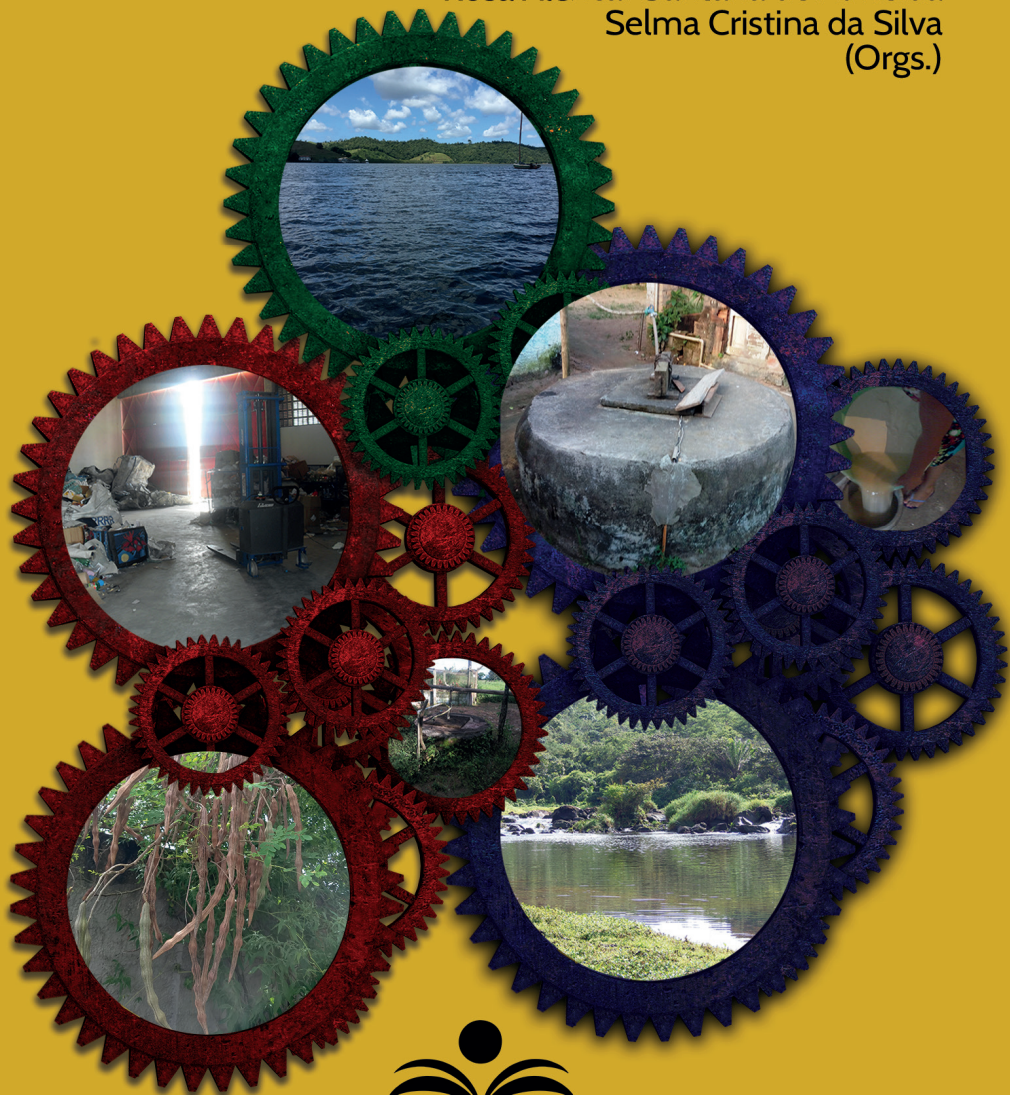


Engenharia, saneamento e meio ambiente

Alessandra Cristina Silva Valentim
Anaxsandra da Costa Lima Duarte
Rosa Alencar Santana de Almeida
Selma Cristina da Silva
(Orgs.)



Engenharia, saneamento e meio ambiente

REITOR

Fábio Josué Souza dos Santos

VICE-REITOR

José Pereira Mascarenhas Bisneto

SUPERINTENDENTE

Rosineide Pereira Mubarack Garcia

CONSELHO EDITORIAL

Ana Lúcia Moreno Amor

Josival Santos Souza

Luiz Carlos Soares de Carvalho Júnior

Maurício Ferreira da Silva

Paulo Romero Guimarães Serrano de Andrade

Robério Marcelo Rodrigues Ribeiro

Rosineide Pereira Mubarack Garcia (presidente)

Sirlara Donato Assunção Wandenkolk Alves

Walter Emanuel de Carvalho Mariano

SUPLENTES

Carlos Alfredo Lopes de Carvalho

Marcílio Delan Baliza Fernandes

Wilson Rogério Penteadó Júnior

COMITÊ CIENTÍFICO:

(Referente ao Edital nº. 001/2020 EDUFRB – Coleção Sucesso
Acadêmico na Graduação da UFRB)

Alessandra Cristina Silva Valentim

Anaxsandra da Costa Lima Duarte

Rosa Alencar Santana de Almeida

Selma Cristina da Silva

Thomas Vincent Gloaguen

EDITORA FILIADA À



Associação Brasileira
das Editoras Universitárias

Alessandra Cristina Silva Valentim
Anaxsandra da Costa Lima Duarte
Rosa Alencar Santana de Almeida
Selma Cristina da Silva
(Orgs.)

Engenharia, saneamento e meio ambiente



Editora UFRB

Cruz das Almas - Bahia/2021

Copyright©2021 by Alessandra Cristina Silva Valentim, Anaxsandra da Costa Lima Duarte, Rosa Alencar Santana de Almeida e Selma Cristina da Silva.

Direitos para esta edição cedidos à EDUFRB.

Projeto gráfico, capa e editoração eletrônica:

Antonio Vagno Santana Cardoso

Revisão e normatização técnica:

Anaxsandra da Costa Lima Duarte

A reprodução não-autorizada desta publicação, por qualquer meio, seja total ou parcial, constitui violação da Lei nº 9.610/98.

E57	Engenharia, saneamento e meio ambiente / Organizadoras: Alessandra Cristina Silva Valentim... [et al.]_ Cruz das Almas, BA: EDUFRB, 2021. 324p.; il. Este Livro é parte da Coleção Sucesso Acadêmico na Graduação da UFRB - Volume VIII. ISBN: 978-65-87743-20-2. 1.Engenharia sanitária – Pesquisa e desenvolvimento. 2.Engenharia sanitária – Saneamento. 3.Meio ambiente – Análise. I.Universidade Federal do Recôncavo da Bahia. II.Valentim, Alessandra Cristina Silva. III.Duarte, Anaxsandra da Costa Lima. IV.Almeida, Rosa Alencar Santana de. V.Silva, Selma Cristina da. VI.Título. CDD: 628.06
-----	---

Ficha elaborada pela Biblioteca Central de Cruz das Almas - UFRB.

Responsável pela Elaboração - Antonio Marcos Sarmento das Chagas (Bibliotecário - CRB5 / 1615).
(os dados para catalogação foram enviados pelas usuárias via formulário eletrônico)

Livro publicado em 30 de junho de 2021.



Editora UFRB

Rua Rui Barbosa, 710 – Centro
44380-000 Cruz das Almas – Bahia/Brasil

Tel.: (75) 3621-7672

editora@reitoria.ufrb.edu.br

www.ufrb.edu.br/editora

www.facebook.com/editoraufrb

Agradecimentos

A comissão responsável pela elaboração desta publicação agradece aos colaboradores do Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas (CETEC), e em particular aos colegas da Área de Tecnologia Ambiental (ATAM), que direta ou indiretamente contribuíram para produção deste livro, em especial aos professores que aceitaram a tarefa de compilar, condensar, estruturar e atualizar os textos originais resultantes dos trabalhos dos discentes.

Prefácio

Celso Luiz Borges de Oliveira¹

Apraz-me e honra-me, prefaciara publicação desta coletânea de capítulos que compõem o primeiro e-book ESA, oriundos dos Trabalhos de Conclusão de Curso dos egressos e graduandos do Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - CETEC/UFRB, sob a orientação dos docentes deste Centro de Ensino, vinculados à Área de Conhecimento de Tecnologia Ambiental - ATAM.

Foram selecionados dez capítulos, que abordam temas diversos, desde o tratamento de resíduos líquidos provenientes do processamento de produtos agrícolas amplamente cultivados, do tratamento de água e efluentes domésticos com coagulantes naturais, perpassam pela gestão de resíduos sólidos, abordam os impactos nos recursos hídricos devido a alterações hidrológicas com repercussões na ecologia da ictiofauna em ambientes fluviais.

Sequencialmente são apresentadas ações voltadas para a segurança hídrica com captação de águas pluviais para abastecimento, no saneamento básico é destacado o cumprimento da sua legislação com a elaboração e implantação dos planos municipais, o saneamento rural também é diagnosticado em cenários rurais, e paralelamente são propostas alternativas de esgotamento sanitário para usuários residentes em comunidades rurais, e dois artigos finalizam esta publicação, um com abordagem no tratamento de água para consumo com a utilização de coagulantes naturais de

¹ Professor Doutor Titular do CETEC/UFRB.

origem vegetal e o outro se refere à contaminação ambiental, em especial, por microplásticos, com ênfase na sua dispersão e o seu comportamento na água, nos sedimentos e nos solos.

Portanto, somos brindados com essa série de capítulos que tiveram sua inspiração em aulas teóricas em salas de aulas, em laboratórios e em práticas de campo, e se configuram na produção de conhecimentos voltados para a tomada de decisões e resoluções para problemas ambientais na região do Recôncavo da Bahia.

Exalto ainda, a sensibilidade acadêmica, técnica e científica dos autores e dos coautores, que alguns ainda como graduandos, voltaram seu foco formativo para as questões ambientais dos seus municípios de origem, sendo este o maior retorno que socialmente gratifica a todos que contribuem para a perenidade do ensino público.

Fica então este acervo técnico-científico disponibilizado ubiquamente, por meio dessa publicação no formato de e-book, como a presentear a todos, em especial aos quase duzentos trabalhos dessa natureza produzidos nestes catorze anos de existência do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental do CETEC/UFRB.

Cruz das Almas – Bahia, primavera de 2020.

Apresentação

*Alessandra Cristina Silva Valentim
Anaxsandra da Costa Lima Duarte
Rosa Alencar Santana de Almeida
Selma Cristina da Silva*

O Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia teve início no segundo semestre de 2006, em 14 de outubro de 2006. Foi normatizado pela Resolução nº 22/2007 do CONAC e avaliado pelo MEC/INEP com conceito 3,0, conforme Portaria D.O.U Nº. 472 de 22 de novembro de 2011. Formou sua primeira turma no primeiro semestre de 2011.

A formação em Engenharia Sanitária e Ambiental requer dos profissionais uma atuação voltada à preservação dos recursos naturais e proteção da saúde humana, capazes de planejar, executar e gerenciar projetos, mas também aptos a diagnosticar e solucionar problemas. Os múltiplos aspectos da atualidade exigem, além das competências técnicas, que o profissional desenvolva habilidades que lhe permitam lidar com os aspectos sociais, culturais, políticos, entre outros, que os desafiam no novo milênio.

Ao longo dos quatorze anos da história do curso, os estudantes têm se empenhado em desenvolver estas competências, contando no seu percurso com a experiência e orientação dos professores. Inúmeros trabalhos foram produzidos. As experiências apresentadas neste livro representam apenas um pequeno recorte das contribuições.

Os temas aqui discutidos são essenciais ao curso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Eles englobam assuntos como: saneamento, recursos hídricos, poluição, tecnologias apropriadas, entre outras. Portanto, é uma publicação que enseja contribuir para

discussão de temáticas atuais e relevantes que são essenciais à formação complementar dos discentes. Os capítulos são organizados da seguinte forma: **Gestão** *Aspectos do saneamento em dois municípios, Breve recorte do saneamento: comunidades rurais, Desafios da PNRS em instituições públicas,* **Recursos hídricos:** *Alterações fluviais e suas respostas ecológicas, Cisternas rurais em Sapeaçu: configurações operacionais,* **Tecnologias alternativas de saneamento** *Tratamento de água para comunidades rurais, Coagulante natural de baixo custo, Manipueira: oportunidades para uso sustentável, Esgotos sanitários em comunidades rurais e* **Poluição ambiental** *Microplásticos em água, sedimentos e solos.*

Espera-se também que os trabalhos possam inspirar os leitores, estudantes, professores, na busca de novos olhares, estratégias e tecnologias, no desempenho das suas atividades.

Boa leitura!

Sumário

Aspectos do saneamento em dois municípios

*Rosa Alencar Santana de Almeida, Tamires Alves de Souza Correia
Lucas Lopes Caldas, Raphael Almeida dos Santos* 15

Breve recorte do saneamento: comunidades rurais

*Rosa Alencar Santana de Almeida, Hérica Cruz do Nascimento,
Claudineia de Souza Souza* 51

Desafios para implantação da PNRS em instituições públicas

*Anaxsandra da Costa Lima Duarte, Henrique Santos Junqueira,
Rosahelena Reis Morais Silva, Valmir Alves Barbosa Júnior,
Leandro Barreto de Souza* 83

Alterações fluviais e suas respostas ecológicas

Andrea Sousa Fontes, Valéria Carneiro dos Santos 115

Cisternas rurais em Sapeaçu: configurações operacionais

*Paulo Romero Guimarães Serrano de Andrade,
Leandro Fonseca Rosa* 139

Tratamento de água para comunidades rurais

*Selma Cristina da Silva, Sheyla Mayara Feitosa Lisbôa,
Alexia Palloma Araujo de Oliveira, Luciana Alencar Cerqueira* 171

Coagulante natural de baixo custo

*Alessandra Cristina Silva Valentim, Aline Sacramentos dos Santos,
Naiara Carvalho de Oliveira Souza, Jessica de Aragão Santos,
Bianca Campos Afonso* 205

Manipueira: oportunidades para uso sustentável

*Alessandra Cristina Silva Valentim, Matheus Ribeiro de Jesus Cerqueira,
Raul Oliveira Reis Livio de Abreu, Bianca Campos Afonso,
Naiara Carvalho de Oliveira Souza, Nayara de Santana Santos,
Genildo Souza das Virgens, Mariana Mendes Costa Oliveira,
Jailton de Souza Barreto Santos, Marina Pereira Ribeiro* 229

Esgoto sanitário em comunidades rurais

Selma Cristina da Silva,

Sheyla Mayara Feitosa Lisbôa.....255

Microplásticos em água, sedimentos e solos

Thomas Vincent Gloaguen, Thais de Souza Farias Benevides,

Lany Cunha Mendes, Henrique dos Santos da Conceição Silva,

Eldimar da Silva Paes, Taciane Santos Duarte,

Laiana dos Santos Trindade281

Sobre os autores.....315

Aspectos do saneamento em dois municípios

Rosa Alencar Santana de Almeida

Tamires Alves de Souza Correia

Lucas Lopes Caldas

Raphael Almeida dos Santos

Introdução

A definição de saneamento, tal como proposto na legislação brasileira, é muito ampla. Conceitualmente o saneamento ambiental reúne as ações para alcançar níveis crescentes de salubridade ambiental, com a finalidade de promover a melhoria das condições de vida urbana e rural. Como tal, o saneamento ambiental compreende: o abastecimento de água, o esgotamento sanitário, o manejo de resíduos sólidos urbanos, o manejo de águas pluviais urbanas, o controle de vetores de doenças, a disciplina de ocupação e uso do solo (BRASIL, 2011).

Entende-se, portanto, que o tema é reconhecido como parte fundamental no desenvolvimento socioeconômico do país. O momento histórico deste reconhecimento é assinalado pela promulgação da Lei Federal nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007), que estabeleceu as diretrizes nacionais para o saneamento básico, um recorte ao saneamento ambiental. Como registra Alochio (2007), historicamente o Brasil demandava um marco regulatório claro, seguro e eficiente, e os dispositivos da Lei de Diretrizes Nacionais para o Saneamento (LDNSB) passam a direcionar os corpos gestores de serviços de saneamento básico no País.

Ressalte-se que houve tentativas anteriores de estabelecer um instrumento legal de política de saneamento. Neste sentido, foi criado, em 1971, o Plano Nacional de Saneamento (PLANASA). No entanto,

a crise no então modelo econômico levou o PLANASA ao declínio em 1992 (BRASIL, 2011). Iniciou-se então o debate entre entidades representativas, profissionais do setor, governo federal e sociedade civil organizada para a criação de um novo modelo institucional para o setor do saneamento básico. Em 1993, o tema sofreu novo revés, com o veto presidencial ao Projeto de Lei (PL) nº 199/93, que instituiria a Política Nacional do Saneamento. E finalmente, em 5 de janeiro de 2007, foi sancionada a Lei Federal nº 11.445/2007, que foi decisiva para um novo momento do setor do saneamento no Brasil. A Lei foi regulamentada em 2010, e o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) foi aprovado e publicado em dezembro de 2013.

Não obstante a atualidade da lei, relativamente nova, um novo PL nº 4.162/2019 foi apresentado ao Congresso Nacional em 03 de junho de 2019. Discutido, votado e aprovado, no dia 15 de julho de 2020, a Lei Federal nº 14.062/2020 foi sancionada pelo executivo. A Lei Federal nº 14.062/2020 altera pontos fundamentais da lei anterior, dentre eles extingue o direito de preferência das companhias estaduais na prestação dos serviços por meio dos “contratos de programa”. A nova lei determina a realização de licitação para prestação dos serviços, com participação de empresas públicas e privadas (BRASIL, 2020b).

Aguarda-se agora a regulamentação de dispositivos da Lei Federal nº 14.062/2020, ou seja, o detalhamento de pontos necessários para garantir a exatidão e a aplicabilidade do instrumento legal. Desta forma, o Poder Executivo e outros entes, como a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e agências reguladoras estaduais, deverão publicar os atos normativos para cumprimento das diretrizes.

Em meio a tudo isso, o país enfrenta os desafios para solucionar a enorme carência de cobertura dos serviços: as demandas são

crecentes e os recursos necessários são vultosos. Ainda são atuais as afirmações de Mercedes (2002) de que existe um déficit estrutural no acesso aos serviços de saneamento, pois a cobertura não abrange pequenas localidades e a zona rural, como também os usuários de classes sociais mais baixas são preteridos. Existem ainda outros desafios que dificultam o cumprimento da legislação, como o estabelecimento da participação popular na elaboração dos planos municipais de saneamento básico (PMSB), exigida como um dos fundamentos legais mediante os mecanismos de controle social. Além disso, para que as metas sejam alcançadas é preciso que o saneamento faça parte da agenda política municipal.

Todavia, destaca-se também que a Lei nº 11.445/2007 trouxe um importante papel para o entendimento do conceito de saneamento. O saneamento básico, antes entendido apenas como abastecimento de água e tratamento de esgoto, passa a ser percebido legalmente como o conjunto de serviços infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, drenagem e manejo de águas pluviais urbanas.

Neste contexto, investigou-se o cenário do saneamento em dois municípios do estado da Bahia: Cruz das Almas e Mutuípe, frente aos desafios para colocar em prática as exigências legais. E para melhor compreender as dificuldades vivenciadas, estendeu-se a pesquisa a uma das comunidades rurais do município de Cruz das Almas, ao examinar ocorrências de agravos à saúde decorrentes da falta de saneamento e a percepção dos moradores sobre o tema. Acredita-se que, a análise da legislação do saneamento e posterior diagnóstico dos serviços prestados, podem trazer contribuições à academia e à sociedade, especialmente aos habitantes dos dois municípios, onde se realizou esta pesquisa.

Diretrizes nacionais

A legislação brasileira para o saneamento foi recentemente modificada com a promulgação da Lei Federal nº 14.062/2020 (BRASIL, 2020). As diretrizes estudadas neste trabalho referem-se à agenda proposta na lei predecessora, Lei Federal nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007) vigente à época de elaboração da pesquisa. Com isso, os destaques aqui mencionados podem, inclusive, fornecer subsídios para comparações entre a nova legislação e o marco estabelecido em 2007.

O marco anterior, a Lei Federal nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007) cumpre um importante papel na estruturação de políticas públicas indispensáveis à instauração de ações para combater o cenário de desigualdades existentes no país. A LDNSB traz na sua competência destaques importantes para a melhoria da qualidade de vida, no que concerne às ações de saneamento. Seguindo a divisão básica dos textos legais, é composta de sessenta artigos, separados em dez capítulos, que contemplam a diversidade de temas abordados.

O primeiro capítulo aborda os princípios fundamentais que norteiam a Lei. Estes incorporam variados aspectos e critérios, destacando-se a universalização, a integralidade, sustentabilidade econômica, o uso de tecnologias apropriadas ao local e à região onde serão aplicadas, e, sobretudo a participação popular e o controle social; além de prever a integração das infraestruturas e serviços com a gestão eficiente dos recursos hídricos.

A universalização dos serviços de saneamento, entendida como “progressão sucessiva do acesso de todos os domicílios ocupados ao saneamento básico”, assegura a toda população o direito ao acesso efetivo aos serviços de saneamento; e constitui-se num dos grandes desafios a serem vencidos. A integralidade complementa o princípio da universalização, na medida em que determina que o

direito ao acesso deva ser em conformidade com as necessidades da população. Para Alochio (2007), este princípio garante que a população deverá ter acesso a serviços de saneamento eficientes, ainda que o usuário não reconheça suas próprias necessidades ou não possa arcar com os custos destes serviços.

Ao ocupar-se da eficiência e da sustentabilidade econômica, segundo avalia Alochio (2007), a Lei determina como princípio a necessidade da eficiência e sustentabilidade econômica no processo de tomada de decisões da gestão, do gerenciamento e na prestação de serviços de saneamento. E ao tratar da adoção de métodos, técnicas e processos que considerem as peculiaridades locais e regionais, nota-se uma preocupação em contemplar a diversidade do território nacional, ou seja, em abranger um ambiente extremamente complexo, com métodos, técnicas e processos apropriados. Conforme lembra Alochio (2007), o saneamento básico é um serviço de interesse local ou, em casos isolados, regional. Por estes motivos, seria impossível adotar um único método, técnica e processo, ao extenso território brasileiro.

Assim como, ao se referir à participação popular e controle social, interpretado no Art. 3º como o “conjunto de mecanismos e procedimentos que garantem à sociedade informações, representações técnicas e participações nos processos de formulação de políticas, de planejamento e de avaliação relacionados aos serviços públicos de saneamento básico”, é manifesto o cuidado para que os serviços sejam prestados na medida da necessidade e suficiência demandadas pela sociedade. Para Alochio (2007), este princípio requer que decisões sobre o saneamento tomadas pelos gestores sejam discutidas. O Guia Para Elaboração de Planos Municipais de Saneamento Básico (BRASIL, 2011), recomenda que o planejamento do saneamento de um município e o processo de tomada de decisão que o envolve, deve contar com a participação ampla da população, o

que inclui sociedade civil organizada, população em geral e agentes públicos. É a participação que dá garantias à população para que ela seja um agente contínuo de manutenção e continuidade dos planos traçados. O Guia também reforça a tese e afirma que a falta de participação popular efetiva confere descrédito ao planejamento do saneamento básico municipal.

Outros dois princípios fundamentais são de substancial importância, pois tratam da própria classificação de saneamento básico, entendido como serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos realizados de formas adequadas à saúde pública e à proteção do meio ambiente, e da disponibilidade destes serviços em todas as áreas urbanas, de serviços de drenagem e de manejo das águas pluviais adequados à saúde pública e à segurança da vida e do patrimônio público e privado. Quanto a esse último serviço, é preciso lembrar que, na maioria dos municípios brasileiros, a drenagem e manejo de águas urbanas não recebe a mesma atenção que os outros serviços de saneamento, dada a aparente dificuldade do retorno de investimentos neste serviço. No entanto, Alochio (2007) destaca que, ainda que os serviços de drenagem urbana não sejam remunerados, eles devem estar disponíveis em áreas urbanas, conforme exigido pela LDNBS.

A Lei Federal nº 11.445/2007 também adota como princípio fundamental a articulação com as políticas de desenvolvimento urbano e regional, de habitação, de combate à pobreza e de sua erradicação, de proteção ambiental, de promoção à saúde e outras de relevante interesse social, voltadas para a melhoria da qualidade de vida, para as quais o saneamento básico seja fator determinante. Para Maranhão e Sorrentino (2009) este princípio expressa a transversalidade da temática do saneamento, posto que na discussão sobre o tema não há como ignorar temas como saúde e meio ambiente, e no debate sobre meio ambiente não é possível

desconsiderar questões políticas e sociais. Para os autores, este contexto coloca o saneamento como um excelente tema gerador para que se inicie um processo de educação ambiental. O saneamento requer uma abordagem ampla e integrada, com ações de educação ambiental que possam desencadear um processo de participação popular ampla, de mudança de atitudes e valores e de transformação da realidade local (MARANHÃO; SORRENTINO, 2009).

Ainda no capítulo dos princípios fundamentais são pautados os itens segurança, qualidade e regularidade. O princípio da segurança determina que os serviços de saneamento devem conferir salubridade e incitar hábitos sanitários na comunidade (HELLER, 2006 *apud* ALOCHIO, 2007). Por sua vez, o princípio da qualidade prevê que o saneamento deverá atender a padrões de qualidade. Por fim, o princípio de regularidade refere-se à continuidade dos serviços de saneamento, salvo quando estes são interrompidos por fatores que fogem ao controle do prestador, como é o caso de condições climáticas adversas (ALCHIO, 2007).

O segundo capítulo trata do exercício da titularidade sobre os serviços de saneamento. O Art. 8º confere ao titular dos serviços de saneamento a organização, a regulação, fiscalização e a prestação destes serviços públicos, e logo admite que tais atribuições sejam delegadas aos prestadores de serviços e que seja definido o ente responsável pela regulação e fiscalização. Entretanto, são indelegáveis as tarefas de planejamento e aquelas que exigem a edição de leis. Por sua vez, o Art. 9º determina que cada titular formulará sua respectiva política pública de saneamento. Tal formulação demandará, dentre outras responsabilidades: a elaboração de planos de saneamento básico (inciso I); a prestação direta ou autorização a delegação dos serviços e definição do ente responsável para a sua regulação e fiscalização, bem como os procedimentos de sua atuação (inciso II); a adoção de parâmetros para a garantia do atendimento essencial

à saúde pública, inclusive quanto ao volume mínimo per capita de água para abastecimento público, observadas as normas nacionais relativas à potabilidade da água (inciso III); e muito importante, cabe também ao município o estabelecimento de mecanismos de controle social (inciso V).

Mais adiante, no sétimo capítulo são abordados os aspectos técnicos a serem observados em termos da qualidade dos serviços. A Lei determina que a “prestação dos serviços atenderá a requisitos mínimos de qualidade, incluindo a regularidade, a continuidade e aqueles relativos aos produtos oferecidos, ao atendimento dos usuários e às condições operacionais e de manutenção dos sistemas, de acordo com as normas regulamentares e contratuais” (Art. 43º).

Evidencia-se neste capítulo, a possibilidade do uso de soluções individuais de abastecimento de água e de afastamento e destinação final dos esgotos sanitários, observadas as normas editadas pela entidade reguladora e pelos órgãos responsáveis pelas políticas ambiental, sanitária e de recursos hídricos (Art. 45º). Ressalte-se que a adoção das soluções individuais para abastecimento de água destinada ao consumo humano, de acordo com a legislação vigente, independentemente da forma de acesso da população, está sujeita à vigilância da qualidade da água; deste modo, sua utilização deve ser precedida dos cuidados inerentes à escolha do manancial e à manutenção da qualidade do recurso.

ALDNSB foi regulamentada pelo Decreto Federal nº 7.217/2010 (BRASIL, 2010a). Dentre as determinações impostas pelo decreto estão os prazos de apresentação dos PMSB (Art. 26º). Segundo o exposto, a partir do exercício financeiro de 2014 o PMSB seria a condição de acesso dos municípios aos recursos financeiros da União, ou de financiamentos geridos ou administrados por órgão ou entidade da administração pública federal, destinados a serviços de saneamento básico. Decorridos dez anos da regulamentação,

quatro outros decretos foram publicados alterando os prazos para elaboração dos PMSB, sendo o último deles o Decreto Federal nº 10.203/2020 publicado em 22 de janeiro de 2020 que altera a data final para 31 de dezembro de 2022 (BRASIL, 2020a).

A Lei Estadual nº 11.172/2008

Em 01 de dezembro de 2008, foi sancionada a Lei Estadual nº 11.172/2008 (BAHIA, 2008) que institui princípios e diretrizes da Política Estadual de Saneamento Básico, disciplina o convênio de cooperação entre entes federados para autorizar a gestão associada de serviços públicos de saneamento básico e dá outras providências. Alguns pontos deste instrumento são relevantes, para compreensão da política estadual de saneamento da Bahia. Logo no Art.4º fica estabelecido que os serviços de saneamento vão além dos determinados na LDNSB, incluindo também ações de combate e controle a vetores e reservatórios de doenças, e atividades relevantes para a promoção da saúde e da qualidade de vida.

Mais adiante, o Art.8º da Lei Estadual nº11. 172/2008 estabelece dois princípios fundamentais afora dos princípios fundamentais estabelecidos pela LDNSB. O primeiro diz respeito à possibilidade da regionalização do planejamento, da regulação, da fiscalização e da prestação dos serviços de saneamento em economia de escala e pela constituição de consórcios públicos integrados pelo Estado e por Municípios de determinada região. O segundo princípio prevê o fortalecimento da Empresa Baiana de Águas e Saneamento S/A - EMBASA, para que se viabilize o acesso de todos aos serviços públicos de abastecimento de água e esgotamento sanitário, inclusive em regime de cooperação com os municípios.

E no que tange à cooperação entre estado e município, o Art. 9º da Lei Estadual nº 11.172/2008 determina que o Governo do

Estado da Bahia deverá cooperar com os municípios para a gestão dos serviços de saneamento. Deste modo, é dever do estado baiano apoiar o planejamento da universalização dos serviços públicos de saneamento básico, ofertar meios técnicos e administrativos para viabilizar a regulação e fiscalização dos serviços públicos de saneamento básico, prestar serviços públicos de saneamento básico, executar obras e ações que viabilizem o acesso à água potável e a outros serviços de saneamento básico em áreas urbanas e rurais, e promover programas de desenvolvimento institucional e de capacitação dos recursos humanos necessários à gestão eficiente, efetiva e eficaz dos serviços públicos de saneamento básico.

Vale destacar que a Lei Estadual nº 11.172/2008 ainda não foi regulamentada. Em 2011 foi criado o Grupo de Trabalho (GT RESAN), por meio da Resolução ConCidades/BA nº 3/2011, coordenado pela Câmara Técnica de Saneamento Básico do ConCidades/BA – CTSAN com o objetivo de elaboração do Decreto que regulamenta a lei (BAHIA, 2011). Em 2015, por ocasião desta pesquisa, o decreto já havia passado por consulta pública e aguardava a assinatura. Em julho de 2020, a Lei nº 11.172/2008 ainda aguardava a regulamentação.

Regulação/Fiscalização dos serviços

A Lei Estadual nº 12.602 de 29 de novembro de 2012 (BAHIA, 2012) dispõe sobre a criação da Agência Reguladora de Saneamento Básico do Estado da Bahia - AGERSA, autarquia sob regime especial, vinculada à Secretaria de Desenvolvimento Urbano - SEDUR. Em 2016, atendendo modificações na estrutura organizacional do Estado, a AGERSA passou a vincular-se à Secretaria de Infraestrutura Hídrica e Saneamento – SIHS, conforme regimento estabelecido pelo Decreto nº 16.656 de 22 de março de 2016 (BAHIA, 2016). De acordo com o decreto, a AGERSA passou a ser uma das Entidades

da Administração Indireta da SIHS, juntamente com a Companhia de Engenharia Hídrica e de Saneamento da Bahia – CERB e a EMBASA, mantendo-se as suas finalidades e competências já estabelecidas na legislação que a criou e regulamentou (BAHIA, 2016).

Compete a AGERSA o exercício da regulação e da fiscalização dos serviços públicos de saneamento básico (Art.2º). Dentre as competências também se destacam a obrigatoriedade da realização de audiências e consultas públicas e a divulgação anual do relatório detalhado das atividades realizadas, seus objetivos e resultados.

No âmbito da fiscalização da prestação dos serviços de saneamento deve: exercer as atividades cabíveis previstas pelas Lei Federal Lei nº 11.445/2007 e Lei Estadual nº 11.172/2008; promover e zelar pelo cumprimento da Política Estadual de Saneamento Básico, instituída pela Lei nº 11.172/2008; estabelecer padrões e normas para a adequada prestação dos serviços e para a satisfação dos usuários; definir o reajuste e revisão das tarifas, de modo a permitir a sustentabilidade econômica da prestação dos serviços; garantir o cumprimento das condições e metas estabelecidas pelo planejamento dos serviços; prevenir e reprimir o abuso do poder econômico; apoiar os Municípios na elaboração dos PMSB; e estipular parâmetros, critérios, fórmulas, padrões ou indicadores de mensuração e aferição da qualidade dos serviços e do desempenho dos prestadores.

Cenários dos municípios

O município de Cruz das Almas pertence ao território de identidade (TI) Recôncavo. O TI Recôncavo está localizado na área de abrangência do semiárido baiano. Segundo dados da SEI (2016), em 2010 sua população era de 514.792 habitantes e representava 3,7% da população do estado. No mesmo ano, a população de Cruz das Almas era de 58.606, representando 11% da população do território.

O TI Vale do Jiquiriçá, onde está localizado o município de Mutuípe, tem a maioria dos municípios enquadrada na Região Semiárida. Em 2010 a população do território era 301.682 habitantes, sendo que aproximadamente 7% são domiciliados em Mutuípe, com 21.449 são habitantes (SEI, 2015).

O Sistema Nacional de Informações do Saneamento (SNIS) repercute dados produzidos pelas concessionárias dos serviços de saneamento. Segundo a publicação mais recente (SNIS, 2018), os dois municípios têm um índice de atendimento urbano de água de mais de 95%, como mostrado na Tabela 1.

Tabela 1 - População e Índice de atendimento de água e esgoto nos municípios estudados

Município	População*	Índice de atendimento total de água (%)**	Índice de atendimento urbano de água (%)**	Índice de atendimento total de esgoto referido aos municípios atendidos com água (%)**	Índice de atendimento urbano de esgoto referido aos municípios atendidos com água (%)**
		IN055	IN023	IN056	IN024
Cruz das Almas	58.606	91,33	96,16	34,21	36,52
Mutuípe	21.449	53,14	100,00	41,94	93,13

Fonte: *(SEI, 2015; SEI 2016). ** (SNIS, 2018).

Saneamento em Cruz das Almas

Segundo maior município do TI Recôncavo em termos populacionais e com alto índice de urbanização (85,1%) (SEI, 2016), Cruz das Almas possui cinco povoados: Sapucaia, Embira, Toquinha/Tancredo Neves, Loteamento Lisboa e Pumba (CRUZ DAS ALMAS, 2008). Segundo dados do panorama de cidades do IBGE

(2019), que só apresenta dados de dois dos quatro componentes do saneamento básico, deixando de fora abastecimento de água e manejo dos resíduos sólidos, o município tem 17,4% de domicílios com esgotamento sanitário adequado e 20,3% de domicílios urbanos em vias públicas com urbanização adequada (presença de bueiro, calçada, pavimentação e meio-fio).

Dois empreendimentos estudaram as condições de saneamento em Cruz das Almas. Em 2015, investigou-se o cumprimento do marco regulatório do saneamento, ou seja, o atendimento à Lei Federal nº 11.445/2007 e aos outros instrumentos legais de suporte à sua aplicação, cujo texto integral pode ser acessado na monografia de Correia (2015). Em 2017, foi realizado um recorte e estudou-se as condições de saneamento e sua relação com a saúde na comunidade de Sapucaia, que pode ser acessado na monografia de Caldas (2017).

A pesquisa sobre o marco regulatório compreendeu um breve estudo da legislação federal, estadual e municipal, levantamento em bases de dados do SNIS e documentos da AGERSA e da EMBASA e a participação nas audiências públicas, promovidas pela prefeitura, para discussão e participação popular na elaboração do PMSB. Foi observado o desempenho da Prefeitura Municipal, enquanto titular dos serviços; da AGERSA, enquanto ente regulatório e fiscalizador; e da EMBASA, enquanto concessionária dos serviços. Como também foram repercutidos os anseios da comunidade expressados nas audiências públicas para elaboração do PMSB.

Ao estudar a legislação municipal depreendeu-se que tanto a Lei Orgânica Municipal de Cruz das Almas - LOMCA (CRUZ DAS ALMAS, 2002), quanto o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano (PDDU) do município de (CRUZ DAS ALMAS, 2008) contemplam normas e medidas voltadas ao setor do saneamento. A LOMCA e o PDDU entendem o saneamento enquanto medida de melhoria das condições de saúde locais. O PDDU (CRUZ DAS ALMAS, 2008) prevê

a universalização dos serviços de saneamento básico no município e estabelece que deva haver a atualização permanente do banco de informações municipais com dados relativos ao saneamento básico. O plano também determina a gestão adequada dos resíduos sólidos e líquidos e estabelece algumas ações. Dentre elas, a conclusão e operação do aterro sanitário, implantação do sistema de esgotamento sanitário e melhoria do sistema de drenagem de águas pluviais, construção de unidades sanitárias nas habitações da zona rural e nas áreas precárias da zona urbana, implantação de coleta seletiva, orientação e criação de postos de recebimento de resíduos e embalagens de substâncias tóxicas. A elaboração do PMSB também está incluso entre as ações determinadas pelo PDDU.

Por sua vez, a LOMCA (CRUZ DAS ALMAS, 2002) dispõe sobre o planejamento e fiscalização de programas de saneamento básico, conforme a legislação federal. E determina a participação popular na elaboração e execução políticas e ações de saneamento básico.

O Movimento Cidade Sustentável foi o mecanismo utilizado pela Secretaria Municipal de Planejamento e Desenvolvimento Econômico do município para atender as determinações PDDU e cumprir as diretrizes da LDNSB. O movimento consistiu de uma série de nove audiências públicas, em nove subespaços, com o intuito de fazer um levantamento dos problemas dos serviços de saneamento por bairro do município.

As audiências públicas deram voz à sociedade civil. E vários problemas foram relatados nos encontros realizados entre 23 de janeiro a 27 de fevereiro de 2015. Ainda que a parcela da população que participou das audiências não tenha sido expressiva, percebeu-se que os participantes tiveram, em geral, um senso crítico apurado sobre a temática, mostraram consciência da importância de participar das audiências, e identificaram claramente as deficiências na prestação dos serviços de saneamento.

A população demonstrou insatisfação com a cobertura do serviço de abastecimento de água, com a irregularidade do abastecimento e com a baixa pressão na rede, como também preocupação com os mananciais locais, ao sugerirem que haja a revitalização destes. A comunidade se manifestou quanto à necessidade de incentivo para diminuir o desperdício de água, necessidade de reuso da água e aproveitamento da água da chuva, além de citar a preocupação com as perdas no sistema de abastecimento de água do município e com ligações clandestinas.

No que tange ao esgotamento sanitário, os problemas elencados pela comunidade repercutiram a falta de qualidade do serviço e a cobertura insatisfatória. A comunidade também se manifestou sobre o manejo dos resíduos sólidos, arguindo sobre a coleta seletiva e os resíduos de construção dispostos nas ruas; falta de lixeiras; insatisfação com os dias, horários e irregularidade da coleta; e falta de varrição das ruas. Sobre a drenagem, foi relatada a ocorrência de inundações e outros problemas causados pela falta de manutenção das bocas de lobo, frequentemente obstruídas por resíduos sólidos, necessidade de redimensionamento da rede, lançamento de esgoto doméstico no sistema de drenagem e necessidade da fixação do percentual mínimo da área do terreno a ser mantida em condições naturais de permeabilidade. Enfim, uma série de inconveniências que expuseram as fragilidades no saneamento básico do município e a necessidade urgente da conclusão, aprovação e execução dos programas e projetos do PMSB.

A Prefeitura Municipal de Cruz das Almas e o Estado da Bahia mantinham à época (2015) um convênio de cooperação, assinado em 14 de julho de 2014, que previa a celebração de um contrato de programa, de vigência mínima de 20 anos, entre a Prefeitura Municipal e a EMBASA, desde que no período de quatorze meses algumas premissas fossem cumpridas, dentre elas a elaboração do

PMSB para o seguimento água e esgoto (BAHIA, 2014a). O contrato de programa foi firmado com a EMBASA em 05 de Fevereiro de 2020, com vigência de 30 anos, regulado e fiscalizado pela AGERSA, com previsão de metas de expansão do atendimento e de melhoria na prestação dos serviços (EMBASA, 2020).

Quanto a atuação da AGERSA, consoante ao estabelecido pelo Art. 17º da Lei Estadual nº 12.602/2012, a agência vinha elaborando e divulgando o relatório anual de atividades gerais (2012, 2013, 2014). No entanto, em três anos, a AGERSA realizou apenas uma fiscalização no município de Cruz das Almas e limitou-se a fiscalizar a prestação de serviços de abastecimento de água, não abrangendo os demais serviços de saneamento, que deveriam estar incluídos nas visitas de fiscalização (AGERSA, 2014). Além disto, não foram encontrados registros de qualquer audiência pública que tenha sido realizada pela Agência, apesar de determinado pela Lei Estadual nº 12.602/2012 (BAHIA, 2012).

Ficou evidente à época, que a agência não estava cumprindo integralmente o que determinava a legislação, no que se refere à fiscalização dos serviços, aliado ao fato de que a comunidade não tinha informações sobre o cumprimento das determinações estabelecidas no relatório de fiscalização editado em fevereiro/2014.

Ao concluir a pesquisa, algumas lacunas ficaram evidenciadas, para além dos problemas relatados nas audiências públicas. Foram divididas em operacionais, organizacionais e legais (Quadro 1). O retrato sugere que, apesar dos mecanismos legislatórios, os serviços de saneamento apresentavam déficits que precisavam ser enfrentados.

Quadro 1 - Lacunas encontradas na prestação de serviços de saneamento

Lacunas		
Operacionais	Organizacionais	Legais
Atuação da Prefeitura		
Falta de manutenção do sistema de drenagem.	Não existe uma secretaria exclusiva para drenagem urbana.	Não possui aterro sanitário, mas aterro controlado.
Sistema de drenagem antigo e inadequado.		Apenas dois bairros têm coleta seletiva.
Atuação da AGERSA		
-	-	Desde 2012, houve apenas uma visita de fiscalização à SIAA Zona Fumageira.
		Falta de realização ou de divulgação de audiências públicas.
		Fiscalização de apenas dois dos serviços de saneamento.
Atuação da EMBASA		
40% de cobertura do SES.	-	-
Perdas no sistema de distribuição de água.	-	

Fonte: Correia (2015).

Comunidade de Sapucaia

A comunidade está localizada na zona rural de Cruz das Almas, nos limites do Campus da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia. Segundo sínteses elaboradas pelo DATASUS a partir dos dados do Sistema de Informação da Atenção Básica (SIAB) do Ministério da Saúde, a comunidade é composta de 394 famílias, que equivalem a 1.019 pessoas (SMSCA, 2015).

Sapucaia representa pouco mais de 11% da população rural do município (SEI, 2016), e à luz dos dados disponíveis no SIAB (SMSCA,

2015) detém algumas das características propícias à ocorrência de doenças relacionadas à falta de saneamento. Ou seja, 69,80% dos domicílios da comunidade possuem como forma de abastecimento de água a rede de abastecimento, 29,95% dos domicílios possuem poço ou nascente como forma de abastecimento, e 0,25% dos domicílios possuem outras formas de abastecimento (SMSCA, 2015). Esse percentual decresce sobremaneira nos serviços de esgotamento sanitário: apenas 1,52% dos domicílios têm acesso, sendo que 93,15% dos domicílios possuem fossa negra e outros 5,33% destinam seus dejetos a céu aberto. E ainda, 81,98% dos domicílios utilizam o serviço público de coleta e manejo dos resíduos sólidos, enquanto 15,74% dos domicílios queimam/enterram seus resíduos sólidos, e 2,28% dos domicílios depositam seu lixo a céu aberto (SMSCA, 2015).

Com a finalidade de entender os dados coletados no DATASUS, foram realizadas visitas a campo e entrevistas com moradores. A pesquisa foi registrada na Plataforma Brasil, com Certificado de Apresentação para Apreciação Ética (CAAE) nº 72507417.1.0000.0056 e aprovada pelo CEP/CONEP em 28/08/2017 com parecer nº 2.242.919.

O que se observou foram condições precárias dos serviços de saneamento. Situação que se repete no grupo que recebe abastecimento de água pela concessionária (71% dos entrevistados relataram interrupção frequente dos serviços), e também na parcela da população que faz uso de fontes alternativas para abastecimento de água, destino dos resíduos sólidos e disposição dos excretas. A Figura 1 registra cenários das condições de saneamento da comunidade.

Figura 1 - Registros das condições de saneamento na comunidade de Sapucaia.



Drenagem de águas cinza e esgotos a céu aberto.



Vias públicas com lançamento de águas cinza.



Descarte inadequado de resíduos sólidos no entorno das residências.

Fonte: Caldas (2017).

Embora relatem coleta frequente dos resíduos, algumas famílias depositam o lixo a céu aberto ou queimam/enterram seus resíduos. Uma vez dispostos de forma inadequada, os resíduos se caracterizam como fonte de risco pela infestação de vetores, mecânicos e biológicos, que favorecem o aparecimento de muitas doenças, tal que 90% dos entrevistados responderam que há presença de vetores na residência. Ou seja, relataram que ratos, baratas, moscas e mosquitos, aparecem com frequência e o combate é realizado pelos próprios moradores.

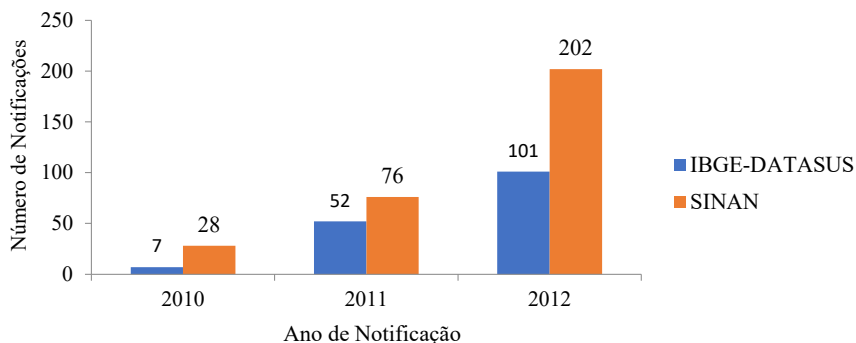
As fossas negras (95,71% dos entrevistados) e o lançamento de esgoto a céu aberto (4,29% dos entrevistados) representam as duas formas mais utilizadas para a disposição final de esgotos. Esta disposição contribui para poluição do solo, das águas subterrâneas e superficiais, constituindo focos de disseminação de doenças, inclusive pelo fato de parte da comunidade usufruir de poços como fonte de abastecimento de água.

Nesta perspectiva, foram realizadas pesquisas complementares sobre a notificação de Doenças Relacionadas ao Saneamento Inadequado - DRSAI. Na Secretaria Municipal de Saúde de Cruz das Almas – SMSCA foram coletados dados secundários, produzidos nos atendimentos, e registrados no Sistema de Informação de Agravos de Notificação - SINAN. E no portal do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE foram recuperadas informações produzidas com base em dados do Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde - DATASUS do Ministério da Saúde.

Segundo o IBGE, têm-se apenas sete notificações de casos de dengue no município de Cruz das Almas no ano de 2010 (IBGE, 2012). Nos anos seguintes, 2011 e 2012 foram notificados 52 e 101 casos, respectivamente (IBGE, 2012). Os dados da SMSCA apresentam um quadro bem diferente: 28, 76 e 202 casos registrados

nos anos de 2010, 2011 e 2012, respectivamente (SMSCA, 2016). A Figura 2 mostra os dados desta contradição.

Figura 2 – Notificações de dengue no município de Cruz das Almas (2010 a 2012) IBGE (DATASUS) e SINAN.



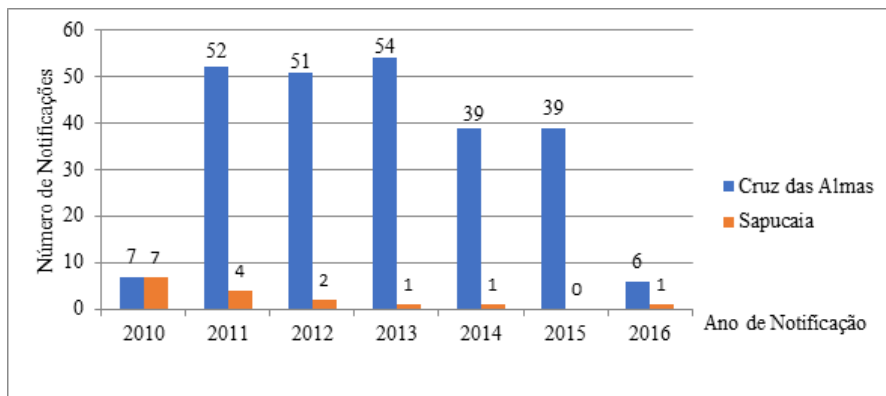
Fonte: Acervo da pesquisa, adaptado de SMSCA (2016) e IBGE (2012).

Ao serem comparados os dados registrados pelo SINAN (SMSCA, 2016) e pelo DATASUS (IBGE, 2012) para o mesmo período, mesma enfermidade e mesmo município, Cruz das Almas, constata-se a fragilidade e coloca-se em questão a confiabilidade dos dados secundários.

A comparação das notificações de dengue no município, relacionando-as com as condições de saneamento, também depõe sobre a qualidade dos dados. Conforme supramencionado, os serviços de abastecimento de água e destino dos excretas mantiveram-se praticamente iguais, no período de 2013 a 2015, no entanto, ao se observar as notificações de dengue na comunidade de Sapucaia verifica-se um número reduzido de notificações, especialmente no ano de 2015, quando não foi registrado nenhum caso (BRASIL, 2020c). Ou seja, os casos desapareceram sem que houvesse mudanças significativas nas condições de saneamento (Figura 3). Estes números sugerem que pode haver subnotificação nos sistemas

de vigilância em saúde dos casos de DRSAL na comunidade rural de Sapucaia.

Figura 3 – Notificações de Dengue em Cruz das Almas e Sapucaia (2010 - 2016).



Fonte: BRASIL, 2020c.

Mesmo diante do cenário e dos números apresentados, a maioria dos domiciliados respondeu que as condições de saneamento são boas ou ótimas (39,29% e 10,71%, respectivamente) e parte significativa classifica como regular (37,6%). Estes números indicam que os moradores precisam ser esclarecidos sobre a precariedade das condições em que vivem e sejam apontadas condutas para melhoria dos cenários encontrados.

Efetivamente existem muitas alternativas tecnológicas que permitem equacionar os problemas de saneamento da comunidade e promover melhorias na qualidade de vida, na saúde e bem-estar dos residentes. Uma solução integrada, utilizando-se tecnologias ambientais adequadas, que atendam tanto às necessidades domiciliares de abastecimento de água, esgotamento sanitário e manejo dos resíduos sólidos, como também ao ambiente coletivo. O passo inicial para esta mudança se dá por meio da elaboração de um Projeto Local de Saneamento Ambiental (PLSA). Tal iniciativa, como propõe Moraes et al. (1999) deverá ter como eixo principal a

participação comunitária, considerar a sustentabilidade administrativa, financeira e operacional dos serviços, utilizar tecnologias apropriadas e contemplar, numa perspectiva integrada, os componentes do saneamento ambiental.

Por limitações orçamentárias e temporais, não foi possível avançar na capacidade organizativa e na participação da comunidade. Assim, foram elaboradas algumas propostas baseadas apenas no conhecimento técnico sobre os temas, ainda não alinhado ao saber da comunidade local.

As soluções para o esgotamento sanitário incluem o sistema condominial de esgotos com tratamento e destinação adequada e fossas sépticas com disposição subsuperficial no solo através de sumidouro ou valas de infiltração.

Para os resíduos sólidos propõe-se ampliar a cobertura dos serviços de coleta e manejo dos resíduos sólidos para toda a comunidade. Recomenda-se a frequência da coleta de três vezes por semana, em dias alternados, a distribuição de contêineres nos locais de difícil acesso, evitando o acúmulo de resíduos sólidos.

Outra orientação é separação domiciliar dos resíduos sólidos, promovendo a coleta seletiva dos resíduos úmidos e dos resíduos secos. Recomenda-se utilizar uma área da prefeitura na própria comunidade para implantação de uma unidade de compostagem, feita em leiras a céu aberto com revolvimento manual. Assim, os resíduos úmidos seriam utilizados para produzir um composto condicionador de solos, a ser utilizado na própria arborização da cidade e pelos agricultores da comunidade. E quanto aos resíduos secos, os mesmos seriam direcionados a uma associação de catadores composta pelos próprios moradores, onde seriam triados para posterior comercialização e reciclagem.

Aliado a tudo isso é essencial um trabalho de educação ambiental na comunidade, com vistas a promover mudanças de hábitos da população, além de despertar uma consciência ambiental nos residentes.

Saneamento em Mutuípe

O município de Mutuípe está localizado no Sudeste do Estado da Bahia, apresentando uma extensão territorial de 275,830 km², clima tropical e população estimada para o ano de 2016 equivalente a 22.917 habitantes (IBGE, 2016).

A investigação desenvolvida em Mutuípe envolveu pesquisa documental e de campo. Foram recolhidos documentos nos órgãos municipais e realizados registros fotográficos de alguns cenários da zona urbana. O texto integral pode ser acessado na monografia de Almeida (2018).

As buscas para conhecer a legislação municipal que disciplina o tema foram improdutivas, quase nada pode ser apurado sobre a legislação relacionada ao saneamento básico. A Lei Orgânica do Município não menciona o assunto, deixando as iniciativas a critério da gestão municipal. Ou seja, a cada gestão as atividades são executadas de forma desconectada com as atuações anteriores, até porque o município não dispõe do PMSB para nortear as ações e projetos a serem executados. Segundo informações, colhidas junto aos técnicos que participaram da gestão municipal que concluiu o mandato em 2016, a elaboração do PMSB foi iniciada naquele governo. Todavia, as mesmas fontes asseguram que, com a transição de governo, o plano foi engavetado e até o momento da pesquisa (2018) não havia sido retomado. O mesmo acontecendo com Plano Diretor de Drenagem Urbana (PDDUr).

Deste modo, o desenvolvimento do trabalho pautou-se no levantamento das recomendações do Programa Nacional de Capacitação em Planos de Saneamento Básico (BRASIL, 2013) buscando responder às principais perguntas sobre a prestação de serviços de saneamento básico. No que tange ao abastecimento de água e esgotamento sanitário, buscou-se caracterizar a cobertura e a

infraestrutura dos sistemas, e especificamente sobre o abastecimento foram estudados o consumo per capita, qualidade da água tratada e distribuída à população. Foi avaliado também o manejo dos resíduos sólidos e das águas pluviais.

Sobre os dois primeiros (abastecimento de água e esgotamento sanitário), a prefeitura de Mutuípe e o governo do Estado da Bahia firmaram convênio em 29 de outubro de 2014, no qual a prefeitura autorizava a gestão associada para a delegação da regulação e fiscalização, e para a prestação dos serviços públicos de abastecimento de água e esgotamento sanitário, a serem exercidos respectivamente, pela AGERSA e pela EMBASA (BAHIA, 2014b). O convênio, tal qual o documento firmado com a Prefeitura de Cruz das Almas, supramencionado, também estabelecia a celebração de um contrato de programa desde que algumas condições fossem cumpridas no prazo de quatorze meses. Entretanto, não foram encontrados registros da assinatura do contrato de programa, até a presente data de 15 de julho de 2020.

Por outro lado, a agência reguladora (AGERSA) realizou no período de 28 de março a 01 de abril de 2016, visitas técnicas para fiscalizar as condições operacionais das unidades da EMBASA, especificamente no sistema integrado de abastecimento de água e no sistema de esgotamento sanitário. E no mês de maio do mesmo ano, divulgou o relatório de fiscalização onde apontava uma série de não conformidades, e determinava à prestadora de serviços, que fossem realizadas correções visando o pleno atendimento aos usuários, englobando condições tais como: regularidade, continuidade, qualidade, eficiência e segurança, das normas e regulamentos aplicáveis (AGERSA, 2016). Este foi o último relatório divulgado pela AGERSA. Ademais, no Cronograma de Fiscalização, publicado no sítio institucional da agência para o ano de 2020, não há previsão de visita ao município de Mutuípe (AGERSA, 2020).

No que se refere aos dados reportados pelo SNIS (2016), tem-se uma cobertura de 100% na prestação dos serviços de abastecimento de água na zona urbana do município. Entretanto, os números são tímidos quando se consideram as zonas urbana e rural (51,53%), bem abaixo do percentual nacional de 83,3% (SNIS, 2016). E mesmo com o abastecimento universalizado na zona urbana, a utilização de poços como fonte alternativa pela população local é um problema no município. Estudos realizados por Almeida (2015) para avaliar a qualidade da água de poços, com análises físicas, químicas e bacteriológicas em 20 pontos de coleta na zona urbana, apresentaram inconformidades em todas as amostras, de acordo com o estabelecido na portaria de potabilidade MS nº 2914/2011 (BRASIL, 2011), atual Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017).

O esgotamento sanitário e a drenagem urbana foram os serviços relatados com as maiores deficiências. Embora o efluente sanitário seja tratado (Figura 4a), a cobertura de rede não abrange locais com alto adensamento populacional e foram reportados locais onde a disposição é feita diretamente no corpo receptor (Figura 4b).

Figura 4 – Cenários do esgotamento sanitário em Mutuípe

(a) Lagoa facultativa da ETE de Mutuípe

(b) Lançamento na Orla do Rio Jiquiriça



Fonte: Almeida (2018).

Já a drenagem urbana registra problemas com: localização inadequada de dispositivos da microdrenagem, área de captação reduzida pela pavimentação asfáltica, presença de gramíneas, sedimentos e/ou resíduos sólidos, causando obstrução da rede pluvial. Os alagamentos são frequentes. A Figura 5 mostra cenários de instalação inadequada de bocas de lobo. Recomenda-se que estas estruturas do sistema de micro drenagem, parte do sistema clássico de drenagem urbana, estejam posicionadas em pontos a montante das esquinas, evitando-se a convergência das torrentes.

Figura 5 – Cenários da drenagem em Mutuípe



Fonte: Almeida (2018).

Quanto ao manejo dos resíduos sólidos, mesmo com a coleta direta nos logradouros, observa-se que os municípios descartam seus resíduos de forma inadequada em diversos pontos da cidade (Figura 6), situação que causa preocupação ao poder público municipal. Todavia, o problema persiste por falta de atitude do próprio poder público, no que se refere à disposição final dos resíduos. Os resíduos municipais são depositados no lixão, não havendo, portanto, cumprimento ao que preconiza a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº. 12.305/2010) (BRASIL, 2010b).

Figura 6 – Cenários da disposição dos resíduos em Mutuípe



Fonte: Almeida (2018).

Considerações finais

O Decreto Federal nº 7. 217/2010, em consonância ao disposto no Art. 24º da LDNSB, estabeleceu a existência do PMSB como “condição para o acesso a recursos orçamentários da União ou a recursos de financiamentos geridos ou administrados por órgão ou entidade da administração pública federal” a partir do exercício financeiro de 2014 (BRASIL, 2010a). Entretanto, à medida que os planos não eram concluídos, novos decretos eram publicados e o prazo era dilatado.

As pesquisas nos municípios de Cruz das Almas e de Mutuípe foram realizadas, respectivamente, nos anos 2015 e 2018. Em 2015 estava em vigência o Decreto Federal nº 8.211/2014 que estabelecia a data de 31 de dezembro de 2015 como limite para apresentação dos PMSB, e, portanto, esta era a data final em que o PMSB de Cruz das Almas deveria estar concluído. Já em 2018, vigorava o Decreto Federal nº 9.254/2017 cuja data final para entrega do PMSB era 31 de dezembro de 2019, logo esta era a meta a ser atingida pelo PMSB de Mutuípe.

A situação nos dois municípios era distinta. Enquanto a prefeitura de Cruz das Almas, em 2015 estava convocando seus cidadãos para contribuir na elaboração do plano, três anos depois o município de Mutuípe ainda não havia iniciado os trabalhos.

Entretanto, os dois municípios de maneira geral têm deficiências similares na prestação dos serviços de saneamento. Em Cruz das Almas, os moradores relataram nas audiências públicas os problemas de irregularidade do abastecimento de água, cobertura insatisfatória da rede de esgotamento sanitário, falta de manutenção e inadequação dos equipamentos de micro drenagem. Em Mutuípe os registros fotográficos demonstram os mesmos problemas, agravados pelas péssimas condições no manejo dos resíduos sólidos. E na comunidade de Sapucaia as lacunas são compatíveis com a invisibilidade que as áreas rurais enfrentam.

Em janeiro de 2020 um novo decreto estendeu mais uma vez o prazo para elaboração dos PMSB. De acordo com o disposto no Decreto Federal nº 10.203/2020, os municípios têm até 31 de dezembro de 2022 para cumprir a meta. No panorama mais recente da Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, publicado em 2017, apenas 30,4% dos municípios brasileiros declararam ter concluído seus planos de saneamento (MINCIDADES, 2017). No mesmo documento consta que os planos dos municípios de Cruz das Almas e Mutuípe estão em elaboração. Após três anos da publicação do último panorama, os planos ou ainda não foram concluídos, ou se o foram não estão disponíveis para ampla consulta.

Não obstante os novos prazos, os desafios para concretização dos planos permanecem. Os pequenos e médios municípios são carentes financeiramente e precisam de apoio técnico para formular seus planos. Portanto, conclui-se que a ampliação de prazos não surtirá efeito, caso não sejam ofertadas políticas de apoio às prefeituras.

Referências

AGERSA, Agência Reguladora de Saneamento Básico do Estado da Bahia (org.). **Cronograma de Fiscalização**. 2020. Disponível em: http://www.agersa.ba.gov.br/?page_id=5865. Acesso em: 16 de julho de 2020.

AGERSA, Agência Reguladora de Saneamento Básico do Estado da Bahia (org.). **Relatório de fiscalização Sistema Integrado de Abastecimento de Água Zona Fumageira**. Bahia, 2014. 48 p.

ALMEIDA, D. O. S. **Qualidade das águas de poços com utilização doméstica em Mutuípe – Ba**. 2015. 37 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Medicina Veterinária) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2015.

ALOCHIO, L. H. A. **Direito do Saneamento**: Introdução à lei de diretrizes nacionais de saneamento básico (lei federal n. 11.445/2007). Campinas, SP: Millenium Editora, 2007.

BAHIA. **Convênio de cooperação entre o Município de Cruz das Almas e a EMBASA**. Bahia. 30 de julho de 2014. (2014a).

BAHIA. **Convênio de cooperação entre o Município de Mutuípe e a EMBASA**. Bahia. 29 de outubro de 2014. (2014b).

BAHIA. **Conselho Estadual das Cidades da Bahia – Concidades/ Ba nº 03**, de 18 de novembro de 2011. Cria Grupo de Trabalho para Elaboração da Minuta do Decreto de Regulamentação da Lei 11.172/08 que instituiu a Política Estadual de Saneamento Básico. Resolução. Salvador, BA, Disponível em: <https://drive.google.com/file/d/0By5DhEb4olg5OXlGc3ZW1aS1U/view>. Acesso em: 16 de julho de 2020.

BAHIA. **Decreto nº 16.656**, de 22 de Março de 2016. Altera a finalidade da Secretaria de Infraestrutura Hídrica e Saneamento – SIHS e da Secretaria de Desenvolvimento Urbano – SEDUR, e dá outras providências. 2016. Disponível em: <http://leisestaduais.com.br/ba/decreto-n-16655-2016-bahia-altera-a-finalidade-da-secretaria-de-infraestrutura-hidrica-e-saneamento-sihs-e-da-secretaria-de-desenvolvimento-urbano-sedur-e-da-outras-providencias>. Acesso em: 03 de dezembro de 2017.

BAHIA. **Lei Estadual nº 11.172**, de 01 de dezembro de 2008. Institui princípios e diretrizes da Política Estadual de Saneamento Básico, disciplina o convênio de cooperação entre entes federados para

autorizar a gestão associada de serviços públicos de saneamento básico e dá outras providências.

BAHIA. **Lei Estadual nº 12.602**, de 29 de novembro de 2012. Dispõe sobre a criação da Agência Reguladora de Saneamento Básico do Estado da Bahia – AGERSA, autarquia sob regime especial, e dá outras providências.

BRASIL, Ministério das Cidades, **Guia para a elaboração de Planos Municipais de Saneamento Básico** - Brasília: Ministério das Cidades, 2011. 2ª edição. 152 p.: il. ISBN 978-85-7958-022-2.

BRASIL. **Decreto nº 10.203**, de 22 de janeiro de 2020a. Disponível em <http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=23/01/2020&jornal=515&pagina=1> Acesso em: 16 de julho de 2020.

BRASIL. **Decreto nº 7.217**, de 21 de junho de 2010a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/Decreto/D7217.htm>. Acesso em: 20 de julho de 2017.

BRASIL. **Lei nº 14.026**, de 15 de julho de 2020b. **Lex:** Legislação Federal. Brasília, DF, Disponível em: <https://legislacao.presidencia.gov.br/s/?tipo=LEI&numero=14026&ano=2020&ato=cfaATWE9EMZpWT417> . Acesso em: 16 de julho de 2020.

BRASIL. **Lei nº. 11.445**, de 05 de janeiro de 2007. **Lex:** Legislação Federal. Brasília, DF, Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>. Acesso em 12 de fevereiro de 2018.

BRASIL. **Lei nº. 12.305**, de 02 de agosto de 2010b. Diário Oficial da União, Seção 1. Brasília, terça feira, 03 agosto 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2914, de 11 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. Banco de dados do Sistema Único de Saúde-DATASUS, Ministério da Saúde (org.). **Doenças e Agravos de Notificação**. Disponível em: <https://datasus.saude.gov.br/acesso-a-informacao/doencas-e-agravos-de-notificacao-de-2007-em-diante-sinan/> Acesso em: 16 de julho de 2020c.

BRASIL. Ministério da Saúde: **Portaria de Consolidação nº 5, de 3 de outubro de 2017**. Brasília, 3 out. 2017, n. 190, Seção 1, p. 360. Disponível em:<ftp://ftp.saude.sp.gov.br/ftpsessp/bibliote/informe_eletronico/2017/iels.out.17/lels194/U_PRC-MS-GM-5_280917.pdf>. Acesso em 4 de março de 2018.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Programa Nacional de Capacitação das Cidades, Planos de Saneamento Básico**, Módulo 4 – Estudos para elaboração do diagnóstico. Brasília, 2013.

CALDAS, L.L. **Condições de saneamento e sua relação com a saúde da comunidade – Estudo de caso na Comunidade de Sapucaia**. 2017. 54 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2017.

CORREIA, T. A.S. **Estudo do Marco Regulatório do saneamento básico e diagnóstico das lacunas existentes nos serviços prestados no município de Cruz das Almas – BA**. 2015. 58 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2015.

CRUZ DAS ALMAS. **Lei Complementar nº 12**, de 18 de dezembro de 2008, Plano Diretor do Município de Cruz das Almas.

CRUZ DAS ALMAS. **Lei Orgânica do Município de Cruz das Almas**, 12 de novembro de 2002. 2 ed. 2002. Disponível em <http://www.cruzasalmas.ba.leg.br/leis/lei-organica-municipal/lei-organica-do-municipio-de-cruz-das-almas-1/view>. Acesso em: 24 de abril de 2015.

EMBASA, Empresa Baiana de Água e Saneamento S.A. (org.). **Extratos de Contratos de Programa**. 2020. Disponível em:

http://www.embasa.ba.gov.br/images/Institucional/transparencia/municipios/extratos/20190805_IMA_cruz-das-almas.jpg. Acesso em: 16 de julho de 2020.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. 2016. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/painel/painel.php?lang=&codmun=292240&search=bahia|mutuipe|infograficos:-dados-gerais-do-municipio>>. Acesso em: 03 de agosto de 2017.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/cruz-das-almas/panorama>. Acesso em: 04 de agosto de 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Notificações de dengue**, 2010-2012. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/cruz-das-almas/pesquisa/42/30280?ano=2012>>. [2012] Acesso em: 31 de julho de 2017.

MARANHÃO, R. R., SORRENTINO M. **Educação ambiental e mobilização social em saneamento** In: BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Programa de Modernização do Setor Saneamento (PMSS) Conceitos, características e interfaces dos serviços públicos de saneamento básico / coord. Berenice de Souza Cordeiro. – Brasília: Editora, 2009.193p.(Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos; v.2) ISBN 978-85-60133-94-9 (obra compl.). - ISBN: 978-85-60133-96-3. cap.15.2, p. 425-428

MERCEDES, S. **Análise comparativa dos serviços públicos de eletricidade e saneamento básico no Brasil: Ajustes liberais e desenvolvimento**. São Paulo: Programa Interunidades de Pós-graduação em Energia, USP, 2002. p 229.

MINCIDADES, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (org.). **Panorama dos Planos Municipais de saneamento Básico no Brasil**. Brasília: Ministério das Cidades, 2017. Disponível em: https://www.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/panorama_planos_municipais_de_saneamento_basico.pdf. Acesso em: 16 de julho de 2020.

MORAES, L. R. S.; LUZ, L. D.; ELBACHÁ, A. T.; et al. **Projeto de saneamento ambiental com sustentabilidade para pequenas localidades**. Rio de Janeiro, 1999.

PINTO M. T., POPPE C. **Pesquisa e desenvolvimento tecnológico em Saneamento Básico** In: BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Programa de Modernização do Setor Saneamento (PMSS) Conceitos, características e interfaces dos serviços públicos de saneamento básico / coord. Berenice de Souza Cordeiro. – Brasília: Editora, 2009.193p.(Lei Nacional de Saneamento Básico: perspectivas para as políticas e gestão dos serviços públicos; v.2) ISBN 978-85-60133-94-9 (obra compl.). -. cap.22.2, p. 633-641.

SANTOS, R.A. **Avaliação dos serviços de saneamento e diagnóstico das lacunas existentes nos serviços prestados no município de Mutuípe (BA)**. 2018. 91 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2018.

SEI. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia. **Perfil dos Territórios de Identidade** - Salvador: SEI, 2015. 3 v. p. (Série territórios de identidade da Bahia, v. 1).

SEI. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia. **Perfil dos Territórios de Identidade** - Salvador: SEI, 2016. 3 v. p. (Série territórios de identidade da Bahia, v. 2).

SMSCA. Secretaria Municipal de Saúde de Cruz das Almas, 2010-2016 – **Vigilância Epidemiológica**. DATASUS – SINAN (Sistema de Informação de Agravos de Notificação). Notificações de Dengue, Chikungunya e Zika Vírus. Cruz das Almas – BA, 2016.

SMSCA Secretaria Municipal de Saúde de Cruz das Almas, 2013-2015 – CPD (Centro de Processamento de Dados) Ficha DATASUS – SIAB (Sistema de Informação de Atenção Básica) Sapucaia, Zona rural. Cruz das Almas – BA, 2015.

SNIS, Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (org.). **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto – 2016**. Brasília:

Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental - Ministério das Cidades, 2018.

SNIS, Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (org.). **Diagnósticos SNIS 2018**. Brasília: MDR, 2018. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnosticos> Acesso em: 16 de julho de 2020.

Breve recorte do saneamento: comunidades rurais

*Rosa Alencar Santana de Almeida
Hérica Cruz do Nascimento
Claudineia de Souza Souza*

Introdução

O déficit de saneamento básico no país é histórico, e muito ainda precisa ser feito para que os princípios fundamentais estabelecidos pela Lei de Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico - LDNSB (Lei Federal nº 11.445/2007) sejam alcançados, dentre os quais: a universalização do acesso, a segurança, a qualidade e a regularidade dos serviços, bem como o controle social nas atividades de planejamento, regulação e fiscalização dos serviços (BRASIL, 2007).

Os aglomerados rurais são as regiões mais afetadas por déficits estruturais, como obras, e estruturantes, como educação sanitária. Segundo disposto no Plano Nacional de Saneamento, aprovado em 2013, estes territórios necessitam de abordagem própria e distinta daquelas que geralmente são adotadas em áreas urbanas, tanto na dimensão tecnológica, quanto na gestão e relação com as comunidades (BRASIL, 2013).

Nos espaços rurais, os desafios relacionados aos serviços de saneamento básico enfrentam a dispersão das moradias, a falta de infraestruturas ou instalações auxiliares, o baixo nível de instrução sanitária da população e a precariedade de políticas públicas. Assim, historicamente a população rural lidera os déficits quanto ao atendimento do saneamento, quando comparada a população urbana.

A situação se agrava quando se refere ao abastecimento de água. São constatadas carências e falta de atenção na disponibilidade

tanto em quantidade, como em qualidade do recurso, itens importantes devido a direta relação com a saúde pública e ambiental. Conforme a Organização Mundial de Saúde (WHO; UNICEF, 2014), nos países em desenvolvimento a população rural atingida pelo sistema de abastecimento de água chega apenas a 4%. O dado fundamenta a importância de ações voltadas para o inventário das fontes de abastecimento de água aderida em populações rurais, assim como a análise da qualidade da água, visto que por muitas vezes advém de fontes alternativas, ou seja, não seguem os padrões estabelecidos pela legislação vigente no país.

Como consequência do descuido com a qualidade da água, cresce a possibilidade de ocorrência das doenças de veiculação hídrica, implicando em prejuízos à saúde pública e à qualidade de vida, principalmente dos moradores das zonas rurais, que vivem em condições de vulnerabilidade. Nestes locais, os riscos eminentes podem conviver com o desconhecimento da população, aumentando o risco da disseminação de doenças evitáveis, o que ressalta a relevância de que se promovam ações de educação sanitária.

Entende-se, portanto que é importante conhecer estas realidades e é positivo que investimentos em boas práticas de saneamento rural sejam incentivadas. Estas ações objetivam compreender os cenários e promover tecnologias que se adequem a realidade do local e das pessoas que vivem nas áreas rurais, tornando possível a implantação e permanência dos serviços de forma segura e sanitariamente adequada.

Por consequência, para assimilar esta situação decidiu-se por estudar a prestação dos serviços de saneamento em duas comunidades rurais localizadas nos municípios de Muritiba e Amargosa, no estado da Bahia. Fizeram parte da investigação as comunidades de Três Lagoas (em Amargosa) e Gravatá de Baixo (em Muritiba). Por se tratar de pesquisa com seres humanos o

instrumental das pesquisas foi submetido ao Comitê de Ética da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB), registrados na Plataforma Brasil e identificados com Certificados de Apresentação para Apreciação Ética (CAAE).

Os trabalhos iniciaram-se tendo como marco referencial a conceituação de comunidade rural e estudos sobre as condições de acesso ao saneamento em áreas rurais. Em seguida foram realizadas as visitas às comunidades. O percurso metodológico envolveu pesquisas bibliográficas, entrevistas com moradores com aplicação de questionário, e registro documental em campo. Os resultados sugerem que muito pode ser feito para melhorar a qualidade de vida nas comunidades estudadas, e que a educação sanitária e ambiental são ferramentas complementares e bem-vindas.

Trajetória do saneamento

As ações de natureza sanitária, nas antigas civilizações, permeavam apenas os setores do abastecimento de água para consumo humano, da irrigação e da disposição de efluentes, pois eram as necessidades básicas da população (FUNASA, 2015). Os conhecimentos sobre as práticas de saneamento e sua importância para promoção de saúde e qualidade de vida, muitas vezes se concentravam em núcleos populacionais, e constantemente desapareciam quando estes pereciam (FUNASA, 2015). Com o passar dos anos, muitos avanços foram descritos, novos conhecimentos e novas tecnologias são empregados, porém ainda há carência na percepção popular sobre o assunto. O desconhecimento de práticas simples de higienização ainda põe em risco a saúde da população e reflete nas condições do seu bem-estar.

No Brasil, segundo Rezende, Heller e Queiroz (2009), o cenário do saneamento pode ser observado sob a perspectiva de quatro períodos históricos. No primeiro momento, Brasil Colônia

(séc. XVI ao XIX), a chegada dos portugueses ao país contribuiu para a formação da “identidade sanitária nacional”, quando se moldou os hábitos higiênicos da população. A gestão dos serviços de saneamento, inicialmente ausentes, surgiu a partir da chegada da corte portuguesa, fundamentada no enfrentamento das questões de saúde, e impulsionada por interesses econômicos devido a insalubridade dos portos.

Ainda segundo os mesmos pesquisadores, no segundo período, entre os séculos XIX e XX, os serviços de saneamento eram direcionados aos locais em que seriam obtidas vantagens em tê-lo, ou seja, visando evitar o comprometimento da produtividade e o desabono da imagem do país. Infelizmente o saneamento era, e ainda pode ser visto somente como uma moeda de troca, não em função dos benefícios a saúde e qualidade de vida resultantes dele, mas sim pelo lucro ou economia associadas a sua prática. Porém, o reconhecimento dos problemas de insalubridade como um inconveniente global levou a discussão para além do saneamento urbano, e também se repensou sobre o caminho do saneamento rural. Nas expedições realizadas para investigação das condições do interior do Brasil, encontrou-se ancilostomíase, malária e doença de Chagas, o que motivou a criação da Liga Pró-Saneamento do Brasil, em fevereiro de 1918, que objetivava melhoria à saúde do morador rural, o que contribuiria para o desenvolvimento do país mediante ao potencial do setor agrícola (REZENDE; HELLER; QUEIROZ, 2009).

Rezende e coautores também explicam que ainda no século XX, ocorreu o terceiro período: com a industrialização e urbanização crescente foram buscados novos modelos para a gestão do saneamento, priorizando questões relacionadas ao setor industrial, como o abastecimento de água. No entanto, este modelo mostrou-se alheio à opinião da sociedade e distanciado quanto às questões de saúde.

Em 1971, foi criado o Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), com ações que pretendiam melhorar as condições de esgotamento sanitário e abastecimento de água, principalmente, nas áreas urbanas, contribuindo para a melhoria da qualidade de vida da população, reduzindo a taxa de mortalidade infantil e aumentando a expectativa de vida. Entretanto a ausência de intersetorialidade das ações de saneamento e a predominância dos investimentos nas regiões mais desenvolvidas tornaram ainda mais acentuadas as desigualdades sociais no País (REZENDE; HELLER; QUEIROZ, 2009).

Por fim, Rezende, Heller e Queiroz (2009) apontam no quarto momento, a promulgação da Lei Federal nº 11.445/2007, com a função de estabelecer diretrizes para o saneamento básico nacional, objetivando preencher as lacunas deixadas pelo PLANASA, como o estímulo à promoção de saúde e promoção da universalização dos serviços.

A Lei Federal nº 11.445/2007 encarrega à União a criação do Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB), o qual define objetivos e metas, diretrizes, propõe programas projetos, ações e planos regionais. O PLANSAB estabelece metas para a progressão da universalização dos serviços de saneamento básico, até 2033, prevendo 100% da cobertura dos domicílios urbanos atendidas por coleta de resíduos sólidos, cobertura de pelo menos 77% no atendimento dos domicílios servidos por esgotamento sanitário, valor estabelecido para o Amapá e no mínimo 87% quanto aos domicílios abastecidos por água, referente ao estado do Amazonas (BRASIL, 2013).

Faz mais de dez anos que a Lei nº 11.445/2007 (LDNSB) estabeleceu como um dos seus princípios a universalização do acesso ao saneamento, e muitas metas ainda não foram atendidas. As datas para cumprimento foram adiadas no decorrer dos anos. Mais recentemente, a uma nova LDNSB foi sancionada, Lei Federal nº 14.026/2020, e estabeleceu no Art. 11-B que “os contratos de

prestação dos serviços públicos de saneamento básico deverão definir metas de universalização” (BRASIL, 2020). O texto estabelece que os contratos devem garantir atendimento de 99% (noventa e nove por cento) da população com água potável e de 90% (noventa por cento) da população com coleta e tratamento de esgotos até 31 de dezembro de 2033. Também determina que sejam definidas metas quantitativas de não intermitência do abastecimento, de redução de perdas e de melhoria dos processos de tratamento. A Lei Federal nº 4.026/2020, sancionada pela presidência da república em 15 de julho de 2020, deve ser regulamentada para que as diretrizes possam ser cumpridas.

Saneamento rural

A partir do momento em que as questões políticas e econômicas passaram dos engenhos de açúcar e lavouras de café para os centros urbanos e sua crescente industrialização, a prevalência rural deixou de existir (REZENDE; HELLER; QUEIROZ, 2009). Os mesmos autores afirmam que a relação urbano/rural se configurou agregando ao espaço urbano os valores de desenvolvimento e modernidade, enquanto o ambiente rural conceituou-se como um local atrasado que continha obstáculos para o desenvolvimento – crescimento econômico.

A definição de um espaço rural no Brasil é dada pela divisão administrativa, ou seja, área rural é entendida como a área externa ao perímetro urbano do município, o qual se delimita através de uma lei municipal. Esta é a divisão adotada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Em outros países são consideradas características como: relevância da economia agrícola, densidade demográfica ou tamanho da população, e até mesmo aglomeração de propriedades (REZENDE; HELLER; QUEIROZ, 2009). Ou seja, a discussão sobre a distinção entre os ambientes urbanos e rurais está presente, porém as definições convergem em alguns pontos

sobre a designação do meio rural: a relação com a natureza, a importância das áreas não densamente povoadas e a dependência do sistema urbano. Esses pontos são de extrema importância para desenvolvimento de qualquer atividade voltada para as regiões rurais, pois evidencia a reflexão para além da dimensão geográfica que caracterizam uma área como rural. O saneamento rural deve contemplar as distintas configurações populacionais encontradas.

No Brasil, o saneamento rural evoluiu em meio a êxitos e retrocessos. Ao longo do tempo várias ações foram envidadas: o Programa de Interiorização das Ações de Saúde e Saneamento (PIASS); construções de açudes pelo Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS); programa de Saneamento Básico em Pequenas Localidades; Projeto Alvorada; proposta do Plano Municipal de Saneamento; Projeto Nacional de Saneamento Rural (1986-1990); PRORURAL e por fim o Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR). Rezende et al. (2009) avaliam que muitas destas intervenções mostraram-se ineficazes quanto aos resultados apresentados, seja por planejamento e monitoramento precário, pela falta de comunicação entre os três níveis de governo, ou por não considerarem a realidade das comunidades rurais.

O PNSR constitui um dos três programas instituídos no PLANSAB, juntamente com os programas Saneamento Básico Integrado e Saneamento Estruturante. Tendo como alvo a população rural e as comunidades tradicionais, o programa visa a adoção de medidas estruturantes e não estruturantes capazes de suprir as demandas destas comunidades no que se refere ao abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, educação ambiental para o saneamento, ações de limpeza urbana, manejo de resíduos sólidos e de águas pluviais (BRASIL, 2013).

O texto do PNSR, concluído e publicado em 2019, tem como referência a Política Federal de Saneamento Básico, descrita pela

Lei Federal nº 11.445/2007. De acordo com a política na qual se reporta, o PNSR presume a garantia de meios adequados para que a população rural dispersa seja atendida por soluções compatíveis com suas características socioeconômicas (FUNASA, 2019).

Segundo o documento, o saneamento rural na sua concepção tem o propósito de “universalizar o acesso ao saneamento básico em áreas rurais, por meio do fomento e execução de ações que garantam: equidade, integralidade, intersetorialidade, sustentabilidade dos serviços, participação e controle social” (FUNASA, 2019, p.34).

Comunidades rurais

Segundo o último do censo IBGE (IBGE, 2010), nas comunidades rurais brasileiras há cerca de 29,83 milhões de pessoas, equivalente a aproximadamente 16% da população total do país. O estado da Bahia representa a maior porcentagem deste número, com 3,9 milhões de habitantes em áreas rurais.

A Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) define como comunidade rural aquela formada pela população que se encontra instalada fora dos limites urbanos do município, a qual possui hábitos e culturas próprias, sendo necessário conhecer suas peculiaridades para entender o seu funcionamento (BOLETIM INFORMATIVO, 2011).

O Brasil rural se constitui pela diversidade de raças, origens étnicas, povos, religiões, culturas, sistemas de produção e padrões, segmentos sociais e econômicos, ecossistemas e de rica biodiversidade. Além disso, por trás da história econômica, política e cultural nas comunidades rurais brasileiras, marcadas por exploração tanto de recursos naturais, quanto dos povos, o interior brasileiro é marcado pelos conflitos e lutas populares de resistência, a exemplo tem-se os diversos movimentos em busca de novas tecnologias, de crédito acessível, de preço justo, do direito à saúde, educação e cultura, da preservação da água e dos serviços de saneamento básico (REZENDE; HELLER; QUEIROZ, 2009).

De acordo com a FUNASA, algumas comunidades rurais características são as comunidades quilombolas, povos da floresta (agroextrativistas e seringueiros), do cerrado, do semiárido, da caatinga, dos campos, das montanhas, dos pampas, do pantanal, comunidades ribeirinhas, moradores de áreas de fundo de pasto e famílias assentadas pelo programa de reforma agrária do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA). Estas associações apresentam características similares entre si, porém, segundo a fundação, qualquer intervenção pontual deve considerar as peculiaridades locais e uma ampla percepção do que se entende por população rural (BOLETIM INFORMATIVO, 2011).

Panorama do saneamento

A vulnerabilidade social das comunidades rurais brasileiras, segundo Rezende, Heller e Queiroz (2009), é fruto dos elevados níveis de pobreza, desigualdade social, escassez dos recursos hídricos e da desigualdade do acesso à água e aos outros serviços de saneamento básico. Motivos pelos quais o espaço rural mantém-se liderando os déficits quanto aos serviços de saneamento.

Em comunidades rurais o fornecimento de água por sistema de abastecimento de água é dispendioso devido a dispersão das moradias, dificultando e encarecendo a construção de redes de distribuição, sendo mais comum a presença de soluções individuais. Enquanto no território urbano brasileiro os municípios atendidos pelo sistema de abastecimento alcançam 96,42%, de acordo com o IBGE (IBGE, 2010), os tipos de abastecimentos de água mais aderidos nos ambientes rurais brasileiros são os poços, representando cerca de 70%, seguida dos sistemas de abastecimento de água, cerca de 20% e demais fontes equivalem a 10%. A região nordeste se sobressai dentre as outras, pois apresenta a maior porcentagem de comunidade rurais atendidas pelo sistema de abastecimento de água, 31,66% delas, lideradas pelo estado de Sergipe (61,30%), Rio Grande do Norte (49,10%) e Bahia (40,30%) (LANDAU; MOURA, 2016).

As desigualdades aumentam quando se trata dos serviços de esgotamento sanitário e coleta dos resíduos sólidos. Segundo os dados do IBGE (IBGE, 2010), 52,88% dos municípios urbanos brasileiros possuem esgotamento sanitário adequado, correspondente à rede geral de esgoto ou fossa séptica. Já na zona rural, a situação é preocupante: 81,44% das comunidades rurais apresentam esgotamento sanitário inadequado (fossa rudimentar), 10,46% possuem serviço adequado e 6,88% não dispõem de nenhum tipo de destinação. Landau e Moura (2016), afirmam que a evolução do serviço de esgotamento sanitário, ao passar dos anos, revelou aumento na proporção de domicílios atendidos, no entanto este avanço se dá lentamente. A deficiência destes serviços, além de comprometer a qualidade de vida e a segurança alimentar da própria população, pode impactar regiões além das fronteiras previstas, pelo fato da maioria dos alimentos serem produzidos nas áreas rurais brasileiras (LANDAU; MOURA, 2016).

As distintas realidades da zona urbana e rural ainda se mantêm quanto à forma de destinação predominante dos resíduos sólidos, conforme revela o último censo do IBGE (IBGE, 2010): 58,08% dos resíduos gerados nos domicílios rurais são queimados, e apenas 29,92% são coletados. Contudo, dados do SNIS apontam que 98,88% e 92,1%, dos domicílios nas zonas urbana e rural, respectivamente, são beneficiados pela coleta de resíduos sólidos, mesmo que isso não signifique que serão tratados adequadamente: 75,6% dos resíduos coletados vão para aterros sanitários, 11,4% vão para aterros controlados e a destinação final de 13% são os lixões (SNIS, 2018).

Tecnologias empregadas

O saneamento rural diferencia-se dos serviços de saneamento prestados para os centros urbanos. São locais que muitas vezes não possuem infraestrutura necessária para a instalação de redes de distribuição de água ou coletora de esgoto, ou suas ruas, não

pavimentadas, desempenham má drenagem e não permitem o deslocamento dos veículos transportadores dos resíduos sólidos. Dentre as diversas tecnologias empregadas para o atendimento dos serviços de saneamento básico, são as singularidades locais que definem as tecnologias compatíveis:

Abastecimento de água

As fontes de abastecimento de água podem ser água de chuva, nascentes, fundo de vales, lençol freático ou subterrâneo, ou fontes superficiais (rios, lagos e açudes). Além do sistema de abastecimento de água (SAA), já comentado anteriormente, outras tecnologias de abastecimento podem e devem ser empregadas para assistência das comunidades rurais. As nascentes e galerias de infiltração alocadas em fundo de vales se caracterizam como potenciais fontes alternativas em substituição ao SAA.

A captação de água de chuva também é um sistema alternativo que capta a água resultante do escoamento de coberturas ou telhados e a encaminha para o reservatório de acumulação, denominado cisterna (FUNASA, 2015). No meio rural, segundo Andrade e Menezes (2015), esta técnica tem se apresentado como uma alternativa viável e de interesse crescente atualmente.

Já os poços são tecnologias bastante utilizadas em comunidades rurais, sejam poços escavados manualmente (poços amazonas), ou mecanicamente como os poços tubulares (rasos ou profundos), pois permitem fácil acesso às águas subterrâneas, normalmente através do bombeamento hidráulico (FUNASA, 2015). Cabe ressaltar que suas técnicas de construção devem ser mais criteriosas quanto às barreiras sanitárias, visto que estas estruturas se encontram mais susceptíveis à contaminação por meio, por exemplo, da infiltração de esgotos sanitários, agrotóxicos, resíduos descartados inadequadamente, dejetos de animais (LEAL, 2012).

As barragens subterrâneas também são uma alternativa compatível à realidade de moradias rurais, principalmente àquelas do semiárido. A obra se caracteriza por um barramento artificial, geralmente empregando-se lonas plásticas, do fluxo de água subterrânea (CIRILO, 2003). Frequentemente, aloca-se no leito de riachos, com o fim de manter elevado o nível freático, tendo o aproveitamento da água para consumo permitido através da instalação de um poço amazonas (CIRILO, 2003).

Esgotamento sanitário

Como o SAA, o Sistema de Esgotamento Sanitário (SES) pode ser realizado por alternativas coletivas ou individuais. As tecnologias coletivas de coleta e tratamento do esgoto costumam ser projetadas para atender um determinado perímetro urbano, pois os custos envolvidos na construção de uma rede coletora de esgoto são elevados, inviabilizando sua implantação em áreas com baixa densidade habitacional (FUNASA, 2015).

Desprovidas de assistência quanto à destinação de seus efluentes, devido a inviabilização dos projetos das redes coletoras de esgotamento sanitário, Martinetti e Teixeira (2013), relatam que as comunidades rurais muitas vezes permanecem recorrendo às soluções antigas e inadequadas, como as fossas rudimentares, também conhecidas como fossas negras. Prática que propicia a ocorrência de impactos ambientais decorrentes da possibilidade de poluição do solo e do lençol freático, e consequentemente atingindo questões de saúde pública (MARTINETTI; TEIXEIRA, 2013).

As soluções individuais adequadas podem ser divididas em dois grupos: as indicadas para domicílios sem abastecimento de água e para domicílios com abastecimento de água. Para o primeiro grupo, a utilização de privada higiênica com fossa seca, fossa de fermentação ou privada química são recomendadas. Já para os domicílios com

abastecimento de água preconiza-se a utilização do tanque séptico, como unidade preliminar que deve ser seguida de algum tratamento complementar, podendo ser o sumidouro, valas de infiltração ou vala de filtração (FUNASA, 2015).

Outras tecnologias alternativas podem ser empregadas visando o aproveitamento do efluente, como a estudada por Martinetti e Teixeira (2013), o conjunto fossa séptica seguida do círculo de bananeiras. Conforme a pesquisa, enquanto a fossa séptica realiza o tratamento primário, a segunda etapa permite que o efluente seja disposto de modo a favorecer a fertilização do solo.

Drenagem das águas pluviais

Nas zonas rurais normalmente os problemas advindos do manejo inadequado das águas pluviais são pequenos, pois devido às vastas áreas verdes disponíveis para infiltração local, ou seja, o controle na fonte que reduz a possibilidade de alagamentos. Tais áreas são almeçadas em ambientes urbanos, devido a sua função na composição da técnica de controle na fonte, como pontuado por Tominaga (2013).

No entanto a falta de pavimentação reflete negativamente na manutenção das estradas de terra, as quais se tornam alvo dos processos erosivos provenientes das precipitações. Fato não citado recorrentemente em pesquisas.

Manejo dos resíduos sólidos

A gestão adequada das atividades relacionadas aos resíduos sólidos compreende as adequações das etapas de acondicionamento, coleta, transporte e destinação. De acordo o Manual de Saneamento (FUNASA, 2015), o acondicionamento deve atender as condições sanitárias, ter capacidade para conter o lixo gerado durante o intervalo

entre uma coleta e outra, possibilitar a manipulação segura pela equipe de coleta e permitir coleta rápida. Cabe ressaltar que o acondicionamento incorreto pode proporcionar a proliferação de vetores. Ainda segundo o manual, a etapa de coleta deverá apresentar tanto regularidade, quanto periodicidade, frequência e horário em que será realizada, a fim de estimular a participação da comunidade. Para evitar pontos improdutos, esperados em ambientes rurais, o transporte pode ser auxiliado por um acondicionamento estratégico, dispondo os pontos de coleta em locais facilmente acessíveis pelo veículo (FUNASA, 2015).

A destinação é um ponto primordial na gestão dos resíduos sólidos, evitando que todo esforço embutido em prol do saneamento seja desperdiçado juntamente com o desperdício do potencial econômico presente nos resíduos sólidos domésticos, quando são encaminhados para os aterros sanitários. Assim, a reciclagem e compostagem surgem como medidas que visem a sua reinserção no ciclo econômico, as quais se encontram previstas na Política Nacional dos Resíduos Sólidos, Lei Federal nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010). A adoção destas práticas em comunidades rurais, além de fornecer uma destinação ambientalmente adequada para os resíduos, contribui para a economia local, tornando-se uma fonte de trabalho e renda para a população rural. Devendo-se destacar para a prática da compostagem, visto o elevado potencial para a produção de compostos orgânicos provindos das lavouras e estrume animal, afirma Felicore (2013).

Cenários dos municípios

Os municípios de Amargosa e Muritiba fazem parte dos Territórios de Identidade (TI) Vale do Jiquiriça e Recôncavo, respectivamente. Segundo dados da SEI (2016), em 2010, a população do município de Amargosa era de 34.351 habitantes, representando aproximadamente

11% da população do território onde está inserido. Já o município Muritiba com 28.899 habitantes equivale a pouco mais de 5% da população do TI Recôncavo. De acordo com dados do Sistema Nacional de Informações do Saneamento (SNIS), os dois municípios têm atendimento urbano de água universalizado (IN023 = 100%) e índice de atendimento total de água (IN055) da ordem de 88,29% em Amargosa e 91,33% em Muritiba (SNIS, 2018). No entanto, os números são bastante tímidos no que tange ao atendimento total de esgoto referido aos municípios atendidos com água (IN056): 2,66 % em Amargosa e 40,07 em Muritiba (SNIS, 2018).

Os índices não se referem aos percentuais das zonas rurais, entretanto os números mostram que existe defasagem entre os índices de cobertura urbano e total, evidenciando que os déficits de cobertura estão nestas áreas. As pesquisas engendradas neste trabalho buscaram compreender estas lacunas no contexto das populações que habitam duas comunidades rurais localizadas nestes municípios.

Panorama em Três Lagoas

A comunidade de Três Lagoas fica localizada a cerca de 8 km do centro de Amargosa, município classificado oficialmente como pertencente ao semiárido brasileiro desde a delimitação de 2005.

Sua população é constituída por uma representativa ascendência africana, influndo a hipótese que a localidade seja renascente de quilombo, conforme afirma Galvão (2012). Devido à forte ligação com a sua história, a comunidade apresenta aspectos culturais típicos, tangendo as práticas religiosas, os hábitos e costumes da população, e as atividades econômicas locais, estas voltadas às atividades agrícolas.

Para consecução da investigação foram realizadas entrevistas com domiciliados da comunidade. A definição da amostra populacional, para a qual seriam aplicados os questionários, foi determinada

por meio do método de amostragem aleatório, adotando o número de famílias existentes (160), com nível de confiança de 90% e erro amostral de 9%, resultando em 70 famílias. A pesquisa foi registrada na base nacional e unificada de registros de pesquisas, Plataforma Brasil, e identificada com CAAE N° 72507417.1.0000.0056. A pesquisa completa pode ser acessada na monografia de Nascimento (2018).

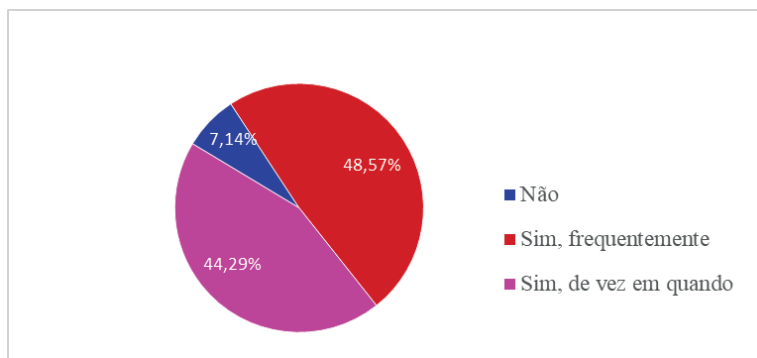
A primeira visita transcorreu como etapa de sensibilização da população. Foi feita uma apresentação áudio visual, houve a exposição de assuntos referentes à água, sua importância e disponibilidade, a fim de apresentar o projeto a ser desenvolvido e extrair o nível de conhecimento e grau de interesse dos partícipes pelo assunto. Outras idas à comunidade aconteceram simultaneamente à aplicação dos questionários, para coleta de amostras de água. Foram observadas as práticas sanitárias da população em relação ao meio físico, como também foi apreciada a dinâmica dos serviços de saneamento na comunidade, tendo como suporte os registros fotográficos, a fim de melhor ilustrar as condições sanitárias e ambientais vivenciadas.

O fornecimento de água na comunidade de Três Lagoas é realizado pelo Sistema Integrado de Abastecimento de Água (SIAA) de Amargosa. Esta condição pode ser considerada uma excepcionalidade, ou seja, são poucas as comunidades rurais que são abastecidas por um sistema de abastecimento, visto que devido às configurações, principalmente geográficas e espaciais, a maior parte dos aglomerados rurais são abastecidos por sistemas alternativos de abastecimento de água. A pesquisa apurou que 97,14% (68) dos entrevistados dizem ser atendidos pelo sistema de abastecimento de água fornecido pela Empresa Baiana de Águas e Saneamento S.A. - EMBASA.

A conquista do atendimento pelo sistema de abastecimento de água há cerca de 10 anos atrás, foi relatada diversas vezes como melhoria significativa no acesso à água. Conforme narrativas,

antes da prestação do serviço por meio da rede de distribuição, a comunidade dependia de fontes não confiáveis, tanto em quantidade, como em qualidade. Entretanto, a pesquisa mostrou que a qualidade da prestação do serviço é questionável. Uma grande parcela (93%) dos entrevistados relatou intermitência no fornecimento, sendo que cerca de metade deles (48,57%) disseram que as interrupções são frequentes, ou seja, que ocorrem a cada oito dias com duração de 1 a 2 dias (Figura 1). Conforme Carmo (2009) e Pereira (2015), a intermitência no abastecimento pode comprometer a qualidade da água em decorrência da despressurização da rede favorecendo a ocorrência de pressões negativas e possível entrada de componentes contaminantes presentes no solo.

Figura 1 – Qual a frequência de interrupção no abastecimento de água na residência?



Fonte: Nascimento (2018).

Em decorrência das irregularidades no atendimento, a população diz ter que armazenar água em reservatórios domiciliares (73,6%) e utilizar de “fontes” (13%) como alternativas para o abastecimento doméstico.

A despeito do uso da água armazenada em reservatórios domiciliares, os moradores foram questionados sobre os hábitos de limpeza relacionados ao seu reservatório de água. Neste quesito 40,0% afirmaram limpar o reservatório a cada seis meses, 34,0%

com uma frequência maior do que seis meses, 16,0% efetuam a limpeza pelo menos uma vez no ano e os demais nunca lavaram ou raramente o fazem (somando 8,0%). Ou seja, segundo os respondentes a limpeza dos reservatórios é rotina de grande parcela dos residentes que o possuem (74,0%), sendo este um ponto positivo quanto às práticas sanitárias adotadas. Schembri (1997) verificou que reservatórios que efetuam lavagem periódica possuem menores incidências de coliformes fecais, indicando conseqüentemente, menor possibilidade de presença de microrganismos patógenos.

Com relação ao abastecimento coletivo complementar por meio das “fontes”, tal prática materializa-se na comunidade por meio de um “tanque escavado” diretamente no solo, e pela captação e armazenamento de água de chuva, por meio de cisternas. Nas visitas de campo verificou-se que as duas fontes alternativas de abastecimento de água são inadequadas, conforme exposto na Figura 2. A “fonte” encontra-se visivelmente eutrofizada com crescimento de algas na superfície, sua utilização é menos recorrente atualmente, todavia, segundo moradores, antes dos serviços de abastecimento esta era a principal fonte de consumo de água na comunidade. A cisterna apresentou características peculiares, pois funciona como criatório de peixes, assim foi relatado que esta não vem sendo mais utilizada para o consumo humano.

Figura 2 – Fontes de abastecimento complementar em Três Lagoas

Tanque escavado



Cisterna de água de chuva

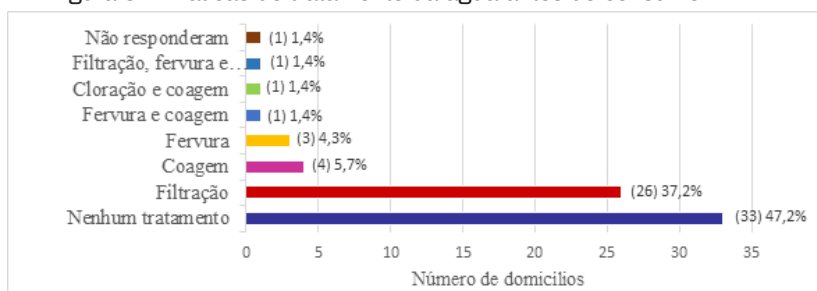


Fonte: Nascimento (2018).

Quanto ao conhecimento sobre as questões sanitárias, ao serem perguntados sobre as doenças de veiculação hídrica, 51,43% responderam que sabiam da possibilidade, 30,00% acreditavam que a água não poderia transmitir nenhum tipo de doença e 17,14% desconheciam o assunto. Ou seja, quase metade dos entrevistados (47,14%) ignora ou desconhece a possibilidade de transmissão de doenças por meio da água.

Um agravante quanto ao desconhecimento das doenças de veiculação hídrica é o fato de que, quase metade dos moradores entrevistados declarou que não efetuam nenhum tipo de tratamento da água antes do seu consumo, como mostra a Figura 3. Vale ressaltar que o descaso com o tratamento inclui os residentes que possuem conhecimento sobre as doenças de veiculação hídrica, ou seja, a metade dos residentes que declararam conhecer as doenças, responderam que não realizam tratamento da água.

Figura 3 – Práticas de tratamento da água antes do consumo



Fonte: Nascimento (2018).

Esta despreocupação em tomar medidas de profilaxia que evitem o acometimento de enfermidades relacionadas à ingestão de água de qualidade inadequada sugere que, mesmo com a inconstância no fornecimento, os moradores acreditam na boa qualidade da água distribuída pela concessionária.

Para compreender esta questão, os moradores foram perguntados sobre o que acham da qualidade da água distribuída pela EMBASA.

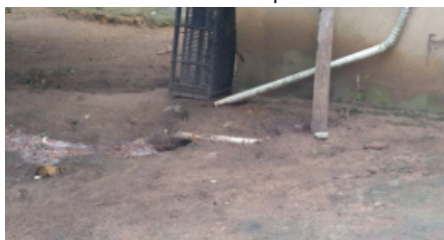
Neste quesito a compreensão de ampla maioria dos respondentes (91,43%) é que se trata de água de boa qualidade. Apenas 7,14% responderam que acham a água “ruim” e 1,43% não opinaram.

A comunidade de Três Lagoas também respondeu às questões relacionadas ao esgotamento sanitário e destino dos resíduos sólidos da comunidade. Sobre o esgotamento sanitário, 80,00% dos entrevistados responderam que os esgotos são drenados para fossas sépticas. Porém outros utilizam fossas negras (12,86%), ou não efetuam nenhum direcionamento dos dejetos (5,71%). As práticas inadequadas, mesmo que em menores proporções, compreendem fator de risco a toda comunidade. Ademais, como observado *in loco*, algumas moradias não dispõem de estrutura para recebimento dos efluentes, agravando ainda mais quadro.

Além da utilização de fossas negras outro interveniente compromete a qualidade do esgotamento sanitário na comunidade: a falta do direcionamento das águas cinza provenientes das pias, lavatórios e lavanderias, por parcela representativa da população entrevistada (61,43%), verificada até mesmo no grupo de moradores que possui dispositivos para recebimento dos efluentes domésticos. A disposição das águas cinza apresenta um adicional de risco à saúde humana, pois propicia condições favoráveis para a atração de vetores às moradias, por meio do acúmulo de restos de alimentos e lançamento de água no meio (Figura 4).

Figura 4 – Descarte de resíduos em Três Lagoas

Restos de alimentos dispostos no meio



Empoçamento de águas cinza



Fonte: Nascimento (2018).

No que tange aos resíduos sólidos, a maioria dos entrevistados (74,30%) tem a coleta realizada pela prefeitura como a única forma de destinação dos resíduos sólidos, porém a parcela que dispõe de outras práticas (queima, espalhamento no terreno, lançamento nas fossas) impele negativamente a qualidade do meio por meio de poluição visual, como observado na Figura 5, até agravos à saúde, seja por vetores ou por degradação da qualidade do solo e ar, por exemplo. Fato este observado em pesquisas em distintas localidades que convergem impactos semelhantes, como o mau cheiro e a proliferação de insetos e desagrado quanto à poluição visual (ARAÚJO; PIMENTEL, 2015; FERNANDES, 2009).

Figura 5 – Resíduos sólidos em Três Lagoas
Resíduos espalhados em terrenos Sobras de resíduos queimados



Fonte: Nascimento (2018).

Já a queima, segunda maior destinação empregada nas residências ouvidas neste estudo (10% dos entrevistados), acarreta danos à saúde e causa o empobrecimento dos solos cultiváveis. Este último impacto é relatado por Soares (1995), nos casos de queimas sucessivas em um mesmo local. E como observado por Silva et al. (2014) às vezes ela é tida como a melhor forma de destinação para os resíduos rurais, devido à ausência da assistência municipal quanto à prestação do serviço. Contudo, a comunidade de Três Lagoas é servida pela coleta, o que expressa a necessidade da divulgação de

conhecimentos sobre os riscos das práticas adotadas e da realização de sensibilização ambiental da população.

Panorama em Gravatá de Baixo

O povoado do Gravatá de Baixo fica localizado na zona rural do município de Muritiba, a cerca de quatro quilômetros do centro da cidade. O distrito tem aproximadamente 151 residências, tal que, tomando-se como referência a média estabelecida pelo IBGE (IBGE, 2015) de 3,6 habitantes por habitação em aglomerados do tipo povoado, tem-se 544 moradores. Para realização da pesquisa foi estimado um tamanho mínimo de amostra de 63 domicílios, sendo este o número representante de famílias entrevistadas.

Trata-se de uma localidade que foi contemplada com a rede de distribuição de água no mesmo ano de realização da pesquisa (2015), onde foi possível contextualizar o antes e o depois da instalação da infraestrutura de abastecimento de água.

Em termos numéricos Gravatá de Baixo representa pouco mais de 3% da população rural do município de 28.899 moradores, no entanto as deficiências na prestação de serviços de saneamento são típicas de outras comunidades rurais. Na época da realização da pesquisa o povoado não dispunha de serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário, e o suprimento de água para consumo humano era realizado por meio de um Poço Artesiano Comunitário, perfurado pela CERB - Companhia de Engenharia Hídrica e de Saneamento da Bahia, e poços rasos particulares, perfurados pelos próprios moradores.

Para conhecer sobre o saneamento na comunidade, foram elaborados e aplicados questionários para obtenção de dados sócio econômicos e censitários, de abastecimento e utilização da água, da destinação do esgoto doméstico, e outras questões inseridas no tema. A pesquisa foi registrada na base nacional e unificada de

registros de pesquisas, Plataforma Brasil, e identificada com CAAE Nº 20219013.0.0000.0056. O texto integral das pesquisas pode ser acessado na monografia de Souza (2015).

O diagnóstico do tipo de abastecimento comprovou que, como esperado, o abastecimento de água quase em sua totalidade era feito por meio de poços individuais, tal que 78% dos entrevistados afirmaram optar por esse tipo de suprimento. Os números também revelaram que 21% da água das residências provém do poço coletivo, e o restante faz uso de carro pipa. A Figura 6 ilustra o poço artesiano comunitário e um dos poços rasos particulares.

Figura 6 – Poços da Comunidade Gravatá de Baixo
Poço Artesiano Comunitário Poço Raso Particular



Fonte: Souza (2015).

Destaca-se que, cerca de 80% dos entrevistados, que afirmaram fazer uso de poços individuais, disseram optar por essa alternativa devido à inexistência de outra fonte de abastecimento.

Este comportamento sugeria que, na evidência da implantação do sistema de abastecimento de água, estes usuários migrariam para a nova forma de suprimento. Com efeito, no decorrer dos trabalhos, o sistema de abastecimento foi estendido até a localidade. Ainda assim, alguns residentes disseram que manteriam as práticas atuais como fontes de abastecimento. Tais afirmativas não puderam ser confirmadas, pois a pesquisa com os residentes não foi reaplicada.

Para complementar os dados sobre a qualidade água disponível na comunidade foram coletadas amostras do poço artesiano comunitário e de dez poços particulares. As análises bacteriológicas e físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Qualidade de Água do Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas da UFRB. Todos os poços avaliados possuíam águas inadequadas para consumo humano, pois todas as amostras analisadas apresentaram a presença de coliformes totais, coliformes termotolerantes e até mesmo bactérias heterotróficas, inclusive o poço artesiano. A presença destes agentes patogênicos sugere contaminação das águas dos poços relacionada às fossas rudimentares e a falta de tratamento dos esgotos domésticos da comunidade.

Ademais, a turbidez medida no poço artesiano foi de 18,7 UNT's, muito acima do teor compatível com os padrões definidos pela portaria de potabilidade em vigor na época de realização da pesquisa (5,0 UNT's). Uma possível explicação para a elevada turbidez, característica da presença de partículas suspensas na água, em poços profundos, pode estar relacionada a falhas no projeto de perfuração e limpeza do poço. Como por exemplo, se a formação geológica da área onde foi perfurado o poço não for rochosa e ao perfurar o poço os responsáveis não tenham colocado o filtro, a tendência é a água sempre ter uma turbidez elevada, pois sempre vai acontecer desprendimento de sólidos das paredes para o interior do poço. Outro problema pode estar relacionado à falta de limpeza do poço após sua perfuração, pois mesmo que o poço tenha sido executado em um lençol freático ou artesiano cristalino (rochoso), se os responsáveis pela perfuração não fizeram a limpeza, a tendência é continuar desprendendo os sólidos que foram introduzidos nas fissuras da parede do poço. Isso acontece porque na perfuração é aplicada pressão para retirada do material sólido desprendido durante a perfuração.

Em resumo, todos os poços amostrados estavam desconformes com a Portaria MS N° 2.914/2011 (BRASIL, 2011), atual anexo XX da PRC N° 5/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).

Diante desta constatação, foi muito importante perguntar sobre as doenças de veiculação hídrica. Quando questionados se tinham conhecimento sobre as doenças de transmissão hídrica e as formas de como podem evitá-las, apenas 19% disseram que conhecem as doenças causadas pela ingestão de águas contaminadas e 81% reconheceram que não sabiam que a água pode transmitir doenças. Entre os que conhecem o tema, apenas 27% afirmaram que sabem como evitá-las. Estes números preocupam, tendo em vista, que a ingestão de água imprópria ao consumo pode causar enfermidades relacionadas à presença de organismos patogênicos, dentre as quais: amebíase, cólera, diarreias, ascaridíase.

Para compreender a situação do esgotamento sanitário, foram incluídas no questionário, perguntas sobre o destino do esgoto doméstico, e caso a residência tivesse poço, a distância entre o poço e a fossa. Todos os entrevistados responderam que os efluentes domésticos são destinados às fossas. A grande maioria dos entrevistados respondeu que utilizam fossas negras (87%), um percentual bem menor (11%) admitiu o uso de fossas secas e apenas 2% declararam dispor de fossas sépticas. A predominância de fossas rudimentares ou negras, localizadas próximas dos poços, é favorável para causar a poluição e/ou contaminação das fontes de água utilizadas no abastecimento da população atendida. Ou seja, este cenário transforma as áreas habitadas em locais susceptíveis à contaminação das águas do lençol freático que abastece os poços rasos (YAMAGUCHI, 2013). Em Gravatá de Baixo, foram contabilizadas 16,7% das fossas a menos de 10,0 m de distância do poço e 41,7 % na faixa de 10,0 a 20,0 m. Segundo orientações da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2015) a locação de

poços deve respeitar a distância mínima de 15,0 m de fossas secas, construídas dentro de padrões técnicos, e de 100,0 m de outros focos de contaminação. Assim, este cenário, aliado a reduzida espessura do material não consolidado presente na área pode ser um indutor de contaminação.

Discussão

Os estudos permitiram verificar que a percepção e as práticas sanitárias empregadas nas comunidades provêm principalmente dos seus aspectos culturais. Ressalte-se que Três Lagoas e Gravatá de Baixo são exceções no grupo das comunidades rurais, no que tange ao acesso aos serviços de abastecimento de água e de coleta de resíduos sólidos, que estão presentes de forma efetiva nas localidades.

Foi observado que os moradores de Três Lagoas, que dispõem de água canalizada há pelo menos dez anos, valorizam o fornecimento de água por meio da rede, mas carecem de educação sanitária e de medidas profiláticas que afastem os agravos resultantes das práticas inadequadas de armazenamento e tratamento intradomiciliar da água.

Já o sistema de abastecimento de Gravatá de Baixo havia sido implantado recentemente e os moradores ainda estavam reticentes quanto a sua eficácia. Muitos declararam que só aderiram ao sistema porque em períodos de seca os poços reduzem sua capacidade, não sendo suficiente para supri-los, mas que manterão abastecimento por meio de poços, pois acreditam que aquelas águas possuem boa qualidade, embora estudos confirmem a inadequação da água dos poços para consumo humano. Este fato impôs iniciativas mais concretas: convencer a população sobre os riscos associados ao uso da água dos poços e incentivá-los a aderir ao novo sistema de abastecimento, mesmo reconhecendo os custos para pagamento das tarifas cobradas. No âmbito da pesquisa, durante a permanência

na comunidade, foram realizadas várias falas procurando esclarecer os residentes de que a água dos poços só deveria ser usada para fins não potáveis.

As comunidades estudadas adotam sistemas individuais como soluções para a disposição final dos esgotos sanitários gerados nas residências. São utilizadas fossas sépticas e fossas negras, rudimentares. O percentual de fossas sépticas declarado pelos moradores de Três Lagoas é significativo (80%); situação que se inverte na comunidade de Gravatá de Baixo, onde 87% dos entrevistados declararam fazer uso de fossas negras. A disposição do esgoto doméstico no ambiente sem o devido tratamento favorece a proliferação de organismos patogênicos, e como consequência o aparecimento de doenças. Tal efeito resulta na poluição do solo e dos corpos d'água, impacto irrestrito ao local do lançamento, pois em períodos chuvosos ocorre o carreamento do material para pontos de menor elevação, percorrendo plantações, depósitos de água entre outros locais de possível contato com os moradores, como afirma (FERRETE et al, 2008).

De modo geral, Três Lagoas e Gravatá de Baixo apresentaram fragilidades comumente encontradas em comunidades rurais em relação ao saneamento. Contudo ambas as localidades têm estruturas capazes de fazer frente aos cenários encontrados e melhorar a qualidade de vida da comunidade. São importantes ações de educação sanitária e ambiental, articuladas com as estruturas sociais existentes (educação e saúde), informação e utilização de tecnologias e serviços adequados às comunidades.

Muito pode ser apreendido do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR) recentemente publicado. Não obstante, os formuladores do programa reconhecerem que “a tarefa para implementação é complexa e exige um conjunto dinâmico, contínuo e interativo de atividades” (FUNASA, 2019, p. 230), o documento

explicita as atividades fundamentais para orientar a atuação dos diferentes órgãos e entidades da sociedade civil organizada.

Considerações finais

No decorrer das pesquisas foram conhecidos aspectos dos avanços e os desafios colocados na agenda do saneamento rural, particularmente nas comunidades visitadas. Muitos também foram os aprendizados colhidos no trabalho de campo, nas vivências com as comunidades, na experiência de recolher as informações diretamente de quem as produz, sem o filtro imposto pelos bancos de dados. As barreiras postas pela limitação temporal e financeira não impediram a realização dos trabalhos. Todavia, caso não existissem poderiam trazer maior riqueza de informações. Assim, novas pesquisas são oportunas para continuidade dos trabalhos, ou seja, para aprofundar, referendar ou alterar as conclusões obtidas.

Referências

ALEIXO, B.; REZENDE, S.; PENA, J.L.; ZAPATA, G.; HELLER, L. **Direito humano em perspectiva: desigualdades no acesso à água em uma comunidade rural do Nordeste brasileiro**. Revista Ambiente & Sociedade, São Paulo, v. 19, n. 1, p. 63-84, Mar. 2016. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc150125r1v1912016>.

ANDRADE, B. R.; MENEZES, J. P. A. **Uso e reuso da água no meio rural: Aproveitamento da Água Pluvial**. 2015. Disponível em: <<http://www.esalq.usp.br/cprural/boapratica/mostra/32/uso-e-reuso-da-agua-no-meio-rural---aproveitamento-da-agua-pluvial.html>>. Acesso em: 12 de agosto de 2018.

ARAÚJO, K. K.; PIMENTEL, A. K. **A problemática do descarte irregular dos resíduos sólidos urbanos nos bairros Vergel do Lago e Jatiúca em Maceió, Alagoas**. Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental, Florianópolis, v. 4, n. 2, p.626-668, out. 2015/mar. 2016.

BOLETIM INFORMATIVO. Publicação da Fundação Nacional de Saúde. **Saneamento Rural**, Brasília. 10 ed., dez, 2011, 12p.

BRASIL. Congresso Nacional. **Lei nº 11.445**, de 5 de janeiro de 2007. Brasília, DF. 5 de jan. de 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>. Acesso em: 19 de janeiro de 2018.

BRASIL. **Lei nº 14.026**, de 15 de julho de 2020. Lex: Legislação Federal. Brasília, DF, Disponível em: <https://legislacao.presidencia.gov.br/s/?tipo=LEI&numero=14026&ano=2020&ato=cfaATWE9EMZpWT417> . Acesso em: 16 de julho de 2020.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria Nº 2914**, de 11 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde: **Portaria de Consolidação nº 5**, de 3 de outubro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde: Anexo XX. Brasília, 3 out. 2017, n. 190, Seção 1, p. 360. Disponível em:<ftp://ftp.saude.sp.gov.br/ftpsessp/biblioteca/informe_eletronico/2017/iels.out.17/lcls194/U_PRC-MS-GM-5_280917.pdf>. Acesso em: 4 de março de 2018.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional do Saneamento Básico. **Plano Nacional de Saneamento Básico: PLANSAB**. Brasília, DF: Brasil, 2013. p. 01 – 172. (Versão para apreciação do CNS, CONAMA, CNRH e CONCIDADES).

BRASIL. Senado Federal. **Lei nº 12.305** de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF. 2 de ago. de 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm>. Acesso em: 12 de agosto de 2018.

CARMO, F. J. J. et al. **Vazamentos na rede de distribuição de água**: impactos no faturamento e no consumo de energia elétrica

do 3º setor de abastecimento de água da região metropolitana de Belém. 2009. 175f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Pará, Pará, 2009.

CIRILO, J. A. et al. Soluções para o suprimento de água de comunidades rurais difusas no semi-árido brasileiro: avaliação de barragens subterrâneas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 4, p. 5-24, 2003.

FELICORE, Danielle Dutra. Compostagem de Resíduos. In: **Fundação Nacional da Saúde**. Saneamento ambiental, sustentabilidade e permacultura em assentamentos rurais: Algumas práticas e vivências. Brasília, DF: Funasa; 2013, p 59-70.

FERNANDES, D. N. O gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos urbanos na comunidade do Prado, bairro do Catolé, Campina Grande/PB. **OKARA: Geografia em debate**, v. 3, n. 2, p. 325-335, 2011.

FERRETE, J. A. et al. Qualidade ambiental da área do projeto de assentamento Ezequias dos Reis (Araguari, MG). **Horizonte Científico**, v. 2, n. 1, 2008.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **PNRS: Programa Nacional de Saneamento Rural**. Brasília: COESC/GABPR/FUNASA/MS, 2019. 260 p.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de saneamento**. 4.ed. Brasília: Funasa, 2015. 642 p.

GALVÃO, D. S. M. de S. Três Lagoas: o avesso do avesso. Entrelaçando: **Revista Eletrônica de Culturas e Educação**, Amargosa (BA), v. 1, n. 5, p. 35-47, JAN/ABR. 2012.

IBGE (org.). **Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA**. Tabela 552 - Média de moradores por domicílio particular permanente por situação. Brasília, 2015. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/552>. Acesso em: 16 de julho de 2015.

IBGE (org.). **Sinopse do Censo Demográfico 2010**. Brasília, 2010. Disponível em <https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php>. Acesso em: 12 de agosto de 2015.

LANDAU, E. C.; MOURA, L. (Ed.). **Variação Geográfica do Saneamento Básico no Brasil em 2010: Domicílios Urbanos e Rurais**. Brasília, DF: Embrapa, 2016. 975 p.

LEAL, J. T. C. P. **Água para consumo na propriedade rural**. Belo Horizonte: EMATER-MG, 2012. 18 p.

MARTINETTI, T. H.; TEIXEIRA, B. A. N. Tratamento de esgoto. In: **Fundação Nacional da Saúde**. Saneamento ambiental, sustentabilidade e permacultura em assentamentos rurais: Algumas práticas e vivências. Brasília, DF: Funasa; 2013, p 32-40.

NASCIMENTO, H. C. **Caracterização das condições de saneamento em comunidades rurais com ênfase na qualidade da água utilizada para diversos usos – Estudo de caso em Três Lagoas**. 2018. 85 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2018

PEREIRA, T.A. **Análise da qualidade da água do sistema público de abastecimento e das fontes alternativas da cidade de Cabaceiras - PB**. 2015. 88f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - PPGCTA) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2015.

REZENDE, S.; HELLER, L.; QUEIROZ, A. C. L. Água, saneamento e saúde no Brasil interseções e desacordos. **Anuario de Estudios Americanos**, [S.L.], v. 66, n. 2, p. 57-80, 30 dez. 2009. Editorial CSIC. <http://dx.doi.org/10.3989/aeamer.2009.v66.i2.317>.

SCHEMBRI, M. C. A. C. et al. **Deterioração da qualidade da água distribuída: o caso de Belo Horizonte**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19., 1997, Belo Horizonte. Anais ... Foz do Iguaçu: ABES, 1997. p. 1157-1172.

SEI. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia. **Perfil dos Territórios de Identidade - Salvador: SEI**, 2015. 3 v. p. (Série territórios de identidade da Bahia, v. 1).

SEI. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia. **Perfil dos Territórios de Identidade - Salvador: SEI**, 2016. 3 v. p. (Série territórios de identidade da Bahia, v. 2).

SILVA, R. A. et al. A gestão dos resíduos sólidos no meio rural: o estudo de um assentamento da Região Nordeste do Brasil. **Gestão e Sociedade**, v. 8, n. 20, p. 593-613, 2014.

SNIS, Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (org.). **Diagnósticos SNIS 2018**. Brasília: MDR, 2018. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnosticos> Acesso em: 16 de julho de 2020.

SOUZA, C. S. de **Estudo da qualidade da água e das condições de abastecimento para consumo humano na comunidade de Gravatá de Baixo – Muritiba – BAHIA**. 2015. 62 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2015

TOMINAGA, E. N. S. **Urbanização e cheias: medidas de controle na fonte**. 2013. 137 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

YAMAGUCHI, M. U.; CORTEZ, L. E. R.; OTTONI, L. C. C.; OYAMA, J. Qualidade microbiológica da água para consumo humano em instituição de ensino de Maringá-PR. **Revista O mundo da saúde**. São Paulo. 2013; 37(3). 312-320.

WHO; UNICEF World Health Organization & United Nations Children's Fund (UNICEF). (2014). **Progress on sanitation and drinking water: 2014 update**. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/112727>.

Desafios para implantação da PNRS em instituições públicas

*Anaxsandra da Costa Lima Duarte
Henrique Santos Junqueira
Rosahelena Reis Morais Silva
Valmir Alves Barbosa Júnior
Leandro Barreto de Souza*

Introdução

Na busca por um mundo mais sustentável, a minimização dos resíduos e a correta destinação daqueles que porventura sejam gerados se apresentam como importantes ferramentas. A Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (BRASIL, 2010) é o principal instrumento regulamentador para a gestão dos Resíduos Sólidos (RS) e na comemoração dos 10 anos da sua promulgação, é preciso discutir os avanços e gargalos atrelados à implantação desta lei.

Marotti, Pereira e Pugliesi (2017) julgam que a PNRS é uma normativa bastante coesa, tendo em vista que há relevante correlação entre seus princípios, objetivos e instrumentos. Destacam ainda que os demais elementos da Lei, como diretrizes e disposições, completam sua robustez. Para ilustrar essa coesão, pode-se citar um dos princípios basilares da PNRS: o Desenvolvimento Sustentável. A Lei prevê, para a efetividade deste princípio, quatro instrumentos, que podem ser agrupados de acordo com duas metas:

1ª Meta: construir conhecimentos e competências voltadas para a conservação do meio ambiente: educação ambiental e pesquisa científica e tecnológica;

2ª Meta: implementar a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos: a coleta seletiva e a logística reversa.

Contudo a efetividade da PNRS como política pública depende da compreensão da integralidade do seu conteúdo (MAROTTI; PEREIRA; PUGLIESI, 2017). Além disso, desde a aprovação da PNRS, Nascimento Neto e Moreira (2010, p.18), vislumbravam que apenas a lei não seria garantia de melhoria na gestão dos RS no Brasil. Segundo os autores, as questões ligadas aos resíduos “devem passar inevitavelmente pela internalização da gravidade do problema e externalização na forma de atuação coletiva.”

Assim, como ponto de partida nesse processo de compreensão do conteúdo da PNRS, com vistas à internalização do problema dos resíduos, o presente trabalho se propõe a discutir algumas situações que surgiram durante a tentativa de implantação da PNRS, em três contextos distintos, todos no ambiente público, afim de propor alternativas que superem os obstáculos apresentados.

A primeira situação surgiu pela necessidade de se conhecer a situação da gestão e do gerenciamento dos resíduos em uma Instituição de Ensino Superior (IES); a segunda, diante das dificuldades de se elaborar um plano de gerenciamento em uma instituição de pesquisa; e a terceira situação se deu pelo anseio de aprimorar um dos principais instrumentos para a gestão local de resíduos sólidos: o plano municipal.

Espera-se, com o presente trabalho, fomentar a discussão sobre a importância do planejamento, inclusive com a participação social – com atores bem informados e gestores capacitados – para a criação de instrumentos normativos que sejam de fato executados, e não se reduzam a uma coleção de documentos elaborados apenas para cumprir para uma tramitação qualquer.

Para além disso, pretende-se estimular o cumprimento às exigências legais da PNRS em diferentes escalas de autarquias públicas, visto que estas culturalmente devem servir como exemplo. Nesse contexto, demonstra-se que a questão dos resíduos deve

estar associada à governança, e assim sendo, as principais iniciativas devem partir do poder público para a sociedade (MMA, 2009). Afinal, concordando com Nascimento Neto e Moreira (2010) o engajamento entre o poder público e a sociedade civil é imprescindível para que a lei sirva de instrumento modificador das práticas de gestão de Resíduos Sólidos.

Os resíduos da UFRB

Como qualquer outra IES, a UFRB se enquadra como geradora de resíduos, inclusive, perigosos. Assim, a Universidade possui a obrigação legal de seguir as exigências da PNRS, propiciando que as atividades produtivas alcancem eficiência e sustentabilidade, incentivando boas práticas de responsabilidade socioambiental e, também seguir o que prevê o Decreto 5.940 (BRASIL, 2006) que institui a separação dos resíduos recicláveis na fonte geradora, e a sua destinação às associações e cooperativas de catadores.

Outro prisma dessa obrigação legal advém do fato de que uma das funções fundamentais de qualquer IES é de preparar profissionais para as carreiras de base intelectual, científica e técnica (TEIXEIRA, 1964), ou seja, formar os futuros gestores e tomadores de decisão.

Somando-se a isso, a Instituição também possui a obrigação moral de gerenciar adequadamente os seus resíduos. De acordo com Jacobucci e Jacobucci (2008) a Universidade desempenha importante papel como divulgadora e estimuladora de novas ideias, incentivando a participação da população a se empenhar na busca de soluções para a problemática dos resíduos. Essa participação também se dá pelo emprego da educação ambiental informal, que acontece pelo contato simples, direto ou indireto, quando a comunidade acadêmica, no cumprimento de suas responsabilidades ambientais, interage com a sociedade em geral (CRUZ, 2008).

Nesse contexto, o modelo de Gestão de Resíduos Sólidos da UFRB (GRS-UFRB), ou seja, sua maneira de conhecer, implementar e administrar sistemas de gerenciamento dos resíduos com a perspectiva do desenvolvimento sustentável (CRUZ, 2008) pode e deve influenciar o manejo local dos resíduos. Assim buscou-se conhecer o gerenciamento dos resíduos sólidos produzidos pela UFRB, no campus de Cruz das Almas, observando potencialidades, peculiaridades e desafios da atual gestão e confrontando com os requisitos legais da PNRS, bem como às demais leis atreladas a ela.

Conhecendo a GRS-UFRB

A obtenção dos dados primários¹ foi realizada por meio de entrevista semiestruturada, baseada em listas de verificação, que por sua vez foram elaboradas observando as exigências legais. As seis listas de verificação estão disponíveis na monografia de Barbosa Júnior (2017). Os resíduos comuns podem ser subdivididos em Recicláveis, Orgânicos e Rejeitos; estes dois últimos, contudo, não constituem objeto da presente pesquisa.

Ademais, foram coletados dados pela observação não-participante, especialmente informações sobre a geração, acondicionamento e destinação final. Além disso, a observação não-participante serviu para analisar criticamente as respostas obtidas pelas entrevistas. Foram entrevistados os responsáveis pelos setores/prédios e outros núcleos geradores de resíduos, além dos chefes dos núcleos que atuam direta e indiretamente com o gerenciamento dos resíduos sólidos produzidos. O Quadro 1 ilustra os setores onde foram aplicados os questionários, conforme a tipologia dos resíduos.

1 A pesquisa ocorreu no segundo semestre de 2017. A situação foi revista no período da elaboração deste livro e não houve alterações. A tempo, houve a aprovação da Resolução CONSUNI nº 007/2019, que institui a Política de Resíduos da UFRB. Disponível em https://ufrb.edu.br/soc/components/com_chronoforms5/chronoforms/uploads/documento/20190408124036_100940.PDF

Quadro 1 - Setores que participaram da coleta de dados sobre a GRS da UFRB.

Tipo de Resíduos/Norma específica	Setor/Núcleo UFRB	Entrevistado
Resíduos da Construção Civil - RCC CONAMA nº 307/2002	SIPEF	Superintendente da SIPEF
	Núcleo de Engenharia/SIPEF	Engenheiro Civil
	Laboratório de Engenharia	Professor Responsável
Resíduos de Serviço de Saúde - RSS ANVISA nº 306/2004	HUMV	Responsável administrativo
	HUMV	Responsável Técnico GRS
	Empresa terceirizada	Chefe da Limpeza
Lâmpadas Fluorescentes e que contenham mercúrio IN-MPOG nº01/2010	NUGPAT	Chefe do Setor
	Manutenção de Bens Móveis – SIPEF	Chefe do Setor
	Núcleo Almoxarifado	Chefe do Setor
Pneus CONAMA nº 416/2009	NUGF	Chefe do Setor
Pilhas e Baterias CONAMA nº 401/2008	NUGPAT	Chefe do Setor
	Manutenção de Bens Móveis - SIPEF	Chefe do Setor
	Núcleo Almoxarifado	Chefe do Setor
Recicláveis Decreto Federal nº 5.940/2006	PROAD	Pró-Reitora
	NUGLOGS	Chefe do Setor
	Núcleo de Meio Ambiente / SIPEF	Chefe do Setor
	Empresa terceirizada	Chefe do Setor

Legenda - HUMV: Hospital Universitário de Medicina Veterinária; NUGF Núcleo de Manutenção da Frota; NUGLOGS: Núcleo de Gestão de Logística Sustentável; NUGPAT: Núcleo de Gestão do Patrimônio; PROAD: Pró-reitora de Administração; SIPEF: Superintendência de Infraestrutura e Espaço Físico. Atualmente a SIPEF é a CIMAM (Coordenadoria de Infraestrutura e Meio Ambiente) e as atividades do NUGLOGS foram absorvidas por outros setores da PROAD.

Fonte: Adaptado de Barbosa Júnior (2017).

Analisando os resultados

Sobre os resíduos gerados na UFRB, de acordo com os levantamentos e análises realizados durante a pesquisa no ano de 2017, pode-se afirmar que existem alguns poucos itens que estão consoantes com as normas e resoluções vigentes à época. A grande maioria, entretanto, está em desconformidade com os dispositivos legais, principalmente pela falta de conhecimento dos principais atores que estão envolvidos e coordenando os núcleos e/ou as etapas de gerenciamento de resíduos gerados na UFRB.

O Quadro 2 apresenta uma síntese da situação do gerenciamento dos resíduos produzidos no Campus da UFRB/ Cruz das Almas, além de propor, resumidamente, ações para ajustar a atual realidade ao princípio do Desenvolvimento Sustentável. O detalhamento da situação se encontra na pesquisa de Barbosa Júnior (2017).

Quadro 2 - Resumo do diagnóstico da GRS-UFRB

Tipo	Conhecimento sobre		Existe Plano?	Avaliação da GRS	Sugestões
	PNR S	Norma específica			
Resíduo da Construção Civil - RCC	Não	Não	Não	<ul style="list-style-type: none"> ▪É delegada às empreiteiras contratadas 	<ul style="list-style-type: none"> ▪Criação de Área de Segregação, Transporte e Transbordo; ▪Criação do Plano de Gerenciamento de RCC; ▪Explicitar nos editais as responsabilidades da empreiteira.
Resíduos de Serviço de Saúde - RSS	Sim	Sim	Sim	<ul style="list-style-type: none"> ▪Plano disponível ao público, mas há inconformidades nas etapas da execução; ▪Inexistência de tratamento prévio e inconformidades na disposição final dos resíduos do subgrupo A2. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪Capacitação dos funcionários sobre o manejo de resíduos; ▪Padronização e identificações dos contêineres do grupo D; ▪Reestruturação do local de acondicionamento do grupo B; ▪Padronização dos recipientes do transporte interno; ▪Reestruturação do Abrigo Externo de Resíduos; ▪Contratação de empresa para destinação do grupo A.
Lâmpadas inservíveis	Parcialmente	Parcialmente	Não	<ul style="list-style-type: none"> ▪As lâmpadas são desorganizadamente dispostas local inadequado. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪Contratação de empresa para eliminar o passivo ambiental; ▪Obrigação contratual da Logística Reversa; ▪ Construção de abrigo para armazenamento temporário.
Pneus inservíveis	Sim	Sim	Não	<ul style="list-style-type: none"> ▪Troca dos pneus inservíveis em empresas especializadas; mas sem logística reversa. ▪Armazenamento adequado 	<ul style="list-style-type: none"> ▪Estratégicas para reuso local, em paisagismo, ou reciclagem, passando pela doação aos catadores; ▪Privilegiar a troca de pneus em estabelecimentos certificados
Pilhas e baterias	Não	Não	Não	<ul style="list-style-type: none"> ▪Não há controle sobre a geração e manejo de pilhas e baterias após esgotada vida útil. Existe apenas um armazenamento das baterias automotivas inservíveis. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪Especificação, nos contratados, da obrigatoriedade da Logística Reversa; ▪Disponibilizar recipientes em boas condições e identificados para depósito de pilha e baterias.
Resíduos recicláveis	Sim	Sim	Não	<ul style="list-style-type: none"> ▪Pessoal e equipamentos insuficientes; ▪Inexistência de capacitações continuadas; ▪Inexistência de infraestrutura para armazenamento e pesagem de resíduos; 	<ul style="list-style-type: none"> ▪Instituição da Comissão para a Coleta Seletiva Solidária; ▪Construção de Área para Armazenamento e pesagem ▪Educação ambiental de forma contínua e permanente; ▪Substituição de recipientes danificados com a adição de recipiente de resíduo não reciclável.

Fonte: Adaptado de Barbosa Júnior (2017).

Em relação aos o Resíduos da Construção Civil (RCC), apesar dos gestores terem conhecimento da normativa, não há quaisquer perspectivas de aproveitamento desses resíduos. A gestão da SIPEF é incisiva sobre a obrigação das empreiteiras em gerir RCC de suas obras, contudo não tem se posicionado quanto a fiscalização dessas empresas quanto ao fato de não oferecer infraestrutura para os resíduos gerados nos laboratórios.

No que diz respeito aos Resíduos de Serviço de Saúde (RSS), únicos a terem um plano próprio, percebe-se que a falta de um responsável técnico pela execução do plano, à época da pesquisa, foi o fator determinante para sua inoperância. Além dos problemas mais graves, citados no Quadro 2, também foram identificados: falta de padronização dos contêineres do grupo D, inconformidades no armazenamento de resíduos do grupo B e falhas na identificação de todos os grupos.

Sobre os resíduos passíveis de Logística Reversa, especificamente lâmpadas fluorescentes e de vapor de mercúrio; pilhas e baterias; e pneus inservíveis, apenas estes têm um gerenciamento razoável. Os demais oferecem risco sério à saúde e ao meio ambiente e carecem de medidas urgentes para sua coleta e destinação. E para todos os casos, é necessário, ainda, implantar um sistema de Logística Reversa.

No que tange os resíduos recicláveis da UFRB, desde o ano de 2010, a quase totalidade deles eram destinados para a Associação Cata Renda Ambiental. Essa associação foi resultado de um projeto de extensão universitária integrada com o ensino e a pesquisa, com participação direta de docentes, discentes de graduação e de pós-graduação, concebido a partir da INCUBA/UFRB (CUNHA, 2018). Por meio de conscientização da comunidade acadêmica, como também de moradores da cidade que abraçaram o projeto, durante muito tempo, gerou resultados positivos na coleta de resíduos recicláveis. No entanto, o funcionamento da Associação foi interrompido no final

do ano de 2016 (CUNHA, 2018). Por conseguinte, a UFRB precisou firmar parceria com outra associação situada em Feira de Santana/BA, aumentando os gastos com o transporte.

Apesar da relevância e obrigatoriedade da atividade da coleta seletiva, nunca houve uma contratação formal entre a Associação Cata Renda Ambiental e a UFRB, conforme prescreve o Decreto 5.940 (BRASIL, 2006). Outra irregularidade com respeito a esse decreto, identificada nas entrevistas com os gestores, é a inexistência da Comissão para Coleta Seletiva Solidária. Esta pode ser uma das razões para a coleta seletiva não ter funcionado na Instituição.

Para todas as situações verificou-se que a Educação Ambiental deve ser considerada base, tanto para o sucesso da segregação e coleta seletiva quanto para o acondicionamento correto dos resíduos perigosos, em um processo contínuo de apresentar às pessoas a importância da preservação e conservação do meio ambiente e desenvolvimento territorial.

Tecendo as conclusões

A partir da análise do gerenciamento dos resíduos na UFRB, retratada pelo Quadro 2, observa-se que há diversos pontos que não estão atendendo às previsões legais. A ausência de Plano para todos os resíduos, com exceção dos RSS e a falta (ou inadequação) de estrutura física para armazenamento, exceção dos pneumáticos, são dois exemplos emblemáticos desta situação.

Constatou-se ainda que o diálogo entre os Núcleos é esporádico e que não existe clareza do papel dos diferentes responsáveis pelos resíduos gerados na UFRB. No que se refere a resolução dos problemas referentes ao gerenciamento, a maioria desses Núcleos se exime das responsabilidades em torno da problemática, deixando o planejamento e execução apenas a cargo do Núcleo de Gestão de Logística Sustentável (NUGLOGS).

É imprescindível que a GRS-UFRB privilegie a gestão participativa com os diversos atores envolvidos englobando-os desde o planejamento até a execução. Os Núcleos da UFRB necessitam firmar grupos de trabalho, ampliar as discussões, conhecer as resoluções para que seja possível, com maior clareza, apontar novas direções nos caminhos a percorrer para superar os atuais problemas enfrentados em relação à falta de gerenciamento dos resíduos. Por fim, todas as esferas devem ser atuantes e a melhor maneira de esclarecer e sensibilizar a comunidade acadêmica é promovendo a Educação Ambiental por meio de projetos e programas institucionais.

Desta forma, conclui-se que a eficiência da gestão de resíduos em Universidades está atrelada ao comprometimento e responsabilidade adotada pelos seus gestores. O cumprimento das legislações, normas e resoluções aliadas a uma boa gestão acadêmica são os caminhos norteadores para um bom gerenciamento dos resíduos.

Desafios, Entraves e PGRS

O Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) é um documento que comprova, para os órgãos competentes e para a sociedade, a capacidade de um empreendimento ou atividade de gerenciar os seus resíduos, sendo, portanto, um instrumento que obriga as empresas a cumprir a PNRS. Para a elaboração de um PGRS, portanto, é preciso compreender o sistema organizacional por meio do monitoramento dos resíduos e processos que envolvem o seu manejo.

De acordo com Junqueira e Duarte (2018) a elaboração desse documento enfrenta diversas dificuldades em qualquer organização, seja pela falta de familiaridade com as legislações, normas e resoluções vigentes, falta da infraestrutura adequada ou ainda pela falta de motivação da equipe responsável.

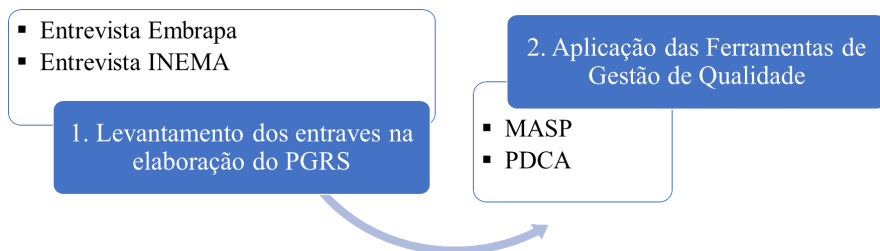
Apesar da existência de uma série de desafios, deve-se observar que existem metodologias e ferramentas que podem auxiliar no desenvolvimento de um PGRS no ambiente corporativo, seja ele público ou privado. Dentre essas ferramentas podem ser citadas algumas que têm o objetivo de identificar os problemas, classificá-los colocando em ordem de prioridade e em seguida propor soluções sequenciadas.

Deste modo, propõe-se uma metodologia para a elaboração do PGRS de qualquer organização, tomando como princípio norteador a resolução das principais dificuldades relatadas pelos atores envolvidos na elaboração e/ou análise deste tipo de documento.

Diagnóstico dos entraves

O presente estudo considerou a hipótese de que a ausência dos Planos seria consequência da dificuldade de sua elaboração; por isso, em primeira instância buscou-se identificar, em casos reais, a existência desta dificuldade. Em seguida, a partir de Ferramentas de Gestão de Qualidade, essas dificuldades foram ordenadas e suas estratégias de enfrentamento estabelecidas, conforme ilustra a Figura 1.

Figura 1 - Etapas para elaboração de fluxograma de processo do PGRS.



Fonte: Autores (2020).

Ferramentas de Gestão de Qualidade

O Método de Análise e Solução de Problemas – MASP (ABDI, 2013) apresenta-se como uma metodologia para a elaboração do PGRS, pois se baseia na estruturação e proposição de soluções práticas, aplicáveis aos desafios da elaboração de um PGRS, conforme aqueles citados nos levantamentos iniciais supramencionados. Para incrementar o referido método, no campo da análise do cenário, aplicou-se a metodologia iterativa de controle de processos denominada Ciclo PDCA (tradução do inglês (Plan-Do-Check-Act: Planejar-Desenvolver-Checar-Agir).

Concisamente, o MASP possibilitou estabelecer os problemas, aplicando a técnica do *Brainstorming*, organizá-los com o Diagrama de Ishikawa, estabelecer prioridade com a Matriz de Preferência e propor um plano de ação pautado na Planilha 5W2H. Para melhor compreensão da sequência, pode-se observar o Quadro 3.

Quadro 3 - Etapas executadas conforme a fase de Planejamento do PDCA

Fase	Ferramenta	Objetivo
Identificação do Problema e Observação	<i>Brainstorming</i>	Elencar os itens observados nas entrevistas
	Diagrama de Ishikawa	Organizar e classificar as causas e efeitos dos problemas.
Análise	Matriz de Preferência	Estabelecer uma priorização segundo a urgência dos problemas identificados.
Plano de Ação	Planilha 5W2H	Planejamento do processo para resolução dos problemas

Fonte: Autores (2020).

Analisando os resultados

O resultado da técnica do *Brainstorming* foi o levantamento de 23 itens que podem atrapalhar o processo de elaboração do PGRS.

O presente trabalho elenca apenas os quatro itens cuja principal consequência seria um diagnóstico impreciso, decorrente do efeito “Medições equivocadas” conforme pode ser observado no Quadro 4.

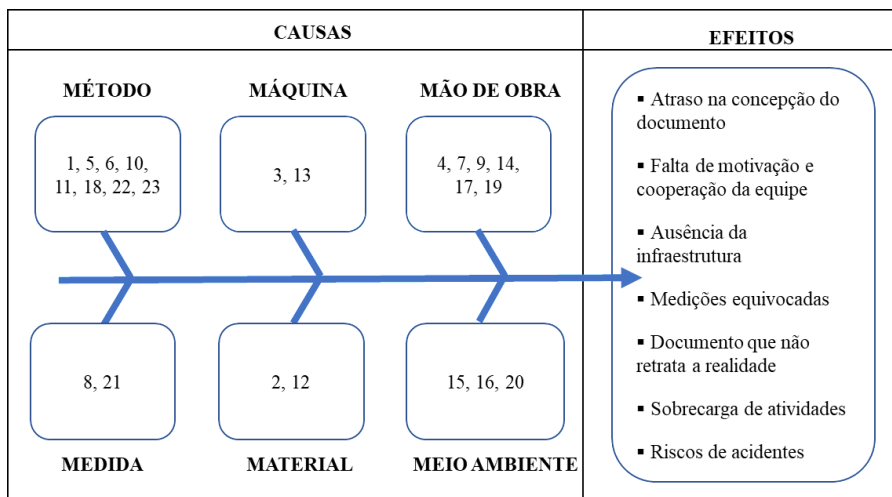
Quadro 4 – Relato das principais causas e efeitos dos problemas associados à elaboração do PGRS.

Item	Causa	Efeito
3	Falta de infraestrutura para a realização do diagnóstico da geração de resíduos	Atraso na concepção do PGRS, medições equivocadas, documento que não retrata a realidade do empreendimento.
6	Pouca disponibilidade dos supervisores nos diversos setores para contribuir com a elaboração de metas compatíveis com a real capacidade do empreendimento	Documento que não retrata a realidade do empreendimento, atraso na concepção do PGRS, falta de motivação da equipe envolvida.
22	Ausência do cumprimento da legislação vigente em adequação ao que o município oferece como colaboração.	Medições equivocadas, documento que não retrata a realidade do empreendimento.
23	Apresentação de informações incompletas que não refletem o contexto atual da empresa e as suas reais dificuldades com o gerenciamento dos seus resíduos.	Medições equivocadas, documento que não retrata a realidade do empreendimento.

Fonte: Autores (2020).

O Diagrama de Ishikawa foi utilizado para separar os desafios identificados por meio do Brainstorming em seis categorias, facilitando a identificação dos efeitos provocados por pelo conjunto das causas, como apresenta a Figura 2. Para tal, foi selecionada uma causa principal dentre os problemas segregados em cada uma das categorias indicadas no Diagrama, utilizando os critérios de “Menor prazo de resolução e menor investimento”.

Figura 2 - Classificação das causas e sumarização dos efeitos



Fonte: Autores (2020).

Dentre os itens listados, 35% dos problemas estavam relacionados ao Método de elaboração de um PGRS, 26% à quantidade e qualificação da Mão de Obra, 13% relacionados ao Meio Ambiente e 9% para Medida, Material e Máquina, respectivamente.

A partir desses valores pode-se comprovar a necessidade de uma metodologia norteadora que oriente as empresas, com uma metodologia que possa ser aplicada antes da elaboração de um PGRS. As causas dos problemas relatados nas entrevistas foram condensadas e reescritas de forma abrangente no Diagrama de Ishikawa, e em seguida foram inseridas na Matriz de Preferência (Figura 3).

Figura 3 - Ordem de prioridade para resolução dos problemas principais

CAUSAS		1	2	3	4	5	6
		Ausência de metodologia orientadora	Falta de infraestrutura adequada para manejo dos resíduos	Falta de sensibilização dos funcionários	Ausência de um controle quantitativo da geração de resíduos	Falta de EPI, EPC para manejo dos resíduos	Processos que permitam uma rotina ambiental
1	Ausência de metodologia orientadora	x					
2	Falta de infraestrutura adequada para manejo dos resíduos	1	x				
3	Falta de sensibilização dos funcionários	3	3	x			
4	Ausência de um controle quantitativo da geração de resíduos	1	2	3	x		
5	Falta de EPI, EPC para manejo dos resíduos	5	5	3	4	x	
6	Processos que permitam uma rotina ambiental	6	6	3	4	5	x
-	Frequência	2	1	5	2	3	2
-	Prioridade	3º	6º	1º	4º	2º	5º

Fonte: Autores (2020).

Em sequência foi identificada a prioridade de resolução de cada problema selecionado, indo da primeira à sexta na ordem. Observando a Figura 3 foi possível identificar que o principal problema a ser sanado para a elaboração do PGRS seria a “Falta de sensibilização dos funcionários”. Identificado o problema principal, propõe-se um Plano de Ação para solucioná-lo. Após a aplicação deste, parte-se para o problema seguinte na ordem de prioridade estabelecida, e assim sucessivamente.

O referido Plano de Ação foi elaborado no modelo 5W2H (Quadro 5), que propõe soluções, definindo as equipes responsáveis, os prazos de execução e a estimativa do recurso a ser investido para tal. Essa etapa encerra a fase de Planejamento do PDCA do Método de Análise e Solução de Problemas. Pressupõe-se que na etapa **Who** (de quem executará a atividade) o Responsável Tecnicamente Habilitado estará presente na supervisão das equipes responsáveis, acatando ou não as soluções adotadas.

Analisando o Quadro 5 é possível observar que a elaboração de um PGRS em um empreendimento perpassa pela priorização da Capacitação dos Funcionários, o que exige um processo de sensibilização da equipe, gerando uma cultura de apoio e cooperação com ações ambientais como a não geração, a reutilização de resíduos e a coleta seletiva dentro da empresa. Um novo comportamento pautará também as atitudes individuais fora da empresa.

Quadro 5 - Planejamento 5W2H para resolução dos problemas principais

(continua)

PLANO DE AÇÃO 5W2H: MELHORIA DOS PROCESSOS PRIORITÁRIOS PARA A ELABORAÇÃO, IMPLEMENTAÇÃO E OPERACIONALIZAÇÃO DO PGRS							
Item	(What) O QUE?	(Who) QUEM?	(Where) ONDE?	(When) QUANDO?	(Why) POR QUE?	(How) COMO?	(How much) QUANTO CUSTA?
1º	Capacitação e sensibilização continuada da equipe de trabalho e visitantes	Equipes de Segurança no Trabalho e Meio Ambiente, Sensibilização e Educação Ambiental	Em todos os setores do empreendimento, aplicado aos funcionários, colaboradores e quando couber visitantes.	A cada semestre.	Combater a falta de sensibilização dos funcionários, criando um ambiente comprometido com a elaboração, implementação e operacionalização do PGRS. É esperado que essa ação proporcione maior adesão à Coleta Seletiva e Programas de Educação Ambiental.	Uso de espaços em comum para apresentações, cursos e palestras, se utilizando de data show, cartazes, mensagens digitais, recursos que promovam as boas práticas no manejo de resíduos.	Tempo dos envolvidos, homem-hora.
2º	Aquisição de Equipamentos de Proteção Individual e Coletiva	Equipes de Administração e de Segurança no Trabalho e Meio Ambiente	Em todos os setores que necessitem desses materiais.	Antes do início da operação com resíduos, devendo ser trocados sob demanda.	Evitar acidentes envolvendo funcionários, colaboradores e visitantes. Essa ação proporcionará condições mínimas de trabalho. O prejuízo pode ir desde a invalidez à morte de um profissional.	Levantamento do material necessário, cotação de menores preços associados à boa qualidade dos equipamentos e aquisição.	Tempo dos envolvidos, homem-hora. Caso não seja feito pode gerar custos intangíveis.
3º	Elaboração de Procedimento Operacional Padrão (POP)	Equipes de Administração e Gestão de Processos	Em todo o empreendimento aplicado aos funcionários presentes e futuros.	Durante a elaboração da primeira versão do PGRS, sendo revisado no mínimo uma vez por ano.	Propor metodologia para a concepção, implementação e operacionalização do PGRS, o que certamente acelera a elaboração do documento e sua reprodução em outros momentos por qualquer funcionário devidamente habilitado.	Manualização de processos e elaboração de um POP.	Tempo dos envolvidos, homem-hora. No caso de impressão existirá um custo associado a esta.

Quadro 5 - Planejamento 5W2H para resolução dos problemas principais

(continuação)

Quadro 5 - Planejamento 5W2H para resolução dos problemas principais

(continuação)

Item	(What) O QUE?	(Who) QUEM?	(Where) ONDE?	(When) QUANDO?	(Why) POR QUE?	(How) COMO?	(How much) QUANTO CUSTA?
4º	Montagem de um banco de dados	Equipes de Registro e Fiscalização e Administração	Intranet da empresa, nuvem ou outra ferramenta acessível a todos os envolvidos.	Um semestre antes do início da elaboração do PGRS.	Construir um banco de dados para elaborar o PGRS e formular metas, facilitando o planejamento e a gestão dos resíduos sólidos por meio de um controle operacional. A ausência dessa atividade leva a estimativas, atrasos e um documento que não relata a verdadeira situação.	Alimentação diária de planilhas ou formulários contendo a classificação dos resíduos e quantidades manejadas.	Tempo dos envolvidos, homem-hora e a energia elétrica utilizada para a execução do trabalho.
5º	Mapeamento de processos	Equipe de Gestão de Processos e a Equipe de Consientização e Educação Ambiental	Em todo o empreendimento aplicado aos funcionários presentes e futuros.	Um semestre antes do início da elaboração do PGRS.	Desenvolver nos funcionários o compromisso com as questões ambientais. Caso não seja feita, haverá menor aderência à rotina de elaboração, implantação e operacionalização do PGRS.	Por meio de Ferramentas de Gestão de Projetos e Processos.	Tempo dos envolvidos, homem-hora e a energia elétrica utilizada para a execução do trabalho.
6º	Montagem de Infraestrutura Adequada	Equipes de Administração e de Gestão de Processos	Em todos os setores que necessitem desses equipamentos.	No mínimo um semestre antes do início da elaboração do diagnóstico do PGRS.	Possibilitar ações de pesagem, transporte, acondicionamento e armazenamento adequadas. Por meio dessa atividade serão obtidos dados mais coerentes. Caso não executada pode impossibilitar a elaboração do PGRS.	Elaboração de inventário dos materiais necessários e aquisição.	Tempo dos envolvidos, homem-hora, a energia elétrica utilizada para a execução do trabalho e o custo dos insumos necessários.

Fonte: Autores (2020).

Solucionando os problemas

A pesquisa confirmou a hipótese de que a ausência de uma metodologia norteadora para a elaboração de um PGRS constitui a principal dificuldade para a sua elaboração, sendo que a capacitação dos funcionários deve ser o primeiro passo para a implantação e operacionalização do documento dentro de uma empresa. Para tanto, as ferramentas da qualidade associadas ao Método de Análise e Solução de Problemas (MASP) demonstraram boa aplicabilidade no rastreamento e organização dos principais entraves envolvidos no processo de elaboração de um PGRS em um empreendimento qualquer.

Recomenda-se uma análise mais abrangente que reproduza a metodologia analisada em empresas públicas e privadas de outras regiões do Brasil, com o objetivo de atingir uma abordagem sistêmica da elaboração do documento estudado. Além disso, deve-se incentivar a elaboração de manuais que orientem as empresas e órgãos fiscalizadores a respeito do processo de elaboração e operacionalização de PGRS, contribuindo para o desenvolvimento da cultura do planejamento no país.

Estocolmo: comparar e aprender

Como consequência do atual modelo econômico, a geração de resíduos sólidos se tornou um problema ambiental que atinge toda a sociedade e agrava-se nos centros urbanos, com maior contingente populacional. Portanto, se faz necessário buscar meios de gestão desses resíduos para mitigar os impactos sobre o meio ambiente ao passo que os resíduos se transformem em solução econômica e social.

Sabe-se que países desenvolvidos não apresentam a problemática dos lixões, porém a grande geração de resíduos, proporcional ao nível socioeconômico, também constitui um problema. Por exemplo, a geração de resíduos na Suécia chega 1,61 Kg/hab.

dia, enquanto no Brasil a geração é de 0,99 Kg/hab.dia (HORNWEG; BHADA-TATA, 2012; SNIS, 2020). Conseqüentemente, as políticas nos países de “primeiro mundo” são mais voltadas para a redução na geração e na promoção de formas sustentáveis de tratamento e não geração de rejeito, ao passo que nos “países em desenvolvimento” a gestão de resíduos é voltada para a eliminação de inadequadas formas de tratamentos para os resíduos domésticos, sendo ainda muito incipiente.

A PNRS destaca o Plano Municipal (PMGRS) como importante instrumento para a gestão dos resíduos sólidos. Contudo, de acordo com a Pesquisa da Confederação Nacional de Municípios (CNM, 2017) apenas 38,4% dos municípios brasileiros tinham um PMGRS finalizado. Neste contexto, ainda convém o seguinte questionamento: o PMGRS surge como uma oportunidade para mudança de paradigmas ou serve apenas para a perpetuação das práticas em voga?

Embora se reconheça a relevância da legislação brasileira para o gerenciamento de resíduos, é preciso observar que outros países, embora apresentem problemas, conseguiram avançar muito. Dessa forma, a observação e a análise de exemplos de excelência em gestão (retratados pelos planos municipais ou outros documentos norteadores) indicam um caminho significativo para as mudanças na realidade brasileira. Compreende-se que a realização de um estudo comparativo de planos poderia ser uma oportunidade de antecipar as soluções e uma conseqüente mudança de paradigma. Isto será demonstrado a seguir, através de uma comparação das abordagens para a gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos entre as cidades de Feira de Santana e Estocolmo, buscando, nas experiências internacionais, práticas sustentáveis que poderiam ser implementadas nos municípios brasileiros.

Esse “atalho” já tem sua eficácia confirmada. Pode-se exemplificar a elaboração do modelo conceitual do Pacto das Águas

da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, o hidrólogo contratado pelo comitê avaliou diversos acordos elaborados por outros países para construção do modelo conceitual, elencando os prováveis problemas a serem enfrentados e as soluções já abordadas (CBHSF, 2019).

Estratégia

Para atender ao objetivo supramencionado, foram confrontados dois PMGRS (Feira de Santana/Brasil e Estocolmo/Suécia) segundo seis critérios de comparação: Tipologias de Resíduos apresentadas; Abordagem Textual dos planos; Definição dos Sistemas de Cobrança; Previsão de Novas Plataformas e de Consórcios; e Participação Social. O detalhamento destes critérios de comparação se encontra na monografia de Silva (2018).

Resultados e discussões

O Quadro 6 apresenta um recorte dos resultados obtidos da comparação entre os planos feirense e holmiense, no critério Tipologia de Resíduos. O estudo mostrou um contraste nítido nos princípios que embasam a gestão das duas cidades, principalmente no tocante aos tratamentos e responsabilidades dos atores envolvidos.

Quadro 6 - Síntese comparativa das tipologias de resíduos e seus respectivos tratamentos e responsabilidades dos atores.

Cidade	Tratamento/ destinação prevista	Responsabilidade do poder público	Responsabilidade do gerador
<i>Tipo de resíduo: orgânico/alimentar</i>			
<i>Feira de Santana</i>	Aterro Sanitário	Recolha do material e encaminhamento para disposição final	Acondicionamento simples e entrega

Estocolmo	Incineração para os orgânicos misturados a outros resíduos e digestão para os separados	Recolha do material e tratamento	Segregação dos resíduos na fonte e em alguns casos, transporte
<i>Tipo de resíduo: cadáver de animal doméstico</i>			
Feira de Santana	Aterro Sanitário	Coleta e destinação	Solicitação do serviço de coleta
Estocolmo	Incineração, Cemitério	Não possui	Procura de serviços dos hospitais ou cemitérios

Fonte: Autores (2020).

Ao encaminhar os resíduos para aterros sanitários, nota-se que a cidade de Feira de Santana não apresenta distinção, na prática, dos termos resíduo e rejeito, conforme previsto na PNRS (BRASIL, 2010). Em outras palavras, de acordo com o plano de Feira de Santana, o objetivo final da gestão é encaminhar todos os resíduos para os aterros sanitários, eliminando, positivamente, a existência do lixão, mas desconsiderando o aspecto econômico e social dos resíduos, como um material capaz de gerar trabalho e renda.

No que concerne à responsabilidade atribuída aos atores envolvidos na gestão dos resíduos sólidos domésticos, também foi verificado um grande contraste em relação às duas cidades. A diferença reside na visão empresarial apresentada pelo plano de Estocolmo, na qual a responsabilidade de reciclagem e o transporte dos resíduos é atribuída ao gerador do resíduo. Por outro lado, em Feira de Santana, essa mesma responsabilidade é atribuída à prefeitura. Tal antagonismo na atribuição de responsabilidade pode ser crucial no processo de transformação para adoção de práticas sustentáveis na gestão municipal do Brasil.

A Figura 4 esquematiza esta diferença entre os dois modelos de gestão, que pode ser compreendida, por analogia, ao desenvolvimento

da drenagem urbana, descrito por Tucci (2012). A fase sanitaria-higienista, que remonta ao início do século XX, é caracterizada pela transferência à jusante dos impactos dos despejos. Na fase mais recente da drenagem urbana, chamada de drenagem sustentável, o problema é tratado desde a sua fonte. No esquema aqui proposto, a gestão dos resíduos no município brasileiro empreende esforços basicamente no afastamento dos resíduos de sua fonte geradora e utiliza-se o solo como “corpo receptor”. Já a gestão de Estocolmo se assemelha à atual drenagem sustentável.

Figura 4 - Esquema explicativo da evolução da abordagem de gestão de resíduos



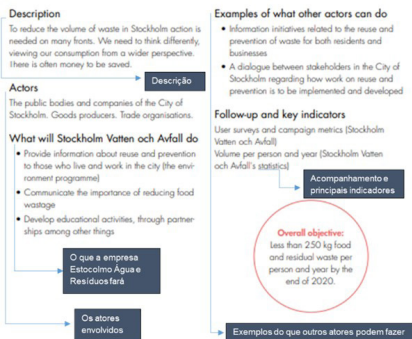
Fonte: Autores (2020).

Um ponto de relevância na gestão de resíduos é a participação dos cidadãos e para tanto se faz necessário que o plano seja de fácil compreensão. Ao comparar este aspecto observou-se que a abordagem textual do plano de Feira de Santana, de acordo com os critérios de apreensibilidade, se mostrou prolixo e com linguagem pouco acessível. Acrescenta-se que, em comparação com a apresentação textual de Estocolmo, o plano de Feira de Santana possui design pouco atraente para o leitor. Essa discrepância pode ser observada na Figura 5.

Figura 5 - Recorte de trechos dos PMGRS de (a) Estocolmo e (b) Feira de Santana.

Subsidiary objectives for the period of the plan

1.1 City residents and businesses must know how to reduce the amount of waste they produce



Juntos Vencemos Melhor, além de contratação (geralmente com custos mensais) de manutenção e suporte ao sistema (serviços de tecnologia da informação).

Quadro 69 – Custos estimados do Programa “Juntos vencemos melhor”

Desmembramento	Infraestrutura / Equipamento (valor único)	Operação / Manutenção / Mão-de-Obra (valor por mês)
APP/Portal & Servidor público dedicado ao programa		
Desenvolvimento de APP/Portal online com banco de dados sobre resíduos & Contratação de servidor público dedicado ao programa	Já incluído em programa anterior	R\$ 5 mil, incluindo-se mão-de-obra

7.5.4.4 Programa de educação ambiental

Este programa visa estabelecer permanentemente educação ambiental sobre a gestão de resíduos no município através de atividades na comunidade em geral, por meio de oficinas, palestras, gincanas, entre outros, além da distribuição de impressos e colocação de cartazes em pontos de grande circulação de pessoas e utilização de meios de comunicação como rádio, TV, jornais e internet. No programa serão abordados temas como a redução, reutilização e a reciclagem de resíduos sólidos; incluindo aspectos de segregação de resíduos e disposição adequada para a coleta.

A Educação Ambiental é citada também na Política Nacional de Resíduos Sólidos como instrumento essencial para implantação de mudanças e a transformação necessária na geração, gestão e manejo dos resíduos sólidos.

Fonte: (a) - adaptado de Stockholm Vatten och Avfall (2017); (b) - PMFS (2017).

No terceiro critério da análise comparativa dos Planos, a saber, Definição dos Sistemas de Cobrança, pôde-se identificar um impasse. Em de Feira de Santana, a não construção de um sistema próprio de financiamento gerou baixo investimento para o manejo de resíduos sólidos; porém também não foi desenvolvido um sistema de cobrança que considere os aspectos culturais e sociais da cidade, que transcenda à baixa disposição de pagamento de parte de seus moradores e que atenda a legislação em vigor.

Em Estocolmo, por outro lado, o sistema de cobrança já está implementado e o valor da taxa para o serviço contempla aspectos como tipo de domicílio, o volume de resíduo gerado, a forma de coleta, transporte e tratamento. Na capital holmiense os geradores pagam diretamente ao operador do serviço de coleta; as taxas devem cobrir somente os custos de planejamento, capital e operacional necessários para a coleta e descarte dos rejeitos (SWEDISH, 1998). A forma de cobrança estabelecida em Estocolmo, além de gerar sustentabilidade econômica, promove a internalização por parte dos

geradores dos custos envolvidos na destinação ambientalmente adequada.

No tocante ao critério Previsão de Novas Plataformas e de Consórcios, embora no Brasil tenha-se o incentivo para adoção de consórcios públicos, o PMGRS de Feira de Santana não prevê uma gestão compartilhada com outras cidades. O plano cita as potencialidades de regionalização da gestão, mas não apresenta isso como meta. No plano de Estocolmo não foi encontrado nenhum vocábulo análogo a consórcios públicos para o contexto sueco. Contudo, durante a descrição dos resíduos e formas de tratamento, estão presentes centrais de tratamento ou reciclagem em regiões fora de Estocolmo. Assim, pode-se observar que gestão de resíduos opera de modo descentralizado, mas não nos termos de consórcios públicos enfatizados no contexto brasileiro.

Uma particularidade favorável encontrada no plano feirense foi a previsão da criação de uma plataforma online ou aplicativo (App) para a compilação, sistematização e utilização das informações sobre os resíduos. Já o plano de Estocolmo não prevê nenhuma plataforma, o que não necessariamente representa um demérito. Isto, porque, as lacunas que seriam preenchidas com a ferramenta auxiliar no plano de Feira de Santana não são encontradas na cidade de Estocolmo, pois já foram suplantadas.

No âmbito dos mecanismos de participação social (sexto critério de comparação), percebeu-se que foram utilizados na construção do plano feirense as consultas e as audiências públicas. Porém, verificou-se o difícil acesso a versão final do plano; e os apêndices referentes a participação, não foram disponibilizados na rede mundial de computadores, resultando em uma conduta que não promove o engajamento da sociedade. Em contrapartida, o plano de Estocolmo não demonstra registros de uma elaboração participativa. O caráter participativo pode estar mais associado a definição das

responsabilidades (pessoa física), provisão de serviço adequado e na abordagem textual clara e objetiva do plano. Este preceito é exposto como um dos objetivos do plano holmiense, o qual estabelece uma gestão de resíduos que considera as especificidades da população, assim favorecendo sua participação.

Conclusões da comparação

Conforme esperado, foram observados contrastes entre os planos municipais de gestão de resíduos adotados nas duas cidades. Na cidade de Estocolmo percebe-se uma gestão de resíduos voltada à sustentabilidade ambiental, social e econômica, ao passo que a gestão de Feira de Santana permanece voltada para a cobertura total dos serviços de coleta dos resíduos e disposição final em aterros sanitários.

Em síntese, sob os aspectos analisados no estudo, foi possível observar princípios distintos na gestão de resíduos sólidos nas cidades de Estocolmo e Feira de Santana. Enquanto a empresa pública responsável pelo gerenciamento de resíduos de Estocolmo segue a ordem de prioridade de não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento de resíduos e disposição final de rejeito, a Secretaria Municipal de Serviços Públicos de Feira de Santana, na prática, reduz as diversas tipologias de resíduos sólidos à condição de rejeito.

A participação social, mesmo que presente na etapa de elaboração, é teoricamente dificultada pela pequena apreensibilidade do plano de Feira de Santana. Sugere-se, segundo o modelo holminense, que na próxima revisão do texto haja a divisão em anexos com detalhamento técnico e corpo central com linguagem acessível e *design* atraente para o leitor.

Por fim, vislumbra-se o papel duplamente relevante que o sistema de cobrança implementado em Estocolmo exerce: na

sustentabilidade econômica e como promotor da internalização, por parte dos geradores, dos custos envolvidos na destinação ambientalmente adequada. Evidentemente, é preciso observar os preceitos estabelecidos pela PNRS, no que tange à vulnerabilidade econômica de muitos usuários do sistema de limpeza pública.

Considerações finais

A UFRB gera diferentes tipos de resíduos, desde os comuns até os perigosos. Além disso, possui seis *campi* localizados em seis cidades que distam até 154 km entre si (distância entre Feira de Santana e Amargosa). Esse cenário peculiar não pode ser desprezado na elaboração de um plano de gestão dos seus resíduos o qual deve contar com participação dos diferentes atores e observando as demandas, anseios e recursos –pessoais, materiais, conjunturais – da instituição. Assim se faz urgente que a UFRB, tendo em vista que já aprovou sua Política Geral de Resíduos, constitua grupos de trabalho que redijam normativas que atendam às diversas especificidades.

Pode-se adotar modelos já utilizadas por outras IES, que vão além da simples coleta dos resíduos feita pela prefeitura. A princípio, pode-se implementar estratégias para a minimização e reuso de resíduos, como a digitalização de processos, redução de descartáveis e reuso de “entulho”. Em seguida, a segregação nas seguintes classes de resíduos: orgânicos compostáveis, inorgânicos recicláveis, perigosos-químicos, perigosos-biológicos e rejeitos. Cada um deste requer tratamento específico, como compostagem (realizadas nos próprios *campi*), habilitação de catadores locais (para a coleta seletiva) e contratação dos serviços especialização (incineração e/ou aterramento de resíduos perigosos).

No tocante ao Plano de Gerenciamento de Resíduos (com base no caso da Embrapa, que pode se estender para outras

empresas públicas ou até privadas), percebeu-se que sua criação requer a identificação e quantificação dos principais problemas que impedem sua elaboração, ou seja, que atrapalham o processo de desenvolvimento da redação do documento. Deste modo, verificou-se que utilizando MASP e PDCA é possível propor soluções para a elaboração, implantação e operacionalização do plano.

Com a criação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, em 2010, houve o início de uma mudança de paradigmas na sociedade brasileira. No entanto, o manejo de resíduos sólidos municipais enfrenta grandes impasses na prática. Nessa conjuntura, os planos municipais são os instrumentos que auxiliam a gestão para que mudanças locais possam ser replicadas e alterem o cenário brasileiro. É preciso uma visão crítica na elaboração dos planos, com metas que visem a sustentabilidade. Esta mudança de paradigma alterará positivamente o país no âmbito econômico, social e ambiental.

Deste modo, para a adequada elaboração e execução desses documentos (Planos de Gestão Municipal, ou de gerenciamento de uma organização), constatou-se a necessidade e a relevância da Educação Ambiental, tanto formal quanto não-formal. É imprescindível que periodicamente ocorra a capacitação da equipe responsável, qualificando-a para trabalhar desde o planejamento até à execução dos planos de resíduos. Isto promoverá a gradativa transição de um modelo de plano que se caracteriza por ser apenas mais um elemento para obtenção de licenças ou recursos do Estado, para um sistema que agrega valor (cultural e monetário/econômico) fomentando uma economia solidária e a preservação ambiental em escala municipal.

A perpetuação de práticas de caráter exclusivamente sanitaria-higienista para a gestão (municipal e/ou organizacional) de resíduos sólidos traz consequências danosas para o meio ambiente. Observam-se perdas econômicas, sociais e ambientais no continuísmo das atuais práticas na formulação dos planos municipais. Portanto, com

um diagnóstico acurado é possível determinar as deficiências, com as ferramentas de gestão podem-se elencar as necessidades mais urgentes (e/ou menos onerosas), e com estudos comparativos é possível romper com velhos paradigmas que perpetuam práticas obsoletas e assim vislumbrar alterações mais efetivas na gestão de resíduos sólidos.

Referências

AGÊNCIA BRASILEIRA DE DESENVOLVIMENTO INDUSTRIAL - ABDI. **Metodologia de Análise e Solução de Problemas (MASP)**. Porto Alegre, 2013. 53p. Disponível em: <www.abdi.com.br/Acao%20Documento%20Legislacao/Apostila%20MASP_PORTUGUÊS.pdf>. Acesso em 02 de fevereiro de 2018.

BARBOSA JÚNIOR, V. A. **Avaliação do gerenciamento dos resíduos sólidos produzidos pela Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – campus Cruz das Almas**. 2017. 109 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2017.

BRASIL. Decreto nº 5.940, de 25 de outubro de 2006. **Presidência da República**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/decreto/d5940.htm>. Acesso em 29 de junho de 2017.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. **Diário Oficial da União, Seção 1**. Disponível em: <<http://www.in.gov.br/visualiza/index.jsp?data=03/08/2010&jornal=1&pagina=3&totalArquivos=84.>> Acesso em 15 de julho de 2017.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO – CBHSF. **Estudo apresentado na XXXVII Plenária**. Disponível em: <https://cbhsaofrancisco.org.br/noticias/novidades/estudo-apresentado-na-xxxvii-plenaria-traz-subsidios-para-formulacao-de-um-pacto-das-aguas-na-bhsf/>. Acesso em 29 de junho de 2020.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DE MUNICÍPIOS - CNM. **Pesquisa sobre Gestão Municipal de Resíduos Sólidos**. *Estudos Técnicos*. (2017) Disponível em: <http://www.cnm.org.br/biblioteca/exibe/3080> >. Acesso em 07 de agosto de 2020.

CRUZ, J. A. dos R. **Plano de Gerenciamento dos Resíduos Sólidos da Universidade Federal de Goiás**. 2008. 147 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) –Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2008.

CUNHA, F. C. **Educação Ambiental**: uma descrição das ações realizadas no município de Cruz das Almas (BA). *Revista Brasileira de Educação Ambiental*. Revbea, São Paulo, v. 13, n 3, p.76-95, 2018. Disponível em: <https://periodicos.unifesp.br/index.php/revbea/article/download/2646/1633/>. Acesso em 30 de junho de 2020.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FEIRA DE SANTANA – PMFS. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos - 2017**. Disponível em: <http://www.feiradesantana.ba.gov.br/sesp/arq/PMGIRS-pmfs.pdf>. Acesso em 15 de dezembro de 2017.

HORNWEG, D; BHADA-TATA. P. **A Global Review of Solid Waste Management**. Washington, DC: World Bank, 2012. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/17388>. Acesso em 15 de dezembro de 2017.

JACOBUCCI, D. F. C.; JACOBUCCI, G. B. **Coleta Seletiva de Resíduos Sólidos em Campi Universitário**: Uma mistura de cestos, sacos coloridos, sucesso e fracasso. *Educação Ambiental em Ação*. n. 22, ano VI. Fev (2008). Disponível em: < <http://www.revistaeea.org/artigo.php?idartigo=537>>. Acesso em 10 de junho de 2017.

JUNQUEIRA, H. S. **Manual para a Elaboração de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos**. 2018. 155 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2018.

JUNQUEIRA, H. S.; DUARTE, A. C. L. **Utilização de Técnicas de Manualização de Processos para a Concepção de um Manual Prático para a Elaboração de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos**. E-book do V Congresso Baiano de Engenharia Sanitária e Ambiental (V COBESA). Juazeiro, BA. Julho de 2018. 6 p.

MAROTTI, A. C. B.; PEREIRA, G. F.; PUGLIESI, E. Questões contemporâneas na gestão pública de resíduos sólidos: análise dos princípios da política nacional de resíduos sólidos a partir de seus objetivos e instrumentos. **Revista de Políticas Públicas**. v. 01, n. 01, p. 339-364, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18764/2178-2865.v21n1p339-364>. Acesso em 04 de junho de 2020.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Cartilha A3P: Agenda ambiental na administração pública**. 5. ed. Brasília, 2009. Disponível em: https://www.mma.gov.br/estruturas/a3p/_arquivos/cartilha_a3p_36.pdf Acesso em 21 de março de 2019.

NASCIMENTO NETO, P.; MOREIRA, T. Política nacional de resíduos sólidos - reflexões acerca do novo marco regulatório nacional. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, n. 15, p. 10-19, 2010. Disponível em: http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/391 Acesso em 04 de junho de 2020.

SILVA, R. R. M. **Uma análise comparativa da gestão de resíduos sólidos em Feira de Santana e Estocolmo**. 2018. 66 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2018.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2019**. Brasília: SNS/MDR. 2020. 244 p.

STOCKHOLM VATTEN OCH AVFALL. **Waste Managment plan for Stockholm 2017-2020**. Estocolmo, Suécia, 2017. Disponível em: https://www.stockholmvattenchavfall.se/globalassets/pdf1/riktlinjer/avfall/avfallsplan/sva072-avfallsplan_en.pdf. Acesso em 25 de fevereiro de 2018.

SWEDISH. [Código (1999)]. **The Swedish Environmental Code**. Disponível em: <https://www.government.se/49b73c/contentassets/be5e4d4ebdb4499f8d6365720ae68724/the-swedish-environmental-code-ds-200061> Acesso em 12 de agosto de 2020.

TEIXEIRA, A. **Funções da universidade**. Boletim Informativo CAPES. Rio de Janeiro, n.135, fev. 1964. p.1-2. Disponível em: <http://www.bvanisioteixeira.ufba.br/fran/artigos/funcoes.html>. Acesso em 26 de junho de 2020.

TUCCI, C. E. M. **Gestão da Drenagem Urbana**. Texto para discussão CEPAL/PEA, 2012. 50p. Disponível em: https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/38004/LCBRSR274_pt.pdf. Acesso em 20 de junho de 2020.

Alterações fluviais e suas respostas ecológicas

*Andrea Sousa Fontes
Valéria Carneiro dos Santos*

Introdução

O crescimento exponencial da população humana e suas demandas vêm amplificando os diversos impactos nos recursos hídricos, que abrange desde a poluição dos cursos d'água até a perda de espécies aquáticas. A gestão desses recursos foi, por muito tempo, voltada a eliminação de ameaças, como: poluição de fontes pontuais, enchentes e secas, no entanto, foi crescendo a abordagem integrada em termos de bacia hidrográfica. Zalewski et al. (1997) já trazia o contexto da integração da bacia hidrográfica, água e biota em um “superorganismo” como base para promoção do uso sustentável dos recursos naturais.

De acordo com Richter et al. (1996), a composição da biota, estrutura e função dos ecossistemas aquáticos, ripários e das áreas inundáveis dependem do regime fluvial, visto que, a variabilidade das condições hidrológicas desempenha papel fundamental na dinâmica populacional das espécies, influenciando no sucesso da reprodução e nas interações bióticas. Dessa forma, alterações nos regimes dos rios podem modificar indiretamente os ecossistemas através de seus impactos no habitat dessas espécies, incluindo temperatura da água, teor de oxigênio, qualidade da água e tamanho dos sedimentos da calha do rio (RICHTER et al., 1996). Entre as principais fontes de alterações nos regimes hidrológicos estão: a urbanização (ocasiona o aumento dos picos de vazão), construção

de canais e diques (reduz a infiltração no solo) e implantação de barragens (regulariza as vazões naturais) (POFF et al., 1997).

Embora a implantação de barramentos tenha promovido a atenuação da variabilidade temporal e espacial das chuvas por milhares de anos, seus impactos aos ecossistemas têm sido evidenciados por meio de estudos científicos. Na revisão bibliográfica realizada por Poff *et al.* (2010), verifica-se que a maioria dos estudos apontavam a presença de barragens em cursos d'água como causa principal da alteração no regime hidrológico. Souza *et al.* (2017) realizaram um estudo para identificar o grau de alteração imposto no regime hidrológico dos grandes reservatórios localizados nas bacias do rio Paraguaçu e Itapicuru – BA e constataram graus de impactos variando de moderado a severo. Além disso, Bunn *et al.* (2014) apontam que em rios altamente regularizados é muito provável que haja desconexão das áreas inundáveis dos rios por períodos mais longos do que em condições naturais, assim como, a inundação permanente de zonas de baixa altitude, afetando a abundância de espécies de peixes e mortalidade de vegetação.

Em virtude da integridade do ecossistema está relacionada diretamente ao regime hidrológico, o tema vem sendo abordado pela gestão dos recursos hídricos sob a perspectiva da definição do hidrograma ambiental, a fim de agregar regras de operação das barragens aos requerimentos ecológicos. Conforme a declaração de Brisbane (2007), as vazões ambientais correspondem à quantidade, periodicidade e qualidade da água necessária para manter o equilíbrio dos ecossistemas de águas interiores e estuarinos, meio de subsistência e o bem-estar humano, que dependem destes ecossistemas.

Diante disso, o objetivo desse capítulo foi analisar as relações conceituais entre alterações hidrológicas e suas potenciais respostas ecológicas em trechos de rios com presença de barragens, usando

como exemplo o baixo trecho do rio Paraguaçu-BA, influenciado pela presença da Usina Hidrelétrica de Pedra do Cavalo e dados disponíveis na literatura.

Relações conceituais

Bunn e Arthington (2002) estabeleceram quatro princípios que destacam os mecanismos que relacionam hidrologia e a biodiversidade aquática, justificando assim a conservação do regime hidrológico natural: i) a vazão é um dos principais determinantes do habitat em rios e conseqüentemente da distribuição, abundância e diversidade da biota; ii) as espécies aquáticas, como forma de resposta direta ao regime de vazões, desenvolveram estratégias de história de vida, portanto, alterações hidrológicas podem ocasionar falhas de recrutamento e perda da biodiversidade de espécies nativas; iii) a manutenção de padrões naturais de conectividade longitudinal e lateral é essencial para a viabilidade de populações de diversas espécies ribeirinhas, de modo que a supressão da conectividade provoca o isolamento de populações, falha no recrutamento e a extinção local; e iv) a invasão e sucesso de espécies introduzidas nos rios são facilitados pela alteração do regime hidrológico. O Quadro 1 relaciona os componentes do escoamento e sua importância para o ecossistema.

Quadro 1 - Componentes do escoamento fluvial e importância ecológica.

Componentes do escoamento fluvial	Importância ecológica
Magnitude (quantidade de água que se movimenta por um local fixo por unidade de tempo)	- Determinação do habitat; - Influência na distribuição e abundância de organismos aquáticos; - Definição da forma do canal, transporte de matéria, geração de espaço heterogêneo e produção de manchas de ecossistemas.

<p>Frequência de ocorrência de uma vazão ao longo do tempo</p>	<p>Dos eventos de cheia:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Força para exportar matéria orgânica; - Possibilita ambiente propício para desova; - Conectividade do canal; - Preservação das espécies nativas. <p>Dos eventos de seca:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Recrutamento de plantas ripárias; - Espécies aquáticas e ripárias com adaptações comportamentais ou fisiológicas que os permitem conviver com estas situações extremas.
<p>Duração (período de tempo associado a uma condição de vazão específica)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Evita a extinção de espécies nativas por espécies dominantes; - A duração de inundações influencia a eficiência da zona ripária no controle de fluxos de nutrientes.
<p>Periodicidade (regularidade de ocorrência das vazões de magnitude referente a diferentes escalas de tempo)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Sincronia de processos ecológicos com processos hidrológicos; - Cheias e estiagens são fatores determinantes na composição dos ecossistemas.
<p>Taxa de Mudança ou Taxa de Variação (forma de eventos hidrológicos ou rapidez que a vazão alterna de uma magnitude para outra)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Influência na persistência e coexistência de espécies; - Gatilho para desova em algumas espécies de peixes; - Rapidez com que condições hídricas se alteram; - Regulam a persistência de espécies aquáticas e ripárias.

Fonte: Poff et al. (1997).

Ainda de acordo com Bunn e Arthington (2002), a alteração dos regimes hidrológicos é diversas vezes tida como a ameaça mais séria e contínua para a sustentabilidade ecológica dos rios e suas planícies de inundação. Uma das principais fontes de alterações no regime natural de vazões é a presença de barragens nos cursos dos rios, provocando inúmeros impactos ao ecossistema (POFF *et al.* 2010).

Parte dos estudos que abordam essa temática possuem como foco principal as alterações no regime fluvial decorrentes de impactos

de origem artificial. Um exemplo disso é verificado no trabalho realizado por Sabino e Mine (2018) para as bacias dos rios Paraguai e Uruguai, impactadas pelas Usinas Hidroelétricas de Manso e de Passo Fundo, respectivamente. Neste estudo, os autores utilizaram o software Indicators of Hydrological Alteration (IHA), proposto por Richter *et al.* (1996), para realizar a comparação entre vazões naturais e defluentes, e observaram alterações provenientes da implantação e operação das barragens nos regimes de vazão das duas bacias. De modo semelhante, Barreto *et al.* (2017) avaliaram as alterações hidrológicas, a partir do IHA, na bacia do rio São Francisco decorrente da construção da UHE Sobradinho, verificando alteração em todos os 33 indicadores de alteração hidrológica. Outra aplicação do software IHA é verificada no trabalho de Laizé *et al.* (2014), no qual, foram avaliados os riscos das alterações hidrológicas para os ecossistemas fluviais europeus em futuros cenários de mudanças climáticas e distintas condições socioeconômicas e políticas. Os autores apontaram que os resultados da metodologia aplicada foram consistentes e estimaram que cerca de dois terços dos rios europeus estarão em médio ou alto risco ecológico até os anos 2050.

Com relação as respostas ecológicas, as relações entre as variações no regime hidrológico e atributos ecológicos (abundância e diversidade) da ictiofauna na planície de inundação do Alto Rio Paraná foi objeto de estudo no trabalho de Fernandes *et al.* (2009). Neste, foi utilizado o programa PULSO para calcular as variações dos atributos hidrométricos. Os autores observaram que as alterações hidrológicas e seus impactos na assembleia de peixes do Rio Paraná parecem ser um efeito combinado de eventos naturais (El Niño) e o controle de descarga solicitado por barragens localizadas à montante.

Poff *et al.* (2010) realizaram a revisão de 165 artigos das últimas quatro décadas, com foco nos estudos posteriores à publicação de Poff *et al.* (1997) que abordavam os aspectos ecológicos associados

às alterações no regime de vazões. Em ambos os trabalhos, as alterações de fluxo foram caracterizadas em termos de: magnitude, frequência, duração, periodicidade e taxa de mudança, e as respostas ecológicas caracterizadas de acordo à identidade taxonômica (macroinvertebrados, peixes, vegetação ripária) e ao tipo de resposta (abundância, diversidade e parâmetros demográficos). Entre as respostas ecológicas da vegetação ripária, verificadas na revisão de literatura feita por Poff *et al.* (2010), destacam-se a redução da riqueza das espécies como resposta à regularização das vazões e a invasão da vegetação em canais, devido à diminuição da frequência de pulsos altos.

Os peixes são indicadores sensíveis de alteração de vazão (POFF *et al.*, 2010). De modo que, a utilização da comunidade de peixes como indicadores no monitoramento biológico possui diversas vantagens, entre elas: a facilidade de identificação e informações sobre as espécies e a posição no topo da cadeia alimentar, proporcionando uma visão integrada do ambiente aquático (Araújo, 1998). Assim, neste estudo, optou-se por considerar apenas as respostas ecológicas da ictiofauna.

Santos (2016) apresentou os efeitos de reservatórios em cascatas para traços de história de vida para espécies de peixes, investigando se essa disposição funciona como funcionam com filtros ambientais. Os resultados obtidos demonstraram uma maior influência das variáveis ambientais regionais (posição do reservatório na cascata, área alagada, comprimento e tempo de residência da água) na determinação dos traços, sendo identificada uma redução de migradores e uma fauna predominantemente composta por peixes de pequeno porte nos reservatórios mais a jusante na cascata. Essa autora concluiu também que mudanças nas variáveis físico-químicas, volume acumulado e ruptura na conectividade afetaram a comunidade de peixes, indicando que, de modo geral, os efeitos são conjuntos.

A seguir, observa-se o Quadro 2 que relaciona as respostas ecológicas das espécies de peixes às alterações hidrológicas verificadas em diversos estudos científicos.

Quadro 2 - Relações conceituais entre alterações hidrológicas e respostas ecológicas.

Componentes do escoamento fluvial	Alteração de vazão	Respostas ecológicas do grupo ictiofauna
MAGNITUDE	Regularização (perda de extremos de alto/baixo escoamento)	Perda de espécies sensíveis ¹ ; Redução da diversidade ¹ ; Alteração do conjunto e das espécies dominantes ¹ ; Redução da abundância ¹ ; Aumento de espécies não nativas ¹ ; Invasão ou estabelecimento de espécies exóticas, levando a: extinção local, ameaça a espécies comerciais nativas e, comunidades alteradas ² .
	Aumento da magnitude dos extremos do escoamento	Interrupção do ciclo de vida ¹ ; Redução da riqueza de espécies ¹ e Alteração nos conjuntos ¹ .
	Ausência de inundações durante o ano	Decréscimo do recrutamento nos anos seguintes devido ao acesso limitado dos peixes jovens aos habitats laterais ³ .
FREQUÊNCIA	Decréscimo da frequência dos pulsos.	Reprodução fora de época ¹ ; Reprodução reduzida ¹ ; Decréscimo de abundância ¹ ; Extermínio de peixes nativos ¹ ; Decréscimo da riqueza de espécies endêmicas e sensíveis ¹ ; Habitat reduzido para peixes jovens ^{1,3} ; Perturbação dos sinais para desencadear a maturação das gônadas, migração e desova ³ ;
DURAÇÃO	Decréscimo da duração das inundações das planícies de inundação	Decréscimo da abundância de peixes jovens ¹ ; e Mudança na comunidade de peixes jovens ¹ ;
	Aumento na duração de vazões baixas	Falha no recrutamento e posterior diminuição da quantidade de indivíduos adultos ^{2,4}

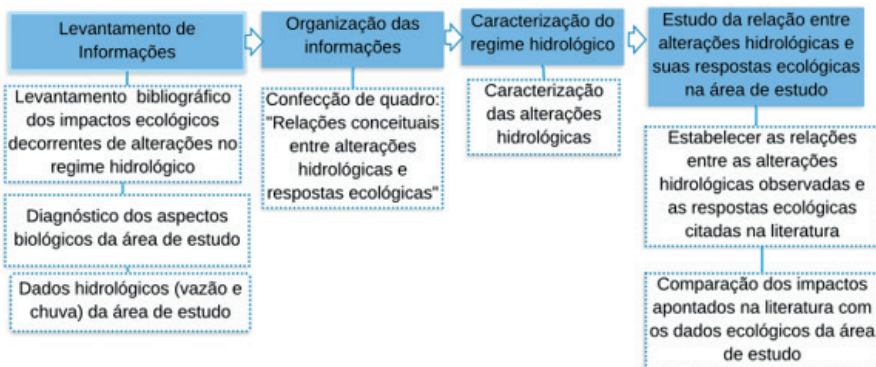
PERIODICIDADE	Mudanças na sazonalidade dos picos de fluxo	Decréscimo da reprodução e recrutamento ¹ ; Mudança na estrutura do conjunto ¹ ; Perturbação dos sinais de desova para peixes ² ; Ausência de peixes jovens de espécies migratórias nas planícies de inundações (em anos secos) ³ .
	Maior previsibilidade	Mudança na diversidade e estrutura dos agrupamentos ¹ ; e Decréscimo de reprodução e recrutamento ¹ .
TAXA DE VARIAÇÃO	Variabilidade Reduzida	Perturbação das estratégias reprodutivas ⁴ ; Alteração na composição dos conjuntos ⁴

Fonte: Poff *et al.* (2010) ¹; Poff *et al.* (1997)²; Agostinho *et al.* (2008)³; Agostinho *et al.* (2004)⁴.

Abordagem metodológica

A metodologia sugerida no presente capítulo visa direcionar a identificação das relações entre as alterações hidrológicas e suas potenciais respostas ecológicas em trechos de rios impactados pela implantação de barragens, a partir de diagnósticos de alterações do regime, revisão de literatura e diagnóstico das comunidades bióticas. Na Figura 1 são apresentadas as cinco etapas dessa abordagem, que são detalhadas em seguida.

Figura 1 - Etapas da metodologia.



Fonte: O autor (2020).

Inicialmente foram levantados os dados hidrológicos do trecho, com série histórica de vazão longa o suficiente que caracterize os regimes hidrológicos pré e pós impacto. Além das séries de vazão, é indicado a comparação e análise dos dados de chuva, uma vez que algumas alterações nos regimes de vazão podem ser resultado de extensos períodos de seca, e a desconsideração destes dados pode acarretar no comprometimento da análise. Os dados de vazão e precipitação podem ser encontrados no banco de dados da Agencia Nacional de Águas, o Hidroweb, ou ainda, ser fornecido pelos operadores do empreendimento localizado na área de estudo.

Com respeito à biota, foram selecionados grupos como indicadores, alguns exemplos são: ictiofauna, vegetação ripária e invertebrados aquáticos. Essas informações podem ser coletadas como dados secundários em relatórios de diagnóstico da ecologia local produzidos por órgãos ambientais e instituições de pesquisa ou com coleta de dados em campanhas de campo.

O estudo das alterações hidrológicas decorrentes da implantação de obras hidráulicas, tais como barragens, se dá a partir da percepção das transformações no regime de vazões, seja a partir de uma comparação espacial, quando são utilizadas séries históricas de vazões afluentes e defluentes da barragem no mesmo período, ou ainda, pela comparação temporal, na qual são observadas as alterações antes e posteriormente ao impacto. A caracterização foi realizada por meio da análise estatística básica com comparação da média, desvio padrão, frequência e taxas de variação.

A partir dessa caracterização, foram levantadas quais das repostas ecológicas às alterações hidrológicas observadas na literatura são aplicadas para a área de estudo. Essas informações foram sistematizadas em um primeiro diagrama, contendo as potenciais repostas ecológicas às alterações hidrológicas na área de estudo.

Com base nessa sistematização, confeccionou-se o segundo diagrama, no qual, são demonstrados os aspectos ecológicos da área de estudo que condiziam com as respostas ecológicas observadas na literatura. Isso torna possível então, a identificação das características do escoamento alteradas mais perceptíveis na área de estudo.

Exemplo de aplicação

Caracterização da área

A Bacia Hidrográfica do Paraguaçu está localizada no centro-oeste da Bahia, ocupando 10% do território estadual, possui suas nascentes no Morro do Ouro, percorrendo o sertão baiano até a sua foz na Baía de Todos os Santos (IBGE, 1981). A área de estudo está situada à jusante da Usina Hidrelétrica de Pedra do Cavalo, no baixo trecho do rio Paraguaçu, como observado na Figura 2.

Figura 2 - Localização da área de estudo.



Fonte: Adaptado do Google Earth (2020) e INEMA/UFBA (2013).

O baixo trecho do rio Paraguaçu é influenciado pelas marés que se propagam da Baía de Todos os Santos até os limites do município de Cachoeira (LESSA et al., 2001). Dessa forma, de acordo com INEMA/UFBA (2013), o regime hidrodinâmico é controlado por dois fluxos de direções contrárias: fluxo de água doce, decorrente do controle do regime de vazões da operação da usina hidrelétrica e o fluxo da maré vindo do oceano. Assim, alterações no escoamento fluvial impactam todos os parâmetros de qualidade da água, sobretudo a salinidade, tendo em vista que, o trecho à jusante da usina é influenciado pela intrusão salina, condições essas que são determinantes para os ecossistemas aquáticos.

O teor de salinidade representa uma característica importante para a distribuição das espécies da ictiofauna, nos trechos mais próximos da barragem (locais com baixa salinidade) são encontrados peixes de menor porte e conforme a aproximação com a Baía do Iguape e assim o aumento da salinidade, tem-se exemplares de maior porte (INEMA/UFBA, 2013).

Levantamento de informações

- Dados hidrológicos

Para a caracterização do regime hidrológico no baixo trecho do rio Paraguaçu foram utilizadas as séries históricas das vazões afluentes e defluentes da barragem de Pedra do Cavalo, de 2005 a 2017, fornecidas pela Votorantim, empresa responsável pela operação do empreendimento. Com relação a verificação da variação da chuva no período estudado, foram utilizados os dados da estação pluviométrica de Porto (código 01241017), localizada na Chapada Diamantina (Alto Paraguaçu), visto que, segundo o INEMA/UFBA (2013), a produção de água na bacia é mais influenciada pela ocorrência de chuva nessa região, uma vez que o rio Paraguaçu em seu trecho médio passa por região de clima semiárido.

- Aspectos biológicos (Ictiofauna) do baixo trecho do rio Paraguaçu de acordo com o Relatório INEMA/UFBA (2013)

As informações a respeito da ictiofauna do baixo trecho do rio Paraguaçu foram obtidas no volume 3 do “Estudo do Regime de Vazões Ambientais à jusante da UHE de Pedra do Cavalo – Baía do Iguape” (INEMA/UFBA, 2013) que aborda os aspectos biológicos, hidráulicos, hidrológicos e de qualidade das águas, desenvolvido pelo Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos na Bahia, em parceria com Universidade Federal da Bahia. Neste estudo foram realizadas duas campanhas em cinco pontos amostrais (Figura 4.2), como verifica-se no Quadro 3, onde é apresentada a síntese do diagnóstico do ponto amostral e da ictiofauna, extraído do volume 3 do “Estudo do Regime de Vazões Ambientais à jusante da UHE de Pedra do Cavalo – Baía do Iguape” (INEMA/UFBA, 2013), sendo destacado o estado de conservação de cada ponto amostral, assim como a sua caracterização para a posterior análise dos requerimentos hidrológicos.

Quadro 3 - Diagnóstico da Ictiofauna no baixo trecho do rio Paraguaçu de acordo com o Relatório.

Pontos	Localização	Estado de conservação	Aspectos Ecológicos
1	Próximo à Barragem de Pedra do Cavalo, embaixo da ponte da BR101.	São verificados impactos diretos do barramento.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Baixa Salinidade; ▪ Impactos diretos do barramento: ▪ Ausência de espécies que realizam piracema; Presença de espécies introduzidas (<i>Tilapia sp.</i>); Presença de espécies resistentes às condições ambientais e composição de espécies altamente dominada por espécies de água doce ou resistentes à baixa salinidade; ▪ Indivíduos de pequeno porte; ▪ Espécies representantes da comunidade remanescente do período anterior à construção da barragem; ▪ Presença pontual de espécies marinhas;

2	À jusante das cidades de Cachoeira e São Félix	Impactos da aglomeração urbana (lançamento <i>in natura</i> de esgoto, lixo e retirada de água)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Região de Intrusão Salina ▪ Alta abundância de espécies associadas ao substrato areno-lamoso (linguados e mirins); ▪ Espécies marinhas/estuarinas dependentes do ciclo de maré (salinidade);
3	À montante do Rio Sinunga, próximo do engenho da Vitória	Bom nível de preservação ambiental	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Região de intrusão salina ▪ Presença de espécies marinhas/estuarinas ▪ Alta abundância de espécies associadas ao substrato areno-lamoso (linguados e mirins);
4	À montante da baía do Iguape e à jusante de Coqueiros e Nagé;	Menor escala de impactos relacionados a aglomerados urbanos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Possui altos valores de salinidade; ▪ Ocorrência de exemplares de maior porte; ▪ Presença de espécies importantes para a pesca;
5	Em frente à desembocadura do rio Paraguaçu, próximo à ilha;	Bom estado de preservação ambiental	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Possui a maior quantidade de salinidade e de exemplares de maior porte; ▪ Presença pontual de espécies de água doce, que possuem grande tolerância.

Fonte: INEMA/UFBA (2013).

Alterações hidrológicas

Para esta etapa foi utilizado o software IHA 7.1 (Indicators of Hidrológico Alteration), proposto por Richter *et al.* (1996), o qual, define 33 parâmetros, divididos em 5 grupos, que englobam diferentes características do regime hidrológico relevantes para o ecossistema aquático. Foi realizada uma comparação entre as séries históricas das vazões afluentes e defluentes do Complexo de Pedra do Cavalo, de 2006 a 2017, com o objetivo de identificar as alterações hidrológicas causadas pela usina hidrelétrica no regime de vazões à jusante.

Dos cinco grupos de indicadores, foram analisadas as seguintes variáveis: médias mensais (grupo 1), vazões mínimas e máximas de 7 dias (grupo 2), época de ocorrência das vazões anuais extremas (grupo 3), número e duração dos eventos de secas e cheias de cada ano (grupo 4) e o número de reversões (grupo 5). Além disso,

utilizou-se o software para realizar os gráficos dos componentes do escoamento ecológico e da curva de permanência.

Os resultados indicaram alterações nas cinco componentes, conforme apresentado na Quadro 4. Cabe ressaltar que pela análise realizada na estação pluviométrica de Porto, localizada do Alto Paraguaçu, houve redução do índice pluviométrico a partir de 2012, o que influenciou na magnitude das vazões no mesmo período. Detalhes dessa avaliação podem ser verificados no trabalho de Santos e Fontes (2017).

Quadro 4 Alterações hidrológicas no baixo trecho do rio Paraguaçu.

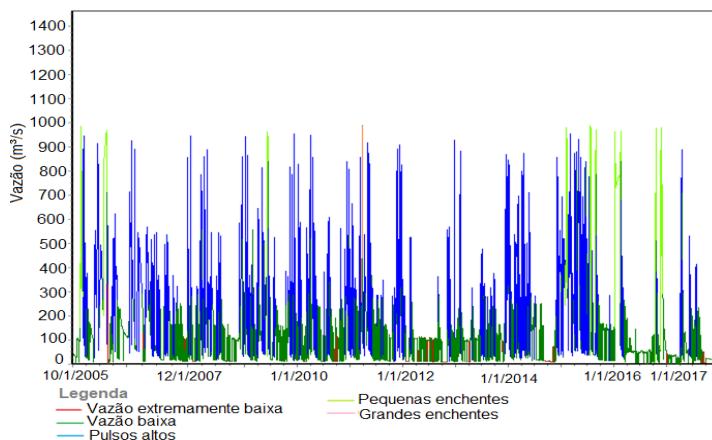
Componentes do escoamento fluvial	Alterações observadas
Magnitude	Ausência de inundações durante o ano Regularização das vazões (perda de extremos no regime hidrológico)
Frequência	Decréscimo da frequência dos pulsos
Duração	Aumento da duração dos eventos de cheia e seca
Periodicidade	Mudanças na sazonalidade dos eventos de cheia
Taxa de Variação	Variabilidade reduzida

Fonte: Adaptado de Santos e Fontes (2017).

As alterações na magnitude, frequência e duração das vazões, assim como na taxa de variação, podem ser verificadas nas Figura 3 e 4, onde são observadas as vazões afluentes e defluentes à Usina Hidrelétrica de Pedra do Cavalo, entre os anos hidrológicos 2006 e 2017. Para este gráfico, foi definida as seguintes considerações: a) vazões altas são superiores a 75% das vazões diárias do período, sendo consideradas vazões baixas àquelas inferiores a essa porcentagem; b) as pequenas inundações são definidas como a vazão alta inicial com pico maior que um evento de período de retorno de 2 anos; c) As grandes inundações são definidas como a vazão

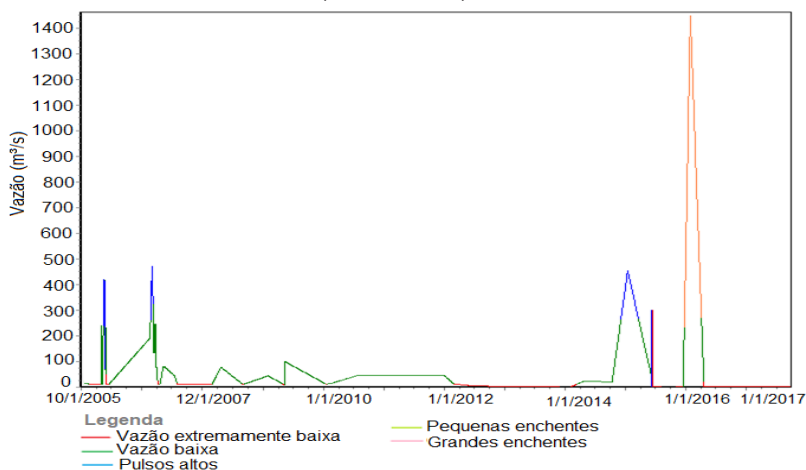
alta inicial com pico maior que um evento de período de retorno de 10 anos; e d) Uma vazão extremamente baixa é definida como uma vazão inicial baixa inferior a 10% das vazões diárias do período.

Figura 3 - Componentes do escoamento ecológico das vazões afluentes à UHEPC (2006 a 2017).



Fonte: Adaptado de Santos (2018).

Figura 4 - Componentes do escoamento ecológico das vazões afluentes à UHEPC (2006 a 2017).



Fonte: Adaptado de Santos (2018).

Na Figura 3 verifica-se que nas vazões afluentes ao empreendimento hidráulico há numerosos pulsos altos, baixas vazões e pequenas enchentes, enquanto que, nas vazões defluentes, Figura 4, observa-se uma extrema atenuação da variabilidade, com predominância de vazões baixas, extremamente baixas e ausência de pequenas enchentes. A alteração da componente periodicidade é apresentada no Quadro 5, onde observa-se a época de ocorrência dos eventos extremos no local.

Quadro 5 - Época das vazões anuais extremas afluentes e defluentes à UHEPC.

Eventos	Afluente	Defluente
Vazões extremamente baixas	Agosto	Fevereiro
Vazões altas	Janeiro	Janeiro
Pequenas enchentes	Fevereiro	Não ocorreram
Grandes enchentes	Dezembro	Outubro

Fonte: O autor (2020).

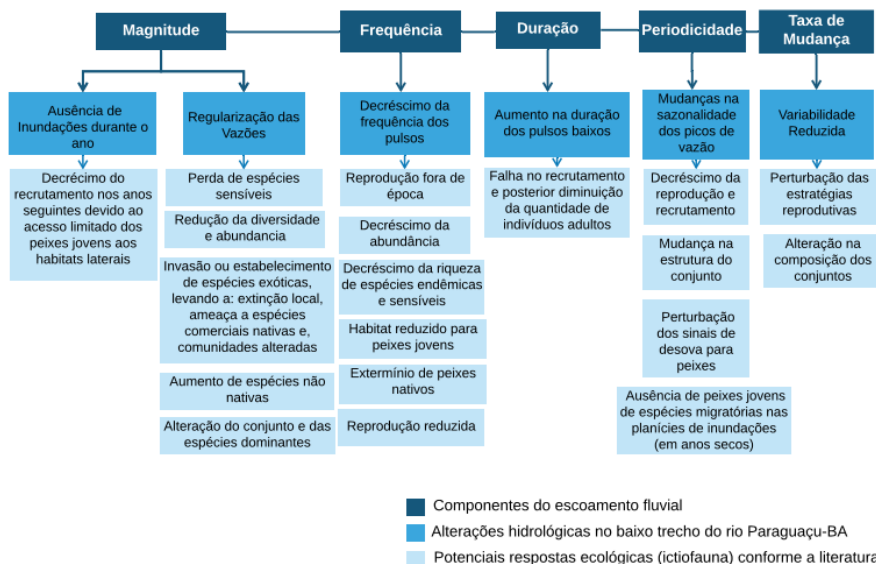
No Quadro 5 verifica-se que, no trecho à montante, as vazões mínimas, aconteceram, principalmente, no mês de agosto, já à jusante, esses eventos tenderam a acontecer em fevereiro. Já com relação às vazões máximas e inundações, há uma perda de padrão de ocorrência, uma vez que, no trecho à montante ocorreram entre dezembro e fevereiro, e no trecho sob influência da barragem, esses eventos foram verificados em janeiro e outubro, com ausência de pequenas enchentes entre 2005 e 2017.

Relações conceituais – rio Paraguaçu

A caracterização das alterações hidrológicas no baixo curso do rio Paraguaçu, através do software IHA, juntamente com as relações conceituais entre as alterações hidrológicas e as respostas ecológicas verificadas na literatura (Quadro 2) permitiram mapear

as potenciais respostas ecológicas da ictiofauna às alterações no regime de vazões da área de estudo, como verifica-se na Figura 5.

Figura 5- Relações conceituais entre alterações hidrológicas e respostas ecológicas no baixo trecho do rio Paraguaçu-BA.



Fonte: O autor (2020).

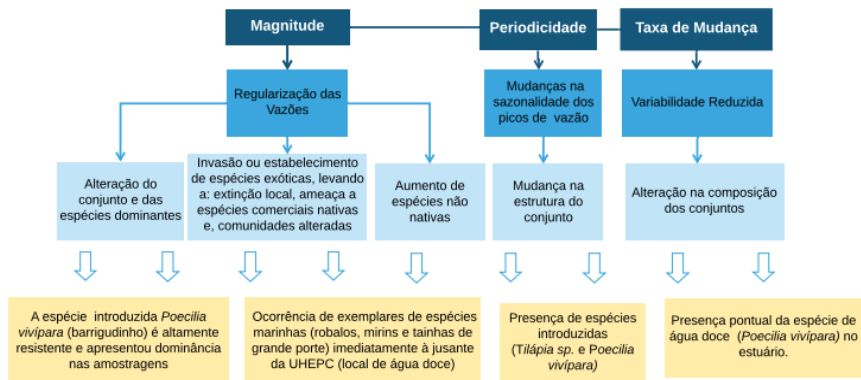
Das condições da ictiofauna apresentadas no relatório INEMA/UFBA (2013) (Quadro 3), destaca-se a presença de espécies introduzidas, entre elas a *Tilapia sp.*, de modo que, conforme a Figura 5, o estabelecimento de espécies exóticas e a dominância destas sob as nativas, são condições ligadas à regularização das vazões. Além dessas, a alteração dos conjuntos de espécies é vista como uma resposta ecológica tanto à magnitude (regularização), quanto às mudanças na sazonalidade dos eventos de cheia e seca (periodicidade) e na taxa de variação.

Tendo em vista que o baixo curso da bacia do Paraguaçu se trata de uma área de grande influência das marés, são observadas

presenças pontuais de espécies de água doce em locais próximos ao estuário e de espécies marinhas nas imediações da barragem Pedra do Cavalho, essas situações relacionam-se intimamente com a operação das vazões da UHEPC, sobretudo em relação à magnitude dessas.

O diagrama da Figura 6 relaciona as alterações hidrológicas observadas, as potenciais respostas da ictiofauna (conforme a literatura) e os aspectos ecológicos diagnosticados no estudo realizado pelo INEMA/UFBA (2013).

Figura 6- Relação entre as alterações hidrológicas e os aspectos da ictiofauna no baixo trecho do rio Paraguaçu-BA.

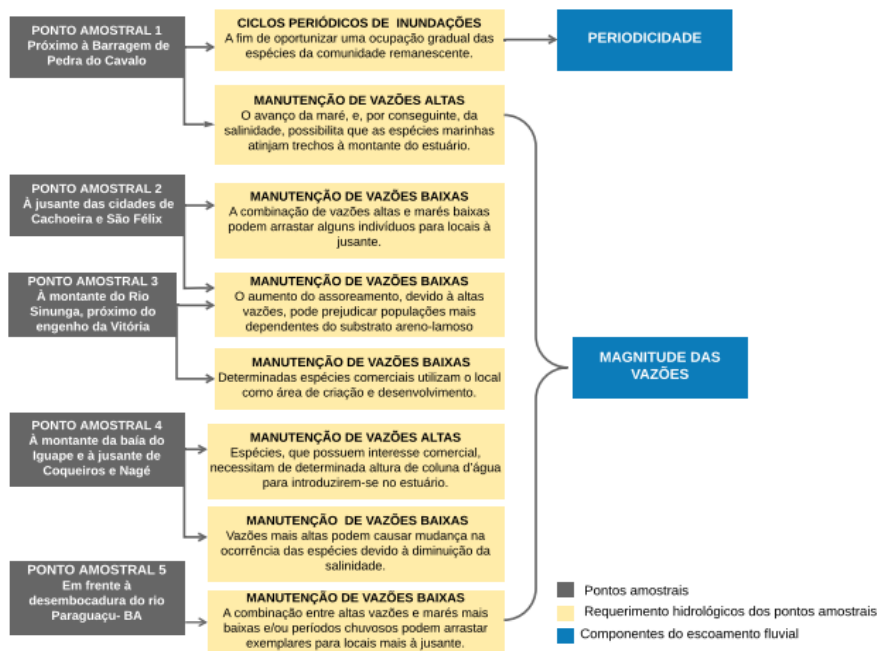


- Componentes do escoamento fluvial
- Alterações hidrológicas no baixo trecho do rio Paraguaçu-BA
- Potenciais respostas ecológicas (ictiofauna) conforme a literatura
- Aspectos da ictiofauna diagnosticados no baixo trecho do rio Paraguaçu-BA

Fonte: O autor (2020).

A área de estudo possui características diferentes no decorrer do curso, e conseqüentemente, demandas distintas entre si, essas diferenças são apontadas no diagnóstico da ictiofauna (Quadro 3) e nos requerimentos de vazão para cada ponto amostral, como apresentado na Figura 7.

Figura 7 - Requerimentos de vazão dos pontos amostrais e componentes escoamento fluvial no baixo trecho do rio Paraguaçu-BA.



Fonte: O autor (2020).

Na região imediatamente à montante do barramento, representado pelo PA 1, onde são verificados os impactos diretos do empreendimento, de acordo com INEMA/UFBA (2013), foi observada uma comunidade remanescente do período anterior à construção da barragem, dependentes dos períodos de cheia para que as lagoas marginais sejam inundadas e assim os indivíduos jovens permaneçam nas fases iniciais do ciclo de vida. Esse fato sinaliza a relevância da periodicidade das inundações para a integridade do ecossistema local.

Além disso, apesar do sub-trecho possuir uma baixa salinidade (Quadro 3), foram registradas no relatório INEMA/UFBA (2013) presenças pontuais de espécies marinhas, havendo assim, a necessidade de manutenção da magnitude das vazões altas,

tendo em vista que, vazões muito baixas proporcionam o avanço da maré, e assim, o aumento da salinidade do local, oportunizando o estabelecimento dessas espécies de água salgada em maior quantidade em locais à montante do estuário.

Nos locais onde há presença de intrusão salina, pontos amostrais 2 e 3, e de forma mais forte, nos pontos 4 e 5 (ver Figura 2), caso não seja desejável a mudança no sistema fluvio-estuarino estabelecido após anos de operação da Usina Hidrelétrica, é requerido um controle da magnitude das vazões altas, ou seja, que na operação não sejam liberadas grandes vazões mesmo em períodos chuvosos e de maré baixa. Esse controle é necessário a fim de evitar que a força da água arraste indivíduos para locais à jusante, assim como, provocar o carreamento de substrato, que afetaria populações dependentes dos sedimentos, e a diminuição da salinidade, prejudicando as espécies sensíveis à essa condição. Esse fato pode ser desejável pela população ribeirinha que tem atividade econômica embasada nessas espécies do estuário.

À montante da Baía do Iguape (Ponto Amostral 4), consta em INEMA/UFBA (2013) que foram encontrados uma grande quantidade de exemplares de grande porte e de importância comercial. Essas espécies demandam certa altura de coluna d'água para introduzirem-se no estuário. Assim, de forma geral, a magnitude se mostra como o componente do escoamento fluvial mais evidente para atender às demandas da ictiofauna no baixo curso do rio Paraguaçu, seja para manter as condições do habitat (quanto à salinidade e o substrato), seja para evitar o arraste de indivíduos para locais à montante ou à jusante.

A periodicidade dos eventos extremos destaca-se tanto na relação entre as potenciais respostas ecológicas e os aspectos diagnosticados da ictiofauna na área de estudo constante na literatura, quanto no requerimento de vazão da localidade mais afetada pelo barramento.

Considerações finais

O estudo de caso apresentou as relações potenciais entre alterações hidrológicas e respostas ecológicas. Sendo a regularização de vazões a maior alteração observada, tem-se como frequentes respostas da ictiofauna a essa modificação, conforme relatado na literatura consultada: a perda de espécies sensíveis, invasão de espécies exóticas, aumento de espécies não nativas e alteração do conjunto e das espécies dominantes. De fato, no diagnóstico da ictiofauna local foram verificados: a presença de espécies introduzidas (*Tilápia sp* e *Poecilia vivípara*), presença de espécies de água doce (*Poecilia vivípara*) no estuário, espécies marinhas (robalos e mirins) nos locais mais próximos ao barramento e a dominância da espécie introduzida *Poecilia vivípara*.

As relações conceituais entre alterações hidrológicas e respostas ecológicas levantadas nesse trabalho apontam que alterações na periodicidade e taxa de mudança impactam a reprodução das espécies de peixes e acarretam em mudanças no conjunto de espécies. Ambos aspectos foram observados no relatório da ictiofauna do baixo curso do rio Paraguaçu.

A área de estudo é influenciada por fluxos contrários, maré e água do rio, de forma que os requerimentos de vazão das espécies de peixes variam conforme a localidade. Nos trechos mais à montante, há indicação de demanda pela periodicidade das vazões mais altas para o estabelecimento das espécies remanescentes do período pré-barramento. Nos trechos à jusante, a componente de escoamento fluvial magnitude é a característica com maior indicação de ser requerida pelas espécies de peixes locais, uma vez que, mantém as condições de salinidade e evitam o arraste de indivíduos provocados pela interação vazões baixas/altas e a maré.

Logo, a magnitude das vazões assim como a periodicidade dos eventos extremos representam as características potencialmente

perceptíveis pela ictiofauna local, evidenciando a necessidade de estabelecimento do hidrograma ambiental para que as demandas das espécies sejam atendidas nas diferentes localidades do trecho. Cabe ressaltar que, não se trata de redução ou aumento da magnitude das vazões como um todo, mas sim, da manutenção da variabilidade destas em épocas específicas para o atendimento às diferentes necessidades do baixo trecho.

Com a pesquisa realizada verificou-se a necessidade de uma maior integração entre os estudos hidrológicos, hidráulicos e ecológicos, assim como, do monitoramento regular das variáveis envolvidas. Cabe ressaltar que a integração do estudo dos requerimentos ecológicos e das alterações hidrológicas pode ser aplicada a outras áreas de estudo com diferentes impactos e adotando outros grupos bióticos como indicadores de alteração do regime fluvial.

Referências

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. **Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries.** *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, 2008.

AGOSTINHO, A. A. et al. **Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment.** *Reviews in Fish biology and Fisheries*, v. 14, n. 1, p. 11-19, 2004.

BARRETO, I. D. et al. **Avaliação das alterações hidrológicas da bacia do rio São Francisco causadas pela construção da usina hidrelétrica de Sobradinho.** *Scientia Plena*, v. 13, n. 11, 2017.

BUNN, S. E. et al. **Ecological responses to altered flow regimes.** In: *Synthesis Report*. 2014. p. 62.

BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. **Environmental Management**, v. 30, n. 4, p. 492-507, 2002.

DECLARATION, Brisbane. **The Brisbane Declaration**: environmental flows are essential for freshwater ecosystem health and human well-being. In: 10th International River Symposium, Brisbane, Australia. 2007. p. 3-6.

FERNANDES, R. et al. Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 669-680, 2009.

IBGE. **Levantamento de Recursos Naturais**. Volume 24-suplemento-Folha SD.24 Salvador-Potencial dos Recursos Hídricos. v.24- Folha SD.24 Salvador, 1981.

INEMA/UFBA. **Relatório Intermediário 3 (RI3)**, referente ao Projeto Estudo do Regime de Vazões Ambientais a Jusante da UHE de Pedra do Cavalo – Baía de Iguape. Volume 3 - Aspectos Biológicos, Hidráulicos, Hidrológicos e Qualidade Das Águas. *Contrato n°012/09 entre INGÁ e UFBA*. Salvador-BA, 2013.

LAIZÉ, C. L. R. et al. Projected flow alteration and ecological risk for pan- European rivers. **River Research and Applications**, v. 30, n. 3, p. 299-314, 2014.

LESSA, G.C., DOMINGUEZ, J.M.L., BITTENCOURT, A.C.S.P., BRICHTA, A. The Tides and Tidal Circulation of Todos os Santos Bay, Northeast Brazil: a general characterization. In: ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS. **Anais** Vol. 73(2): 2001. 245-261 p.

POFF, H.L., ALLAN, D., BAIN, M.B., KARR, J.R., PRESTEGAARD, K.L., RICHTER, B.D., SPARKS, R.E., & STROMBERG, J.C., 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **Bioscience**, Washington DC, v. 47, n. 11. P. 769-784.

POFF, N. L.; ZIMMERMAN, J.K.H. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of

environmental flows. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 194-205, 2010.

RICHTER, B.D., BAUMGARTNER, J.V., POWELL, J. & BRAUN, D.P., A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology*, v. 10, n. 4, p. 1163-1174, 1996.

SABINO, A. A.; MINE, Miriam Rita Moro. Verificação do impacto de reservatórios de usinas hidrelétricas no regime hidrológico de bacias hidrográficas utilizando o software IHA. In: XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA, 2018, Buenos Aires. **Anais...** Buenos Aires – Argentina. 2018.

SANTOS, N. C. L. dos. **Sistemas de reservatórios em série: respostas ecológicas à fragmentação de habitat e alteração do regime de fluxo**. Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá. Disponível em: <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/handle/1/5106>. 2016.

SANTOS, V. C.; FONTES, A. S. Investigação das alterações hidrológicas e as possíveis respostas ecológicas no baixo trecho do rio Paraguaçu-Ba. In: XXII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS (FLORIANÓPOLIS-SC). **Anais...** Florianópolis: ABRH, 2017.

SANTOS, V. C. dos. **Estudo das potenciais respostas ecológicas às alterações hidrológicas ocorridas no baixo trecho do rio Paraguaçu-BA**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2018.

SOUZA, N. C. R. de; FONTES, A. S.; LUZ, L. D. da; PINHEIRO, S. M. C. Identificação do grau de impacto de barragens sobre o regime hidrológico em rios do semiárido: uma avaliação do método DHRAM. **RBRH [online]**. 2017, vol.22, e13. Epub Jan 30, 2017. ISSN 2318-0331. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011716093>.

ZALEWSKI, M.; JANAUER, G.A.; JOLANKAI, G. **Ecohydrology: a new paradigm for the sustainable use of aquatic resources**. *Ecohydrology. A New Paradigm for the Sustainable Use of Aquatic Resources*, 1997.

Cisternas rurais em Sapeaçu: configurações operacionais

*Paulo Romero Guimarães Serrano de Andrade
Leandro Fonseca Rosa*

Introdução

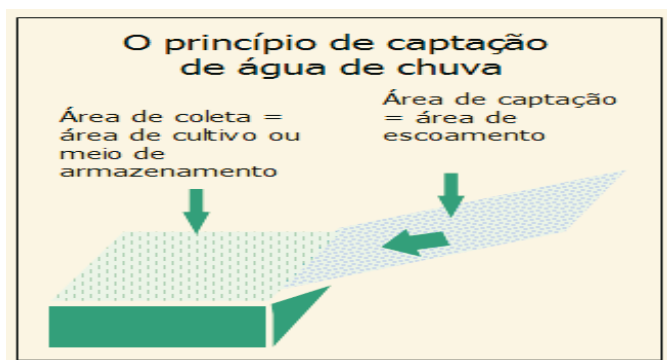
Técnicas de captação de água de chuva são usadas desde os primórdios da humanidade, em várias partes do mundo, com objetivos diversos, assegurando sua disponibilidade para tempos de escassez. O primeiro registro histórico dessa tecnologia foi verificado na antiga região de Moab, próximo a Israel, com a descoberta da “Pedra Moabita”, datada de 850 a.C., que contém uma inscrição onde o Rei Meshá, dos Moabitas, recomenda a construção em cada casa do seu povo de uma cisterna para armazenamento e aproveitamento da água de chuva (TOMAZ, 2009).

Na Califórnia (EUA), Alemanha e Japão são oferecidos financiamentos para a construção de cisternas para armazenamento de água de chuva. Hamburgo foi o primeiro estado alemão a implantar sistemas de aproveitamento de águas pluviais, iniciando em 1988, concedendo o Estado cerca de US\$ 1.500 até US\$ 2.000 para quem aproveitar a água da chuva, o que contribui na contenção de enchentes urbanas. A água é utilizada na irrigação de jardins, descargas em bacias sanitárias, máquinas de lavar roupas dentre outros usos não potáveis (TOMAZ, 2000).

Para Gnadlinger (2011), o aproveitamento de água de chuva é uma técnica muito antiga e popular em diversas partes do mundo, já em uso em áreas urbanas e, principalmente, em regiões áridas e semiáridas. De maneira geral, as tecnologias de captação e manejo de água de chuva permitem: interceptar e utilizar a água de chuva

no local onde ela cai no chão; facilitar que a água da chuva se infiltre no solo; ou captar a água do escoamento superficial de uma área específica, como telhados, pátios, chão, ruas e estradas (Figura 1), para depois ser armazenada em um reservatório para uso futuro, seja doméstico, agrícola, dessedentação de animais, tanto em áreas rurais como urbanas.

Figura 1 - O princípio de captação de água de chuva.



Fonte: adaptado de Gnadlinger (2011).

Os componentes principais de um sistema de aproveitamento da água da chuva são, além da área de captação (telhados ou superfícies impermeáveis no solo), calhas, as telas ou filtros para remoção de materiais grosseiros (folhas, gravetos, fuligem, etc.), as tubulações para a condução da água e um reservatório de armazenamento (Figura 2), segundo Anecchini (2005). Para Campos (2004), a área de captação é aquela onde ocorre toda a coleta da água pluvial é um ponto crítico para o dimensionamento correto do sistema, pois, a partir dela é que será determinada a água possível de ser captada e aproveitada.

Figura 2 - Componentes de sistemas de aproveitamento de água de chuva.



Fonte: Rosa (2015), adaptado de UNEP/Aneccchini (2005).

Gnadlinger (2011) considera que as tecnologias de captação e manejo de água de chuva não podem ser reduzidas às suas estruturas físicas e práticas, devendo-se considerar além dos aspectos técnicos, os aspectos ambientais, e até culturais e políticos, numa visão integrada. A água de chuva, como parte do ciclo hidrológico, é um bem a ser captado de telhados, do chão e do solo, armazenado e/ou infiltrado de forma segura, tratado conforme requerido pelo uso final, e utilizado em seu pleno potencial, substituindo ou suplementando outras fontes atualmente usadas, antes de ser finalmente descartado.

No Brasil, o primeiro sistema de aproveitamento da água de chuva foi construído na Ilha Fernando de Noronha/PE, pelo exército norte-americano, em 1943. Este sistema era formado por uma Placa Coletora de Água Pluvial, em concreto, nas dimensões de 50 m x 150 m, instalada no sopé do morro do Pico, possuindo dois reservatórios com capacidade de armazenamento de 1.500 m³. (GHANAYEM, 2001 apud PETERS, 2006). Mais recentemente, o aproveitamento de águas de chuva no Brasil tem sido praticado em maior escala na região Semiárida do Nordeste, devido ao problema de escassez

hídrica, agravado por frequentes secas, um fenômeno hidro climático recorrente na região.

No ano de 1993 (um ano de seca no Nordeste), agricultores familiares e suas entidades organizaram, no Estado da Paraíba, um movimento chamado “Articulação no Semiárido – ASA/PB”, resgatando e divulgando experiências nascidas do saber popular e as transformaram em referências para propor ao poder público um modelo diferente de política, na busca pela convivência do homem com o semiárido. Dessa iniciativa surgiu em 2003 o programa definido pela sigla “P1MC - Programa de Formação e Mobilização para a Convivência com o Semiárido: um Milhão de Cisternas”, adotado pelo Governo Federal, através do Programa Fome Zero, sob coordenação do então Ministério do Desenvolvimento Social – MDS.

No P1MC, definiu-se que as cisternas fossem construídas com placas pré-moldadas de concreto (conhecidas popularmente como cisternas de placas), adotando-se também cisternas produzidas em polietileno de alta densidade (PEAD), como se ilustra na Figura 3. Nos dois tipos, a capacidade de armazenamento é de 16 mil litros de água, o suficiente para atender uma família de 5 pessoas, por até seis meses, assegurando-se relativa disponibilidade hídrica em tempos de estiagem e de seca.

Figura 3 - (a) Cisternas de placas; (b) Cisterna de PEAD.



Fonte: Rosa e Andrade (2016).

Tanto iniciativas do Governo Federal, como dos Estados e Prefeituras, como de Organizações não Governamentais (ONG), ou de Organizações da Sociedade Civil (OSC), vem ampliando para as famílias da zona rural a oferta de água, inclusive para produção de alimentos e dessedentação animal, especialmente na região semiárida do Nordeste do Brasil. No Estado da Bahia, vários programas se desenvolvem nesse sentido, a exemplo do “Programa Água para Todos- PAT” onde, entre várias tecnologias sociais idealizadas para captação e armazenamento de água para consumo humano, a implantação de Cisternas de Placas de 16 mil litros merece destaque.

As cisternas, efetivamente, passaram a representar uma alternativa sustentável ao fornecimento de água para benefício de residentes na zona rural de diversos municípios baianos, como no caso do município de Sapeaçu que registrava em 2010 cerca de 8.510 residentes na sua zona rural (51,3% da sua população total), e 8.087 habitantes na zona urbana (representado 48,7% da população total), segundo dados do IBGE (2010).

De acordo com dados do Sistema de Informação da Atenção Básica (SIAB, 2015) do Ministério da Saúde, a situação de saneamento básico em Sapeaçu - BA já se mostrava preocupante, vez que a cobertura dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário atingiam 53,9% e 1,7% das famílias, respectivamente. Dados mais atuais do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento - SNIS (2018) registram índices de 81,27% para atendimento total de água no município e de 100 % de atendimento urbano de água, não sendo quantificados indicadores operacionais sobre o esgoto (índices de coleta e tratamento de esgotos, por exemplo), dado a inexistência da prestação desses serviços, seja pela concessionária estadual ou pela Prefeitura Municipal de Sapeaçu.

Na zona rural de Sapeaçu a situação do abastecimento de água e do esgotamento sanitário é precária, mesmo com algumas melhorias proporcionadas à qualidade de vida da população

especialmente pela expansão de infraestrutura hídrica com base no aproveitamento de água de chuva, via implantação de cisternas. Diante dessa realidade, o presente trabalho quantifica a chuva aproveitável, estima a disponibilidade hídrica de cisternas existentes nas localidades de Jenipapo, Cruz Alta e Km7, todas da zona rural do município de Sapeaçu, confrontando-a com as demandas de água para um possível consumo humano, como preparação de alimentos e higiene corporal. Com base em índices de confiança, confiabilidade volumétrica e eficiência, avalia-se a segurança hídrica para o atendimento dessas demandas.

Aproveitamento de chuva: tecnologias

As diferentes tecnologias empregadas em sistemas de aproveitamento de água da chuva, como por exemplo a barragem subterrânea, o barreiro trincheira, a cisterna calçadão, os tanques de pedra, cisternas de placas pré-moldadas ou de PEAD, refletem a evolução e o despertar da sociedade para a solução de problemas que se relacionam à escassez de água, até mesmo sua indisponibilidade, para usos essenciais à promoção do bem estar do ser humano.

No Brasil, um país banhado por extenso litoral, com rica hidrografia e grandes disponibilidades hídricas em algumas regiões, como na região amazônica, a falta de água ganha um significado dramático no semiárido do Nordeste, justificando-se a implantação das cisternas para o armazenamento de água da chuva, uma das alternativas que busca atender, adequadamente, às necessidades da população da sua zona rural.

Contudo, vale observar que a água destinada para consumo humano, seja para ingestão, preparação e produção de alimentos e para higiene pessoal, independentemente da sua origem, deve atender à Portaria de Consolidação nº 5, de 3 de outubro de 2017, do Ministério da Saúde (2017), especificamente as determinações do Art. 129 e do

Anexo XX, que tratam do controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Entre conceitos e definições constantes do Anexo XX, vale apontar o que se vincularia ao armazenamento e uso da água de cisternas, como se transcreve:

[...] Anexo XX, Art. 1º- Ficam definidos os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. (Origem: PRT MS/GM 2914/2011). Anexo XX, Art. 5 - Para os fins deste Anexo, são adotadas as seguintes definições (Origem: PRT MS/GM 2914/2011): VIII - solução alternativa individual de abastecimento de água para consumo humano: modalidade de abastecimento de água para consumo humano que atenda a domicílios residenciais com uma única família, incluindo seus agregados familiares (Origem: PRT MS/GM 2914/2011, Art. 5º, VIII); ..XVI - vigilância da qualidade da água para consumo humano: conjunto de ações adotadas regularmente pela autoridade de saúde pública para verificar o atendimento a este Anexo, considerados os aspectos socioambientais e a realidade local, para avaliar se a água consumida pela população apresenta risco à saúde humana; XVI - vigilância da qualidade da água para consumo humano: conjunto de ações adotadas regularmente pela autoridade de saúde pública para verificar o atendimento a este Anexo, considerados os aspectos socioambientais e a realidade local, para avaliar se a água consumida pela população apresenta risco à saúde humana (MINISTÉRIO DA SAÚDE. 2017, p. 209-210/473).

Como um dos principais desafios a serem superados, no que tange ao uso da água de cisternas, é a preocupação com a sua qualidade para o consumo humano. Essa questão passa a exigir dos órgãos federais, estaduais e municipais, que atuam neste segmento, a necessidade do enquadramento da água de chuva armazenada nas cisternas em suas políticas de tratamento, valendo referir:

[...] Anexo XX, Art. 12 - compete às Secretarias de Saúde dos Municípios executar as diretrizes de vigilância da qualidade da água para consumo humano definidas no âmbito nacional e estadual;

VIII - executar as diretrizes de vigilância da qualidade da água para consumo humano definidas no âmbito nacional e estadual; (Origem: PRT MS/GM, 2914/2011, Art. 12, VIII) (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2017, p. 211/473).

Face à necessidade de melhor esclarecimento de alguns aspectos técnicos e alteração de outros constantes da antiga Norma Brasileira ABNT NBR 15527:2007 (ABNT, 2007), a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) promoveu a sua revisão elaborando a ABNT NBR 15527:2019 – *Aproveitamento de água de chuva de coberturas para fins não potáveis - Requisitos* (ABNT, 2019). Essa nova norma apresenta modificações em relação à sua versão anterior (2007), por exemplo determinando a necessidade de pré-tratamento antes da reservação e, se necessário, tratamento da água por processos físicos e/ou químicos.

A NBR 15527:2019 inclui, logicamente, a área de captação (cobertura) como parte integrante do sistema de aproveitamento de água de chuva, com especial atenção à presença de possíveis fontes de contaminação e recomenda que o sistema deve ser dotado de soluções ou dispositivos que impeçam a entrada e proliferação de vetores, em especial mosquitos. Apresenta também conceitos, especificidades de sistemas hidráulicos, parâmetros de qualidade da água, mantidos da norma anterior os métodos de cálculo de volumes de reservatório, para o que é importante avaliar bem o volume de chuva aproveitável.

Volume de água de chuva aproveitável

Para efeito de cálculo, o volume de água de chuva que pode ser aproveitado não é o mesmo que o precipitado. O volume de água de chuva aproveitável depende do coeficiente de escoamento superficial da cobertura, bem como da eficiência do sistema, e pode ser dado pela Equação 1.

$$S = \frac{A C (P-I) \cdot \eta_e}{1000} \quad (1)$$

Onde, S: volume da chuva aproveitável (m³) no tempo; A: área de coleta (m²); C: coeficiente de escoamento superficial da cobertura (como se observa na Tabela 1); P: precipitação média (mm) no tempo; I: perdas de água (autolimpeza, água de descarte ou *first flush*, evaporação), η_e : fator de eficiência (ou fator de captação) do sistema devido a implementos colocados antes do reservatório, como filtros, peneiras, derivações do escoamento inicial, quando usados.

Tabela 1 - Coeficientes de escoamento superficial (médios).

Material	Coeficiente (C)
Telhas cerâmicas	0,8 a 0,9
Telhas esmaltadas	0,9 a 0,95
Telhas corrugadas de metal	0,8 a 0,9
Telha de cimento amianto	0,8 a 0,9
Telhas de plástico, PVC	0,9 a 0,95

Fonte: adaptado de Tomaz (2009).

Dimensionamento de reservatórios

Muitos dos métodos existentes para o dimensionamento de reservatórios consideram a demanda hídrica nos períodos de estiagem e a provável quantidade de água a ser captada (ANDRADE, 2012). Pela NBR 15527:2019 (antes também pela NBR 15527:2007) os métodos de dimensionamento de reservatórios de armazenamento de água de chuva estão definidos como: (i) Rippl (também chamado Método do Diagrama de Massas); (ii) Azevedo Neto (também chamado Método Brasileiro); (iii) Prático Alemão; (iv) Prático Inglês; (v) Prático Australiano; (vi) Simulação. Não se descreve neste trabalho as formulações matemáticas dos métodos aqui referidos, vez que

estão plenamente detalhadas na NBR 15527:2019, disponíveis para consulta no site da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT.

Amorim e Pereira (2008) apud Rupp et. al. (2011), testaram vários desses métodos e não chegaram a indicar qual o melhor para o dimensionamento de reservatórios de água pluvial. Dos recomendados na ABNT NBR 15527:2007, concluíram que os métodos Azevedo Neto e Prático Inglês resultam em reservatórios superdimensionados, assim como em diversas variações nos cálculos utilizando o método de Rippl; já os métodos Prático Alemão, Prático Australiano forneceram volumes de reservatório mais conservadores. Rosa e Andrade (2016) atestaram que o método da simulação é excelente para se calcular o volume de um reservatório para aproveitamento de água de chuva.

Água de chuva: qualidade

Os telhados podem conter diversos tipos de contaminantes que alteram negativamente a qualidade da água. São eles: fezes de pássaros, de pombos, ratos dentre outros animais, poeiras, folhas de árvores, tintas, etc. O contato da água com as fezes de animais pode acarretar em contaminação de ordem biológica, como bactérias e parasitas. Diante disso, faz-se necessário o descarte das primeiras chuvas, que realizam a lavagem dos telhados, o chamado de *First Flush*. Em regiões semiáridas, por exemplo, esse descarte deve ser minimizado, ou aproveitado para outros fins, tendo em vista a escassez de água. A NBR 15527:2019 sugere, contudo, considerar uma lâmina de 2 mm seja adotada para o descarte inicial (*first flush*).

Para os reservatórios, cuidados devem ser adotados para evitar a entrada de luz, que favorece a proliferação de algas, a tampa de inspeção deverá ser hermeticamente fechada e a saída do extravasor deverá conter uma grade para evitar a entrada de pequenos animais.

Segurança hídrica: conceitos

Diante dos usos múltiplos do recurso natural água, há de se pensar com grande atenção sobre seu uso na qualidade de vida humana. O rebatimento da falta, escassez ou até mesmo problemas de acesso à água em determinadas regiões brasileiras, impacta nas condições socioeconômicas de muitas comunidades. Isso envolve a segurança hídrica que, segundo o Termo de Referência do Plano Nacional de Segurança Hídrica – TDR PNSH (ANA, 2014), associa-se à garantia da oferta de água para o abastecimento humano e para as atividades produtivas, de forma a que se possam enfrentar as secas e estiagens, ou qualquer desequilíbrio entre a oferta e a demanda de água que signifique restrição ao consumo e, conseqüentemente, ao desenvolvimento econômico e regional.

Segundo Pontes e Campos (2013), a partir das necessidades humanas, às quais servem as tecnologias de aproveitamento de água de chuva e as várias fontes de água, a segurança hídrica está associada ao tipo de recurso e a sua utilização, principalmente nas áreas rurais. Assim, para garantir segurança hídrica é recomendável que sejam contempladas as cinco linhas essenciais, que são:

a) Água de beber: não havendo distribuição de água por sistema público, o abastecimento na zona rural, preferencialmente, deve vir através de captação de água de chuva em cisternas, construídas próximas às residências, tendo-se a preocupação de avaliar se a água a ser consumida, possivelmente, pela população não apresente risco à saúde humana, obrigatório que é manter sempre o seu padrão de potabilidade para o consumo humano. A água mais preciosa é aquela que se bebe, por isso, o fornecimento de água de beber em caso de escassez, tem prioridade segundo a Lei Federal nº 9433/97 (BRASIL, 1997).

b) Água de uso doméstico: banho, cozinhar, lavar roupas e louças, dessedentação animal. As fontes podem ser familiar e/

ou comunitária e são fornecidas por tecnologias sociais: barreiro trincheira, poços, cacimbas, tanque de pedra etc.;

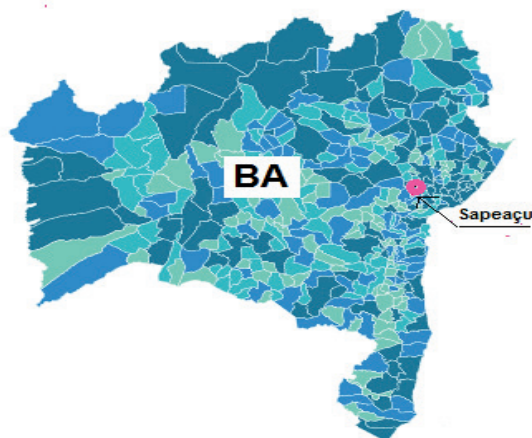
c) Água para agricultura: provinda através de barragens subterrâneas, irrigação de salvação (cisterna ou barreiro), captação em aterros barragens em estradas, para cultivo de variedades adaptadas às condições climáticas do semiárido;

d) Água de emergência: para os anos de estiagem prolongada, abastecida por poços profundos e pequenas barragens estrategicamente distribuídas.

Área estudada: características

O município de Sapeaçu localiza-se na região do Recôncavo da Bahia, entre as coordenadas geográficas 12° 43' 40" de Latitude Sul e 39° 10' 55" de Longitude Oeste, distando cerca 154 km da cidade de Salvador, capital do Estado (Figura 4). Sua população no último censo do IBGE, em 2010, era de 16.585 habitantes (estimada em 2018 para 17.387 habitantes), distribuída em uma extensão territorial de 117,209 km², com densidade demográfica (2010) de 141,50 hab./km².

Figura 4 - Localização do município de Sapeaçu no Estado da Bahia.



Fonte: adaptado de IBGE (2018).

O clima do município varia de seco a subúmido, com temperatura média anual em torno de 24,3 °C e período chuvoso abrangendo os meses de abril a agosto. Situando-se parcialmente numa região com resquícios da Mata Atlântica, o município de Sapeaçu, na sua parte oeste, vizinho do semiárido baiano, tem sérios problemas relacionados à ocorrência de secas, com chuvas anuais inferiores a 700 mm, sendo a maioria dos cursos d'água de regime intermitente. A economia do município está baseada no setor de serviços, industrial e agropecuário.

Em termos hidrográficos, a nível nacional, o município está localizado na chamada Região Hidrográfica Atlântico Leste. Segundo o Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado da Bahia- PERH-BA (BAHIA, 2004), integra duas Regiões de Planejamento e Gestão das Águas (RPGAs), apresentando cerca de 60% do seu território situado na RPGA Recôncavo Sul (RPGA IX) e cerca de 40% na RPGA Rio Paraguaçu (RPGA X), conforme se ilustra na Figura 5.

Figura 5 - Município de Sapeaçu (distinção das RPGAs).



Fonte: Adaptado do PERH (INEMA, 2012).

Condições do Saneamento Básico: dados do Sistema de Informação da Atenção Básica do Ministério da Saúde (SIAB/MS,

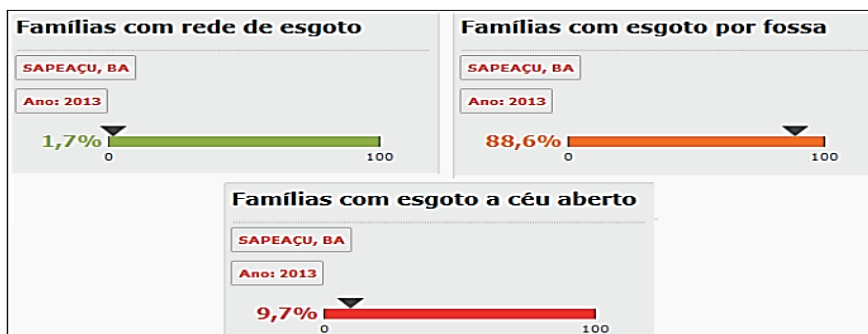
2015), em Sapeaçu o tratamento da água consumida pelas famílias se apresentava como indicado na Tabela 2. Já o esgotamento sanitário, bastante precário, se estimava conforme dados da Figura 6.

Tabela 2 - Condição do tratamento de água consumida de Sapeaçu (por número de famílias).

Município	Tratamento (água filtrada)	Tratamento (água fervida)	Tratamento (água clorada)	Água sem tratamento
29296 Sapeaçu	5.128	78	394	656

Fonte: Adaptado do Sistema de Informação da Atenção Básica - SIAB / Ministério da Saúde (Brasil, 2015).

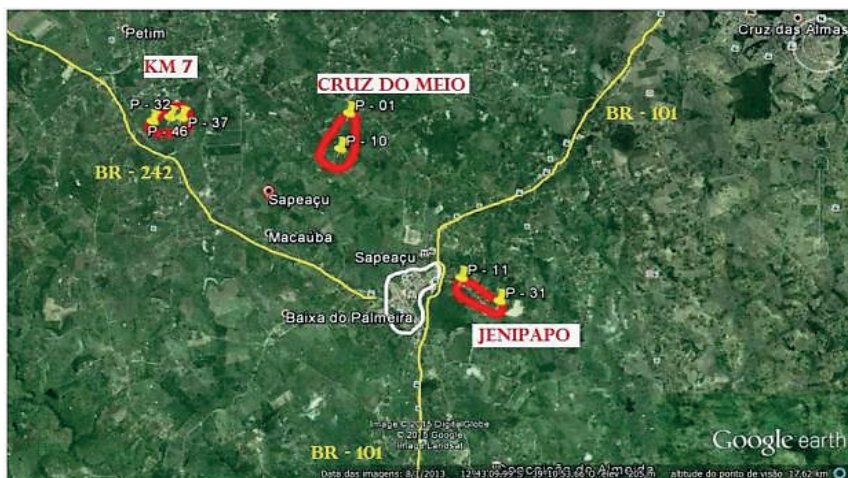
Figura 6: Esgotamento sanitário no município de Sapeaçu – BA.



Fonte: Ministério da Saúde – DATASUS: Situação de Saneamento (Brasil, 2015).

As três localidades rurais selecionadas – km 7, Cruz do Meio e Jenipapo, foram georreferenciadas, o que possibilitou, pela utilização de pontos de GPS coletados em campo, gerar resultados como o que se mostra na Figura 7, com base na ferramenta do Google Earth.

Figura 7 - Localidades selecionadas na Zona Rural de Sapeaçu – BA.

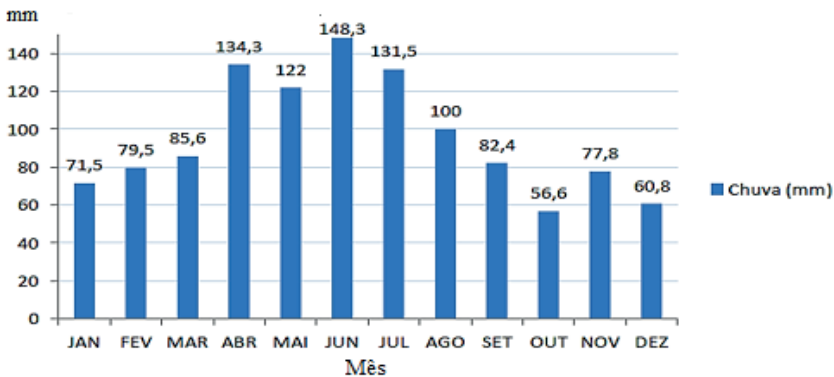


Fonte: Autores (adaptado do Google Earth, 2016).

Dados sobre o abastecimento e de usos da água das localidades rurais foram coletados em visitas de campo. A amostra de dados para as avaliações hidrológicas e de possibilidades do armazenamento de água de chuva constou de 46 moradias unifamiliares, que dispunham de cisternas. Para avaliação da segurança hídrica do abastecimento de água, com base nas cisternas, foram desenvolvidos os passos de cálculos (a), (b) e (c), como a seguir são descritos.

a) Avaliação do potencial de chuva acumulável na região, com base na análise de dados da pluviosidade mensal de Sapeaçu: foi selecionada a estação climatológica Cruz das Almas - BA, código 83222, período de observações diárias de 01/12/1995 a 31/12/2014, conforme Banco de Dados Pluviométricos (BDMET) do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET. A Figura 8 apresenta o hietograma de precipitação média mensal adotada no estudo. Neste passo da análise, verifica-se se a região tem chuvas em quantidade para prover água para o abastecimento das cisternas de 16 m^3 .

Figura 8 - Hietograma de precipitação média mensal em Sapeaçu-BA.



Fonte: Autores (2020).

b) Estimativas das demandas de água dos usos domésticos e sobre a chuva aproveitável, possível de ser armazenada. Nesta etapa balanços hídricos foram efetuados empregando-se o Método da Simulação, com vistas à verificação do reservatório de volume conhecido (cisterna de 16 m³, tipo mais presente na Zona Rural de Sapeaçu) e no seu desempenho quanto à garantia e a eficiência do sistema para o abastecimento de água, traduzindo-se em segurança hídrica.

Tendo por base estudos da ANA (2004) para populações rurais difusas, visto o atendimento das necessidades mínimas diárias de água, as demandas de consumo per capita adotadas foram de dessedentação humana = 2,5 L/dia, preparação de alimentos = 4,0 L/dia, asseio corporal = 28,5 L/dia, perfazendo uma demanda per capita total de 35 L/dia. Para verificar o reservatório, o volume de água de chuva aproveitável é dado pela Equação 1, aqui já descrita.

O Método da Simulação, segundo Tomaz (2009), é uma excelente maneira de se calcular o volume de um reservatório para aproveitamento de água de chuva, ou se trabalhar com um volume já conhecido, demonstrando-se pelo balanço hídrico se há superávit de água (overflow) ou déficit hídrico no atendimento das demandas,

a cada período de tempo. Para um determinado mês, aplicando-se a equação da continuidade a um reservatório finito, tem-se que o volume de água no reservatório, no tempo t , é dado pela Equação 2:

$$S(t) = Q(t) + S(t-1) - D(t) - PV(t) - L(t) \quad (2)$$

onde: $S(t)$ = volume de água no reservatório no tempo t ; $S(t-1)$ = volume de água no reservatório no tempo $t-1$; $Q(t)$ = volume de chuva no tempo t ; $D(t)$ = consumo ou demanda no tempo t (suposta constante); $PV(t)$ = perda por evaporação no tempo t ; $L(t)$ = outras perdas no tempo t (exemplo: vazamentos, sendo suposto no estudo $L=0$); V = volume fixado do reservatório; $Q(t) = C \times \text{precipitação da chuva } (t) \times \text{Área de captação}$. Tudo isso está sujeito à restrição: $0 \leq S(t) \leq V$.

Para avaliar o desempenho hídrico das cisternas, indicadores para reservatórios de abastecimento foram aplicados, como citados por TOMAZ (2009), sendo eles a confiança, a confiabilidade volumétrica e a eficiência do sistema. Uma falha (Fr) é a relação entre o número de meses (nr) que o reservatório não atende à demanda e o número total de meses (n) trabalhados, ou seja, uma falha (%), que é dada pela Equação 3:

$$Fr = (nr/n).100 \quad (3)$$

a confiança Rr (%), que a NBR 15527:2019 recomenda ficar entre 90% e 99%, representa a proporção do tempo em que o reservatório atende à demanda, que é dada pela Equação 4:

$$Rr = (1 - Fr).100 \quad (4)$$

já a confiabilidade volumétrica (Rv), conforme McMahon (1993) apud Tomaz (2009), é dada pela Equação 5:

$$Rv = 100. Vs/ Vd \quad (5)$$

onde, V_s = volume da água de chuva; V_d = volume da demanda. Já a eficiência do sistema (E_s) é dada pela Equação 6:

$$E_s = 100 (Q_t - O_v - V_{sup}) / Q_t \quad (6)$$

onde, E_s = eficiência do sistema (%), Q_t = chuva aproveitável (m^3), O_v = transbordamento ou *overflow* (m^3), V_{sup} = volume (m^3) do suprimento adicional, ou seja, um volume que pode advir do serviço público de abastecimento, de caminhão-pipa, ou outras fontes, para reforço.

c) Este passo de cálculo constou da obtenção de informações sobre o grau de satisfação dos moradores das comunidades e moradias beneficiadas por cisternas, considerando aspectos como: sociais; do abastecimento e consumo de água nas casas, das suas dimensões e tipos dos telhados; as demandas e usos da água; os tipos e volumes das cisternas; a existência de dispositivos de descarte da água de chuva inicial; forma de retirada da água, higienização, frequência e tratamento da água das cisternas; período de tempo em que a cisterna se mostra eficiente para atender as demandas. Foram levantadas, aleatoriamente, percepções focando o “Abastecimento e Demandas de Água x Aproveitamento de Água de Chuva” e sobre a “Captação da Água de Chuva / Uso de Cisternas”, tendo por base informações de Pineda (2013) que adaptou sugestões do Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) para colher a percepção dos beneficiários de cisternas de água de chuva no semiárido mineiro.

Resultados das simulações operacionais

Em relação às moradias selecionadas nas localidades Jenipapo, Cruz Alta e km7, todas têm telhados cobertos de telha cerâmica, contempladas com cisterna de placas ou cisternas de polietileno de alta densidade (na maioria), todas com volume de $16 m^3$. Todas as simulações realizadas consideram as precipitações médias mensais, com base em observações diárias da estação climatológica Cruz

das Almas – BA (código 83222), período de observações diárias de 01/12/1995 a 31/12/2014.

Para a menor área de captação encontrada, com 15,1 m² (informe de campo N^o 38, referido à localidade km7), resulta um volume armazenável máximo de 1,79 m³, cerca de 2 m³ (Tabela 3).

Tabela 3 - Volume de chuva aproveitável para área de captação mínima.

Mês 1995 - 2014	P Média Mensal (mm)	Área de Captação (m2)	C	Vol de Chuva Qt (m3)
Ago	100,0	15,1	0,80	1,21
Set	82,4	15,1	0,80	1,00
Out	56,6	15,1	0,80	0,68
Nov	77,8	15,1	0,80	0,94
Dez	60,8	15,1	0,80	0,73
Jan	71,5	15,1	0,80	0,86
FeV	79,5	15,1	0,80	0,96
Mar	85,6	15,1	0,80	1,03
Abr	134,3	15,1	0,80	1,62
Mai	122,0	15,1	0,80	1,47
Jun	148,3	15,1	0,80	1,79
Jul	131,5	15,1	0,80	1,59
SOMA	536,10			13,90

Fonte: Autores (2020).

Para uma área de captação média, calculada em 45 m², com média de habitantes igual a 4, o máximo volume de chuva aproveitável foi de 5,34 m³, cerca de 6 m³, conforme se apresenta na Tabela 4.

Tabela 4 - Volume de chuva aproveitável para área de captação média.

Mês 1995 - 2014	P Média Mensal (mm)	Área de Captação (m2)	C	Vo de Chuva Qt (m3)
Ago	100,0	45,0	0,80	3,60
Set	82,4	45,0	0,80	2,97
Out	56,6	45,0	0,80	2,04
Nov	77,8	45,0	0,80	2,80
Dez	60,8	45,0	0,80	2,19
Jan	71,5	45,0	0,80	2,57
FeV	79,5	45,0	0,80	2,86
Mar	85,6	45,0	0,80	3,08
Abr	134,3	45,0	0,80	4,83
Mai	122,0	45,0	0,80	4,39
Jun	148,3	45,0	0,80	5,34
Jul	131,5	45,0	0,80	4,73
SOMA	536,10			41,41

Fonte: Autores (2020).

Já para a área máxima de captação encontrada numa das moradias, que foi de 124 m^2 (informe de campo N° 35), o máximo volume mensal possível de ser armazenado pelo sistema de aproveitamento de água de chuva foi de $14,71 \text{ m}^3$, aproximadamente 15 m^3 .

Análise da segurança hídrica

Na análise da segurança hídrica dos sistemas de captação de água da chuva, testou-se todos os 46 sistemas individualmente, cada um com as suas diferentes características, tais como área de captação, volume mensal de chuva captável, demandas mensais de cada ambiente, variando conforme o número de habitantes existentes em cada domicílio. Foi observado o comportamento dos sistemas de captação de água da chuva por um período de 24 meses corridos, a fim de uma melhor percepção do desempenho destes.

Na aplicação do Método da Simulação, convencionou-se iniciar a operação do sistema considerando o máximo volume admissível pelo reservatório (cisterna), que é de 16 m^3 . São consideradas a média das áreas de captação de todos os domicílios, juntamente com a demanda mensal média fixa de $4,20 \text{ m}^3/\text{mês}$, para simplificação dos cálculos.

A área de captação média (A1) das moradias foi de 45 m^2 , enquanto a média de habitantes foi de aproximadamente 4. A Tabela 5 apresenta resultados dos sistemas de captação de água da chuva, para área de captação média.

Tabela 5 - Simulação do balanço hídrico para sistemas com área de captação média (A1).

Mês 1995 - 2014	Pmeda Mensal (mm)	Demanda Dt (m3)	Área Captação (m2)	C	Vol Chuva Qt (m3)	Vol. Reserv. VFixado (m3)	Vol. Reserv. S t-1 (m3)	Vol. Reserv. St (m3)	Overflow Ov (m3)	Suprimento Externo (m3)
Ago	100,0	4,20	45,0	0,80	3,60	16,00	16,00	15,40	0,00	0,00
Set	82,4	4,20	45,0	0,80	2,97	16,00	15,40	14,17	0,00	0,00
Out	56,6	4,20	45,0	0,80	2,04	16,00	14,17	12,00	0,00	0,00
Nov	77,8	4,20	45,0	0,80	2,80	16,00	12,00	10,60	0,00	0,00
Dez	60,8	4,20	45,0	0,80	2,19	16,00	10,60	8,59	0,00	0,00
Jan	71,5	4,20	45,0	0,80	2,57	16,00	8,59	6,97	0,00	0,00
FeV	79,5	4,20	45,0	0,80	2,86	16,00	6,97	5,63	0,00	0,00
Mar	85,6	4,20	45,0	0,80	3,08	16,00	5,63	4,51	0,00	0,00
Abr	134,3	4,20	45,0	0,80	4,83	16,00	4,51	5,15	0,00	0,00
Mai	122,0	4,20	45,0	0,80	4,39	16,00	5,15	5,34	0,00	0,00
Jun	148,3	4,20	45,0	0,80	5,34	16,00	5,34	6,48	0,00	0,00
Jul	131,5	4,20	45,0	0,80	4,73	16,00	6,48	7,01	0,00	0,00
Ago	100,0	4,20	45,0	0,80	3,60	16,00	7,01	6,41	0,00	0,00
Set	82,4	4,20	45,0	0,80	2,97	16,00	6,41	5,18	0,00	0,00
Out	56,6	4,20	45,0	0,80	2,04	16,00	5,18	3,01	0,00	0,00
Nov	77,8	4,20	45,0	0,80	2,80	16,00	3,01	1,62	0,00	0,00
Dez	60,8	4,20	45,0	0,80	2,19	16,00	1,62	-0,40	0,00	0,40
Jan	71,5	4,20	45,0	0,80	2,57	16,00	0,00	-1,63	0,00	1,63
FeV	79,5	4,20	45,0	0,80	2,86	16,00	0,00	-1,34	0,00	1,34
Mar	85,6	4,20	45,0	0,80	3,08	16,00	0,00	-1,12	0,00	1,12
Abr	134,3	4,20	45,0	0,80	4,83	16,00	0,00	0,63	0,00	0,00
Mai	122,0	4,20	45,0	0,80	4,39	16,00	0,63	0,83	0,00	0,00
Jun	148,3	4,20	45,0	0,80	5,34	16,00	0,83	1,97	0,00	0,00
Jul	131,5	4,20	45,0	0,80	4,73	16,00	1,97	2,50	0,00	0,00
SOMA	1.686,40	100,80			82,82				0,00	4,48

Fonte: Autores (2020).

A segurança hídrica média desses sistemas (tipo A1) está expressada pelos indicadores: Confiança = 83,4%, Confiabilidade volumétrica = 82,2% e Eficiência do Sistema = 94,6%. A média do grau de confiança de 83,4% não atende a recomendação estabelecida pela NBR 15527/2019, que estipula o mínimo de 90% e máximo de 99%, para considerar o sistema como confiável.

A residência de menor área de captação (tipo A2), com 15,1 m² de área de telhado e demanda mensal de 2,1 m³, apresentou a menor taxa em relação aos demais sistemas analisados, revelando uma confiança na segurança hídrica de 66,7% para os seus beneficiários, confiabilidade volumétrica de 55,1% e eficiência em seu sistema de 76,2%.

Já para moradia com a maior área de captação (tipo A3, com área de 124 m²), obteve-se um grau de confiança de 100,0%, com confiabilidade volumétrica de 226,4%, com eficiência do sistema (Es) de 44,2%.

A Tabela 6 apresenta os respectivos resultados da simulação. No caso onde se tem um baixo o valor de “Es” (Es= 44,2%), há grande volume de água de chuva não aproveitado (cerca de 127 m³), atribuindo-se isso à restrição do volume da cisterna, que só pode acumular 16 m³. Esses resultados garantem a segurança hídrica para sistemas com área de captação dessa ordem de grandeza.

Tabela 6 - Simulação do balanço hídrico para a área de captação máxima (tipo A3).

Mês 1995 - 2014	Pmedia Mensal (mm)	Demanda Dt (m ³)	Área Captação (m ²)	C	Vol Chuva Qt (m ³)	Vol. Reserv. VFixado (m ³)	Vol. Reserv. S t-1 (m ³)	Vol.Reserv. St (m ³)	Overflow Ov (m ³)	Suprimento Externo (m ³)
Ago	100,0	4,20	124,0	0,80	9,92	16,00	16,00	16,00	5,72	0,00
Set	82,4	4,20	124,0	0,80	8,17	16,00	16,00	16,00	3,97	0,00
Out	56,6	4,20	124,0	0,80	5,61	16,00	16,00	16,00	1,41	0,00
Nov	77,8	4,20	124,0	0,80	7,72	16,00	16,00	16,00	3,52	0,00
Dez	60,8	4,20	124,0	0,80	6,03	16,00	16,00	16,00	1,83	0,00
Jan	71,5	4,20	124,0	0,80	7,09	16,00	16,00	16,00	2,89	0,00
FeV	79,5	4,20	124,0	0,80	7,89	16,00	16,00	16,00	3,69	0,00
Mar	85,6	4,20	124,0	0,80	8,49	16,00	16,00	16,00	4,29	0,00
Abr	134,3	4,20	124,0	0,80	13,32	16,00	16,00	16,00	9,12	0,00
Mai	122,0	4,20	124,0	0,80	12,10	16,00	16,00	16,00	7,90	0,00
Jun	148,3	4,20	124,0	0,80	14,71	16,00	16,00	16,00	10,51	0,00
Jul	131,5	4,20	124,0	0,80	13,04	16,00	16,00	16,00	8,84	0,00
Ago	100,0	4,20	124,0	0,80	9,92	16,00	16,00	16,00	5,72	0,00
Set	82,4	4,20	124,0	0,80	8,17	16,00	16,00	16,00	3,97	0,00
Out	56,6	4,20	124,0	0,80	5,61	16,00	16,00	16,00	1,41	0,00
Nov	77,8	4,20	124,0	0,80	7,72	16,00	16,00	16,00	3,52	0,00
Dez	60,8	4,20	124,0	0,80	6,03	16,00	16,00	16,00	1,83	0,00
Jan	71,5	4,20	124,0	0,80	7,09	16,00	16,00	16,00	2,89	0,00
FeV	79,5	4,20	124,0	0,80	7,89	16,00	16,00	16,00	3,69	0,00
Mar	85,6	4,20	124,0	0,80	8,49	16,00	16,00	16,00	4,29	0,00
Abr	134,3	4,20	124,0	0,80	13,32	16,00	16,00	16,00	9,12	0,00
Mai	122,0	4,20	124,0	0,80	12,10	16,00	16,00	16,00	7,90	0,00
Jun	148,3	4,20	124,0	0,80	14,71	16,00	16,00	16,00	10,51	0,00
Jul	131,5	4,20	124,0	0,80	13,04	16,00	16,00	16,00	8,84	0,00
SOMA	1.686,40	100,80			228,22				127,42	0,00

Fonte: Autores (2020).

Testou-se ainda o sistema com área média de captação de 45m², sendo simulado para a pluviosidade do ano crítico (ano de 2012 na série de 1995-2014), obtendo-se resultados adversos, como apresentados na Tabela 7. Para o caso, os resultados apontam uma

confiança hídrica de apenas 30%, uma confiabilidade volumétrica de 52% e a menor eficiência hídrica do sistema, igual a 34,5%.

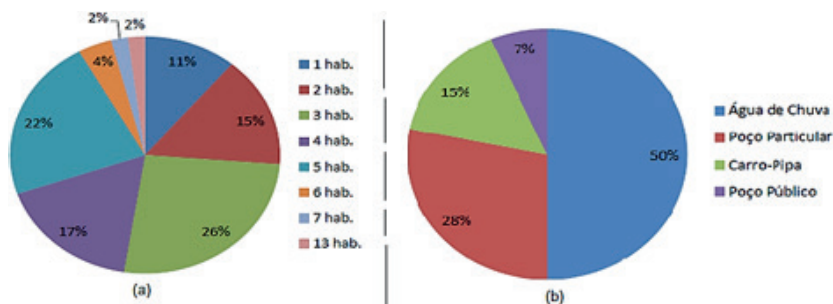
Tabela 7 - Média dos Sistemas em Operação Com Dados de Chuva do Ano Crítico.

Mês 1995 - 2014	Pmedia Mensal (mm)	Demanda Dt (m ³)	Área Captação (m ²)	C	Vol Chuva Qt (m ³)	Vol. Reserv. VFixado (m ³)	Vol. Reserv. S t-1 (m ³)	Vol.Reserv. St (m ³)	Overflow Ov (m ³)	Suprimento Externo (m ³)
Ago	135,3	4,20	45,0	0,80	4,87	16,00	16,00	16,00	0,67	0,00
Set	48,4	4,20	45,0	0,80	1,74	16,00	16,00	13,54	0,00	0,00
Out	32,5	4,20	45,0	0,80	1,17	16,00	13,54	10,51	0,00	0,00
Nov	51	4,20	45,0	0,80	1,84	16,00	10,51	8,15	0,00	0,00
Dez	11	4,20	45,0	0,80	0,40	16,00	8,15	4,34	0,00	0,00
Jan	33,4	4,20	45,0	0,80	1,20	16,00	4,34	1,35	0,00	0,00
FeV	53,4	4,20	45,0	0,80	1,92	16,00	1,35	-0,93	0,00	0,93
Mar	15,9	4,20	45,0	0,80	0,57	16,00	0,00	-3,63	0,00	3,63
Abr	53,6	4,20	45,0	0,80	1,93	16,00	0,00	-2,27	0,00	2,27
Mai	73,8	4,20	45,0	0,80	2,66	16,00	0,00	-1,54	0,00	1,54
Jun	115,1	4,20	45,0	0,80	4,14	16,00	0,00	-0,06	0,00	0,06
Jul	99,3	4,20	45,0	0,80	3,57	16,00	0,00	-0,63	0,00	0,63
Ago	135,3	4,20	45,0	0,80	4,87	16,00	0,00	0,67	0,00	0,00
Set	48,4	4,20	45,0	0,80	1,74	16,00	0,67	-1,79	0,00	1,79
Out	32,5	4,20	45,0	0,80	1,17	16,00	0,00	-3,03	0,00	3,03
Nov	51	4,20	45,0	0,80	1,84	16,00	0,00	-2,36	0,00	2,36
Dez	11	4,20	45,0	0,80	0,40	16,00	0,00	-3,80	0,00	3,80
Jan	33,4	4,20	45,0	0,80	1,20	16,00	0,00	-3,00	0,00	3,00
FeV	53,4	4,20	45,0	0,80	1,92	16,00	0,00	-2,28	0,00	2,28
Mar	15,9	4,20	45,0	0,80	0,57	16,00	0,00	-3,63	0,00	3,63
Abr	53,6	4,20	45,0	0,80	1,93	16,00	0,00	-2,27	0,00	2,27
Mai	73,8	4,20	45,0	0,80	2,66	16,00	0,00	-1,54	0,00	1,54
Jun	115,1	4,20	45,0	0,80	4,14	16,00	0,00	-0,06	0,00	0,06
Jul	99,3	4,20	45,0	0,80	3,57	16,00	0,00	-0,63	0,00	0,63
SOMA	1.064,50	100,80			52,03				0,67	33,44

Fonte: Autores (2020).

Quanto às percepções dos usuários de cisternas na área de estudo, elas estão comentadas e ilustradas na sequência. Por exemplo, a Figura 9(a) apresenta uma visão do número de habitantes por domicílio na área de estudo, e a Figura 9(b) apresenta os diferentes tipos de fontes de água utilizados pelos usuários.

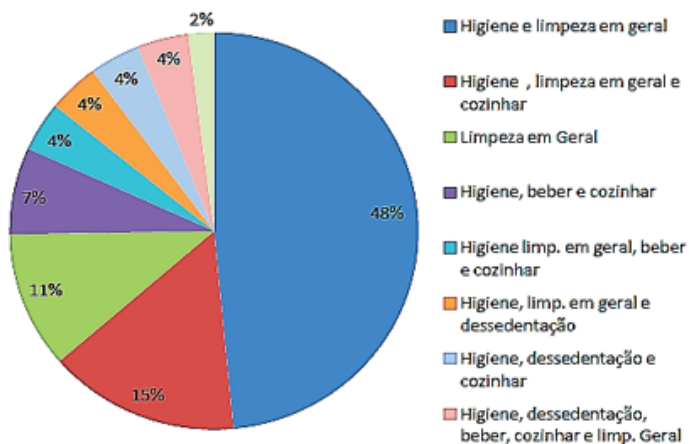
Figura 9 - (a) Número de habitantes por domicílio na Zona Rural de Sapeaçu – BA; (b) Fontes de abastecimento de água na Zona Rural de Sapeaçu – BA.



Fonte: Autores (2020).

Pela Figura 10 é possível observar que 48% dos beneficiados usa a água das cisternas para higiene e limpeza em geral; 15% a utilizam para higiene, limpeza e cozinhar; 11% só para limpeza em geral; 7% para higiene e beber, e o restante (19%) para outros usos de menor importância.

Figura 10 - Tipos de uso da água da chuva armazenada nas cisternas.

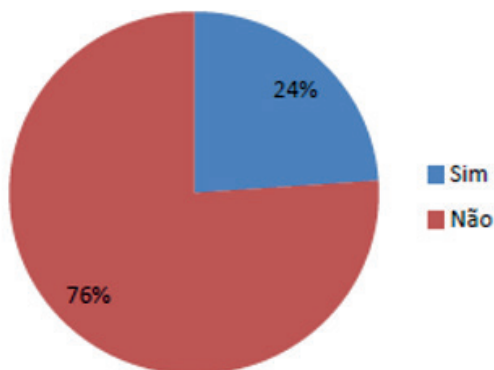


Fonte: Autores (2020).

A princípio a água existente nas cisternas de captação de água da chuva deveria ser proveniente apenas da chuva, mas se

observou também que há contribuições de outras fontes, como a água transportada através dos carros-pipa. De acordo com a Figura 11, 24% dos domicílios fazem a utilização constante (semanal ou mensal) do carro-pipa para abastecer a cisterna.

Figura 11 - Domicílios atendidos constantemente por Carro-Pipa.

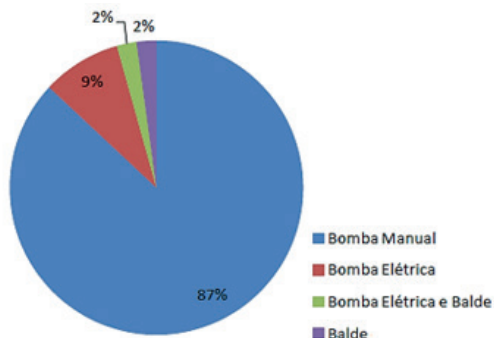


Fonte: Autores (2020).

Higienização e tratamento da água de cisternas: a quarta edição das Diretrizes para a Qualidade de Água Potável, publicada pela Organização Mundial de Saúde – OMS (2011) reconheceu a captação de água de chuva como uma fonte de água potável, sendo uma realidade para muitas famílias, mormente em regiões semiáridas. Portanto, orientações apropriadas sobre a captação, armazenamento e utilização são necessárias, para que água das cisternas conservem padrões de potabilidade, em conformidade com o disposto no Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5, de 28/09/2017.

A qualidade das águas armazenadas em cisternas pode ser comprometida pelo usuário ao introduzir recipiente contaminado para retirada dessa água. No presente estudo, como se apresenta na Figura 12, observou-se que em 87% dos domicílios levantados a retirada da água se dá por meio de bomba manual (aspeto que concorre para preservar a qualidade da água), seguido de bombas elétricas (9%) e o restante (4%) pelo uso de baldes e/ou vasilhas.

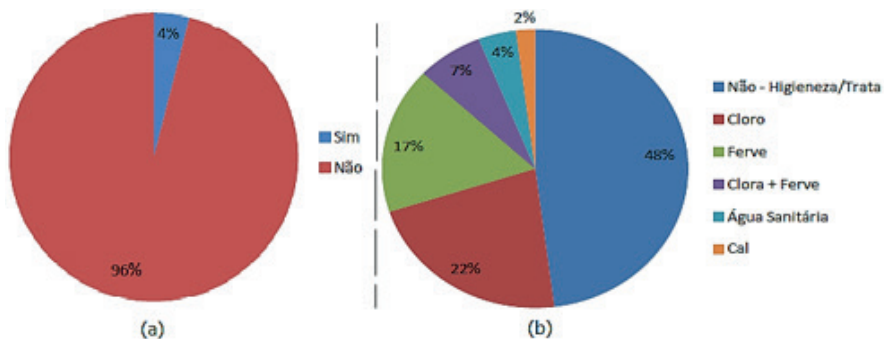
Figura 12- Sistema utilizado para coleta da água na cisterna.



Fonte: Autores (2020).

Quanto à higienização e tratamento da água das cisternas, a Figura 13(a) indica que em 96% das residências não há ações de higienização e tratamento promovidos pelo serviço de vigilância sanitária do município, que poderia auxiliar a população na promoção da saúde pública. Ainda, de acordo com a Figura 13 (b), observa-se que 96% dos beneficiários das cisternas se preocupam com a higienização e tratamento da água, para isso utilizando diversos produtos e procedimentos. Apenas 4% dos beneficiários não higienizam e nem tratam a água das cisternas.

Figura 13 – (a) Higienização e tratamento da água pela Vigilância Sanitária de Sapeaçu; (b) Higienização e tratamento pelo usuário das cisternas.



Fonte: Autores (2020).

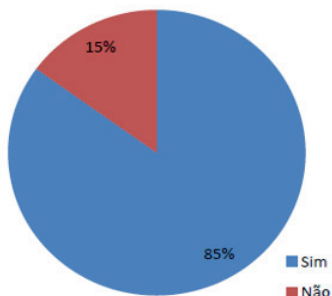
Nas residências onde se realiza a cloração da água, utilização de cal, cloro ou hipoclorito de sódio, este tipo de higienização e tratamento é feito geralmente a cada 15 dias. Já nas residências onde se realiza a fervura da água, o procedimento é realizado diariamente devido à utilização da água para beber ou cozinhar alimentos.

Os volumes iniciais de descarte das águas pluviais ou *first flush* são determinantes para remoção de poluentes em telhados. A Norma Brasileira NBR 15527/2019 recomenda o descarte de 2 mm da precipitação inicial quando for utilizado um dispositivo de descarte dessa primeira água de lavagem do telhado, que não deve ser utilizada para consumo humano, momento em que essa água lava o telhado, carreando poeira, folhas e pequenos insetos.

Para o descarte, podem ser usados dispositivos os mais diversos, como tubo condutor para fora da cisterna, registro de desvio, etc. Quando se observar que a água de chuva passa a ficar limpa, inicia-se o seu armazenamento na cisterna.

No trabalho, como se apresenta na Figura 14, constatou-se que em 85% dos domicílios há o descarte da primeira água de lavagem dos telhados, mesmo de forma empírica, não se praticando qualquer critério para medição quantitativa da vazão descartada. Nos demais domicílios levantados (15% das residências) não se realiza o descarte da água das primeiras chuvas.

Figura 14 - Domicílios que realizam o descarte da primeira chuva.



Fonte: Autores (2020).

Considerações finais

A escassez ou ausência constante de água potável vivenciada nesses últimos anos, tanto nos grandes centros urbanos quanto em pequenas localidades rurais do interior nordestino, como é o caso do município de Sapeaçu-BA, faz com que a sociedade, juntamente com o poder público, demonstre interesse em soluções alternativas para o abastecimento humano de água, capazes de suprir ou amenizar a necessidade dessa população afetada. Uma das soluções é a captação e manejo da água de chuva.

O trabalho demonstra, pela metodologia adotada, que as condições de precipitação do município de Sapeaçu, diante dos volumes de água de chuva acumuláveis, asseguram viabilidade no seu aproveitamento, favorecendo relativa segurança hídrica no atendimento de demandas dos usos domésticos (água de beber, água de preparação de alimentos e água para higiene pessoal).

Pelas análises de operação dos sistemas (cisternas de 16 m³), considerando um período de 24 meses, é possível concluir que: (i) para áreas de captação média (45 m²) são observadas falhas em 4 meses do período em estudo, havendo necessidade de 4,48 m³ de suprimento externo de água para a garantia da segurança hídrica nos 24 meses correntes; (ii) para área de captação mínima (15,1 m²): foram observadas falhas em 8 meses do período estudado, havendo necessidade do aporte de 6,61 m³ de suprimento externo de água para a garantia da segurança hídrica nos 24 meses correntes e ao final do período o reservatório seca; (iii) para área de captação máxima (124,0 m²), não há falha, havendo até transbordamento (*overflow*) em todos os meses do período e ao final do período o reservatório estaria cheio.

A análise mais apurada dos sistemas analisados, representada pela área de captação e demanda média (tipo A1), revela que não há

segurança hídrica para os sistemas de captação de água da chuva na zona rural de Sapeaçu com área de captação menor ou igual a 45 m². Para sistemas de aproveitamento de água de chuva que possam contar com áreas de telhado maiores, como se testou para área de captação de 120 m², o atendimento das demandas estaria garantido, ocorrendo até *overflow* nas cisternas.

Apesar da captação e utilização da água de chuva ser uma solução alternativa de abastecimento de água, ela está sujeita à vigilância da qualidade da água. Um fato preocupante revelado no estudo foi que 96% dos beneficiários de cisternas afirmaram que o órgão municipal de vigilância sanitária não realiza nenhum tipo de acompanhamento, higienização ou tratamento dos sistemas de aproveitamento de água de chuva na zona rural de Sapeaçu.

Diante desta situação, é importante destacar a utilização das denominadas barreiras sanitárias, necessárias para manutenção da qualidade da água armazenada na cisterna, combinando aspectos construtivos, equipamentos e métodos operacionais, que servem para controlar as condições ambientais e minimizar a ocorrência de contaminações, seja por microrganismos patogênicos ou outros organismos indesejáveis.

Portanto, podem ser consideradas como barreiras sanitárias: (i) a limpeza dos telhados e dos dutos antes das primeiras chuvas; (ii) a limpeza da cisterna, ao menos uma vez ao ano; (iii) o desvio das primeiras águas de cada evento de chuva; (iv) a utilização adequada de meios para retirada de água, e (v) o tratamento da água no seu ponto final de consumo nas residências.

Tomados os devidos cuidados com limpeza dos telhados, calhas e tubulações, de desinfecção da água armazenada, da garantia de dimensões mínimas para as áreas de captação, as cisternas rurais mostram-se eficientes para reduzir a “pobreza hídrica” nas localidades do município de Sapeaçu consideradas no presente estudo.

Referências

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Água de chuva** - aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis. 1ª ed. NBR 15527 – 2007.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Água de chuva** - Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis – Requisitos. 1ª ed. NBR 15527 – 2019.

ANNECCHINI, K. P. V. **Aproveitamento da água de chuva para fins não potáveis na região metropolitana de Vitória (ES)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2005. 124p.

ANDRADE, P. R. G. S. de. **Aproveitamento de Água de Chuva**: métodos de dimensionamento de reservatórios. Mini-Curso No. 30 - II RECONCITEC – Reunião Anual de Ciência, Tecnologia, Inovação e Cultura no Recôncavo da Bahia. UFRB. Outubro e 2012.

BAHIA. **Plano Estadual de Recursos Hídricos**. 2004. Disponível em: <<http://www.seia.ba.gov.br/instrumentos-de-planejamento-ambiental/plano-estadual-de-recursos-hidricos-perh>>. Acesso em: 10 de junho 2016.

BRASIL. Agência Nacional de Águas - ANA. **Estudo Técnico de Apoio ao PBHSF – N° 11 Programa de abastecimento da população rural da região semi-árida**. Brasília – Distrito Federal. 2004. 55p.

BRASIL Ministério do Meio Ambiente. **Lei Federal 9433**, 08.01.97 - Institui a Política e o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, in: Política Nacional de Recursos Hídricos, 2ª edição, Secretaria Nacional de Recursos Hídricos, Brasília, D. F., 1999. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm>. Acesso em: 20 de maio de 2016.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Sistema de Informação da Atenção Básica – SIAB**. 2015. Disponível em: <<http://www.tabnet.datasus>>.

gov.br/cgi/tabcgi.exe?siab/cnv/SIABCBA.def.> Acesso em: 20 de maio de 2016.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento - SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos-2018**.180p. Disponível em: http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2018/Diagnostico_AE2018.pdf. Acesso em: 20 de maio de 2019.

CAMPOS, M. A. S. **Aproveitamento de água pluvial em edifícios residências multifamiliares na cidade de São Carlos**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil – Universidade Federal de São Carlos, 2004.

GNADLINGER, J. **Captação de água de chuva**: Uma ferramenta para atendimento às populações rurais inseridas em localidades áridas e semiáridas. In. Recursos Hídricos em Regiões Áridas e Semiáridas / Instituto Nacional do Semiárido, Campina Grande, PB. 2011. p.325.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; **Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <[http https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/sapeacu/panorama](http://https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/sapeacu/panorama)>. Acesso em: 10 de Março de 2015.

OMS/UNICEF **Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation. Progress on Drinking Water and Sanitation**. New York: UNICEF and World Health Organization. 2012. Disponível em https://www.unwater.org/publication_categories/whounicef-joint-monitoring-programme-for-water-supply-sanitation-hygiene-jmp/ Acesso em: 15 de abril de 2020.

PETERS, M. R. **Potencialidade de usos de fontes alternativas de água para fins não potáveis em uma unidade residencial**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – UFSC, Florianópolis. 2006. 109 p.

PINEDA, G.Y. F. **Gestão comunitária para abastecimento de água em áreas rurais**: uma análise comparativa de experiências no Brasil

e na Nicarágua. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. 2013. 204p.

PONTES, E. T. M.; CAMPOS, H. L. **Segurança hídrica no semiárido brasileiro**: estudo de caso no vale do Pajeú. In. Anais do I Workshop Internacional sobre Água no Semiárido Brasileiro. Vol. I. Campina Grande. 2013.

ROSA, L. F.; ANDRADE, P. R. G. **Aproveitamento de água de chuva na zona rural de Sapeaçu-BA**: avaliação da segurança hídrica para usos domésticos. In. Anais do 10º Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água de Chuva. Belém. 2016. Disponível em: <<http://10sbcmac.ufpa.br/anais/>>. Acesso em: 20 de maio de 2019.

ROSA, L. F. **Captação e manejo de água de chuva na zona rural do município de Sapeaçu – BA**: avaliação da segurança hídrica para usos domésticos. Monografia (bacharelado) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas. Cruz das Almas–BA. 2015. 91p.

RUPP, R. F.; MUNARIM, U.; GHISI, E. **Comparação de métodos para dimensionamento de reservatórios de água pluvial**. Ambient. constr. vol.11 no.4 Porto Alegre. Out./Dez. 2011.

TOMAZ, P. **Aproveitamento de água de chuva em áreas urbanas para fins não potáveis**. São Paulo. 2009.

TOMAZ, P. **Previsão de consumo de água**. São Paulo, Navegar, 2000, 250 p.

Tratamento de água para comunidades rurais

*Selma Cristina da Silva
Sheyla Mayara Feitosa Lisboa
Alexia Palloma Araujo de Oliveira
Luciana Alencar Cerqueira*

Introdução

Segundo o IBGE (2015), a população brasileira é de 204.860.101 habitantes. Deste total, 15,28%, aproximadamente, 31 milhões de habitantes residem nas áreas rurais. Em função desse menor percentual de pessoas residindo nessas áreas e pela ocupação dispersa, há uma grande desigualdade entre o atendimento urbano e o rural com os serviços de abastecimento de água. Considerando o atendimento domiciliar, dos, aproximadamente, 68 milhões de domicílios existentes no país, 85,69% pertencem às áreas urbanas e possuem algum tipo de solução para abastecimento de água, enquanto na zona rural, o percentual é apenas de 14,31%, o que representa 9,7 milhões de domicílios com serviços de abastecimento de água.

Essa desigualdade de atendimento a populações rurais com serviços de saneamento e principalmente, com abastecimento de água, que é fundamental à manutenção da saúde e do bem-estar da população, já deveria estar solucionada, visto que a legislação vigente (Lei nº 11.445/2007, alterada pela Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020) garante o atendimento rural com tais serviços.

A Lei nº 14.026/2020 estabelece que os órgãos governamentais devem garantir meios adequados para o atendimento à população rural, mediante utilização de soluções compatíveis com suas

características econômicas e sociais peculiares. Isso visa promover e desenvolver ações de saneamento básico em áreas rurais, visando à universalização do acesso através de estratégias que garantam a equidade, a integralidade, a intersetorialidade, a sustentabilidade dos serviços implantados e a participação social (BRASIL, 2020).

Diante do exposto, para a escolha da tecnologia a ser implantada deve considerar os valores, costumes e hábitos da população para que o sistema aplicado garanta a eficiência e a eficácia do funcionamento e promova a melhoria da qualidade de vida da população. Nesse contexto, há um conjunto de tecnologias parcialmente apropriadas e, também, passíveis de adaptações, tornando-as mais simples à sua implantação. As ações de saneamento através de sistemas convencionais são mais indicadas para populações maiores, residentes em áreas urbanas, entretanto, em áreas rurais, fatores como a dispersão geográfica e as características da população inviabilizam a implantação de sistemas convencionais. Para suprir as necessidades das localidades, que não possuem atendimento ou são parcialmente atendidas pelo sistema convencional, devem ser implantadas soluções alternativas.

Em comunidades rurais e urbanas, as soluções alternativas de abastecimento humano não possuem obrigatoriedade de distribuição por rede e nem da responsabilidade do poder público, diferentemente dos sistemas convencionais (HELLER; PÁDUA, 2006). As motivações para adaptar soluções alternativas de abastecimento de água para consumo humano são diversas: inexistência/complementação de sistema de abastecimento de água, escassez hídrica, irregularidades pluviométricas, elevada evapotranspiração, redução no consumo de água potável, entre outras. As principais fontes de abastecimento de água no meio rural são os poços rasos e as nascentes (AMARAL *et al.*, 2003), coexistindo com formas alternativas de acesso à água como, cisternas, cacimbas e carros-pipa.

Neste trabalho são apresentados os percentuais de atendimento domiciliar com abastecimento de água nas zonas rurais do país e, também soluções alternativas para abastecimento e tratamento de água que podem ser implantadas nas zonas rurais. Além disso, são apresentados parte dos resultados preliminares de ensaios laboratoriais dos tratamentos (clarificação) de dois tipos de água, utilizando coagulantes metálicos e orgânicos. O objetivo desses ensaios laboratoriais foi de verificar se os coagulantes naturais teriam aplicabilidade para serem utilizados como primários no processo de clarificação dessas águas. Foi avaliada também, a associação entre o coagulante metálico (principal) e os coagulantes orgânicos sintéticos e naturais (auxiliares). Essa associação entre os coagulantes visou reduzir as dosagens do $Al_2(SO_4)_3$, uma vez que dosagens elevadas podem manter residual de alumínio (Al) na água tratada acima dos valores permissíveis e causar danos à saúde do consumidor.

Metodologia

O trabalho foi desenvolvido com base em revisão de literatura e de ensaios laboratoriais utilizando águas com características distintas: tipo I (de rio) - apresentava cor aparente muito elevada e turbidez muito baixa; tipo II (de lago, misturada com água de chuva) - cor aparente um pouco menor e turbidez um pouco maior comparadas com a do tipo I.

Os ensaios foram realizados no “Laboratório de Tratamento e Reuso de Águas (LABTARE)” do Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas da UFRB com a seguinte condição de teste: mistura rápida - 100 rpm em 30 segundos; mistura lenta - 40 rpm em 15 minutos e decantação em 30 minutos.

Para o processo de clarificação dos dois tipos de água foram utilizados: um coagulante metálico, o $Al_2(SO_4)_3$; coagulantes orgânicos sintéticos (taninos comerciais) e coagulantes naturais (*Moringa*

oleifera e quiabo). Para cada coagulante foram utilizadas diferentes dosagens de modo a observar a dosagem ótima. Em seguida, reduziu-se a dosagem do coagulante primário ($Al_2(SO_4)_3$) e variou as diferentes dosagens dos coagulantes auxiliares (orgânicos).

As dosagens de $Al_2(SO_4)_3$, quiabo em pó, tanino branco e moringa utilizadas como coagulantes primários para obtenção das dosagens ótimas para tratamento da água tipo 1 foram de: 90, 110, 120, 140, 150 e 170 mg/L e para a água tipo II de 70, 80, 90, 100, 110 e 120 mg/L. Porém, na água tipo II, foi utilizado o tanino escuro e não o tanino branco. Quando utilizados os coagulantes orgânicos como auxiliares da coagulação, para a água do tipo I, a dosagem de $Al_2(SO_4)_3$ foi de 140 mg/L e de quiabo em pó, tanino branco foram de 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0 e 2,0 mg/L e as de moringa de 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 3,0 e 5,0 mg/L. Para a água do tipo II, a dosagem de $Al_2(SO_4)_3$ foi de 140 mg/L e as de Tanino escuro, Moringa e Quiabo em pó foram de 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0 e 2,0 mg/L.

Soluções alternativas

As soluções alternativas para abastecimento de água podem ser: coletiva e individual. A Solução Alternativa Coletiva (SAC) é toda modalidade de abastecimento de água coletivo, incluindo entre outras: fonte, poço comunitário, distribuição por veículo transportador e instalações condominiais horizontais e verticais. Diferentes alternativas podem ser combinadas de acordo com o tipo de manancial (subterrâneo e superficial) e a forma em que a água será distribuída para a população (com ou sem o uso de rede de distribuição) (BRASIL, 2007). A inexistência de rede de distribuição se deve ao fato de o abastecimento ser particular (escolas, postos de gasolina), como também, comunitário (chafariz, veículo transportador). A existência da rede surge na necessidade de atender a vários domicílios (condomínio horizontal e vertical).

A Solução Alternativa Individual (SAI) é toda e qualquer solução alternativa de abastecimento de água que atenda a um único domicílio. Os tipos de captação a serem selecionados para sistemas unifamiliares como forma regular de abastecimento são: manancial superficial (nascentes, rios e lagoas) e subterrâneo (poço raso) (BRASIL, 2007). O aproveitamento de água de chuva é uma solução individual, porém deve se considerar como fonte de abastecimento complementar em localidades com condições climáticas desfavoráveis, ou seja, regiões com longas estiagens.

Embora existam soluções alternativas que são simples e de baixo custo, até 2015, apenas 14,31% dos domicílios rurais possuíam alguma forma de abastecimento de água. Destes, 4,94% eram atendidos por rede de distribuição, enquanto 9,37% por outras formas de abastecimento. Na área urbana, 85,69% dos domicílios eram atendidos, sendo 80,49% destes atendidos por rede de distribuição e apenas 5,2% por outras soluções (Tabela 1).

Tabela 1 - Abastecimento domiciliar de água no Brasil.

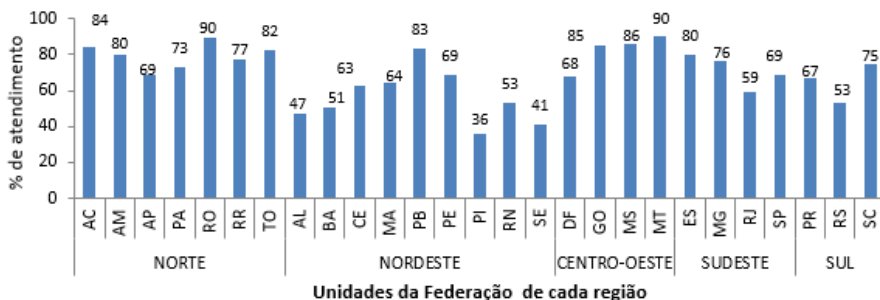
Área	Total de domicílios	Domicílios ligados à rede geral			Outras formas		
		Com canalização interna (%)	Sem canalização interna (%)	Total (%)	Com canalização interna (%)	Sem canalização interna (%)	Total (%)
Urbana	58.297.637	80,12	0,37	80,49	4,40	0,80	5,20
Rural	9.739.256	4,47	0,47	4,94	6,64	2,73	9,37
Total	68.036.893	84,60	0,84	85,44	11,04	3,52	14,52

Fonte: IBGE (2015).

Os percentuais de domicílios atendidos com abastecimento de água nas áreas rurais através de soluções alternativas, considerando todos os estados federados e o Distrito Federal, podem ser observados na Figura 1. Nota-se que nas regiões Centro-Oeste e Norte os percentuais de atendimento nos domicílios rurais com

soluções alternativas de abastecimento de água são os maiores do país, enquanto os percentuais da região Nordeste são os menores.

Figura 1 - Percentual de domicílios rurais com soluções alternativas de abastecimento de água por Regiões Geográficas e seus respectivos Estados.



Fonte: Adaptação de IBGE (2015).

No Brasil, na área urbana, o atendimento domiciliar por rede, poço ou nascente com canalização interna, em 2010 era de 97,1%, passando a 98,6% em 2017, com uso predominante por rede (93,8%). Logo, somente 6,2% eram atendidos por nascente ou poço com canalização interna. Na área rural, o atendimento por rede, poço ou nascente com canalização interna, em 2010 era de 64,8%, passando para 76,5%, em 2017. Nesse mesmo ano, a maioria dos domicílios da zona rural era atendida por poço ou nascente com canalização interna (43,1%) (BRASIL, 2019).

Em 2017 os percentuais de atendimento domiciliar urbano nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste eram de 99,8%, 99,6% e 99,4%, respectivamente, com predominância de atendimento por rede. Na região Norte, embora houvesse uma predominância de atendimento por rede com canalização interna, o atendimento por poço ou nascente com canalização interna, era de 25,0%. Nos domicílios rurais predominava o atendimento por poço ou nascente com canalização interna, sendo maior nas regiões Sudeste, Sul e Centro-Oeste. Na região Nordeste, o atendimento domiciliar por poço

ou nascente com canalização interna era menor e, sem canalização interna (35,9%) maior do que os das outras regiões (BRASIL, 2019).

Tecnologias de tratamento

A tecnologia de tratamento mais usual para tornar as águas superficiais apropriadas para o consumo humano utiliza o processo de filtração em meio granular. A filtração, para as águas superficiais e a desinfecção, para todas as águas (superficiais filtradas ou não e subterrâneas), são as etapas obrigatórias para tratamento de águas destinadas ao abastecimento humano (BRASIL, 2017). O processo de desinfecção da água é realizado geralmente com utilização de um produto químico, o cloro. Alternativamente a este pode ser utilizada a desinfecção solar da água (SODIS). Este processo é comumente utilizado para a desinfecção de pequenas quantidades de água em comunidades rurais. A desinfecção solar da água (SODIS) é uma solução de baixo custo e utiliza dois componentes da luz solar para desinfecção da água. Segundo Pinto e Hermes (2006) o SODIS com uso de garrafas PET tem aceitação de 84% dos usuários de países em desenvolvimento, como Colômbia, Bolívia, Indonésia, Tailândia e China, em função do baixo custo (US\$3,00 por ano para uma residência de 5 pessoas) e da não necessidade do uso de produtos químicos.

Para água subterrânea com elevado teor de sais, empregam-se processos de dessalinização da água. Em comunidades rurais pode ser usada uma simples destilação Solar natural, em caso de moradia unifamiliar (MARINHO *et al.*, 2012). Para vários domicílios são empregados processo avançado de dessalinização, por exemplo, a filtração em membranas de osmose reversa. Como o uso do processo avançado é oneroso e, requer mão-de-obra qualificada e as comunidades rurais não têm como pagar o custo, esse tipo de solução é implantado e mantido por um órgão público Estadual ou Municipal.

As tecnologias para tratamento de águas superficiais cuja filtração é realizada em meio granular podem ser: filtração rápida e filtração lenta. A escolha entre essas tecnologias se dá em função das características da água a ser tratada como: cor, turbidez, densidade de algas e, da vazão.

Para águas superficiais com elevada cor e/ou turbidez a tecnologia mais adequada é a do tratamento convencional ou de ciclo completo, que possui as seguintes etapas: coagulação, floculação, decantação/flotação, filtração e desinfecção. Essa tecnologia trabalha por filtração rápida e comumente usa coagulantes metálicos, pois se trata de um processo de tratamento físico-químico da água. Essa opção geralmente não é adotada para uma comunidade rural isoladamente.

Alternativamente ao tratamento convencional, a depender da qualidade da água bruta, pode-se suprimir algumas etapas como: a floculação/sedimentação, realizando a filtração direta (ascendente, descendente e dupla filtração). Essas alternativas possuem menor custo de implantação e manutenção. As tecnologias de filtração rápida podem ser utilizadas nas áreas rurais e permitem o uso de coagulantes orgânicos naturais (quiabo, semente de moringa e tanino) em substituição aos coagulantes metálicos (sais à base de ferro e alumínio). Esses, ao contrário dos coagulantes naturais, não são biodegradáveis e em concentrações inadequadas causam danos à saúde ambiental e humana. Outra opção alternativa ao tratamento convencional é a filtração lenta, que não utiliza coagulante durante o tratamento, pois se trata de um processo físico-biológico. A filtração lenta é mais utilizada em comunidades rurais.

Um resumo das tecnologias para de tratamento de água para abastecimento humano com e sem o uso de coagulantes podem ser observadas nos Quadros 1 e 2, respectivamente.

Quadro 1 - Soluções simplificadas de tratamento de água de abastecimento humano por de filtração rápida COM uso de coagulantes (naturais).

TECNOLOGIA	REQUISITO DE USO	VANTAGENS	DESVANTAGENS
Direta Ascendente (FDA)	<ul style="list-style-type: none"> Água com cor e turbidez relativamente baixas e que não apresentem variações bruscas de qualidade; Taxas máximas de filtração para filtros com fluxo descendente entre 120 m³/m².dia e 360 m³/m².dia a depender do número de camadas do meio filtrante; 	<ul style="list-style-type: none"> Pequeno número de unidades de tratamento; Baixo consumo de produtos químicos; Fácil operação e manutenção; Menor custo de implantação, operação e manutenção; Economia de recursos devido à simplicidade e variedade construtiva (concreto, fibra de vidro ou chapa metálica); Baixa geração de lodo; Boa remoção de impurezas e patógenos. Utiliza a camada suporte como floculador, com isso reduz a taxa de crescimento da perda de carga durante a filtração (ação de profundidade); Ao possibilitar descargas de fundo intermediárias com introdução de água na interface, assim, as carreiras de filtração tem maior duração; Menor quantidade de coagulante por m³ de água tratada; Possibilita a execução de descarga de fundo, resultando em eficiente método de remoção do material retido na camada suporte. 	<ul style="list-style-type: none"> Não é adequado para tratamento de água bruta com elevada turbidez e cor; Curto tempo de detenção (dificuldades de se tomar medidas corretivas); Problemas na qualidade da água tratada quando se utiliza unidades pré-fabricadas; Alta velocidade de filtração; Necessita de coagulantes; Insegurança sanitária com filtros recém-lavados. O meio filtrante pode fluidificar; Unidades mais profundas, logo requer maior quantidade de meio filtrante; Requer maior carga hidráulica; Maior quantidade de água na limpeza dos filtros.
Direta Descendente (FDD)	<ul style="list-style-type: none"> Taxas máximas de filtração para filtros com fluxo ascendente ≤ 120 m³/m².dia; Para grandes vazões a unidade deve possuir material filtrante mais grosso 	<ul style="list-style-type: none"> A redução da taxa de crescimento da perda de carga durante a filtração (ação de superfície) e carreiras de filtração com maiores durações pode ser parcialmente compensada com o emprego da camada dupla de antracito e areia; Segurança sanitária: impossibilidade de contaminação direta da água filtrada pela mistura com o volume final de água de lavagem que permanece no interior da câmara do filtro, além de permitir a adoção da operação segundo o princípio da taxa declinante e de maiores taxas de filtração. 	<ul style="list-style-type: none"> Necessita de coagulantes; Necessitam de lavagens frequentes; A qualidade da água é inferior nos primeiros minutos de funcionamento da unidade.
Dupla Filtração (DF)		<ul style="list-style-type: none"> Permite o tratamento de água com pior qualidade; Oferece mais segurança em relação às variações bruscas de qualidade da água bruta; Dispensa o descarte de água filtrada do filtro ascendente no início da carreira de filtração; Apresenta maior remoção global de microrganismos; Menor risco sanitário. 	<ul style="list-style-type: none"> Necessita de coagulantes; Requer maior área; Maiores custos de implantação, operação e manutenção que a FDA e FDD;

Fonte: Adaptação de NBR 12216/92 (ABNT, 1992), PROSAB (2003), Sabogal Paz (2007).

Quadro 2 - Soluções simplificadas para a potabilização das águas SEM o consumo de coagulantes

TECNOLOGIA	REQUISITO DE USO	PROCESSO DE TRATAMENTO	VANTAGENS	DESVANTAGENS
FILTRAÇÃO LENTA	<ul style="list-style-type: none"> Taxas máximas para filtros lentos $\leq 6 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$; Baixa turbidez ($< 10 \mu\text{T}$); Baixa cor elevada ($< 10 \mu\text{T}$); Pode tratar águas com turbidez entre 20 e 30 μT (associação de filtros). 	Físico-biológico (Clarificação)	<ul style="list-style-type: none"> Menor número de unidades de tratamento; Maior simplicidade e menores custos de operação e manutenção; Dispensa a utilização de energia elétrica e produtos químicos; Longa carreira de filtração (associação de pré-filtros); Eficiência na remoção de impurezas orgânicas e de patógenos; Oxidam compostos nitrogenados; Menor produção de resíduos; Não necessita de coagulantes; Produz pouco lodo. 	<ul style="list-style-type: none"> Requer grandes áreas; Alto custo de implantação; Fornecimento de água deve ser contínuo, para manter a camada biológica; Requer grande quantidade de material filtrante; Baixa velocidade de filtração; Não é eficiente para tratar águas com cor e turbidez elevadas; Dificuldade de remoção da matéria orgânica complexa.
- Com Pré-filtro de Pedregulho			<ul style="list-style-type: none"> Baixíssimo custo de instalação; Simplicidade de construção, manutenção e operação; Aumento da carreira de filtração do filtro lento; Atenuar os picos de turbidez e de cor; Reduz o teor de sólidos e alguns parâmetros de risco físico e microbiológico da água. 	<ul style="list-style-type: none"> A eficiência é limitada quando há somente este pré-tratamento; Quando requer bombeamento da água bruta, deve-se adapta-lo para eliminar o desperdício de água no pré-filtro.
- Filtração em Múltiplas Etapas (FIME)			<ul style="list-style-type: none"> Separação gradual das particuladas; Aumento da carreira de filtração do filtro lento; Baixo custo de instalação. 	<ul style="list-style-type: none"> A eficiência de remoção de impurezas depende das condições climáticas; A frequência de picos de turbidez reduz a carreira de filtração.
- Com Manta Sintética			<ul style="list-style-type: none"> Auxiliar de ação biológica (melhoria da qualidade da água); Reduz os custos da filtração lenta (aumenta a carreira de filtração); Uso de taxas de filtração mais elevadas; Maior resistência e durabilidade. 	<ul style="list-style-type: none"> A eficiência de remoção de impurezas depende das condições climáticas e da velocidade de entrada; Dificuldade de escolha (grande variedade); Depende das características da água bruta.
DESSALINIZAÇÃO	Água do subsolo: salobra ou salgada	Avançado: Ex: Membranas de osmose reversa.	<ul style="list-style-type: none"> Separação de outras substâncias indesejáveis contidas na água e não apenas os sais nesta dissolvidos; Diminui consideravelmente a dependência de comunidades rurais por carros pipa, açudes e barreiros. 	<ul style="list-style-type: none"> Maior custo de tratamento; Produção de grande quantidade de água de rejeito (concentrado).
DESINFECÇÃO O SOLAR NATURAL (SODIS)	Água já filtrada com tempo de exposição da radiação solar mínimo de 5 horas com 50% de insolação ou 2 dias	Radiação solar (UV-A)	<ul style="list-style-type: none"> Não necessita de produtos químicos; Alternativa técnica e economicamente viável (garrafas PET); Eficiente para situações emergenciais (regiões tropicais); Simplificada construção, operação e manutenção; 	<ul style="list-style-type: none"> A eliminação de patógenos é mais demorada (clima); Águas contaminadas não são eficientemente desinfetadas (reprodução de microrganismos);

Fonte: Adaptação de NBR 12216/92 (ABNT, 1992), PROSAB (1999), PROSAB (2001), PROSAB (2003), ARAÚJO *et al.* (2005), Sabogal Paz (2007).

Coagulantes orgânicos

A remoção da turbidez das águas geralmente é realizada utilizando coagulantes inorgânicos (metálicos), a exemplo do $Al_2(SO_4)_3$, que é potencialmente danoso à saúde humana, podendo causar doenças, como de Alzheimer e câncer (SIMATE *et al.*, 2012), também gera um grande volume de lodo (CHOY *et al.*, 2014). Mesmo existindo esses problemas os coagulantes inorgânicos são muito utilizados nas Estações de Tratamento de Água - ETA para Abastecimento Humano, em função do seu baixo custo. Embora os custos dos polímeros (coagulantes orgânicos sintéticos) sejam maiores em relação aos coagulantes inorgânicos (VAZ *et al.*, 2010; TETTEH; RATHILAL, 2019) as menores dosagens requeridas proporcionam a redução dos custos, mantendo-os próximos aos dos coagulantes metálicos (VAZ *et al.*, 2010). Para comunidades rurais que demandam uma menor quantidade de água para consumo humano, podem ser empregados os coagulantes orgânicos naturais (quiabo, moringa, cacto, etc.).

Atualmente, os coagulantes orgânicos naturais mais utilizados para o tratamento de água são: a *Moringa oleífera*, a quitosana e o quiabo. No entanto, já existem pesquisas aplicadas à fabricação de coagulantes com diversos compostos naturais como: semente de *Prosopis juliflora*, *Cactus latifaria*, *Margaritarea discoidea*, Alginato de algas, *Jatropha curca* (LIMA JUNIOR; ABREU, 2018), *Opuntia ficus-indica* (cacto), *Plantago maior* também conhecido como bananeiras, pulgas (psyllium) ou tanchagem, extrato de sementes de castanha e bolota, *Phaseolus vulgaris* (semente de feijão-comum), quitosana, derivados de amido – o amido tem eficiência baixa de coagulação, mas quando modificado passa a ter boa eficiência na coagulação (OLADOJA, 2015) e, semente de Nirmali (CHOY *et al.*, 2014).

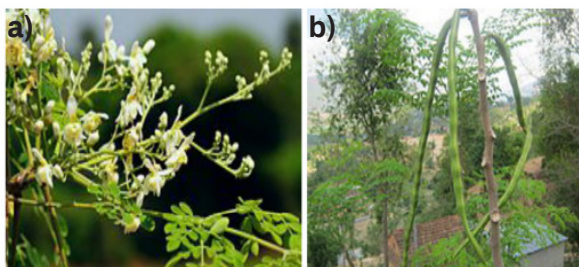
Os coagulantes naturais por possuírem grandes cadeias moleculares, podem transformar-se em catiônicos ou aniônicos

e, assim, aumentar a remoção de partículas coloidais da água bruta obtendo água tratada com melhor qualidade (VAZ *et al.*, 2010). Segundo esse mesmo autor o tratamento com biopolímero requer dosagens reduzidas e o gera um menor volume de lodo que é biodegradável e não tóxico, logo, pode ser adicionado à compostagem.

Moringa oleífera

A *Moringa oleífera* Lam, da família *Moringaceae* (Figura 2) é uma árvore tropical nativa do norte da Índia e pode ser encontrada atualmente em países tropicais de baixa altitude. A planta resiste a longos períodos de estiagem e se desenvolve tanto em solos pobres, quanto nas regiões áridas e semiáridas, embora seja próspera em solo preto argiloso bem drenado e ligeiramente ácido (FRIGHETTO *et al.*, 2007).

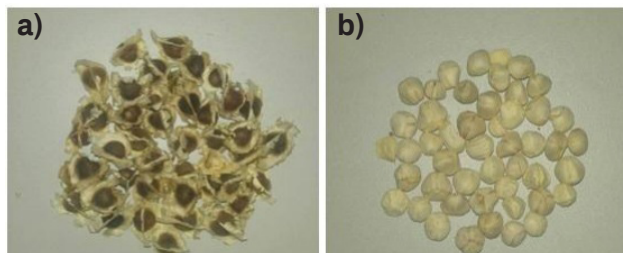
Figura 2 - a) Planta e b) vagem da *Moringa Oleífera*.



Fonte: Oladoja (2015).

As sementes dessa árvore (Figura 3) possuem propriedades coagulantes e bactericidas, sem restrições toxicológicas para humanos e animais. Além disso, não requerem ajustes de pH e de alcalinidade, não causam problemas de corrosão, não modificam o sabor, possuem baixo custo e produzem baixo volume de lodo (VAZ *et al.*, 2010).

Figura 3 - Sementes de Moringa: a) com casca e b) sem casca.



Fonte: Marques e Abreu (2017).

Segundo Pinto e Hermes (2006) a *Moringa Oleífera* tem efeito biológico porque grande parte dos microrganismos fica fisicamente ligada às partículas em suspensão na água e é removida durante a decantação com o lodo. Além disso, os cotilédones da Moringa possuem uma substância antimicrobiana. Esses mesmos autores informam que quando o pó das sementes de *Moringa Oleífera* é adicionado à água com turbidez, as suas proteínas liberam cargas positivas atraindo as partículas que possuem cargas negativas e, até mesmo, partículas tóxicas presentes na água.

A solução coagulante preparada com o uso das sementes de *Moringa oleífera* pode ser extraída utilizando água destilada ou uma solução salina. Essa última tem maior durabilidade de armazenamento e proporciona melhor eficiência da proteína presente da *Moringa oleífera* que influencia na remoção de cor e turbidez.

A Moringa não garante que a água estará completamente isenta de patógenos e sim clarificada, então será necessário o processo de desinfecção para evitar risco à saúde do usuário (PINTO; HERMES, 2006).

A *Moringa oleífera* é usada tradicionalmente no tratamento de água para uso doméstico no Sudão e Indonésia, e, também, está apresentando resultados satisfatórios no tratamento de água em grande escala no Malawi (FOLKARD; SUTHERLAND, 2019), país situado no Sudeste da África.

Marques e Abreu (2017) observaram que a semente de *Moringa oleifera* tem eficiência para tratar água com baixa turbidez utilizando flotação e, em certas condições. Esse coagulante praticamente não alterou o pH da água e se mostrou eficaz para tratamento de águas com pH entre 6,0 e 7,7 com melhores resultados em pH 6,0.

Cordeiro et al. (2008) observaram que com o uso da *Moringa oleifera* no processo de coagulação de águas com alta cor e turbidez, o tempo de decantação acima de 30 minutos e o aumento do tempo de mistura rápida não alteraram expressivamente as suas remoções. Foram observadas remoção de cor e turbidez, variando de 80,7% a 85,8% e 87,0% a 91,7%, respectivamente. Isso considerando tempo de mistura rápida, lenta e de decantação de 2, 15 e 30 minutos, respectivamente. Franco et al. (2017) ressaltam que a eficiência do coagulante à base de *Moringa oleifera* está diretamente ligada ao tempo de armazenamento e ao método de preparo desta solução. Foram testados três métodos de preparação, variando as concentrações de 100, 200, 300, 400 e 500 mg/L. Esses autores observaram que quando a semente é triturada, peneirada, diluída e filtrada, obtém-se melhores resultados em relação a não filtrada e a eficiência máxima de remoção de turbidez é de 90,5%, com aumento significativo em águas com turbidez na faixa de 40 a 100 UNT.

Quiabo (Abelmoschus esculentum)

O quiabo é uma hortaliça de clima quente que se adapta bem ao clima tropical brasileiro, não exige solo de qualidade, mas sim que o pH esteja próximo ao neutro (SOUZA; LIMA, 1996). É benéfico, agrega maior segurança na produção de água de boa qualidade e, também gera renda para o produtor rural, pois o cultivo é feito usualmente nas pequenas propriedades, ou seja, é um dos produtos típicos da agricultura familiar (LIMA, 2007). É utilizado no tratamento de pequenas coleções de água na zona rural.

Na coagulação geralmente é utilizado como auxiliar no processo de floculação, melhorando a eficiência da sedimentação e conseqüentemente da filtração e desinfecção. Além disso, pode reduzir a dosagem do coagulante principal – metálico, sem afetar a eficiência do processo. Possui baixo custo, quando comparado a outros polímeros e por fazer parte da alimentação humana, não há riscos a saúde associada ao seu uso (LIMA, 2007). A solução pode ser preparada em água destilada ou em solução salina utilizando o pó seco, ou a baba (mucilagem). A solução de quiabo preparada com a solução de NaCl 1 M, se mostrou mais eficiente como coagulante primário para águas de turbidez entre 100 e 200 UNT, tendo melhores resultados na água de menor turbidez, obtendo dosagens ótimas de 40 mg/L e 60 mg/L, respectivamente (JONES; BRIDGEMAN, 2016).

Cameiro-Marra, Sad e Silva Batista (2019) observaram que, em água com pH 10, a dosagem ótima de 80 ml/L de sulfato de ferro (FeSO_4) reduziu a turbidez da água em 39% e ao adicionar o quiabo em pó, cuja solução foi preparada com água destilada, a eficiência aumentou para 88%. A utilização do pó do quiabo como auxiliar na coagulação a uma dosagem de 62 mg/L reduziu a dosagem de FeSO_4 de 110 mg/L para 80 mg/L.

Tanino

Taninos vegetais são compostos de unidades monoméricas flavonóides (polifenólicos) polimerizados, significativamente presente na *Acacia mearnsii de Wildemann*, ou acácia-negra, planta de origem australiana, utilizada no tratamento de águas no Brasil (MANGRICH *et al.*, 2014). Segundo os mesmos autores, a acácia-negra é cultivada no Brasil apenas no Estado do Rio Grande do Sul, onde a empresa TANAC S. A. possui mais de 30 mil hectares de área própria plantada.

Os taninos naturais são substâncias que possuem capacidade de associação e formação de complexos com proteínas e outras

macromoléculas e minerais, atuando como agentes coagulantes (TRUGILLHO et al., 1997). A extração do tanino ocorre por diversos solventes tais como água, acetona, etanol ou por soluções aquosas com alguns sais como sulfito de sódio, carbonato de sódio, entre outros. A afinidade é definida de acordo com as organizações moleculares espelhadas pelas classes (BRÍGIDA; ROSA, 2003). Eles podem ser aplicados como coagulantes em águas com ampla faixa de pH, variando de 4,5 a 8,0 (SKORONSKI et al., 2014).

Resultados laboratoriais preliminares

Nesse capítulo serão apresentados dados dos 2 (dois) tipos de água avaliados: tipo I (de rio) – água com cor aparente muito elevada e turbidez muito baixa; tipo II (de lago misturado com água de chuva) – água com cor aparente elevada, porém menor, e turbidez um pouco maior comparada com a do tipo I (Tabela 2). Como as águas possuem cor acima de 75 uC, devem passar pelo tratamento convencional (BRASIL, 2005).

Tabela 2 - Característica das águas brutas utilizada nos ensaios laboratoriais preliminares ao longo de um mês.

Parâmetro	ÁGUA TIPO I			ÁGUA TIPO II		
	Min	Max	Média ± Desv. pad.	Min	Max	Média ± Desv. pad.
pH	6,47	7,54	7,02±0,28	7,02	8,18	7,53±0,33
Temperatura (°C)*	21,83	24,90	23,26±1,33	21,80	23,90	22,72±0,50
Turbidez (uT)	1,83	3,94	3,04±0,61	8,81	16,60	13,66±2,76
Cor (uC)	103,00	138,00	121,36±11,86	59,20	112,00	76,88±12,04
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	36,10	51,32	45,72±4,35	56,40	92,72	70,55±22,88

*Temperatura utilizada nos ensaios.

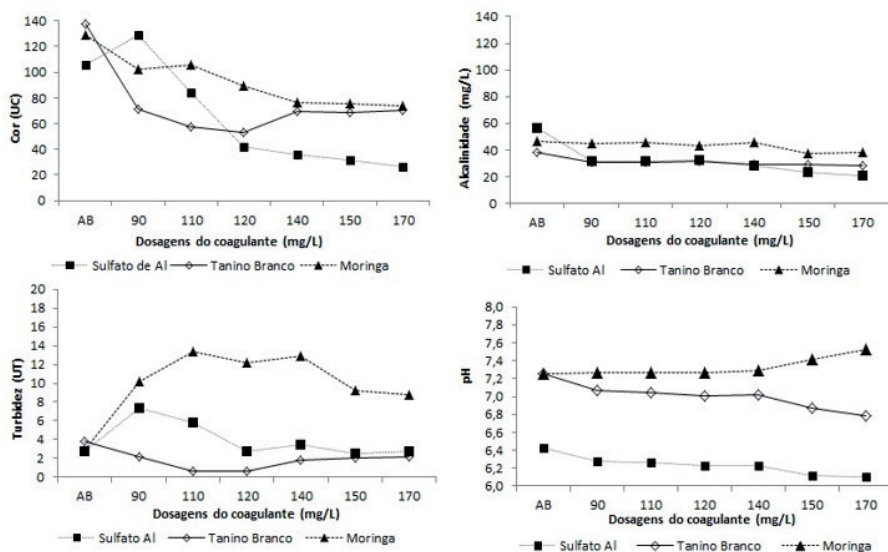
Fonte: Autores (2020).

Nota-se que em um mês houve uma grande variabilidade na cor dos dois tipos de água. Na água tipo II, a variabilidade da turbidez e da alcalinidade também foi alta (Tabela 2). Os dois tipos de água apresentam alcalinidade variando de média a alta

e conseqüentemente têm boa capacidade tamponante e, por esta razão, são menos susceptíveis a alterações no pH, visto que possuem alcalinidade > 24 mg CaCO₃/L (HELLER; PÁDUA, 2006).

Para a água do Tipo I, observa-se na Figura 4 que com o uso do Al₂(SO₄)₃ e da *Moringa Olifeira* as concentrações de cor da água foram inversamente proporcionais às dosagens de coagulantes aplicadas, obtendo dosagem ótima de 170 mg/L e 160 mg/L, respectivamente. O Al₂(SO₄)₃ promoveu um aumento da turbidez para dosagens entre 90 a 140 mg/L e reduziu para aquelas acima de 150 mg/L, enquanto a *Moringa* manteve a turbidez, aproximadamente, constante para dosagens acima de 150 mg/L. Com o uso do tanino branco, houve redução da cor e da turbidez e foi inversamente proporcional à dosagem aplicada, porém para dosagens acima de 120 mg/L, houve aumento da cor.

Figura 4 - Cor (a), Alcalinidade (b), Turbidez (c) e pH (d), em função das concentrações de Al₂(SO₄)₃, Tanino branco e *Moringa Olifeira* aplicadas como coagulantes orgânicos primários na clarificação da água Tipo I.



Fonte: Autores (2020).

Nota-se que o aumento das dosagens do $Al_2(SO_4)_3$ promoveu uma redução do pH da água clarificada, porém manteve-se na faixa ótima de coagulação do referido coagulante que, segundo Marques *et al.* (2017) é de 5,5 a 8,0. A redução do pH ocorre porque o coagulante metálico reage com a água produzindo íons de H^+ e reduzindo a alcalinidade do meio (RICHTER, 2011). Quanto maior a dosagem, maior a quantidade de H^+ liberado e menor o pH da água. O tanino comercial teve comportamento semelhante ao $Al_2(SO_4)_3$ e a *Moringa Olifeira*, mantendo-se aproximadamente constante até a dosagem de 140 mg/L. Acima dessa dosagem houve um aumento insignificante no pH da água clarificada com a *Moringa Olifeira* e redução dos pH das águas clarificadas com o Tanino Branco e o $Al_2(SO_4)_3$ (Figura 6.4).

A dosagem ótima do $Al_2(SO_4)_3$ foi alta porque águas com baixa turbidez é mais difícil de coagular e prevalece o mecanismo de varredura, cujo pH adequado se encontra entre 6 e 7 (LIMA, 2007). Observa-se que, mesmo com a dosagem elevada, o pH ainda se encontrava na faixa adequada em função da alcalinidade da água, o que dispensou o uso de alcalinizantes. Quando usando o coagulante orgânico comercial (tanino branco), a redução da alcalinidade foi menor, o que refletiu em menores reduções no pH da água clarificada. Com o uso do coagulante orgânico natural (*Moringa Olifeira*), o consumo da alcalinidade foi insignificante (Figura 4).

A Tabela 3 apresenta as características das águas clarificadas com os três coagulantes utilizados como primários em sua dosagem ótima.

Tabela 3 - Resultados obtidos (média±desv pad) em ensaios de *Jar test* com as dosagens ótimas – Água Tipo I.

	$Al_2(SO_4)_3$		Tanino Branco		Moringa	
	Água bruta	Água clarificada	Água bruta	Água clarificada	Água bruta	Água clarificada
Dosagens ótimas (mg/L)	0,00	170,00	0,00	120,00	0,00	160,00
Cor aparente (uC)	105,33±0,58	26,70±0,70	137,67±0,58	52,87±1,89	129,33±0,58	73,73±9,77
Turbidez (UNT)	2,75±0,19	2,77 ±0,05	3,79±0,16	0,63±0,12	2,83±1,59	6,74±2,08
Alcalinidade (mg $CaCO_3$ /L)	56,27±2,06	20,71±1,56	37,98±2,35	31,96±1,72	46,16±2,31	38,47±1,76
pH	6,42±0,15	6,11±0,02	7,25±0,06	7,01±0,01	7,25±0,11	7,42±0,01

Fonte: Autores (2020).

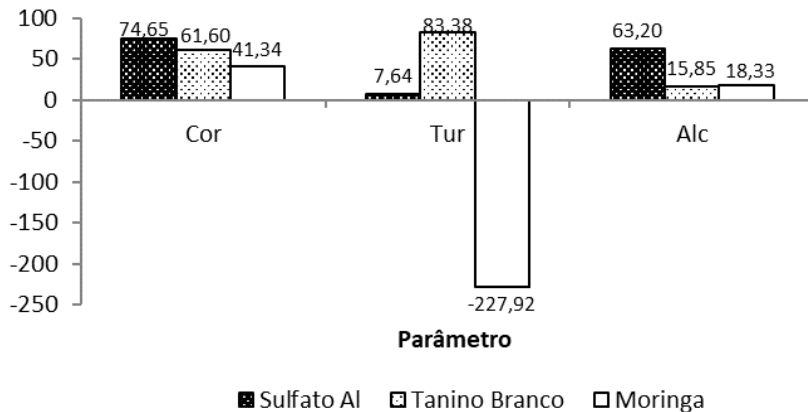
Nota-se que o $Al_2(SO_4)_3$, como coagulante principal, em sua dosagem ótima, atingiu uma concentração de cor de 26,70 uC (Tabela 3) próxima ao valor estabelecido pela NBR 12.216 (ABNT, 1992) para águas afluentes aos filtros, que é de 20 uC. As Companhias de saneamento têm observado que a cor aparente das águas efluentes aos decantadores variam de 25 a 40 uC (LEAL; LIBÂNIO 2002). Porém, o excedente tem sido removido pelos filtros que produzem águas com qualidade compatível ao consumo humano. Os coagulantes orgânicos, seja o comercial (Tanino branco) ou não, (*Moringa Olifeira*), seriam inadequados como coagulantes primários para tratamento de água cor muito elevada e baixa turbidez, uma vez que remoções de cor das águas clarificadas não foram satisfatórias (Tabela 3).

Em pesquisa realizada por Franco *et al.*, (2017), águas com pH 7,79, alcalinidade de 41 mg $CaCO_3$ /L, cor de 20,8 uC e turbidez de 20 UNT, a Moringa teve baixa eficiência, reduzindo-a à medida que se aumentavam as dosagens do coagulante. Estes mesmos autores também observaram que quando a turbidez era maior ou igual a 60 UNT as eficiências aumentavam significativamente. Foram testadas dosagens de 100 a 500 mg/L desse coagulante para águas com diferente turbidez (20, 40, 60, 80 e 100 UNT), obtendo-se uma dosagem ótima de 100 mg/L. Para essa dosagem as eficiências de

remoção de turbidez foram de: $54,5 \pm 6,7\%$ (20 UNT), $82,8 \pm 1,6\%$ (60 UNT) e $83,6 \pm 2,4\%$ (100 UNT).

A eficiência de remoção de cor usando o $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ como coagulante primário foi melhor (74,65%) e, o consumo da alcalinidade foi alto (63,20%) em função da elevada dosagem do coagulante (170 mg/L). O uso do tanino branco, em dosagem menor (120 mg/L) promoveu uma eficiência menor de cor (61,60%), porém a eficiência de remoção de turbidez foi bem superior ao do $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (83,38%) e o consumo de alcalinidade da água foi consideravelmente baixo (15,85%). Para esse tipo de água, com cor muito elevada, a *Moringa Olifeira* apresentou eficiência de remoção muito baixa para a cor e foi ineficiente para remoção de turbidez (Figura 5).

Figura 5 - Eficiências de remoção dos coagulantes utilizados no tratamento da água Tipo I.

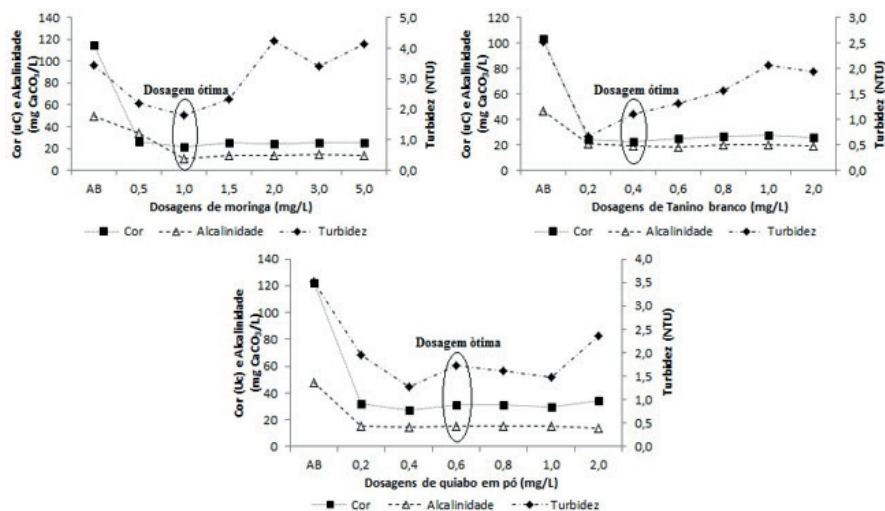


Fonte: Autores (2020).

Segundo Oladoja (2015) já foi comprovado o baixo desempenho da *Moringa Olifeira* no tratamento de água com baixa turbidez. Marques e Abreu (2017) observaram que a solução de *Moringa Olifeira* tem boa eficiência de remoção ao utilizar flotação alternativamente à sedimentação.

Como observado na Tabela 3, a dosagem de $Al_2(SO_4)_3$ foi muito elevada em relação às dosagens dos coagulantes orgânicos, porém, foi o único coagulante que conseguiu reduzir a cor ao nível aceitável para águas efluentes dos decantadores. Contudo, a dosagem obtida pode produzir concentrações residuais de alumínio superior ao limite estabelecido pela OMS, que Segundo Choy *et al.* (2014) é de 0,2 mg/L. Assim, os coagulantes orgânicos foram testados como auxiliares da coagulação utilizando uma dosagem menor de $Al_2(SO_4)_3$ (Figura 6).

Figura 6 - Concentrações de Alcalinidade, cor e turbidez para a dosagem ótima de $Al_2(SO_4)_3$ (140 mg/L) e diferentes dosagens de coagulantes auxiliares: a) Moringa, b) Tanino branco e c) Quiabo em pó – Água tipo I.

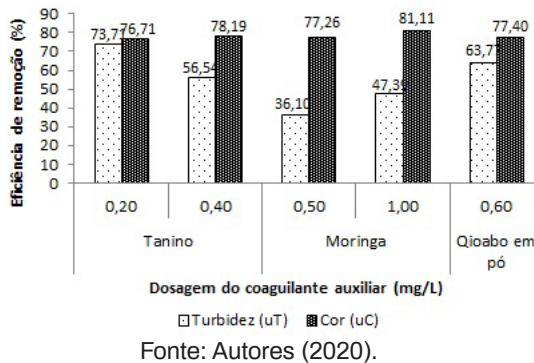


Fonte: Autores (2020).

Observa-se na Figura 6 que quando os coagulantes orgânicos são utilizados como auxiliares na coagulação, a dosagem de $Al_2(SO_4)_3$ reduz de 170 mg/L para 140 mg/L e aumenta a eficiência de remoção da cor e de turbidez (Figura 7). O uso do tanino branco como coagulante primário, é eficiente na remoção de turbidez, porém

quando usado em pequenas dosagens, como auxiliar na coagulação com o $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, melhora a eficiência de remoção de cor e reduz um pouco a de turbidez.

Figura 7 - Eficiências de remoção de cor e turbidez das melhores dosagens dos coagulantes orgânicos auxiliares da coagulação do $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ – Água tipo I.



Nota-se na Tabela 4 que uma dosagem de 0,2 mg/L de tanino branco como auxiliar na coagulação com $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, já é suficiente para produzir água com qualidade a ser encaminhada aos filtros, visto que a cor da água decantada seria de 24 uT e a turbidez de 0,66 uT. O aumento da dosagem para 0,4 mg/L proporcionaria melhoria insignificante da cor (22,53 uC) e a turbidez aumentaria para 1,1 mg/L, o que não seria vantagem, pois a cor obtida com a dosagem menor poderia ser tranquilamente removida pelo filtro.

Com o uso da *Moringa Olifeira*, a dosagem de 1,0 mg/L seria ideal uma vez que removeu maior concentração de cor da água. Porém, a dosagem de 0,5 mg/L poderia ser adotada, visto que a turbidez está menor que o limite exigido pela Portaria de consolidação n. 05/2017 (BRASIL, 2017) para água potável e a concentração remanescente de cor também poderia ser removida pelo filtro rápido. A solução preparada com o quiabo em pó apresentou uma eficiência menor com dosagem ótima de 0,6 mg/L (Tabela 4). Porém, para a remoção da turbidez, a referida solução se mostrou mais eficiente

que a *Moringa Olifeira* a uma dosagem menor (Tabela 4). Cameiro-Marra, Sad e Batista (2019) observaram, também, que o uso do quiabo em pó, como auxiliar na coagulação, aumenta a eficiência de remoção de turbidez e reduz a dosagem do coagulante primário.

Tabela 4 - Concentrações de cor e turbidez em água clarificada após 30 minutos de decantação para dosagem de $Al_2(SO_4)_3$ de 140 mg/L de e diferentes dosagens de coagulantes auxiliares – Água tipo I.

Dosagens (mg/L)	Tanino branco		Moringa			Quiabo em pó		
	AB	0,20	0,40	AB	0,50		1,00	AB
Ph	7,20±0,05	7,11±0,19	6,79±0,04	6,78±0,02	6,70±0,09	6,49±0,03	6,88±0,20	6,37±0,05
Temperatura (°C)	22,57±0,06	23,37±0,06	23,43±0,12	22,83±0,06	22,13±0,06	21,97±0,15	24,73±0,12	23,57±0,06
Turbidez (UNT)	2,52±0,23	0,66±0,40	1,10±0,14	3,45±0,15	2,21±0,39	1,82±0,29	3,52±0,34	1,28±0,61
Cor (uC)	103,33±0,58	24,07±1,80	22,53±0,60	114,33±3,79	26,00±3,31	21,60±3,08	122,00±1,00	27,57±1,50

*AB – Água bruta.

Fonte: Autores (2020).

Para água com maior turbidez, menor cor e maior alcalinidade - Tipo II, as dosagens dos coagulantes utilizados como primário: $Al_2(SO_4)_3$, tanino escuro e *Moringa Olifeira*, foram menores (Tabela 5) e a qualidade da água clarificada foi melhor em relação à Tipo I, cuja alcalinidade e turbidez eram menores e a cor maior.

Tabela 5 - Características das águas brutas e clarificadas com diferentes tipos de coagulantes - Água Tipo II.

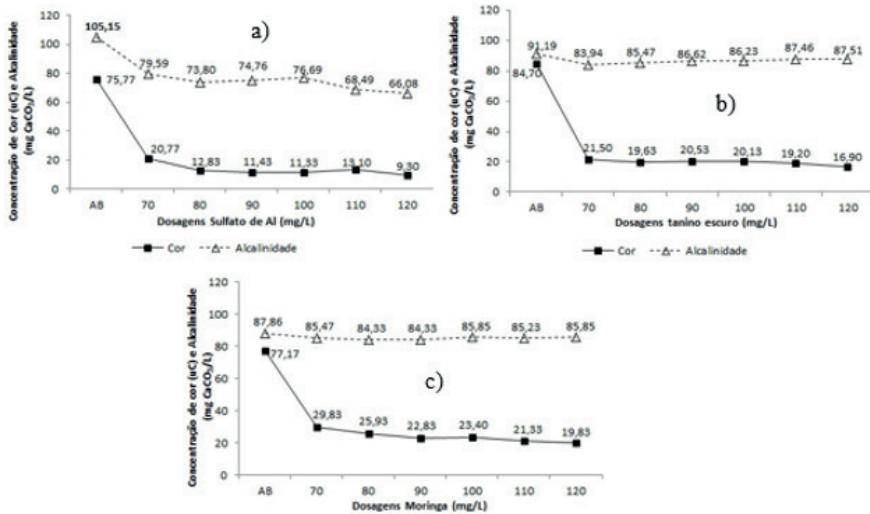
	$Al_2(SO_4)_3$		Tanino Escuro*		Moringa**	
	Água bruta	Tratada	Água bruta	Tratada	Água bruta	Tratada
Dosagem ótima coagulante (mg/L)	0,00	70,00	0,00	70,00	0,00	110,00
Temperatura (°C)	20,77±0,25	22,77± 0,21	22,67±0,15	22,30±0,00	22,13±0,15	22,27±0,06
Turbidez (UNT)	15,57±0,65	-	13,47±0,35	-	11,52±0,29	-
Cor aparente (uC)	75,77±1,90	20,77±3,56	84,70±23,75	21,50±0,26	77,17±1,99	21,33±2,15
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	105,15±0,84	79,59 ±1,45	84,71±1,14	83,94±2,38	91,19±1,75	86,23±1,75
pH	7,51±0,14	20,77±0,09	7,36±0,16	7,14±0,11	7,15±0,13	7,86±0,02

* Uma dosagem de 80 mg/L produziria água com cor de 19,63±3,44 uC; **uma dosagem de 120 mg/L produziria cor de 19,83±4,66 uC.

Fonte: Autores (2020).

Nota-se que usando o $Al_2(SO_4)_3$ ou o Tanino escuro, que é mais utilizado no tratamento de efluentes, a dosagem ótima foi de 70 mg/L, enquanto a da *Moringa Olifeira* foi de 110 mg/L (Tabela 5). Porém, foi observado (Figura 8) que uma dosagem de *Moringa Olifeira* de 90 mg/L já reduziria a cor para $22,83 \pm 3,65$ uC, o que seria aceitável, visto que a diferença entre as dosagens na remoção de cor foi insignificante.

Figura 8 - Concentrações de Cor e Alcalinidade nas águas clarificadas com os coagulantes: a) Sulfato de alumínio b) Tanino escuro e c) *Moringa* para diferentes dosagens – Água tipo II.



Fonte: Autores (2020).

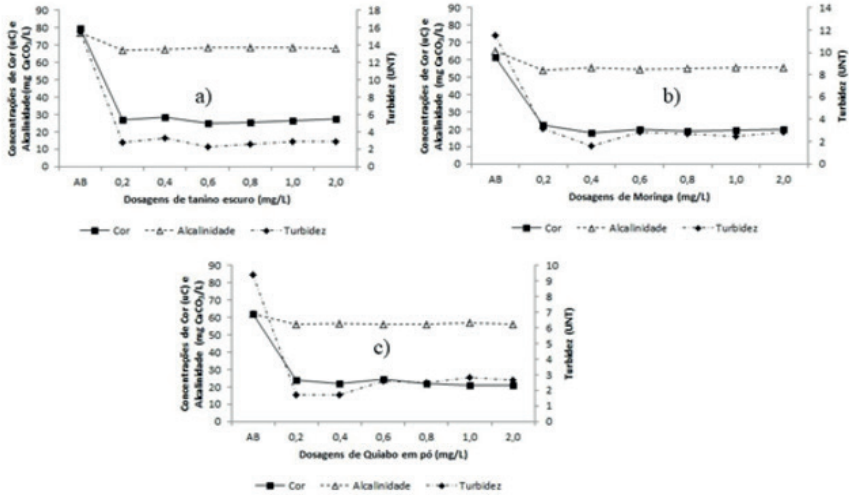
Uma dosagem de 120 mg/L, desse mesmo coagulante, produziria uma água com concentração de cor de $19,83 \pm 4,66$. Com o uso do Tanino escuro, a dosagem de 80 mg/L produziria água com cor de $19,63 \pm 3,44$ (Figura 8). Como a dosagem de 70 mg/L produziu água decantada com cor satisfatória, não justificaria o uso de uma dosagem mais alta, pois aumentaria o custo com a compra do coagulante.

Com o uso do $Al_2(SO_4)_3$, houve um maior consumo da alcalinidade da água que aumentou proporcionalmente à dosagem aplicada. O tanino escuro (coagulante comercial) consumiu uma menor alcalinidade da água, mantendo-a, aproximadamente, constante com o aumento das dosagens aplicadas. Isso já era esperado, porque os coagulantes a base de tanino não consomem alcalinidade significativa do meio (SKORONSKI *et al.*, 2014). O uso da *Moringa Olifeira* (coagulante natural) não promoveu praticamente nenhum consumo de alcalinidade, mantendo-o constante com o aumento das dosagens (Figura 8), como também observado por Diaz *et al.* (2014).

Para a água Tipo II, a *Moringa Olifeira* como coagulante auxiliar foi pouco mais eficiente que o tanino escuro na remoção de cor e de turbidez com uma dosagem menor, de 0,4 mg/L. Esse coagulante natural apresenta ótimo desempenho na clarificação de águas com elevada turbidez (FERIA DÍAZ; ROA; TORDECILLA, 2014). Embora a turbidez da água não fosse elevada, era muito maior do que a da água Tipo I. O quiabo com essa mesma dosagem apresentou eficiência de remoção levemente menor.

Ao usar os coagulantes orgânicos (tanino escuro e *Moringa Olifeira*) como auxiliares da coagulação, com uma menor dosagem de $Al_2(SO_4)_3$, de 60 mg/L, notou-se que há uma queda inicial da alcalinidade da água, independentemente do tipo de coagulante auxiliar, Isso ocorreu em função da adição do $Al_2(SO_4)_3$, que é um coagulante inorgânico e consome grande parte da alcalinidade da água. O comportamento dos três coagulantes auxiliares foi semelhante, ou seja, com o aumento da dosagem reduziu levemente o consumo da alcalinidade que permaneceu, aproximadamente, constante, independente da dosagem aplicada (Figura 9).

Figura 9 - Concentrações de Alcalinidade, cor e turbidez para dosagem $Al_2(SO_4)_3$ de 60 mg/L de e diferentes dosagens de coagulantes auxiliares: a) tanino escuro; b) Moringa e c) quiabo em pó – Água tipo II.



Fonte: Autores (2020).

O uso do tanino escuro (de uso comercial) com dosagem de 0,6 mg/L como auxiliar na coagulação com o $Al_2(SO_4)_3$, produziu água com cor semelhante àquelas que utilizaram os coagulantes *Moringa Olifeira* e quiabo (orgânicos naturais) com dosagem menores, de 0,2 mg/L e 0,4 mg/L, respectivamente (Tabela 6).

Tabela 6 - Concentrações da água decantada após 30 minutos utilizando 60 mg/L de $Al_2(SO_4)_3$ e diferentes concentrações de coagulantes orgânicos auxiliares – Água tipo II.

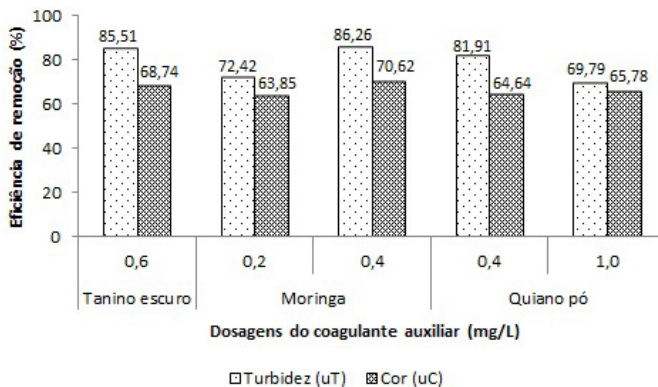
Dosagens (mg/L)	Tanino escuro		Moringa		Quiabo em pó			
	AB	0,6	AB	0,2	0,4	0,4		
pH	8,11±0,07	7,49±0,03	7,33±0,07	7,17±0,08	7,06±0,02	7,47±0,14	7,13±0,03	7,11±0,02
Temperatura (°C)	23,10±0,10	23,17±0,06	22,23±0,06	21,93±0,06	21,93±0,06	22,03±0,21	21,27±0,06	21,13±0,06
Turbidez (uT)	15,57±0,65	2,26±0,33	11,52±0,29	3,18±1,30	1,58±0,17	9,40±0,51	1,70±0,26	2,84±0,14
Cor (uC)	79,77±0,87	24,93±1,62	61,50±3,08	22,23±0,55	18,07±0,46	61,83±1,88	21,87±0,23	21,16±2,38

*AB – Água bruta.

Fonte: Autores (2020).

Nota-se que a eficiência de remoção de turbidez da água Tipo II (Figura 10) foi maior em relação à do Tipo I (Figura 7), em função da maior turbidez da água bruta.

Figura 10 - Eficiências de remoção de cor e turbidez para a dosagem de $Al_2(SO_4)_3$ de 60 mg/L, e diferentes dosagens de coagulantes auxiliares – Água tipo II.



Fonte: Autores (2020).

Considerações finais

Nas zonas rurais o suprimento de água é predominantemente realizado por poço ou nascente com canalização interna e os percentuais de atendimento domiciliar continuam bastante inferiores aos das zonas urbanas. O atendimento domiciliar com rede de abastecimento de água e outras formas, é apenas de 4,9% e 9,4% do total de domicílios, respectivamente, enquanto o urbano foi de 80,5% e 5,2%, respectivamente.

As águas provenientes das outras formas de abastecimento que são mais utilizadas na zona rural geralmente não são tratadas. Uma opção para a clarificação da água para suprimento das demandas da população das áreas rurais é a utilização de coagulantes naturais: semente de *Moringa oleífera*, quiabo, ou até mesmo o feijão que podem ser facilmente cultivados em sua propriedade a um

baixo custo. O lodo gerado pode ser facilmente disposto em solos cultiváveis por não ser tóxico. Esses coagulantes naturais podem ser facilmente utilizados pela própria comunidade para águas com elevada turbidez e cor de baixa a moderada, em dosagens baixas. O tanino, coagulante orgânico sintético, produzido ao nível comercial, por ser adquirido através de processos industriais, geralmente não é recomendado para o tratamento alternativo de água para consumo humano pelas próprias comunidades rurais, mesmo porque o custo de aquisição é muito elevado.

Os ensaios realizados com dois tipos de água mostraram que, para águas (Tipo I) com cor muito elevada (acima de 100 uC) e baixíssima turbidez (≤ 3 NUT), o uso dos coagulantes naturais (*Moringa oleífera* e quiabo) não foram eficazes como coagulante primário, visto que eles não produziram água com cor adequada a ser encaminhada aos filtros. Nesse caso, há necessidade da combinação do coagulante natural com um coagulante metálico, que geralmente é o $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, em função do seu baixo custo. Essa combinação reduz a dosagem do coagulante metálico e, conseqüentemente, os recursos financeiros envolvidos na compra desse produto químico e aumenta consideravelmente a eficiência de remoção de cor da água.

Para águas (Tipo II) com turbidez entre 12 e 15 UNT e cor entre 70 e 85 uC o coagulante a base de semente de *Moringa oleífera* como coagulante primário em dosagens entre 90 e 110 mg/L produziu água com cor satisfatória a ser encaminhada aos filtros. Assim, não haveria necessidade da combinação desse coagulante como auxiliar da coagulação com o $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

Referências

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12216**: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. Rio de Janeiro, 1992. 18p.

AMARAL, L. A.; NADER FILHO, A.; ROSSI JUNIOR, O.D.; FERREIRA, F.L.A; BARROS, L.S.S. **Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais.** *Revista Saúde Pública* [online], v. 37, n.4, p.510-514. ISSN 1518-8787, 2003.

ARAÚJO, A. L. C.; FONSECA, A. L.; VALE, M. B.; FERNANDES, A. K. S.; GADELHA, C. P. F. **Avaliação dos Sistemas de Dessalinização de Águas no Semiárido no Rio Grande do Norte.** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, MS. 2005.

BRASIL. **Lei nº 11.445**, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Brasília, DF, 2007. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm. Acesso em: 10 de julho de 2020.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Portaria nº 2914** de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial (da) República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2017. Disponível em: <https://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2018/março/29/PRC-5-Portaria-de-Consolida----o-n---5--de-28-de-setembro-de-2017.pdf>. Acesso em: 07 de julho de 2020.

BRASIL. Ministério de Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. **PLANSAB – Plano Nacional de Saneamento Básico:** Mais saúde com qualidade de vida e cidadania. Ministério de Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento, 2019. Disponível em: https://www.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSDRU/ArquivosPDF/Versao_Conselhos_Resolu%C3%A7%C3%A3o_Alta_-_Capa_Atualizada.pdf. Acesso em 09 de julho de 2020.

BRASIL, 2020. **Lei nº 14.026**, de 15 de Julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho

de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento, a Lei nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, para alterar o nome e as atribuições do cargo de Especialista em Recursos Hídricos, a Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005, para vedar a prestação por contrato de programa dos serviços públicos de que trata o art. 175 da Constituição Federal, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, para tratar dos prazos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a Lei nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015 (Estatuto da Metrópole), para estender seu âmbito de aplicação às microrregiões, e a Lei nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017, para autorizar a União a participar de fundo com a finalidade exclusiva de financiar serviços técnicos especializados. Brasília, 15 de julho de 2020; 199º da Independência e 132º da República, 2020.

BRÍGIDA A. I. S.; ROSA, M. F. Determinação do teor de taninos na casca de coco verde (*Cocos nucifera*). **Proc Interamer Soc Trop Hort.** v. 47, p. 25-27, 2003.

CAMEIRO-MARRA, L, SAD, L, DA SILVA BATISTA, M. Evaluation of mucilage and powder of Okra as bio-flocculant in water treatment. **Revista Ion.** v.32, n. 2, p. 53-58, 2019. ISSN 2145-8480. DOI:10.18273/revion.v32n2-2019005.

CHOY, S.Y.; PRASAD, K. M. N.; WU, T. Y.; RAGHUNANDAN, M. E.; RAMANAN, R. N. Utilization of plant-based natural coagulants as future alternatives towards sustainable water clarification. **Journal of Environmental. Sciences.** v. 26, p. 2178–2189, 2014.

CORDEIRO, K. C.; BERGAMASCO, R.; COSSICH, E. S.; MORAES, L. C. K. Otimização dos tempos de mistura e decantação no processo de coagulação/floculação da água bruta por meio da *Moringa oleifera* Lam. **Acta Scientiarum Technology**, v. 30, n. 2, p. 193-198, 2008.

FERIA DÍAZ, J. J.; ROA, S. B.; TORDECILLA, A. M. E. Eficiencia de la semilla *Moringa Oleífera* como coagulante natural para la remoción de la turbidez del río Sinú. **Producción + Limpia.** v.9, n.1, p. 9-22, 2014.

FRANCO, C. S.; BATISTA, M. D. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KOHN, G., P.; FIA, R. Coagulação com semente de moringa oleifera preparada por diferentes métodos em águas com turbidez de 20 a 100 UNT. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.22, n. 4, p. 781-788, 2017.

FRIGHETTO, R. T. S.; FRIGHETTO, N.; SCHNEIDER, R.; FEMANDES LIMA, P. C. O Potencial da Espécie Moringa oleifera (Moringaceae). I. A Planta como Fonte de Coagulante Natural no Saneamento de Águas e como Suplemento Alimentar. **Revista Fitos**, v. 3, n. 2, p. 78-88, 2007.

FOLKARD, G.; SUTHERLAND, J. **Moringa (Moringa Oleífera): Uma Árvore de Múltiplos Usos**. Fundação Joaquim Nabuco, 17 de junho de 2019. Disponível em: <https://www.fundaj.gov.br/index.php/plantas-xerofilas/10236-moringa-moringa-oleifera-uma-arvore-de-multiplos-usos>. Acesso em: 06 de maio de 2020. 11:00.

HELLER, L.; PÁDUA, V.L. **Abastecimento de água para consumo humano**. 1º Ed. Minas Gerais: UFMG, 2006, 689p.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA . **Censo Demográfico 2010**. IBGE, 2010. Disponível em: <http://www.censo2010.ibge.gov.br> Acesso em: 20 de abril de 2015.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios**. IBGE, 2015. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9127-pesquisa-nacional-por-amostra-de-domicilios.html?=&t=downloads>. Acesso em: 07 de agosto de 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios. Síntese de indicadores sociais: uma análise das condições de vida da população brasileira: 2015, 2016**. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv98965.pdf> Acesso em: 08 de junho de 2020.

JONES, A. N.; BRIDGEMAN, J. An assessment of the use of native and denatured forms of okra seed proteins as coagulants in drinking water treatment. **Journal of Water and Health**. v. 14, n. 5, p. 768-779, 2016.

LEAL, A; LOURENÇO, L. **População rural do Brasil é maior que a apurada pelo IBGE, diz pesquisa.** Agência Brasil, Brasília. Notícia publicada em 09 de março de 2015. Disponível em: <http://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2015-03/pesquisa-diz-quepopulacao-rural-do-brasil-e-maior-que-apurada-pelo-ibge> Acesso em: 01 maio de 2015.

LEAL, F. C. T.; LIBÂNIO, M. Estudo da remoção da cor por coagulação química no tratamento convencional de águas de abastecimento. **Engenharia sanitária e ambiental.** v. 7, n 3,4, p. 117-128, 2002.

LIMA, Guilherme Júlio de Abreu. **Uso de polímero natural do quiabo como auxiliar de floculação e filtração em tratamento de água e esgoto.** 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

LIMA JÚNIOR, R. N.; ABREU, F. O. M. S. Produtos Naturais Utilizados como Coagulantes e Floculantes para Tratamento de Águas: Uma Revisão sobre Benefícios e Potencialidades. **Rev. Virtual Quim.** v. 10, n. 3, p. 709-735.

MANGRICH, A. S.; DOUMER, M. E.; MALLMANN, A. S.; WOLF, C. R. Química Verde no Tratamento de Águas: Uso de Coagulante Derivado de Tanino de *Acacia mearnsii*. **Revista Virtual de Química.** v. 6, n. 1, p. 2-15, 2014.

MARINHO, F. J. L.; ROCHA, E. N.; ROCHA, E. N.; SOUTO, E. A.; CRUZ, M. P.; TAVARES, A. C.; SANTOS, S. A.; MARCOVICZ, F. Destilador solar destinado a fornecer água potável para as famílias de agricultores de base familiar. **Rev. Bras. de Agroecologia.** V. 7, n. 3, p. 53-60, 2012.

MARQUES, Artur Ribeiro; ABREU, Filipe Augusto. **Eficiência do coagulante extraído de *Moringa Oleifera Lam.* no tratamento de água pela tecnologia de flotação.** 2017. Monografia (Bacharelado Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2017.

OLADOJA, N. A. Headway on natural polymeric coagulants in water and wastewater treatment operations. **Journal of Water Process Engineering.** v. 6, p. 174–192, 2015.

PINTO, N. O.; HERMES, L. C. **Sistema Simplificado para Melhoria da Qualidade da Água Consumida nas Comunidades Rurais do Semi-Árido do Brasil**. Documento 55. Jaguariúna: Embrapa, 2006, 47p.

PORTAL BRASIL. **Governo anuncia obras de saneamento do PAC 2 em mais de 1.100 municípios brasileiros**, 2014. Disponível em: <http://www.brasil.gov.br/governo/2011/12/governo-anuncia-obras-de-saneamento-do-pac-2-em-mais-de-1.100-municipios-brasileiros> Acesso em: 01 mai. 2015.

PORTO, E. R.; AMORIM, M. C. C.; PAULINO, R. V.; MATOS, A. N. B. **Sistema de produção usando o rejeito da dessalinização de água salobra no semiárido brasileiro**. Contribuição da Embrapa Semiárido para Mesa Redonda: Água Subterrânea e Desenvolvimento Agrícola. Revista Águas Subterrâneas. Suplemento - XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2004.

PROSAB. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. **Tratamento de Água para Abastecimento por Filtração Lenta**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa. 114p. 1999.

PROSAB. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. **Processos de Desinfecção e Desinfetantes Alternativos na Produção de Água Potável**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa. 139p. 2001.

PROSAB. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. **Tratamento de Água para Abastecimento por Filtração Direta**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa. 480p. 2003.

SABOGAL PAZ, Lyda Patricia. **Modelo conceitual de seleção de tecnologias de tratamento de água para abastecimento de comunidades de pequeno porte**. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

SANDEC - Water & Sanitation in Developing Countries. **Desinfecção solar por água – Guia de Aplicação do SODIS**. EAWAG (Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology), Dübendorf, Suíça, 2002.

SIMATE, G.S.; IYUKE, S.E.; NDLOVU, S.; HEYDENRYCH, M.; WALUBITA, L. F. Human health effects of residual carbon nanotubes and traditional water treatment chemicals in drinking water. **Environment International**, v. 39, n. 1, p. 38–49, 2012.

SKORONSKI, E.; NIERO, B.; FERNANDES, M.; TREVISAN, V.; ALVES, M. V. Estudo da aplicação de tanino no tratamento de água para abastecimento captada no rio Tubarão, na cidade de Tubarão, SC. **Ambiente & Água**. v. 9, n. 4, p. 680-687, 2014.

SPINELLI, Viviane Aparecida. **Quitosana: Polieletrólito Natural para o Tratamento de Água Potável**. 2001. Tese (Mestrado em Engenharia Química) - Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

TETTEH, E. K.; RATHILAL, S. Application of Organic Coagulants in Water and Wastewater Treatment. **IntechOpen**, 2019. DOI: 10.5772/intechopen.84556.

TRUGILLHO, P. F.; CAIXETA, R. P.; LIMA, J. T.; MENDES, L. M. Avaliação do conteúdo em taninos condensados de algumas espécies típicas do cerrado mineiro. **Revista CERNE**, v. 3, n. 1, p. 01-013, 1997.

VAZ, L. G. de L.; KLEN, M. R. F.; VEIT, M. T.; SILVA, E. A.; BARBIERO, T. A.; BERGAMASC, R. **Performance do processo de coagulação/floculação no tratamento de efluente líquido gerado na galvanoplastia**. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Eclética Química, São Paulo, v. 35, n. 4, p. 45-54, 2010.

Coagulante natural de baixo custo

Alessandra Cristina Silva Valentim

Aline Sacramentos dos Santos

Naiara Carvalho de Oliveira Souza

Jessica de Aragão Santos

Bianca Campos Afonso

Introdução

A quantidade de água à disposição no planeta é limitada. Para consumo humano, a quantidade disponível é ainda mais restrita, pois, tem que atender ao padrão de potabilidade, que assegura sua utilização sem malefícios para saúde humana, tendo que passar por tratamento para adequação de suas características. Dessa forma, a ciência vem desenvolvendo estudos, com relação à qualidade e quantidade de água disponível, à procura de processos de tratamento que causem um menor impacto ao meio ambiente (LIMA, 2015).

Apesar de ser indispensável para os seres humanos, a água doce disponível nos corpos hídricos pode conter elementos que são prejudiciais à saúde. Com o intenso desenvolvimento nos centros urbanos e industrialização, a contaminação dos mananciais tem crescido cada vez mais, o que torna ainda maior a necessidade do tratamento da água. Muitas das doenças que têm sua incidência aumentada nos países em desenvolvimento estão relacionadas à água de qualidade insatisfatória (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Segundo Brasil (2015) nas regiões norte e nordeste as internações por doenças relacionadas à poluição hídrica chegam a 6%, um valor alto quando comparado à média nacional, que é de 3,2%. O que remete a outras consequências negativas na qualidade e expectativa de vida da população.

A água a ser distribuída necessita normalmente passar por tratamento, dentre as etapas que envolvem o tratamento da água, a primeira a ser realizada é a coagulação. Nesta etapa normalmente são utilizados produtos químicos a base de sais, sendo sulfato de alumínio ou cloreto férrico os mais utilizados. Apesar de serem os produtos mais empregados no país, existe uma preocupação na sua utilização por haver possibilidade de risco à saúde pela presença residual do alumínio na água e pela geração de subproduto, denominado lodo, que demanda a necessidade de áreas para posterior deposição (MADRONA, 2010).

Assim como para água, o processo de tratamento físico-químico, também pode ser empregado no tratamento de esgoto, quando apresentam características recalcitrantes.

Esses processos operam por coagulação e floculação das partículas que resultam na clarificação e redução da cor e turbidez, sendo utilizado algum tipo de coagulante químico. A geração de lodo proveniente desse tipo de coagulante dificulta sua destinação e o reaproveitamento, devido a quantidade elevada de composto químico residual.

Porém estudos recentes mostram que o uso de coagulante natural é uma alternativa viável, e de baixo custo no tratamento de água e esgoto, um dos coagulantes que vem sendo empregado é a semente da *Moringa oleífera*.

A *Moringa oleífera* é uma árvore que tem diversas aplicações para os humanos. Vários testes vêm sendo avaliados quanto ao seu potencial para clarificação da água *in natura*, tendo destaque as espécies *Lam* e *Stenopetola* (BORBA, 2001).

De acordo com a literatura, existem inúmeras plantas utilizadas como coagulantes/floculantes naturais, em diferentes continentes asiáticos, africanos e sul-americanos. Em geral, os estudos são aplicados ao tratamento de águas para fins potáveis" (CARDOSO et al, 2008).

Dentre os diversos usos da moringa, o uso das sementes tem se destacado no tratamento da água para abastecimento humano, uso que foi descoberto após a sua chegada ao nordeste brasileiro. As sementes da moringa apresentam uma maior eficiência que as folhas quando utilizadas na coagulação. De acordo com a literatura, as proteínas mais ativas encontram-se nas sementes recém-colhidas, e essas sementes se encontram na vagem da moringa (MARQUES et al, 2017).

De acordo Vaz et al. (2010) a semente de *Moringa oleifera* possui propriedades coagulantes eficientes, sendo bastante ágil no condicionamento do lodo, além de não necessitar a alteração ou requerer ajustes de pH e alcalinidade, tornando um coagulante natural com potencial para o tratamento de água e efluente.

Nogueira (2012) em seu estudo utilizou a moringa pura e a moringa com o quiabo, como coagulante em efluente sanitário, e assim pôde analisar o tempo de coagulação, a concentração de coagulante, a variação de pH e a remoção da turbidez. Neste estudo, os resultados mais eficientes foram alcançados no tratamento com a moringa em conjunto com o quiabo, reduzindo a turbidez de 462 NTU, para 84,41 NTU.

De acordo com Lima (2015) a semente da *Moringa oleifera* pode conter proteínas com baixo peso molecular, e a dissolução do pó em água pode adquirir cargas positivas e assim atrair partículas negativamente carregadas, como argilas e siltes, formando flocos densos, que sedimentam. Essas características podem conferir um potencial poder de remoção de impurezas presente em águas naturais.

O uso de coagulantes naturais, em processos tecnológicos no tratamento de efluentes tem apresentado vantagens com relação aos coagulantes químicos, no qual afeta as características químicas do lodo gerado. A semente de *Moringa oleifera* que vem se destacando como coagulante natural viável, por seu baixo custo, menor quantidade de lodo formado e por não agredir o meio ambiente.

Diante do uso potencial da semente de *Moringa Oleifera*, este estudo teve como objetivo avaliar o desempenho deste coagulante natural no tratamento de água para fins potáveis e no tratamento de efluente doméstico.

Tratamento de Água

O estudo de caso foi realizado em um poço residencial com aproximadamente 16 metros de profundidade localizado em Cruz das Almas- Bahia. O poço foi construído atendendo à NBR 12212/1992 de construção de poços, de modo a permitir o consumo de uma água de qualidade.

As coletas ocorreram em 5 dias distintos, com intervalo de, aproximadamente, uma semana. O tempo de sedimentação para todos os testes foi de 2 horas, com correção de pH para neutro, visto que a moringa tem melhor eficiência nesta faixa de pH. As sementes de moringa foram coletadas no Campus da UFRB em Cruz das Almas, e secas em estufa a 65°C por 8 horas, descascadas e trituradas no almofariz.

Com o objetivo de encontrar a concentração ideal para a água em estudo, foram realizados testes de concentração no *Jar Test*, aplicando duas metodologias, avaliando seis concentrações de 50 mg/L, 100 mg/L, 150 mg/L, 200 mg/L, 250 mg/L e 300 mg/L, com diferentes tempos de mistura, como mostra o Quadro 1.

Quadro 1 - Dados da literatura para definir a melhor concentração.

Metodologia	Borba (2001)	Pavanelli (2001)
Mistura rápida	96 rpm/2min	120/2min
Mistura lenta	10 rpm/10 min	17 rpm/ 10 min
Tempo de sedimentação	2 horas	2 horas

Fonte: Santos (2019).

Após a escolha da melhor concentração, foram realizados testes em diferentes condições: 1 – utilizando a semente triturada e peneirada na granulometria de 600 µm em contato direto com a água; 2 – semente triturada sem granulometria definida em contato direto com a água; 3 – semente triturada após passar em peneira de 600µm na concentração de 2000 mg/L. Dessa solução utilizou-se dosagem de 10 mg/L (ARANTES et al. 2015, SILVA, 2012).

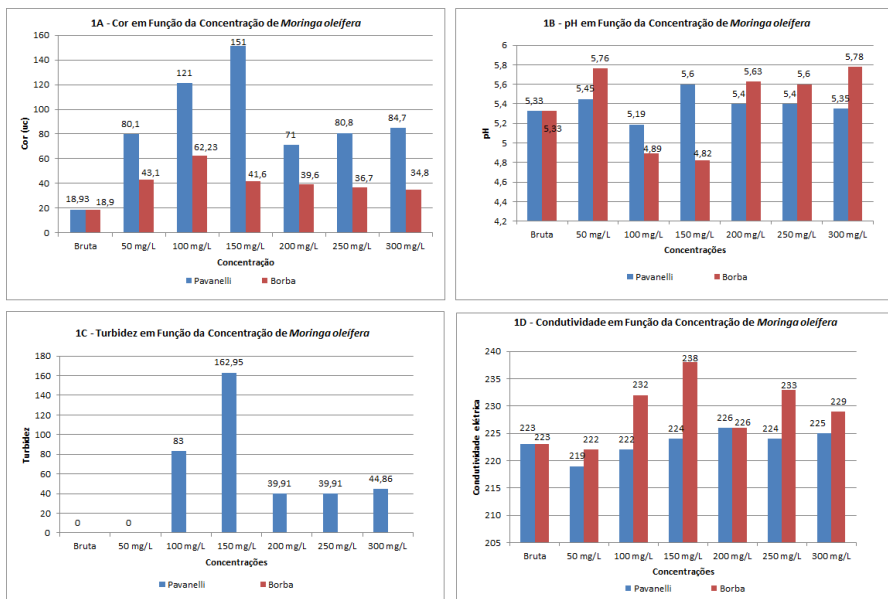
Para este estudo os parâmetros monitorados foram cor, turbidez, condutividade elétrica, pH, coliformes totais e termotolerantes que foram analisados de acordo com as recomendações metodológicas de (APHA, 2005).

Na aplicação da semente da *Moringa oleifera* Lam para o tratamento de água foi verificado na literatura que a granulometria é um importante fator que deve ser avaliado. Com base nisso foram avaliadas quatro condições: Amostra bruta; Aplicação da solução em concentração de 10 mg/L; Concentração de 50 mg/L sem granulometria específica; e concentração de 50 mg/L após peneira de 600 µm.

Para o processo de filtração foi utilizado um filtro de cerâmica para retenção das partículas sólidas, devidamente higienizado por solução de hipoclorito 2%, com posterior enxágue em água destilada e esterilizado a 105°C em estufa no período de 1 hora.

Com intuito de encontrar a melhor concentração para o tratamento da água em estudo, foram realizados testes variando o tempo de mistura, sendo 96 rpm/2 min e 10 rpm/10 min conforme metodologia de Borba (2001) e a 120/2min e 17 rpm/10 min seguindo a metodologia de Pavanelli (2001), respectivamente os tempos de mistura rápida e mistura lenta, apresentados na Figura 1.

Figura 1 - Comparação de parâmetros físico-químicos na água de poço com dados estabelecidos por Borba (2001) e Pavanelli (2001). 1A: Cor; 1B:pH; 1C: Turbidez; 1D: Condutividade.



Fonte: Autoras (2020).

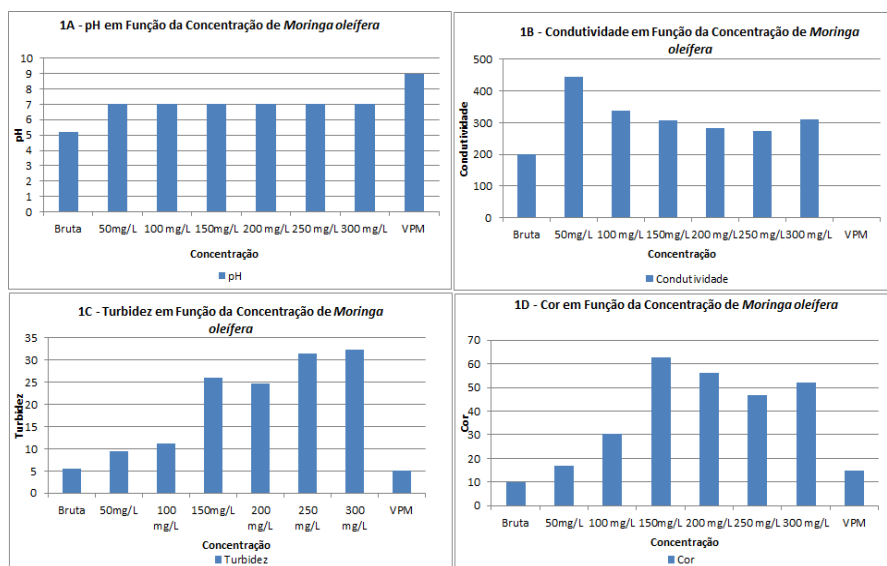
Segundo Cavelhão (2015) apud Blutter (1982), o pH baixo é típico de água subterrânea, provocada pelo aumento da pressão parcial de CO_2 , justificando tal característica dessa água. A aplicação da semente de moringa tem a vantagem de apresentarem pouca variabilidade para o pH. Em ambas as rotações não houve mudança significativa para condutividade elétrica, em relação a cor e turbidez o acréscimo pode estar associado ao aumento da rotação com aumento na formação de flocos, já que a coagulação e floculação consiste no agrupamento de partículas de modo a formar partículas ainda maiores (ALVES; SPECK, 2018).

Considerando que os melhores resultados para definir a concentração ótima foram obtidos nas condições apresentadas por Borba (2001), foram testadas também as mesmas concentrações

com ajuste de pH para $7 \pm 0,2$, que de acordo com Pritchard et al (2010) a semente da *Moringa oleifera* Lam possui maior eficiência em pH próximo a neutralidade.

Para os parâmetros cor, turbidez e condutividade elétrica deste trabalho, foi verificado o mesmo comportamento relatado por Borba (2001), conforme os resultados apresentados na Figura 2.

Figura 2- Coagulante aplicado após correção de pH da água 1A: pH; 1B: Condutividade; 1C: Turbidez; 1D: Cor.



Fonte: Autoras (2020).

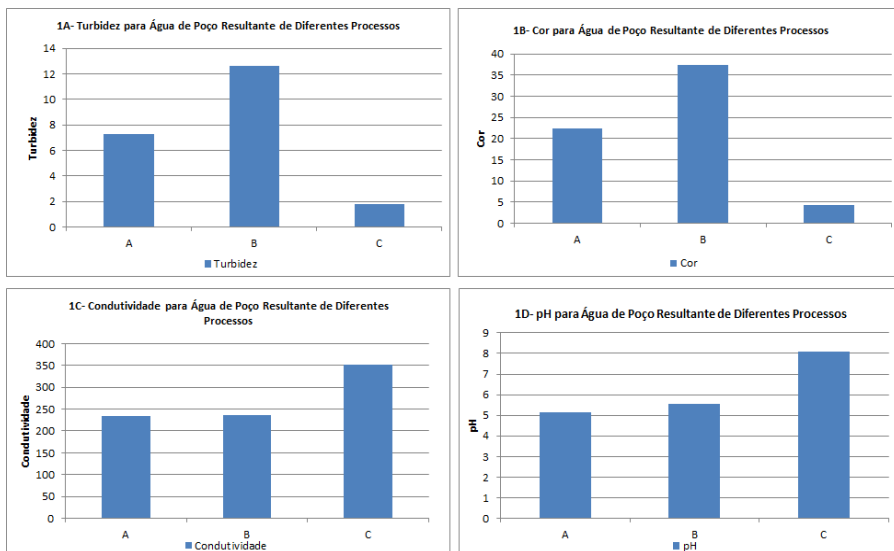
Após correção do pH de 5,2 para 7,0, os ensaios para diferentes concentrações foram realizados, a fim de obter uma concentração ótima para o trabalho. De acordo com os resultados obtidos, a concentração igual a 50 mg/L obteve um melhor desempenho quando comparada às outras, definida como melhor concentração para este estudo.

Para essas concentrações foi realizado outro experimento passando a semente triturada em uma peneira de 600 μm , no qual foi

obtido um material mais fino, e para as mesmas condições anteriores, os parâmetros analisados apresentaram valores acima do permitido pela portaria de potabilidade em vigor (BRASIL, 2011).

Devido à elevação dos parâmetros cor e turbidez com adição da semente, houve a necessidade de remoção e para tanto foi adicionada a filtração realizada no filtro de cerâmica com vela de carvão ativado ao tratamento, por ser uma técnica acessível às residências. Oliveira et al. (2018) afirma que a aplicação da semente de *Moringa oleifera* na clarificação da água obtém sucesso quando utilizada em conjunto com a filtração, desse modo reduzindo a cor, turbidez e removendo coliformes presentes na água. Os resultados do processo estão na Figura 3.

Figura 3 - Resultado da filtração da água de poço em filtro de cerâmica após diferentes processos utilizando semente de moringa 1A: Turbidez; 1B: Cor; 1C: Condutividade; 1D: pH.



A: Água bruta. B: Água em contato com a semente processada em peneira de 600µm. C: Água com a semente triturada processada na peneira de 600µm após filtro.

Fonte: Autoras (2019).

A turbidez está diretamente ligada com a presença de sólidos em suspensão na água, assim foi possível perceber que a mesma só reduziu com a utilização do filtro, devido ao fato dos potes de barro realizarem a sedimentação e a vela de carvão ativado remover as impurezas (AZEVEDO, 2014).

Desta forma, foi possível notar o efeito positivo da coagulação seguido da filtração juntamente com o contato com a semente. Os valores de cor, turbidez e pH sofreram uma alteração significativa atendendo aos padrões estabelecidos pela legislação vigente. Portanto, os resultados revelaram que provavelmente a utilização do filtro de cerâmica seria suficiente para remoção dos sólidos presentes na água sem aplicação da semente da moringa. Os resultados para coliformes totais e termotolerantes foram ausentes tanto para água bruta como após a filtração.

Efluente doméstico

Para realização deste estudo foram utilizados efluentes coletados na Estação de Tratamento de Esgoto Jacuípe II (ETE) em Feira de Santana – BA. A escolha da área de estudo teve como propósito verificar a eficácia das sementes de moringa como forma alternativa de tratamento de efluente doméstico de baixo custo e sustentável.

As amostras foram coletadas após a caixa de areia, próximo a Calha Pashal, armazenado em garrafas pets, e levado para o laboratório onde foram efetuados os ensaios no período de 24 horas.

As coletas foram realizadas nos meses de julho, setembro e outubro, sendo as duas primeiras coletas, no período da manhã, com o tempo nublado na presença de chuva, e a última coleta no período da tarde, com tempo aberto na presença de sol. O horário e o clima podem vir influenciar diretamente nas características do efluente, por conseguinte na eficiência do tratamento.

As amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Qualidade da Água (LAQUA), no Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas (CETEC), situado na Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Campus Cruz das Almas, para realização das análises de caracterização e tratamento do efluente. Foram realizadas as análises de turbidez, pH, cor, DQO (Demanda Química de Oxigênio), DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), temperatura e fósforo. Conforme metodologia descrita em APHA (2005).

Como etapa preliminar, foi realizada a secagem da semente de moringa que se deu em três maneiras distintas, com o intuito de analisar o comportamento na avaliação. No primeiro tratamento as sementes foram mantidas na estufa por 24 horas a 65°C (ARANTES, 2014). Enquanto no segundo tratamento as sementes ficaram apenas por 4 horas a 70°C. No último tratamento foram utilizadas sementes *in natura*, sem secagem na estufa.

As sementes utilizadas neste trabalho, ilustrado na Figura 4, foram coletadas no município de Valente, no estado da Bahia. As sementes foram preparadas conforme a metodologia adaptada por Santos (2019). Devido à degradação rápida, comum aos produtos orgânicos, tanto a solução aquosa quanto a semente da moringa triturada foram preparados e utilizados no mesmo dia.

Figura 4 - Vagem com semente de moringa.



Fonte: Santos (2019).

Foram realizados dois tratamentos: no primeiro foi utilizado uma solução aquosa de moringa diluída em água destilada, conforme descrito em Santos (2019), para o segundo tratamento, foi adicionado, diretamente ao efluente, a semente triturada.

Os ensaios de coagulação e floculação foram realizados no *Jar-Test*, com dosagens diferentes para cada uma das três coletas realizadas. As amostras ficaram sob agitação de 5 minutos a 100 rpm e em seguida a velocidade reduziu para 10 rpm a 15 minutos. Após desligar os agitadores, deixaram decantar por 30 minutos. Leonhardt (2013), observou que a partir de 20 minutos de decantação a variação foi mínima, e que o tempo de decantação não influenciou na remoção da turbidez.

As dosagens para o tratamento com a solução aquosa da moringa foram alteradas de acordo com os resultados das análises, a fim de se adequar para melhor o tratamento, (50,5 ml, 57,5 ml, 62,5 ml, 67,5 ml e 97,5 ml). Com base em Nogueira (2012), foram utilizadas as concentrações de 3g, 5g e 7g para o ensaio da semente de moringa triturada. Após os 30 minutos de decantação retirou o sobrenadante, e, posteriormente, realizou-se as análises pós-tratamento.

A Tabela 1, constam os resultados de caracterização do efluente bruto, juntamente com a faixa de valores de alguns parâmetros físico-químicos comuns em efluente doméstico (PESSOA; JORDÃO, 2005).

Tabela 1 - Características físico-química do efluente utilizado na pesquisa e faixa de variação apresentada na literatura.

Resultados observados		Faixa de variação da literatura	
PARÂMETROS	Amostra	Faixa*	Típico*
DBO ₅ (mg/l)	400	100-400	350
DQO (mgO ₂ /l)	584,8	200-800	400
Fósforo (mgP/l)	14,8	05-20	14
Sólidos totais(mg/l)	712	370-1160	730
pH	7,49	-	-
Turbidez (NTU)	132,58	-	-
Cor (uC)	166	-	-

* Dados obtidos na literatura

Fonte: Adaptado Jordão e Pessoa.

O efluente estudado apresentou relação DQO/DBO₅ igual a 1,46, valor inferior ao apresentado pela literatura (entre 1,7 e 2,4, VON SPERLING, 2006), o que indica possível tratamento biológico.

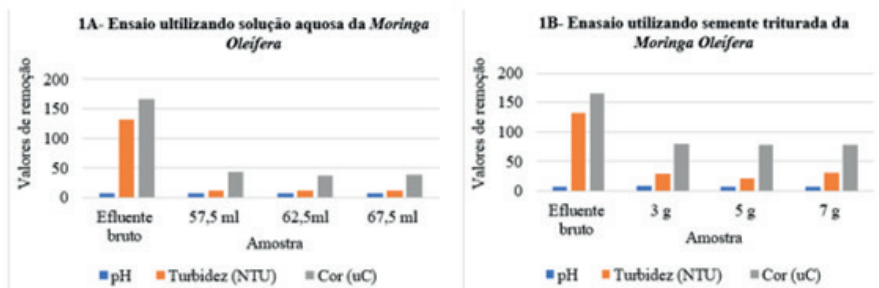
As características de sólidos totais para o efluente estudado foram de 712 mg/L consideradas dentro da faixa de literatura. A cor e turbidez foi classificada de acordo as características visuais do efluente, já que não há uma faixa permitida para esses parâmetros, com aspecto ligeiramente cinza, com uma grande variedade de sólidos em suspensão, e o odor relativamente desagradável, que caracterizou o efluente como fresco.

A concentração do efluente é um aspecto que interfere no processo de tratamento do esgoto, principalmente no que diz respeito à dosagem de coagulante. Nesse caso, nas duas primeiras coletas, sua concentração era mais diluída, devido ao período chuvoso, com temperaturas de 24°C e 27°C, para a primeira e segunda coleta, respectivamente. Na última coleta, a temperatura era de 30°C, e o efluente apresentava aparência mais concentrada.

Com objetivo de encontrar as melhores dosagens para a solução aquosa, os valores foram ajustados durante o experimento, alterando a secagem da semente em cada coleta, 65 °C no primeiro ensaio, 70 °C no segundo e no terceiro não houve secagem da semente, sendo utilizada natural.

Durante os ensaios realizados, a semente triturada e a solução aquosa da moringa obtiveram comportamento satisfatório. Conforme os dados da Figura 5, houve redução dos parâmetros analisados para o tratamento no ensaio 1 em comparação aos valores do efluente bruto.

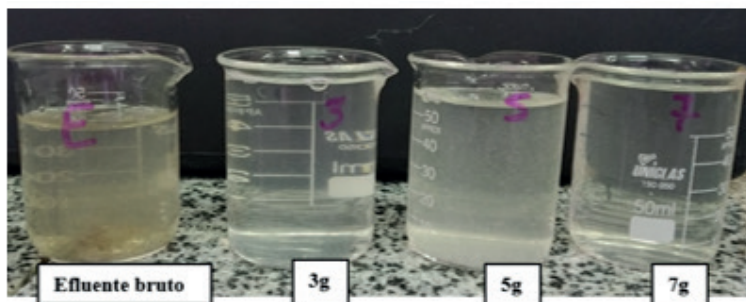
Figura 5 - Remoção dos parâmetros avaliados para as amostras de efluente bruto em relação às dosagens avaliadas no ensaio 1.1A: Solução aquosa; 1B: Semente triturada.



Fonte: Autores (2020).

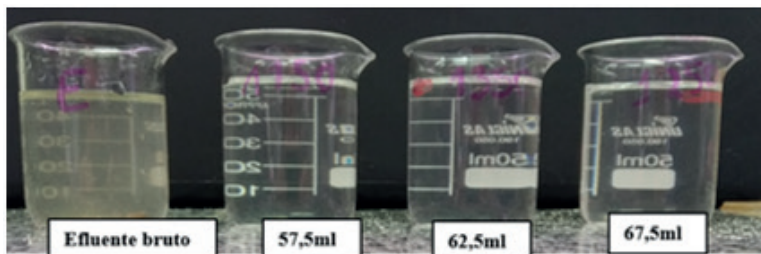
Observa-se na Figura 5 para o ensaio 1 o parâmetro de turbidez, apresentou o valor de 132,58 NTU do efluente bruto, e a maior redução para a solução aquosa de 57,5 ml, enquanto a semente triturada, a melhor remoção foi na de 5g. Notando-se os ensaios para a cor, obtiveram menores redução comparado a turbidez, a cor do efluente bruto de 166 uC, para a solução aquosa percebeu-se uma redução na dosagem de 62,5 ml e para a moringa triturada foi na de 5g. As Figuras 6 e 7 mostram a clarificação resultante do tratamento, em todas as dosagens.

Figura 6 - Amostra do efluente tratado com a semente triturada da moringa no ensaio 1.



Fonte: Santos (2019).

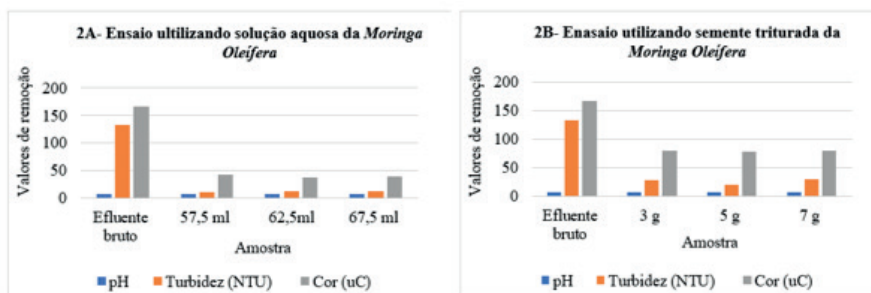
Figura 7 - Amostra do efluente tratado com a solução aquosa da moringa no ensaio 1.



Fonte: Santos (2019).

No ensaio 2, a remoção foi mais satisfatória comparado ao ensaio 1, como mostra a Figura 8.

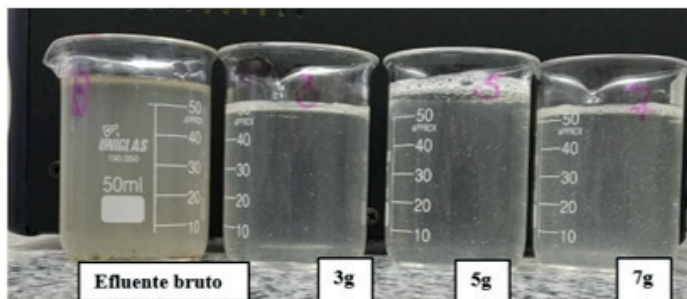
Figura 8- Remoção dos parâmetros avaliados para as amostras de efluente bruto em relação às dosagens avaliadas ensaio 2.2A: Solução aquosa; 2B: Semente triturada.



Fonte: Autores (2020).

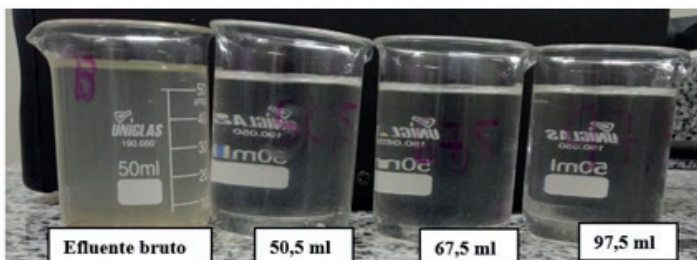
Conforme os dados da Figura 8 e analisando as Figuras 9 e 10 foi possível inferir que os resultados mais satisfatórios foram obtidos com a utilização da solução aquosa, visto que a turbidez do efluente que era de 182,24 NTU reduziu para 8,33 NTU, enquanto a remoção realizada utilizando a semente triturada de moringa a redução foi de 182,24 NTU para 39,68 NTU. Em relação à cor, a solução aquosa também teve um melhor desempenho, reduzindo de 217 uC para 35,7 uC, e utilizando a semente triturada, a redução foi de 217 uC para 79,7 uC.

Figura 9 - Amostra do efluente tratado com a semente triturada da moringa no ensaio 2.



Fonte: Santos (2019).

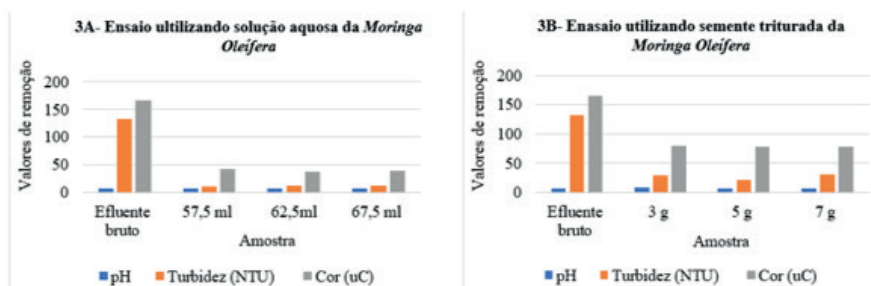
Figura 10 - Amostra do efluente tratado com a solução aquosa da moringa no ensaio 2.



Fonte: Santos (2019).

No caso do ensaio 3, as dosagens se mantiveram iguais às do ensaio 2, sem secagem das sementes na estufa, exemplificado na Figura 11.

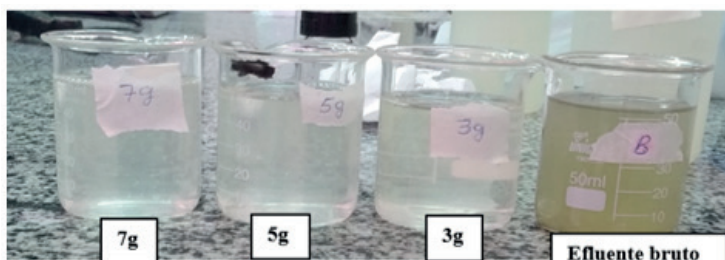
Figura 11 - Remoção dos parâmetros avaliados para as amostras de efluente bruto em relação às dosagens avaliadas no ensaio 3.3A: Solução aquosa; 3B: Semente triturada.



Fonte: Autores (2020).

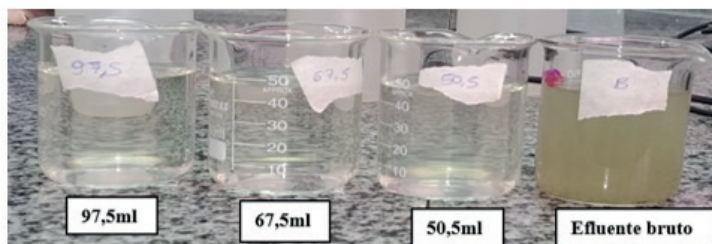
O ensaio 3, apresentou uma maior turbidez do efluente bruto de 303,89 NTU, com uma melhor redução de 10,3 NTU para a solução aquosa, e de 40,26 NTU para a semente triturada da moringa. Enquanto a cor foi de 183 uC, com a remoção para a solução aquosa de 64,8 uC e a semente triturada com redução de 96,2 uC, o tratamento que menos teve eficiência em relação à cor, e maior para turbidez. As Figuras 12 e 13, mostram os resultados da clarificação.

Figura 12 - Amostra do efluente tratado com a semente triturada da moringa no ensaio 3.



Fonte: Santos (2019).

Figura 13 - Amostra do efluente tratado com a solução aquosa da moringa no ensaio 3.



Fonte: Santos (2019).

Foi verificado, em todos os ensaios, que para os parâmetros de cor e turbidez a dosagem de 67,5 ml de solução aquosa apresentou melhor resultado. Em se tratando do tratamento utilizando a semente triturada da moringa, as melhores remoções ocorreram utilizando as dosagens de 3g e 5g, enquanto a dosagem de 7g não apresentou resultados satisfatórios em nenhum dos ensaios realizados.

O pH do efluente bruto estava em condições adequadas, mantendo-se neutro, não sendo necessário qualquer intervenção durante os ensaios, o que demonstra um ponto positivo quando comparado a outros coagulantes utilizados no tratamento de água em que se faz necessário a correção do pH antes da distribuição para consumo.

Pritchard e colaboradores (2010), verificaram o desempenho do coagulante a uma variação de pH de 4 a 9, notando que a coagulação mais eficiente foi definida pela maior redução de turbidez, que se deu no pH de 6,5. Já Cuba e colaboradores (2019) encontraram a melhor eficiência no pH igual a 6,0 o qual caracterizava o próprio efluente, sem ajuste prévio.

A correção do pH não é um fator esperado, nem antes e nem após o tratamento, por gerar um maior custo, assim o coagulante precisa ser eficiente de acordo com as características normais presentes no efluente bruto, o que foi observado em todos os ensaios realizados para esse tratamento.

Como foi observado nos três ensaios, a secagem da semente da moringa em diferentes temperaturas, ambiente e 65 - 70 °C na estufa, não apresentaram valores discrepantes em cada ensaio, permanecendo dentro da mesma faixa de remoção. Com isso pode-se afirmar que a secagem da semente de acordo com as temperaturas avaliadas não influenciou no processo de coagulação e floculação neste estudo de caso.

Os ensaios realizados para sólidos totais não obtiveram resultados tão satisfatórios se tratando de remoção; em alguns casos houve aumento na quantidade de sólidos, principalmente no tratamento utilizando a semente triturada da moringa, conforme mostra a Tabela 2. Isso demonstra que quando se adiciona a semente triturada diretamente no efluente, ocorre um aumento da carga orgânica, e conseqüentemente a quantidade de sólidos em suspensão.

Tabela 2 - Remoção de sólidos totais com a semente triturada de moringa.

Sólidos Totais (mg/l)		
Semente da Moringa Triturada		
Efluente bruto	712	2980
3 g	1200	2130
5 g	2620	2820
7 g	1890	3640

Fonte: Santos (2019).

A Tabela 3, expressa os resultados obtidos durante o tratamento com a solução aquosa da moringa, havendo uma baixa remoção. Isso faz com que haja necessidade do uso de um polieletrólito como coadjuvante na coagulação, podendo influenciar também na melhor remoção da cor.

Tabela 3 - Remoção de sólidos totais com extrato aquoso da moringa.

Sólidos Totais (mg/l)	
Solução aquosa da Moringa	
Efluente bruto	712
50,5 ml	576
62,5 ml	562
67,5 ml	696
Efluente bruto	884
50,5 ml	712
67,5 ml	736
97,5 ml	876

Fonte: Santos (2019).

Em estudos realizados por Lo Monaco e colaboradores (2010) concluiu que a matéria orgânica proveniente das sementes de moringa contribuiu para o aumento de sólidos em suspensão na água ou que, pelo menos, quando os solutos estão presentes nas águas residuárias influenciam negativamente a coagulação desse material.

Arantes (2014) também verificou que após a adição do coagulante ocorreu aumento na concentração de sólidos totais, na água bruta.

Os polímeros coadjuvantes têm características aniônicas, que podem ser utilizados após a aplicação de um coagulante químico ou orgânico, para tornar os flocos mais densos, maiores e mais resistentes à ruptura. Assim, poderia ser um polímero sintético ou natural, como é o caso do quiabo que vem sendo empregado no auxílio da floculação.

Segundo Nogueira (2012), o uso da moringa juntamente com o quiabo apresentou melhor remoção, quando comparado a moringa pura. Isto porque há formação de flocos maiores e, visualmente, ele age como um coadjuvante na floculação, proporcionando flocos mais resistentes e com uma maior velocidade de sedimentação. Assim, de acordo com o estudo realizado, a solução aquosa obteve melhores resultados quando comparado com o pó da moringa.

Considerações finais

Diante das alternativas que vem surgindo em relação ao tema sustentabilidade entende-se que o coagulante natural oferece uma solução ambientalmente correta, tratando de um produto biodegradável, e provavelmente sem toxicidade para o meio.

Referente ao tratamento da água de poço, foi possível concluir que a concentração de 50 mg/L constituiu os melhores resultados. Sendo importante ressaltar que além dessa concentração, a granulometria foi ajustada para 600 μ m. Porém, essas duas condições não foram suficientes para alcançar a potabilidade. Assim, foi necessário emprego de filtração. Sugerimos que sejam realizados novos estudos com a finalidade de verificar a viabilidade do uso do filtro de carvão ativado em relação à semente da moringa.

Em relação ao esgoto doméstico, aplicação da semente triturada, teve melhor resultado nas dosagens de 3g e 5g, enquanto

para solução aquosa, se mostrou eficiente em 67,5 ml, na qual poderia ser utilizada para um sistema de tratamento de efluente doméstico, como forma sustentável e de baixo custo.

Referências

ALVES, V. C.; SPECK, J. A. **Estudo da velocidade ótima em floculadores mecânicos na estação de tratamento na estação de tratamento de água na unidade São Defende - Criciúma / SC.** Trabalho de conclusão de curso. Bacharelado em Engenharia Civil. Universidade do Extremo Sul Catarinense. Santa Catarina, 2018. Disponível em: <<http://repositorio.unesc.net/bitstream/1/5934/1/VitorDaCostaAlves.pdf>>. Acesso em: 10 de agosto de 2020.

ARANTES, C. C. **Aplicação de coagulante à base de sementes de moringa oleifera confinado em sachês no tratamento de água.** 2014. Tese (Doutorado em Saneamento e Ambiente) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas / UNICAMP, Campinas, 2014

ARANTES, C. C. *et al.* Diferentes formas de aplicação da semente de moringa oleifera no tratamento de água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.** Campina Grande, v19, n.3, p. 266-272, 2015.

APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 21st ed. Washington, 2005.

AZEVEDO, R. C. M. **Uso de tecnologias sociais para adequação da qualidade da água armazenada em cisternas para consumo humano.** 2014. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental Universidade Federal de Pernambuco/UFPE, Caruaru, 2014.

BORBA, L. R. **Viabilidade do uso da Moringa Oleifera Lam no Tratamento Simplificado de Água para Pequenas Comunidades.** 2001. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente)

- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2001.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Portaria n.º 2.914**, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre normas de potabilidade de água para o consumo humano. Diário Oficial da União, Brasília, 14 dez. 2011. Disponível em: http://cvs.saude.sp.gov.br/zip/Portaria_MS_2914-11.pdf. Acesso em: 12 de abril de 2021.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Portaria n.º 2.072**, de 31 de agosto de 2011. Departamento de Informática do SUS - DATASUS, Plano Diretor de Tecnologia da Informação 2014 - 2015. Diário Oficial da União – Brasília, 02 set. 2011. Disponível em: http://datasus1.saude.gov.br/images/PDTI_2014-2015_Vs_Atualizada_jul2015.pdf. Acesso em: 12 de abril de 2021.

BUTLER, J. N. (Org.). **Carbon Dioxide Equilibria and Their Applications**. 1st ed. Boca Raton, CRC Press, 1991. 272 p.

CAVELHÃO, G. *et al.* **PH como variável indicadora em águas subterrâneas de vazamentos provenientes de sequestro geológico de carbono**. 2015. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/129634>. Acesso em: 18 de julho de 2019.

CUBA, R. M. F.; RIBEIRO, M. E. S.; BALBINO, V. S. S. Avaliação de eficiência no tratamento alternativo de efluente de estamparia com sementes de *Moringa Oleifera*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA e AMBIENTAL, 30º 2019. Natal. **Anais** disponível em: <http://abes-dn.org.br/anaiseletronicos/trabalhos.php?evento=45&grupo=1&pagina=29>. Rio de Janeiro: ABES, 2019. 7 p.

DI BERNARDO, L., DANTAS, A. D. B. (Orgs.) **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2.ed, São Carlos: Rima Editora, v.2, 2005. p. 1584.

JORDÃO, E. P; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgoto doméstico**. 4. ed. Rio de Janeiro, ABES, 2005, p.932

LIMA, N. M. **Aplicação da Moringa oleífera no tratamento de água com turbidez**. 2015. 57 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento de Processos Ambientais) Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento de Processos Ambientais, Universidade Católica de Pernambuco, Recife, 2015.

LO MONACO, P. A. V. *et al.* **Utilização de extratos de sementes de moringa como agente coagulante no tratamento de água para abastecimento e águas residuárias**. *Ami- água*, Taubaté, v.5, n.3, p.222-231, 2010. Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=92815711014>. Acesso em: 29 de julho de 2019.

MADRONA, G. S. **Extração/purificação do composto ativo da semente da Moringa oleífera Lam e sua utilização no tratamento de água para consumo humano**. 2010. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Programa de Engenharia Química em Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2010.

NOGUEIRA, F. C. B. **Sementes de moringa e pó de quiabo no tratamento de efluente sanitário**. 2012. 75 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal - Universidade José do Rosário Vellano. Alfenas, MG, 2012.

OLIVEIRA, N. T. *et al.* Tratamento de água com Moringa oleífera como coagulante/floculante natural. **Revista Científica FAEMA**. v. 9, n. 1, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.31072/rcf.v9i1.539> . Acesso em: 15 de junho de 2018.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. 2001. 233 f. Dissertação (Mestrado em e Hidráulica Saneamento) - Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2001.

PRITCHARD, M. *et al.* **A study of the parameters affecting the effectiveness of Moringa oleífera in drinking water purification**. *Physics and Chemistry of the Earth*, Oxford, v35, n. 13-14, p.791-797, 2010.

SANTOS, J. A. **Avaliação de eficiência do uso da semente de *moringa oleifera* no tratamento de efluente doméstico.** 2019. 45 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas 2019.

SANTOS, A. S. **Técnica de tratamento de água de poço com uso da *moringa oleifera lam* no município de Cruz das Almas - Bahia.** 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas. 2019.

SILVA, G. K. **Método alternativo para aplicação do coagulante natural no tratamento de água.** 2012. 116 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Ambiente) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil- Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

VAZ, L. G. de L. *et al.* **Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia,** Ectética. Química. vol.35, nº 4, São Paulo, 2010.

VON SPERLING, M. (Org.). **Princípios básicos do tratamento de esgotos** - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2º ed. Belo Horizonte, UFMG. 2006. 243p.

Manipueira: oportunidades para uso sustentável

*Alessandra Cristina Silva Valentim
Matheus Ribeiro de Jesus Cerqueira
Raul Oliveira Reis Livio de Abreu
Bianca Campos Afonso
Naiara Carvalho de Oliveira Souza
Nayara de Santana Santos
Genildo Souza das Virgens
Mariana Mendes Costa Oliveira
Jailton de Souza Barreto Santos
Marina Pereira Ribeiro*

Introdução

De acordo com a Companhia Nacional de Abastecimento, em 2016 o país ocupou a quarta posição na produção mundial de mandioca, com total de 21,08 milhões de toneladas de raízes (CONAB, 2018). Esses dados mostram a importância da mandioca na alimentação e conseqüentemente na geração de emprego e renda.

A mandioca é um produto muito utilizado na alimentação humana e animal no mundo. No território brasileiro, a raiz é cultivada em quase todas as regiões sob diferentes condições ambientais e sistemas de cultivo. A demanda por variedades é bastante comum, e a cultura apresenta boa adaptação em solos e climas variados, além de ser pouco exigente em insumos e água (FUKUDA; PEREIRA, 2006; MATTOS; CARDOSO, 2003).

O cultivo de variedades mais resistentes de mandioca possibilita contornar problemas com pragas e doenças. Cada variedade apresenta características específicas, com a possibilidade de uso da

raiz, para alimentação humana, animal e na indústria, no consumo fresco ou processado (FUKUDA; PEREIRA, 2006).

De acordo com dados do Inventário de Variedades de Mandioca, lançado em 1996-2009, as variedades são numerosas, a adaptação da mandioca varia com uma série de fatores, desde a necessidade de colheita do agricultor (menor ou maior tempo) ao tipo de bioma predominante na região e condições hidrológicas (ARAÚJO; ALMEIDA, 2013).

A variedade melhorada também contribui com o aumento significativo da produtividade, sem implicar em custos adicionais de produção, o que facilita sua adoção, principalmente por parte de produtores de baixa renda (FUKUDA; TAVARES; IGLESIAS, 2003).

De acordo com Ponte (2008), o teor de ácido cianídrico (HCN) contido nas raízes é um dos fatores que definem a finalidade de uso da mandioca. As mandiocas são classificadas com base na quantidade de cianeto existente em suas raízes em doces e amargas. As doces são destinadas ao consumo humano, e denominadas como: mandioca de mesa, macaxeira, aipim ou mandioca mansa; as amargas devem ser processadas antes do consumo, são designadas como mandioca brava e destinam-se à industrialização.

As variedades de mandioca mansa apresentam menos de 100 mg.kg⁻¹ de HCN, enquanto as bravas (ou venenosas) possuem mais de 100 mg.kg⁻¹ de HCN em polpa crua de raízes (RIMOLDI *et al.*, 2006).

No Brasil a mandioca é bastante utilizada na produção de farinha de forma tradicional, cujo processo produtivo gera resíduos sólidos e líquidos. A manipueira é um líquido extraído da mandioca quando ela é prensada no processo de fabricação da farinha (EMBRAPA, 2011).

De acordo com a variedade da mandioca, a caracterização físico-química da manipueira pode variar. Os dados da pesquisa realizada por Ferreira e colaboradores (2001), revelaram que para

alguns parâmetros, os resultados apresentaram valores diferenciados após a mistura de duas variedades, enquanto para os parâmetros nitrogênio, cálcio e magnésio os valores não variaram, para fósforo e potássio os valores foram muito diferentes entre as duas variedades. Esses dados reforçam a necessidade de investigar a caracterização da manipueira para posterior reuso.

Resíduo líquido: manipueira

A manipueira é um líquido de aspecto leitoso, de cor amarela, gerado na etapa de prensagem da raiz de mandioca no processo de produção de fécula ou farinha, se apresenta na forma de suspensão aquosa, contém goma, açúcares, proteínas, linamarina, derivados cianogênicos, substâncias e sais minerais diversos (CEREDA, 2001). A manipueira oriunda diretamente da prensagem da mandioca apresenta um potencial poluidor 25 vezes maior que o esgoto doméstico, e pode ser considerada como um esgoto industrial de acordo com a sua composição química (SANTOS, 2009).

A Figura 1, ilustra o resíduo líquido produzido em uma casa de farinha tradicional na zona rural do município de Cruz das Almas-BA.

Figura 1 - Manipueira gerada durante o processo de produção de farinha.



Fonte: Autores (2015).

Conforme Ferreira e colaboradores (2001), a manipueira apresentou uma elevada concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO, com um valor médio que varia de 14.000 mg.L⁻¹ até 34.000 mg.L⁻¹, considerando a faixa de volume de 300 L à 3.000 L a cada tonelada de raízes processadas.

Além das características físico-químicas e biológicas, torna-se necessário avaliar o potencial tóxico deste resíduo. A ecotoxicologia define toxicidade como sendo qualquer comportamento contrário manifestado por organismos-teste, para determinadas dosagens de material aplicado. A resolução nº 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005) regulamenta o uso de testes ecotoxicológicos no item de avaliação da qualidade de efluentes.

No estudo realizado por Costa (2019), foi observado ao término do ensaio aumento do peso das minhocas à medida que se elevou a concentração do resíduo líquido no solo, a preferência da *Eisenia spp.* pelo solo contaminado pode estar associado a presença de fatores favoráveis, como a riqueza de nutrientes da manipueira que pode ter sido utilizado como fonte de alimento pelas minhocas, e ao término de 14 dias morte dos organismos que pode estar associado a acidez do meio.

A manipueira tem sido utilizada no combate a pragas e doenças, no controle de formigas e insetos, na fabricação de vinagre e sabão e como fonte de nutrientes no solo ou planta, pois ela é rica em potássio, nitrogênio, magnésio, fósforo, cálcio e enxofre (EMBRAPA, 2011).

Além disso, este tipo de resíduo líquido pode ser utilizado como adubo orgânico, desde que sejam feitas as diluições corretas para atingir o efeito desejado, enquanto para alimentação animal, recomenda-se a manipueira pura após um período determinado de descanso para a volatilização do cianeto (SANTOS, 2009).

A manipueira pode causar sérios problemas quando lançada sem tratamento no meio ambiente. Diante disso, o reuso deste resíduo deve ser valorizado, principalmente em decorrência das vantagens para o uso na agricultura, controle de pragas e outros. Assim, o presente estudo teve como objetivo caracterizar as propriedades físico-químicas e toxicidade tanto do resíduo líquido gerado no processo de fabricação de farinha pela agricultura familiar, como da manipueira produzida em laboratório a partir de diferentes variedades de mandioca e da mistura das mesmas.

Caracterização da manipueira

Os estudos de caracterização da manipueira foram realizados em duas regiões e períodos diferentes, nos municípios de Cruz das Almas e São Félix, localizados na região do Recôncavo da Bahia.

Os primeiros trabalhos de avaliação das características físico-químicas e ecotoxicológicas da manipueira se delimitaram ao município de Cruz das Almas, através de uma proposta intitulada por “Avaliação da manipueira para utilização como adubo orgânico e defensivo agrícola natural para a Agricultura Familiar”. Inicialmente foram feitas visitas em algumas casas de farinhas, com o propósito de entender como o resíduo era gerado no processamento da mandioca com práticas tradicionais. Na ocasião foram coletadas amostras para serem analisadas em laboratório. Foi estabelecido um diálogo com os produtores para explicar a forma correta de manuseio, acondicionamento do resíduo e o potencial uso da manipueira como adubo orgânico na agricultura familiar, e contribuindo assim para a sustentabilidade dos arranjos produtivos de fabricação de farinha.

A casa de farinha selecionada para este estudo não armazenava o resíduo gerado, somente separava pequenas quantidades para a

doação e o restante era direcionado para a fossa. Dessa forma, as amostras foram coletadas diretamente da prensa manual. Devido a quantidade de goma presente no resíduo líquido, os parâmetros iniciais selecionados para caracterização do resíduo foram: amônia, nitrito, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis, Demanda Química de Oxigênio (DQO), acidez e pH. As coletas foram realizadas a cada dois meses durante 1 ano, para verificar a variação de alguns parâmetros em relação a sazonalidade.

Inicialmente foi estabelecido um estudo sobre o balanço de sólidos a fim de identificar as características do resíduo e auxiliar nas diluições empregadas, devido à elevada concentração de matéria orgânica, permitindo a análise dos parâmetros DQO e acidez somente na última amostragem, conforme os resultados apresentados na Tabela 1.

Tabela 1- Resultados preliminares dos parâmetros físico-químicos da manipueira avaliados em 2016.

PARÂMETROS	RESULTADOS
Amônia	109,87 - 175,35 mg/L
Nitrito	2,73 - 4,96 mg/L
Sólidos Totais	28576 - 52096 mg /L
Sólidos Fixos	3500 - 7456 mg /L
Sólidos Voláteis	21120 - 45551 mg/L
DQO	15333,33 mg/L
pH	3,97 - 4,18
Acidez	30,321 mg/l CaCO ₃

Fonte: Autores (2016).

Os resultados evidenciaram a elevada concentração de matéria orgânica demonstrados nos valores obtidos para DQO e sólidos voláteis, bem como a elevada concentração de amônia. Além disso, percebeu-se a necessidade da realização de outros estudos a fim de verificar as concentrações dos parâmetros físico-químicos de acordo

com as variedades cultivadas na região, com a finalidade de propor o uso da manipueira de forma sustentável.

A segunda etapa deu-se com a realização dos estudos sobre “Valorização da manipueira produzida em uma casa de farinha localizada na comunidade da Sapucaia em Cruz das Almas-BA”. Os trabalhos tiveram continuidade na mesma casa de farinha inicialmente estudada. O empreendimento foi caracterizado como uma instalação de pequeno porte, utilizada apenas por um produtor, na qual a quantidade de mandioca processada era variável, de acordo com a necessidade de consumo. As amostras de manipueira foram coletadas em um recipiente coletor que recebia o líquido extraído diretamente da prensa manual. Para a caracterização físico-química do resíduo, foram analisados os parâmetros: fósforo total, amônia, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis, DBO, DQO, nitrogênio total, nitrito, cor, acidez e pH. Conforme metodologia descrita em APHA (2005).

De acordo com a faixa de resultados obtidos, apresentados na Tabela 2, foram perceptíveis as variações nas amostras analisadas. Isso pode estar relacionado a fatores externos que influenciam na absorção dos macronutrientes presentes no solo, bem como o método de produção, temperatura, umidade, pH e mistura entre as variedades de raízes de mandioca utilizadas.

Tabela 2 - Resultados em faixa de variação crescente dos parâmetros físico-químicos da manipueira avaliados em 2018.

PARÂMETROS	RESULTADOS
Fósforo Total	0,55 - 33,03 mg/L
Amônia	115,68 - 175,35 mg/L
Nitrito	0,28 - 4,96 mg/L
Nitrogênio Total	844,9 - 1689,8 mg/L
Sólidos Totais	34440 - 168005 mg /L
Sólidos Fixos	6545 - 29235 mg /L

Sólidos Voláteis	26465 - 138770 mg/L
DBO	4500 - 14000 mg/L
DQO	36047,23 - 199253,73 mg/L
pH	3,99 - 6,35
Cor	159 - 256 u.c apha
Acidez	4371,44 - 17733,2 mg/l CaCO ₃

Fonte: Autores (2018).

A elevada concentração de DBO 4500 - 14.000 mg/L e de DQO 36.047,23 - 199.253,73 mg/L indicam o potencial poluidor da manipueira em relação ao teor de matéria orgânica. Os resultados obtidos para fósforo total mostram que a manipueira possui uma carga de fósforo elevada, variando na faixa de 0,55 - 33,03 mg/L, sendo este um elemento essencial para a divisão celular, reprodução e metabolismo vegetal. A grande quantidade de nitrogênio total obtida na faixa de 844,9 - 1.689,8 mg/L está propícia para o uso na fertilização do solo. O nitrogênio geralmente é o elemento que mais reage no solo bioquimicamente, sendo assim, ele depende de fatores como: temperatura e pH. Além disso, o nitrogênio é um componente fundamental para o crescimento das plantas.

Embora já exista material publicado sobre a diluição apropriada para o uso da manipueira como adubo orgânico, essa prática não é adotada na casa de farinha estudada, fato que pode ser justificado pelo desconhecimento da prática correta de uso, ou até mesmo por dificultar o trabalho realizado pelos produtores.

O cianeto é uma substância volátil encontrada na manipueira, sendo um dos principais responsáveis por sua toxicidade. No processo da prensagem da massa de mandioca, a concentração de cianeto por quilograma de raiz da mandioca diminuiu de 154,40 mg HCN/Kg para 66,59 mg HCN/kg. Percebe-se que essa queda está relacionada

à afinidade dos compostos cianícos com a água (OLIVEIRA et al., 2013).

Gonzaga e colaboradores (2007) utilizou a manipueira em extrato aquoso à 50 mg/L de concentração em pulgão preto por aplicação translaminar, obtendo uma taxa de mortalidade de 100%. Tendo em vista esses resultados, foi possível perceber que a manipueira pode ser utilizada como pesticida, mas vale ressaltar que serão necessárias mais pesquisas para avaliar o efeito residual e o tempo de carência após a aplicação do produto.

Além dos parâmetros físico-químicos, foram realizados estudos para avaliar a presença de microrganismos, através das análises de coliformes (totais e termotolerantes) na manipueira coletada em casas de farinha do município de Cruz das Almas-BA. Os resultados atestaram a presença de microrganismos do tipo coliformes, tanto para os testes realizados com amostras coletadas no mesmo dia, quanto nas amostras armazenadas por períodos diferentes sob refrigeração. A presença de coliformes pode ser atribuída à falta de medidas assépticas durante o processo de produção da farinha de mandioca. Além disso, a presença de coliformes totais e termotolerantes em amostras refrigeradas indicam a necessidade de um estudo de decaimento bacteriano, a fim de entender o comportamento da manipueira como substrato para crescimento de microrganismos.

Visitas realizadas em três casas de farinhas situadas na comunidade da Sapucaia, em Cruz das Almas, possibilitaram atestar o manejo inadequado da mandioca - utilização do chão, sem prévia esterilização para armazenamento e corte/descasque; inexistência de barreira física que impossibilite o acesso de vetores; ausência de limpeza da prensa - que contribuíram para a presença de coliformes totais e termotolerantes. Algumas das imagens registradas durante as visitas estão dispostas a seguir nas Figuras 2 e 3.

Figura 2 - Prensa e locais de armazenamento da mandioca na Casa de Farinha 1, localizada na comunidade da Sapucaia. A: Prensa; B: Local de torragem da farinha; C: Local de Armazenamento da mandioca.



Fonte: Autores (2017).

Figura 3 - Prensa de madeira utilizada na casa de farinha 2, na comunidade da Sapucaia. A: Prensa utilizada para preparo da farinha; B: Manipueira obtida após processo de prensagem.



Fonte: Autores (2017).

Foi possível observar através das imagens, a falta de medidas assépticas nos três locais visitados, este pode ser um dos fatores que contribuem para a presença de coliformes totais e termotolerantes. Para diminuir o risco de contaminação, as raízes de mandioca

deveriam ser acondicionadas em recipientes para evitar o contato direto com o chão e, após a remoção da casca, passar por sucessivas lavagens em água corrente. Conforme Figura 4-A, pode-se observar a fossa utilizada para o descarte da manipueira produzida no estabelecimento, no entanto, o encharcamento de solo demonstra que o dispositivo não atende a capacidade produtiva, extravasando parte do líquido para o solo.

Figura 4 - Casa de Farinha 3 na comunidade da Sapucaia. A: Área externa lateral onde se localiza a fossa; B: Área de prensagem da Mandioca; C: Área de trabalho para preparo da Mandioca.



Fonte: Autores (2017).

Nos estudos realizados verificou-se que apesar de existirem normas e manuais com orientações e recomendações adequadas para instalação de casas de farinha, este contexto ainda está muito longe da realidade, pois a prática descrita anteriormente pode ser considerada uma arte centenária que atravessa gerações.

O processo produtivo desde o plantio da mandioca até a obtenção da farinha é composto por atividades tradicionais passadas

de pais para filhos. Este legado precisa e deve ser respeitado. Todavia, a inclusão de procedimentos para aprimorar o processo e incrementar novas tecnologias não devem ser entendidas como ameaças à história dessas famílias. E sim como oportunidades para melhoria da qualidade da produção e direcionamento dos resíduos para usos sustentáveis.

Experiências: São Félix

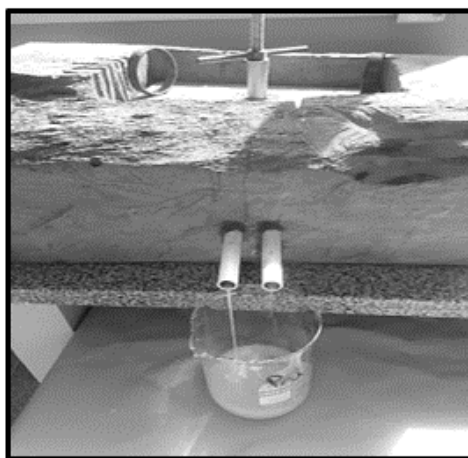
Em São Félix as mandiocas foram coletadas na zona rural Fazenda Subaé. De acordo com o IBGE (2018), a população estimada da cidade em 2018 foi de 14.717 habitantes e uma área territorial de 103.226 Km². A região dispõe de 688 estabelecimentos agropecuários de mandioca, uma área plantada de aproximadamente 400 hectares e cerca de 2000 toneladas colhidas. Possui clima seco a subúmido, com temperatura mínima e máxima, respectivamente de 22°C e 34°C. O município fica localizado na Região Recôncavo Sul (IBGE, 2019).

Para este estudo foi realizado um protocolo diferente com objetivo de analisar as características físico-químicas e ecotoxicológicas do resíduo proveniente do processo de fabricação de farinha de mandioca, em três variedades distintas e após a mistura das mesmas.

O processo de escolha do método adequado para coleta, manuseio e acondicionamento das amostras foi realizado baseado no Guia 19/2019 – versão 1 (ANVISA, 2019). Desta forma, coletou-se 2,5 kg de raiz de três variedades distintas de mandioca, cultivadas no mesmo período. Foram realizadas 3 coletas compreendendo o período seco e chuvoso. A escolha das variedades foi baseada na disponibilidade da raiz durante todo período da pesquisa e por serem as mais utilizadas pelos produtores nas casas de farinha da região.

Após coletadas na lavoura, o material foi levado para o laboratório, onde foi pesado, descascado, moído e prensado. No processo de prensagem da mandioca utilizou-se uma vasilha higienizada para coleta da manipueira e posteriormente acondicionamento em garrafas plásticas, a Figura 5 ilustra a coleta de manipueira.

Figura 5 - Geração e coleta do líquido (manipueira), após prensagem da mandioca triturada.



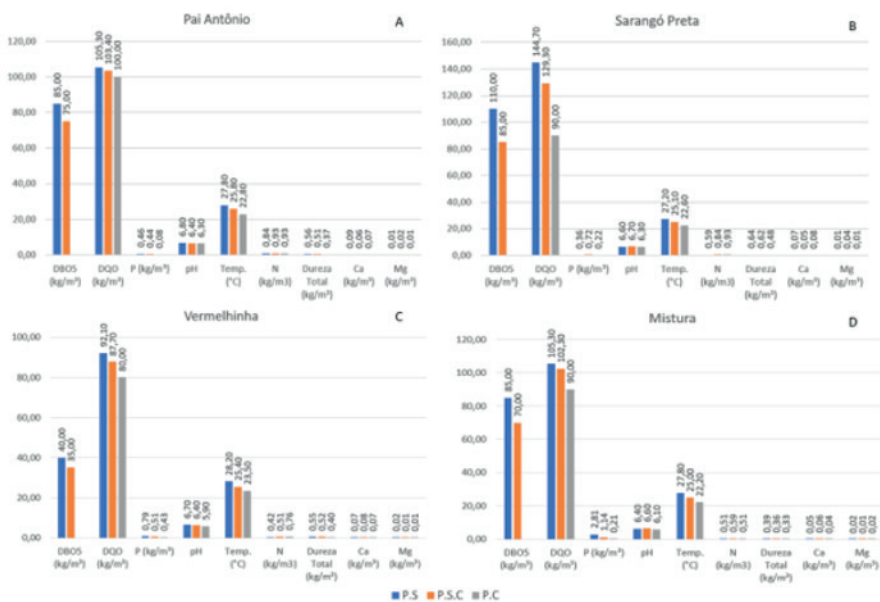
Fonte: Souza (2019).

A cada 2,5 kg de raiz triturada obteve-se um volume líquido de manipueira entre 180 a 200 ml. Para compor a mistura foram separados 75 ml de cada uma das seguintes variedades: Pai Antônio, Sarangó Preta e Vermelhinha, estas foram misturadas em um béquer e assim obteve-se a mistura.

As amostras de manipueira foram coletadas e identificadas como sendo: PS – Manipueira proveniente da coleta realizada no período seco; PSC – Manipueira proveniente da coleta realizada no período seco e chuvoso; PC – Manipueira proveniente da coleta realizada no período chuvoso.

As amostras foram analisadas no Laboratório de Qualidade da Água (LAQUA) - da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB), através dos métodos descritos no APHA (2005). Foram caracterizadas a manipueira proveniente das três variedades de mandioca e uma amostra composta pela mistura dessas variedades, em três períodos diferentes. A Figura 6, apresenta os resultados dos parâmetros analisados para cada uma das coletas. Pode-se observar que, para a maior parte dos parâmetros, houve uma variação nos resultados encontrados entre as variedades.

Figura 6 - Caracterização físico-química das amostras de manipueira produzidas em laboratório. P.S - coleta 1, período seco; P.S.C - coleta 2, período seco/chuvoso; P.C - coleta 3, período chuvoso. A: Pai Antônio; B: Sarangó Preta; C: Vermelhinha; D: Mistura.



Fonte: Adaptado de Souza (2019).

A partir da análise do parâmetro DBO, foi possível perceber que todas as amostras apresentaram resultados diferentes ao variar o tipo

de raiz utilizada na geração do resíduo, verificando uma diminuição dos valores entre o período seco e chuvoso.

Foi possível perceber que os valores de DBO encontrados foram diferentes, algumas variedades apresentaram quase três vezes mais o valor de DBO, quando comparada com as demais. A amostra Sarangó Preta apresentou o maior valor de DBO, enquanto o menor foi da amostra Vermelhinha.

A partir dos dados obtidos para cada amostra, calculou-se a média da DBO, entre o período seco e chuvoso, e obteve-se respectivamente os seguintes valores: 80.000 e 65.000 mg/L. Estes altos valores de DBO mostraram que a manipueira dispõe de uma quantidade elevada de matéria orgânica. Os valores de DBO encontrados na literatura são menores, quando comparados às variedades avaliadas neste estudo, apenas a amostra Vermelhinha apresentou valores próximos.

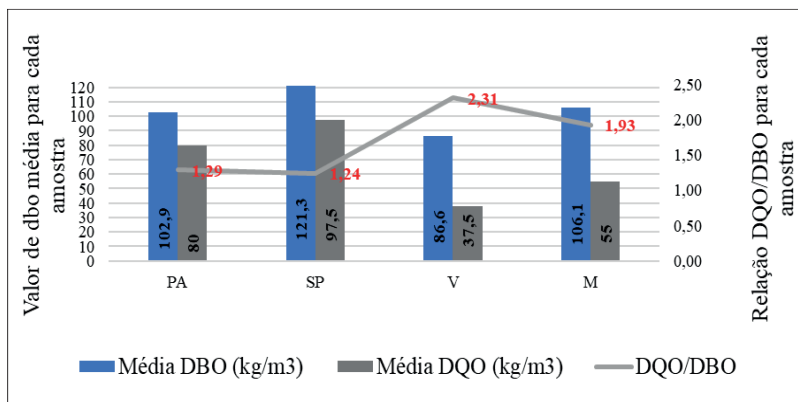
Os resultados das análises do parâmetro DQO das amostras, apresentaram resultados diferentes ao variar o tipo de raiz utilizada, entretanto a variação foi pequena entre os períodos seco e chuvoso.

O parâmetro DQO apresentou comportamentos similares em relação às concentrações obtidas, sendo o valor mais elevado para amostra Sarangó Preta, e a variedade com menor valor foi a Vermelhinha.

A partir dos dados obtidos para cada amostra, calculou-se a média da DQO, e os valores obtidos para os períodos analisados foram respectivamente: 111.841, 106.965 e 92.000 mg/L. Esses valores mostram um decréscimo entre o período seco e chuvoso da DQO para todas as amostras.

A Figura 7 mostra a relação DQO/DBO_5 dos valores médios para cada amostra. Para todas as amostras o valor da relação foi menor que 2,5 e isso indica a biodegradabilidade da manipueira, visto que na literatura o valor se encontra entre 1,7 e 2,4 (VON SPERLING, 2005), passivo de tratamento biológico.

Figura 7 - Valor médio da relação DQO/DBO₅ para as variedades estudadas. P.A - Amostra Pai Antônio; S.P - Amostra Sarangó Preta; V - Amostra Vermelhinha; M - Mistura.



Fonte: Adaptado de Souza (2019).

O maior valor para o parâmetro fósforo foi encontrado no período seco, com exceção da amostra Sarangó Preta, que teve um aumento no período chuvoso. Os valores de fósforo encontrados na literatura para manipueira com procedência de casa de farinha, foram superiores aos valores encontrados neste estudo.

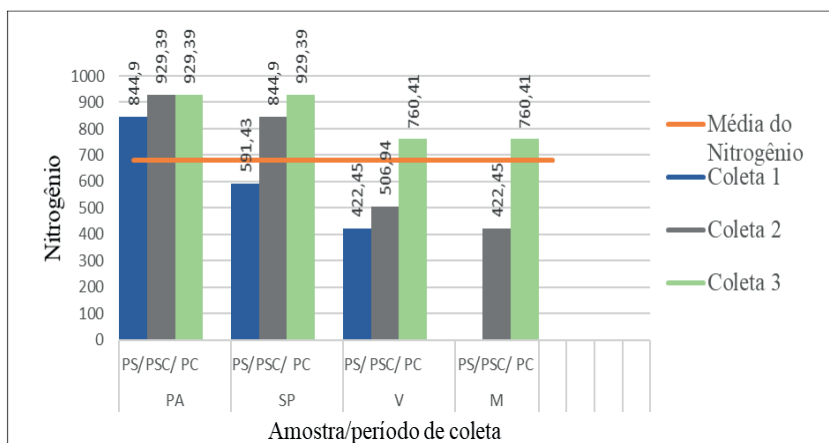
Os valores de pH não apresentaram variações significativas ao longo dos períodos, com ou sem chuva, e ao variar as amostras de mandioca. O pH foi medido imediatamente após a trituração e prensagem da mandioca. Através das quatro amostras, foi possível obter uma média de pH de 6,46 para o resíduo, sendo assim considerado ligeiramente ácido e próximo da neutralidade. De acordo com Ferreira e colaboradores (2001), o valor de pH da manipueira em casas de farinha é de 6,30 e Modesto e Alves (2016) encontraram o valor de 6,22.

A temperatura da manipueira não apresentou variação significativa entre as variedades trabalhadas, entretanto no período chuvoso nota-se uma pequena variação quando comparado com período mais seco. A temperatura média da manipueira foi de 25,12°C,

a faixa de variação para efluentes industriais variam bastante de acordo com as etapas do processo, pois de acordo com Aprile e colaboradores (2004) a manipueira proveniente de fecularia chega até 60°C. Isso dificilmente vai ocorrer em casa de farinha tradicional, pois provavelmente a fecularia utiliza água quente na etapa de lavagem.

De acordo com a Figura 8, a manipueira apresentou uma variação na quantidade de Nitrogênio Total, algumas variedades apresentam valores bem discrepantes em relação às demais. Isso demonstra a capacidade de absorção nas diferentes variedades de mandioca, visto que as amostras utilizadas neste estudo foram cultivadas no mesmo solo e período, notou-se ainda que a variação entre a estação chuvosa e seca também influenciou na concentração de nitrogênio presente no resíduo. Foi possível perceber que a amostra Pai Antônio apresentou o maior valor de nitrogênio para todos os três períodos analisados nesse trabalho, com valores próximos ao da Sarangó Preta no período chuvoso. Enquanto a amostra Vermelhinha apresentou a menor quantidade de nitrogênio entre as amostras.

Figura 8 - Valor médio de Nitrogênio Total para as variedades estudadas. P.A - Amostra Pai Antônio; S.P - Amostra Sarangó Preta; V - Amostra Vermelhinha; M - Mistura.



Fonte: Adaptado de Souza (2019).

As amostras apresentaram um valor médio para cálcio de 70,14 mg/l. Os valores máximos de cálcio variaram entre as amostras coletadas no período seco e chuvoso, com uma redução dos valores. A amostra com maior valor para cálcio no período seco foi a proveniente da raiz Pai Antônio, enquanto, a amostra que apresentou o menor valor neste mesmo período foi a Mistura, podendo ser justificado por se tratar de uma amostra com contribuição de diferentes íons.

De acordo com Ferreira e colaboradores (2001), o valor médio de cálcio encontrado em manipueira foi de 190,0 mg/l, já o valor encontrado por Duarte e colaboradores (2011) foi de 240 mg/l em manipueira proveniente de casa de farinha. Assim, para as variedades de raízes usadas neste trabalho encontrou-se valores bem abaixo das médias de cálcio disposto na literatura para esse tipo de resíduo.

Os valores de magnésio variaram bastante, principalmente ao se analisar o período no qual foi extraída a mandioca, os menores valores de magnésio estão concentrados principalmente no período chuvoso. A amostra Sarangó Preta apresentou os maiores valores para o período seco e a amostra Pai Antônio apresentou os menores valores para o mesmo período.

Os valores de cálcio e magnésio foram bem diferentes, quando comparados com os encontrados na literatura. Notou-se ainda que o período de coleta das raízes, para uso na fabricação da farinha, e conseqüentemente a geração da manipueira influencia significativamente nos valores obtidos em cada amostra, mostrando assim, que a estação do ano influenciou em todos os parâmetros analisados nesse trabalho, isso pode ser justificado pela variação de temperatura, frequência de chuva, umidade e outros fatores predominantes em cada estação.

Além dos parâmetros físico-químicos, buscou-se avaliar a toxicidade da manipueira através de ensaios ecotoxicológicos. A ecotoxicologia é uma ciência voltada para o estudo dos impactos que substâncias químicas lançadas no meio ambiente podem provocar nos ecossistemas e por consequência, nos organismos vivos. Dessa forma, devido ao descarte da manipueira ocorrer diretamente no solo, foi avaliado a toxicidade nesse importante meio.

Para analisar a toxicidade da manipueira, foi realizado um ensaio comportamental com minhocas no solo, baseado na metodologia que utiliza *Eisenia andrei* como organismo-teste no ensaio de fuga. Nos ensaios ecotoxicológicos foram utilizadas amostras referentes à segunda e terceira coletas, o comportamento observado está apresentado na Tabela 5.

Tabela 5 - Comportamento do organismo *Eisenia andrei* no ensaio ecotoxicológico.

PA2 - Amostra Pai Antônio-coleta 2; SP2 - Amostra Sarangó Preta-coleta 2; V2 - Amostra Vermelhinha-coleta 2; M2 - Mistura-coleta 2; PA3 - Amostra Pai Antônio-coleta 3; SP3 - Amostra Sarangó Preta-coleta 3; V3 - Amostra Vermelhinha-coleta 3.

Amostra/ Quant.	Quant. de minhocas solo controle	Quant. de minhocas solo contaminado	Quant. de minhocas mortas
PA2	3	7	0
SP2	2	8	0
V2	3	7	0
M2	5	5	0
PA3	3	7	0
SP3	4	6	0
V3	5	5	0

Fonte: Souza (2019).

De acordo com a Tabela 5 foi possível perceber que não houve morte ou desaparecimento do organismo-teste *Eisenia andrei* em nenhum dos solos (controle ou contaminado). Além disso, foi observado para todas as amostras que os organismos-teste preferiram o solo contaminado.

Para cada teste foi calculado a fuga em porcentagem, os valores estão dispostos na Tabela 6.

Tabela 6 - Resultado para o ensaio de fuga. PA2 - Amostra Pai Antônio-coleta 2; SP2 - Amostra Sarangó Preta-coleta 2; V2 - Amostra Vermelhinha-coleta 2; M2 - Mistura-coleta 2; PA3 - Amostra Pai Antônio-coleta 3; SP3 - Amostra Sarangó Preta-coleta 3; V3 - Amostra Vermelhinha-coleta 3.

Amostra	PA2	SP2	V2	M2	PA3	SP3	V3
X (%)	-40	-40	-40	0	-40	-20	0

Fonte: Autores (2019).

De acordo com a NBR 17512-1 (ABNT, 2011), valores positivos de fuga em porcentagem mostraram uma preferência das minhocas pelo solo controle. Dessa forma, foi possível perceber que para a maioria dos testes foi encontrado valores negativos de X, ou seja, a prevalência foi o solo contaminado. As características da manipueira em relação à matéria orgânica e nutrientes podem ter atraído os organismos como forma de alimento.

A manipueira por se tratar de um resíduo com características tóxicas, devido à presença do cianeto, precisa ter a sua toxicidade estudada com mais detalhes para diferentes tipos de solo, clima e organismos-teste.

Dessa forma, recomenda-se um estudo mais detalhado para a determinação do teste de fuga, de modo que outras concentrações sejam analisadas e o tempo de duração do teste também, para que assim seja possível determinar qual a concentração tóxica para as *Eisenia andrei*.

Tendo em vista os altos valores de nutrientes e macronutrientes encontrados em todas as amostras e a elevada quantidade de matéria orgânica, é possível atribuir aproveitamento da manipueira como adubo em solos com deficiência desses nutrientes. Dessa forma, a manipueira já vem sendo utilizada por alguns produtores rurais, como

fertilizantes. Para o uso no meio agrícola, o produto gerado precisa ser diluído devido à presença de cianeto.

O não aproveitamento da manipueira no meio agrícola pode acarretar um grande problema ao meio ambiente, devido às características apresentadas por este resíduo. Os valores de DBO e DQO mostraram que a manipueira tem uma parcela biodegradável e não biodegradável, entretanto é passível de tratamento biológico por apresentar maior parcela biodegradável.

Considerações finais

Ao analisar as características físico-químicas do resíduo líquido de casa de farinha, verificou-se que o mesmo demanda atenção no uso, por apresentar valores elevados de nutrientes, macronutrientes, matéria orgânica e cianeto, como já apresentado na literatura. Apesar de se tratar de um resíduo que pode ser fonte nutritiva para plantas e solos, é necessário conhecer o local onde a manipueira será utilizada, para assim evitar contaminação por excesso de nutrientes no meio. Dessa forma, a manipueira não aproveitada no meio rural ou utilizada como fonte nutritiva precisa passar por um tratamento biológico, de modo que seja evitada a contaminação de corpos hídricos ou solos que não necessitem de tais nutrientes.

Através dos estudos realizados em diferentes regiões, foi possível observar na caracterização da manipueira, que as variedades de mandioca utilizadas em casas de farinha apresentaram valores diferenciados para os parâmetros avaliados, e que existe uma ampla variedade de mandiocas com características diferentes, o que dificulta a comparação. Essa diferença de variedades utilizadas pode justificar a discrepância de alguns parâmetros analisados, quando comparados com a literatura.

Os resultados microbiológicos alertam para necessidade de cuidados no manuseio da manipueira e futuro reúso, pois a presença de coliformes totais e termotolerantes pode estar associada à falta de medidas assépticas encontradas nas casas de farinha, durante o processo produtivo.

Os resíduos de todas as amostras estudadas neste trabalho não apresentaram toxicidade em solo contaminado, entretanto, é importante salientar a necessidade de uma melhor caracterização do solo utilizado, das diferentes concentrações e da variação do pH da manipueira, para assim ter uma melhor definição do grau de toxicidade do resíduo.

A manipueira é um resíduo com características importantes e que pode ser reaproveitado sem prejuízos ao meio ambiente e gerar renda para o agricultor.

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 17512-1**: Qualidade do solo – Ensaio de fuga para avaliar a qualidade de solos e efeitos de substâncias químicas no comportamento. Parte 1: Ensaios com minhocas (*Eisenia fétida* e *Eisenia andrei*). Rio de Janeiro: ABNT, 2011. 26p.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Guia Nacional de coleta, acondicionamento, transporte, recepção e destinação de amostras para análises laboratoriais**. (Guia nº 19, versão 1). Brasília, DF: ANVISA, 2019. 64 p. Disponível em: <http://antigo.anvisa.gov.br/documents/10181/2957432/Guia+n.pdf/57dc0fbd-1bf2-4b41-b5c9-8f3a402f38da>. Acesso em: 11 de abril de 2021.

ARAÚJO, J. C.; ALMEIDA, C. O. (Orgs.). **Inventário de variedades de mandioca lançadas pela Embrapa Mandioca e Fruticultura no período de 1996 a 2009**. Cruz das Almas, BA: Embrapa Mandioca e Fruticultura Tropical, 2013. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1010260/inventario-de->

variedades-de-mandioca-lancadas-pela-embrapa-mandioca-e-fruticultura-no-periodo-de-1996-a-2009. Acesso em 11 de abril de 2021.

APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 21st ed. Washington, 2005.

APRILE, F. M; PARENTE, A.H.; BOUVY, M. **Análise dos resíduos industriais do processamento da farinha de mandioca na bacia do rio tapacurá (pernambuco – brasil)**. Disponível em: <https://seer.sis.puc-campinas.edu.br/seer/index.php/bioikos/article/view/878/856>. Acesso em: 01 de maio de 2019.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357/2005**, de 17 março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de águas e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União: Brasília, DF, nº 053, págs. 58-63, 18 de março de 2005.

CEREDA, M. P. (Org.). **Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca**. Série culturas de tuberosas amiláceas latinoamericanas. São Paulo: Fundação Cargill, 2001. 340p. Disponível em: <http://andorinha.epagri.sc.gov.br/consultawebsite/busca?b=ad&biblioteca=vazio&busca=autoria:%22CEREDA,%20M.P.%22>. Acesso em: 20 de julho de 2018.

Companhia Nacional de Abastecimento. **Análise Mensal-Mandioca-Janeiro 2018**. Brasília, DF. Disponível: https://www.conab.gov.br/info-agro/analises-do-mercado-agropecuário-e-extrativista/analises-do-mercado/historico-mensal-de-mandioca/item/download/15104_87ab84e372faa534fa097d39adcb71c5. Acesso em: 10 de abril de 2021.

COSTA, A. V. D. (2019). **Efluente da mandioca em *Eisenia* spp. (ANNELIDA, OLIGOCHAETA) prejudicial ou benéfico?** 51f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação – Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Capitão Poço, 2019.

DUARTE, A.S et al. Uso de diferentes doses de manipueira na cultura da alface em substituição à adubação mineral. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**.2011. Disponível em: <http://www.scielo.br /pdf/ rbeaa/v16n3/05.pdf>. Acesso em: 01 de maio de 2019.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. **Manipueira, um líquido precioso**. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/18147209/manipueira-um-liquido-precioso> 2011. Acesso em: 19 de maio de 2019.

FERREIRA, W.A.; BOTELHO, S.M.; CARDOSO, E.M.R.; POLTRONIERI, M.C. **Manipueira: um adubo orgânico em potencial**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2001. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/403315/1/OrientalDoc107.PDF>. Acesso em: 11 de abril de 2020.

FUKUDA, W.M.G.; PEREIRA, M. E. C. **BRS Rosada: mandioca de mesa com raiz colorida e mais nutritiva**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura Tropical, 2006.

FUKUDA, W.M.G.; TAVARES, J. A.; IGLESIAS, C. A. **Cultivar de mandioca recomendada para as condições semi-áridas da Chapada do Araripe**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2003.

GONZAGA, A.D; RIBEIRO, J.D; VIEIRA, M.F; ALÉCIO, M.R. Toxidez de Três Concentrações de Erva-de-rato (*Palicourea marCGravii* A. St.-Hill) e Manipueira (*Manihot esculenta* Crantz) em Pulgão Verde dos Citros (*Aphis spiraecola* Patch) em Casa de Vegetação. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 195-197, jul. 2007. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/88>. Acesso em: 11 de abril de 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Lavoura do município de São Félix**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/sao-felix/pesquisa/14/10193> Acesso em: 12 de abril de 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **População do município de São Félix**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/sao-felix/panorama>. Acesso em: 12 de abril de 2019.

MATTOS, P. L.P. CARDOSO, E. M. R. **Cultivo da Mandioca para o Estado do Pará**. Embrapa Mandioca e Fruticultura, Sistemas de Produção, 13 ISSN 1678-8796 Versão eletrônica, Jan/2003. Disponível em: https://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Mandioca/mandioca_para/index.htm. Acesso em: 24 de maio de 2019.

MODESTO, M. de S.; ALVES, R. N. B. **Produção de mandioca em roça sem fogo no trio da produtividade com aplicação de fertilizantes e manipueira no município de Baião, estado do Pará**. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2016. 19 p. (Embrapa Amazônia Oriental. Comunicado técnico, 275). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/143261/1/COMUNICADO-TECNICO-275.pdf>. Acesso em: 24 de maio de 2019.

OLIVEIRA, J. J. S.; SILVA, K. M.; OLIVEIRA, J. B.; MORAES, R. O.; SILVA, T. S.; PERREIRA, L. F.; CONFESSOR, J. J. O.; SILVA, A. B.; SILVA, A.G.L. Determinação da dose letal de manipueira em seres humanos, Rio de Janeiro, 2013, *In*: 53º Congresso Brasileiro de Química, 2013, Rio de Janeiro-RJ. **Anais Virtuais do CBQ**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Química, 2013. Disponível em: <http://www.abq.org.br/cbq/2013/trabalhos/5/2372-14731.html>. Acesso em: 11 de abril de 2021.

PONTE, C. M. A. **Épocas de colheita de variedades de mandioca**. 2008. 108f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Vitória da Conquista, 2008. Disponível em: <http://www2.uesb.br/ppg/ppgagronomia/wp-content/uploads/2020/10/celia-maria-de-araujo-ponte.pdf>. Acesso em: 11 de abril de 2021.

RIMOLDI, F.; VIDIGA, P.S.; VIDIGAL, M.C.G.; CLEMENTE, E. P.; M.G.; MIRANDA, L.; KVITSCHAL, M. V. Produtividade, composição química e tempo de cozimento de cultivares de mandioca de mesa coletadas no Estado do Paraná. **Acta Sci. Agron.** Maringá, v.28, n.1, p.63-69, jan/mar., 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v28i1.1308>. Acesso em: 11 de abril de 2020.

SANTOS, A. Usos e impactos ambientais causados pela manipueira na microrregião sudoeste da Bahia, Brasil. *In*: BENEDICTO, J.;

CARDIM, M. (Ed.). **Problemas sociales y regionales en América Latina**: estudio de casos. Barcelona: Universitat de Barcelona, 2009. p. 11-25. Disponível em:<http://www.ub.edu/medame/PSSantos.pdf>. Acesso em: 11 de abril de 2020.

SOUZA, N. C. O. **Caracterização de propriedades físico-químicas e toxicidade de resíduo líquido gerado no processo de fabricação de farinha de mandioca**. 2019. 48f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2019.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos** (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, vol. 1). 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2005. 452 p.

Esgoto sanitário em comunidades rurais

*Selma Cristina da Silva
Sheyla Mayara Feitosa Lisbôa*

Introdução

O saneamento é um instrumento que promove a saúde da população e a salubridade ambiental. Portanto, baixos índices de atendimento com estes serviços, traduzem elevados coeficientes de morbidade e de mortalidade. A ausência de sistemas de coleta e tratamento dos esgotos domésticos pode contribuir para a proliferação de inúmeras doenças parasitárias e infecciosas e também para a degradação dos recursos hídricos. Segundo o IBGE (2015) dos 97,84% da população total atendida com serviço de esgoto sanitário, 86,07% e 13,97% residem, respectivamente, nas áreas urbanas e rurais. Logo, há uma desigualdade muito pronunciada do atendimento populacional com serviços de esgoto sanitário entre essas áreas. Isso vai de encontro a um dos objetivos da Política Nacional de Saneamento (Lei nº. 11.445/2007, atualizada pela Lei nº. 14.026, de 15 de julho de 2020), que é o desenvolvimento de ações de saneamento básico em áreas rurais, para atingir à universalização do acesso a estes serviços (BRASIL, 2007; BRASIL, 2020).

Com base na Lei nº 11.445 (BRASIL, 2007), em 2013, o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) definiu a elaboração do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR) sob a coordenação do Ministério da Saúde – Fundação Nacional da Saúde (FUNASA). Tal programa foi concebido entendendo que o saneamento básico é um dos fatores determinantes e condicionantes para a promoção da saúde e para o desenvolvimento rural e, é uma das estratégias de erradicação da extrema pobreza. O processo de planejamento do

PNSR iniciou em 2014 e foi concluído em 2019. No planejamento são listadas diversas experiências de saneamento, inclusive de esgotamento sanitário, que têm sido implantadas nas zonas rurais e, informa que nestas regiões há um problema crônico e grave de ausência de saneamento básico adequado, que atinge milhões de brasileiros (FUNASA, 2019).

Nas áreas rurais possuem particularidades diferenciadas (socioeconômica, cultural, disponibilidade de área, menor densidade populacional), em comparação às áreas urbanas, permitindo o tratamento dos esgotos na própria fonte geradora (local), por sistemas individuais. Alguns dos processos utilizados que realizam tratamento e disposição no solo, simultaneamente, não produzem efluentes, porque que esses são infiltrados no solo e, com isso, se não forem projetados de maneira adequada, haverá a possibilidade de contaminação dos solos e, conseqüentemente, das águas subterrâneas.

Porém, nas áreas rurais as soluções mais utilizadas para tratamento dos esgotos sanitários são as que mais contribuem para a degradação dos recursos hídricos, as fossas rudimentares (“fossas negras”) e as fossas sépticas não ligas a rede coletora, cujos efluentes não são tratados. As fossas rudimentares são construídas de forma inadequada, ou seja, é um buraco escavado no chão que recebe o esgoto para tratamento e infiltração simultaneamente. Esse tipo de solução também compromete a qualidade do solo e das águas subterrâneas.

Diante do exposto, esse trabalho lista algumas soluções para tratamento de esgotos sanitários que podem ser implantadas nas áreas rurais informando suas características, vantagens e desvantagens e resume os procedimentos de dimensionamento de um sistema fossa séptica-*wetlands* construídos. Estes, além de promoverem o paisagismo, proporcionam o uso de plantas de

base alimentar humana e animal como auxiliar do tratamento dos efluentes dos tanques sépticos e produzem efluentes que podem ser reutilizados na irrigação de novas culturas.

Atendimento domiciliar

Na Tabela 1 são apresentados os dados de atendimento com esgotos sanitários nos domicílios brasileiros.

Tabela 1 - Atendimento com serviços de esgotos sanitários nos domicílios brasileiros em 2015.

Situação	Total de domicílios*	% de domicílios atendidos						Total	Sem solução
		Rede coletora	Fossa séptica		Fossa rudimentar	Outro			
			Ligada à rede coletora	Não ligada à rede coletora					
Urbana	58.298.000	68,05	6,54	13,04	9,80	2,02	99,45	0,55	
Rural	9.739.000	5,45	4,50	28,77	43,74	7,31	89,77	10,23	
Total	68.037.000	59,09	6,25	15,29	14,66	2,77	98,07	1,93	

OBS: *domicílios particulares permanentes amostrados atendidos

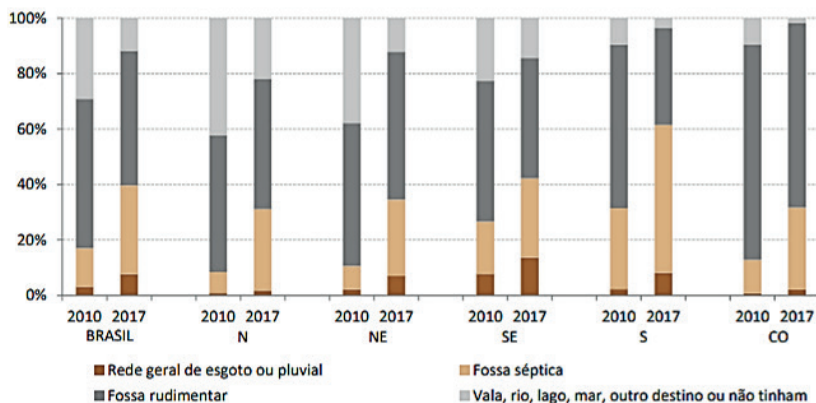
Fonte: Adaptado de IBGE (2015).

Nota-se que, apenas 59,09% dos domicílios brasileiros possuem rede geral de coleta de esgoto ligada, sendo que outros 21,54% são atendidos por fossa séptica (ligada ou não à rede coletora). Entretanto, 19,36% dos domicílios dispõem de soluções inadequadas: 14,66% atendidos por fossas rudimentares, 2,77% por outras soluções e 1,93% não possuem alternativas para o esgotamento sanitário. O atendimento domiciliar com rede coletora de esgoto é maior nas áreas urbanas (68,06%) e de 5,45% nas áreas rurais, cuja predominância é de fossa rudimentar (43,74%), seguido de fossa séptica ligada ou não a rede coletora (33,27%). Ainda nessas áreas 7,31% dos domicílios utilizam outra solução e 10,23% não possuem nenhuma solução para destinação dos esgotos sanitários (Tabela 1).

Segundo MDR (2019), houve um aumento no atendimento com esgoto sanitário nas áreas rurais. Em 2010, o atendimento por fossa séptica era de 13,9% e em passou para 32,0%, em 2017. No entanto, verificou-se ainda que 48,6% dos domicílios rurais, em 2017, lançavam os esgotos sanitários nas fossas rudimentares e 11,7% para valas, rios, lagos, mar ou usavam outra forma para a sua destinação, perfazendo um total de 5,4 milhões de domicílios sem solução adequada para o afastamento dos esgotos sanitários. Além disso, 14% da população não possui banheiro ou qualquer outra instalação sanitária e lança seus excretas no meio ambiente (SILVA; MARNO; LEONEL, 2017).

Nas áreas rurais de todo o país, o atendimento com o esgotamento sanitário é crítico e também existem discrepâncias regionais. A Figura 1 apresenta um aumento no atendimento domiciliar rural com rede coletora e fossa séptica, nas macrorregiões brasileiras.

Figura 1 - Percentual de domicílios rurais atendidos com esgotamento sanitário, por forma de afastamento, no País e nas macrorregiões, em 2010 e 2017.



Fonte: MDR (2019).

A região Sul possui maior atendimento por rede coletora, entretanto, nas demais regiões, há predominância das fossas

rudimentares. As regiões Centro-Oeste, Nordeste e Norte destacam-se por maior déficit de atendimento, sendo a Nordeste com a situação mais desfavorável em termos absolutos, com 2,7 milhões de domicílios sendo atendidos com soluções inadequadas ou sem atendimento (MDR, 2019).

Para melhorar o atendimento com serviços de tratamento de esgoto sanitário nas áreas rurais brasileiras é preciso incentivar a implantação dos sistemas simples e de baixo custo. Estes sistemas são de fácil operação e manutenção e dispensam equipamentos sofisticados (MONTEIRO JUNIOR; RENDEIRO NETO, 2011). Existem diversos sistemas simplificados que são apropriados para tratamento e disposição final de esgotos em comunidades rurais que, quando utilizados corretamente, promovem a saúde pública e a preservação do meio ambiente.

Tratamento/disposição final

As obras de saneamento para tratamento dos dejetos evitam a contaminação das águas, do solo, dos alimentos e do próprio homem por excretas humanas ou de animais. Isso porque durante o tratamento, as características dos esgotos são melhoradas tendo como consequência a produção de efluentes com qualidade adequada ao lançamento nos corpos d'água ou ao seu reaproveitamento em usos não potáveis.

Como o esgoto doméstico é predominantemente composto por matéria orgânica, o tratamento é realizado por processos biológicos. Para a escolha do processo mais adequado, os aspectos importantes a serem observados são: eficiência; confiabilidade; disposição do lodo; disponibilidade de área; sustentabilidade ambiental; custos de operação e de implantação; sustentabilidade da estação e simplicidade (VON SPERLING, 2014).

Nas áreas rurais, quando os esgotos são tratados, as tecnologias mais utilizadas são simplificadas: fossa rudimentar (solução inadequada) e fossa séptica. Outras soluções são fossa seca, fossa estanque, vala de infiltração, fossa séptica biodigestor, bacias de evapotranspiração ou fossas de bananeiras, os jardins filtrantes ou *wetlands* construídos e os banheiros secos. Não havendo tratamento (sem solução), são lançados em terreno baldio, nos rios ou a “céu aberto”, no solo.

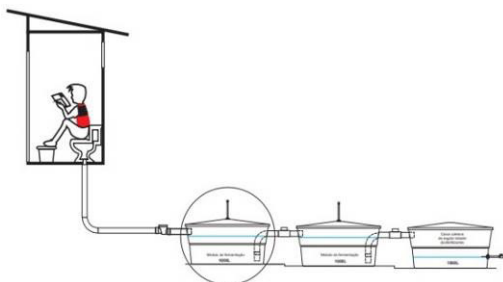
As fossas secas e estanques, e o banheiro seco não têm contribuição hídrica e, então, não geram efluentes e sim resíduos sólidos. Segundo Sá (2011), o banheiro seco é uma solução ecológica porque respeita o ciclo natural dos elementos, contribuindo para a redução do consumo e desperdício de água e evita a contaminação do solo e da água subterrânea. Além de prever, após o armazenamento em câmaras móveis ou fixas, o tratamento e aproveitamento dos resíduos. O resíduo seco gerado pode ser utilizado para fazer a co-compostagem (SABEI; BASSETTI, 2013) e se, suficientemente higienizado (desinfetado), pode ser aproveitado na adubação de culturas (SÁ, 2011). O mesmo ocorre com os resíduos gerados pelas fossas seca e estanque.

O banheiro seco possui grande variedade de modelos e alguns fazem a separação da urina. Nessas situações, a urina deve seguir para o tratamento comum às águas servidas ou pode ser armazenada para posterior aproveitamento na agricultura. A urina é rica em fósforo e, principalmente, em nitrogênio além de conter grande parte dos demais nutrientes e ser um valioso fertilizante que vem sendo testado e comprovado sua eficácia. No entanto, existe a necessidade de um melhor entendimento, aperfeiçoamento, avaliação e divulgação do uso correto dos sistemas de banheiros secos, para que estes possam ser efetivamente utilizados, sem ocasionar danos à saúde pública e ao meio ambiente (SÁ, 2011).

As fossas sépticas por terem contribuição hídrica geram efluentes com características que podem comprometer a qualidade da água do corpo d'água receptor e do solo e, assim, requerem pós-tratamento antes do seu lançamento. Os efluentes podem também serem dispostos no solo, desde que este possua capacidade de infiltração e permita a construção do sistema adequado que não venha a causar contaminação da água subterrânea.

A fossa séptica biodigestora - FSB (Figura 2) é composta por, no mínimo 3 caixas d'água de 1000 litros para atender a uma residência com 5 moradores.

Figura 2 - Desenho esquemático da fossa biodigestor.



Fonte: Silva, Marno e Leal (2017).

As duas primeiras caixas são chamadas de “módulos de fermentação”, pois nelas ocorre a biodigestão anaeróbica mais intensa. A última (caixa coletora) recebe e armazena o efluente tratado a ser reutilizado na irrigação de culturas. Para residências com maior número de moradores, o número de caixas deve aumentar proporcionalmente, utilizando sempre caixas de mesmo volume, no mínimo, de 1000 L. Ao módulo de fermentação, deve-se adicionar uma caixa de 1000 litros para cada 2,5 pessoas a mais na residência (SILVA; MARNO; LEAL, 2017).

A Fossa Séptica Biodigestora já foi implantada em mais de 11.500 residências rurais em todo o país e beneficia diretamente mais

de 57 mil pessoas (SILVA; MARNO; LEAL, 2017). A tecnologia já está consolidada, pois, o Ministério das Cidades por meio da Portaria nº 268/2017 incluiu esse tipo de fossa para tratamento de esgotos sanitários gerados nas zonas rurais (BRASIL, 2017).

Os jardins filtrantes (*wetlands* construídos) geralmente são utilizados para tratar efluentes decantados, porém também tratam esgotos brutos. Os efluentes produzidos são utilizados na limpeza de galpões; de máquinas agrícolas, na irrigação ou são lançados em corpo d'água receptor.

O Quadro 1 resume os processos que podem ser utilizados para tratamento e/ou disposição final dos resíduos sólidos e efluentes produzidos após o tratamento dos esgotos com as tecnologias usualmente empregadas nas zonas rurais.

Quadro 1 - Processos de tratamento dos resíduos sólidos e efluentes gerados após o tratamento dos esgotos.

TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO	RESÍDUO SÓLIDO	EFLUENTE PRODUZIDO	
		TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO NO SOLO	TRATAMENTO COMPLEMENTAR
Fossa Seca	Co-compostagem ou Enterrados.		X
Fossa Estanque			
Banheiro seco			
Tanque Séptico	Co-compostagem; Aterro Sanitário (lodo).	Sumidouro; Vala de Infiltração; Círculo de Bananeiras.	Vala de Filtração; Escoamento Superficial; Wetlands Construídos; Filtro Anaeróbio; Filtro de areia.
Tanque Imhoff			
Fossa Séptica Biodigestora	Co-compostagem ou aplicação no solo para adubação desde que seja higienizado e aplicado de forma controlada.	Reúso na irrigação de culturas.	X
Jardins filtrantes	-	Reúso na irrigação de culturas.	Depende da qualidade do efluente produzido e da destinação final.

Obs: X – não se aplica.

Fonte: Autores (2020).

As tecnologias de tratamento de esgotos sanitários com ou sem contribuição hídrica, mais utilizadas em comunidades rurais podem ser observadas no Quadro 2.

Quadro 2 - Sistemas Individuais e/ou Coletivos de Tratamento de Esgotos Sanitários.

TIPOS	TRATAMENTO	CH	CARACTERÍSTICAS	VANTAGENS	DESVANTAGENS
SISTEMAS INDIVIDUAIS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	Fossa Estanque (FE)	NÃO	Idêntica à Fossa Seca, porém construída acima do solo, com material impermeabilizante. Adotada em zonas de lençol freático muito superficial. Lotes de pequenas proporções com terrenos rochosos ou facilmente desmorroneáveis.	Baixo custo; simples operação e manutenção; fácil construção; não polui o solo; evita a contaminação e dos recursos hídricos e o desperdício de água. Os dejetos podem ser utilizados como adubo.	Imprópria para áreas de alta densidade populacional; requer solução para águas servidas; risco à saúde (higiene); requer pós-tratamento do resíduo.
	Fossa Seca (FS)	NÃO	Escavação feita no terreno com ou sem revestimento (características de permeabilidade do solo). Constituída por laje da fossa (piso) e casinha para proteção do usuário; comum em zonas rurais. Em região de pequena densidade populacional (máx. 6 pessoas);	Baixo custo; simples construção, operação e manutenção; aplicável em vários tipos de terreno; permite o uso de diversos materiais de construção.	Idem a fossa estanque. Em terrenos inconsistentes exige impermeabilização; podem poluir o solo.
	Banheiro Seco (BC)	NÃO	Também conhecido como sanitário ecológico. Os dejetos são lançados em uma câmara onde a matéria orgânica é degradada e transformada em adubo.	Idem a fossa estanque.	Idem a fossa estanque

SISTEMAS INDIVIDUAIS E COLETIVOS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	Fossa séptica (TS)	SIM	Unidade cilíndrica ou prismática retangular, de fluxo horizontal, para tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão; economicamente recomendado para até 100 pessoas; pode ser de câmara única ou câmara em série.	Tecnologia simples, compacta e de baixo custo; simples operação e manutenção; remoção de sólidos suspensos; remove pouca DBO; boa resistência às variações de carga; menor tempo de retenção; Melhor digestão; melhor qualidade de efluente; produção de biogás (pouco).	Pode apresentar efluente com aspecto desagradável e maus odores; dependente do clima; produção de lodo e necessidade de remoção; requer tratamento complementar para a remoção de matéria orgânica e nutrientes (fósforo e nitrogênio).
	Jardim Filtrante (JF)	SIM	Para tratar águas cinzas, provenientes de pias, sanitários e de cozinhas, lavabos, chuveiros, ralos, lavanderias e máquinas de lavar roupas. É um <i>wetland</i> construído, usando caixa d'água preenchida com pedras, areia e plantas aquáticas onde a depuração do esgoto ocorre por meio das plantas aquáticas, do meio filtrante e dos microrganismos.	Não usa energia elétrica. Os efluentes possuem qualidade a serem utilizadas como fertilizantes.	Necessitam de decantação prévia.
	Fossa Séptica Biodigestora (FSB)	SIM	É formada por, no mínimo, 3 caixas d'água de fibra de vidro de 1000 litros conectadas por tubulações para atender uma residência de até 5 pessoas. É projetada para receber somente as águas negras, provenientes do vaso sanitário. Às águas negras são adicionados 5 litros de esterco bovino fresco e 5 litros de água, uma vez por mês.	Maior eficiência em relação aos tanques sépticos tradicionais, visco que a esterco bovino adicionado aumenta a eficiência do sistema. O uso do esterco bovino reduz odores.	Idem ao Tanque Séptico.

CH – Contribuição hídrica. Fonte: Adaptação de NBR 7229/93 (ABNT, 1993); Von Sperling (2014); Silva, Marno e Leonel (2017); Amatuzy, Botega e Calante (2013).

As características, vantagens e desvantagens das tecnologias que realizam tratamento complementar dos efluentes dos tanques sépticos e a disposição do esgoto no solo, simultaneamente podem ser visualizadas no Quadro 3 e aquelas que realizam tratamento complementar e que ainda geram efluentes para serem dispostos no Quadro 4.

Quadro 3 - Características, vantagens, desvantagens das tecnologias de tratamento e simultânea disposição no solo, utilizadas, principalmente, em áreas rurais.

	CARACTERÍSTICAS	VANTAGENS	DESvantagens
SUMIDOURO	Escavação não impermeabilizada realizada no terreno com taxa de absorção do solo maior que 40L/m ² .dia; infiltração do efluente ocorre lateralmente; construção: paredes de alvenaria com juntas livres ou placas de concreto perfuradas; enchimento com brita no fundo e nas laterais, externas às paredes, para evitar e reduzir a colmatação; para manutenção a tampa ficará aberta, assim, criará o biofilme e recuperará a capacidade de absorção. Para cada tanque construir no mínimo dois sumidouros.	Baixo custo; simples construção, operação e manutenção ("entupimento"); eficiência na remoção de DBO, sólidos suspensos e patógenos; baixa eficiência na remoção de nutrientes (menor que vala de filtração); boa resistência a variações de carga; não produz lodo; proporciona fertilização e condicionamento do solo; sem requisitos energéticos; recarga do aquífero.	Dependente das características do solo; construído apenas em locais onde o aquífero é profundo; pode ocorrer contaminação do aquífero por nitrato.
VALA DE INFILTRAÇÃO	Conjunto de tubulações assentadas a uma profundidade, que não exceda 1,00m, com larguras na faixa entre 0,50m e 1,00m, espaçamento mínimo entre elas de 1,00 m (medidas entre suas laterais) e comprimento máximo de cada vala de 30,0m; A taxa de absorção do solo entre 20 e 40L/m ² .dia; A declividade é importante, pois o processo ocorre por gravidade. Para evitar a erosão e o aumento da infiltração por demanda pluvial deve-se sobrelevar a tampa. Para cada tanque no mínimo 2 (duas) valas.	Baixo custo; simples operação e manutenção; ocorre apenas por gravidade (sem gasto de energia); eficiência na remoção de DBO e sólidos suspensos; baixa eficiência na remoção de nutrientes; boa resistência a variações de carga; não produz lodo; proporciona fertilização e condicionamento do solo; sem requisitos energéticos; retorno financeiro na irrigação de áreas agricultáveis.	Requer grandes áreas; possibilidade de insetos, vermes e maus odores; necessidade de substrato (areia grossa); dependente das características e da declividade do solo; dependente do clima; necessitam de ventilação (reduzir colmatação); manutenção por jato de ar ou água; pode ocorrer contaminação do aquífero por nutrientes.

CÍRCULO DE BANANEIRAS	<p>O sistema complementar é de fácil construção e manejo, sendo um elemento fundamental na habitação urbana ou rural por cumprir mais de uma função importante: tratar o efluente localmente, compostar resíduos orgânicos e produzir alimentos. Ao despejar o efluente do tanque em um poço (similar ao sumidouro), constituído por materiais porosos, brita, areia, plantas e, coberto por solo do local rodeado de bananeiras. Estas plantas se adaptam bem a solos úmidos e ricos em matéria orgânica. As bananeiras aproveitam os nutrientes do efluente e funcionam como filtros naturais, pois absorvem grande parte da água para a produção de alimento e biomassa. Além da bananeira, pode-se empregar também lírios e mamoeiros.</p>	<p>Baixo custo; simples construção, operação e manutenção; ocorre apenas por gravidade (sem gasto de energia); eficiência na remoção de DBO e sólidos suspensos; boa eficiência na remoção de nutrientes; boa resistência a variações de carga; não produz lodo; proporciona fertilização e condicionamento do solo; sem requisitos energéticos; retorno financeiro na irrigação de áreas agricultáveis.</p>	<p>Requer pouca área; possibilidade de insetos; dependente das características do solo; dependente do clima.</p>
------------------------------	--	--	--

Fonte: Adaptação de NBR 13969 (ABNT, 1997); Ercole (2003); von Sperling (2014).

Quadro 4 - Características, vantagens e desvantagens de tecnologias utilizadas para tratamentos dos efluentes dos tanques sépticos em comunidades rurais.

	CARACTERÍSTICAS	VANTAGENS	DESVANTAGENS
VALA DE FILTRAÇÃO	O sistema é utilizado quando o tempo de infiltração do solo não permite adotar outro sistema mais econômico e/ou quando a contaminação do manancial freático deve ser evitada. Taxa de absorção do solo menor que 20L/m ² .dia. Constitui-se de duas camadas superpostas e, entre estas, uma camada de areia grossa lavada. Quanto maior a camada de areia, melhor será a eficiência do tratamento e, consequentemente, melhor o efluente.	Médio custo; Simples operação e manutenção. Sem gasto de energia; Eficiência na remoção de DBO e Sólidos Suspensos; Baixa eficiência na remoção de nutrientes (Menor que Vala de Infiltração, Escoamento Superficial e <i>Wetlands</i> Construídos); Independência das condições climáticas. Boa resistência a variações de carga. Sem requisitos energéticos. Retorno financeiro na irrigação de áreas agricultáveis.	Requer área menor que para as Valas de Infiltração. Possibilidade de maus odores; Necessidade de substrato (areia, brita e papel alcatroado). Susceptível a entupimentos. Dependente das características e da declividade do solo. Produz pouco lodo. Manutenção por jato de ar ou água.
ESCOAMENTO SUPERFICIAL	Processo pouco difundido em solos pouco permeáveis, em que todos os fatores naturais de depuração do esgoto participam ativamente. Parte do líquido distribuído se perde por evapotranspiração, parte se infiltra no solo, e o restante escoava para a parte inferior da unidade, onde será captado. Para cada tanque no mínimo 2 (duas) áreas para aplicação superficial.	Baixo custo; Simples construção, operação e manutenção. Sem gasto de energia. Eficiência na remoção de DBO e Sólidos Suspensos. Baixa eficiência na remoção de nutrientes; Boa resistência a variações de carga. Não produz lodo; Proporciona fertilização e condicionamento do solo. Sem requisitos energéticos. Retorno financeiro na irrigação de áreas agricultáveis e produção de biomassa.	Requer grandes áreas; Possibilidade de insetos, vermes e maus odores; Menor dependência das características do solo; Maior dependência da declividade do terreno Dependente do clima; Gera efluente (1m ² /hab).

	CARACTERÍSTICAS	VANTAGENS	DESVANTAGENS
WETLANDS WWTLANDS CONSTRUÍDOS EMERGENTES	É um sistema alternativo composto por: sistema de drenagem, o material impermeabilizante, material filtrante (meio suporte) e plantas que é constituído por plantas, selecionadas a partir da profundidade da zona de raízes e altura da planta, e pelo meio suporte. A planta é auxilia no tratamento melhorando a degradação da carga orgânica.	Idem ao escoamento superficial.	Requer grandes áreas (menor que as Valas de Infiltração e Escoamento Superficial); Necessidade de substrato (areia, brita e papel alcatroado); Possibilidade de insetos (fluxo superficial); Necessidade de manejo das macrófitas. Susceptível a entupimentos. Dependência das características do solo. Dependente do clima; Gera efluente de melhor qualidade (reuso).
FILTRO ANAERÓBIO	O sistema consiste em um meio suporte preenchido com material inerte, resistente, leve, que facilite a distribuição do fluxo e dificulte a obstrução, possua baixo preço e seja de fácil de adquirir. As bactérias crescem aderidas ao meio suporte e trabalha na ausência de oxigênio, transformando a matéria orgânica em gás carbônico e metano.	Baixo custo; simples construção, operação e manutenção; boa remoção de DBO; sem requisitos energéticos; Boa resistência às variações de vazão. Não exige grandes alturas ou escavações profundas. Propiciam boa estabilidade do efluente e liberdade de projeto (configurações e dimensões).	Pequena área. Pode apresentar obstrução dos interstícios. Volume grande (espaço para o material de suporte). Insatisfatória remoção de patógenos e nutrientes (N e P). Produção de lodo (baixa). Pode apresentar efluente com aspecto desagradável. Possibilidade de maus odores.

Fonte: Adaptação de NBR 13969/97 (ABNT, 1997); van Kaick (2002); Ercole (2003); Salati (2006); von Sperling (2014); Pio; Antony; Santana (2013).

Os processos que realizam o tratamento complementar possuem custos de implantação e operação semelhantes aos sistemas de disposição no solo que não geram efluentes. Em termos econômicos, técnicos (qualidade do efluente gerado) e sanitários (saúde pública e salubridade ambiental), pode-se presumir que os melhores sistemas são os passíveis de se realizar o reúso dos efluentes tratados, visto que podem suprir as necessidades nutricionais e hídricas das plantas e evitar a retirada de água dos mananciais.

Todas as tecnologias de tratamento complementar são simples e de baixo custo, porém os *wetlands* construídos (filtros plantados com macrófitas ou jardins filtrantes) são as mais atrativas porque podem ser utilizadas, como auxiliar no tratamento plantas de base alimentar humana ou animal, se constituindo, portanto, uma unidade de reúso de águas (SENA; SILVA, 2014). Os efluentes desses sistemas podem ser reutilizados para irrigação de novas culturas (SILVA; MIRANDA; RAMOS, 2019), porque são nitrificados durante o tratamento evitando, assim, o uso de fertilizantes nitrogenados (SILVA, 2007). Estes sistemas permitem o uso de culturas de ciclo curto como: feijão, arroz, milho, trigo, soja, etc., como plantas auxiliares do tratamento (ESCOSTEGUY et al., 2008).

O aproveitamento das águas residuais na agricultura é uma alternativa para o controle da poluição hídrica e suprimento de água e nutrientes para as culturas, contribuindo com o aumento de produção agrícola (OLIVEIRA *et al.*, 2012). É uma alternativa para a escassez hídrica da região Nordeste do Brasil, caracterizada por um curto período chuvoso, temperatura elevada, alta taxa de evaporação e com deficiência hídrica no solo na grande maioria dos meses em um período de um ano (SOUSA et al., 2005).

Wetlands construídos

Em função das vantagens supracitadas, os *wetlands* construídos são atrativos para o tratamento complementar dos esgotos

domésticos em propriedades rurais, principalmente localizadas nas regiões semiáridas onde a disponibilidade hídrica é menor. Além disso, durante todo o ano, as temperaturas médias são favoráveis ao bom funcionamento do processo; as propriedades possuem áreas disponíveis para construção do sistema e o terreno permite a implantação sem gasto energético (por gravidade).

Como os sistemas utilizados para o tratamento primário (fossa séptica) nas propriedades produzem efluente com fluxo intermitente, pode-se admitir o tratamento complementar através dos *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV). A alternância do fluxo de entrada do esgoto favorece a oxigenação do meio suporte, reduzindo a colmatação e aumentando a eficiência da nitrificação, agregando potencial de reúso do efluente na irrigação de culturas (SILVA, 2007). Nos sistemas de fluxo vertical descendente o sistema radicular fixo ao meio suporte com o auxílio de microrganismos rizosféricos, absorve, sedimenta, transforma e volatiliza os nutrientes presentes no esgoto (SALATI, 2006).

O meio suporte pode ser diversificado, porém, tradicionalmente, é composto por areia grossa, cascalho, pedregulho e brita. Segundo (SILVA, 2007), os *wetlands* construídos podem ser sustentáveis quando utilizados como meio suporte, materiais inertes reutilizáveis, encontrados na própria comunidade e, também, pela possibilidade do uso do solo local desde que este apresente características físico-químicas adequadas, como porosidade e condutividade hidráulica. O dimensionamento das camadas do meio suporte e do plantio da macrófita emergente não possui valores padrões e sim valores norteadores, portanto, os sistemas de tratamento com *wetlands* construídos é analisado caso a caso. No entanto, o substrato deve possuir elevada condutividade hidráulica e, em simultâneo tempo, fornecer condições para a planta e para os microrganismos se desenvolverem.

Os materiais impermeabilizantes dos *wetlands* construídos mais utilizados são: o concreto, a lona plástica e as mantas sintéticas de cloreto de polivinila (PVC) ou de polietileno de alta densidade (PEAD).

O uso dessa tecnologia já está consolidado em todo o mundo e os estudos visando melhorar o desempenho têm aumentado. Schirmer *et al.* (2009) avaliaram um sistema composto de séptico seguido de *wetland* construído implantado em uma comunidade rural de Irati, no Paraná. O *wetland* construído possuía meio suporte de areia e brita, e era plantado com *Zantedeschia aethiopica* (copo-de-leite). Os autores verificaram percentuais médios de remoção de DQO, P, turbidez, coliformes fecais e coliformes totais de 80%, 54%, 67%, 99,6% e 94%, respectivamente.

Silva (2007) avaliou o desempenho do tratamento dos sistemas *wetlands* construídos de fluxo vertical descendente com meio suporte de solo natural modificado (Latossolo vermelho-amarelo misturado com areia média), plantado com arroz (*Oryza sativa L.*) irrigado. Este autor obteve eficiências médias de remoção, aproximadamente, de 97 a 99% (DBO); 90 a 98% (SS); 90 a 99% (turbidez); 9 a 37% (CE); 96 a 100% (P); 88 a 94% (N total); 85 a 95% (amônia). Houve aumento de 2 a 116% nas concentrações de nitrato e redução do NMP de coliformes de 1 log a 6 log.

Rodrigues (2012) avaliou um sistema, que atendia uma escola rural, composto por tanques sépticos-filtros biológicos-*wetlands* construídos com meio suporte de areia e a brita, plantado com a macrófita *Typha* e observou eficiências de remoção de DBO, DQO, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, coliformes totais e coliformes termotolerantes de 72,1%, 77,4%, 80,7% e 80,7%, 99,93% e 97,54, respectivamente.

Critérios para dimensionamento

Fossa Séptica

Estes sistemas são indicados: para áreas desprovidas de rede pública coletora de esgotos; como alternativa de tratamento; quando as redes coletoras possuem diâmetro e/ou declividades reduzidos e como pré-tratamento de esgotos brutos.

Os tanques sépticos devem respeitar distâncias horizontais mínimas de (NBR 7229/93):

- 1,5 m de construções, limites de terreno, sumidouros, valas de infiltração e ramal predial de água;
- 3,0 m de árvores e de qualquer ponto de rede pública de abastecimento de água;
- 15,0 m de poços freáticos e de corpos de água de qualquer natureza.

Os tanques sépticos são dimensionados com base na NBR 7229/1993 (ABNT, 1993) e as unidades de pós-tratamento com base na NBR 13969/1997 (ABNT, 1997). Um resumo do roteiro de cálculo é apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Resumo do roteiro de cálculo da fossa séptica de câmara única.

ITEM	VARIÁVEL PARA CÁLCULO	OBSERVAÇÃO
Contribuição de despejo per capita (C_c)	$C_d = 0,8 * C$ (L/hab. d)	Consumo de água per capita (C) para uma comunidade rural é de 80 L/hab. dia.
Contribuição diária de esgotos (C_D)	$C_D = C_d * N$ (L/d)	N – de pessoas atendidas pelo sistema
Volume do Tanque Séptico (V)	$V = 1000 + N * (C_d * T_d + K * L_f)$	T_d – Tempo de detenção (Tabela 2 – NBR 7229/93) (dia); K – Taxa de acumulação total de lodo (Tabela 3 – NBR 7229/93); L_f – Contribuição de lodo fresco (Tabela 1 – NBR 7229/93) (L/hab.dia).
Altura útil da fossa (H_u)	-	Adota uma altura entre a os valores mínimos e máximos estabelecidos na Tabela 4 – NBR 7229/93.
Área da Fossa (A)	$A = \frac{V}{H_u}$	-
Dimensões do tanque	$A = B * L$	Se o formato da fossa for prismático de base retangular, usar a relação: $2:1 \leq L/B \leq 4:1$. Ao adotar um valor dentro desse faixa e calcula a largura do tanque
Concentração de DBO efluente	$C_{efl} = (1 - \frac{E}{100}). C_{afI}$	C_{efl} – Concentração efluente (mg/L); C_{afI} – Concentração afluente (mg/L) e E – Eficiência de remoção (%). Pode-se admitir a concentração afluente (esgoto bruto) de: DBO = 350 mg/L e SS = 300 mg/L (von SPERLING, 1996) caso não tenha resultados das análises do esgoto bruto. As eficiências também podem ser adotadas. Segundo Metcalf <i>et al.</i> (2003), os tanques sépticos apresentam eficiência de remoção entre 33 e 63 % de DBO e entre 53 e 85 % de sólidos em suspensão.

L/B = comprimento/largura.

Wetlands Construídos

Os resumos das variáveis necessárias e das características a serem observadas para nortear o dimensionamento de *wetlands* construídos de fluxo vertical se encontram na Tabelas 3 e 4.

Tabela 3 - Resumo das variáveis necessárias ao dimensionamento do *wetlands* construído.

ITEM	EQUAÇÃO	OBSERVAÇÃO
Área superficial dos <i>wetlands</i> construídos (As) – m ²	$As = Q * \left(\ln \frac{C_a}{C_e} \right) / (K * H \text{ liq} * n)$	Q – Vazão afluente (m ³ /d); C _a – Concentração do efluente dos tanques sépticos (mg/L), com DBO = 175 mg/L e SS = 90 mg/L C _e – Concentração efluente dos <i>wetlands</i> construídos (mg/L). Utilizou-se o padrão estabelecido pelas deliberações estaduais (DBO = 60 mg/Le SS = 30 mg/L); K – Constante a 25°C (d ⁻¹), entre 0,18 a 0,31. H _{liq} – Altura da Lâmina líquida; n – porosidade do leito - fração decimal (m ³ vazios/m ³ material)
Constante da taxa de 1ª ordem dependente da temperatura (d ⁻¹)	$K = K_{20} * 1,06^{(T-20)}$	K ₂₀ = coeficiente de remoção de DBO _{5,20} valor sugerido de 1,1 d ⁻¹ T: temperatura crítica de operação do sistema (°C)
Taxa de aplicação Hidráulica	$T_h = n * \frac{Q}{A_s}$	n – porosidade do meio filtrante
Volume ocupado pelo meio filtrante (V)	$V = h_{so} * A_s$	
Área do <i>wetland</i>	$A = L * B$	Se retangular pode adotar: L/B = 2/1

Fonte: Adaptado de Melo e Lindner (2013).

Tabela 4 - Características a serem observadas no dimensionamento de *wetlands* construídos de fluxo vertical.

ITEM	VALOR	OBSERVAÇÃO
Altura da camada superior do meio suporte	0,05 a 0,10 m	Opcional. Previne a erosão durante a alimentação e distribui o esgoto de forma uniforme no leito.
Altura da camada de filtração	0,40 a 0,60 m	Responsável pelo tratamento.
Altura da camada de transição	0,10 m	Opcional. Localizada entre a camada de drenagem e a camada filtrante para evitar que os grãos da camada superior penetrem na camada inferior.
Altura da camada de drenagem	0,10 a 0,30 m	Localizada no fundo do tanque para a coleta do efluente tratado.
Borda livre	0,20 a 0,35 m	Espaço para aplicação do esgoto.
Relação comprimento/largura	-	Não existe uma relação específica, uma vez que a aplicação é na camada superior do leito filtrante.
Número de unidades	Geralmente múltiplos de 2	Com uma em alimentação e a outra em descanso. No caso de uma residência rural pode ser utilizada somente 1 unidade.
Área máxima de cada unidade	400 m ²	Para não haver dificuldades com a distribuição homogênea do esgoto em toda a área superficial. Isso não será aplicável a uma residência rural. Para sistemas de pequeno porte, como no caso de uma residência rural, geralmente sem inclinação (0:1).
Inclinação das paredes ou taludes internos (horizontal/vertical)	Variando de 0:1 a 2:1	Quando houver taludes internos e escavação em solo, a inclinação do talude dependerá do tipo de solo. Neste caso, pode-se utilizar inclinações entre 1:1 e 2:1, podendo ser diferentes em função das características geotécnicas do solo.
Declividade longitudinal do fundo.	0 a 1%.	Não há necessidade de inclinação para uma residência rural. Para sistemas de grandes dimensões, pode haver uma inclinação na direção da saída, para facilitar o escoamento do efluente.
Granulometria do leito na camada superior do meio suporte.	brita 0 (4,8 a 9,5 mm) ou brita 1 (9,5 a 19 mm).	Pode ser utilizado qualquer material inerte além da brita: cascalho, escória siderúrgica ou outros materiais que possuam resistência física e que não sejam biodegradáveis.

ITEM	VALOR	OBSERVAÇÃO
Granulometria do leito na camada de filtração	Areia grossa (1,2 a 4,8 mm).	Recomenda-se que a areia apresente um $d_{10} \geq 0,20$ mm e coeficiente de desuniformidade ≤ 4 .
Granulometria do leito na camada de drenagem.	Brita 0 (4,8 a 9,5 mm).	Para a camada de drenagem: Pode-se adotar a brita 0, caso não haja a camada de transição.
Alternância entre os leitos.	Variável entre 3,5 a 30 dias.	Depende de fatores climáticos e requisitos das plantas. Em comunidades rurais a alternância não é necessária, uma vez é usado somente um leito porque já existe uma intermitência natural.
Alimentação no leito.	Intermitente.	Utiliza-se bombas ou sifões dosadores.
Frequência da dosagem do afluente.	Uma batelada a cada 2 a 8 h	Podendo a caixa de acumulação ser dimensionada para esvaziar a cada 1h.
Entrada e distribuição do esgoto afluente.	Tubulação com diâmetro de 40 mm, perfurada com orifícios de diâmetro entre 8 e 10 mm.	A tubulação de distribuição deve permitir uma distribuição uniforme em toda a área superficial da unidade.
Coleta e retirada do efluente (drenagem).	Tubulação com diâmetro de 40 mm, perfurada com orifícios de diâmetro entre 8 e 10 mm.	Variável dependendo do tamanho da unidade. A caixa coletora do efluente deve possuir uma tubulação que permita a variação do nível d'água dentro da unidade. Geralmente esta tubulação é colocada em sua altura mínima, para manter o nível d'água próximo ao fundo da unidade e o meio suporte não saturado. Porém, é necessário ter flexibilidade a fim de saturar uma parte da camada do fundo da unidade. Isso é possível elevando-se o nível da tubulação supracitada.
Impermeabilização do fundo do tanque.	Alvenaria ou concreto; Solo compactado; geomembranas ou camadas de lona plástica e <u>hidim</u> , intercalados.	Nas propriedades rurais, o fundo do tanque poderá ser impermeabilizado com uma tripla camada de lona plástica ou com argila compactada. Ou pode ser utilizado "unidades pré-moldadas de fibra de vidro, que, quando construídas adequadamente são consideradas estanques".
Plantas potencialmente utilizáveis.	<u>Cynodon</u> spp (capim Tifton 85); <u>Cyperus</u> , <u>Papyrus</u> (papiro); <u>Zizaniopsis bonariensis</u> ; <u>Chrysopogon zizanioides</u> (capim-veliver); <u>Eleocharis</u> spp.; <u>Zantedeschia aethiopica</u> (conhecido por copo de leite); <u>Canna</u> L. (conhecida por cana indica); <u>Heliconia</u> spp.	Outras espécies de plantas resistentes aos períodos de descanso da unidade podem ser utilizadas, desde que se adaptem as condições de alimentação intermitente. Nas comunidades rurais, podem ser utilizadas culturas produtoras de grãos de base alimentar como: do arroz ou feijão de sequeiro. A escolha da planta emergente a ser utilizada nos <u>wetlands</u> construídos deve levar em consideração a altura do sistema radicular, para que não ultrapasse a camada filtrante e atinja a camada de drenagem e deve priorizar uma <u>macrófita</u> existente na região.

Fonte: Adaptado de von Sperling e Sezerino (2018).

Considerações finais

Foi observado há déficit de atendimento com soluções adequadas nas áreas rurais, embora tenha ocorrido um aumento de 18% no período compreendido entre 2010 a 2017. Nessas áreas há predominância do uso de fossas rudimentares, contudo, essas fossas, não são construídas com base nos padrões de engenharia e, são denominadas de “fossas negras”, que causam a contaminação do solo e dos recursos hídricos. Para solucionar esse problema, as

fossas devem ser dimensionadas segundo as normas de projetos de engenharia da ABNT e os efluentes produzidos, devem ser encaminhados para um pós-tratamento antes do seu lançamento nos corpos d'água receptores ou ao reuso.

Entre as tecnologias listadas a escolha da mais adequada deve ser baseada não só no custo, mas também nos benefícios sanitários, ambientais e econômicos que a tecnologia poderá proporcionar ao usuário.

Referências

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS. **NBR 7229: Construção e instalação de fossas sépticas e disposição dos efluentes finais.** Rio de Janeiro, 1993, 15p.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS. **NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação.** Rio de Janeiro, 1997, 60p.

AMATUZI, B.; BOTEGA, J. L.; CALANTE, L. S. **Implementação de banheiro seco como proposta de saneamento ecológico.** 63f. Monografia (Tecnólogo em Gestão Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Medianeira, Paraná, 2013.

BRASIL. **Lei nº 11.445**, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Brasília, DF, 2007.

BRASIL. **Lei nº 14.026**, de 15 de julho de 2020. Lex: Legislação Federal. Brasília, DF, Disponível em: <https://legislacao.presidencia.gov.br/s/?tipo=LEI&numero=14026&ano=2020&ato=cfaATWE9EMZpWT417> . Acesso em: 16 de julho de 2020.

BRASIL. **Portaria nº 268**, de 22 de março de 2017. Regulamenta o Programa Nacional de Habitação Rural, integrante do Programa Minha Casa, Minha Vida, para os fins que especifica. Ministério das Cidades. Diário Oficial da União. Publicado em 24 de março de 2017, Edição 58, Seção 1, 115, 2017p.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE (Brasil). Ministério da Saúde. **Programa Nacional de Saneamento Rural – PNSR**, Brasília, Funasa, 260 p. 2019.

MINISTÉRIO DE DESENVOLVIMENTO REGIONAL (Brasil). Secretaria Nacional de Saneamento. **PLANSAB – Plano Nacional de Saneamento Básico: Mais saúde com qualidade de vida e cidadania**. Brasília, Brasil. 2019. 240 p.

ERCOLE, L. A. S. **Sistema Modular de Gestão de Águas Residuais Domiciliares: Uma Opção Mais Sustentável Para a Gestão de Resíduos Líquidos**. 2003. 192 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola de Engenharia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

ESCOSTEGUY, P. A. V.; CERINI, J. B.; GOBBI, D.; GOBBI, D.; CECCONELLO, M. C. Extração de nutrientes por macrófitas cultivadas com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32 n.2, p. 853-860, Viçosa, 2008.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios**. IBGE, 2015. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9127-pesquisa-nacional-por-amostra-de-domicilios.html?=&t=downloads>. Acesso em: 07 de agosto de 2020.

LEMES, J. L. V. B.; SCHIRMER, W. N.; CALDEIRA, M. V. W.; VAN KAICK, T. S.; ABEL, O.; BÁRBARA, R. R. Tratamento de esgoto por meio de zona de raízes em comunidade rural. **Revista Acadêmica, Ciências, Agrárias e Ambiental**, Curitiba, v. 6, n. 2, p. 169-179, 2008.

MELO, J. F.; LINDNER, E. A. **Dimensionamento comparativo entre sistemas de lagoas e de zonas de raízes para o tratamento de**

esgoto de pequena comunidade. Iniciação Científica CESUMAR , v. 15, n. 1, p. 33-44, 2013.

MONTEIRO JUNIOR, A. P.; RENDEIRO NETO, H. F. **Sistema Individual de Tratamento de Esgoto:** fossa séptica, filtro anaeróbio e sumidouro uma alternativa para o tratamento sanitário em comunidades de baixa renda do município de Belém. 2011. 122 p. Trabalho de Conclusão do Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) - Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade da Amazônia, Belém, 2011.

OLIVEIRA, J. F. de.; ALVES, S. M. C.; FERREIRA NETO, M.; OLIVEIRA, R. B. de. Efeito da água residuária de esgoto doméstico tratado na produção de mudas de pimenta Cambuci e quiabo. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.8, n.14, p. 443-452, 2012.

PIO, M. C. da. S.; ANTONY, L. P.; SANTANA, G. P. *Wetlands* Construídas (Terras Alagadas): Conceitos, Tipos e perspectivas para remoção de metais potencialmente tóxicos de água contaminada: UMA REVISÃO. **Scientia Amazonia**, v. 2, n.1, p. 28-40, 2013.

RODRIGUES, E. B. **Tratamento de esgoto por zona de raízes:** experiências vivenciadas numa escola rural no município de Campos Novos/SC. 2012. 125 f. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

SÁ, M. C. **Avaliação da qualidade do composto e dos aspectos construtivos e operacionais de banheiros compostáveis.** 2011. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Faculdade de Tecnologia, Universidade Estadual de Campinas, Limeira, 2011.

SABEI, T. R.; BASSETTI, F. J. Alternativas Ecoeficientes para Tratamento de Efluentes em Comunidades Rurais. **Associação Amigos da Natureza da Alta Paulista**, v. 9; n.11, 2013.

SALATI, E. **Controle de qualidade de água através de sistemas de wetlands construídos.** Rio de Janeiro: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, 19p., 2006.

SCHIRMER, W. N.; MACHADO, G. de. O.; STUMPF, G.; LEMES, J. L. V. B.; AGASSI, J. D.; VAN KAICK, T. S. Tratamento de esgoto por meio de zona de raízes em comunidade rural – Parte 2: avaliação. **Revista Acadêmica, Ciências. Agrárias e Ambiental**, Curitiba, v. 7, n. 2, p. 165-173, 2009.

SENA, I. M. N.; SILVA, S. C. Qualidade microbiológica do solo utilizado como meio suporte de sistemas *wetlands* construídos para tratamento de esgotos domésticos e cultivo simultâneo de feijão. In: XII SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 2014, Natal-RN. **Anais do XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**, 2014.

SILVA, S. C. "**Wetlands construídos**" de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos. 2007. 205 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

SILVA, W. T.; MARMO, C. R.; LEONEL, L. F.; **Memorial Descritivo: Montagem e Operação da Fossa Séptica Biodigestora**. Documentos 65. EMBRAPA Instrumentação, São Carlos, SP, 27 p., 2017.

SILVA, S. C.; MIRANDA, D. C.; RAMOS, M. L. G. Irrigação de dois cultivares de feijão (*phaseolus vulgaris* l.) com efluentes de *wetlands* construídos. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 7, n. 2, p. 214-224, 2019.

SOUSA, J. T. de.; VAN HAANDEL, A. C.; CAVALCANTI, P. F. F.; FIGUEIREDO, A. M. F. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.10, n.3, p. 260-265, 2005.

VAN KAICK, T. S. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes**: uma proposta de tecnologia apropriada para o saneamento básico no litoral do Paraná. 2002. 116 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

von SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. vol. 1. Belo Horizonte, DESA-UFMG, 4^a Edição, 452p., 2014.

von SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil**. Boletim *Wetlands* Brasil, Edição Especial, dezembro. 65 p., 2018.

Microplásticos em água, sedimentos e solos

Thomas Vincent Gloaguen

Thais de Souza Farias Benevides

Lany Cunha Mendes

Henrique dos Anjos da Conceição Silva

Eldimar da Silva Paes

Taciane Santos Duarte

Laiana dos Santos Trindade

Introdução

A partir da década de 1950 os plásticos começaram a ser produzidos em larga escala, isso porque ganharam uma maior visibilidade por sua capacidade de fácil modelagem e baixo custo de produção, e assim, esses polímeros começaram a substituir outros materiais como o metal, o vidro e a madeira. O polipropileno (PP), polietileno de baixa densidade (LDPE), polietileno de alta densidade (HDPE), cloreto de polivinil (PVC), poliuretano, tereftalato de polietileno (PET) e poliestireno (PS) são os que possuem uma maior taxa de produção. Cerca de 80% dos plásticos produzidos são termoplásticos, de alto peso molecular, originados a partir do petróleo. Como resultado, os materiais plásticos têm uma forte estrutura física, não são biodegradáveis e, portanto, são persistentes no ambiente.

De acordo com as estatísticas relatadas pela PlasticsEurope (Associação de Fabricantes de Plásticos na Europa) e EPRO (Associação Europeia de Organizações de Reciclagem e Recuperação de Plásticos), a produção global de plástico foi estimada em 335 milhões de toneladas em 2016, com um crescimento médio anual 8,6% desde a década de 1950. Foram gerados no total 6.300 milhões de toneladas de resíduos plásticos, sendo 9% deles reciclados, 12%

incinerados e os restantes 79% enviados para aterros sanitários ou liberados no ambiente. A quantidade acumulada é suficiente para envolver a Terra em uma camada de filme plástico. A atual produção anual global representa cerca de 40 kg de plástico para cada ser humano no planeta, aproximando-se da biomassa humana total (ZETTLER; MINCER; AMARAL-ZETTLER, 2013). Cerca de 8% do total do petróleo extraído é utilizado para produção de plásticos, entre material e energia (THOMPSON et al., 2009).

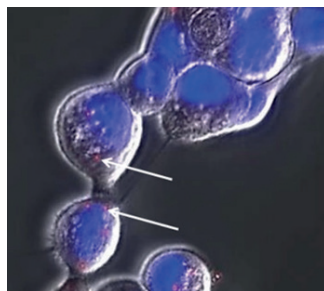
O Brasil é o 4º país maior produtor de resíduos sólidos (Figura 1), sendo que na América Latina, o plástico representa 52% do peso de todos os resíduos gerados (KAZA et al., 2018), ou seja 1,9 milhão de toneladas plásticos por ano. A presença de plásticos no meio ambiente é hoje apontada como um problema global no planeta, pois já atingiu áreas mais remotas do mundo, como Ártico ou fossas Marinhas (ALLEN et al., 2019; JAMIESON et al., 2019; LUSHER et al., 2015).

Figura 1 - Resíduos sólidos gerados nos 10 principais países, no ano de 2010.



Fonte: Autores (2020), adaptado de Jambeck et al. (2015).

Figura 2 - Partículas de poliestireno de 0,25 µm (setas) em queratinócitos humanos.



Fonte: Triebkorn et al. (2019).

A poluição por microplásticos é agora um dos principais problemas ambientais globais (ESRI, 2019), e está entre as maiores ameaças à biodiversidade e saúde dos ecossistemas devido ao impacto na saúde da biota (Figura 2) e inclusão dessas partículas na

cadeia alimentar (CHAE; AN, 2018; HURLEY; NIZZETTO, 2018; MAI; BAO; WONG, 2018; NG et al., 2018).

Os microplásticos primários são fabricados propositadamente para diversas aplicações. Os microplásticos secundários são derivados dos plásticos maiores, por degradação por ação mecânica, fotodegradação ou biodegradação (COLE et al., 2011; ROCHA-SANTOS; DUARTE, 2015).

Apesar de ainda não existir uma classificação mundialmente reconhecida, os microplásticos (MPs) são geralmente divididos em microplásticos pequenos (<1 mm) e microplásticos médios a grandes (1 a 5 mm). A fragmentação inevitável dos MPs forma nanoplásticos, entre 0,001 e 1 μm de tamanho, seguido de picoplásticos (<1 nm de tamanho). Esse tamanho afeta seu potencial de transporte no solo e seu potencial de absorção pelas células. Enquanto os MPs médios ou grandes representam risco leve ou moderado à saúde humana, os pequenos microplásticos, nano e picoplásticos são suscetíveis de apresentar um grande risco ambiental, sendo absorvidos pelas células (Figura 2), por exemplo, por endocitose (KUHN et al., 2014). Os mecanismos biológicos pelos quais pequenas partículas plásticas podem entrar nas células e tecidos incluem difusão passiva, endocitose e persorção. Ao mesmo tempo, os animais desenvolveram mecanismos que impedem a entrada de partículas nos tecidos, como membranas peritróficas em uma variedade de taxa de invertebrados.

Toxicidade

Os MPs têm o potencial de causar muitos efeitos adversos, como atividade reprodutiva prejudicada, diminuição da resposta imune e malformação em animais e seres humanos.

Existe uma preocupação crescente de saúde pública ligado a plásticos na cadeia alimentar; já foi comprovado uma ingestão

generalizada de MPs por grupos de peixes em estuários tropicais brasileiros, independentemente do tamanho, grupos funcionais e alimentares (VENDEL et al., 2017). Esses MPs se ligam a outros contaminantes bioacumuláveis, persistentes e/ou tóxicos, incluindo metais. Quando chegam nos fluídos biológicos do organismo, rapidamente são revestidos por proteínas e biomoléculas, tornando-os capazes de se associar à células e tecidos (GALLOWAY; COLE; LEWIS, 2017; ROCHMAN; HENTSCHEL; THE, 2014). Após ser ingerido o contaminante pode ser expelido, ou acumulado no trato digestivo destes organismos causando tensões oxidativas, afetando a expressão dos genes em vias metabólicas, reduzindo a eficiência fotossintética e causando disfunções (CARBERY; CONNOR; THAVAMANI, 2018; PICO; ALFARHAN; BARCELO, 2018; WANG et al., 2019a, 2019b). Há evidências de campo para a transferência de MPs ao longo de uma cadeia alimentar terrestre (solo-minhocagalinha) (HUERTA LWANGA et al., 2017a, 2017b). As plantas também são impactadas: um estudo recente mostra que os MPs podem ser absorvidos pelas raízes da alface e depois transportados para caules e folhas (LI et al., 2019a).

A ingestão de MPs pelos seres humanos ocorre então inevitavelmente, através do consumo dos animais ou plantas bioacumulando MPs, da água engarrafada ou da torneira, ou simplesmente da inalação de partículas atmosféricas. Estima-se que entre crianças e adultos do sexo feminino e masculino pode haver uma variação de consumo de 113 a 142 partículas diárias que ao decorrer do tempo podem acarretar o desenvolvimento de cânceres, tumores e disfunções hormonais, sobretudo dos hormônios sexuais (COX et al., 2019).

No mundo microscópico, a bioacumulação de MPs em microrganismos (bactérias, fungos, fitoplâncton e zooplâncton) afeta seu crescimento e metabolismo. Diferentes estudos demonstraram o

impacto de MPs na estrutura da comunidade de bactérias e fungos no ambiente aquático (CURREN; LEONG, 2019; KETTNER et al., 2017; LI; SONG; CAI, 2020). Outro problema inevitável que preocupa grandemente os cientistas é a geração de nanoplásticos (NPs), de forma exponencial, através da degradação dos microplásticos. Há um consenso na literatura que essas nanopartículas entram na cadeia alimentar a nível celular e/ou molecular. Os impactos na saúde da ingestão dos nanopartículas de plástico ainda são totalmente desconhecidos (WEITHMANN et al., 2018).

Vetores de contaminação

Além da própria contaminação das micropartículas, os plásticos contêm metais que podem potencialmente contaminar os solos. Por exemplo, a concentração de cádmio no PVC pode superar 300 mg kg^{-1} (ALAM; BILLAH; YAJIE, 2018), sendo que valores acima de 1 mg kg^{-1} no solo é geralmente sinal de poluição. Chumbo é um elemento também frequentemente encontrado no polietileno (sacolas plásticas por exemplo), com valores até superior a 400 mg kg^{-1} (HUERTA-PUJOL et al., 2010; KIYATAKA; DANTAS; PALLONE, 2014), enquanto o teor natural nos solos é geralmente em torno de 15 mg kg^{-1} (GLOAGUEN; PASSE, 2017). As concentrações de Zn no polietileno também podem ser superiores aos teores naturais nos solos (ALAM; BILLAH; YAJIE, 2018). Ainda há registros de brometo (Br, retardador de chama) e antimônio (Sb, catalisador de PET), nocivos para saúde. A liberação desses metais na degradação dos plásticos no solo ainda não foi investigada.

Estudos recentes mostraram também a adsorção de metais em altas concentrações para diferentes tipos de MPs: cobre (WANG et al., 2019a), arsênio (MOHSEN et al., 2019), cádmio, chumbo (MASSOS; TURNER, 2017) e cromo (HOLMES; TURNER; THOMPSON, 2012).

A maioria dos relatórios acima é do ambiente aquático e a literatura sobre adsorção de metais para MPs em outras matrizes, como solo e ar, atualmente é escassa.

Poluentes orgânicos persistentes (POPs) e pesticidas organoclorados são outros contaminantes que são adsorvidos em MPs. Isso inclui hidrocarbonetos poliaromáticos (PAHs), bifenilos policlorados (PCBs), o inseticida diclorodifeniltricloroetano (DDT) e isômeros de hexaclorociclohexano (HCHs) (HESKETT et al., 2012; YEO et al., 2017). Ramos et al. (2015) mostraram que os resíduos de filmes de polietileno poderiam concentrar mais pesticidas (584 a 2284 μg de pesticida/g de plástico) do que o solo (13 a 32 μg de pesticida/g de solo).

Com relação à microrganismos patogênicos, a presença de espécies *Vibrio* em MPs ou outros plásticos na água tem sido frequentemente relatada (MAMMO et al., 2020). Por exemplo, a presença de *V. parahaemolyticus* em plásticos do mar Báltico foi relatada por Kirstein et al. (2018). Da mesma forma, no Brasil, foi observado cepas de *V. mimicus*, *V. vulnificus* e *V. cholerae* em biofilmes plásticos em ambiente marinho (SILVA et al., 2019). Outras espécies potencialmente patogênicas de *Vibrio* como *V. anguillarum*, *V. harveyi*, *V. pectinida* e *V. xiamenensis* também foram relatadas no Mar Mediterrâneo (DUSSUD et al., 2018). Além disso, outros micróbios patogênicos, como *Aeromonas*, *Haemophilus*, *Acinetobacter*, *Pseudomonas monteilii*, *Pseudomonas mendocina* e cepas patogênicas de *E. coli* também foram identificados em MPs em ambientes marinhos (SILVA et al., 2019; WU et al., 2019). Patógenos de peixes e camarões (*Aeromonas salmonicida*, *Tenacibaculum* sp., *Phormidium* sp. e *Leptolyngbya*) foram encontrados em comunidades microbianas ligadas ao plástico, bem como patógeno vegetal (*Pseudomonas syringae*) em biofilmes plásticos (FRAZÃO; MARTINS; VASCONCELOS, 2010; NAIK et al., 2019).

GUO et al. (2020) e MAMMO et al. (2020) relatam os valores altos no índice de Shannon-Wiener, que indicam diversas comunidades

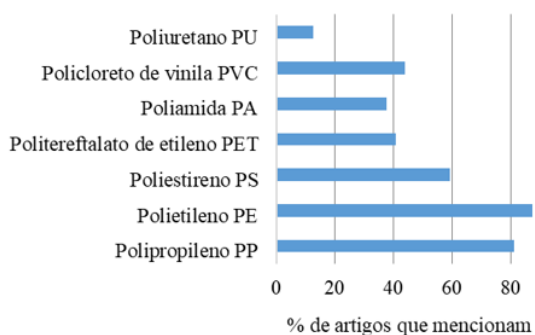
microbianas, encontrados na plastisfera (YANG et al., 2019). A microbiota do plastisfério apresenta uma diversidade de genes de resistência a antibióticos e metais (ARGs e MRGs) comparativamente à microbiota da água do mar. Portanto, os microplásticos aceleram a disseminação da resistência a antibióticos. Diante da apresentação da toxicidade dos microplásticos e dos poluentes associados, serão relatados em seguida os comportamentos dos MPs nos diferentes compartimentos ambientais.

Comportamentos dos microplásticos

Nos rios e sedimentos

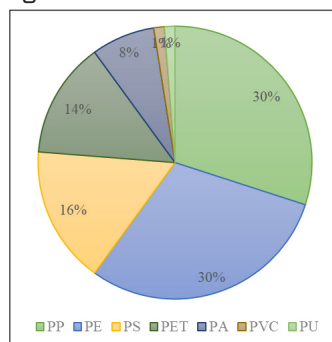
Os microplásticos, de diversa composição (Figuras 3 e 4), são amplamente distribuídos nas águas e sedimentos de rios e lagos (YU et al., 2020). Enquanto flutuam na superfície dos rios e mares, os plásticos são expostos à fragmentação, intemperismo, radiação UV e biodegradação (Figura 5) e dessa maneira são fragmentados em pedaços menores, gerando pequenos microplásticos e nanoplásticos (ANDRADY, 2011; MAMMO et al., 2020).

Figura 3 - Percentagem de estudos (total de 32) que relatam plástico específico.



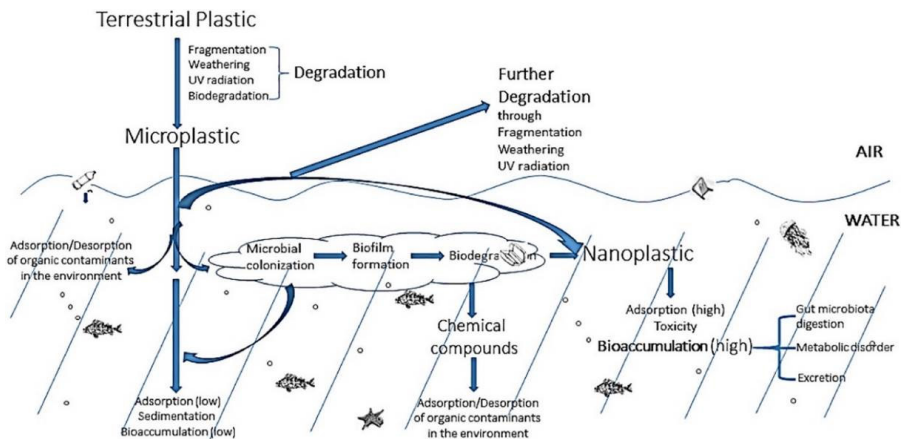
Fonte: Autores (2020), adaptado de Koelmans et al. (2019).

Figura 4 - Composição de microplásticos em amostras de água doce.



Fonte: Autores (2020), adaptado de Li; Busquets; Campos (2020).

Figura 5 - O destino dos microplásticos no ambiente aquático.



Fonte: Mammo et al. (2020).

O impacto de MPs e NPs em fito e zooplânctons têm sido extensivamente estudados, já que eles são componentes essenciais nos ecossistemas aquáticos como produtores e consumidores primários (MAMMO et al., 2020). Diferentes estudos mostraram que a fixação e penetração de MPs na parede celular de espécies fitoplanctônicas pode levar a uma diminuição na absorção de clorofila a e na eficiência fotossintética (MAMMO et al., 2020). As microalgas, os principais produtores das redes alimentares ecológicas, podem absorver e acumular os microplásticos em sua superfície, o que pode levar a um efeito substancial em seu crescimento e metabolismo (WU et al., 2019; ZHANG et al., 2017a). Os zooplânctons têm a capacidade de ingerir esferas de MP, e os MPs ficam presos entre os apêndices externos, afetando sua saúde (COLE et al., 2013; LIN, 2016).

Estudos recentes também revelaram o efeito da toxicidade de nanoplasticos em espécies de microalgas fitoplanctônicas (MAMMO et al., 2020), tal como *Phaeodactylum tricorutum* (SENDRA et al., 2019). Eles observaram que NPs de poliestireno menores (50 nm) exerceram maior toxicidade quando comparados aos NPs maiores (100 nm).

Os microplásticos na água leva a formação de biofilmes por bactérias aquáticas. Essa colonização microbiana diminui a sua flutuabilidade, levando à sedimentação dos MPs no fundo dos rios ou mares, onde a degradação causada por UV será limitada. Arias-Andres et al. (2018) mostraram que esses biofilmes levam à uma resistência a antibióticos, os microplásticos afetando profundamente a evolução das comunidades microbianas, com frequente troca de genes.

Os efeitos de NP ou MP em invertebrados foram estudados principalmente em crustáceos (principalmente pulgas aquáticas e gammarídeos) e, em menor grau, em moluscos (caracóis e bivalves), organismos que habitam sedimentos, como larvas de quironomídeos, nematóides e anelídeos. Com relação aos efeitos investigados, uma ampla gama de diferentes desfechos toxicológicos foi abordada. Isso inclui estudos sobre mortalidade, alterações morfológicas, crescimento, reprodução, comportamento, diferentes parâmetros celulares, imunológicos e metabólicos, bem como uma série de indicadores de estresse, incluindo, por exemplo, disbiose microbiana no intestino (LI; BUSQUETS; CAMPOS, 2020; TRIEBSKORN et al., 2019).

Diversos estudos já foram realizados sobre disseminação de MPs a partir das águas residuárias nos ecossistemas aquáticos: Escócia (MURPHY et al., 2016), Turquia (AKARSU et al., 2020), Alemanha (MINTENIG et al., 2017), Finlândia (TALVITIE et al., 2015).

As áreas fluviais e costeiras estão constantemente sob pressão das atividades humanas. Os estuários são conhecidos como filtros e acumuladores de sedimentos e contaminantes; mais recentemente eles representam um receptor direto de resíduos plásticos e um importante canal para o transporte de plásticos da terra para o oceano (BROWNE; GALLOWAY; THOMPSON, 2010; MORRITT et al., 2014). O plástico não tem carga inerente ou porosidade significativa, mas o intemperismo (atrito) modifica a sua superfície, gerando sítios de adsorção, onde podem se fixar contaminantes químicos e acumular

nos sedimentos: hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HÜFFER; HOFMANN, 2016; WANG; WANG, 2018), bifenilos policlorados (VELZEBOER; KWADIJK; KOELMANS, 2014), antibióticos, pesticidas organoclorados (BAKIR; ROWLAND; THOMPSON, 2014) e metais traço (HOLMES; TURNER; THOMPSON, 2012). Esses processos podem alterar a composição da comunidade microbiana (SEELEY et al., 2020). A presença nos órgãos dos macroorganismos é também constantemente relatada na literatura. Infelizmente, a falta de consistência dos estudos ainda impossibilita estabelecer um limite para toxicidade da biota dos sedimentos.

Os manguezais estão começando a ser estudados em relação a presença de MPs, sendo ecossistemas essenciais para manutenção da biodiversidade marinha. Ainda são escassos os trabalhos nesse ambiente (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2019; LI et al., 2018, 2019b; NABIZADEH et al., 2019; NAJI et al., 2019; NOR; OBBARD, 2014; ZHOU et al., 2020). A vegetação facilita a retenção e os MPs são geralmente espumas, fibras ou fragmentos. A granulometria dos sedimentos, que varia grandemente nesse ambiente, influencia a presença de MPs (LI et al., 2019b). Carbono, oxigênio e alguns metais podem ser absorvidos nas superfícies das fibras de MPs, mostrando como os microplásticos interferem nos ciclos biogeoquímicos (LI et al., 2020).

Nos solos

Existe uma preocupação mundial a respeito da poluição por plásticos das águas, sobretudo os oceanos, devido à amplitude dessa poluição descoberta na última década. No entanto, o solo terrestre tende a acumular mais MPs do que os ecossistemas aquáticos (DE SOUZA MACHADO et al., 2018; HORTON et al., 2017; NIZZETTO; FUTTER; LANGAAS, 2016); além disso, a grande maioria (>70%) dos poluentes plásticos encontrado no oceano provem justamente do

continente, através da erosão do solo (HORTON et al., 2017). Porém, até recentemente, quase não havia estudos significativos sobre os MPs nos continentes, especialmente nos solos. Das publicações científicas relacionadas a microplásticos compreendidas entre os anos de 2004 a 2018, apenas 3,86% do total está relacionado a solos enquanto que 38,31% está relacionado ao mar (HE et al., 2018); com isto podemos evidenciar o abismo que separa o conhecimento do comportamento dos MPs na água e no solo. No entanto, nos últimos meses, houve um grande avanço na síntese das pesquisas sobre microplásticos nos solos (DIOSES-SALINAS; PIZARRO-ORTEGA; DE-LA-TORRE, 2020; GUO et al., 2020; KUMAR et al., 2020; LI; SONG; CAI, 2020; WANG et al., 2020).

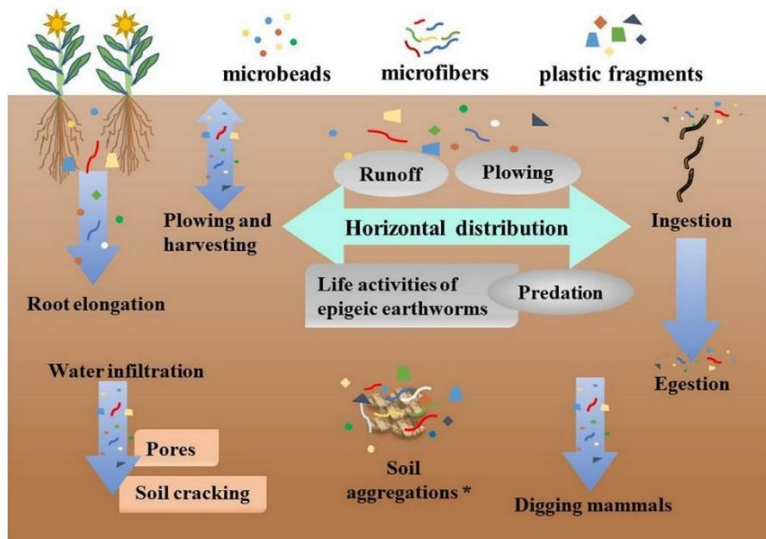
Os MPs tem efeitos negativos comprovados na macro e microfauna do solo (CASTRO; SILVA; ARAÚJO, 2018; CHAE; AN, 2018; HURLEY; NIZZETTO, 2018). Os principais organismos estudados até o presente foram: galinhas, minhocas e Collembola. Foram identificados bioacumulação, alteração da composição química do organismo hospedeiro, impacto na característica do próprio solo (HODSON et al., 2017; HUERTA LWANGA et al., 2017a, 2017b).

As principais fontes de macro e microplásticos que entram nos solos agrícolas incluem filmes plásticos, resíduos (resíduos sólidos municipais, entulhos), biossólidos (lodo de esgoto e digerido anaeróbico), fertilizantes e deposição atmosférica (BLÄSING; AMELUNG, 2018; NIZZETTO; FUTTER; LANGAAS, 2016; WEITHMANN et al., 2018). Destes, filmes agrícolas e aplicação de composto são provavelmente os mais importantes (BLÄSING; AMELUNG, 2018; HURLEY; NIZZETTO, 2018). Os processos de geração de microplásticos, abrasão física direta e raios UV, presentes nas zonas costeiras e águas, são marginais no ambiente do solo onde a degradação do plástico é comparativamente lenta. Por outro lado, a ação da biota do solo é bastante efetiva. Foi demonstrado que

os detritos plásticos maiores geram MPs e NPs a partir da raspagem ou mastigação de Collembola ou ácaros (KUMAR et al., 2020). Até aspectos físicos do solo podem fracionar os plásticos, tais como ciclos de expansão e contração de argilas.

A distribuição vertical e horizontal de microplásticos no solo pode ser influenciada por vários fatores (Figura 6), incluindo macroporos, agregação, fendas do solo e práticas agrônômicas, como aração (RILLIG; INGRAFFIA; DE SOUZA MACHADO, 2017). A fauna também tem um efeito importante na migração de MPs, através da bioturbação vegetal (por exemplo, crescimento e degradação de raízes) e animal (por exemplo, larvas, minhocas, vertebrados etc.), que formam caminhos para os MPs. Os micélios fúngicos também contribuem para a migração dos MPs, pois podem atravessar poros cheios de ar e translocar eficientemente bactérias degradantes de poluentes (GUO et al., 2020).

Figura 6 - Fatores que afetam a migração de microplásticos no solo - setas verticais indicam o transporte vertical de microplásticos no solo.



Fonte: Guo et al. (2020).

Além do transporte físico nos poros, há uma interação direta dos MPs com organismos do solo. Os MPs podem ser engolidos e excretados por minhocas, transportados para solo profundo e espalhados lateralmente em amplas áreas (CAO et al., 2017; HUERTA LWANGA et al., 2017a; RILLIG; INGRAFFIA; DE SOUZA MACHADO, 2017). Uma baixa concentração microplástica do solo (<0,5%) tem pouco impacto nas minhocas, mas quando a concentração microplástica sobe para 1% e 2%, o crescimento das minhocas é inibido e a mortalidade aumenta significativamente (CAO et al., 2017). Há acúmulo de microplásticos no intestino e no estômago dos organismos, que podem danificar seu sistema imunológico.

Os plásticos modificam os próprios atributos do solo. Os MPs provocam uma redução da condutividade hidráulica saturada do solo e afetam a atividade e abundância microbiana do solo, influenciando na fertilidade (ZHANG et al., 2017b). Há também registros de aumento da retenção de água e diminuição da densidade aparente devido a fibras de poliéster, o que pode levar à anoxia (DE SOUZA MACHADO et al., 2018; LIU; HE; YAN, 2014). A película residual de plástico danifica a estrutura dos agregados do solo e reduz a aeração e a permeabilidade à água, reduzindo assim o crescimento radicular e a produtividade geral das plantas (JIANG et al., 2017; ZENG; ZHOU; SHI, 2013; ZHANG; LIU, 2018). Em contraste com os macropelásticos, há relativamente poucos estudos sobre a relação entre microplásticos e agregados do solo e nenhum estudo mostrou ainda claramente de qual maneira os microplásticos influenciam a estrutura do solo (QI et al., 2020).

Com relação às propriedades químicas do solo, há também poucos estudos. Alguns autores relataram que os microplásticos têm um impacto negativo na ciclagem de carbono orgânico (C) e nitrogênio (N) do solo e transferência de nutrientes (CAO et al., 2017; LIU et al., 2017; RILLIG, 2012; RILLIG; INGRAFFIA; DE SOUZA MACHADO, 2017). As comunidades microbianas em detritos plásticos

são chamadas de “plastisfera” (ZETTLER; MINCER; AMARAL-ZETTLER, 2013; ZETTLER; ZETTLER; MINCER, 2020). Há uma diferença significativa na estrutura da comunidade bacteriana entre as superfícies microplásticas e o solo circundante ou outros resíduos orgânicos; a alteração da biota pode até melhorar a degradação dos próprios microplásticos, por hidrólise (ZHANG et al., 2019).

Qi (2020) conclui que as pesquisas anteriores sobre MPs no solo não focaram nas funções do solo e não adotaram uma abordagem de serviços ecossistêmicos. Portanto, faltam dados para avaliar e quantificar o real impacto dos MPs na saúde do solo. Ainda não existe nenhuma legislação que estabelece limites críticos para MPs, em nenhum país.

Dentro da planta, os MPs podem atravessar as membranas das plantas e barreiras da parede celular e podem ser detectados usando microesferas fluorescentes (KUMAR et al., 2020). Bandmann et al. (2012) observaram o processo de absorção de esferas nanométricas de poliestireno (<0,1 μm) dentro de células BY-2 de tabaco, por endocitose. Já foi relatado a absorção de microplásticos de poliestireno (0,2 μm) na raiz de vegetais e migração da raiz para as mudas (LI et al., 2019a). Novas pesquisas são necessárias para avaliar a degradação e absorção de MPs na rizosfera da planta.

A desintegração dos MPs no solo, por organismos e atrito, forma partículas menores, como NPs, com possível contaminação das águas subterrâneas ou absorção pelas plantas (RILLIG; INGRAFFIA; DE SOUZA MACHADO, 2017). Os relatos sobre os efeitos dos microplásticos nas águas subterrâneas são muito escassos (QI et al., 2020). As perdas do solo e transferência de MPs e NPs também ocorrem por erosão eólica e escoamento superficial. Nizzetto et al. (2016) simularam, através de modelagem INCA, a transferência de MPs do solo para o rio Tamisa. Observaram que 60% dos microplásticos no solo migraram nas bacias hidrográficas do rio, contaminando o meio aquático. Assim, o solo atua como fonte para os ambientes circundantes.

Pesquisas sobre microplásticos

Alguns estudos foram realizados no Brasil, e atualmente existem alguns projetos em andamento na Bahia. Um amplo projeto multidisciplinar está sendo realizado no período de 2018-2021 sobre saúde de manguezais na Baía de Todos os Santos (CNPq nº441389/2017-1), envolvendo pesquisadores da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia e da Universidade Federal da Bahia (UFRB/ECOSIMPA, 2019). Subprojetos estão sendo desenvolvidos pelos autores desse capítulo, sobre MPs em solos de manguezais, bem como transferência de MPs no solo para rios e estuários (Figura 7). Em seguida é apresentado um balanço da pesquisa sobre MPs no mundo e no Brasil.

Figura 7 –Presença de plásticos nos solos: área rural agrícola - erosão em Cruz das Almas/Bahia (a) e área de maré alta em manguezais – deposição em Itaparica/Bahia (b).



Fonte: Autores (2020).



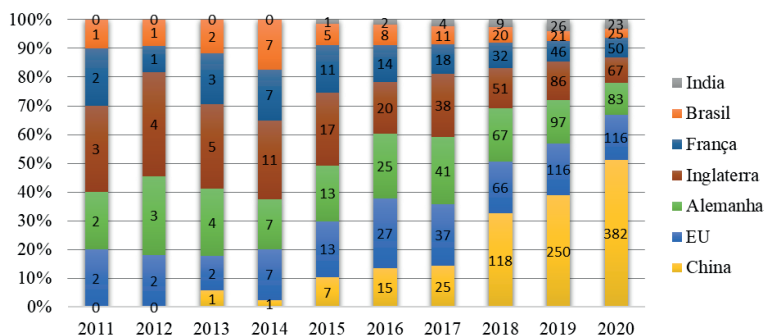
Fonte: Autores (2020).

No mundo

Tanto a despesa em pesquisa e desenvolvimento quanto o número de pesquisadores estão significativamente correlacionados com o número de publicações sobre microplásticos (KLINGELHOFER et al., 2020). Além disso, a correlação entre o número de artigos e a geração de resíduos plásticos é altamente significativa. Verifica-

se na Figura 8 que o aumento exponencial da pesquisa sobre MPs começou há dez anos. Em 2020, quase 70% das publicações são oriundas da China (mais de 50%) e dos Estados Unidos.

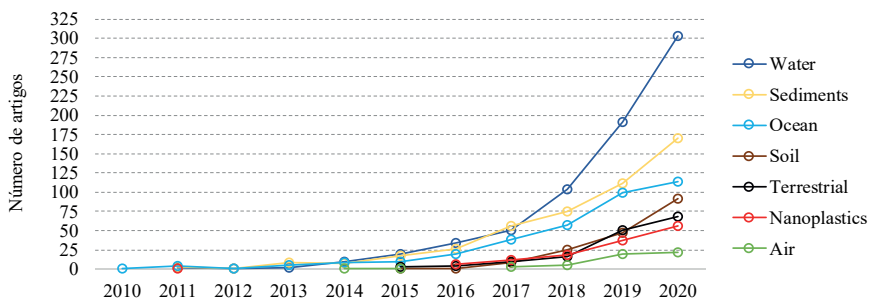
Figura 8 - Números de artigos científicos sobre MPs nos últimos 10 anos em 7 países.



Fonte: Autores (2020), com base de dados Scopus, 17/07/2020.

A predominância dos estudos em ecossistemas aquáticos está clara na Figura 9. Todos os dez artigos mais citados no mundo tratam de ecossistemas aquáticos, sobretudo oceânicos (KLINGELHOFER et al., 2020). Os estudos sobre microplásticos em solos somente aumentaram a partir de 2018.

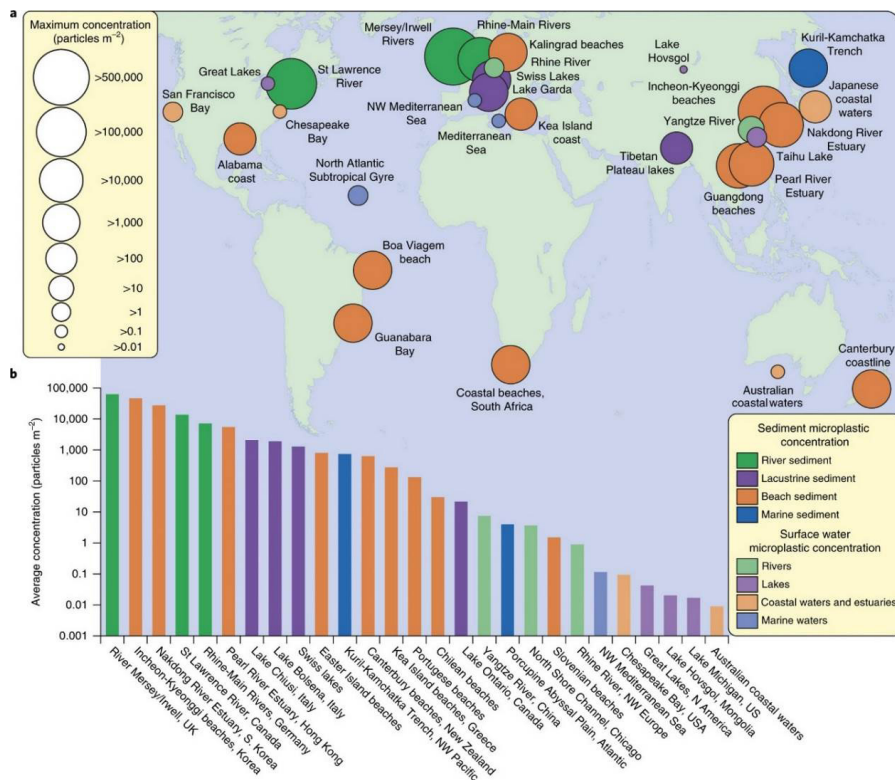
Figura 9 - Publicações científicas usando diferentes palavras termos associados ao termo "microplastics" em Título/resumo/palavras-chaves.



Fonte: Autores (2020), com base de dados Scienedirect, 17/07/2020.

Ainda são realizados muito poucos estudos sobre nanoplásticos e poluição por plástico no ar, temas emergentes que devem ser investigados. Os resultados dos estudos fluviais, sedimentares e marinhos revelam uma poluição global, com concentração chegando a mais 500.000 MPs por m² em vários continentes, sobretudo no hemisfério norte, com forte relação entre desenvolvimento econômico e produção de plásticos (Figura 10).

Figura 10 - Concentrações de microplásticos em ambiente aquático e sedimentar no mundo.



Fonte: Hurley; Woodward; Rothwell (2018).

No Brasil

Assim como em tantos outros países, os estudos sobre microplásticos no Brasil ainda são pouco desenvolvidos (Figura 8). Algumas universidades estão buscando conhecimento, pesquisando sobre esse tipo de contaminante, principalmente em ecossistemas hídricos, assim como zonas que possuem atividades industriais, portuárias e/ou pesqueiras. Uma boa parte dos estudos sobre esse tema está concentrado na região sudeste do país. (Tabela 1).

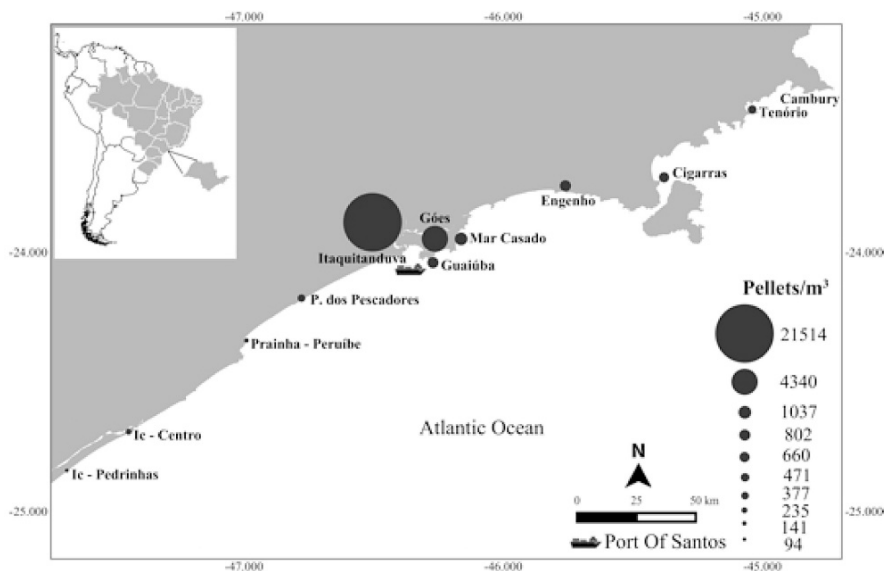
Tabela 1 - Publicações sobre microplásticos no meio abiótico no Brasil, desde 2016.

Local	Ambiente	Ano	Autores	Instituição
Estuário do Paranaguá, PR	Sedimentos de praia	2016	Moreira et al.	USP
Niterói, RJ	Água do mar	2016	Castro et al.	UFF
Baía de Guanabara, RJ	Sedimentos de praia	2016	De Carvalho; Baptista	UFF
Praia de Santos, RJ	Sedimentos de praia	2017	Fisner et al.	USP
Costa de São Paulo, SP	Sedimentos de praia	2018	Vedolin et al.	USP
Baía de Guanabara, RJ	Água do mar	2019	Olivatto et al.	PUC Rio
Baía de Santos, SP	Sedimentos de praia	2019	Izar et al.	UNIFESP
Baía de Vitória, ES	Sedimentos estuarinos	2019	Baptista Neto et al.	UFF
Baía de Guanabara, RJ	Sedimentos de fundo	2019	Alves; Figueiredo	UFF
Praia de Corvina, PA	Sedimentos de praia	2019	Martinelli; Monteiro	UFPA
Plataforma continental, RJ	Sedimentos marinhos	2019	Baptista Neto et al.	UFF
Costa do Nordeste	Água do mar	2020	Garcia et al.	UFC
Baía de Santos, SP	Sedimentos estuarinos	2020	Gimiliani et al.	USP

Fonte: Autores (2020).

Alguns estudos estão relacionados com a distribuição de microplásticos ao longo do litoral de São Paulo, numa região que abriga o complexo industrial de Cubatão, além de portos importantes para o comércio de exportação como o Porto de Santos (Figura 11), que é um dos maiores portos da América Latina e também responsável por 28% da exportação anual do país (IZAR et al., 2019).

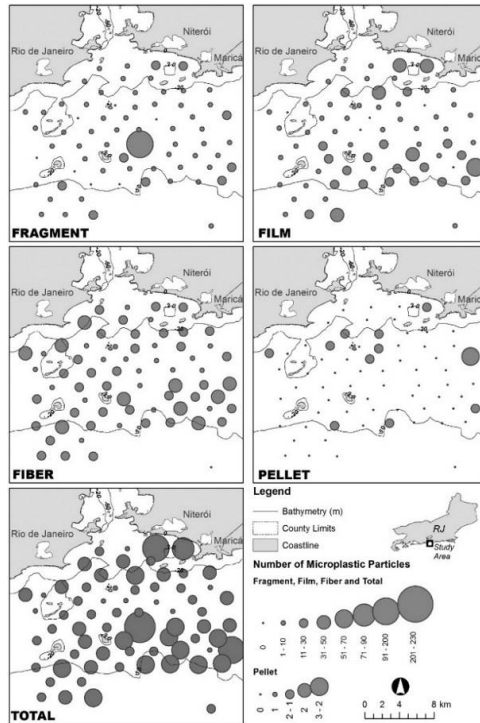
Figura 11 - Mapa do litoral do estado de São Paulo, mostrando as respectivas densidades de pellets de plástico ao longo das praias do estado.



Fonte: Izar et al. (2019).

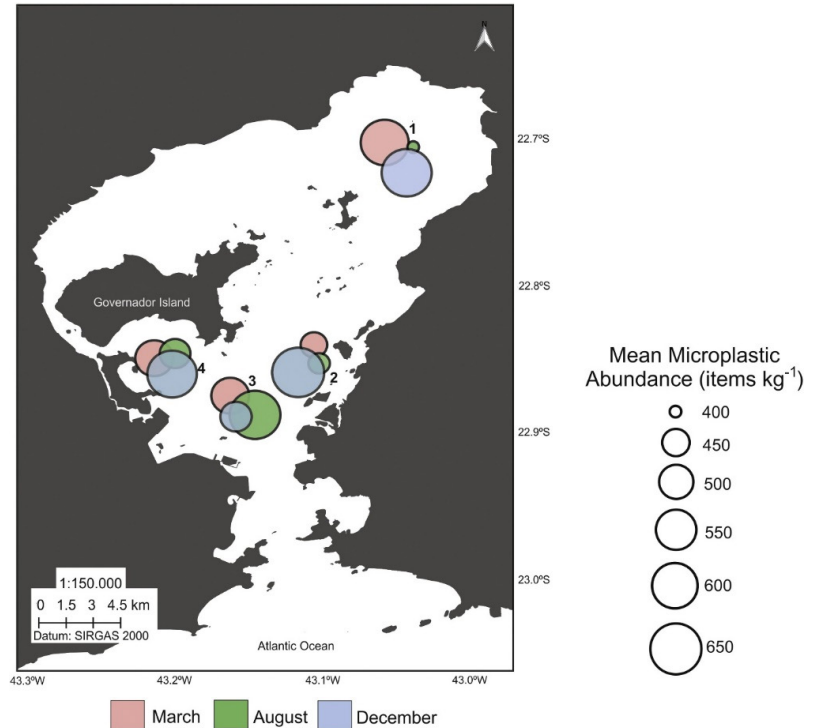
A Baía de Guanabara, na cidade de Rio de Janeiro, influenciada diretamente por efluentes industriais, resíduos de atividades petroquímicas e também por esgoto bruto, é também uma região bastante estudada (Figuras 12 e 13), por possuir concentrações elevadas de microplásticos, tanto nos sedimentos como nas águas superficiais (CASTRO et al., 2016; DE CARVALHO; BAPTISTANETO, 2016; OLIVATTO et al., 2019). Existem também estudos pontuais na Baía de Vitória (ES) ou no litoral nordestino (Tabela 1).

Figura 12 - Concentrações médias de microplásticos coletados no sedimento inferior da plataforma continental (fragmentos, filme, fibras, pellet).



Fonte: Baptista Neto et al. (2019b).

Figura 13 - Mapa da Baía de Guanabara indicando as médias de concentração de microplásticos.



Fonte: Alves e Figueiredo (2019).

Além da região estudada, dois pontos relevantes devem ser destacados. Primeiramente podemos observar a aceleração da produção de artigos sobre MPs nos últimos anos, tendo mais artigos em 2019 do que nos três anos anteriores juntos; no entanto, ainda existem poucos estudos sobre MPs no Brasil comparativamente à quantidade de publicações no mundo sobre esse assunto na última década. O segundo ponto importante é o ambiente estudado: verificamos que até o momento somente foram estudados os MPs em água e sedimentos, nos ambientes marinhos e estuarinos. Ainda não existem publicações sobre MPs em solos, rios, águas subterrâneas ou cidades, no ambiente continental, que constitui a fonte de todo o plástico.

Considerações finais

Os microplásticos, que são estáveis e não degradáveis, permanecerão quase permanentemente no ambiente e, portanto, representam um risco a longo prazo para os ecossistemas. A redução do uso de plástico derivado do petróleo é, portanto, a única alternativa. O uso consciente consiste por exemplo na substituição do material plástico por tecido vegetal, metal ou madeira no cotidiano. O aumento da reciclagem (<10% hoje) é também importante para reduzir o impacto. Finalmente, o uso de bioplástico é uma das grandes soluções. Os plásticos de celulose, ácido poliláctico, plásticos de amido, plásticos de proteínas e polihidroxialcanoatos estão sendo amplamente aplicados em larga escala como utensílios farmacêuticos, embalagens e na indústria agrícola. No entanto, o seu uso pode ser limitado devido à sua menor resistência mecânica e maior custo. Uma evolução tecnológica e redução de custo para produzir bioplásticos parecem uma necessidade.

Estudos mais sistemáticos sobre as reais rotas dos diversos tipos de microplásticos (tamanho e composição) parecem necessários para

aprofundar os conhecimentos; mais estudos em certos ambientes, como lagos, manguezais, ar, água subterrânea são também fundamentais. No geral, o impacto nas funções dos ecossistemas a longo prazo ainda é pouco conhecido, sobretudo quando se trata dos nanoplásticos, cujos efeitos na cadeia trófica são praticamente desconhecidos até hoje.

Referências

AKARSU, C. et al. Microplastics composition and load from three wastewater treatment plants discharging into Mersin Bay, north eastern Mediterranean Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, 110776, 2020.

ALAM, O.; BILLAH, M.; YAJIE, D. Characteristics of plastic bags and their potential environmental hazards. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 132, p. 121–129, 2018.

ALLEN, S. et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. **Nature Geoscience**, v. 12, n. 5, p. 339–344, 2019.

ALVES, V. E. N.; FIGUEIREDO, G. M. Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 326–335, 2019.

ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, 2011.

ARIAS-ANDRES, M. et al. Microplastic pollution increases gene exchange in aquatic ecosystems. **Environmental Pollution**, v. 237, p. 253–261, 2018.

BAKIR, A.; ROWLAND, S. J.; THOMPSON, R. C. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 140, p. 14–21, 2014.

BANDMANN, V. et al. Uptake of fluorescent nano beads into BY2-cells involves clathrin-dependent and clathrin-independent endocytosis. **FEBS Letters**, v. 586, n. 20, p. 3626–3632, 2012.

BAPTISTA NETO, J. A. et al. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 169, p. 247–253, 2019a.

BAPTISTA NETO, J. A. et al. The impact of sediment dumping sites on the concentrations of microplastic in the inner continental shelf of Rio de Janeiro/Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, 110558, 2019b.

BLÄSING, M.; AMELUNG, W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 422–435, 2018.

BROWNE, M. A.; GALLOWAY, T. S.; THOMPSON, R. C. Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 9, p. 3404–3409, 2010.

CAO, D. et al. Effects of polystyrene microplastics on the fitness of earthworms in an agricultural soil. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 61, 12148, 2017.

CARBERRY, M.; CONNOR, W. O.; THAVAMANI, P. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. **Environment International**, v. 115, p. 400–409, 2018.

CASTRO, R. O. et al. Evaluation of microplastics in Jurujuba Cove, Niterói, RJ, Brazil, an area of mussels farming. **Marine Pollution Bulletin**, v. 110, n. 1, p. 555–558, 2016.

CASTRO, R. O.; SILVA, M. L. DA; ARAÚJO, F. V. DE. Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. **Ocean & Coastal Management**, v. 165, p. 385–400, 2018.

CHAE, Y.; AN, Y.-J. Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review. **Environmental Pollution**, v. 240, p. 387–395, 2018.

COLE, M. et al. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2588–2597, 2011.

COLE, M. et al. Microplastic ingestion by zooplankton. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 12, p. 6646–6655, 2013.

COX, K. D. et al. Human Consumption of Microplastics. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 12, p. 7068–7074, 2019.

CURREN, E.; LEONG, S. C. Y. Profiles of bacterial assemblages from microplastics of tropical coastal environments. **Science of The Total Environment**, v. 655, p. 313–320, 2019.

DE CARVALHO, D. G.; BAPTISTA NETO, J. A. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. **Ocean and Coastal Management**, v. 128, p. 10–17, 2016.

DE SOUZA MACHADO, A. A. et al. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. **Global Change Biology**, v. 24, n. 4, p. 1405–1416, 2018.

DIOSES-SALINAS, D. C.; PIZARRO-ORTEGA, C. I.; DE-LA-TORRE, G. E. A methodological approach of the current literature on microplastic contamination in terrestrial environments: Current knowledge and baseline considerations. **Science of the Total Environment**, v. 730, p. 139164, 2020.

DUSSUD, C. et al. Evidence of niche partitioning among bacteria living on plastics, organic particles and surrounding seawaters. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 807–816, 2018.

ESRI. **The Effects of Plastic on Biodiversity**. Disponível em: <<https://www.arcgis.com/apps/MapJournal/index>>.

html?appid=af7640b46fed46259699a664d2534fbc>. Acesso em: 10 de agosto de 2020.

FISNER, M. et al. Quantifying microplastic pollution on sandy beaches: the conundrum of large sample variability and spatial heterogeneity. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 15, p. 13732–13740, 2017.

FRAZÃO, B.; MARTINS, R.; VASCONCELOS, V. Are known cyanotoxins involved in the toxicity of picoplanktonic and filamentous north Atlantic marine cyanobacteria? **Marine Drugs**, v. 8, n. 6, p. 1908–1919, 2010.

GALLOWAY, T. S.; COLE, M.; LEWIS, C. Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. **Nature Ecology and Evolution**, v. 1, n. 5, 2017.

GARCÉS-ORDÓÑEZ, O. et al. Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, n. 2, p. 455–462, 2019.

GARCIA, T. M. et al. Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, 110705, 2020.

GIMILIANI, G. T. et al. Simple and cost-effective method for microplastic quantification in estuarine sediment: A case study of the Santos and São Vicente Estuarine System. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, 100020, 2020.

GLOAGUEN, T. V.; PASSE, J. J. Importance of lithology in defining natural background concentrations of Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in sedimentary soils, northeastern Brazil. **Chemosphere**, v. 186, 2017.

GUO, J. et al. Source, migration and toxicology of microplastics in soil. **Environment International**, v. 137, 105263, 2020.

HE, D. et al. Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 109, p. 163–172, 2018.

HESKETT, M. et al. Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 2, p. 445–448, 2012.

HODSON, M. E. et al. Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 8, p. 4714–4721, 2017.

HOLMES, L. A.; TURNER, A.; THOMPSON, R. C. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. **Environmental Pollution**, v. 160, p. 42–48, 2012.

HORTON, A. A. et al. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 127–141, 2017.

HUERTA-PUJOL, O. et al. Heavy metal content in rubbish bags used for separate collection of biowaste. **Waste Management**, v. 30, n. 8–9, p. 1450–1456, 2010.

HUERTA LWANGA, E. et al. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 14071, 2017a.

HUERTA LWANGA, E. et al. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 523–531, 2017b.

HÜFFER, T.; HOFMANN, T. Sorption of non-polar organic compounds by micro-sized plastic particles in aqueous solution. **Environmental Pollution**, v. 214, p. 194–201, 2016.

HURLEY, R. R.; NIZZETTO, L. Fate and occurrence of micro(nano) plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 1, p. 6–11, 2018.

HURLEY, R.; WOODWARD, J.; ROTHWELL, J. J. Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. **Nature Geoscience**, v. 11, p. 251–257, 2018.

IZAR, G. M. et al. Quantitative analysis of pellets on beaches of the São Paulo coast and associated non-ingested ecotoxicological effects on marine organisms. **Regional Studies in Marine Science**, v. 29, 100705, 2019.

JAMBECK, J. R. et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, p. 1655–1734, 2015.

JAMIESON, A. J. et al. Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. **Royal Society open science**, v. 6, n. 2, 180667, 2019.

JIANG, X. J. et al. Residual plastic mulch fragments effects on soil physical properties and water flow behavior in the Minqin Oasis, northwestern China. **Soil and Tillage Research**, v. 166, p. 100–107, 2017.

KAZA, S. et al. **What a Waste 2.0 A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Washington, DC: [s.n.]. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2011.03.003%0A>>.

KETTNER, M. T. et al. Microplastics alter composition of fungal communities in aquatic ecosystems. **Environmental Microbiology**, v. 19, n. 11, p. 4447–4459, 2017.

KIRSTEIN, I. V et al. Mature biofilm communities on synthetic polymers in seawater - Specific or general? **Marine Environmental Research**, v. 142, p. 147–154, 2018.

KIYATAKA, P. H. M.; DANTAS, S. T.; PALLONE, J. A. L. Method for assessing lead, cadmium, mercury and arsenic in high-density polyethylene packaging and study of the migration into yoghurt and simulant. **Food Additives & Contaminants: Part A**, v. 31, n. 1, p. 156–163, 2014.

KLINGELHOFER, D. et al. Research landscape of a global environmental challenge: Microplastics. **Water Research**, v. 170, 115358, 2020.

KOELMANS, A. A. et al. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. **Water Research**, v. 155, p. 410–422, 2019.

KUHN, D. A. et al. Different endocytotic uptake mechanisms for nanoparticles in epithelial cells and macrophages. **Beilstein journal of nanotechnology**, v. 5, p. 1625–1636, 2014.

KUMAR, M. et al. Microplastics as pollutants in agricultural soils. **Environmental Pollution**, v. 265, 114980, 2020.

LI, C.; BUSQUETS, R.; CAMPOS, L. C. Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. **Science of the Total Environment**, v. 707, 135578, 2020.

LI, J. et al. Characterization, source, and retention of microplastic in sandy beaches and mangrove wetlands of the Qinzhou Bay, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 136, p. 401–406, 2018.

LI, J.; SONG, Y.; CAI, Y. Focus topics on microplastics in soil: Analytical methods , occurrence , transport , and ecological risks *. **Environmental Pollution**, v. 257, 113570, 2020.

LI, L. et al. Uptake and accumulation of microplastics in an edible plant. **Chinese Science Bulletin**, v. 64, n. 9, p. 928–934, 2019a.

LI, R. et al. Abundance and characteristics of microplastics in the mangrove sediment of the semi-enclosed Maowei Sea of the south China sea: New implications for location, rhizosphere, and sediment compositions. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 685–692, 2019b.

LI, R. et al. The distribution, characteristics and ecological risks of microplastics in the mangroves of Southern China. **Science of The Total Environment**, v. 708, 135025, 2020.

LIN, V. S. Research highlights: impacts of microplastics on plankton. **Environmental science. Processes & impacts**, v. 18, n. 2, p. 160–163, 2016.

LIU, E. K.; HE, W. Q.; YAN, C. R. “White revolution” to “white pollution” - Agricultural plastic film mulch in China. **Environmental Research Letters**, v. 9, n. 9, p. 13–16, 2014.

LIU, H. et al. Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil. **Chemosphere**, v. 185, p. 907–917, 2017.

LUSHER, A. L. et al. Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, 14947, 2015.

MAI, L.; BAO, L.-J.; WONG, C. S. Microplastics in the terrestrial environment. **Microplastic Contamination in Aquatic Environments**, p. 365–378, 2018.

MAMMO, F. K. et al. Microplastics in the environment: Interactions with microbes and chemical contaminants. **Science of the Total Environment**, v. 743, 2020.

MARTINELLI FILHO, J. E.; MONTEIRO, R. C. P. Widespread microplastics distribution at an Amazon macrotidal sandy beach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, p. 219–223, 2019.

MASSOS, A.; TURNER, A. Cadmium, lead and bromine in beached microplastics. **Environmental Pollution**, v. 227, p. 139–145, 2017.

MINTENIG, S. M. et al. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. **Water Research**, v. 108, p. 365–372, 2017.

MOHSEN, M. et al. Heavy metals in sediment, microplastic and sea cucumber *Apostichopus japonicus* from farms in China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 143, p. 42–49, 2019.

MOREIRA, F. T. et al. Small-scale temporal and spatial variability in the abundance of plastic pellets on sandy beaches: Methodological

considerations for estimating the input of microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 102, n. 1, p. 114–121, 2016.

MORRITT, D. et al. Plastic in the Thames: A river runs through it. **Marine Pollution Bulletin**, v. 78, n. 1, p. 196–200, 2014.

MURPHY, F. et al. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. **Environmental Science & Technology**, v. 50, n. 11, p. 5800–5808, 7 jun. 2016.

NABIZADEH, R. et al. Microplastic pollution on the Persian Gulf shoreline: A case study of Bandar Abbas city, Hormozgan Province, Iran. **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, p. 536–546, 2019.

NAIK, R. K. et al. Microplastics in ballast water as an emerging source and vector for harmful chemicals, antibiotics, metals, bacterial pathogens and HAB species: A potential risk to the marine environment and human health. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, 110525, 2019.

NAJI, A. et al. Small microplastic particles (S-MPPs) in sediments of mangrove ecosystem on the northern coast of the Persian Gulf. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 305–311, 2019.

NG, E. L. et al. An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. **Science of the Total Environment**, v. 627, p. 1377–1388, 2018.

NIZZETTO, L.; FUTTER, M.; LANGAAS, S. Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? **Environmental Science & Technology**, v. 50, n. 20, p. 10777–10779, 2016.

NOR, N. H. M.; OBBARD, J. P. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. **Marine Pollution Bulletin**, v. 79, n. 1–2, p. 278–283, 2014.

OLIVATTO, G. P. et al. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 139, p. 157–162, 2019.

PICO, Y.; ALFARHAN, A.; BARCELO, D. Nano- and microplastic analysis: Focus on their occurrence in freshwater ecosystems and remediation technologies. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 113, p. 409–425, 2018.

QI, R. et al. Behavior of microplastics and plastic film residues in the soil environment: A critical review. **Science of the Total Environment**, v. 703, 134722, 2020.

RAMOS, L. et al. Polyethylene film incorporation into the horticultural soil of small periurban production units in Argentina. **Science of The Total Environment**, v. 523, p. 74–81, 2015.

RILLIG, M. C. Microplastic in Terrestrial Ecosystems and the Soil? **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 12, p. 6453–6454, 2012.

RILLIG, M. C.; INGRAFFIA, R.; DE SOUZA MACHADO, A. A. Microplastic Incorporation into Soil in Agroecosystems. **Frontiers in plant science**, v. 8, p. 1805, 2017.

ROCHA-SANTOS, T.; DUARTE, A. C. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 65, p. 47–53, 2015.

ROCHMAN, C. M.; HENTSCHEL, B. T.; THE, S. J. Long-term sorption of metals is similar among plastic types: Implications for plastic debris in aquatic environments. **PLoS ONE**, v. 9, n. 1, 2014.

SEELEY, M. E. et al. Microplastics affect sedimentary microbial communities and nitrogen cycling. **Nature Communications**, v. 11, p. 1–10, 2020.

SENDRA, M. et al. Are the primary characteristics of polystyrene nanoplastics responsible for toxicity and ad/absorption in the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum*? **Environmental Pollution**, v. 249, p. 610–619, 2019.

SILVA, M. M. et al. Dispersal of potentially pathogenic bacteria by plastic debris in Guanabara Bay, RJ, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 141, p. 561–568, 2019.

TALVITIE, J. et al. Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. **Water Science and Technology**, v. 72, n. 9, p. 1495–1504, 2015.

THOMPSON, R. C. et al. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2153–2166, 2009.

TRIEBSKORN, R. et al. Relevance of nano- and microplastics for freshwater ecosystems: A critical review. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 110, p. 375–392, 2019.

UFRB/ECOSIMPA. **Qualidade de Manguezais**. Disponível em: <<https://qualimangue.wixsite.com/ufrb>>. Acesso em: 14 de agosto 2020.

VEDOLIN, M. C. et al. Spatial variability in the concentrations of metals in beached microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 129, n. 2, p. 487–493, 2018.

VELZEBOER, I.; KWADIJK, C. J. A. F.; KOELMANS, A. A. Strong sorption of PCBs to nanoplastics, microplastics, carbon nanotubes, and fullerenes. **Environmental Science & Technology**, v. 48, n. 9, p. 4869–4876, 2014.

VENDEL, A. L. et al. Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. **Marine Pollution Bulletin**, v. 117, n. 1, p. 448–455, 2017.

WANG, J. et al. Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review. **Science of the Total Environment**, v. 691, p. 848–857, 2019a.

WANG, W. et al. Ecotoxicology and Environmental Safety The ecotoxicological effects of microplastics on aquatic food web, from primary producer to human: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 173, p. 110–117, 2019b.

WANG, W. et al. Environmental fate and impacts of microplastics in soil ecosystems: Progress and perspective. **Science of the Total Environment**, v. 708, 134841, 2020.

WANG, W.; WANG, J. Trends in Analytical Chemistry Investigation of microplastics in aquatic environments: An overview of the methods used, from field sampling to laboratory analysis. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 108, p. 195–202, 2018.

WEITHMANN, N. et al. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. **Science Advances**, v. 4, n. 4, p. 1–8, 2018.

WU, Y. et al. Effect of microplastics exposure on the photosynthesis system of freshwater algae. **Journal of Hazardous Materials**, v. 374, p. 219–227, 2019.

YANG, Y. et al. Plastics in the marine environment are reservoirs for antibiotic and metal resistance genes. **Environment International**, v. 123, p. 79–86, 2019.

YEO, B. G. et al. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Hopanes in plastic resin pellets as markers of oil pollution via International Pellet Watch Monitoring. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 73, n. 2, p. 196–206, 2017.

YU, Q. et al. Distribution, abundance and risks of microplastics in the environment. **Chemosphere**, v. 249, 126059, 2020.

ZENG, L. S.; ZHOU, Z. F.; SHI, Y. X. Environmental Problems and Control Ways of Plastic Film in Agricultural Production. **Applied Mechanics and Materials**, v. 295–298, p. 2187–2190, 2013.

ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J.; AMARAL-ZETTLER, L. A. Life in the “Plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris.

Environmental Science & Technology, v. 47, n. 13, p. 7137–7146, 2013.

ZETTLER, L. A. A.-; ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J. Ecology of the plastisphere. **Nature Reviews Microbiology**, v. 18, p. 139–151, 2020.

ZHANG, C. et al. Toxic effects of microplastic on marine microalgae *Skeletonema costatum*: Interactions between microplastic and algae. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 1282–1288, 2017a.

ZHANG, D. et al. Effect of residual plastic film on soil nutrient contents and microbial characteristics in the farmland. **Scientia Agricultura Sinica**, v. 50, p. 310–319, 2017b.

ZHANG, G. S.; LIU, Y. F. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. **Science of the Total Environment**, v. 642, p. 12–20, 2018.

ZHANG, M. et al. Microplastics from mulching film is a distinct habitat for bacteria in farmland soil. **Science of The Total Environment**, v. 688, p. 470–478, 2019.

ZHOU, Q. et al. Characteristics and distribution of microplastics in the coastal mangrove sediments of China. **Science of The Total Environment**, v. 703, 134807, 2020.

Sobre os autores

Alessandra Cristina Silva Valentim

Graduação em Engenharia Sanitária (UFMT). Mestrado em Engenharia Civil, Recursos Hídricos, e Doutorado em Engenharia Química, Controle de Poluição (COPPE/UFRJ). Docente da UFRB e atua na área de Controle de Poluição das Águas e Ecotoxicologia. E-mail: alessandra@ufrb.edu.br

Aléxia Palloma Araujo de Oliveira

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental na UFRB com previsão de conclusão em dezembro de 2020. Desenvolveu atividades de monitoria com a disciplina de cálculo numérico (2018), participou de grupo de pesquisa em projetos na área de tratamento de água com ênfase no uso de polímeros naturais e possui experiência em ensaios jar test. Exerceu a função de estagiária na Secretaria de Agricultura e Meio Ambiente do Município de Cruz das Almas. E-mail: palloma_o@live.com

Aline Sacramentos dos Santos

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental na UFRB. E-mail: sacramentodossantosaline@gmail.com

Anaxsandra Costa Lima Duarte

Graduação em Engenharia Civil pela UFRN (2006), com mestrado em Engenharia Sanitária na mesma universidade (2008). Desde 2009 é professora de Saneamento Ambiental e Tratamento de Resíduos Sólidos nos cursos de Engenharia Civil e Engenharia Sanitária e Ambiental, na UFRB. Fez parte do Projeto Cata Renda Ambiental e do GT que elaborou a Política de Resíduos Sólidos da UFRB. E-mail: anaxsandra@ufrb.edu.br

Andrea Sousa Fontes

Professora Associada da UFRB. Docente do Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos

PROFÁGUA - UFBA/UFRB. Docente do Mestrado em Meio Ambiente, Água e Saneamento da UFBA. Engenheira Civil (UFBA), Doutora em Geofísica (UFBA), Mestre em Engenharia Ambiental Urbana (UFBA) e Especialista em Gerenciamento de Recursos Hídricos (UFBA). E-mail: andreafontes@ufrb.edu.br

Bianca Campos Afonso

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UFRB.
E-mail: bcafonso2@gmail.com

Claudineia de Souza Souza

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, graduada pela UFRB, com mestrado em Solos e Qualidade de Ecossistemas pela mesma instituição, doutoranda em Geoquímica do Petróleo e Meio Ambiente pela Universidade Federal da Bahia. Atua na área ambiental, especialmente na remediação de áreas contaminadas e reaproveitamento de rejeitos. E-mail: cssouzaufrb@gmail.com

Eldimar da Silva Paes

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental graduado em 2017 pela UFRB. Atualmente é mestrando e bolsista CNPQ-CAPES do Programa de Pós-Graduação em Solos e Qualidade de Ecossistema pela UFRB. Atua na contaminação de solos e água por metais e microplástico, em manguezais e área rural. Atua na consultoria ambiental em projetos de sistemas de tratamento de efluentes, resíduos sólidos, estudos e relatórios e perícia ambiental.
E-mail: eldimar.paes@gmail.com

Genildo Souza das Virgens

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UFRB.
E-mail: genildosv@hotmail.com

Henrique da Conceição Silva dos Santos

Graduando em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UFRB. Ele é pesquisador CNPq (bolsista PIBIC), realizando projetos sobre

microplásticos em solos urbanos, agrícolas e manguezais.

E-mail: henriquesilvamc@hotmail.com

Henrique Santos Junqueira

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental formado pela UFRB (2019). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela UEFS (2020). Diretor de Projetos e Operações na BIOAMB Gestão Ambiental, atuando principalmente com projetos nas áreas de: Saneamento, Economia Circular e Ecologia Industrial.

E-mail: henriquesantosjunqueira@hotmail.com

Hérica Cruz do Nascimento

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental graduada pela UFRB (2018). E-mail: herica.c.n@gmail.com

Jailton de Souza Barreto Santos

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal do Recôncavo da Bahia. E-mail: jailtonbarretto@gmail.com

Jessica de Aragão Santos

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal do Recôncavo da Bahia.

E-mail: jessicaaragao02@gmail.com

Laiana dos Santos Trindade

Engenheira Florestal pela UFRB (2018) e atualmente mestranda em Solos e Qualidade de Ecossistemas na UFRB. Tem experiência na área de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento, atuando nos seguintes temas: Planejamento e Monitoramento Ambiental, Perdas de solo, Mapeamentos de uso da terra, Qualidade da Água. Desde 2019, realiza pesquisa sobre qualidade dos rios do Recôncavo que desaguam na Baía e Todos os Santos, com foco em Índice de Qualidade de Água (IQA), metais e microplásticos.

E-mail: lay.trindade@live.com

Lany Cunha Mendes

Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UFRB. Tem experiência na área de Engenharia Ambiental, coordenou o projeto de extensão Arborizar UFRB (2016- 2018), e participou de programa de gestão ambiental municipal. Atualmente desenvolve pesquisa sobre contaminação dos rios do Recôncavo baiano próximos dos estuários, baía de Todos os Santos. E-mail: mendeslany0@gmail.com

Leandro Barreto de Souza

Graduação em Ciências Contábeis, Especialista em Gestão Pública e Desenvolvimento Regional e Mestre em Gestão de Políticas Públicas pela UFRB. Pesquisa sobre Sustentabilidade nas IES e Gestão Sustentável nas IES. Atuou como articulador do Plano de Gestão de Logística Sustentável da UFRB. Fez parte do Grupo de Trabalho que elaborou a Política de Resíduos Sólidos da UFRB. E-mail: barretoleo@msn.com

Leandro Fonseca Rosa

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UFRB. É Pós-Graduando em Geotecnologias (Soluções de Inteligência Geográfica) do Instituto de Qualificação Profissional – IQUALI, em parceria com a Escola de Engenharia de Agrimensura da Bahia – EEEMBA. É sócio proprietário e responsável técnico da empresa Aro-Assessoria Imobiliária, Consultoria Ambiental e Engenharia. Atua como responsável técnico no Setor de Meio Ambiente da Secretaria de Agricultura e Meio Ambiente de Santa Terezinha/BA e na Secretaria de Agricultura e Meio Ambiente de Castro Alves/BA. E-mail: engenheiro_leandrorosa@hotmail.com

Lucas Lopes Caldas

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UFRB (2017), possui mestrado em Engenharia e Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Sergipe (2020), atualmente é aluno de doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental pela Escola de

Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. Atua na área de Ecotoxicologia, com ênfase na avaliação dos riscos ambientais de contaminantes emergentes para ecossistemas tropicais. E-mail: lucaaslopes@hotmail.com

Luciana Alencar Cerqueira

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental na UFRB, com previsão de conclusão em dezembro de 2022. Participou do grupo de pesquisa em projetos na área de tratamento de água com ênfase no uso de polímeros naturais e possui experiência em ensaios Jar Test. E-mail: lucianalencar.esa@gmail.com

Mariana Mendes Costa Oliveira

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UFRB. E-mail: marianamendesesa@gmail.com

Marina Pereira Ribeiro

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UFRB. E-mail: pereiraribeimarina@gmail.com

Matheus Ribeiro de Jesus Cerqueira

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UFRB. E-mail: matheus15_ribeiro@hotmail.com

Naiara Carvalho de Oliveira Souza

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UFRB. E-mail: naiara_carvalho14@hotmail.com

Nayara de Santana Santos

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UFRB. E-mail: nayara_santana09@hotmail.com

Paulo Romero Guimarães Serrano de Andrade

Doutor em Recursos Naturais / Processos Ambientais. Mestre em Engenharia Civil e Ambiental. Engenheiro Civil. Atualmente é

Professor Adjunto da UFRB, vinculado ao CETEC, atuando em planejamento de recursos hídricos e drenagem de águas pluviais urbanas. É Professor Permanente do Mestrado em Gestão de Políticas Públicas e Segurança Social/CCAAB/UFRB, onde exerceu sua Coordenação no biênio 2017-2019. É Professor Permanente do Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Prof.Água / UFBA, numa parceria com a UFRB. E-mail: paulo@ufrb.edu.br

Raphael Almeida dos Santos

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental graduado pela UFRB (2018). Atua no Departamento de Meio Ambiente da Secretaria de Expansão Econômica, Turismo, Meio Ambiente e Agropecuária do Município de Mutuípe. E-mail: eng.raphaalmeida@gmail.com

Raul Oliveira Reis Livio de Abreu

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UFRB. E-mail: raullivio de abreu@gmail.com

Rosa Alencar Santana de Almeida

Graduação em Engenharia Civil pela Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia tem mestrado em Engenharia Ambiental Urbana (MEAU - UFBA), doutorado em Energia e Ambiente (CIENAM - UFBA), e pós-doutorado desenvolvido no Grupo de Pesquisa e Extensão em Informática, Educação e Sociedade Onda Digital do Instituto de Matemática e Estatística (IME – UFBA). Atua nas áreas de saneamento ambiental, qualidade da água para consumo humano, indicadores e índices de qualidade de água.

E-mail: rosaalencar@ufrb.edu.br

Rosahelena Reis Morais Silva

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UFRB. Pesquisou sobre Geoquímica Fluvial junto ao programa de Solos e Qualidade de Ecossistemas na UFRB. Foi gerente de pesquisa e inovação da empresa Sannari Jr. É mestranda no Programa de Pós-

graduação em Recursos Hídricos na UFS com estudos em geoquímica dos processos que controlam a salinização dos reservatórios.

E-mail: eng.rosahelena@gmail.com

Selma Cristina da Silva

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental - UFBA; Especialização em Recursos Hídricos – UFBA; Mestrado em Recursos Hídricos – UFCG; Doutorado em Tecnologia Ambiental – UnB e Pós-Doutorado em Saneamento e Meio Ambiente – UFMG. Atualmente atua nas áreas de tratamento de água de abastecimento e residuárias, reuso de águas e, gestão de recursos hídricos e saneamento. E-mail: selma@ufrb.edu.br

Sheyla Mayara Feitosa Lisboa

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental na UFRB. Mestra em Engenharia Agrícola, na área de concentração de água e solo (FEAGRI/ UNICAMP). Atua nas áreas de Toxicologia Ambiental, Saneamento Ambiental e Tratamento de efluentes.

E-mail: shel.lisboa@gmail.com

Taciane Santos Duarte

Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UFRB. Ela é pesquisador bolsista (FAPESB) sobre microplásticos em manguezais (água e solo). E-mail: taciane.abailarina@hotmail.com

Tamires Alves de Souza Correia

Engenheira Sanitarista e Ambiental graduada pela UFRB (2015), com especialização em Gestão Ambiental pela Niagara College (2018). Estudante de Fundos de Investimento Canadenses pelo Canadian Securities Institute. É Assessora de Investimentos no Meridian Credit Union, no Canadá. E-mail: tamiresreimer@gmail.com

Thaís de Souza Farias Benevides

Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UFRB.

Desenvolva projeto de pesquisa sobre principais contaminantes da água dos rios e estuários da Baía de Todos os Santos, com ênfase em metais, microplásticos e análise da qualidade da água. Coordenadora de projetos do programa CREAjr-BA núcleo Cruz das Almas.

E-mail: thaysbenevides@hotmail.com

Thomas Vincent Gloaguen

Geólogo com mestrado Geoquímica Ambiental pela ENSG/INPL, França, e doutorado em Geoquímica Ambiental pelo IGEO/USP (2006). Atualmente é professor adjunto em Geologia ambiental na Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB), envolvido em projetos de pesquisa sobre microplásticos, índice de poluição por metais, geoquímica de solos e água e mapeamento geoquímico com SIG. E-mail: thomasgloaguen@ufrb.edu.br

Valéria Carneiro dos Santos

Mestranda em Recursos Hídricos e Saneamento na Universidade Federal de Alagoas (UFAL). Graduada em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB). Pesquisadora nos temas: aproveitamento de águas pluviais e drenagem urbana. E-mail: valeriacarneirods@gmail.com

Valmir Alves Barbosa Júnior

Engenheiro Sanitarista e Ambiental formado pela UFRB (2017), Pós-Graduando em Engenharia de Segurança do Trabalho pela FTC. Atualmente trabalha no setor industrial com atuação direta no Gerenciamento Total de Resíduos (Total Waste Management - TWM) com ênfase em fornecer soluções ambientais integradas, seguras e de valorização de resíduos. E-mail: engvalmirjunior@gmail.com

Este livro integra o resultado de um conjunto de pesquisas e trabalhos monográficos realizados no âmbito do curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia. A obra apresenta uma estrutura equilibrada de capítulos que abordam: a prestação dos serviços de saneamento básico (capítulos 1, 2 e 3), a gestão dos recursos hídricos (capítulos 4 e 5), tecnologias ambientais (capítulos 6, 7, 8 e 9) e poluição ambiental (capítulo 10). Mesmo sem abordar todos os temas abrangidos pelo curso, os estudos e experiências empreendidos são bastante uteis para que o leitor conheça melhor os resultados obtidos na formação do engenheiro sanitário e ambiental.

ISBN: 978-65-87743-20-2



Editora UFRE