16, n. 9, p. 1595, 2019.

VALENTE, B. V.; GUADIROBA, R. C. S.; CONEJERO, M. A.; DA SILVA, M. A. V.; CÉZAR, A. D. Economic analysis of waste electrical and electronic equipment management: a study involving recycling cooperatives in Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, p. 17628–17649, 2021.

XAVIER, L. H.; OTTONI, M.; LEPAWSKY, J. Circular economy and e-waste management in the Americas: Brazilian and Canadian frameworks. **Journal of Cleaner Production**, v. 297, 2021.

ZOLLER, U. Alfabetización ciencia, Tecnología, Ambiente y Sociedad -CTAS- Para la sustentabilidad: ¿Qué deberíamos tomar para la educación en ciencias/química? **Educacion Quimica**, v. 24, n. 2, p. 207-214, 2013.

Capítulo 6

*Captação de recursos
financeiros para a
sustentabilidade dos
serviços de coleta
seletiva e avaliação do
ciclo de vida social nas
organizações de catadores
de materiais recicláveis*

Vilker Zucolotto Pessin

Renato Ribeiro Siman

RESUMO

Os serviços de coleta seletiva são onerosos sob o ponto de vista das despesas, e as municipalidades precisam garantir a prestação desses serviços utilizando técnicas sustentáveis. Nesse contexto, a reciclagem é incentivada enquanto processo necessário à valorização econômica dos resíduos sob o enfoque das boas práticas da economia circular. É justamente nessas atividades de coleta seletiva que os catadores de materiais reciclados participam ativamente do processo, porém são “invisíveis” aos olhos da sociedade e estão expostos a uma série de riscos sociais. Recursos financeiros existem para a coleta seletiva, porém nem sempre os projetos direcionam orçamento público em ações que promovam uma excelente prestação de serviços com reflexos positivos na realidade social dos catadores de materiais reciclados. Assim, faz-se importante elaborar propostas de captação de recursos para iniciativas que não apenas ampliem a cobertura da coleta seletiva, mas sobretudo que promovam o ganho social por parte das pessoas que executam as atividades. A prestação dos serviços é importante, porém, o resgate da dignidade do ser humano investido na função de catador de material reciclado vai muito além.

INTRODUÇÃO

Grandes são os desafios dos municípios para gerenciar seus processos de coleta seletiva, sobretudo sob a perspectiva do autofinanciamento desses serviços. Os gastos operacionais com manejo de resíduos, incluindo coleta, transporte, destinação final de resíduos e disposição final dos rejeitos nos aterros sanitários, nos países desenvolvidos podem ultrapassar US \$100 por tonelada, enquanto nos países em desenvolvimento os gastos são menos dispendiosos, aproximadamente US \$35 por tonelada (WORLD BANK, 2018).

Um estudo na Itália comprovou que as despesas com os serviços de manejo que envolvem a coleta, o transporte e transbordo,

a destinação de resíduos e a disposição final de rejeitos em aterros são caros, o que fez com que muitos municípios fossem obrigados a avaliar seus programas de gestão de resíduos sólidos (GRECO *et al.*, 2015). Se a coleta convencional é dispendiosa, a coleta seletiva custará ainda mais, visto que seu processamento exigirá novas etapas e técnicas (GRECO *et al.*, 2015). É justamente na coleta seletiva que os catadores de materiais reciclados podem desempenhar uma função importante, como na triagem em que desempenham função de segregação dos recicláveis (FIDELIS *et al.*, 2020).

A gestão municipal de resíduos sólidos em países em desenvolvimento caracteriza-se por pouca separação na fonte, processos complicados de coleta, presença de aterros controlados (KUBOTA; HORITA; TASAKI, 2020). Nesse ambiente de gestão municipal de resíduos, os catadores de materiais recicláveis possuem grande importância para a ampliação da coleta seletiva municipal, mediante classificação dos resíduos sólidos urbanos (RSU) secos em sintonia com os princípios da economia circular.

Diversos são os desafios para promover a inclusão social dos catadores de materiais reciclados e promover melhores condições de vida desses trabalhadores, sobretudo considerando os serviços de coleta seletiva. A situação de informalidade da classe de catadores de materiais reciclados, bem como a necessidade de desenvolvimento de políticas públicas para sua inserção social, é um desafio (GUTBERLET, 2021; SIMAN *et al.*, 2020). Legislações de países em desenvolvimento, como Brasil, Colômbia e Peru, implantaram a legislação nacional de gerenciamento de resíduos e estratégias de gerenciamento que apoiam a inclusão de catadores de materiais recicláveis na coleta seletiva, porém muito se tem a avançar (APARCANA, 2017).

Embora exista aparato legal, os catadores de materiais reciclados não estão de fato integrados ao sistema de gestão de resíduos e ainda existem problemas sociais comuns nesse setor, por exemplo, condições inadequadas de trabalho, com sua saúde e segurança muitas vezes em risco, trabalho infantil, discriminação, rejeição social (FIDELIS *et al.*, 2020).

Nesse contexto, as técnicas de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) podem ser utilizadas na elaboração de projetos para justificar investimentos públicos e privados. A ACV estuda aspectos ambientais e possíveis impactos ao longo da vida de um produto ou serviço e são registradas nas Normas ISO 14040, com enfoque na concepção de produtos ou serviços que cumpram sua função e ao mesmo tempo cheguem à etapa de descarte, reutilização ou reciclagem (ABNT, 2001). Composta por etapas similares a uma ACV tradicional, a Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACV-S) agrega análises de impactos sociais e socioeconômicos no desenvolvimento dos produtos e na oferta de serviços. Sob o enfoque da valorização social dos catadores de materiais reciclados, as técnicas de ACV-S encontram grande aplicabilidade e poderiam ser utilizadas para fundamentar projetos de investimentos.

A partir da definição de metas de ampliação de coleta seletiva, é possível aplicar estratégias de ACV-S com a análise de indicadores como empregabilidade e renda dos catadores de materiais recicláveis, para apoiar e melhorar a tomada de decisões, visando a uma gestão sustentável dos resíduos pelos municípios.

As metodologias de ciclo de vida são amplamente utilizadas para o cálculo de indicadores, por exemplo, avaliação do ciclo de vida (ACV) ou custeio (ACV-C) para impactos ambientais e econômicos, respectivamente. Richard, Hilonga e Machunda (2021) utilizaram a ACV enquanto Sharma e Chandel (2021) utilizaram a ACV-C para diferentes cenários de gestão de RSU. Em contrapartida, a avaliação do ciclo de vida social (ACV-S) é ainda um campo de pesquisa recente. Em uma pesquisa na literatura, observa-se como o número de estudos de caso de ACV-S são ínfimos em comparação com os estudos de ACV e ACV-C, principalmente quando restringimos nossa busca ao sistema de coleta seletiva de resíduos.

Assim, considerando este cenário em que muitas vezes os sistemas de gerenciamento de RSU são financeiramente deficitários, tem-se por objetivo descrever algumas fontes de recursos para o

fortalecimento dos processos de coleta seletiva no contexto municipal, ao mesmo tempo que se aponta a aplicação da técnica de avaliação de ciclo de vida social (ACV-S) na realidade dos catadores de materiais recicláveis.

DESENVOLVIMENTO

Ao redor do mundo, observa-se uma grande variação nos sistemas de cobrança e preços pelo manejo de resíduos sólidos urbanos (RSU): normalmente, quanto mais desenvolvido um país, mais sofisticado ele é em termos de esquemas de cobrança. Os países desenvolvidos estão à frente não apenas em termos de existência de sistemas de cobrança, mas também em seu tipo, com uma maior presença do sistema *Pay As You Throw* (PAYT) em seus territórios (DUTRA *et al.*, 2020).

Por sua vez, os países em desenvolvimento têm dificuldade na implementação de um sistema de cobrança, mantendo-se a ideia de que os serviços devem ser custeados por meio de impostos gerais (DUTRA *et al.*, 2020). De todas as formas, para a instituição de qualquer sistema de cobrança é necessário não apenas o atendimento ao arcabouço legal local, como também o amadurecimento na gestão de resíduos sólidos (ALZAMORA; BARROS, 2020).

No contexto internacional, as cidades e países desenvolvidos que implementaram alguma arrecadação específica para o manejo de resíduos podem servir de exemplo para ilustrar como é feita sua gestão financeira. Dutra *et al.* (2020) apresentam a análise das experiências internacionais abordando aspectos como universalização, reciclagem, meios de tratamento dos resíduos, aproveitamento energético, estruturas financeiras orçamentárias e disposição final de rejeitos.

Nos países desenvolvidos, de uma forma geral, o pagamento do usuário é feito proporcional ao que ele realmente gera, geralmente pagando pelo preço da quantidade de resíduos produzidos (DUTRA *et al.*, 2020). Há três possibilidades: uma em que a taxa aumenta a partir de um determinado valor; outra em que não há

cobrança até determinado valor; e a terceira opção, em que há incentivos para pequenas quantidades (ALZAMORA; BARROS, 2020). Geralmente, os municípios incorrem nos custos de coleta de resíduos de embalagem, enquanto os custos de reciclagem são suportados pelos geradores. Isso explica por que a variável da taxa de reciclagem só é significativa para os custos de coleta (CHIFARI *et al.*, 2017).

Enquanto nos países desenvolvidos há uma conscientização por parte do contribuinte com relação ao pagamento pelos serviços, em países em desenvolvimento há mais dificuldades para efetuar a cobrança, como se não houvesse consenso social sobre sua necessidade. A cobrança é insuficiente para arcar com as despesas, não há nenhum sistema de pagamento em função da quantidade de descarte e os municípios que cobram optam por fazê-lo por meio de uma taxa fixa, geralmente baseada em impostos sobre a propriedade (ALZAMORA; BARROS, 2020).

Os municípios brasileiros são deficitários na prestação dos serviços de coleta seletiva, de forma que as municipalidades precisam arcar com suas receitas correntes líquidas para o financiamento dos sistemas, logo a captação de recursos figura como uma possibilidade para que os municípios garantam a sustentabilidade financeira desses sistemas (BRASIL, 2020).

No contexto brasileiro, a base legal para que se possam instituir medidas para o financiamento dos serviços de manejo de resíduos sólidos está prevista nos artigos 42 a 46 da Lei 12.305, de 2 de agosto de 2010. De acordo com a fundamentação legal, o poder público poderá instituir medidas indutoras e linhas de financiamento para atender, prioritariamente, às iniciativas de prevenção e redução e ao desenvolvimento de novos produtos com menos impacto ambiental. Ainda sob os aspectos da Lei 12.305, de 2 de agosto de 2010, as instituições oficiais de crédito podem oferecer linhas de financiamento (BRASIL, 2010).

A identificação dos programas, projetos e ações necessárias à consecução das metas permite que sejam estimados os investimentos

necessários. A partir dessa identificação, é possível utilizar uma das várias fontes de recursos financeiros para o setor de resíduos sólidos necessários à sua execução de acordo com os prazos estabelecidos (MACHADO, [2021]).

Há uma diversidade de fontes de recursos para financiar os serviços de projetos públicos ou privados que visem à universalização do acesso ao saneamento básico, reembolsáveis ou mesmo recursos a título de fundos de investimentos. Assim, deve-se analisar as possíveis fontes de financiamento, verificar os respectivos critérios de elegibilidade, entre os quais há a elaboração de bons projetos de captação de recursos que podem ser na modalidade de financiamento reembolsáveis, por exemplo, linhas de financiamento em bancos comerciais, como é o caso do Banco do Brasil na linha “Finame reembolsável” com condições operacionais disciplinadas por regras de mercado (BANCO DO BRASIL, [2021]).

O Ministério do Meio Ambiente, em parceria com Ministério do Desenvolvimento Regional e com diversas instituições financeiras, possui fontes de recursos para custear os serviços de manejo de resíduos sólidos (MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL, [2021]).

Há previsão legal também para a captação de recursos em Bancos de Desenvolvimento, como é o caso do BNDES na linha “Finem - Saneamento ambiental e recursos hídricos”, cujo objetivo é financiamento para projetos de investimentos públicos ou privados que visem à universalização do acesso aos serviços de saneamento básico (BNDES, [2021]). Bancos Estaduais de desenvolvimento também possuem crédito para os municípios, como o Banco de Desenvolvimento do Estado do Espírito Santo (Bandes), por meio da linha “Procidades” para investimento nos municípios do Espírito Santo em modernização e infraestrutura em saneamento (BANDES, [2021]).

Por fim, destaca-se também recursos não reembolsáveis advindos de fundos de investimentos, por exemplo o Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA), Fundo Clima (BNDES, 2021), Programa de

saneamento ambiental para municípios até 50 mil habitantes, elaboração de proposta de repasse de recursos não onerosos para implantação ou melhoria de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos (FUNASA, 2014).

A organização e formalização de associações de catadores de materiais reciclados pode constituir-se em primeira iniciativa para gestão eficiente, refletindo-se em ações que permitam fomentar o acesso a investimentos financeiros governamentais, o comprometimento dos municípios com as metas de coleta seletiva e a promoção da educação ambiental, colocando essas organizações no foco das captações de recursos para ampliação da coleta seletiva.

As Organizações de Catadores de Materiais Recicláveis e Reutilizáveis (OCMRR) possuem um trabalho social importante ao integrar trabalhadores “não qualificados” ao mercado de trabalho, gerando oportunidades de emprego para indivíduos excluídos socialmente (FIDELIS; CARLOS, 2018). Entretanto, é importante avaliar os impactos sociais da inclusão delas ao sistema de gerenciamento de resíduos sólidos municipais para identificar os pontos fortes e os pontos fracos e propor possíveis melhorias.

As metodologias para avaliação de ciclo de vida para impactos ambientais (ACV) e econômicos (ACV-C) tem um longo histórico, enquanto a avaliação de ciclo de vida social (ACV-S) tem menos referências na literatura científica devido às suas particularidades e às adaptações necessárias às características do assunto a ser estudado (REINALES; ZAMBRANA-VASQUEZ; SAEZ-DE-GUINOVA, 2020).

A Avaliação de Ciclo de Vida Social (ACV-S) é uma abordagem metodológica que visa avaliar os aspectos sociais e socioeconômicos ao longo do ciclo de vida de um produto, processo ou serviço (REICHERT; MENDES, 2014). Ela complementa a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), que se concentra principalmente nos impactos ambientais.

No contexto dos projetos de resíduos sólidos com participação dos catadores de materiais reciclados, a ACV-S é especialmente

relevante. Os catadores desempenham um papel fundamental na coleta seletiva, triagem e recuperação de materiais recicláveis, contribuindo para a redução do volume de resíduos enviados para aterros sanitários, economia de recursos naturais e diminuição da emissão de gases de efeito estufa.

A ACV-S permite analisar os impactos sociais associados à inclusão dos catadores nesses projetos (REICHERT; MENDES, 2014). Isso pode envolver a avaliação de aspectos como saúde e segurança ocupacional, condições de trabalho, renda, emprego, capacitação e inclusão social. Mediante essa análise, é possível identificar oportunidades de melhoria, mitigar impactos negativos e promover o desenvolvimento sustentável e a justiça social.

Além disso, a ACV-S também auxilia na identificação de possíveis benefícios socioeconômicos decorrentes do envolvimento dos catadores, como a geração de empregos e renda para comunidades marginalizadas. Essas informações são valiosas para embasar tomadas de decisão, políticas públicas e estratégias de gestão de resíduos sólidos, visando à maximização dos benefícios sociais e ambientais.

Dessa forma, a ACV-S desempenha um papel essencial ao considerar não apenas os aspectos ambientais, mas também os impactos sociais ao avaliar projetos de resíduos sólidos com participação dos catadores de materiais reciclados. Ela contribui para o desenvolvimento de soluções mais sustentáveis, equitativas e inclusivas nessa área.

Os municípios que apoiam e formalizam os serviços prestados pelas OCMRR geralmente promovem iniciativas educacionais e de marketing para promover atividades de reciclagem e estimular a população local a separar o resíduo reciclável, também com enfoque nas análises de ACV-S. Nesse contexto, é relevante pensar que o catador de material reciclado, como membro de uma cooperativa ou associação, apresenta uma evolução em seu status social.

Observa-se, entretanto, que o perfil socioeconômico dos catadores de materiais recicláveis ainda apresenta limitações de serviços

básicos, saúde, alimentação, educação e moradia, o que torna necessário que esses trabalhadores complementem sua renda com outras atividades (BURNEO *et al.*, 2020).

A renda desses trabalhadores não é fixa e depende fortemente da quantidade e qualidade dos materiais recicláveis coletados, que são vendidos no mercado de reciclagem, bem como do pagamento por serviços ambientais oferecidos pela municipalidade (APARCANA, 2017). Ibanéz-Fores *et al.* (2019) concluíram em sua pesquisa com catadores integrados ao sistema formal de gestão de resíduos sólidos urbanos que a renda média desses trabalhadores é abaixo do salário-mínimo estabelecido pelo Brasil.

Vinyes *et al.* (2013) aplicaram a metodologia da ACV-S no gerenciamento de resíduos de óleo de cozinha usado, comparando a sustentabilidade dos tipos de coleta desse resíduo. Esse estudo permitiu determinar, mediante os resultados sociais obtidos, qual sistema gera mais empregos, qual é mais inclusivo ou qual melhor contribui para a educação ambiental das crianças, além de outros impactos sociais.

Na União Europeia, Scheinberg *et al.* (2016) descreveram a existência na ordem de 1 milhão de catadores informais que enfrentam as mesmas vulnerabilidades daqueles observados em outras regiões do mundo. Os autores concluíram que a formalização na Europa tem sido prescrita em resposta apenas às oportunidades de financiamento, sem envolvimento dos próprios catadores nas tomadas de decisão.

Todos esses autores reforçam a importância da avaliação dos impactos sociais e a necessidade de se analisar os pontos positivos e negativos existentes nos sistemas de gestão de resíduos no âmbito social. Com isso, soluções podem ser propostas para auxiliar no combate à pobreza, proporcionando empregos e qualidade de vida e desempenhando um papel vital no desenvolvimento social dos catadores.

Projetos de captação de recursos para a ampliação das ações de valorização social poderiam ser desenvolvidos para integrar os catadores de materiais reciclados, prevendo investimentos não apenas

em maquinário e equipamento para as atividades de coleta seletiva, mas também para alocar recursos na implementação de programas sociais (STANGHERLIN; ZARELLI; SILVA, 2020).

Diversos indicadores poderiam ser desenvolvidos nesses projetos com a finalidade de mensurar a importância da reversão de verbas em ações voltadas aos catadores de materiais reciclados nas áreas de saúde, educacionais, de mercado de trabalho, demográficas, habitacionais, justiça, infraestrutura, renda, desigualdade, dentre outros (STANGHERLIN; ZARELLI; SILVA, 2020).

Segundo dados do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS), somam-se 1.480 associações de catadores de materiais recicláveis no Brasil, em 2019 (MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL, [2021]), que possuem alguma parceria com municípios brasileiros, totalizando 31.527 catadores associados, e executam a coleta de 36,8% da massa de materiais recicláveis secos contidos nos resíduos sólidos urbanos do Brasil (BRASIL, 2020). Esses dados demonstram a crescente relevância dessa categoria de trabalhadores.

Os cooperados trabalham de segunda a sexta-feira, das 7h30 às 17h, e aos sábados das 7 às 12h e obtêm uma renda mensal de aproximadamente dois salários-mínimos, além de recolherem o INSS como autônomos. Observa-se um aumento gradativo na quantidade de materiais recicláveis coletados, que passou de 1.937,97 toneladas em 2012 para 3.539,50 toneladas em 2018, com a coleta seletiva abrangendo 100% dos bairros (MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL, [2021]).

Essas pesquisas demonstram que o desempenho social dos catadores inseridos no sistema formal de gestão de resíduos sólidos tem muito espaço para melhorias e percebe-se a necessidade de se identificar as questões sociais associadas à gestão municipal de resíduos sólidos, com a possibilidade de captação de recursos para promover diversos projetos sociais, ao mesmo tempo que se amplia a valorização social dos catadores de materiais reciclados.

CONCLUSÕES

As iniciativas municipais de gestão de resíduos sólidos devem prever instrumentos que garantam a sustentabilidade financeira viabilizada por projetos eficientes e socialmente inclusivos. Diversas são as possibilidades de financiamento dos serviços de coleta seletiva com recursos advindos de fontes de recursos públicos ou privados. Existem recursos federais, de fundos de investimentos nacionais e internacionais, de bancos comerciais e de desenvolvimento disponíveis para a ampliação da coleta seletiva, de forma que a elaboração de projetos com foco em captação de recursos onerosos e não onerosos apresentam-se como opções interessantes para a sustentabilidade desses sistemas. Recursos financeiros existem, o que ainda falta é a elaboração de projetos de investimento amplos que promovam excelência na prestação dos serviços, bem como a valorização social e inclusão dos catadores de materiais reciclados.

A análise do desempenho social dos sistemas de gestão de resíduos de municípios que integram as OCMRR em seus programas de coleta seletiva, por meio da quantificação de indicadores sociais pela ACV-S, permite ampliar o conhecimento sobre os aspectos sociais dos catadores associados e propor melhorias para o desenvolvimento desse grupo, visto que os catadores são sem dúvidas o elo mais fraco desse processo.

As pesquisas explanadas no texto demonstram que o desempenho social dos catadores inseridos no sistema formal de gestão de resíduos sólidos tem muito espaço para melhorias do ponto de vista social e relatam sobre a necessidade de se identificar as questões sociais associadas à gestão municipal de resíduos sólidos, com foco na valorização e inclusão dos catadores de materiais reciclados.

REFERÊNCIAS

ALZAMORA B. R.; BARROS R. T. V. Review of municipal waste management charging methods in different countries. **Waste Management**, v. 115, p. 47–55, 2020.

APARCANA S. Approaches to formalization of the informal waste sector into municipal solid waste management systems in low- and middle-income countries: Review of barriers and success factors. **Waste Management**, v. 61, p. 593–607, 2017.

APARCANA S.; SALHOFER S. Application of a methodology for the social life cycle assessment of recycling systems in low income countries: Three Peruvian case studies. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, p. 1116–1128, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR ISO 14040**: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2001. p. 1–10.

BANCO DO BRASIL – BNDES. Finame. **Banco do Brasil**, [2021]. Disponível em: <<https://www.bb.com.br/pbb/pagina-inicial/empresas/produtos-e-servicos/credito/financiar-um-investimento/bndes-finame#/>>. Acesso em: 30 abr. 2021.

BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DO ESPÍRITO SANTO – BANDES. Crédito Gestão Municipal - Procidades. **Bandes**, [2021]. Disponível em: <<https://www.bandes.com.br/Site/Dinamico/Show/905/Procidades>>. Acesso em: 30 abr. 2021.

BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO – BNDES. Saneamento ambiental e recursos hídricos. **BNDES**, [2021]. Disponível em: <<https://www.bndes.gov.br/wps/portal/site/home/financiamento/produto/bndes-finem-saneamento-ambiental-recursos-hidricos>>. Acesso em: 30 abr. 2021.

BRASIL. Lei 12.305, 2 ago. 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2010. Disponível

em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 23 abr. 2021.

BRASIL. Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. SNIS. **18º Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos**. Brasília: SNIS, 2020. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnosticos>>. Acesso em: 10 maio 2021.

BURNEO D.; CANSINO J. M.; YÑIGUEZ R. Environmental and Socioeconomic Impacts of Urban Waste Recycling as Part of Circular Economy. The Case of Cuenca (Ecuador). **Sustainability**, v. 12, n. 8, p. 3406, 2020.

CHIFARI, R.; PIANO, S.; MATSUMOTO, S.Ç.; TASAKI, T. Does recyclable separation reduce the cost of municipal waste management in Japan? **Waste Management**, v. 60, p. 32–41, 2017.

DUTRA, L.; HONDA, K.; VIEIRA, A.; MONTES, R. **A Sustentabilidade Financeira dos Serviços de Manejo de Resíduos Sólido**: Modelos de cobrança ao redor do mundo. São Paulo: EY Brasil, 2020. p. 83. Disponível em: <https://selur.org.br/wp-content/uploads/2020/08/RELATORIO_EY-e-SELURB_Modelos-de-Cobran%C3%A7a-ao-Redor-do-Mundo-1.pdf> Acesso em: 5 maio 2023.

FIDELIS R.; CARLOS J. Resources, Conservation & Recycling Evaluating the performance of recycling cooperatives in their operational activities in the recycling chain. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 130, n. Jul. 2017, p. 152–163, 2018.

FIDELIS, R.; MARCO-FERREIRA, A.; ANTUNES, L. C.; KOMATSU, A. K. Socio-productive inclusion of scavengers in municipal solid waste management in Brazil: Practices, paradigms and

future prospects. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 154, n. Jul. 2019, p. 104594, 2020.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FUNASA. **Manual de orientações técnicas para elaboração de propostas para o programa de Resíduos Sólidos**. Brasília: Funasa, 2014. p. 41.

GRECO G. A.; ALLEGRINI M.; DEL LUNGO C.; GORI; S. P.; GABELLINI L. Drivers of solid waste collection costs. Empirical evidence from Italy. **Journal of Cleaner Production**, v. 106, p. 364–371, 2015.

GUTBERLET J. Grassroots waste picker organizations addressing the UN sustainable development goals. **World Development**, v. 138, p. 105195, 2021.

IBÁÑEZ-FORÉS V.; BOVEA M. D.; NÓBREGA C. C.; MEDEIROS H. R. Assessing the social performance of municipal solid waste management systems in developing countries: Proposal of indicators and a case study. **Ecological Indicators**, v. 98, n. February 2018, p. 164–178, 2019.

KUBOTA R.; HORITA M.; TASAKI T. Integration of community-based waste bank programs with the municipal solid-waste-management policy in Makassar, Indonesia. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 22, n. 3, 2020.

MACHADO G. B. Fontes De Financiamento Para O Setor De Resíduos Sólidos No Brasil. **Portal Resíduos Sólidos**, [2021]. Disponível em: <<https://portalresiduossolidos.com/fontes-de-financiamento-para-o-setor-de-residuos-solidos-no-brasil/>>. Acesso em: 30 abr. 2021.

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL – MDR. **Gestão integrada de resíduos sólidos**. [2021]. Disponível em: <<http://www.capacidades.gov.br/biblioteca/detalhar/id/221/titulo/gestao-integrada-de-residuos-solidos>>. Acesso em: 30 abr. 2021.

REICHERT, G. A.; MENDES, C. A. B. Life cycle assessment and decision making support in integrated and sustainable municipal solid waste management. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 301–313, 1 jul. 2014.

REINALES D.; ZAMBRANA-VASQUEZ D.; SAEZ-DE-GUINOA A. Social Life Cycle Assessment of Product Value Chains Under a Circular Economy Approach: A Case Study in the Plastic Packaging Sector. **Sustainability**, v. 12, n. 16, 2020.

RICHARD E.N.; HILONGA A.; MACHUNDA R.L. Life cycle analysis of potential municipal solid wastes management scenarios in Tanzania: the case of Arusha City. **Sustainable Environment Research**, v. 31, n. 1, 2021.

SCHEINBERG A.; NESIĆ J.; SAVAIN R.; LUPPI P.; SINNOTT P.; PETEAN F.; POP F. From collision to collaboration – Integrating informal recyclers and re-use operators in Europe: A review. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 34, p. 820-839, 2016

SHARMA B. K.; CHANDEL M. K. Life cycle cost analysis of municipal solid waste management scenarios for Mumbai, India. **Waste Management**, v. 124, p. 293-302, 2021.

SIMAN R. R.; YAMANE L. H.; BALDAM R.; LESSA J.; SARINA F.; MENDONÇA. B. P. Governance tools: Improving the circular economy

through the promotion of the economic sustainability of waste picker organizations. **Waste Management**, v. 105, p. 148–169, 2020.

STANGHERLIN K.; ZARELLI P.; SILVA P. Análise dos indicadores sociais de catadores de materiais recicláveis como instrumento de apoio ao empreendedorismo social. **Revista brasileira de educação ambiental**, v. 15, p. 143–162, 2020.

THE WORLD BANK. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. **The World Bank**, v. 4, n. 3, p. 1–283, 2018.

VINYES E.; UGAYA C.; RIERADEVALL J.; JORDI O. Application of LCSA to used cooking oil waste management. **Life Cycle Management**, n. 200125, p. 445–455, 2013.

Sobre os autores

Ana Paula de Moraes Barroso

Mestranda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo. Pós-graduanda em Gestão de Sistemas de Abastecimento de Água e Sistemas de Esgotos Sanitários. Engenheira civil pela Universidade Vila Velha (2020).

Cassiano Gustavo Juan Franco Neves Bragança

Mestrando em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo. Geólogo pela Universidade Federal do Espírito Santo (2021). Auditor fiscal de Meio Ambiente da Prefeitura Municipal de Viana.

Daina Bourguignon Campos de Oliveira

Mestranda em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável e licenciada em Química (2013) pela Universidade Federal do Espírito Santo. Técnica em Química pelo Instituto Federal do Espírito Santo (2009).

Dayane Valentina Brumatti

Doutoranda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo e mestre em Meteorologia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa (2012). Engenheira ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (2010) e engenheira de segurança do trabalho pela Faculdade Pitágoras (2013). Especialista em Educação Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais (2016) e pelo Instituto Federal do Espírito Santo – IFES (2019).

Flávia Lopes de Almeida Nascimento

Doutoranda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo e mestre em Modelagem Computacional em Ciência e Tecnologia pela Universidade Estadual de Santa Cruz (2019). Engenheira civil pela Universidade Vila Velha (2015).

Gabriela Viana Lima

Mestranda em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável pela Universidade Federal do Espírito Santo. Licenciada em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário São Camilo (2018) e técnica em Aquicultura pelo Instituto Federal do Espírito Santo (2014).

Guilherme Figueiredo Reis

Mestrando em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo, especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (2015). Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal Fluminense (2013). Especialista de Segurança do Trabalho da ArcelorMittal Tubarão.

Hiury Marques Marvila

Mestrando em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável pela Universidade Federal do Espírito Santo. Especialista em Ecologia e Gestão Ambiental pela Faculdade de Venda Nova do Imigrante (2021). Especialista em Ciências da Natureza e suas Tecnologias pela Universidade Federal do Piauí (2022). Graduado em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário São Camilo (2020). Professor da Rede Estadual de Ensino do Espírito Santo.

Juliana Salomão das Neves

Mestranda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo. Engenheira Química pela Universidade Federal do Espírito Santo (2016).

Laís Rodrigues de Souza

Pós-graduanda em Engenharia de Segurança do Trabalho pela Universidade Cândido Mendes. Especialista em Licenciamento, Perícia e Auditoria Ambiental pela Universidade Estácio de Sá (2018). Engenheira ambiental pela Faculdades Integradas Espírito-Santenses – FAESA (2015) e tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal do Espírito Santo – IFES (2014).

Leonardo Dias de Abreu

Mestrando em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo. Especialista em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo (2007) e em Engenharia de Produção pela Universidade de Vila Velha (2010). Engenheiro metalúrgico pela Universidade Federal Fluminense (2000). Especialista de Meio Ambiente da ArcelorMittal Tubarão.

Lorena Miozzi Alves Cabral

Mestranda em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável pela Universidade Federal do Espírito Santo. Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho pela Faculdade do Centro Leste UCL (2018) e especialista em Vigilância em Saúde Ambiental pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (2019). Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo (2008) e engenheira ambiental pela Faculdade Espírito Santense (2015). Atua como consultora ambiental.

Luciana Harue Yamane

Possui pós-doutorado pela Universidade de São Paulo (2014). É doutora em Ciências pela Universidade de São Paulo (2012). Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo (2007). Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Espírito Santo (2004) e em Tecnologia em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal do Espírito Santo (2003).

Luna Ferraço Arruda

Mestranda em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável pela Universidade Federal do Espírito Santo e é engenheira civil pela Universidade Vila Velha (2018)

Michele Gasparini de Miranda

Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável pela Universidade Federal do Espírito Santo, especialista em Direito Administrativo pela Universidade Anhuera – Uniderp (2014) e em Constitucional Aplicado pela Damásio Educacional (2017). Bacharel em Direito pela Faculdade Brasileira Multivix (2012). Advogada.

Renato Meira de Sousa Dutra

Doutorando em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo. Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável pela Universidade Federal do Espírito Santo (2016). Engenheiro ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo (2013) com período *sandwich* na University of Florida/EUA. Tecnólogo em Manutenção Eletromecânica pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo (2011). Possui pós-graduação em Educação e Gestão Ambiental pela Faculdade Ateneu (2012), em Engenharia em Segurança do Trabalho pela Universidade Cândido Mendes (2016) e MBA em Gerenciamento de Projetos pela Fundação Getúlio Vargas (2018). Atua como professor no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense.

Renato Ribeiro Siman

Possui doutorado (2007) e mestrado (2003) em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo. É engenheiro químico pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (2000). Chefe do Laboratório de Gestão do Saneamento Ambiental (LAGESA) e professor associado do curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo.

Rober Marcone Rosi

Doutorando em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo (2021). Mestre em Ciência da Computação pela Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP (1995). Bacharel em Matemática pela Universidade Federal do Espírito Santo (1991). Professor da Unidade de Computação e Sistemas do Centro Universitário FAESA. Sócio fundador da Wize Company Tecnologia LTDA.

Roger Trancozo de Jesus

Mestrando em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável pela Universidade Federal do Espírito Santo. Especialista em Educação Profissional e Tecnológica pelo IFES (2015). Especialista em Segurança da Informação pelo SENAC (2011). Tecnólogo em Redes de Computadores pela Uninove (2002). Químico (bacharelado e licenciatura) pela UNIFIEO (1997). Analista de Tecnologia da Informação do PRODEST desde 2006.

Vilker Zucolotto Pessin

Mestrando em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável pela Universidade Federal do Espírito Santo. MBA em Business Intelligence pela Unimais (2020). Possui certificação internacional 5CM na elaboração de projetos de infraestrutura pelo Reino Unido (2020). Especialização em Service Excellence for Business pela ILAC International College – Toronto CA (2019). É engenheiro civil pela Faculdade Brasileira Multivix (2017). Administrador de Empresas pela Universidade Federal do Espírito Santo (2007). Atua como funcionário público no Banco de Desenvolvimento do Espírito Santo desde 2010.

