

ISABELLA CRISTINA GUERRA MOREIRA DIAS

**SISTEMA BIOÁGUA FAMILIAR: OPORTUNIDADE DE REÚSO DE ÁGUA CINZA
EM RESIDÊNCIAS RURAIS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

RECIFE – PE
2024

ISABELLA CRISTINA GUERRA MOREIRA DIAS

**SISTEMA BIOÁGUA FAMILIAR: OPORTUNIDADE DE REÚSO DE ÁGUA CINZA
EM RESIDÊNCIAS RURAIS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese apresentada à Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do Título de Doutora em Engenharia Agrícola (Área de Concentração: Engenharia de Água e Solo).

Orientadora: Prof^a. Dra. Suzana Maria Gico Lima Montenegro

Co-orientador: Dr. Fábio dos Santos Santiago

RECIFE – PE
2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Bibliotecário(a): Auxiliadora Cunha – CRB-4 1134

D541s Dias, Isabella Cristina Guerra Moreira.
Sistema bioágua familiar: oportunidade de reúso de água cinza em residências rurais no semiárido brasileiro / Isabella Cristina Guerra Moreira Dias. – Recife, 2024.
121 f.; il.

Orientador(a): Suzana Maria Gico Lima Montenegro.
Co-orientador(a): Fábio dos Santos Santiago.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Recife, BR-PE, 2024.

Inclui referências e anexo(s).

1. Água - Estações de tratamento. 2. Quintais de cultivo. 3. Irrigação por gotejamento . 4. Agricultura familiar I. Montenegro, Suzana Maria Gico Lima, orient. II. Santiago, Fábio dos Santos, coorient. III. Título

CDD 630

ISABELLA CRISTINA GUERRA MOREIRA DIAS

**SISTEMA BIOÁGUA FAMILIAR: OPORTUNIDADE DE REÚSO DE ÁGUA CINZA
EM RESIDÊNCIAS RURAIS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese apresentada à Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do Título de Doutora em Engenharia Agrícola (Área de Concentração: Engenharia de Água e Solo).

DEFENDIDA e APROVADA em 20 de fevereiro de 2024.

Banca Examinadora

Prof^a. Dra. Suzana Maria Gico Lima Montenegro - DEAGRI/UFRPE
Presidente/Orientadora

Prof. Dr. Ênio Farias de França e Silva - DEAGRI/UFRPE
Examinador Interno

Prof. Dr. José Amilton Santos Júnior Silva - DEAGRI/UFRPE
Examinador Interno

Prof. Dr. Salomão de Sousa Medeiros – UFCG
Examinador Externo

Prof. Dr. Artur Paiva Coutinho – UFPE
Examinador Externo

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, que me sustentou até o final dessa jornada, me levantou todas as vezes que eu achei que não aguentaria mais, me deu coragem e me ensinou a ser humilde e não ter vergonha de errar. Agradeço aos meus pais por terem me guiado até aqui e à minha irmã, Ana, que me passou um pouquinho de sua força, não me deixou desistir e aguentou ouvir todos os meus desabaços durante todos esses anos.

Agradeço ao melhor companheiro que a vida poderia me dar. O meu porto seguro nesse mundo. Felipe foi o meu lugar de paz no meio de um turbilhão de pensamentos e sentimentos que me acompanharam nesse desafio. Agradeço à família tão querida de Pau dos Ferros, que vibrou junto comigo a cada etapa vencida e não me deixou desanimar.

Agradeço aos amigos que moram no meu coração e que compartilharam desse processo comigo, Luiza, Sheila, Thiago. Obrigada pela paciência, pelos conselhos e por cada palavra de carinho, conforto e encorajamento.

Agradeço à minha orientadora, Suzana Montenegro, pelos momentos de apoio. Ao meu coorientador, Fábio Santiago, pelos direcionamentos durante o trabalho, mas, principalmente, pelo convite para participar da equipe desse projeto grandioso.

Agradeço à toda a equipe do Projeto Bioágua Familiar (PDHC/ATOS/UFERSA). Fábio, Ricardo, Felipe, Robson, Professora Solange, Benévio, Mariana, Jucielly, Raíssa, Rafaela, Wlisses, Pastor Lira, Ciro e tantos outros. Tenho muito orgulho de ter participado dessa experiência que transformou e segue transformando a vida de tanta gente.

Agradeço a cada agricultor participante do projeto, que nos recebeu, abriu as portas de casa e nos tratou como uma verdadeira família.

Agradeço ao coordenador do curso, professor Abelardo Montenegro, por ter me ajudado nas questões burocráticas para conseguir finalizar mais essa etapa.

Agradeço a todos os membros da banca, pela paciência e por tantas contribuições valiosas.

Agradeço à Universidade Federal Rural de Pernambuco pela infraestrutura oferecida e à Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro.

RESUMO

O Sistema Bioágua Familiar (SBF) é uma alternativa de tratamento de água cinza para residências isoladas, com potencial de replicação no Semiárido brasileiro, visando a redução da contaminação ambiental nos quintais de famílias agricultoras e o aumento da oferta de água para a irrigação em pequena escala. Nesse contexto, objetivou-se avaliar a qualidade da água cinza tratada pelo sistema visando o reúso agrícola e analisar os efeitos da irrigação no solo e na qualidade sanitária das hortaliças cultivadas. O estudo se desenvolveu em comunidades e assentamentos rurais de seis municípios do Sertão do Apodi: Apodi, Campo Grande, Caraúbas, Governador Dix-Sept Rosado, Janduís e Umarizal. Dentre as etapas do trabalho, menciona-se a quantificação e caracterização físico-química do efluente bruto e tratado, a avaliação das características do solo antes e após a irrigação com o efluente tratado e os aspectos sanitários dos cultivos nos quintais produtivos. Os parâmetros avaliados no efluente foram: temperatura, pH, DQO, DBO, turbidez, ST, SST, SDT, P total, NH₃, N total, N orgânico, Ca, Mg, Na, K, bicarbonato, CE, RAS, coliformes totais, *Escherichia coli* e ovos de Helminhos. Já os parâmetros analisados no solo irrigado foram: pH, CE, MO, P, Na, K, Ca, Mg e ADA. Para as hortaliças, foi avaliado se estas se enquadravam na legislação sanitária (RDC nº 12/2001-ANVISA). Foi comprovado que todas as residências contavam com segurança hídrica, sendo confirmada pelos valores de produção diária máxima de água cinza, que em alguns casos ultrapassou 1.000 L/dia. Nesse sentido, baixos valores médios diários de produção de água cinza podem ser explicados pelo fato de que a quantidade de pessoas cadastradas em cada residência participante do projeto não foi a que efetivamente utilizou a água nas atividades diárias das residências. Com relação à qualidade da água cinza tratada, as análises demonstraram que os parâmetros avaliados estavam dentro do recomendado por normatizações para reúso agrícola como as utilizados por Israel e pela Agência de Proteção Ambiental do Estados Unidos. Foi possível observar que a irrigação com a água cinza tratada pelo sistema não afetou as propriedades físico-químicas do solo, inclusive houve melhora de alguns parâmetros como o teor de matéria orgânica e de nutrientes essenciais ao desenvolvimento das culturas. Com relação à qualidade das hortaliças, estas apresentaram conformidade com a legislação sanitária. De modo geral, o SBF apresenta-se como uma tecnologia que proporciona recursos importantes, especialmente para população rural do Semiárido. Podendo ser replicada e gradativamente atender as famílias que apresentem condições semelhantes de oferta de água cinza e interesse concreto pelo desenvolvimento do sistema.

Palavras-chave: Sistema individual de tratamento de água; quintais de cultivo; irrigação em pequena escala; agricultura familiar.

ABSTRACT

The Family Biowater System (FBS) is an alternative for gray water treatment for isolated residences, with potential for replication in the Brazilian Semiarid region, aiming to reduce environmental contamination in the backyards of farming families and increase the supply of water for irrigation in small scale. In this context, the objective was to evaluate the quality of gray water treated by the system for agricultural reuse and to analyze the effects of irrigation on the soil and on the health quality of the vegetables grown. The study was carried out in rural communities in six municipalities in the Sertão do Apodi: Apodi, Campo Grande, Caraúbas, Governador Dix-Sept Rosado, Janduís and Umarizal. Among the stages of the work, mention is made of the quantification and physical-chemical characterization of the raw and treated effluent, the evaluation of soil characteristics before and after irrigation with the treated effluent and the sanitary aspects of crops in productive backyards. The parameters evaluated in the effluent were: temperature, pH, COD, BOD, turbidity, ST, SST, TDS, total P, NH₃, total N, organic N, Ca, Mg, Na, K, bicarbonate, EC, RAS, total coliforms, *Escherichia coli* and Helminth. The parameters analyzed in the irrigated soil were: pH, EC, MO, P, Na, K, Ca, Mg and ADA. For vegetables, it was assessed whether they complied with health legislation (RDC n° 12/2001-ANVISA). It was proven that all residences had water security, confirmed by the maximum daily gray water production values, which in some cases exceeded 1,000 L/day. In this sense, low daily average values of gray water production can be explained by the fact that the people registered in each residence participating in the project were not those who actually used the water in the daily activities of the residences. Regarding the quality of the treated gray water, the analyzes demonstrated that the evaluated parameters were within those recommended by standards for agricultural reuse such as those used by Israel and the United States Environmental Protection Agency. It was possible to observe that irrigation with gray water treated by the system did not affect the physical-chemical properties of the soil, and there was even an improvement in some parameters such as the content of organic matter and nutrients essential for crop development. Regarding the quality of the vegetables, they complied with health legislation. In general, FBS presents itself as a technology that provides important resources, especially for the rural population of the Semiarid region. It can be replicated and gradually serve families that have similar gray water supply conditions and a concrete interest in developing the system.

Key words: Individual water treatment system; cultivation yards; small-scale irrigation; family farming.

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1. Introdução..... | 14 |
| 2. Objetivos..... | 16 |
| 2.1. Objetivo geral | 16 |
| 2.2. Objetivos específicos..... | 16 |
| 3. Hipóteses | 16 |
| 4. Revisão de literatura | 16 |
| 4.1. Saneamento Ambiental..... | 16 |
| 4.2. Água residuária de origem doméstica | 18 |
| 4.3. Reúso de água na irrigação..... | 19 |
| 4.4. Água cinza | 20 |
| 4.5. Utilização da água cinza tratada na agricultura | 26 |
| 4.5.1 Impacto sobre as características físico-químicas do solo | 28 |
| 4.6. Aspectos normativos para o reúso de água na agricultura..... | 30 |
| 4.7. Políticas sociais que abordam o reúso de água..... | 33 |
| 4.8. Métodos de tratamentos de efluentes..... | 36 |
| 4.8.1. Métodos de tratamento de água cinza..... | 37 |
| 4.8.2. Como funciona o Sistema Bioágua Familiar? | 46 |
| 5. Material e métodos | 48 |
| 5.1. Caracterização da área de estudo..... | 48 |
| 5.2. Caracterização dos agroecossistemas | 54 |
| 5.3. Caracterização dos componentes e funcionamento do SBF..... | 54 |
| 5.3.1. Filtro Biológico (FB)..... | 55 |
| 5.3.2. Tanque de reúso..... | 57 |
| 5.3.3. Sistema de irrigação..... | 57 |

| | |
|---|-----|
| 5.4. Procedimentos analíticos | 58 |
| 5.4.1. Monitoramento da quantidade de água cinza gerada nas residências | 59 |
| 5.4.2. Avaliação dos parâmetros de qualidade da água | 59 |
| 5.4.3. Avaliação dos parâmetros de qualidade do solo..... | 61 |
| 5.4.4. Avaliação da qualidade das hortaliças..... | 65 |
| 5.5. Análise dos dados | 66 |
| 5.5.1. Coeficiente de Correlação de Spearman..... | 66 |
| 5.5.2. Análise de Componentes Principais (ACP)..... | 67 |
| 6. Resultados e discussão | 68 |
| 6.1. Quantidade de água cinza produzida nas residências..... | 68 |
| 6.2. Desempenho do filtro biológico | 72 |
| 6.3. Característica físico-químicas do solo irrigado com a água cinza tratada..... | 84 |
| 6.4. Qualidade das hortaliças irrigadas com a água cinza tratada | 89 |
| 6.5. Coeficiente de correlação de Spearman..... | 89 |
| 6.6. Análise de Componentes Principais | 92 |
| 6.7. Sistema Bioágua Familiar como instrumento de segurança sanitária e alimentar | 93 |
| 7. Conclusões..... | 96 |
| 8. Referências bibliográficas | 97 |
| 9. ANEXOS | 114 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1. Visão geral resumida da relevância e das ligações do saneamento sustentável com os outros ODSs. Fonte: Adaptado de SUSANA (2018). | 35 |
| Figura 2. Aspectos críticos e importantes na seleção de sistemas de tratamento de esgotos em regiões desenvolvidas e em desenvolvimento. Fonte: Von Sperling (2018)..... | 36 |
| Figura 3. Sistema simplificado tipo dois-estágios com desinfecção e (a) sedimentação ou (b) gradeamento. Fonte: Adaptado de Pidou et al. (2007). | 39 |
| Figura 4. Exemplos de tecnologias físicas para o tratamento de água cinza. Fonte: Adaptado de Pidou et al. (2007)..... | 40 |
| Figura 5. Mapa do Território Sertão do Apodi-RN. Fonte: Fonte: Site da Secretaria de Desenvolvimento Territorial-SDT(2009). | 49 |
| Figura 6. Mapa de bacias hidrográficas do território Sertão do Apodi. Fonte: PTDRS (2010). | 50 |
| Figura 7. Concepção do SBF. Fonte: Santiago et al. (2015). | 55 |
| Figura 8. Esquema do filtro biológico. Fonte: Santiago et al. (2015). | 55 |
| Figura 9. Detalhe do “chuveiro” que distribui a água cinza bruta na superfície do filtro biológico. | 56 |
| Figura 10. Tanque de armazenamento da água cinza tratada. | 57 |
| Figura 11. Detalhe da eletrobomba que pressuriza a água cinza tratada para o sistema de irrigação por gotejamento. | 58 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Dados referentes à área, população, densidade populacional, abastecimento de água, consumo de água médio per capita e esgotamento sanitário dos municípios onde foram implantados os SBFs. | 52 |
| Tabela 2. Comunidade/Assentamento, município, data de implantação do SBF e fontes de água utilizadas nas residências..... | 53 |
| Tabela 3. Datas de implantação dos sistemas e coletas da água cinza. | 59 |
| Tabela 4. Parâmetros utilizados para caracterização da água cinza bruta (afluente) e tratada (efluente) pelo filtro biológico..... | 60 |
| Tabela 5. Datas de implantação e coletas das amostras de solo dos quintais das residências que receberam os SBFs. | 61 |
| Tabela 6. Características físicas dos solos dos quintais das residências que receberam os sistemas..... | 63 |
| Tabela 7. Parâmetros físico-químicos utilizados para avaliar a qualidade do solo antes e após a irrigação com a água cinza tratada. | 65 |
| Tabela 8. Quadro geral de produção de água cinza dos SBFs..... | 70 |
| Tabela 9. Estatística descritiva dos dados, teste de normalidade e comparação de medianas de parâmetros de qualidade da água cinza bruta (afluente) e tratada (efluente) pelo SBF. | 74 |
| Tabela 10. Qualidade da água cinza bruta e tratada pelo SBF e mais quatro sistemas de tratamento experimentais, com as respectivas eficiências de remoção dos poluentes. | 82 |
| Tabela 11. Estatística descritiva dos dados, teste de normalidade e comparação de medianas de parâmetros físico-químicos de qualidade do solo na profundidade de 0 a 20 cm. | 87 |
| Tabela 12. Estatística descritiva dos dados, teste de normalidade e comparação de medianas de parâmetros físico-químicos de qualidade do solo na profundidade de 20 a 40 cm. | 88 |
| Tabela 13. Matriz de correlação de Spearman entre os parâmetros físico-químicos da água cinza tratada..... | 91 |
| Tabela 14. Matriz de peso fatorial das variáveis da qualidade da água cinza tratada. | 92 |

1. INTRODUÇÃO

O tratamento de esgoto de forma descentralizada trata os esgotos domésticos próximo de sua fonte geradora, podendo ser implementado em áreas rurais ou em pequenas comunidades periféricas dos grandes assentamentos humanos, tendo como principal característica apresentar baixos custos de investimento, de operação e de manutenção (SOUSA et al., 2020). Conforme Ferreira e Oliveira (2018), nos sistemas descentralizados as águas residuais de uma casa ou de um edifício são coletadas, tratadas e reutilizadas ou dispostas no próprio local ou próximo ao ponto de geração. Os autores explicam que sistemas descentralizados são denominados individuais quando atendem a uma única residência.

Esse tipo de tratamento é uma solução importante para o enfrentamento das dificuldades vivenciadas com a escassez hídrica em comunidades isoladas, pois garante a saúde dos habitantes e mantém a integridade ambiental dessas comunidades (COSTA et al., 2022). Entre as técnicas de tratamento mais utilizadas no semiárido estão a vermifiltração e a utilização de tanque séptico, podendo destacar-se também os filtros anaeróbios e os filtros de areia (COSTA et al., 2022).

Nesse contexto, o Sistema Bioágua Familiar consiste num processo de filtragem por mecanismo de impedimento físico e biológico dos resíduos presentes na água cinza, sendo parte da matéria orgânica biodegradada por uma população de microrganismos e minhocas (SANTIAGO; JALFIM, 2017). A água de reúso é utilizada num sistema de irrigação destinado à produção de hortaliças, raízes, frutas, alimentos verdes para as galinhas do quintal, plantas medicinais e outros tipos de alimentos (SANTIAGO et al., 2015).

Embora o reúso de água cinza para irrigação agrícola venha ganhando cada vez mais importância no cenário internacional, seja por sua menor carga poluidora quando comparada com o esgoto doméstico ou por contribuir com a disponibilidade hídrica ao ser aplicada na irrigação ou para outros fins hídricos, ainda há desafios a serem enfrentados como o tratamento adequado e os padrões de qualidade para seus diferentes usos (FRANÇA et al., 2022).

No âmbito do Sistema Bioágua Familiar, Barbosa et al. (2019) avaliaram a sustentabilidade ambiental e socioeconômica do uso de treze filtros biológicos em comunidades rurais do estado do Ceará. A maioria dos sistemas produtivos apresentou regularidade segundo os Índices de Sustentabilidade Geral (ISG), indicando estarem em um bom estado de sustentabilidade, no caminho para alcançarem o ideal. Foi observado que a proposta apresentada atingiu os principais objetivos previstos no início do estudo: reutilizar a água, que

é escassa por diversos motivos; resolver o problema da poluição ambiental pela água cinza; e proporcionar a produção e o cultivo de alimentos para as famílias, promovendo a segurança alimentar dessa parcela da população.

No caso do estudo realizado por Dombroski et al. (2019), foram observadas altas concentrações de DQO, DBO e cor aparente, sugerindo baixo consumo per capita de água nas residências que receberam o sistema. Com base nos resultados de DQO e DBO, os autores constataram uma qualidade satisfatória do efluente dos filtros (com operação estável) dos SBFs tratando água cinza concentrada no semiárido brasileiro.

Monitorando o funcionamento de dois SBFs, Barbosa et al. (2020) constataram eficiência de remoção de material orgânico acima do recomendado pela legislação, e manutenção de nutrientes. Conforme os autores, o sistema simplificado se configura como uma tecnologia de tratamento capaz de produzir água para irrigação de culturas forrageiras, madeiras, cerealíferas e frutíferas, assim como contribuir na recuperação de áreas degradadas.

Nesse sentido, considerando às limitações e a urgência que a prática representa para o Semiárido brasileiro, se faz necessários que estudos relacionados à adaptação de tecnologias que favoreçam a coleta, o tratamento e o reúso de água, à exemplo do SBF, sejam realizados, para que subsidiem futuras políticas públicas com foco neste tema.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar a qualidade da água cinza tratada pelo Sistema Bioágua Familiar visando o reúso agrícola e analisar os efeitos da irrigação no solo e na qualidade sanitária das hortaliças.

2.2. Objetivos específicos

- i. Mensurar a quantidade de água cinza produzida em residências rurais do semiárido;
- ii. Avaliar a qualidade da água cinza tratada visando o reúso agrícola;
- iii. Analisar as características físico-químicas do solo irrigado com a água cinza tratada;
- iv. Classificar a qualidade sanitária das hortaliças irrigadas com o efluente tratado;
- v. Contribuir para o fomento à prática do reúso de água no Semiárido brasileiro.

3. HIPÓTESES

O Sistema Bioágua Familiar pode ser utilizado como uma técnica alternativa para compor o sistema de saneamento, tratamento e reúso agrícola de água cinza em comunidades difusas do Semiárido brasileiro.

4. REVISÃO DE LITERATURA

4.1. Saneamento Ambiental

O saneamento ambiental é um conjunto de ações socioeconômicas que objetiva alcançar a salubridade ambiental por meio dos serviços de abastecimento de água de qualidade, coleta e disposição de resíduos sólidos, líquidos e gasosos, promoção e disciplina sanitária de uso do solo, drenagem urbana, controle de vetores e doenças que oferecem riscos as populações e demais serviços especializados, com a finalidade de proteger e melhorar as condições de vida

urbana e rural (SILVA et al., 2017).

A ausência de soluções adequadas para a coleta e tratamento de efluentes, resulta em condições precárias de saneamento, favorecendo a proliferação de doenças parasitárias e infecciosas, causando mortes em todo o mundo, além da degradação dos corpos hídricos (LAM; KEISUKE; 2015; PLANSAB, 2019). Nesse sentido, o estabelecimento de sistemas adequados de gestão de águas residuais é uma questão vital, especialmente nos países em desenvolvimento (LAM et al., 2015).

O aumento da população mundial e conseqüentemente os níveis mais altos de poluição relacionados a esse crescimento, levarão a cenários dramáticos de disponibilidade de água potável em muitos países (LUTTERBECK et al., 2017). Ações relacionadas ao saneamento rural constituem uma forma de minimizar as emissões de cargas poluidoras, de conservar a qualidade dos recursos hídricos e de, conseqüentemente, desenvolver socioeconomicamente a região, uma vez que exercem impactos recíprocos (de caráter epidemiológico e ambiental) (COELHO et al., 2018).

Nunes e Queiroz (2016) destacam que se o saneamento é difícil de ser alcançado em cidades desenvolvidas com maior poder aquisitivo e com altas taxas de urbanização, tal realidade é ainda mais acentuada nas pequenas cidades, principalmente nas pequenas comunidades rurais. Muitos problemas podem ser observados além do acesso ao sistema de abastecimento de água, tais como: receber água da rede de distribuição, poços ou nascentes fora dos padrões de potabilidade; intermitência prolongada no fornecimento de água; utilização de água de cisterna de captação de água de chuva sem segurança sanitária; e quantidade insuficiente para a proteção à saúde (LOPES et al., 2021).

Em geral, os recursos financeiros dedicados ao saneamento rural são lamentavelmente inadequados; apenas frações muito modestas do PIB dos países em desenvolvimento são alocadas à água, saneamento e higiene e, desses valores, pouco é gasto em saneamento ou desenvolvimento rural (ZUIN et al., 2019). De acordo com Lutterbeck et al. (2017), os dados de saneamento desses países revelam sérias implicações de higiene, saúde, econômicas e sociais que destacam a necessidade urgente de desenvolver tecnologias menos caras, mais eficientes e fáceis de manter, que possam se adequar as realidades regionais.

Em termos absolutos, a macrorregião Nordeste é a que possui o maior déficit com, aproximadamente, 2,7 milhões de domicílios sem atendimento adequado de esgotamento sanitário (PLANSAB, 2019). No que se refere aos serviços de saneamento básico na zona rural,

especificamente no estado do Rio Grande do Norte, nota-se que na maioria dos casos a atuação do poder público para proporcionar à população um saneamento adequado é insuficiente ou mesmo inexistente em muitas destas áreas (NUNES; QUEIROZ, 2016).

Fleming et al. (2019) afirmam que o saneamento inadequado representa uma séria ameaça de contaminação a um suprimento de água doce já limitado e aumenta a vulnerabilidade das comunidades que dependem dele. Portanto, a avaliação do gerenciamento de águas residuais nos países em desenvolvimento é importante, especialmente nas áreas rurais, onde as condições de saneamento são geralmente ruins (LAM et al., 2015). Nesse sentido, mais pesquisas com foco em técnicas de tratamento são necessárias para desenvolver processos efetivos, práticos e econômicos, que possam ter uma boa recepção e avaliação pelos agricultores (LUTTERBECK et al., 2017).

4.2. Água residuária de origem doméstica

A Resolução nº 54 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) traz no seu Art. 2º as seguintes definições (BRASIL, 2005):

I - água residuária: esgoto, água descartada, efluentes líquidos de edificações, indústrias, agroindústrias e agropecuária, tratados ou não;

II - reúso de água: utilização de água residuária;

III - água de reúso: água residuária, que se encontra dentro dos padrões exigidos para sua utilização nas modalidades pretendidas;

IV - reúso direto de água: uso planejado de água de reúso, conduzida ao local de utilização, sem lançamento ou diluição prévia em corpos hídricos superficiais ou subterrâneos.

As águas residuárias domésticas podem ser divididas em: água negra, água cinza e água pluvial (SILVA, 2019). Bazzarella (2005) explica que, em geral, o termo água cinza é utilizado para o efluente que não recebe a contribuição do vaso sanitário (água negra). É a água residuária proveniente do uso de lavatórios, chuveiros, banheiras, pias de cozinha, máquina de lavar roupa e tanque (BAZZARELLA, 2005). Importante registrar que as águas de chuva, que também podem ser coletadas para uso em atividades como irrigação, lavagens de pisos e descargas sanitárias não são consideradas águas cinzas (MENDONÇA, 2019). Com relação à água negra, Franceschini (2019) destaca que, geralmente, essa é a parcela que apresenta a maior

concentração poluidora, pois é proveniente dos vasos sanitários, sendo constituída principalmente por urina e fezes. Apesar de quantidades elevadas de DQO, nitrogênio e fósforo, a composição/concentração pode variar de acordo com o volume de água de descarga (FRANCESCHINI, 2019).

4.3. Reúso de água na irrigação

Para reduzir a pressão sobre os recursos hídricos e conservá-los para o fornecimento de água potável, é urgente repensar como esses recursos são gerenciados e melhorar a eficiência do uso da água, combinando um melhor gerenciamento com a aplicação de reformas políticas (AIT-MOUHEB et al., 2018). Gharaibeh et al. (2016) afirmam que a escassez crônica de água potável em regiões áridas e semiáridas de todo o mundo vem forçando planejadores e tomadores de decisão a buscar fontes de água não convencionais, como é o caso da prática de reúso.

Conforme Troldborg et al. (2017), o interesse na prática não se limita a essas regiões, visto que países que historicamente são conhecidos por um suprimento abundante de recursos hídricos, como é o caso do Reino Unido e da Escócia, vêm demonstrando interesse crescente. Os autores afirmam que isso ocorre principalmente pelo fato de os recursos hídricos estarem submetidos a um crescente estresse nesses países, especialmente em áreas com intensa agricultura. Se tratando do Semiárido brasileiro, Santiago et al. (2015) afirmam que, apesar dos avanços já conquistados nos últimos anos, no que diz respeito ao abastecimento hídrico dessa região, pouco se avançou no campo das tecnologias de reúso e no que concerne a processos educativos sobre o consumo consciente desse recurso.

Apesar dos possíveis usos potáveis, os usos não potáveis no sistema de reúso são mais razoáveis, como para irrigação agrícola e de parques urbanos, piscicultura, usos industriais (refrigeração, processamento), combate a incêndios, controle de poeira e descarga do banheiro, entre outros (GARCIA; PARGAMENT, 2015). Diante desse cenário, Hess et al. (2015) ressaltam que a agricultura é responsável por mais de 70% das retiradas mundiais de água potável e seu uso sustentável na produção de alimentos é uma preocupação crescente para governos, empresas e sociedade.

Conforme explanado por Sheik et al. (2018), as práticas agrícolas de reúso de água variam significativamente em todo o mundo, desde o uso de águas residuais não tratadas, em regiões onde as opções de tratamento são limitadas, até a água de reúso altamente tratada nas

regiões mais desenvolvidas. De acordo com os autores, em todos os contextos, a escassez de água é a motivação comum para o reúso agrícola.

No entanto, Fonseca et al. (2016) destacam que o uso de águas residuais não tratadas ou inadequadamente tratadas em atividades agrícolas é um risco mundial à saúde pública. Por esse motivo, a escolha de tratamentos adequados e econômicos e a adoção de práticas de irrigação adequadas, são as duas principais medidas necessárias para proteger a saúde pública e evitar condições adversas e danos as lavouras, solos e águas subterrâneas (AIT-MOUHEB et al., 2018). No âmbito do reúso de água pela população rural do Semiárido brasileiro, Barbosa (2019) ressalta que a prática sempre foi bastante comum, porém muitas vezes não é realizada de maneira adequada, como a própria irrigação com efluentes domésticos sem nenhum tipo de tratamento.

De acordo com Toze (2006), os tipos de efluentes que apresentam capacidade de serem tratados a partir das diversas tecnologias de reúso incluem efluente de esgoto tratado e não tratado, escoamento de águas pluviais, águas cinzas domésticas e águas residuais industriais. Os métodos utilizados também variam bastante, entre eles Lam et al. (2015) apontam áreas úmidas construídas, lagoas de estabilização e membranas, seguidas de reutilização para irrigação, recarga de águas subterrâneas ou uso direto como água de descarga. A qualidade e os contaminantes presentes no efluente terão impacto no nível de tratamento necessário, o que, por sua vez, afeta a viabilidade econômica do reúso das diversas águas residuais (TOZE, 2006).

Um das principais características da água residual é sua não sazonalidade. As cidades, mesmo aquelas dependentes das águas superficiais fornecidas pelas chuvas, geram um fluxo bastante constante, independentemente da estação do ano, daí um suprimento consistente de água residual (SHEIKH et al., 2018). Além de ser uma fonte constante, muitas águas adequadas para o reúso são produzidas em grandes volumes, que, se não fossem usadas, seriam apenas descartadas no meio ambiente (TOZE, 2006).

4.4. Água cinza

A água cinza é o efluente doméstico que não possui contribuição da bacia sanitária, ou seja, os efluentes gerados pelo uso de chuveiros, banheiras, pias, lavatórios e máquinas ou tanques de lavar roupas (BARBOSA, 2019), representa mais de 60% do total de águas residuais domésticas (SANGARE et al., 2018), e por conterem menos patógenos e menos nitrogênio que

o esgoto sanitário (água negra), são passíveis de reciclagem (MENDONÇA, 2019). Portanto, uma redução significativa no consumo doméstico de água potável pode ser alcançada com o reúso apropriado de água cinza (BLANKY et al., 2015).

Embora haja variações na qualidade da água cinza, Li et al. (2009) afirmam que o efluente proveniente da cozinha e lavanderia apresentam concentrações mais elevadas de poluentes orgânicos e físicos, quando comparados à água cinza gerada nos banheiros. No entanto, de modo geral, Godfrey et al. (2010) e Barbosa (2019) apontam que a água cinza tende a apresentar teores mais baixos de nutrientes vegetais, matéria orgânica e microrganismos patogênicos se comparados ao efluente proveniente do vaso sanitário.

Indicadores fecais (Coliformes termotolerantes, *Escherichia Coli* ou Enterococos) são detectados constantemente em águas cinzas, portanto devem ser tratadas antes da reutilização (GODFREY et al., 2010; BLANKY et al., 2017). No entanto, Opher e Friedler (2016) destacam que, por apresentar carga orgânica relativamente baixa, quando comparada com a água negra, a água cinza pode ser tratada com um nível de qualidade aceitável para reutilização não potável por vários sistemas de tratamento biológico.

Os parâmetros qualitativos das águas cinzas variam por diversos fatores, entre eles estão a qualidade da água de abastecimento, o uso de produtos de limpeza, a localidade, a faixa etária dos usuários, a classe social, a fonte de água cinza utilizada, o tipo de rede de distribuição tanto da água de abastecimento quanto da água de reúso, entre outros (REBÊLO, 2011; RAMPELOTTO, 2014).

Essa grande variabilidade qualitativa pode ser discriminada em três frentes: físicas, químicas e microbiológicas (RIZZON, 2020). Mendonça (2019) destaca a importância dessa caracterização das águas cinzas tratadas, para que suas características sejam (ou não) enquadradas em determinado uso. Alguns compostos, em concentrações elevadas, podem agir como poluentes ao meio ambiente, como também podem atuar como fertilizantes, contribuindo para o aumento de nutrientes no solo (OLIVEIRA, 2019).

Segundo Oliveira (2019), temperatura, sólidos suspensos e turbidez são alguns dos parâmetros físicos mais relevantes para serem avaliados na água cinza. Fernandes (2017) explica que a temperatura é o indicador que mede a intensidade de calor da água, e o principal motivo de se analisar esse parâmetro se dá ao fato de a temperatura ser inversamente proporcional à solubilidade dos gases nos líquidos. Enquanto a concentração de saturação de oxigênio dissolvido diminui com o aumento de temperatura, a atividade biológica cresce com

o seu aumento, existindo uma faixa ótima para esta atividade, de 25 a 35°C (JORDÃO; PESSÔA, 2011). Von Sperling (2018) ainda acrescenta que a temperatura também tem relação direta na velocidade das reações químicas e na viscosidade do líquido. Conforme Jordão e Pessôa (2011), a coleta de dados tem demonstrado que até a temperatura do ar de 28°C, aproximadamente, a temperatura da água cinza é geralmente um pouco superior que a temperatura ambiente, mesmo no inverno, uma vez que o efluente gerado nas casas é levemente aquecido, e geralmente escoado por uma tubulação enterrada.

De acordo com Von Sperling (2018), todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. O autor explica que os sólidos podem ser classificados de acordo com (a) tamanho e estado: sólidos em suspensão ou dissolvidos; (b) características químicas: sólidos voláteis ou fixos e (c) sedimentabilidade: sólidos em suspensão sedimentáveis ou sólidos em suspensão não sedimentáveis. Jordão e Pessôa (2011) apontam alguns dos efeitos da poluição dos corpos hídricos pela matéria sólida: aumento da turbidez; impedimento à penetração da luz no corpo d'água; formação de espuma superficial (impedindo a penetração de luz, a transferência de oxigênio, e causando estética desfavorável); formação de depósitos de lodo; geração de maus odores (por condições anaeróbias); diminuição do volume útil de reservatórios, lagos e baías; entre outros inconvenientes. Nesse mesmo contexto, Albuquerque et al. (2017) afirmam que as águas cinzas, de modo geral, apresentam uma alta quantidade de sólidos em suspensão, evidenciada tanto pelos resultados de turbidez quanto pela concentração de sólidos suspensos totais. Resíduos de alimentos, cabelos e fibras de tecidos são alguns exemplos de materiais sólidos presentes nas águas cinzas.

Conforme Albuquerque et al. (2017), a turbidez é caracterizada pelas partículas em suspensão na água, representando a propriedade óptica de absorção e reflexão da luz, e serve como um importante parâmetro das condições adequadas para consumo da água. Mendonça (2019) complementa que esse fenômeno de dispersão da luz confere ao líquido uma aparência nebulosa e esteticamente indesejável. Essa é uma característica que pode ocorrer naturalmente em um corpo hídrico devido aos materiais em suspensão decorrentes de um processo de erosão, no entanto o descarte sem tratamento de efluentes domésticos e industriais pode agravar a situação (FERNANDES, 2017).

A condutividade elétrica da água indica sua capacidade de transmitir a corrente elétrica em função da presença de sais dissolvidos que se dissociam em ânions e cátions, sendo aproximadamente proporcional à quantidade dessas substâncias (MENDONÇA, 2019; COSTA, 2021). Albuquerque et al. (2017) explicam que essa variável é expressa em $\mu\text{s}/\text{cm}$, e

é inversamente proporcional à resistência elétrica da água, sendo alterada por compostos orgânicos ou inorgânicos.

A constituição química das águas cinzas é diretamente influenciada pelos produtos químicos utilizados para fins de limpeza, cozimento e banho (RIZZON, 2020). Segundo Costa (2021), os parâmetros químicos envolvem o potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo (P), nitrogênio (N), dentre outros. O autor esclarece que estes são os indicadores mais utilizados para caracterizar a qualidade da água, onde são avaliados o conteúdo orgânico, a força iônica, os nutrientes, a presença de compostos orgânicos sintéticos, entre outros.

O pH é medido pela quantidade de prótons de H^+ , e representa a concentração ácida ou alcalina do ambiente aquático (SOUSA et al., 2020), podendo variar entre 0 e 14, sendo o valor 7 o do pH neutro; com valores de pH abaixo de 7, a água é considerada ácida; e acima de 7, a água é considerada alcalina (MENDONÇA, 2019). Segundo Shaikh e Ahammed (2020), as águas cinzas possuem o pH próximo à neutralidade, com exceção dos efluentes da lavadeira. Mendonça (2019) explica que o sabão em pó e o amaciante utilizados em lavanderias e em máquinas de lavar contribuem para o aumento do pH dos efluentes gerados nessas atividades. Nesse contexto, Rampelotto (2014) complementa que níveis de pH fora da neutralidade podem provocar corrosões e prejudicar o tratamento de água, diminuindo a velocidade do mesmo. Com relação à irrigação utilizando a água cinza tratada, o valor do pH apresenta grande relevância. Se a água cinza com valor de pH superior a 8,0 for usada para irrigar o solo, a disponibilidade de micronutrientes como o boro para as plantas pode ser reduzida (SHAIKH; AHAMMED, 2020).

Apesar de não possuir contribuições dos vasos sanitários, o conteúdo de matéria orgânica e inorgânica presente na água cinza é bastante significativo devido aos resíduos corporais, sabão, resíduos de alimentos, etc (RIZZON, 2020). Martins (2018) esclarece que normalmente os constituintes orgânicos presentes nos efluentes domésticos são uma combinação de carbono, hidrogênio, oxigênio e, em alguns casos, nitrogênio. De acordo com Von Sperling (2018) a matéria orgânica presente nas águas cinzas é uma característica de primordial importância, sendo a causadora do principal problema de poluição para os corpos d'água: o consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. Além disso, Rampelotto (2014) complementa que esse parâmetro tem grande importância devido à toxicidade e as condições sépticas, além de sua decomposição frequentemente apresentar maus odores.

A DBO retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea (VON SPERLING, 2018). Martins (2018) afirma que esse é o parâmetro mais utilizado para a determinação da quantidade de matéria orgânica presente tanto nos efluentes quanto nos próprios corpos d'água. Normalmente a DBO dos efluentes domésticos varia entre 100 e 400 mg/L, de acordo com a condição do efluente, e nos tratamentos secundários deseja-se atingir uma redução de DBO até uma faixa de 20 a 30 mg/L (JORDÃO; PESSÔA, 2011). Martins (2018) explica que a determinação da DBO envolve a medição da quantidade de oxigênio dissolvido usado por microrganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica num espaço de tempo e a uma temperatura padrão (5 dias e 20°C para comparação). Esse processamento ocorre em dois estágios, no primeiro há a oxidação da matéria carbonácea, no segundo verifica-se uma nitrificação. Portanto, o teste da DBO é um bioensaio que busca replicar a biodegradação dos poluentes presentes no efluente quando lançado em corpos d'água receptores.

Já a DQO indica a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por meio de um forte oxidante (dicromato de potássio) em meio ácido (VON SPERLING, 2018; COSTA, 2021). O valor obtido é, portanto, uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente (VON SPERLING, 2018). A análise da DQO é útil para detectar a presença de substâncias resistentes ou não a deterioração biológica (COSTA, 2021). Normalmente a DQO dos efluentes domésticos varia entre 200 e 800 mg/L, e existe uma relação típica DQO/DBO da ordem de 1,7 a 2,5 (JORDÃO; PESSÔA, 2011). Conforme Martins (2018), essa relação representa a tratabilidade do efluente, uma vez que baixos valores correspondem a grande presença de materiais biodegradáveis, possibilitando a aplicação de métodos biológicos de tratamento. Shaikh e Ahammed (2020) destacam que a quantidade de água usada nas residências tem uma influência importante nos valores de DBO e DQO. Segundo os autores, valores muito altos de conteúdo orgânico foram relatados em alguns países em desenvolvimento. Esse fato pode ser atribuído ao uso reduzido de água nesses locais.

O fósforo é um elemento presente no esgoto bruto podendo ser encontrado na forma orgânica e na forma inorgânica, sendo este último proveniente dos produtos de limpeza doméstica (FERNANDES, 2017). De acordo com Jordão e Pessôa (2011), o fósforo orgânico se encontra combinado à matéria orgânica, em proteínas e aminoácidos, já o inorgânico existe sob a forma de ortofosfato e polifosfatos. Segundo Rampelotto (2014), os compostos fosforados dos efluentes domésticos têm concentrações semelhantes ou maiores que os esgotos sanitários, pois sua fonte são os detergentes superfosfatados e sabões, que se encontram nas águas cinzas

de máquinas de lavar, tanques e cozinhas. É importante destacar que esse nutriente faz parte do processo biológico das algas, contribuindo para a eutrofização dos recursos hídricos.

Conforme Fernandes (2017), o nitrogênio é um agente que atua no processo de poluição das águas pois, assim como o fósforo, promove o crescimento de algas contribuindo com a eutrofização, além de aumentar o consumo de oxigênio dissolvido, tornando-se tóxico aos peixes quando encontrado na forma de amônia livre. Por outro lado, é um nutriente que também atua no processo de tratamento de efluentes, sendo necessário para o crescimento dos microrganismos presentes nas estações de tratamento. Von Sperling (2018) destaca que a determinação da forma predominante do nitrogênio em um curso d'água pode fornecer indicações sobre o estágio da poluição eventualmente ocasionada por algum lançamento de efluente à montante. Se esta poluição é recente, o nitrogênio estará basicamente na forma de nitrogênio orgânico ou amônia e, se antiga, basicamente como nitrato (as concentrações de nitrito são normalmente mais reduzidas). Já com relação à amônia, sua principal origem é na ureia, que é rapidamente hidrolisada e raramente encontrada no efluente bruto.

Com relação aos agentes patogênicos presentes nas águas cinzas, Von Sperling (2018) afirma que a detecção em uma amostra de água é extremamente difícil, em razão das suas baixas concentrações, o que demandaria o exame de grandes volumes da amostra para que fossem detectados os poucos seres patogênicos. Por outro lado, Ottoson e Stenstrom (2003) relatam que vários estudos demonstram altos números de indicadores fecais em águas cinzas, que do “ponto de vista regulatório” indicariam contaminação fecal substancial. Nesse sentido, Shaikh e Ahammed (2020) explicam que lavar fraldas contaminadas com fezes e tomar banho e lavar as mãos após o contato com objetos potencialmente contaminados são alguns dos principais motivos da contaminação fecal de águas cinzas. Rizzon (2020) acrescenta que mesmo que a concentração de indicadores de contaminação fecal seja menor na água cinza do que a encontrada na água negra, eles não são desprezíveis e evidenciam a necessidade de estudos voltados à análise de risco microbiológico a fim de garantir o reúso seguro.

Assim sendo, Von Sperling (2018) explica que uma maneira eficiente de realizar essa análise é através do estudo dos chamados organismos indicadores de contaminação fecal. Tais organismos são predominantemente não patogênicos, mas dão uma satisfatória indicação de quando uma água apresenta contaminação por fezes humanas ou de animais e, por conseguinte, da sua potencialidade para transmitir doenças (VON SPERLING, 2018). Os indicadores mais comuns usados para avaliar a contaminação fecal são as bactérias coliformes e a *Escherichia coli* (*E. coli*) (OTENG-PEPRAH et al., 2018).

A *Escherichia coli* é a principal bactéria do grupo de coliformes termotolerantes, sendo abundante nas fezes humanas e de animais (VON SPERLING, 2018). Mendonça (2019) explica que, em geral, o número de *E. coli* nas águas cinzas é baixo, a menos que ela tenha sido gerada pela lavagem de fraldas ou roupas contaminadas com fezes ou vômitos. No entanto, esse é um parâmetro de importante controle, pois se a água cinza for estocada ela pode tornar-se séptica, exalando maus odores e tornando-se um local apropriado à proliferação de microrganismos. Von Sperling (2018) complementa que, diferentemente dos coliformes totais e fecais, a *E. coli* é a única que dá garantia de contaminação exclusivamente fecal, e por isso há uma tendência atual em se utilizar predominantemente esse parâmetro como indicador de contaminação fecal.

Com relação aos ovos de Helmintos, Von Sperling (2018) destaca que esse também é um parâmetro importante ao se avaliar o uso de efluente tratado para irrigação, na qual os trabalhadores tenham contato direto com a água contaminada e os consumidores possam ingerir vegetais crus ou com casca. Nesse sentido, Santiago e Jalfim (2017) alertam para a importância do uso de um sistema de irrigação por gotejamento, visando criar uma barreira adicional de segurança sanitária. Os ovos de helmintos podem ser removidos pelo processo físico de sedimentação, que ocorre, por exemplo, em lagoas de estabilização e por filtração (VON SPERLING, 2018).

De modo geral, Rizzon (2020) explica que os riscos de contaminação e risco à saúde humana ficam sujeitos à eficiência do tratamento aplicado nas águas cinzas e ao nível de exposição do indivíduo a esta água de reúso. Boano et al. (2020) acrescentam que países em desenvolvimento seguem uma tendência das faixas de valores dos indicadores de qualidade de águas cinzas, no entanto no caso das bactérias indicadoras de contaminação fecal, essas apresentam uma grande variabilidade entre os países e até mesmo dentro deles, com variações na concentração de muitas ordens de magnitude.

4.5. Utilização da água cinza tratada na agricultura

Devido às mudanças climáticas, dois terços da humanidade enfrentarão a escassez de água até 2025, enquanto em 2050 a produção global de alimentos deve aumentar em pelo menos 50% para alimentar 9 bilhões de pessoas (UNGUEREANU et al., 2020). Nesse cenário, estratégias de adaptação às mudanças climáticas e práticas agrícolas sustentáveis precisam apoiar-se mutuamente (ALAM, 2015).

Diversos estudos científicos apontam que uma alternativa potencial para racionalização da água é o reúso em atividades que não requerem um nível de qualidade tão elevado quanto o da água potável, como é o caso da irrigação para a produção de alimentos em economias baseadas na agricultura, principalmente para as regiões áridas e semiáridas (SANTIAGO; JALFIM, 2018; BARBOSA, 2019).

De acordo com Ait-Mouheb et al. (2018), o desenvolvimento da agricultura irrigada nas áreas rurais e nos arredores dos centros urbanos oferece uma nova oportunidade para considerar a prática de reúso no aprimoramento do suprimento de água para a agricultura e, portanto, na segurança e proteção dos alimentos, bem como a redução da pobreza nas comunidades rurais.

Vários motivos têm levado ao aumento do uso de águas residuais na agricultura, impulsionado em parte pela crescente escassez e contaminação de recursos hídricos, pelo aumento da população e pelas metas de desenvolvimento do milênio – especialmente aquelas visando assegurar a sustentabilidade ambiental e eliminar a pobreza e a fome (SANTIAGO; JALFIM, 2018). Sangare et al. (2018) afirmam que a demanda por águas residuais para irrigação continuará aumentando, especialmente pelos pequenos agricultores que dependem da irrigação para produzir culturas de alto valor para os mercados urbanos.

Nesse contexto, Barbosa (2019) explica que a prática do reúso de água pela população do campo que sofre com a escassez hídrica já é bastante comum e faz parte da rotina familiar, porém muitas vezes não é realizada de maneira adequada, como a própria irrigação com efluentes domésticos sem nenhum tipo de tratamento. Ungureanu et al. (2020) complementam que 15 milhões de m³/dia de efluente não tratado são usados globalmente para irrigação de culturas, contaminando o solo com patógenos, metais pesados e excesso de sais.

Tecnologias de tratamento de água para comunidades rurais devem apresentar determinadas características como simplicidade operacional e baixo custo uma vez que, normalmente, o próprio usuário é o responsável pela implantação e monitoramento do sistema (ARANTES et al., 2015). Dessa forma, é de extrema importância que sejam conhecidos os padrões de reúso, os métodos de tratamento existentes e os possíveis impactos ambientais tanto para o meio ambiente, quanto para quem irá consumir os alimentos irrigados com essa água.

Segundo Farhadkhani et al. (2018), a irrigação com águas residuais tratadas tem muitos benefícios econômicos e ambientais, como redução da utilização dos recursos hídricos naturais, redução do uso de fertilizantes químicos, proteção dos ecossistemas aquáticos, além de melhoria no rendimento das culturas devido ao aporte de nutrientes. Com relação à redução no

uso de fertilizantes químicos, Toze (2006) esclarece que essas águas podem frequentemente conter concentrações significativas de nutrientes orgânicos e inorgânicos (nitrogênio e fósforo, por exemplo), apresentando potencial para que sejam usados como fonte de fertilizante na irrigação. Conforme Sheikh et al. (2018), um outro aspecto interessante é que, para a maioria das culturas, não é necessário utilizar a água altamente tratada.

Com base nessas propriedades, o reúso de águas residuais para irrigação agrícola vem recebendo cada vez mais atenção (SANGARE et al., 2018). No entanto, Florêncio et al. (2016) ressaltam que a contribuição da água enriquecida naturalmente com os nutrientes parece sedutora, porém é importante que se considere a avaliação precisa dos efeitos adversos sobre o sistema solo-planta e sobre o lençol freático.

Sheikh et al. (2018) destacam que um dos grandes impedimentos para essa prática nos últimos anos, refere-se à insegurança no que diz respeito à qualidade desse recurso. Além disso, os autores esclarecem que as diferenças de custo entre a água fornecida a partir de fontes tradicionais versus a água de reúso podem ser outro desafio, exigindo potenciais incentivos financeiros no interesse de um bem maior.

De acordo com Orlofsky et al. (2016), o uso de água cinza tratada para irrigação de culturas representa uma importante oportunidade para garantir a oferta hídrica nos países industrializados e segurança alimentar nas regiões em desenvolvimento. Um exemplo para a implantação dessa prática é encontrado em Israel, onde, nas últimas três décadas, a água potável disponível para o setor agrícola foi reduzida, enquanto a quantidade de água cinza tratada fornecida aos agricultores para irrigar as árvores frutíferas aumentou. Além disso, os autores destacam que atualmente, 96% de todo o esgoto municipal em Israel é tratado, dos quais 80% são reutilizados (contra 10,6% na Espanha ou 2,5% nos Estados Unidos), contribuindo com cerca de um quinto do suprimento total de água de Israel.

4.5.1 Impacto sobre as características físico-químicas do solo

Alterações das propriedades físicas e químicas do solo, como consequência da irrigação com água cinza tratada, podem afetar o movimento da água no solo, alterando também suas propriedades hidráulicas (BEDBABIS et al., 2014). De acordo com Paudel et al. (2018), um dos principais parâmetros do solo que devem ser considerados com relação à prática do reúso, é o teor de salinidade, especialmente nos casos de irrigação de solos argilosos. A longo

prazo, a irrigação poderá aumentar as concentrações de íons na solução do solo, aumentando, consequentemente, o potencial osmótico da água, o potencial da água no solo e o gradiente osmótico entre a solução do solo e planta.

Garcia e Pargament (2015) acrescentam que, de fato, a salinidade é um parâmetro importante para decidir sobre a viabilidade econômica de um método de reúso na agricultura, pois é um parâmetro que não é reduzido por tratamentos convencionais, mas requer soluções ambientais e econômicas onerosas como a osmose reversa. Nesse aspecto, o tipo de irrigação (aspersão, emissores de gotejamento, gotejamento subterrâneo) e as características locais do solo influenciam o grau de impacto da salinidade (SHEIKH et al., 2018).

Entre os nutrientes provenientes da aplicação de águas residuais no solo, o nitrato (NO_3^-) é considerado um contaminante onipresente em todo o mundo, ameaçando os ecossistemas aquáticos e os aquíferos subterrâneos, que costumam ser a principal fonte de água potável (WAFULA et al., 2015). No entanto, embora os resultados de pesquisas anteriores sobre as consequências no solo da irrigação com águas cinzas tenham sido valiosos, Albalawneh et al. (2016) afirmam que os dados obtidos são limitados, pois a duração da maioria dos estudos foi inferior a um ano.

Nesse contexto, Franceschini (2019) analisou opções de tecnologias alternativas e de baixo custo disponíveis no Brasil visando tratamento e reúso de água cinza. O autor relatou que os trabalhos encontrados apresentam pouca amostragem do efluente (apenas uma ou duas amostras), o que acaba comprometendo a disseminação dessas tecnologias de forma ampla e confiável em relação à sua eficiência. Diversos outros autores também comentam sobre essa ausência de informações consistentes. Lutterbeck et al. (2017) afirmam que poucos estudos investigaram o reúso de águas cinzas em áreas rurais, limitando a aplicação desse recurso devido aos ajustes técnicos necessários para melhorar a eficiência dos sistemas de tratamento. Já Figueiredo et al. (2019) esclarecem que a maioria dos dados disponíveis são com enfoque no reúso em contextos urbanos e em países da Europa e América do Norte. Faltando dados quanti e qualitativos para a realidade brasileira, especialmente para áreas rurais.

Buscando suprir essa falta de informações no âmbito do Semiárido brasileiro, Santiago et al. (2012) analisaram as mudanças químicas do solo irrigado com água de reúso tratada pelo Sistema Bioágua Familiar na comunidade de São Geraldo, Olho D'água do Borges-RN, durante a fase de pesquisa básica do sistema. Os resultados demonstraram que o pH do solo se manteve praticamente inalterado. Além disso, houve aumento de matéria orgânica, CTC, fósforo, e cátions como cálcio, magnésio e sódio. Demonstrando que a irrigação com o efluente tratado

incrementa a disponibilidade de nutrientes para as plantas. Soma-se a esse aspecto o controle satisfatório por praticamente não aumentar o sódio, responsável pelos problemas de salinização e/ou sodicidade, precaução que deve ser tomada, sobretudo, em regiões semiáridas (SANTIAGO et al., 2012).

Durante a estação seca em Burquina Fasso, país africano, Sangare et al. (2018) avaliaram os efeitos da irrigação utilizando água cinza tratada (proveniente de chuveiros, lavanderia e lavatórios) nas propriedades do solo. Nesse caso, os resultados revelaram um aumento significativo do pH do solo após a irrigação, provavelmente devido à maior taxa de respiração microbiana e uma alta taxa de desnitrificação que produz íons hidroxila. A irrigação com água cinza tratada também aumentou significativamente os valores de condutividade elétrica do solo, os autores atribuíram esse acréscimo à carga adicional de sal causada pela irrigação contínua. Os valores da relação de adsorção de sódio (RAS) também aumentaram, provavelmente devido as grandes quantidades de detergentes e sabão presentes nas atividades da lavanderia. Os resultados apontam que houve redução da capacidade de troca catiônica após a irrigação, fato que foi associado à mineralização do carbono orgânico do solo (matéria orgânica).

Ayoub et al. (2016) estudaram os efeitos da irrigação com água cinza tratada, a partir de uma estação de tratamento secundário no norte da Jordânia, nas propriedades químicas do solo sob o cultivo de oliveiras. Em geral, os resultados indicaram que a irrigação com água cinza tratada pode afetar negativamente algumas propriedades do solo, particularmente os valores de condutividade elétrica, sódio e a RAS, o que requer monitoramento contínuo desses parâmetros a longo prazo. Os autores recomendam que sejam utilizadas práticas de irrigação que aliviem a sodificação do subsolo após a irrigação com esses efluentes.

Por outro lado, Pinto et al. (2006) afirmam que a irrigação com água de reúso também garante algumas vantagens para o solo. Dentre elas, os autores destacam que os íons fertilizantes presentes nessas águas, além dos colóides orgânicos, contribuem para a melhoria da fertilidade, mantendo os nutrientes por um tempo maior à disposição das culturas e, conseqüentemente, diminuindo os custos da produção agrícola.

4.6. Aspectos normativos para o reúso de água na agricultura

Uma das grandes barreiras que dificultam a popularização da prática de reúso, é o risco

potencial para a saúde humana e para o meio ambiente. Troldborg et al. (2017) destacam que, para superar essa dificuldade, muitos dos países onde essa atividade é generalizada têm diretrizes e padrões nacionais em vigor. Exemplos incluem os EUA (principalmente Califórnia), Cingapura, Austrália, Israel, Japão e a região do Mediterrâneo (TROLDBORG et al., 2017).

No âmbito do Brasil, Moura et al. (2020) alertam que ainda não há legislações específicas e padrões reguladores para dar suporte a esse instrumento de gestão ambiental. No entanto, Hespanhol (2002) destaca que eventos mundiais sobre o meio ambiente já discutem a prática no país desde décadas passadas, como a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (Eco-92), gerando a Agenda 21:

No Capítulo 21 – “Gestão ambientalmente adequada de resíduos líquidos e sólidos”, Área Programática B – “Maximizando o reúso e a reciclagem ambientalmente adequadas”, estabeleceu, como objetivos básicos: “vitalizar e ampliar os sistemas nacionais de reúso e reciclagem de resíduos”, e “tornar disponível informações, tecnologia e instrumentos de gestão apropriados para encorajar e tornar operacional, sistemas de reciclagem e uso de águas residuárias”.

Em 1997 a norma da ABNT nº 13.969 (ABNT, 1997) ofereceu alternativas de procedimentos técnicos para o projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos de tanque séptico, para o tratamento local de efluentes. No entanto, uma norma não tem a mesma função e importância que uma lei, visto que no caso da normativa, implementar as instruções é facultativo, já na legislação é obrigatório (MOURA et al., 2020).

No Brasil, a primeira legislação que abordou de fato a questão do reúso de água foi a Resolução n. 54/2005, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), que estabeleceu modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água no país, colocando essa prática como parte integrante das políticas de gestão de recursos hídricos do Brasil. A resolução apresenta cinco modalidades do reúso direto não potável:

I - Reúso para fins urbanos: utilização de água de reúso para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações, combate a incêndio, dentro da área urbana;

II - Reúso para fins agrícolas e florestais: aplicação de água de reúso para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas;

III - Reúso para fins ambientais: utilização de água de reúso para implantação de

projetos de recuperação do meio ambiente;

IV - Reúso para fins industriais: utilização de água de reúso em processos, atividades e operações industriais; e,

V - Reúso na aquíicultura: utilização de água de reúso para a criação de animais ou cultivo de vegetais aquáticos.

No entanto, não traz as outras diretrizes sobre o tema, nem deixa claro quais são as legislações pertinentes que devem ser acessadas para verificar os métodos de análises da água e do solo, e sobre os limites máximos permitidos dos parâmetros físicos, químicos, biológicos e de substâncias químicas no solo (MOURA et al., 2017). Outro exemplo é a Resolução n. 121/2010 (CNRH), que estabeleceu diretrizes e critérios para a prática do reúso direto não potável de água para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas.

Apesar disso, nenhuma das resoluções especificam os parâmetros e padrões para a qualidade da água de reúso. Nesse sentido, Oliveira e Ferreira (2019) afirmam que as resoluções não possuem aplicabilidade, visto que remetem a terceiros aquilo que efetivamente deve ser operado, quando definem que as diretrizes serão estabelecidas pelos órgãos competentes. Barbosa (2019) explica que, de maneira geral, o que se tem praticado no Brasil é a adoção de padrões internacionais ou orientações técnicas produzidas por empreendimentos privados.

No entanto, avaliando as legislações por estado brasileiro, é possível encontrar duas leis que definem parâmetros de qualidade sanitária da água de reúso. O primeiro caso, na Bahia, é a Resolução Estadual nº 75 de 2010, que estabelece procedimentos para disciplinar a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e/ou florestal. A resolução utiliza as recomendações propostas pela OMS para os padrões microbiológicos de qualidade de água em todos os tipos de reúso para fins agrícolas e/ou florestais. No que diz respeito a DBO, DQO e SST não há restrição de uso, devendo as concentrações microbiológicas serem compatíveis com as definidas na resolução. Além disso, também estabelece valores relativos à salinidade e metais pesados.

Já a Lei nº 11.552 de 2012, do estado do Paraná, obriga as edificações residenciais e comerciais do município de Londrina/PR a reutilizar a água por meio da reciclagem dos constituintes dos efluentes das águas cinza e águas servidas das edificações. A obrigatoriedade se aplica as obras novas e obras de ampliação e/ou reformas que tenham consumo de volume igual ou superior a 20 m³ de água por dia. A lei apresenta os parâmetros de qualidade definidos pela Norma nº 13.969/97 da ABNT (1997).

De modo geral, a falta de legislação específica dificulta a aplicação da água de reúso no

país, devido à falta de orientações técnicas para a implantação dos sistemas de reúso e a respectiva fiscalização de tais sistemas (SOTERO-MARTINS et al., 2019). Nesse sentido, em âmbito federal, é necessário implantar projetos pilotos, cujos resultados irão fornecer dados para o desenvolvimento de normas, diretrizes e padrões adaptados as condições e características brasileiras, quanto à qualidade das águas (ALMEIDA, 2011), visando o desenvolvimento de políticas públicas que institucionalizem e fomentem práticas de reúso (OLIVEIRA; FERREIRA, 2019). O país tem potencial para se tornar referência na temática, posto que é uma nação cujo maior poder econômico é a agricultura, detendo de grande potencial hídrico a ser conservado e com grande pressão de demanda por recursos hídricos no meio urbano (MOURA et al, 2020).

4.7 Políticas sociais que abordam o reúso de água

Ainda que a Constituição Federal de 1988 (CF/1988) inclua o saneamento básico como um direito da população brasileira, atualmente, universalizar a cobertura dos serviços de saneamento está longe de ser uma realidade, e isso é ainda mais distante no meio rural (CASTRO; CERZINI, 2023).

O Plano Nacional de Saneamento Rural - PNSR (BRASIL, 2019), um dos documentos mais recentes a analisar essa questão, serve de guia orientador do que deve ser feito para o aprimoramento do saneamento no meio rural brasileiro nos próximos anos. No entanto, a atenção parlamentar ao plano após sua publicação constitui indício da falta de prioridade que o tema desfruta no meio político (CASTRO; CERZINI, 2023).

O Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH) preconiza o reúso de água como prática que deve ser considerada nos estudos de aproveitamento de recursos hídricos, como alternativa complementar para lidar com a escassez hídrica (SOARES; SANTOS, 2021) e passa a ser o instrumento fundamental de tomada de decisões nesse tema (ANA, 2019).

No ano de 2020 foi publicado o Novo Marco Legal do Saneamento Básico (Lei 14.026/2020). O Novo Marco Legal estabelece como meta, tanto para os contratos vigentes como para os firmados após a publicação da Lei, o dever das empresas de ampliar o fornecimento de água para 99% da população e de coleta e tratamento de esgoto para 90% da população brasileira até dezembro de 2033 (CAMARGO, 2022).

Em âmbito estadual, o Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco (2022) propõe diretrizes para o aproveitamento racional dos recursos hídricos. Entre as orientações para aumento da disponibilidade de água, o plano sugere que onde os recursos hídricos não forem abundantes, deve-se considerar a reutilização das águas servidas como uma das possibilidades para obtenção de maiores benefícios. Além da questão legal, justifica-se a expansão dos serviços de saneamento básico no meio rural como elemento de desenvolvimento e de promoção da saúde pública (CASTRO; CEREZINI, 2023).

Como resultado do trabalho influente de especialistas internacionais em água e saneamento e organizações setoriais durante as negociações dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, a gestão sustentável da água e do saneamento foi colocada no centro da Agenda 2030 e é diretamente abordada pelo ODS n.º 6 para “garantir a disponibilidade e gestão sustentável da água e do saneamento para todos” (UN Water, 2015). O ODS6 inova ao tratar de saneamento e recursos hídricos em uma perspectiva integrada (ANA, 2019), incluindo, por exemplo, metas de redução para metade da proporção de águas residuais não tratadas e o aumento da reciclagem e reutilização segura para aumentar substancialmente a eficiência do uso da água.

No entanto, a melhoria do saneamento em geral, e a implementação de sistemas de saneamento sustentáveis em particular, são relevantes para além das metas específicas do ODS n.º 6, tendo impacto em muitos dos outros 16 ODS e nas suas metas (SUSANA, 2018). Uma visão geral resumida da relevância e das ligações do saneamento sustentável com os outros ODS pode ser vista abaixo na Figura 1.

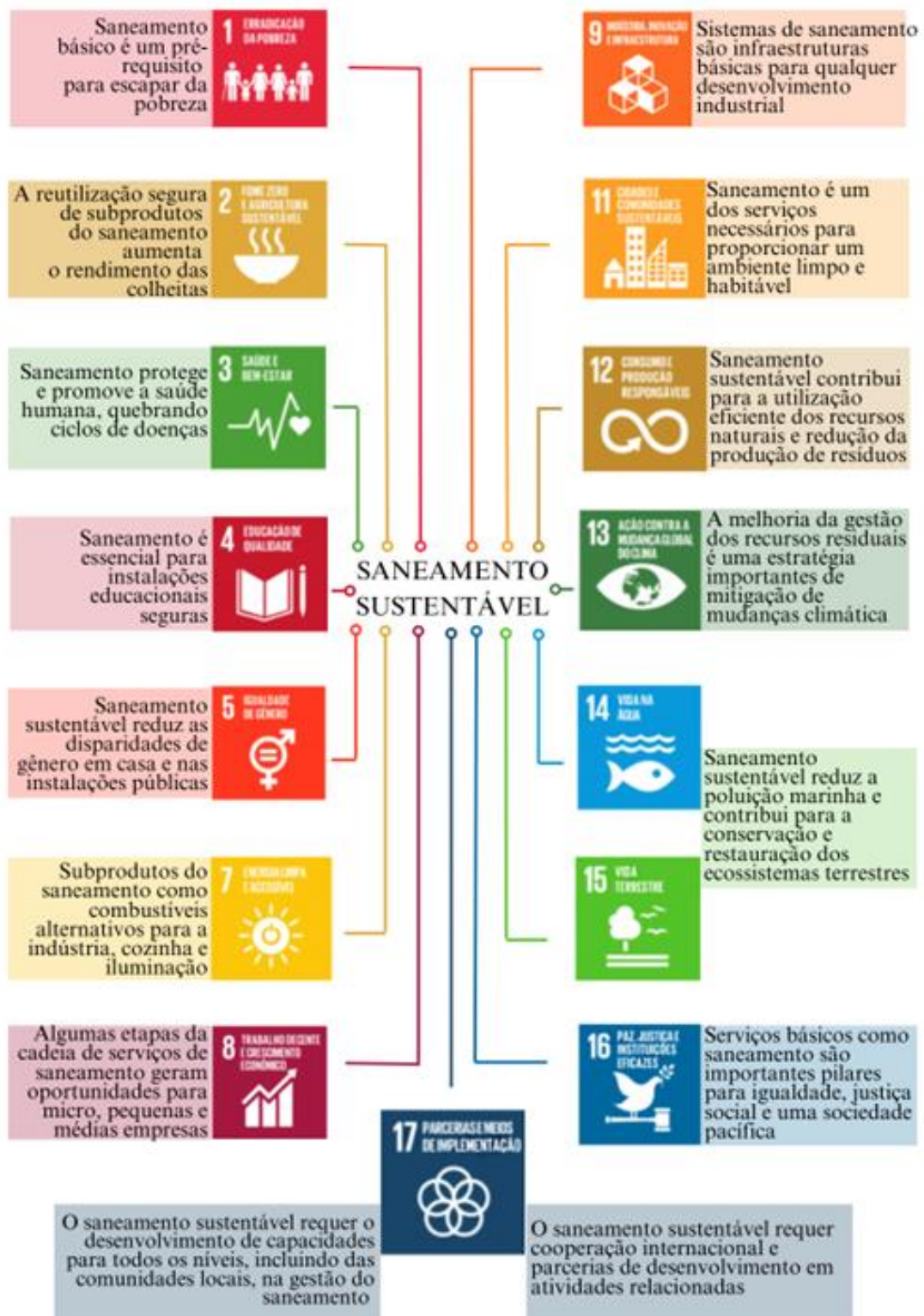


Figura 1. Visão geral resumida da relevância e das ligações do saneamento sustentável com os outros ODSs. Fonte: Adaptado de SUSANA (2018).

4.8. Métodos de tratamentos de efluentes

Vários fatores irão influenciar na escolha das opções tecnológicas, tais como, disponibilidade de área; clima favorável; características do efluente; qualidade desejada; necessidade de pós-tratamento; frequência de manutenção do sistema; necessidade de uma pessoa treinada para operar o sistema; capacidade do corpo receptor de receber a carga poluidora e da legislação referente ao local (VON SPERLING, 2011; SILVA NETO, 2018).

Campos (1999) ressalta a importância de se perceber a necessidade da aplicação de tecnologia adequada à realidade do Brasil, que possibilite o enfrentamento dos baixos níveis de atendimento do saneamento básico, sobretudo coleta e tratamento de esgotos sanitários, atendendo as situações presentes tanto em grandes cidades como em pequenos assentamentos.

Von Sperling (2018) apresenta, na figura abaixo (Figura 2), uma comparação entre os principais aspectos de importância na seleção dos sistemas de tratamento, analisados em termos de regiões desenvolvidas e em desenvolvimento. Os itens estão organizados em ordem decrescente de importância relativa para as regiões desenvolvidas.

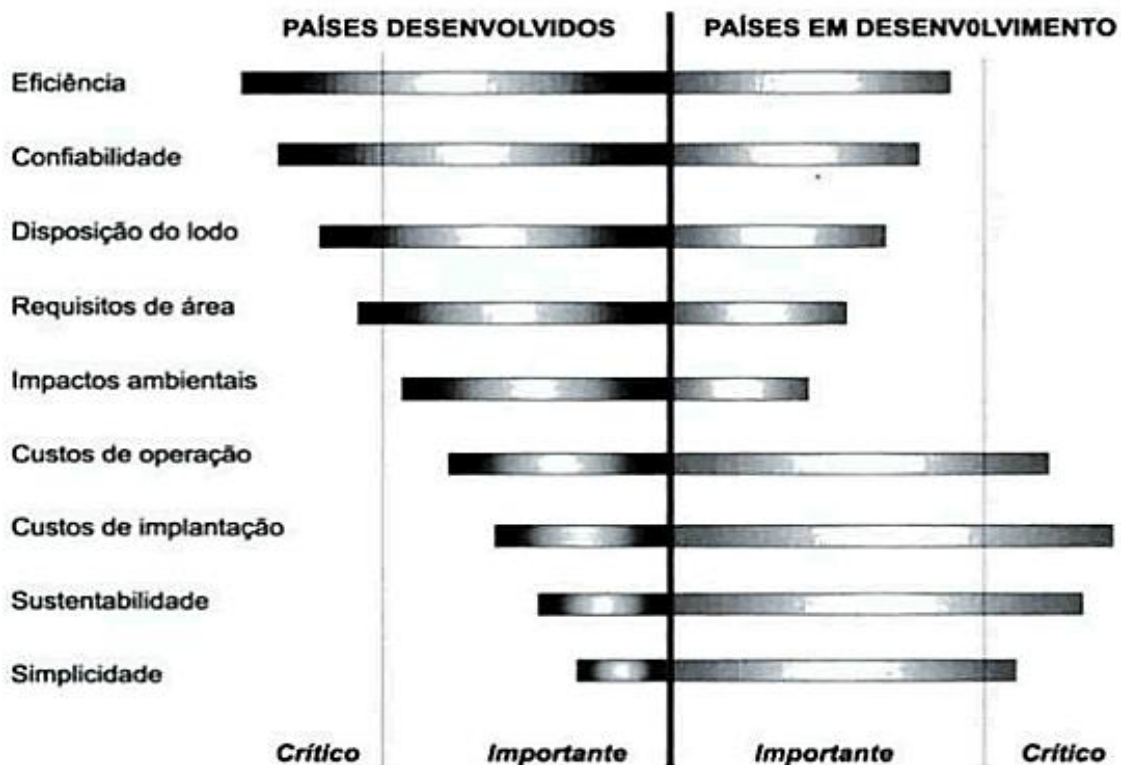


Figura 2. Aspectos críticos e importantes na seleção de sistemas de tratamento de esgotos em regiões desenvolvidas e em desenvolvimento. Fonte: Von Sperling (2018).

A principal diferença reside no que se considera como itens críticos para as regiões em desenvolvimento: custos de construção e operação, sustentabilidade das unidades e da estação e simplicidade operacional (VON SPERLING, 2018). Segundo o autor, estes itens também são importantes para regiões desenvolvidas, mas não chegam a ser críticos. Diante das condições ambientais, culturais e econômicas do Brasil, soluções funcionalmente simples são as que utilizam os processos “mais naturais” e os reatores menos mecanizados e mais fáceis de serem construídos e operados (CAMPOS, 1999).

Há de se ressaltar que, quanto maior o grau de tratamento proporcionado ao esgoto doméstico, menor a disponibilidade de macro e micronutrientes no efluente, o que conduz à conclusão que, para uso agrícola, quanto menor for o grau de tratamento maior o equilíbrio químico e o valor fertilizante deste efluente (MARQUES, 2017). Em contrapartida, é fundamental que os métodos de tratamento possam buscar o equilíbrio entre a quantidade de nutrientes que será aplicada no solo via fertirrigação, e a capacidade de absorção dos mesmos pelas culturas, evitando que sejam aplicadas doses excessivas no solo.

4.8.1. Métodos de tratamento de água cinza

A água cinza representa cerca de 50 a 80% do esgoto total produzido em uma residência, e se reutilizada (descarga de sanitários, rega de jardim, lavagem de veículos e pisos, agricultura etc.) pode resultar numa economia de água potável de até 30% (KNUPP, 2013). Conforme Syafrudin et al. (2016), a prática convencional em países em desenvolvimento é realizar apenas o tratamento de águas negras, que geralmente são conduzidas para fossas sépticas, enquanto as águas cinzas são descarregadas sem tratamento para um corpo d'água próximo. O tratamento é uma etapa fundamental para o uso de águas cinzas, e este processo objetiva basicamente eliminar a matéria orgânica e remover ou inativar os microrganismos patogênicos, a fim de evitar o contato humano com águas poluídas e a possível disseminação de doenças (CHRISPIM, 2014). A principal dificuldade encontrada no tratamento deste tipo de água residuária é a grande variação em sua composição ao longo do dia (KNUPP, 2013).

Conforme Pidou et al. (2007), pesquisas sobre o tratamento e o reúso de água cinza têm sido relatadas desde a década de 1970. Os autores explicam que as primeiras tecnologias estudadas foram principalmente opções de tratamento físico, como filtração grosseira ou através de membranas, muitas vezes associadas à desinfecção. Mais tarde, nas décadas de 1980

e 1990, tecnologias baseadas em processos biológicos, como filtros biológicos aerados e biorreatores aerados foram estudados. No mesmo período, separadores físicos simples conectados a processos de desinfecção estavam sendo desenvolvidos e instalados em residências individuais. No final da década de 1990, surgiram relatos sobre o uso de tecnologias avançadas, como biorreatores de membrana (MBRs) e tecnologias extensivas mais baratas, como as lagoas de estabilização (PIDOU et al., 2007).

A análise das características do efluente, juntamente com os requisitos de qualidade requeridos para a aplicação de reúso desejada, geralmente definem o tipo de tratamento a ser adotado (MAY, 2009). Um fator que dificulta o dimensionamento de uma estação de tratamento de água cinza (ETAC) padrão é a diferença existente entre cada família e seus costumes, criando uma grande variação na qualidade da água cinza de uma casa para outra (BEGOSSO, 2009).

As tecnologias aplicadas no tratamento de água cinza são semelhantes aos processos de tratamento de esgoto sanitário, incluindo processos físicos, químicos e biológicos (GONÇALVES et al., 2006). Essas tecnologias em geral passam primeiramente por um filtro para a remoção de resíduos grosseiros a fim de evitar o entupimento do sistema, em seguida segue para o processo de desinfecção para atender aos requisitos microbiológicos (SANTOS, 2018). Dependendo do efluente e do seu reúso final pós-tratamento, poderá haver a necessidade de mesclar diferentes tipos de processos, para que a qualidade requerida seja alcançada (SILVA NETO, 2018). Jefferson et al. (1999) explicam que esses processos variam desde sistemas simples em residências, até séries de tratamentos avançados para reúso em larga escala.

O custo e as exigências de energia desses sistemas variam, geralmente aumentando com níveis mais elevados de tratamentos (ALLEN et al., 2010). Rampelotto (2014) comenta que são preferíveis tratamentos com mínima adição química e baixo consumo energético. Dentre as tecnologias disponíveis, pode-se destacar as apresentadas a seguir:

a) Sistemas simplificados tipo dois-estágios

A filtração grosseira seguida de desinfecção é uma tecnologia comumente utilizada no Reino Unido para reúso doméstico e várias empresas fabricam sistemas de tratamento de reúso que se baseiam nesse processo de dois estágios (Figura 3) (BAZARELLA, 2005). O processo genérico emprega um tempo de retenção hidráulica curto para que a natureza química da água cinza permaneça inalterada e seja necessário apenas um tratamento mínimo (JEFFERSON et

al., 1999).

A desinfecção é o processo de inativação de microrganismos, mas que só será eficiente no caso de prévia redução da carga orgânica e dos sólidos em suspensão (RAPOPORT, 2004). Essa etapa pode ser feita utilizando tanto cloro como bromo, sendo eles dispersos na forma de pastilhas que se dissolvem lentamente ou através de dosagem de solução líquida (BAZARELLA, 2005). Entretanto, de acordo com Rapoport (2004), mesmo após o processo a água ainda permanece com alta carga orgânica e turbidez, limitando a eficácia da desinfecção química por duas razões: (i) As partículas encontradas nas águas cinzas podem impedir a difusão do desinfetante e, conseqüentemente, impedir a eliminação de patógenos; (ii) A matéria orgânica na água ao se juntar com o cloro forma subprodutos que possuem baixo poder desinfetante e são prejudiciais à saúde humana.

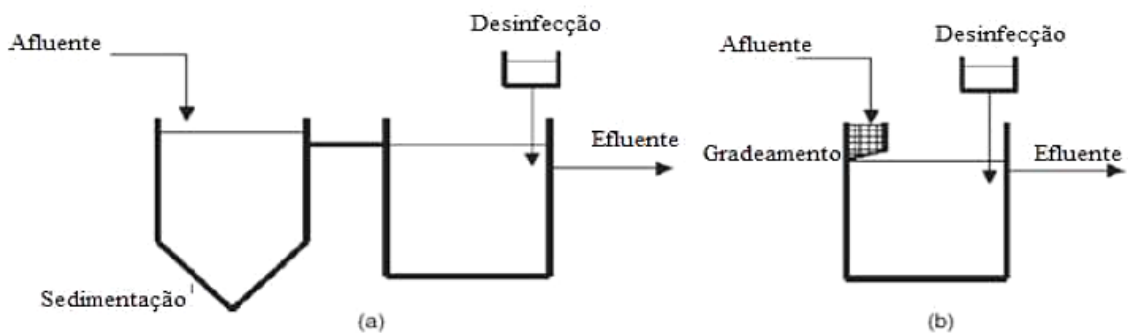


Figura 3. Sistema simplificado tipo dois-estágios com desinfecção e (a) sedimentação ou (b) gradeamento. Fonte: Adaptado de Pidou et al. (2007).

Um exemplo do processo de dois estágios foi relatado por March et al. (2014). Os autores realizaram o tratamento das águas cinzas provenientes de lavatórios e banheiras, visando o reúso nas descargas dos banheiros de um hotel localizado na Ilha de Mallorca (Espanha). O tratamento seguiu uma etapa de filtração por filtro tipo meia de nylon (malha de 0,3 mm) e desinfecção com hipoclorito de sódio. Sob condições de trabalho cuidadosamente controladas (tempo de armazenamento inferior a 48 h e concentração de cloro residual ≥ 1 mg/l-1 no reservatório do vaso sanitário), foram obtidos resultados satisfatórios. A qualidade da água de reúso (embora para alguns parâmetros, longe da água potável) teve clara aceitação dos clientes, confirmando que a descarga do vaso sanitário pode ser realizada com água não potável para uma considerável economia de recursos hídricos.

b) Sistemas físicos

Os processos físicos desenvolvidos para o tratamento da água cinza não envolvem a utilização de produtos químicos ou atividade biológica, compreendem principalmente a filtração com leitos de areia e processos utilizando membranas (Figura 4) (BAZARELLA, 2005; CINTRA, 2019).

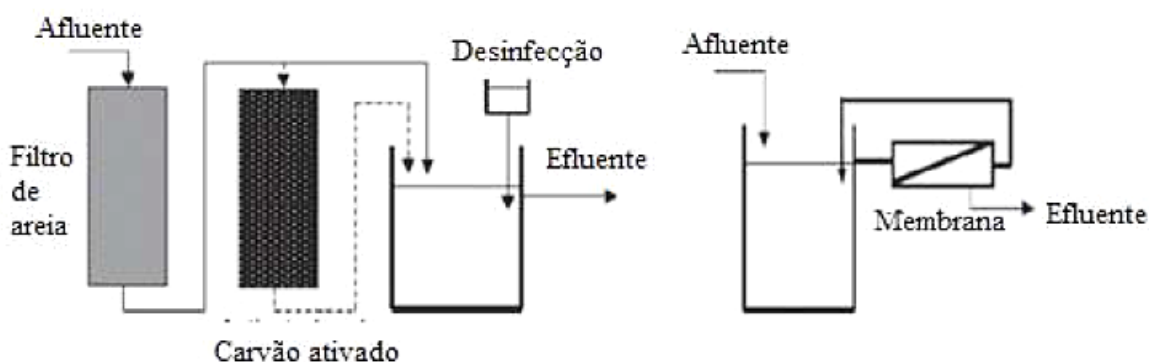


Figura 4. Exemplos de tecnologias físicas para o tratamento de água cinza. Fonte: Adaptado de Pidou et al. (2007).

O filtro de areia é uma tecnologia simples, de fácil implementação e de baixo custo (FILALI et al., 2022). São mais frequentemente utilizados em combinação com outro método, como desinfecção ou com carvão ativado e desinfecção (PIDOU et al., 2007; FILALI et al., 2022). Anuja et al. (2021) explicam que a água cinza flui verticalmente através de um fino leito de areia ou cascalho, fazendo com que as partículas sejam eliminadas por encapsulamento físico ou por absorção. No entanto, Pidou et al. (2007) destacam que quando operados como único estágio de tratamento, tais sistemas proporcionam uma filtragem grosseira, visto que, da mesma forma que os métodos simplificados tipo dois-estágios, realizam apenas uma remoção limitada das diferentes frações presentes na água cinza.

Com relação ao processo de filtração por membranas, Wu (2019) afirma que nos últimos anos a técnica tem sido considerada promissora, recebendo atenção crescente. Em comparação com outras tecnologias, esses sistemas oferecem várias vantagens, como (1) as membranas fornecem uma barreira permanente para partículas suspensas (incluindo bactérias e vírus) e macromoléculas maiores que o tamanho dos poros do material da membrana; (2) com a diminuição do preço da membrana e o desenvolvimento de novos materiais, os sistemas podem

alcançar uma maior eficiência no tratamento com mais viabilidade econômica; e (3) os sistemas de membrana exigem menos espaço devido à sua natureza compacta (WU, 2019).

Por outro lado, Pidou et al. (2007) explicam que o principal problema ao utilizar membranas é a incrustação, sendo necessária a limpeza frequente do sistema, resultando em uma maior demanda de energia e aumento do custo de manutenção. Para limitar a incrustação, o estágio de membrana pode ser precedido por um pré-tratamento, como peneiramento ou filtro de areia (PIDOU et al., 2007). Anuja et al. (2021) acrescentam que a filtração de areia ou membrana também são comumente utilizadas como pós-tratamento para fins de polimento.

c) Sistemas químicos

Os processos unitários químicos são aqueles que se utilizam de compostos químicos ou de reações químicas para a remoção de constituintes da água (CINTRA, 2019). No contexto do tratamento de água cinza, Anuja et al. (2021) afirmam que os métodos mais utilizados envolvem a coagulação e eletrocoagulação. Tais processos proporcionam grande potencial para a remoção da fração orgânica dissolvida no efluente (PIDOU et al., 2008).

Devido à distribuição de tamanho de alguns sistemas particulados (entre 0,001 e 1 μm), as forças de repulsão da carga superficial são maiores do que a de atração, impossibilitando a agregação e remoção por sedimentação gravitacional (CINTRA, 2019). Conforme Mageshkumar e Karthikeyan (2015), no processo de coagulação as partículas coloidais estáveis são desestabilizadas por meio da adição de coagulantes, de modo que os íons metálicos irão anular os efeitos dessas cargas superficiais, desestabilizando as partículas que podem então se aglomerar em flocos sedimentáveis. Prasad (2009) explica que os coagulantes convencionais são compostos basicamente de um ácido forte, como o ácido clorídrico (HCl) ou sulfúrico (H_2SO_4), e uma base fraca, como o hidróxido de alumínio ($\text{Al}_2(\text{OH})_3$) ou de ferro ($\text{Fe}(\text{OH})_2$); assim, os coagulantes são uma mistura de um cátion (base) e um ânion (ácido).

Segundo Brião (2015), a eletrocoagulação é um processo complexo que envolve fenômenos que usam eletrodos consumíveis para fornecer íons para as águas residuais. Nesse caso, eletrodos de metal são mergulhados no efluente e uma fonte de corrente contínua é aplicada entre eles (BRIÃO, 2015; ANUJA et al., 2021). A corrente elétrica causa a dissolução desses eletrodos, comumente ferro e alumínio, nas águas residuais. Os íons metálicos dissolvidos, a um pH apropriado, podem formar uma vasta gama espécies de coagulantes e

hidróxidos de metal, que desestabilizam e agregam as partículas em suspensão ou precipitam e adsorvem os contaminantes dissolvidos (BRIÃO, 2015).

d) Sistemas biológicos

A filtração por si só não é considerada suficiente para garantir uma redução adequada da contaminação orgânica que evite o recrescimento biológico nos sistemas de distribuição (RAPOPORT, 2004). Nesse sentido, Rapoport (2004) afirma que o tratamento biológico é necessário para remover o material biodegradável, especialmente para sistemas que incluem grandes redes de distribuição, como hotéis ou esquemas de reúso comunitários.

Esses sistemas utilizam materiais suporte naturais para filtração e a remoção dos poluentes é realizada pela atividade biológica. Na maioria dos casos na literatura, os processos biológicos são precedidos por pré-tratamento físico, como sedimentação, ou gradeamento e/ou seguido por desinfecção (REVOLTA, 2014). Podem ser usados processos anaeróbios e aeróbios.

Em muitas regiões do mundo, especialmente em países menos desenvolvidos de clima quente, o tratamento anaeróbio pode ser uma opção atrativa para o tratamento de efluentes domésticos (METCALF; EDDY, 2016). A digestão anaeróbia é um processo biológico no qual um consórcio de diferentes tipos de microrganismos, na ausência de oxigênio molecular livre, interage para converter compostos orgânicos complexos (carboidratos, lipídios e proteínas) em metano, gás carbônico, nitrogênio, amônia, ácido sulfídrico, água, traços de outros gases, além de novas células bacterianas (FIGUEIRAS, 2016).

A evolução do processo necessita apenas de seu confinamento em um espaço (volume útil) em condições favoráveis às reações bioquímicas inerentes da fermentação natural (JORDÃO; PESSÔA, 2011). Nesse sentido, Metcalf e Eddy (2016) explicam que os fatores mais relevantes no processo de digestão anaeróbia incluem: (1) tempo de retenção de sólidos, (2) tempo de detenção hidráulica, (3) temperatura, (4) alcalinidade, (5) pH, (6) presença de substâncias inibidoras, compostos tóxicos, e (7) disponibilidade de nutrientes e micronutrientes, como metais.

Dentre os reatores anaeróbios comumente utilizados no tratamento de água cinza, podemos destacar: tanques sépticos, filtros anaeróbios (FAn), reator anaeróbio

compartimentado (RAC) e o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket* - UASB) (SARNAGLIA, 2014).

O sistema de tanques sépticos seguidos de filtros anaeróbios (também chamado de sistema fossa – filtro) tem sido amplamente utilizado no meio rural e em comunidades de pequeno porte (VON SPERLING, 2018). Conforme Jordão e Pessôa (2011), o tanque séptico constitui-se de câmara convenientemente construída para reter os esgotos por um período de tempo criteriosamente estabelecido, de modo a permitir a sedimentação dos sólidos e a retenção do material graxo. Entretanto, pelo fato de serem tanques de sedimentação (sem reações bioquímicas na fase líquida), a remoção de DBO é limitada (VON SPERLING, 2018).

Nesse sentido, Von Sperling (2018) afirma que o efluente, ainda com elevadas concentrações de matéria orgânica, se dirige ao filtro anaeróbio, onde ocorre a sua remoção complementar, também em condições anaeróbias. As unidades de filtro biológico anaeróbio preconizadas para o tratamento de efluentes líquidos de fossas sépticas são tanques cheios de pedras, podendo-se usar também outro material inerte, através do qual o afluente líquido percola, entrando em contato com culturas de microrganismos anaeróbios aderidos ao meio suporte (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

O reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo desenvolvido na década de 1980 representa o avanço mais relevante na tecnologia de tratamento anaeróbio (METCALF; EDDY, 2016). Franceschini (2019) destaca o reator UASB como um dos sistemas anaeróbios que apresenta melhor performance, sendo um dos processos de tratamento de água cinza mais utilizado no Brasil. Porém, menos comum em pequena escala, sendo estudado para o tratamento de efluentes unifamiliares apenas eventualmente.

Nos reatores UASB, a biomassa cresce dispersa e não-aderida a um meio suporte, como no caso de filtros anaeróbios (BAZARELLA, 2005). Segundo Sloppe (2018), o efluente é tratado em uma unidade de fluxo ascendente que possibilita o transporte do líquido através de uma região que apresenta elevada concentração de microrganismos anaeróbios (biomassa anaeróbia), denominada lodo anaeróbio. O reator tem como um dos principais subprodutos da degradação anaeróbia da matéria orgânica, o biogás, que é constituído de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) (SLOMPO, 2018). O gás é coletado na parte superior do reator e pode ser reaproveitado (energia do metano) ou queimado (BAZARELLA, 2005). Sua utilização é consolidada principalmente em países em desenvolvimento com clima quente, como o Brasil (FRANCESCHINI, 2019).

Dentre as vantagens do sistema anaeróbio tem-se: baixa produção de sólidos, menor consumo de energia (não há a necessidade de introduzir oxigênio ao sistema), pode ser construído em pequenas áreas, baixo tempo de detenção hidráulica (TDH), baixos custos de implantação e operação, pode ter recuperação e utilização do gás metano, possui tolerância a altas cargas orgânicas, entre outras (KNUPP, 2013; PEREIRA, 2016; FIGUEIRAS, 2016).

Apesar das vantagens citadas, os processos de digestão anaeróbia apresentam uma considerável desvantagem, que está relacionada às restrições metabólicas das comunidades de digestores microbianos, uma vez que nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (P) não são eficientemente eliminados, decompondo-se apenas a íons de amônio (NH_4^+) e fosfato (PO_4^{3-}) (CARVALHO, 2021). Além disso, no que diz respeito à produção de maus odores, Silva Neto (2018) afirma que esse é mais um dos motivos pelos quais um sistema anaeróbio não pode caracterizar a única forma de tratamento de água cinza. Devido à natureza de degradação da matéria orgânica, há formação de gases odoríferos nesse tipo de processo, como o gás sulfeto (SILVA NETO, 2018). Dessa forma, se torna necessário o uso de algum processo aeróbio posteriormente.

A digestão aeróbia é também um processo de oxidação bioquímica dos sólidos biodegradáveis contidos nos esgotos, porém com abundância de oxigênio dissolvido em toda a massa líquida, favorecendo a atividade de bactérias aeróbias e a formação de subprodutos, tais como: matéria orgânica estabilizada (lodo digerido), gás carbônico e água (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

No processo aeróbio da digestão da matéria orgânica não há formação de gases, minimizando o problema do mau odor gerado no processo anaeróbio (SILVA NETO, 2018). Li et al. (2009) explicam que após esse processo a maioria das substâncias orgânicas biodegradáveis são removidas e, conseqüentemente, o crescimento de microrganismos e problemas de odor são evitados, tornando a água cinza tratada mais estável para armazenamento por períodos mais longos.

Nesse contexto, Silva Neto (2018) afirma que entre os processos biológicos aeróbios utilizados no tratamento de água cinza estão: lagoas facultativas, lagoas aeradas, filtros biológicos aeróbios, valas de oxidação, sistemas alagados construídos e lodos ativados.

Os sistemas alagados construídos, também denominados de *wetlands* construídos, leitões cultivados, terras úmidas construídas ou jardins filtrantes, são sistemas artificiais de tratamento de águas residuais que reproduzem, de forma controlada, o tratamento que ocorre em ambientes

naturais, tais como pântanos e brejos (MIRANDA, 2018). Deng et al. (2021) afirmam que o sistema é bem reconhecido como uma tecnologia econômica e ecologicamente correta para o tratamento de água contaminada, especialmente em comunidades descentralizadas e áreas rurais.

Schroeder (2020) descreve que o tratamento ocorre em módulos (geralmente com profundidade inferior a 1,0 m) escavados ou construídos sobre o solo, impermeabilizados e preenchidos com material filtrante (normalmente areia ou brita) que dão suporte para o crescimento das macrófitas e do biofilme. Em geral, os mecanismos envolvidos nesse tratamento são a filtração pelo substrato e pelo biofilme, a degradação microbiana da matéria carbonácea e nitrogenada, a absorção de nutrientes pelas plantas e a adsorção/absorção ao substrato (MIRANDA, 2018).

A classificação dos *wetlands* é baseada no tipo de vegetação utilizada (emergente, submersa, flutuante ou com folhas flutuantes) e na hidrologia (superficial ou subsuperficial), sendo que os sistemas subsuperficiais podem ter fluxo horizontal ou vertical (VYMAZAL, 2010). Apesar do baixo custo, Chrispim (2014) destaca que o sistema possui a necessidade de grandes áreas para instalação, além do potencial para criar zonas de atração de vetores de doenças e para produzir maus odores.

Nesse sentido, Deng et al. (2021) explicam que os filtros biológicos aeróbios são análogos aos sistemas alagados construídos de fluxo vertical, com uma profundidade de substrato relativamente alta, mas sem macrófitas e também podem remover poluentes através de vias semelhantes às dos *wetlands*, como adsorção e biodegradação. Esse sistema tem um leito de 2 a 3 m de profundidade de meio filtrante de tamanho relativamente pequeno que fornece uma grande área superficial na qual a biomassa é cultivada (ANUJA et al., 2021). O biofilme aderido ao meio suporte cresce à medida que o oxigênio e o substrato orgânico são disponibilizados (METCALF; EDDY, 2003)

Contrariamente ao que indica o nome, a função primária do filtro não é a de filtrar, uma vez que o diâmetro das pedras (meio filtrante) utilizadas é da ordem de alguns centímetros, permitindo um grande espaço de vazios, ineficientes para o ato de filtração por peneiramento (VON SPERLING, 2018). Von Sperling (2018) explica que a função do meio é tão somente a de fornecer suporte para a formação da película microbiana.

De acordo com Thiesen (2018), uma das grandes vantagens desse processo refere-se a não necessidade de sistema de aeração, impactando positivamente em termos de economia

energética e simplicidade operacional. O oxigênio para o metabolismo aeróbio é fornecido mediante circulação natural e convectiva do ar pelo interior do reator (THIESEN, 2018).

Jordão e Pessôa (2011) destacam como vantagens da digestão aeróbia: simples operação, sendo nesse caso mais favorável que a digestão anaeróbia; requer custos de implantação muito menores quando comparados aos digestores anaeróbios; não produz gases tóxicos, e mal cheirosos, típicos da digestão anaeróbia; reduz à baixo nível a presença de microrganismos patogênicos. Em contrapartida, o processo aeróbio não permite o aproveitamento de gás, o que pode ser econômico na digestão anaeróbia para grande produção de lodo (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

4.8.2. Como funciona o Sistema Bioágua Familiar?

Algumas das questões que motivam o interesse em sistemas descentralizados, além da diminuição das fontes de água locais, são a eficiência financeira, o prazo de instalação das infraestruturas, a segurança da água, a perda de água derivada do transporte de longa distância, a degradação ambiental dos habitats aquáticos e o empoderamento da comunidade local (OPHER; FRIEDLER, 2016). A lentidão na implantação dos serviços públicos, em relação ao crescimento populacional, principalmente nos países em desenvolvimento, permite prever que soluções individuais para o destino de esgotos, para estes casos, continuarão a ser ampla e permanentemente adotadas (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

As tecnologias utilizadas pelas companhias de saneamento tornam-se inviáveis para comunidades rurais de baixa renda, tanto pelo alto custo de implantação e manutenção quanto pela grande dispersão populacional nas zonas rurais (ROCHA, 2013). Ressaltando a necessidade do desenvolvimento de tecnologias de baixo custo e baixa complexidade, que possam ser operadas pelos próprios agricultores.

Nesse sentido, Santiago et al. (2015) destacam que o sistema de reúso de água cinza a partir do Sistema Bioágua Familiar consiste num processo de filtragem por mecanismos de impedimento físico e biológico dos resíduos presentes na água cinza. Os autores descrevem que o efluente coletado converge por gravidade em tubulações até a caixa de gordura, que funciona como um tratamento preliminar, fazendo a primeira separação sólido-líquido e retendo sólidos mais grosseiros e gordura. Em seguida, o efluente é direcionado por gravidade para o filtro biológico, onde a água cinza é distribuída uniformemente sobre a superfície, ocorrendo o

processo de filtragem dos resíduos ainda presentes na água, sendo a matéria orgânica biodegradada por uma população de aproximadamente 1 kg de minhocas *Eisenia foetida*, também conhecida como "minhoca vermelha" ou "californiana".

A partir das atividades das minhocas, Durán e Henríquez (2009) explicam que é possível converter praticamente qualquer tipo de resíduo orgânico e inorgânico em um produto final denominado genericamente como "vermicomposto" que é bastante utilizado na agricultura. Para isso, os autores destacam que a espécie utilizada deve apresentar algumas características que a tornem adequado ao seu uso: adaptação a uma ampla faixa de temperatura; altas taxas de reprodução; longevidade; baixa tendência à migração; capacidade de viver em grandes populações (40-50 mil indivíduos por m²); e não ser um vetor de doenças.

Nesse sentido, Tocalino et al. (2004) afirmam que a *Eisenia foetida* apresenta várias dessas vantagens, entre elas destacam-se: boas condições para a reprodução em cativeiro, longevidade prolongada (vivem até 16 anos) e alta taxa de reprodução (produzem até 1500 filhotes por ano). Os autores também ressaltam que os excrementos dessa espécie constituem um excelente fertilizante orgânico devido ao seu alto teor de flora bacteriana viva (2×10^{12} colônias/g de húmus). Além disso, é um animal que não necessita de mais do que 30 cm de substrato para desenvolver todo o seu ciclo biológico.

O tempo de filtragem no SBF é rápido, não permitindo a ocorrência de mau cheiro decorrente de condições prolongadas de saturação e anaerobiose (SANTIAGO, et al., 2012). Santiago et al. (2015) explicam que as minhocas promovem o revolvimento e a aeração do material do seu habitat, bem como a trituração da matéria orgânica que passa por seus tratamentos digestivos. Além das minhocas, diversos microrganismos presentes no húmus também fazem a decomposição do material orgânico que chega no filtro através da água cinza.

Por fim, a água é encaminhada para o tanque de reúso, onde é armazenada e utilizada num sistema fechado de irrigação por gotejamento (SANTIAGO; JALFIM, 2017; BARBOSA, 2019), podendo ser reutilizada para a produção de hortaliças, frutas, plantas medicinais e outros tipos de alimentos.

Santos et al. (2016) afirmam que a tecnologia do SBF se apresenta como uma alternativa agroalimentar adequada para a agricultura de base familiar, por basear-se na valorização dos recursos locais, na autonomia dos agricultores, tornando-os principais sujeitos no processo de produção de alimentos, do reúso da água, bem como da conservação do solo. Santiago et al. (2012) acrescentam que, ao mesmo tempo em que resolve um problema de poluição ambiental,

por inadequação no destino da água cinza, o SBF promove a segurança alimentar através da produção de alimentos com o seu uso agrícola.

Por meio do desenvolvimento de tecnologias de convivência com o semiárido, como o Bioágua, por exemplo, é possível desenvolver ações de valorização do conhecimento local, que se faz, sobretudo, por meio da inclusão das famílias (SANTOS et al., 2016). Nesse sentido, o modelo do SBF é uma forma de universalizar a produção de alimentos em zonas com escassez de água em comunidades e assentamentos difusos, visando a melhoria da segurança alimentar das famílias, o incremento de renda e o saneamento rural simplificado (SANTIAGO; JALFIM, 2017).

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Caracterização da área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido em comunidades e assentamentos rurais de seis municípios do Sertão do Apodi: Apodi (Comunidade Água Fria e Projeto de Assentamento Sítio do Góis), Campo Grande (Comunidade Bom Jesus), Caraúbas (Projeto de Assentamento Santa Agostinha, Projeto de Assentamento Nova Morada, Projeto de Assentamento Petrolina, Projeto de Assentamento Silvério Bezerra, Comunidade Pedra II, Projeto de Assentamento Glênio Sá e Comunidade Cachoeira II), Governador Dix-Sept Rosado (Projeto de Assentamento Areias), Janduís (Comunidade Arrimo) e Umarizal (Comunidade Caiçara).

O território do Sertão do Apodi (Figura 5) está localizado na Zona Homogênea do Estado do Rio Grande do Norte, denominada Médio Oeste, no Semiárido potiguar. Ocupa uma área de 8.297 Km², o que corresponde a 15,6 % da área total do Estado. O território é composto por dezessete municípios. Limita-se a norte com o Território Açu-Mossoró, ao sul com o Estado da Paraíba e o Território do Alto Oeste, a leste com o território do Seridó e a oeste com o Estado do Ceará (PTDRS, 2010).

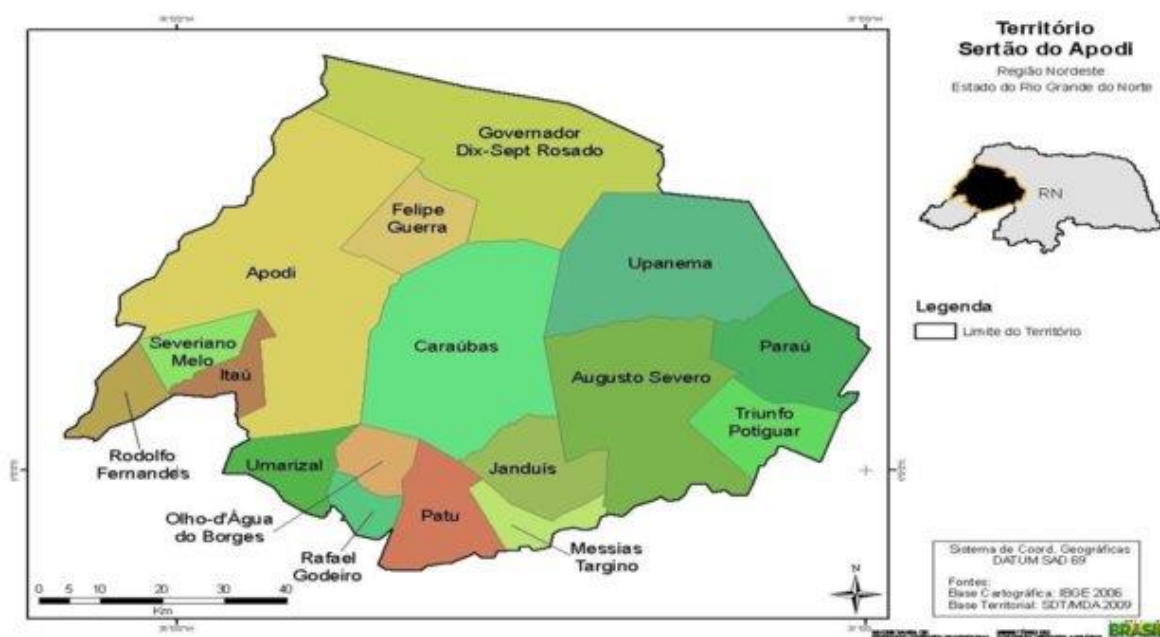


Figura 5. Mapa do Território Sertão do Apodi-RN. Fonte: Site da Secretaria de Desenvolvimento Territorial-SDT(2009).

No Sertão do Apodi predomina, em termos gerais, um clima quente caracterizado por um tropical chuvoso com presença de chuvas entre os meses de janeiro e junho (PTDRS, 2010). A precipitação pluviométrica normal em toda a extensão territorial situa-se entre 500 e 700 mm ao ano. A temperatura máxima pode ultrapassar os 35°C, sendo a média anual em torno de 28,1°C, com umidade relativa anual variando de 66 a 70% e uma insolação de 2.700 horas por ano (GURGEL; NUNES, 2019).

Segundo o Plano Territorial de Desenvolvimento Rural Sustentável (PTDRS, 2010), o Sertão do Apodi é banhado pelas bacias hidrográficas do rio Piranhas – Açú e do rio Apodi – Mossoró (Figura 6). Sendo a primeira a maior bacia hidrográfica estadual com uma área de drenagem de 43.681,50km², abrangendo 40% do território do Rio Grande do Norte. Enquanto a segunda possui 14.276 km² de extensão, correspondendo a cerca de 26,8% do território estadual.

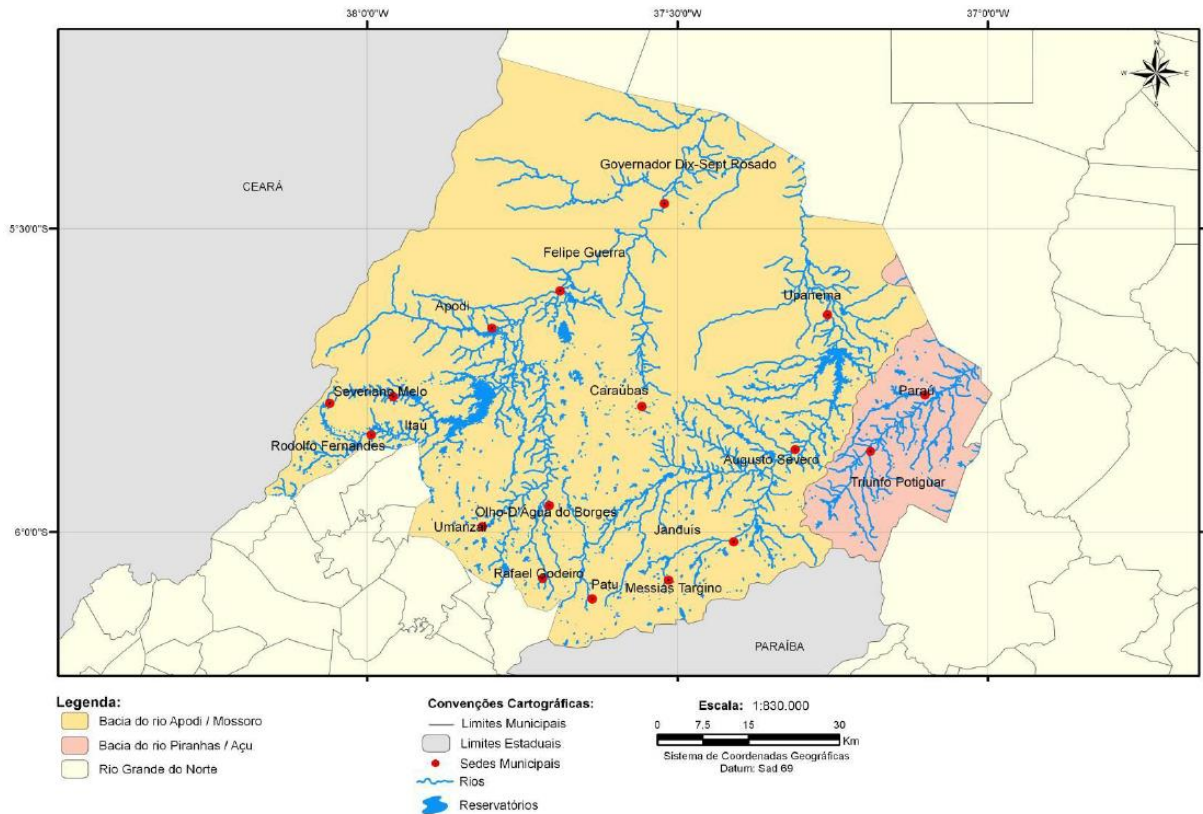


Figura 6. Mapa de bacias hidrográficas do território Sertão do Apodi. Fonte: PTDRS (2010).

Do ponto de vista ambiental, uma característica bastante importante destacada por Sidersky et al. (2010), é que uma parte dessa região tem um substrato de rochas sedimentares, enquanto a outra é de substrato geológico cristalino. Os autores afirmam que a parte sedimentar é uma espécie de faixa de rocha que se estende na direção leste-oeste, abrangendo parte dos municípios de Carauabas, Apodi, Campo Grande e Upanema. Nesta ‘faixa,’ existe água subterrânea, que pode ser usada para irrigação e outros fins, a uma profundidade bastante variável: é possível encontrar poços com nível dinâmico a partir de 20 metros, indo até cerca de 200 metros de profundidade (SIDERSKY et al., 2010). Conforme destacado no Plano Territorial de Desenvolvimento Rural Sustentável do território, é possível encontrar quatro tipos de aquíferos subterrâneos na região: Cristalino, Aluvião, Jandaíra e Assu, através dos quais os poços apresentam uma vazão média de 3 a 30 m³/h.

As classes de solos identificados de acordo com o Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte (IDEMA, 2009) são: Cambissolo Eutrófico, com fertilidade variando de fraca a moderada, textura argilosa, relevo plano, substrato calcário, moderadamente drenados, profundidade até 170 cm; Latossolo Amarelo Distrófico, baixa fertilidade, textura média, fortemente drenado, relevo plano; Solos Aluviais

Eutróficos, apresenta textura variando de arenosa a argilosa nos extratos superiores e dentro de uma seção de 2,0m, relevo plano, drenagem bastante variada ocorrendo desde boa a imperfeita. O relevo encontra-se entre 40 e 400 metros de altitude (PTDRS, 2010).

Segundo o IDEMA (2009), a vegetação apresenta uma paisagem predominante de semiaridez, agravada por secas periódicas e a vegetação é denominada caatinga hiperxerófila. Essa é uma vegetação de caráter mais seco, com abundância de cactáceas e plantas de porte mais baixo e espalhadas, de fisionomia arbustiva, arbórea ou arborescente, densa e pouco densa, que perde sua folhagem no período da seca, podendo observar com frequência campos secundários antrópicos, campos de várzea e floresta ciliar (PTDRS, 2010). Entre outras espécies, destacam-se a jurema-preta, mufumbo, faveleiro, marmeleiro, xique-xique e facheiro (PTDRS, 2010).

O Sertão do Apodi caracteriza-se por ser um território tipicamente rural, com população total de 157.247 habitantes, dos quais 55.790 vivem na área rural, o que corresponde a 35,48% do total. Seu IDH médio é 0,63. Quanto aos aspectos econômicos, o território apresenta a atividade agropecuária como sendo uma das principais responsáveis pela geração de trabalho e renda no meio rural, alicerçada, sobretudo, na agricultura familiar (MDA, 2015). Na Tabela 1 encontram-se informações referentes aos serviços de saneamento básico dos municípios que receberam os sistemas.

Tabela 1. Dados referentes à área, população, densidade populacional, abastecimento de água, consumo de água médio per capita e esgotamento sanitário dos municípios onde foram implantados os SBFs.

| Município | - | Apodi | Campo Grande | Caraúbas | Governador Dix-Sept Rosado | Janduís | Umarizal | |
|---|--|-------------------------|--------------|----------|----------------------------|---------|----------|--------|
| Área | Km² | 1.602,48 | 896,95 | 1.095,80 | 1.129,55 | 304,90 | 213,58 | |
| População | Total | habitantes | 35.904 | 9.686 | 20.588 | 13.115 | 5.228 | 10.485 |
| | Urbana | % | 50,43 | 53,85 | 70,00 | 55,01 | 74,69 | 85,08 |
| | Rural | % | 49,57 | 46,15 | 30,00 | 44,99 | 25,31 | 14,92 |
| Densidade populacional | hab/km² | 22,41 | 10,80 | 18,79 | 11,61 | 17,15 | 49,09 | |
| Abastecimento de água | Total | % | 76 | 66,88 | 83,78 | 47,54 | 85,39 | 97,38 |
| | Urbano | % | 100 | 100 | 100 | 85,78 | 100 | 100 |
| | Rural | % | 51,58 | 28,23 | 45,92 | 0,80 | 42,25 | 82,42 |
| Consumo de água médio per capita | | l/habitantes/dia | 103 | 95,80 | 97,10 | 93,70 | 83,80 | 98,40 |
| Esgotamento sanitário | Coletado e tratado ⁽¹⁾ | % | 3,67 | 29,21 | 8,72 | 33,32 | 28,03 | 5,33 |
| | Coletado e não tratado | % | 3,78 | 1,42 | 9,52 | 0,97 | 15,63 | 0,46 |
| | Não coletado | % | 92,55 | 69,37 | 81,76 | 65,71 | 56,34 | 94,21 |

⁽¹⁾ Por meio de sistemas centralizados de coleta e tratamento ou de soluções individuais.

Fontes: IBGE (2021); SNIS (2021); ANA (2013).

Entre 2013 e 2015 foram construídos e monitorados 18 SBFs com o objetivo de avaliar a eficiência do tratamento de água cinza para reúso agrícola (Tabela 2).

Tabela 2. Comunidade/Assentamento, município, data de implantação do SBF e fontes de água utilizadas nas residências.

| SBF | Comunidade/Assentamento | Município | Data de implantação | Fontes de água |
|------------|--------------------------------|----------------------------|----------------------------|--|
| 1 | Santa Agostinha | Caraúbas | 10/06/2014 | cisterna de placas, cisterna calçadão e carro pipa |
| 2 | Santa Agostinha | Caraúbas | 15/06/2014 | cisterna de placas, cisterna calçadão e carro pipa |
| 3 | Nova Morada | Caraúbas | 11/08/2014 | cisterna de placas e poço raso |
| 4 | Petrolina | Caraúbas | 01/07/2014 | adutora, cisterna de placas e carro pipa |
| 5 | Silvério Bezerra | Caraúbas | 03/07/2014 | cisterna de placas, cisterna calçadão e poço raso |
| 6 | Pedra II | Caraúbas | 10/07/2014 | cisterna de placas e carro pipa |
| 7 | Glênio Sá | Caraúbas | 15/08/2014 | cisterna de placas, açude e poço raso |
| 8 | Glênio Sá | Caraúbas | 15/07/2014 | cisterna de placas, açude e poço raso |
| 9 | Sítio do Góis | Apodi | 31/07/2014 | cisterna de placas e poço raso |
| 10 | Sítio do Góis | Apodi | 09/09/2014 | cisterna de placas, poço raso e carro pipa |
| 11 | Areias | Governador Dix-Sept Rosado | 31/07/2014 | cisterna de placas e poço raso |
| 12 | Bom Jesus | Campo Grande | 01/08/2014 | cisterna de placas, cisterna calçadão, açude e poço raso |
| 13 | Caiçara | Umarizal | 01/08/2014 | cisterna de placas e cacimbão |
| 14 | Caiçara | Umarizal | 07/09/2014 | cisterna de placas e cacimbão |
| 15 | Arrimo | Janduís | 05/08/2014 | cisterna de placas, cisterna calçadão, açude e poço raso |
| 16 | Cachoeira II | Caraúbas | 07/07/2014 | adutora, cisterna de placas e carro pipa |
| 17 | Cachoeira II | Caraúbas | 07/09/2014 | adutora, cisterna de placas e cisterna calçadão |
| 18 | Água Fria | Apodi | 21/08/2014 | cisterna de placas e cisterna calçadão |

Os sistemas não começaram a funcionar simultaneamente, visto que a equipe do projeto precisou se distribuir entre as comunidades e assentamentos realizando as formações de construção com as famílias participantes e, assim, cada família trabalhou na construção de seu próprio sistema, sempre contando com a assistência técnica e supervisão da equipe.

5.2. Caracterização dos agroecossistemas

Os 18 agroecossistemas avaliados neste estudo possuem algumas características em comum descritas a seguir:

De modo geral, água cinza produzida pelas famílias foi composta pelos efluentes provenientes do chuveiro, lavatório, pia de cozinha, tanque e máquina de lavar roupa (FUNASA, 2018; FIGUEIREDO et al., 2019; RODRIGUES, 2019; FERREIRA, 2021; FRANÇA et al., 2022).

O filtro biológico do SBF tem capacidade de tratamento de até 500 litros de água cinza por dia. A partir desse valor, foram dimensionados quintais produtivos com 300 m² (20 m x 15 m), sendo 246 m² de área irrigada, correspondente a uma necessidade hídrica de 457 litros por dia.

A área irrigada foi formada por 4 setores hidraulicamente independentes, sendo: 1 para a produção de hortaliças do tipo folhosas e tuberosas em 2 canteiros; 1 envolvendo a irrigação de hortaliças tipo fruto; 1 na produção de fruteiras; e 1 para irrigação das árvores da cerca viva. Salientando que este último setor serve, sobretudo, para descarregar o excesso de água cinza produzida na época da estação chuvosa e quando a residência tiver a presença do número de pessoas acima do cotidiano (visitas, festas etc.) (SANTIAGO et al., 2015).

5.3. Caracterização dos componentes e funcionamento do SBF

O SBF foi concebido com subcomponentes (Figura 7) destinados ao tratamento da água cinza, como a caixa de gordura, filtro biológico (FB), tanque de reúso (TR), sistema de irrigação por gotejamento, minhocário e composteira, descritos por Santiago et al. (2015):

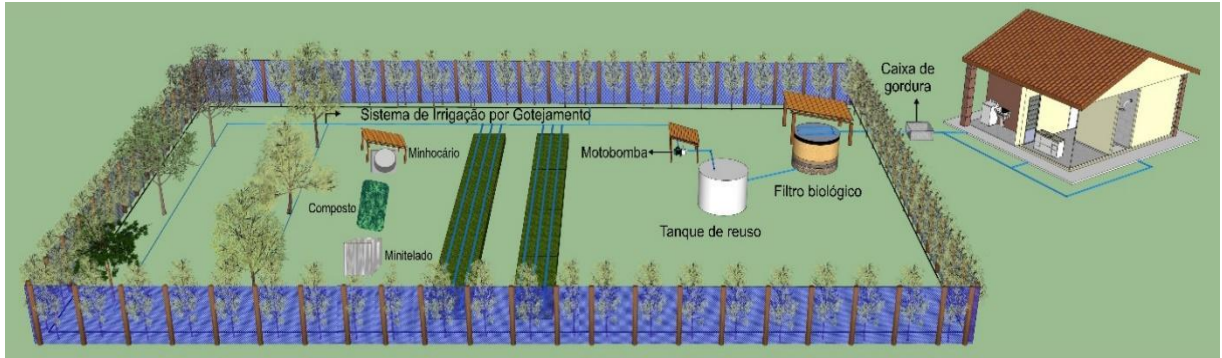


Figura 7. Concepção do SBF. Fonte: Santiago et al. (2015).

5.3.1. Filtro Biológico (FB)

Unidade de fluxo descendente com área superficial $1,77 \text{ m}^2$, dotado de duas camadas de material orgânico (húmus com minhocas e raspa de madeira) e três camadas de material inorgânico (areia lavada, brita e seixo), distribuídas em uma profundidade de $1,00 \text{ m}$ (Figura 8).

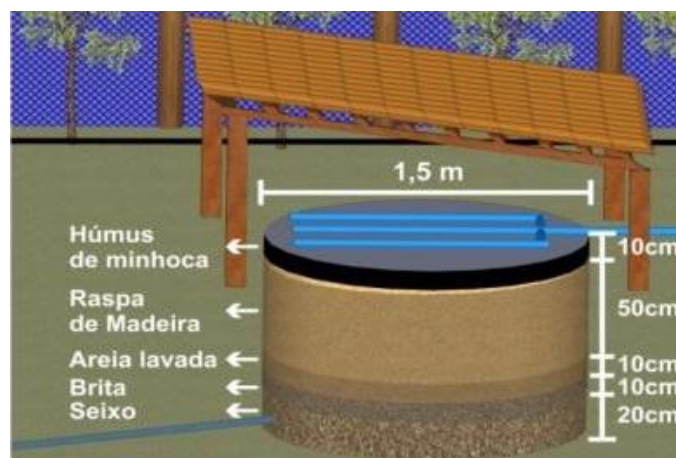


Figura 8. Esquema do filtro biológico. Fonte: Santiago et al. (2015).

Como já mencionado anteriormente, um FB tem capacidade de tratamento de até 500 litros de água cinza por dia, resultando em uma taxa de aplicação superficial (TAS) de $0,282 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$. A TAS é obtida dividindo-se o volume de água cinza produzido por dia ($0,5 \text{ m}^3$) pela área superficial do filtro ($1,77\text{m}^2$). A água cinza deve ser distribuída uniformemente na superfície do filtro por meio de um “chuveiro” confeccionado por tubos de PVC (Figura 9), que permitem a distribuição uniforme da água cinza na superfície do filtro biológico, proporcionando a multiplicação e desenvolvimento das minhocas que contribuem com o tratamento da água.



Figura 9. Detalhe do “chuveiro” que distribui a água cinza bruta na superfície do filtro biológico.

Com relação ao efluente do vaso sanitário das residências que receberam o SBF, seu destino foram as fossas de alvenaria instaladas nos quintais de cada casa, realidade comum nas comunidades e assentamentos rurais do estado, onde normalmente não há redes coletoras de esgoto. Todas as residências que receberam o sistema já contavam com suas próprias fossas.

Após 6 meses de funcionamento do SBF, foi necessário repor o húmus e as raspas de madeira. No entanto, para evitar contaminação, o resíduo resultante da manutenção do FB e da caixa de gordura foi reciclado através da confecção de composto orgânico, juntamente com restos culturais, capim e esterco, gerando um adubo orgânico estabilizado com alto poder de fertilização para as culturas.

5.3.2. Tanque de reúso

Tem a função de armazenar a água tratada pelo FB, com capacidade de 1.767 litros (Figura 10). Deve ter a parte superior fechada para evitar que a incidência da luz solar permita a proliferação de algas, que alteram a qualidade da água e comprometem o sistema de bombeamento. Evita ainda possíveis acidentes e a proliferação de larvas de mosquito da dengue, entre outros. O tanque de reúso é acoplado ao sistema de irrigação por gotejamento.



Figura 10. Tanque de armazenamento da água cinza tratada.

5.3.3. Sistema de irrigação

Visando aumentar a segurança sanitária do sistema, foi utilizada a irrigação por gotejamento, considerada uma barreira adicional de segurança sanitária. Portanto, o sistema de irrigação utilizou eletrobomba (Figura 11) e mangueiras de polietileno de gotejamento.



Figura 11. Detalhe da eletrobomba que pressuriza a água cinza tratada para o sistema de irrigação por gotejamento.

O sistema de irrigação foi acionado diariamente por uma eletrobomba. O tempo de irrigação obedeceu às necessidades hídricas das culturas, de acordo com as condições climáticas da região. Neste sentido, na época chuvosa utilizou-se a água de reúso para descarga nas árvores da cerca-viva, evitando o transbordamento do tanque bem como o excesso de água nos canteiros, ao mesmo tempo que se intensificou a produção de forragem para alimentação animal e biomassa para a adubação verde do sistema.

5.4. Procedimentos analíticos

A caracterização do afluente (água cinza bruta - antes do tratamento) e do efluente do filtro (água cinza tratada), bem como do solo e das hortaliças irrigadas pelo efluente do sistema, foi realizada através de análises físicas, químicas e microbiológicas, as quais serão descritas a seguir.

5.4.1. Monitoramento da quantidade de água cinza gerada nas residências

O volume de água cinza gerado nas residências foi monitorado através do registro diário no hidrômetro instalado na entrada de cada tanque de reúso. A partir desses dados, foi realizada a análise da estatística descritiva da produção de água cinza, bem como a produção per capita durante o período.

5.4.2. Avaliação dos parâmetros de qualidade da água

Foram coletadas 3 amostras simples de água em cada um dos 18 SBFs, totalizando 54 amostras, na entrada (efluente bruto) e saída (efluente tratado) do filtro biológico (Tabela 3).

Tabela 3. Datas de implantação dos sistemas e coletas da água cinza.

| SBF | Data de implantação | Coletas de água cinza (bruta e tratada) | | |
|------------|----------------------------|--|------------|------------|
| 1 | 10/06/2014 | 18/09/2014 | 11/11/2014 | 08/04/2015 |
| 2 | 15/06/2014 | 15/10/2014 | 11/11/2014 | 10/02/2015 |
| 3 | 11/08/2014 | 25/11/2014 | 25/03/2015 | 08/04/2015 |
| 4 | 01/07/2014 | 18/09/2014 | 11/12/2014 | 10/02/2015 |
| 5 | 03/07/2014 | 30/09/2014 | 14/01/2015 | 05/03/2015 |
| 6 | 10/07/2014 | 30/09/2014 | 25/11/2014 | 20/02/2015 |
| 7 | 15/08/2014 | 28/10/2014 | 14/01/2015 | 05/03/2015 |
| 8 | 15/07/2014 | 30/09/2014 | 11/12/2014 | 05/03/2015 |
| 9 | 31/07/2014 | 15/10/2014 | 25/11/2014 | 10/02/2015 |
| 10 | 09/09/2014 | 25/11/2014 | 10/02/2015 | 08/04/2015 |
| 11 | 31/07/2014 | 15/10/2014 | 11/12/2014 | 05/03/2015 |
| 12 | 01/08/2014 | 28/10/2014 | 14/01/2015 | 25/03/2015 |
| 13 | 01/08/2014 | 15/10/2014 | 11/11/2014 | 10/02/2015 |
| 14 | 07/09/2014 | 11/11/2014 | 14/01/2015 | 10/02/2015 |
| 15 | 05/08/2014 | 28/10/2014 | 14/01/2015 | 08/04/2015 |

| SBF | Data de implantação | Coletas de água cinza (bruta e tratada) | | |
|-----|---------------------|---|------------|------------|
| 16 | 07/07/2014 | 30/09/2014 | 11/11/2014 | 20/02/2015 |
| 17 | 07/09/2014 | 11/11/2014 | 14/01/2015 | 20/02/2015 |
| 18 | 21/08/2014 | 28/10/2014 | 25/11/2014 | 05/03/2015 |

Todos os parâmetros utilizados para avaliar o desempenho do filtro biológico estão descritos na Tabela 4. A coleta, preservação e análise das amostras de água foram realizadas de acordo com as recomendações do *Standard methods for the examination of water and wastewater* (CLESCERI et al., 1999), exceto a quantificação de Ovos de Helmintos, para a qual foi utilizado o método Bailenger modificado.

Tabela 4. Parâmetros utilizados para caracterização da água cinza bruta (afluente) e tratada (efluente) pelo filtro biológico.

| Parâmetro | Unidade |
|--|---------------------|
| Temperatura da água | °C |
| Potencial hidrogeniônico (pH) | -- |
| Demanda Química de Oxigênio (DQO) | mgO ₂ /L |
| Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) | mgO ₂ /L |
| Turbidez | UNT |
| Sólidos totais (ST) | mg/L |
| Sólidos em suspensão totais (SST) | mg/L |
| Sólidos dissolvidos totais (SDT) | mg/L |
| Fósforo total | mg/L |
| Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃) | mg/L |
| Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) | mg/L |
| Nitrogênio orgânico | mg/L |
| Cálcio (Ca ²⁺) | mmolc/L |
| Magnésio (Mg ²⁺) | mmolc/L |
| Sódio (Na ⁺) | mmolc/L |
| Potássio (K ⁺) | mmolc/L |
| Bicarbonato (HCO ₃ ⁻) | mmolc/L |
| Condutividade elétrica (CE) | dS/m |
| Razão de adsorção de sódio (RAS) | -- |
| Coliformes totais | NMP/100 mL |

| Parâmetro | Unidade |
|-------------------------|------------|
| <i>Escherichia coli</i> | NMP/100 mL |
| Ovos de helmintos | Ovos/L |

5.4.3. Avaliação dos parâmetros de qualidade do solo

Para análise dos parâmetros de qualidade do solo, foram coletadas amostras compostas nos canteiros de hortaliças e nas áreas de cultivo fora dos canteiros (Tabela 5), antes e após a irrigação com a água cinza tratada. As amostras foram obtidas através de trado tipo holandês nas profundidades de 0-20 e 20-40 cm.

Tabela 5. Datas de implantação e coletas das amostras de solo dos quintais das residências que receberam os SBFs.

| SBF | Data de implantação | Coletas de solo | |
|-----|---------------------|-----------------|------------|
| | | | |
| 1 | 10/06/2014 | 28/06/2014 | 04/12/2014 |
| 2 | 15/06/2014 | 28/06/2014 | 04/12/2014 |
| 3 | 11/08/2014 | 27/08/2014 | 04/12/2014 |
| 4 | 01/07/2014 | 27/07/2014 | 06/12/2014 |
| 5 | 03/07/2014 | 27/07/2014 | 05/12/2014 |
| 6 | 10/07/2014 | 26/07/2014 | 05/12/2014 |
| 7 | 15/08/2014 | 26/08/2014 | 05/12/2014 |
| 8 | 15/07/2014 | 28/07/2014 | 05/12/2014 |
| 9 | 31/07/2014 | 15/08/2014 | 04/12/2014 |
| 10 | 09/09/2014 | 27/09/2014 | 04/12/2014 |
| 11 | 31/07/2014 | 15/08/2014 | 05/12/2014 |
| 12 | 01/08/2014 | 26/08/2014 | 04/12/2014 |
| 13 | 01/08/2014 | 26/08/2014 | 04/12/2014 |
| 14 | 07/09/2014 | 26/09/2014 | 04/12/2014 |
| 15 | 05/08/2014 | 27/08/2014 | 05/12/2014 |
| 16 | 07/07/2014 | 15/07/2014 | 05/12/2014 |
| 17 | 07/09/2014 | 16/09/2014 | 05/12/2014 |
| 18 | 21/08/2014 | 27/08/2014 | 04/12/2014 |

Depois de coletadas, as amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira com malha de 2 mm, obtendo-se a fração terra fina seca ao ar (TFSA) para análise

físico-química. As frações granulométricas dos solos dos quintais das residências que receberam os sistemas encontram-se apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6. Características físicas dos solos dos quintais das residências que receberam os sistemas.

| Atributos físicos do solo | Unidade | Profundidade | SBF 01 | SBF 02 | SBF 03 | SBF 04 | SBF 05 | SBF 06 | SBF 07 | SBF 08 | SBF 09 |
|---------------------------|---------|--------------|---------|---------|---------|----------------|-----------------------|--------------|--------------|--------------|-----------------------|
| Areia | kg/kg | 0 - 20 | 0,88 | 0,88 | 0,89 | 0,75 | 0,65 | 0,88 | 0,78 | 0,86 | 0,19 |
| | | 20 - 40 | 0,88 | 0,89 | 0,88 | 0,88 | 0,64 | 0,85 | 0,79 | 0,86 | 0,22 |
| Silte | kg/kg | 0 - 20 | 0,06 | 0,08 | 0,07 | 0,09 | 0,07 | 0,05 | 0,16 | 0,11 | 0,44 |
| | | 20 - 40 | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,08 | 0,13 | 0,11 | 0,33 |
| Argila | kg/kg | 0 - 20 | 0,06 | 0,05 | 0,04 | 0,16 | 0,28 | 0,06 | 0,06 | 0,03 | 0,37 |
| | | 20 - 40 | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,31 | 0,07 | 0,07 | 0,03 | 0,45 |
| Relação silte/argila | - | 0 - 20 | 1,00 | 1,60 | 2,00 | 0,56 | 0,25 | 0,83 | 2,67 | 3,67 | 1,19 |
| | | 20 - 40 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,19 | 1,14 | 1,86 | 3,67 | 0,73 |
| Argila dispersa em água | kg/kg | 0 - 20 | 0,03 | 0,03 | 0,01 | 0,15 | 0,23 | 0,06 | 0,04 | 0,02 | 0,22 |
| | | 20 - 40 | 0,03 | 0,05 | 0,02 | 0,05 | 0,25 | 0,06 | 0,06 | 0,02 | 0,33 |
| Classe textural | - | 0 - 20 | Arenoso | Arenoso | Arenoso | Franco-arenoso | Franco argilo-arenoso | Arenoso | Areia franca | Areia franca | Franco-argilo-siltoso |
| | | 20 - 40 | Arenoso | Arenoso | Arenoso | Arenoso | Franco argilo-arenoso | Areia franca | Areia franca | Areia franca | Argiloso |

Tabela 6. Continuação

| Atributos físicos do solo | Unidade | Profundidade | SBF 10 | SBF 11 | SBF 12 | SBF 13 | SBF 14 | SBF 15 | SBF 16 | SBF 17 | SBF 18 |
|---------------------------|---------|--------------|----------|--------------|----------------|-----------------------|----------------|----------------|---------|--------------|-----------------------|
| Areia | kg/kg | 0 - 20 | 0,21 | 0,83 | 0,71 | 0,62 | 0,70 | 0,85 | 0,91 | 0,84 | 0,64 |
| | | 20 - 40 | 0,22 | 0,89 | 0,67 | 0,54 | 0,69 | 0,75 | 0,93 | 0,90 | 0,57 |
| Silte | kg/kg | 0 - 20 | 0,33 | 0,06 | 0,17 | 0,25 | 0,12 | 0,09 | 0,05 | 0,13 | 0,18 |
| | | 20 - 40 | 0,32 | 0,05 | 0,16 | 0,23 | 0,12 | 0,08 | 0,05 | 0,10 | 0,22 |
| Argila | kg/kg | 0 - 20 | 0,46 | 0,11 | 0,12 | 0,13 | 0,18 | 0,06 | 0,03 | 0,03 | 0,18 |
| | | 20 - 40 | 0,45 | 0,06 | 0,17 | 0,23 | 0,19 | 0,17 | 0,02 | 0,01 | 0,21 |
| Relação silte/argila | - | 0 - 20 | 0,72 | 0,55 | 1,42 | 1,92 | 0,67 | 1,50 | 1,67 | 4,33 | 1,00 |
| | | 20 - 40 | 0,71 | 0,77 | 0,94 | 1,00 | 0,63 | 0,47 | 2,50 | 10,00 | 1,05 |
| Argila dispersa em água | kg/kg | 0 - 20 | 0,36 | 0,08 | 0,09 | 0,10 | 0,15 | 0,03 | 0,02 | | 0,14 |
| | | 20 - 40 | 0,35 | 0,05 | 0,13 | 0,21 | 0,14 | 0,16 | 0,02 | | 0,18 |
| Classe textural | - | 0 - 20 | Argiloso | Areia franca | Franco-arenoso | Franco-arenoso | Franco-arenoso | Areia-franca | Arenoso | Areia-franca | Franco-arenoso |
| | | 20 - 40 | Argiloso | Arenoso | Franco-arenoso | Franco-argilo-arenoso | Franco-arenoso | Franco-arenoso | Arenoso | Arenoso | Franco-argilo-arenoso |

Os parâmetros de qualidade do solo avaliados foram especificados na Tabela 7. A metodologia das análises foi de acordo com as recomendações da Embrapa (1997). Para efeito de avaliação das características do solo, considerou-se a dinâmica dos parâmetros entre a 1ª e a 2ª coleta.

Tabela 7. Parâmetros físico-químicos utilizados para avaliar a qualidade do solo antes e após a irrigação com a água cinza tratada.

| Parâmetro | Unidade |
|-------------------------------|-----------------------|
| pH (água) | -- |
| Condutividade elétrica (CE) | dS/m |
| Matéria Orgânica (MO) | g/kg |
| Fósforo (P) | mg/dm ³ |
| Sódio (Na ⁺) | mg/dm ³ |
| Potássio (K ⁺) | mg/dm ³ |
| Cálcio (Ca ²⁺) | cmolc/dm ³ |
| Magnésio (Mg ²⁺) | cmolc/dm ³ |
| Argila dispersa em água (ADA) | kg/kg |

5.4.4. Avaliação da qualidade das hortaliças

As hortaliças irrigadas com a água cinza tratada pelo SBF, classificadas como herbáceas (alface, coentro e cebolinha), tuberosas (cenoura e beterraba) e frutos (tomate e pimentão), foram coletadas em dezembro de 2014, visando averiguar a conformidade com a legislação sanitária (RDC nº 12/2001-ANVISA). A avaliação da qualidade microbiológica das hortaliças foi realizada a partir de amostragens triplicatas, contendo 200g cada, embaladas em sacos plásticos, lacrados e refrigerados com gelo em caixa térmica.

No caso das herbáceas, as folhas foram cortadas, de modo a não puxar solo junto com as mesmas e, após uma inspeção visual rápida, as que possuíam danos foram descartadas.

Quanto às amostras de cenoura e beterraba, procedeu-se com o corte das folhas e raízes e lavagem com a água utilizada pela família. Já com relação aos frutos, tomate e pimentão, foram colhidas unidades que não estavam em contato direto com o solo. Após serem coletadas, todas as amostras foram transferidas para sacos plásticos de primeiro uso, que foram lacrados, identificados e colocados em caixa térmica com gelo para posterior envio para análise.

5.5. Análise dos dados

Os dados foram tabulados e analisados por meio da estatística descritiva simples (média, desvio padrão, mediana, intervalo interquartil, mínimo e máximo). Foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk para observar a normalidade da distribuição dos dados. Após o teste de normalidade, foi verificado que os dados não seguiam uma distribuição normal e, por isso, as medianas de cada parâmetro (antes e após o tratamento) foram comparadas pelo teste não paramétrico de Wilcoxon. O software estatístico utilizado para as análises foi o JAMOVI versão 1.6.23.

A associação entre os parâmetros que influenciaram a qualidade da água cinza foi identificada mediante o uso de análise estatística multivariada de Matriz de Correlação e Análise dos Componentes Principais. A análise estatística multivariada é útil para problemas envolvendo muitas variáveis que se relacionam entre si, tal como os referentes à qualidade da água (BITENCOURT, 2018).

5.5.1. Coeficiente de Correlação de Spearman

Quando o objetivo passa por avaliar a existência de correlação entre variáveis são habitualmente abordados dois tipos de metodologia, o Coeficiente de Correlação de Pearson e o Coeficiente de Correlação de Spearman (REGANHA, 2021). O Coeficiente de Correlação de Pearson baseia-se na premissa de que as amostras em análise são amostras distribuídas normalmente, o que não é o caso na análise presente neste estudo. Desta forma, optou-se pela utilização da metodologia de correlação de Spearman, com o objetivo de determinar a existência de correlação entre os parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água cinza tratada.

Assim como o coeficiente de correlação de Pearson, o coeficiente de Spearman também

varia de -1 a +1. Entretanto, o coeficiente pode indicar uma associação não necessariamente linear entre as variáveis, mas indica uma relação crescente ou decrescente (JOHNSON; BHATTACHARYYA, 2009). O coeficiente 0 (zero) representa uma correlação neutra e separa a correlação negativa da positiva, quanto mais o coeficiente se aproxima de -1, mais forte é a correlação negativa, como também, quanto mais se aproxima de 1, mais forte é a correlação, mas neste caso, positiva (ARAÚJO et al., 2019). Miot (2018) destaca que valores entre 0 e 0,3 (ou 0 e -0,3) são normalmente desprezíveis; entre 0,31 e 0,5 (ou -0,31 e -0,5) são correlações fracas; entre 0,51 e 0,7 (ou -0,51 e -0,7) são moderadas; entre 0,71 e 0,9 (ou -0,71 e 0,9) são correlações fortes; e $> 0,9$ (ou $< -0,9$) são consideradas muito fortes. A matriz de correlação foi obtida utilizando o software estatístico JAMOVI.

5.5.2. Análise de Componentes Principais (ACP)

A análise de componentes principais foi utilizada objetivando identificar um número menor de novas variáveis (componentes) alternativas, que pudesse resumir as principais informações e a variância das variáveis originais para caracterizar a qualidade da água cinza tratada. Assim, pode-se alcançar economia nos recursos de pesquisa como coleta de dados, análise laboratorial e estudos (ROCHA et al., 2016).

Os resultados da ACP nem sempre são de fácil interpretação (ROCHA et al., 2016). Se tomarmos um componente principal como sendo um eixo ao longo do qual podemos traçar as variáveis, o método de rotação dos componentes gira esse eixo de forma que as variáveis estejam correlacionadas ao máximo somente em um componente. Dessa forma, a técnica de rotação é utilizada para atingir uma melhor distinção entre os componentes. No presente estudo, os componentes principais foram rotacionados a partir da rotação VARIMAX (KAISER, 1958). Trata-se de um método bastante utilizado em pesquisas estatísticas multivariadas, uma vez que torna a interpretação mais eficiente e simplificada ao reduzir o número de correlações entre as variáveis (ABDI, 2003).

As cargas fatoriais após a rotação são importantes para saber o quanto a variável contribui em particular para o componente a que pertence e em que medida uma variável é semelhante as outras. Quanto mais próximo de 1, mais importante é a variável na formação do componente principal, enquanto valores próximos de “0” indicam que a variável não é importante, podendo então ser descartada.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. Quantidade de água cinza produzida nas residências

O volume de água cinza gerado nas residências foi verificado por meio de hidrômetros instalados na entrada de cada tanque de reúso. O registro foi realizado diariamente por um membro da família que conferia o valor no hidrômetro e o registrava em uma planilha. Na Tabela 8 encontra-se a análise estatística descritiva dos dados de produção da água cinza.

Todas as casas selecionadas para participarem do estudo contavam com segurança hídrica, esse foi um dos pré-requisitos para a participação no projeto. As fontes variavam, conforme descrito na Tabela 2. A questão da segurança hídrica pode ser comprovada ao observar a coluna “Produção diária máxima (L/dia)”, onde é possível constatar valores que ultrapassam 1.000 L/dia, comprovando que os moradores efetivamente contavam com água para suas necessidades diárias.

O real motivo que resultou na baixa produção média diária de água cinza para o sistema, foi o uso de água dentro de casa pelos moradores. Não necessariamente a quantidade de pessoas que constava no cadastro (coluna 5 da Tabela 8), eram as que efetivamente utilizavam a água nas atividades diárias da residência. Essa realidade é bastante comum no que diz respeito à população rural do semiárido, visto que muitas pessoas se deslocam diariamente para trabalhar ou estudar nas áreas urbanas dos municípios, resultando na diminuição do uso de água nas residências. Esse fato também pode ser comprovado a partir dos elevados coeficientes de variação (coluna 9 da Tabela 8).

Ainda com relação à disponibilidade hídrica cabe ressaltar que durante 5 ou 6 meses por ano o sistema de irrigação dos canteiros de hortaliças não precisou entrar em funcionamento, devido ao período chuvoso. Nesse período, a água cinza tratada pelo filtro era direcionada para a cerca viva do quintal, evitando o transbordamento do tanque de reúso bem como o excesso de água nos canteiros. No restante do ano, época em que a produção de hortaliças dependia do efluente tratado, o agricultor tinha a opção de aumentar ou diminuir o seu cultivo (quantidade de canteiros irrigados), visto que o sistema de irrigação foi projetado para ser hidráulicamente independente.

Durante o período de monitoramento de produção de água cinza das 18 residências, a produção total foi de 215.410 L, representando o volume total de esgoto que deixou de ser descartado no solo. Com relação à produção média diária de água cinza, nenhum dos sistemas

ultrapassou os 500 litros por dia. Por esse motivo, todas as residências receberam apenas um filtro biológico em cada sistema, visto que cada FB tem capacidade de tratamento de até 500 litros de água cinza por dia.

Tabela 8. Quadro geral de produção de água cinza dos SBFs.

| SBF | Nº de dias monitorados pela família | Produção total (L) | Produção média diária (L/dia) | Nº de pessoas na residência | Produção per capita diária (L/hab.dia) | Produção diária máxima (L/dia) | Produção diária mínima (L/dia) | Coef. de variação (%) |
|-----|-------------------------------------|--------------------|-------------------------------|-----------------------------|--|--------------------------------|--------------------------------|-----------------------|
| 1 | 15 | 267 | 17,8 | 3 | 5,93 | 107 | 1 | 179,3 |
| 2 | 122 | 58.489 | 479,4 | 5 | 95,9 | 1.929 | 2 | 62,9 |
| 3 | 47 | 10.819 | 230,2 | 3 | 76,7 | 1.810 | 1 | 136,9 |
| 4 | 26 | 5.376 | 206,8 | 6 | 34,5 | 885 | 41 | 89,7 |
| 5 | 11 | 308 | 28,0 | 6 | 4,7 | 64 | 1 | 55,9 |
| 6 | 34 | 867 | 25,5 | 3 | 8,5 | 325 | 1 | 246,6 |
| 7 | 16 | 2.836 | 177,3 | 20 | 8,9 | 661 | 4 | 110,9 |
| 8 | 27 | 1.947 | 72,1 | 5 | 14,4 | 351 | 1 | 136,9 |
| 9 | 77 | 34.245 | 444,7 | 11 | 40,4 | 1.566 | 12 | 75,5 |
| 10 | 24 | 6.254 | 260,6 | 4 | 65,1 | 677 | 3 | 80,0 |
| 11 | 20 | 2.279 | 114,0 | 5 | 22,8 | 558 | 1 | 102,5 |

| SBF | Nº de dias monitorados pela família | Produção total (L) | Produção média diária (L/dia) | Nº de pessoas na residência | Produção per capita diária (L/hab.dia) | Produção diária máxima (L/dia) | Produção diária mínima (L/dia) | Coef. de variação (%) |
|------------|--|---------------------------|--------------------------------------|------------------------------------|---|---------------------------------------|---------------------------------------|------------------------------|
| 12 | 16 | 315 | 19,7 | 2 | 9,8 | 124 | 5 | 159,4 |
| 13 | 16 | 1.191 | 74,4 | 4 | 18,6 | 288 | 1 | 130,3 |
| 14 | 26 | 6.524 | 251 | 5 | 50 | 1.091 | 1 | 137,0 |
| 15 | 14 | 2.520 | 180,0 | 2 | 90,0 | 1.093 | 4 | 129,2 |
| 16 | 29 | 10.306 | 355,4 | 4 | 88,8 | 897 | 3 | 70,0 |
| 17 | 38 | 1.894 | 50 | 5 | 10 | 477 | 1 | 180,0 |
| 18 | 30 | 10.600 | 353 | 4 | 88 | 1.088 | 3 | 88,0 |

6.2. Desempenho do filtro biológico

No Brasil existem poucas regulamentações sobre água de reúso com padrões de qualidade sanitária, o que dificulta a utilização deste recurso hídrico com segurança no território brasileiro, sem causar riscos para a saúde coletiva (HANDAM, 2021). Conforme Handam (2021), isso reflete o atraso do sistema brasileiro quanto ao controle de poluentes hídricos e aproveitamento de águas residuais. Na Tabela 9 é apresentada a estatística descritiva, o teste de normalidade e a comparação entre todos os parâmetros de caracterização da qualidade do afluente (água cinza bruta) e efluente (água cinza tratada) do filtro biológico.

Primeiramente, foi utilizado o teste de *Shapiro-Wilk* para verificar se os dados apresentavam distribuição normal. Para que seja possível utilizar a estatística paramétrica, é preciso que ambos os conjuntos de dados (antes e após o tratamento) apresentem distribuição normal dos valores. Caso contrário, deve ser utilizado um teste estatístico não paramétrico e, ao invés de comparar médias, deve ser realizada a comparação de valores através das medianas, primeiro e terceiro quartis.

A partir dos valores *p-Shapiro Wilk*, observa-se que, para cada parâmetro, pelo menos um dos grupos (grupo antes ou grupo após o tratamento) não apresentou distribuição normal dos valores, isto é, pelo menos um dos grupos de cada parâmetro apresentou valor de *p* menor que 0,05. Sendo assim, foi preciso aplicar o teste não paramétrico de amostra pareada de *Wilcoxon* para realizar a comparação entre os valores de água cinza bruta e tratada.

O teste de *Wilcoxon* é um teste não-paramétrico utilizado para comparar dois grupos pareados (dependentes) que foram avaliados por meio de uma variável quantitativa que não apresenta distribuição normal. Um estudo com amostras pareadas ocorre quando cada observação no primeiro grupo for pareada com a mesma observação no segundo grupo. Essa situação é exatamente o que acontece no caso no presente estudo, visto que o mesmo grupo de “indivíduos” (os 18 sistemas) foram avaliados antes e após o tratamento.

Por fim, valores *p* de *Wilcoxon* menores do que 0,05 indicam que há diferença significativa entre as medianas dos grupos avaliados. Com o objetivo de complementar o teste de comparação de *Wilcoxon*, foi construída uma matriz de correlação de Spearman visando verificar relações existentes entre os parâmetros de qualidade da água cinza tratada.

Os critérios de tratamento para reúso agrícola são distintos daqueles estabelecidos para a descarga de efluentes líquidos em corpos de água (NEIVA, 2011). Hespanhol (2003) explica

que é extremamente benéfico que os efluentes tratados conttenham concentrações significativas de matéria orgânica, nutrientes e micronutrientes do esgoto bruto. Os critérios de qualidade físico-química para reúso em irrigação visam principalmente a preservação da qualidade do solo, das culturas irrigadas e dos recursos hídricos (MORAIS, 2016).

Internacionalmente, existem normatizações como as da United States Environmental Protection Agency (EPA) de 2012, e da World Health Organization (WHO) de 2006, que tratam de forma mais completa sobre água de reúso para agricultura, com parâmetros físico-químicos e biológicos, baseados em estudos científicos, de modo que esta água se torne mais segura para aqueles que a utilizam (HANDAM, 2021). No entanto, devido à falta de classificação específica para a qualidade da água de irrigação no Brasil, no presente estudo procurou-se integrar referências existentes na literatura, mesclando parâmetros das normas internacionais, experiências desenvolvidas no país, e até normas publicadas por alguns estados brasileiros.

Tabela 9. Continuação

| Parâmetros | NH ₃ | | NTK | | N org | | Fósforo Total | | CE | | Cálcio | | Magnésio | |
|--------------------------|-----------------|-------|--------|-------|--------|-------|---------------|--------|-------|-------|---------|-------|----------|-------|
| | (mg/L) | | (mg/L) | | (mg/L) | | (mg/L) | | dS/m | | mmolc/L | | mmolc/L | |
| | A | E | A | E | A | E | A | E | A | E | A | E | A | E |
| N | 54 | 54 | 54 | 54 | 54 | 54 | 54 | 54 | 28 | 28 | 28 | 28 | 28 | 28 |
| Média | 30.4 | 7.30 | 89.2 | 15.3 | 58.7 | 8.02 | 7.99 | 3.72 | 0.987 | 1.18 | 5.54 | 7.16 | 4.50 | 6.15 |
| Mediana | 20.0 | 4.30 | 61.0 | 8.20 | 35.5 | 4.00 | 5.03 | 2.01 | 0.925 | 1.27 | 3.70 | 6.50 | 2.75 | 4.65 |
| Desvio-padrão | 36.2 | 9.28 | 80.6 | 26.4 | 63.8 | 24.3 | 9.63 | 3.74 | 0.603 | 0.468 | 6.26 | 3.16 | 4.20 | 5.73 |
| Mínimo | 0.600 | 0.400 | 5.70 | 0.600 | 4.50 | 0.200 | 0.690 | 0.0500 | 0.180 | 0.360 | 1.50 | 2.50 | 0.300 | 0.500 |
| Máximo | 175 | 41.0 | 412 | 185 | 354 | 181 | 62.1 | 15.1 | 3.06 | 2.23 | 33.0 | 15.0 | 17.0 | 26.5 |
| W de Shapiro-Wilk | 0.727 | 0.684 | 0.764 | 0.428 | 0.703 | 0.228 | 0.644 | 0.829 | 0.880 | 0.952 | 0.572 | 0.950 | 0.819 | 0.825 |
| p Shapiro-Wilk | <.001 | <.001 | <.001 | <.001 | <.001 | <.001 | <.001 | <.001 | 0.004 | 0.219 | <.001 | 0.196 | <.001 | <.001 |
| 25º percentil | 6.25 | 1.35 | 36.0 | 5.05 | 21.0 | 2.15 | 2.42 | 0.958 | 0.512 | 0.927 | 2.50 | 5.00 | 1.73 | 2.04 |
| 50º percentil | 20.0 | 4.30 | 61.0 | 8.20 | 35.5 | 4.00 | 5.03 | 2.01 | 0.925 | 1.27 | 3.70 | 6.50 | 2.75 | 4.65 |
| 75º percentil | 37.8 | 8.85 | 122 | 13.8 | 63.5 | 6.47 | 9.72 | 5.34 | 1.23 | 1.41 | 5.03 | 8.53 | 5.99 | 8.00 |
| p Wilcoxon | <.001 | | <.001 | | <.001 | | <.001 | | 0.002 | | <.001 | | 0.127 | |

Tabela 9. Continuação

| Parâmetros | Sódio | | Potássio | | Bicarbonato | | Cloreto | | RAS | | Coliformes totais | | E. coli | |
|--------------------------|---------|-------|----------|-------|-------------|-------|---------|-------|-------|-------|-------------------|----------|------------|----------|
| | mmolc/L | | mmolc/L | | mmolc/L | | mmolc/L | | - | | NMP/100mL | | NMP/100mL | |
| | A | E | A | E | A | E | A | E | A | E | A | E | A | E |
| N | 27 | 27 | 28 | 28 | 27 | 27 | 27 | 27 | 28 | 28 | 54 | 54 | 54 | 54 |
| Média | 7.51 | 9.39 | 2.32 | 1.35 | 7.58 | 8.90 | 14.4 | 14.7 | 4.31 | 4.07 | 4.40e+8 | 8.33e+6 | 6.86e+7 | 1.80e+6 |
| Mediana | 5.94 | 8.12 | 1.05 | 1.39 | 6.40 | 7.90 | 13 | 13 | 2.90 | 3.90 | 1.93e+8 | 2.91e+6 | 7.69e+6 | 2,47E+05 |
| Desvio-padrão | 6.29 | 5.30 | 5.26 | 0.530 | 4.61 | 4.29 | 9.03 | 6.77 | 4.87 | 3.13 | 6.20e+8 | 9.97e+6 | 2.28e+8 | 3.83e+6 |
| Mínimo | 2.20 | 2.34 | 0.360 | 0.280 | 1.10 | 3.60 | 5 | 4 | 0.800 | 1.00 | 5.93e+6 | 1,32E+04 | 2,02E+04 | 1,02E+03 |
| Máximo | 32.9 | 28.4 | 28.7 | 2.81 | 20.0 | 22.0 | 45 | 35 | 26.9 | 18.5 | 2.42e+9 | 3,54E+07 | 1631790621 | 2,43E+07 |
| W de Shapiro-Wilk | 0.701 | 0.867 | 0.319 | 0.952 | 0.896 | 0.831 | 0.808 | 0.940 | 0.553 | 0.596 | 0.698 | 0.777 | 0.294 | 0.506 |
| p Shapiro-Wilk | <.001 | 0.003 | <.001 | 0.225 | 0.011 | <.001 | <.001 | 0.123 | <.001 | <.001 | <.001 | <.001 | <.001 | <.001 |
| 25° percentil | 3.71 | 6.10 | 0.780 | 1.01 | 4.50 | 5.95 | 8.50 | 10.0 | 1.80 | 2.30 | 5.05e+7 | 5,67E+05 | 1.56e+6 | 2,47E+04 |
| 50° percentil | 5.94 | 9.20 | 1.05 | 1.39 | 6.40 | 7.90 | 13.0 | 13.0 | 2.90 | 3.90 | 1.93e+8 | 2.91e+6 | 7.69e+6 | 2,47E+05 |
| 75° percentil | 8.45 | 11.0 | 1.54 | 1.54 | 9.65 | 9.10 | 16.5 | 18.0 | 4.83 | 4.93 | 4.07e+8 | 1.59e+7 | 3.95e+7 | 1.69e+6 |
| p Wilcoxon | 0.004 | | 0.425 | | 0.024 | | 0.398 | | 0.568 | | <.001 | | <.001 | |

Com relação à temperatura da água, não houve diferença significativa entre os valores da água cinza bruta (afluente do filtro) e tratada (efluente do filtro). As medianas de entrada e saída foram 31,4 e 32,6, respectivamente. Conforme Jordão e Pessoa (2011), a faixa ideal de temperatura da atividade biológica para decomposição de matéria orgânica é de 25 a 35 °C.

No caso do pH, o valor da mediana aumentou de 6,40 para 6,55. Apesar do teste não-paramétrico de Wilcoxon ter demonstrado que houve diferença significativa, o valor de saída encontra-se dentro da faixa recomendada pelo PROSAB (2006) para esgotos tratados de interesse agrícola, que varia de 6,5 a 9,0. Tais valores também estão em concordância com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2012) que recomenda que, tanto para reúso agrícola restrito quanto irrestrito, a faixa do pH se mantenha entre 6,0 e 9,0. O valor desse parâmetro para água cinza tratada pelo SBF também se encontra dentro do limite estabelecido por Almeida (2010), que recomenda um intervalo entre 6,5 e 8,4 para águas de irrigação. O pH da água de irrigação pode influenciar a disponibilidade de elementos químicos no solo e provocar obstrução dos sistemas de irrigação localizada (FRANÇA et al., 2022).

A análise de DQO apresentou redução de 92,4% no efluente tratado pelo filtro biológico, diminuindo de 1.939 para 147 mg/L. Para a DQO₂ não há referências nacionais publicadas que limitem sua concentração na água utilizada para irrigação. De acordo com os parâmetros de qualidade da água para reúso agrícola utilizados em Israel (LIBHABER, 2012), o valor do efluente do SBF atende as recomendações tanto para irrigação restrita quanto irrestrita. Em ambos os casos, as recomendações para DQO variam entre 100 e 150 mg/L.

Segundo Hespanhol (2003), os critérios de tratamento de esgotos para reúso agrícola devem manter a DBO até um máximo de, aproximadamente, 100 mg/L, acima do qual ocorrem problemas com a absorção de águas pelas raízes das plantas. Já a USEPA (2012) estabelece critérios mais rigorosos, admitindo um valor de DBO ≤ 10 mg/L para irrigação irrestrita e ≤ 30 mg/L para irrigação restrita. Irrigação irrestrita refere-se à irrigação de culturas que são consumidas cruas, enquanto a restrita são as culturas que não são consumidas cruas. A DBO da água cinza tratada pelo SBF apresentou redução da mediana de 951 para 16,5 mg/L, o que equivale a 98,3% de diminuição, atendendo a recomendação de Hespanhol (2003) e USEPA (2012) para irrigação restrita. A DBO também avalia a tratabilidade biológica de um efluente, quanto maior o valor da DBO, maior a labilidade biológica dos compostos orgânicos presentes (BRAGA et al., 2012). Por outro lado, a recalcitrância desta mesma carga orgânica pode ser avaliada pela DQO (BRAGA et al., 2012). A relação de DQO/DBO da água cinza bruta desse estudo apresentou valor de 2,04. Como o resultado dessa fração foi menor que 2,5, significa

dizer que o a água cinza é facilmente biodegradável e está sendo tratado pelo processo mais apropriado, o tratamento biológico.

A turbidez da água cinza apresentou redução de 719 para 12,5 UNT (diminuindo 98,3%). Conforme a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), que dispõe sobre as classes de qualidades da água de acordo com o tipo de irrigação, a Classe 1, que se refere à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, permite até 40 UNT de turbidez. Sendo assim, a água tratada pelo SBF atende à resolução. O alto valor de redução da turbidez é reflexo do efeito do tratamento na remoção dos sólidos suspensos totais.

Os sólidos suspensos totais (SST) da água cinza tratada foram representados por uma mediana de 15 mg/L. A USEPA (2012) determina um valor de ≤ 30 mg/L para irrigação restrita, no entanto não especifica valores para irrigação de plantas que são consumidas cruas. De acordo com os padrões de qualidade da água para reúso agrícola adotados por Israel (LIBHABER, 2012), a água tratada pelo SBF também atende aos padrões para irrigação restrita (30 a 45 mg/L), atingindo inclusive os valores exigidos para irrigação irrestrita (10 a 15 mg/L) determinados no país. Quanto a problemas de entupimento em sistema de irrigação localizada, a restrição de uso pode ser considerada como (ALMEIDA, 2010): nenhuma (SST < 50 mg/L), moderada (SST: 50 a 100 mg/L) e severa (SST > 100 mg/L). Segundo Santos e Franca (2007), o risco associado mais importante é a obstrução dos orifícios nos sistemas de irrigação. No presente estudo, não foram observados problemas de obstrução dos gotejadores. Tais observações foram comprovadas pelos resultados das análises dos sólidos suspensos totais, cuja mediana foi menor que 50 mg/L (nenhuma restrição para irrigação localizada). Com relação à influência do pH no entupimento dos emissores, Feigin et al. (1991) afirmam que sendo menor que 7 não há restrição ao uso. Nesse caso, como foi visto, a mediana do pH da água cinza tratada foi de 6,4.

Foi observado aumento na concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT) de 590 para 810 mg/L. Uma possível explicação para esse fato pode estar associada ao desprendimento de parte do material filtrante que pode ocorrer na fase inicial das operações, enquanto as camadas ainda estão se acomodando no interior do filtro. No entanto, apesar do aumento, a água tratada ainda atende as recomendações de água para irrigação propostas por Ayers e Westcot (1999) e USEPA (2012), que determinam limite máximo de 2.000 mg/L.

Quando se pretende a utilização do efluente em (ferti)irrigação, naturalmente se quer preservar a oferta de nutrientes e, portanto, sua remoção (ou não) deixa de ser um aspecto

relevante (CHERNICARO et al., 2006). Entretanto, alguma remoção de nitrogênio pode ser necessária para prevenção de impactos sobre as plantas (retardamento da maturação, crescimento vegetativo, dentre outros) (CHERNICARO et al., 2006). Nesse aspecto, Israel (LIBHABER, 2012) determina valores de 25 a 35 mg/L de nitrogênio total para irrigação irrestrita e 60 a 75 mg/L para irrigação restrita. O nitrogênio total (NTK) da água cinza tratada pelo SBF apresentou mediana de 8,2 mg/L, atendendo ambas as classificações de irrigação, inclusive para culturas consumidas cruas. No que diz respeito ao nitrogênio amoniacal, houve redução de 20 para 4,3 mg/L no efluente do SBF. Apesar da significativa redução, o resultado não atendeu à resolução CONAMA 357/2005 para irrigação de hortaliças que são consumidas cruas, que estabelece o limite de 3,7 mg/L de NH_3 para água com pH menor ou igual a 7,5, caso da água tratada pelo SBF. Por outro lado, o efluente tratado encontra-se dentro do limite proposto por Ayers e Westcot (1994) de 5 mg/L de NH_3 . Os dois principais mecanismos de remoção de nitrogênio são a assimilação (o nutriente nitrogênio é assimilado na forma de nitrogênio amoniacal e incorporado na massa celular dos microrganismos presentes) e nitrificação (conversão, em meio aeróbio, de nitrogênio amoniacal a nitrato) - desnitrificação (conversão de nitrato a nitrogênio gasoso, possibilitando a remoção) (METCALF-EDDY, 1991).

O fósforo é um dos macronutrientes requeridos pelas plantas para a síntese e manutenção dos microrganismos existentes na unidade filtrante. Ayers e Westcot (1994) sugerem que o intervalo usual em água de irrigação seja de 0 a 2 mg/L. Já Israel (LIBHABER, 2012), determina variações entre 5 a 7 mg/L para irrigação irrestrita e 12 a 17 mg/L para irrigação restrita. Ou seja, o efluente do SBF encontra-se dentro dos limites propostos, apresentando 2,01 mg/L de fósforo total.

Comparando os valores da água cinza bruta e tratada, verifica-se aumento nos teores de sódio, condutividade elétrica (CE) e razão de adsorção do sódio (RAS). Ayers & Westcot (1994) classificam a CE (1,27 dS/m) como de “ligeira a moderada restrição ao uso na irrigação”, indicando a necessidade de práticas agrícolas que proporcionem a manutenção da matéria orgânica do solo e a drenagem. A condutividade elétrica é um parâmetro utilizado para determinar a potencialidade de salinizar o solo, pois considera a quantidade total de sais presentes na água.

Avaliando a RAS juntamente com a CE, os autores classificam que os valores não indicam grau de restrição ao uso da água na irrigação. A RAS é um parâmetro importante na análise da concentração de sódio em relação ao cálcio e magnésio, pois quando há

predominância do sódio na solução do solo resulta em problemas como a perda de sua estrutura e permeabilidade.

Considerando os parâmetros de qualidade de efluentes utilizados em Israel (LIBABHER, 2012), que estabelece limites de $1,4 \text{ dS.m}^{-1}$, 150 mg.L^{-1} , e 5 para CE, sódio e RAS, respectivamente, a água cinza tratada encontra-se dentro dos padrões para irrigação irrestrita.

Houve aumento das medianas dos teores de cálcio, potássio, magnésio e bicarbonato. Esses parâmetros foram classificados conforme Ayers & Westcot (1999) para água de irrigação. No caso do cálcio, a mediana da água cinza tratada foi de $6,50 \text{ mmolc.L}^{-1}$ e os autores sugerem que a escala usual seja de 0 a 20 mmolc.L^{-1} . O potássio apresentou uma mediana de $1,39 \text{ mmolc.L}^{-1}$, também dentro do proposto pelos autores, com a escala variando de 0 a 2 mmolc.L^{-1} . O mesmo ocorreu com o magnésio ($4,65 \text{ mmolc.L}^{-1}$), estando dentro da variação estabelecida (0 a 5 mmolc.L^{-1}), e o bicarbonato ($7,90 \text{ mmolc.L}^{-1}$) também na faixa usual para irrigação (0 a 10 mmolc.L^{-1}). Já no caso do cloreto, não houve mudança entre a água cinza bruta e a tratada, ambas apresentaram mediana de 13 mmolc.L^{-1} , dentro da faixa proposta por Ayers & Westcot (1999) que varia de 0 a 30 mmolc.L^{-1} para água de irrigação.

Os parâmetros microbiológicos analisados na pesquisa foram Coliformes Totais, *Escherichia coli* (*E. coli*) e Ovos de Helminthos. Para *E. coli*, houve redução de uma unidade logarítmica, com a mediana passando da ordem de 10^6 para 10^5 .

A OMS (2006) determina para *E. coli*: (a) irrigação irrestrita ($<10^3 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$, podendo ser flexibilizado para $<10^4 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$ para culturas que se desenvolvem distantes do nível do solo ou irrigação por gotejamento) e (b) irrigação restrita ($<10^5 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$, podendo ser flexibilizado para $<10^6 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$). Dessa forma, no que diz respeito a *E. coli*, a água tratada pelo SBF pode ser utilizada apenas para irrigação restrita. Ou seja, irrigação de culturas que não são consumidas cruas. Peters (2006) explica que, embora a água cinza não possua contribuição fecal da bacia sanitária, de onde provém a maioria dos microrganismos patogênicos, atividades como lavar as mãos, preparação de alimentos, lavagem de roupas contaminadas como fraldas, ou o próprio banho, constituem possíveis fontes de contaminação. Nesse contexto, é importante acrescentar que, nos sistemas irrigados com a água cinza tratada pelo SBF, são utilizadas diversas barreiras visando proteger tanto os consumidores das hortaliças, quanto os agricultores que estão manejando a água. Como principais medidas de controle citam-se: medidas de preparação dos alimentos, como lavagem, desinfecção, retirada de casca e cozimento; e controle da exposição humana, como o uso da irrigação por

gotejamento, além do uso de botas e luvas.

Além disso, a simples presença do agente infeccioso nos efluentes utilizados para irrigação não implica necessariamente na imediata transmissão de doenças, caracterizando apenas um potencial de risco (MATTOS, 2003). E, como será visto mais adiante, as hortaliças produzidas a partir da irrigação com o efluente tratado atenderam aos padrões sanitários para consumo exigidos pela ANVISA.

Nas amostragens realizadas não foi observada presença de ovos de Helmintos, tanto na água cinza bruta quanto na tratada pelo filtro, atendendo as recomendações da OMS (2006) e PROSAB (2006). Esse resultado é importante pois os Helmintos são parasitas presentes em fezes que podem provocar diversas doenças em animais e seres humanos, sendo agravado pelo tempo de sobrevivência dos seus ovos no solo, em especial, solos úmidos e quentes que favorecem a sua proliferação (OMS, 2006).

Apresenta-se a seguir as concentrações médias dos parâmetros de qualidade de água cinza bruta e tratada pelo SBF e por mais três sistemas experimentais de tratamento individual para água cinza, ao lado das respectivas eficiências de remoção dos poluentes, a partir de dados encontrados na literatura (Tabela 10).

| Parâmetros | Unidade | Sistema Bioágua Familiar | | | Santana (2013) | | | Dantas et al. (2019) | | | Sousa et al. (2020) | | |
|--------------------------|-----------|--------------------------|----------|-------------|----------------|-----------------------|----------------------------|----------------------|----------|-------------|---------------------|----------|-------------|
| | | Afluente | Efluente | Remoção (%) | Afluente | Efluente | Remoção (%) | Afluente | Efluente | Remoção (%) | Afluente | Efluente | Remoção (%) |
| Fósforo total | mg/L | 5,03 | 2,01 | 60,04 | | | | | | | | | |
| CE | dS/m | 0,93 | 1,27 | -37,30 | | | | 0,35 | 0,29 | 17 | 1,20 | 1,52 | -26,67 |
| Cálcio | mmolc/L | 3,70 | 6,5 | -75,68 | | | | | | | | | |
| Magnésio | mmolc/L | 2,75 | 4,65 | -69,09 | | | | | | | | | |
| Sódio | mmolc/L | 5,94 | 9,2 | -54,88 | | | | | | | | | |
| Potássio | mmolc/L | 1,05 | 1,39 | -32,38 | | | | | | | | | |
| Bicarbonato | mmolc/L | 6,40 | 7,9 | -23,44 | | | | | | | | | |
| Cloreto | mmolc/L | 13 | 13 | 0,00 | | | | | | | | | |
| RAS | - | 2,90 | 3,9 | -34,48 | | | | | | | | | |
| Coliformes totais | NMP/100mL | 1,93E+08 | 2,91E+06 | 98,49 | | | | | | | | | |
| E. coli | NMP/100mL | 7,69E+06 | 2,47E+05 | 96,79 | 2,41E+05 | 1,25E+10 ² | 3,28 unidades logarítmicas | | | | | | |

Nota: valores negativos de remoção indicam o aumento do parâmetro avaliado.

Analisando um sistema modular de dois filtros de baixo custo, um com serragem de madeira e o outro com carvão ativado, para tratar a água cinza de uma residência rural, Santana (2013) concluiu que a combinação dos filtros apresentou eficiência de remoção de 82,8% para DQO e 76% para DBO. Além disso, 94,2, 68,1 e 91,3% para os parâmetros turbidez, ST e SST, respectivamente.

Empregando um sistema alagado construído vertical utilizando como substratos resíduos da construção civil e planta ornamental, Dantas et al. (2019) observaram redução de 82% para a turbidez da água cinza. Já para DQO e DBO o sistema não foi tão eficiente, reduzindo apenas 26,2 e 40,1%, respectivamente. Os autores concluíram que a água cinza tratada poderia ser reutilizada na lavagem de veículos e calçadas, rega de jardins, reúso em forragens e pastagem para gado.

Nesse mesmo contexto, Sousa et al. (2020) avaliaram a eficiência de remoção de poluentes do efluente proveniente da pia da cozinha, por um sistema piloto composto por uma camada vegetal, associada a um tratamento de filtração por areia e brita. A pesquisa evidenciou algumas das adversidades presentes na execução de pesquisas experimentais, ratificando a importância do desenvolvimento de estudos no âmbito do ecosaneamento como uma possível solução para áreas desprovidas de estruturas de esgotamento sanitário (SOUSA et al., 2020). Os resultados das variáveis físico-químicas da água mostraram que alguns parâmetros como pH e turbidez se encontraram dentro dos limites para lançamento de efluentes permitidos pela Resolução CONAMA 357/2005. Entretanto, os autores verificaram aumento para CE e SDT, relacionando esse resultado com o aumento da salinidade da água que foi atribuído ao solo utilizado, já que esses valores se elevaram após a passagem da água pela zona de raízes e voltaram a cair na passagem pelos filtros.

6.3. Característica físico-químicas do solo irrigado com a água cinza tratada

A partir dos resultados das análises físico-químicas do solo (Tabelas 11 e 12), observa-se que a irrigação com a água cinza tratada pelo sistema não afetou o nível de acidez ou alcalinidade do solo, visto que para as duas profundidades analisadas não foi observada diferença significativa entre o pH antes e após a irrigação (os valores de p Shapiro Wilk foram maiores que 0,05). Após a irrigação, os valores das medianas do pH nas duas profundidades foi de 7,5. Segundo Tomé Jr. (1997), esse valor pode ser classificado como de alcalinidade fraca.

Brady & Weil (2013) destacam que a amplitude de pH de 5,5 a 7,0 pode proporcionar um nível mais satisfatório de nutrientes para as plantas. Com relação à condutividade elétrica, Richards (1954) afirma que até $2,0 \text{ dS.m}^{-1}$ normalmente não se observa efeito negativo em cultivos. A CE do solo no presente estudo manteve-se abaixo desse valor nas duas profundidades analisadas. Apresentando, após a irrigação, valores de 0,48 e $0,34 \text{ dS.m}^{-1}$ nas camadas de 0 a 20 e 20 a 40 cm, respectivamente, indicando boas condições para o desenvolvimento agrícola.

Araújo Filho (2013) destaca que os solos do Semiárido são comumente pobres em matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Nesse sentido, após as análises, foi comprovado incremento de matéria orgânica no solo entre a primeira e a segunda coleta, resultando em diferença significativa para as duas profundidades avaliadas. A MO da primeira camada de solo passou de 14 para $20,5 \text{ g.kg}^{-1}$, correspondendo a um aumento de 46%. Conforme as Sugestões de adubação para o Estado da Paraíba (EMATER, 1979), o valor de MO da primeira camada foi classificado como baixo na primeira coleta, passando à categoria de médio na segunda. Já no caso da camada de 20 a 40 cm esse valor foi de 6,16 para $14,1 \text{ g.kg}^{-1}$, ambos os valores são classificados como baixos, no entanto esse valor corresponde a um aumento de 129%, indicando melhoria das propriedades do solo. A matéria orgânica é um dos indicadores mais importantes de avaliação de qualidade do solo, pois é responsável por grande parte da troca de cátions, liberação lenta de vários nutrientes, retenção de água e formação e estabilização dos agregados (BRADY; WEIL, 2013).

Foi observado aumento nos teores de P, Na^+ , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , macronutrientes essenciais para o crescimento e desenvolvimento das plantas, nas duas camadas após a irrigação com o efluente tratado. Melhoria nas propriedades químicas do solo e aumento nos teores de Ca, Mg e P também foram relatados por França et al. (2022). De acordo com a EMATER (1979) os teores de fósforo antes da irrigação já eram classificados como altos e mantiveram-se com a mesma classificação após a irrigação nas duas profundidades. Por outro lado, Barbosa (2019) afirma que teores de fósforo acima de 120 mg/dm^3 é que são considerados muito altos para hortaliças. No caso do presente estudo, a mediana do fósforo, apesar de ter apresentado aumento, se manteve abaixo de 120 mg/dm^3 nas duas profundidades analisadas.

Conforme as recomendações de adubação e calagem para o estado do Ceará (UFC, 1993), o K^+ após irrigação foi classificado como muito alto nas duas camadas. O Ca^{2+} foi classificado com alto na camada de 0 a 20 cm e médio na camada de 20 a 40 cm e o Mg^{2+} como alto nas duas camadas, conforme Tomé Jr. (1997).

Com base nas concentrações de nutrientes encontradas na água cinza tratada e na

produção média diária do efluente, estimou-se o potencial fertilizante da água. Dessa forma, considerando uma produção média diária de água cinza de 185,5 L/dia (média diária considerando os 18 sistemas), obtém-se 67.500 L/ano de efluente tratado sendo aplicado em cada quintal. Esse valor corresponde a uma aplicação de 1,03 Kg/ano de nitrogênio, 0,25 Kg/ano de fósforo e 3,5 Kg/ano de potássio.

Tabela 11. Estatística descritiva dos dados, teste de normalidade e comparação de medianas de parâmetros físico-químicos de qualidade do solo na profundidade de 0 a 20 cm.

| Parâmetros | pH (água) | | CE | | MO | | P | | Na ⁺ | | K ⁺ | | Ca ²⁺ | | Mg ²⁺ | | ADA | |
|-------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------------------|-----------|-----------------------|-----------|-----------------------|-----------|--------------------------|-----------|--------------------------|-----------|-----------|-----------|
| | - | | (dS/m) | | (g/Kg) | | (mg/dm ³) | | (mg/dm ³) | | (mg/dm ³) | | (cmolc/dm ³) | | (cmolc/dm ³) | | (%) | |
| | 1ª coleta | 2ª coleta | 1ª coleta | 2ª coleta | 1ª coleta | 2ª coleta | 1ª coleta | 2ª coleta | 1ª coleta | 2ª coleta | 1ª coleta | 2ª coleta | 1ª coleta | 2ª coleta | 1ª coleta | 2ª coleta | 1ª coleta | 2ª coleta |
| N | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 15 | 15 |
| Média | 7.26 | 7.52 | 0.289 | 0.504 | 15.4 | 19.8 | 82.3 | 103 | 18.7 | 271 | 106 | 447 | 6.03 | 7.41 | 2.57 | 3.76 | 8.40 | 8.27 |
| Mediana | 7.41 | 7.54 | 0.190 | 0.485 | 14.0 | 20.5 | 60.3 | 109 | 7.90 | 219 | 28.1 | 321 | 4.71 | 5.23 | 1.90 | 3.12 | 6 | 4 |
| Desvio-padrão | 0.822 | 0.630 | 0.266 | 0.214 | 10.0 | 10.8 | 55.1 | 54.6 | 34.5 | 180 | 200 | 300 | 4.62 | 6.00 | 2.03 | 2.18 | 7.26 | 8.39 |
| Mínimo | 5.82 | 6.30 | 0.0600 | 0.140 | 2.86 | 3.15 | 4.80 | 11.7 | 0.800 | 86.5 | 12.2 | 127 | 1.65 | 2.40 | 0.350 | 1.65 | 1 | 1 |
| Máximo | 8.42 | 8.88 | 1.15 | 0.990 | 36.2 | 39.4 | 181 | 202 | 150 | 585 | 784 | 1093 | 17.4 | 24.9 | 8.69 | 9.58 | 23 | 30 |
| W de Shapiro-Wilk | 0.939 | 0.972 | 0.736 | 0.973 | 0.902 | 0.942 | 0.921 | 0.975 | 0.481 | 0.848 | 0.486 | 0.866 | 0.786 | 0.734 | 0.825 | 0.826 | 0.853 | 0.768 |
| p Shapiro-Wilk | 0.278 | 0.836 | <.001 | 0.858 | 0.062 | 0.311 | 0.137 | 0.879 | <.001 | 0.008 | <.001 | 0.015 | <.001 | <.001 | 0.003 | 0.004 | 0.019 | 0.001 |
| 25º percentil | 6.75 | 7.29 | 0.143 | 0.400 | 8.41 | 11.9 | 43.0 | 71.6 | 5.32 | 121 | 22.5 | 232 | 2.87 | 3.91 | 1.22 | 2.31 | 3.00 | 3.00 |
| 50º percentil | 7.41 | 7.54 | 0.190 | 0.485 | 14.0 | 20.5 | 60.3 | 109 | 7.90 | 219 | 28.1 | 321 | 4.71 | 5.23 | 1.90 | 3.12 | 6.00 | 4.00 |
| 75º percentil | 7.93 | 7.90 | 0.448 | 0.588 | 17.7 | 22.3 | 123 | 135 | 12.4 | 426 | 70.3 | 670 | 6.72 | 8.33 | 3.26 | 4.79 | 12.5 | 10.0 |
| t de Student | 0.168 | - | - | - | 0.005 | - | 0.082 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| W de Wilcoxon | - | - | <.001 | - | - | - | - | - | <.001 | - | <.001 | - | 0.007 | - | 0.002 | - | 1000 | - |

Tabela 12. Estatística descritiva dos dados, teste de normalidade e comparação de medianas de parâmetros físico-químicos de qualidade do solo na profundidade de 20 a 40 cm.

| Parâmetros | pH (água) | | CE | | MO | | P | | Na ⁺ | | K ⁺ | | Ca ²⁺ | | Mg ²⁺ | | ADA | |
|-------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|--------------------------|-----------------------|--------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | - | | (dS/m) | | (g/Kg) | | (mg/dm ³) | | (mg/dm ³) | | (mg/dm ³) | | (cmolc/dm ³) | | (cmolc/dm ³) | | (%) | |
| | 1 ^a coleta | 2 ^a coleta | 1 ^a coleta | 2 ^a coleta | 1 ^a coleta | 2 ^a coleta | 1 ^a coleta | 2 ^a coleta | 1 ^a coleta | 2 ^a coleta | 1 ^a coleta | 2 ^a coleta | 1 ^a coleta | 2 ^a coleta | 1 ^a coleta | 2 ^a coleta | 1 ^a coleta | 2 ^a coleta |
| N | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 18 | 14 | 14 |
| Média | 7.17 | 7.55 | 0.218 | 0.373 | 9.83 | 16.2 | 61.4 | 101 | 16.2 | 245 | 117 | 384 | 6.42 | 6.75 | 2.17 | 2.79 | 11.9 | 10.3 |
| Mediana | 7.17 | 7.64 | 0.145 | 0.345 | 6.16 | 14.1 | 40.4 | 102 | 9.90 | 177 | 31.7 | 280 | 3.62 | 3.96 | 2.03 | 2.34 | 7.50 | 5.50 |
| Desvio-padrão | 0.891 | 0.559 | 0.224 | 0.239 | 8.45 | 9.92 | 57.0 | 75.7 | 20.2 | 187 | 219 | 281 | 7.86 | 6.42 | 1.56 | 1.63 | 10.0 | 10.2 |
| Mínimo | 5.92 | 6.40 | 0.0500 | 0.100 | 1.32 | 6.28 | 1.50 | 4.86 | 1.68 | 44.1 | 10.3 | 116 | 0.810 | 1.95 | 0.460 | 0.860 | 2 | 2 |
| Máximo | 8.59 | 8.35 | 0.910 | 1.09 | 33.0 | 39.8 | 189 | 253 | 74.0 | 712 | 763 | 998 | 28.1 | 24.8 | 5.20 | 6.90 | 35 | 36 |
| W de Shapiro-Wilk | 0.920 | 0.960 | 0.738 | 0.867 | 0.825 | 0.816 | 0.877 | 0.935 | 0.712 | 0.872 | 0.500 | 0.795 | 0.656 | 0.695 | 0.883 | 0.854 | 0.880 | 0.757 |
| p Shapiro-Wilk | 0.131 | 0.601 | <.001 | 0.016 | 0.004 | 0.003 | 0.024 | 0.238 | <.001 | 0.019 | <.001 | 0.001 | <.001 | <.001 | 0.029 | 0.010 | 0.058 | 0.002 |
| 25º percentil | 6.33 | 7.14 | 0.0800 | 0.220 | 4.33 | 9.55 | 20.6 | 23.8 | 2.80 | 99.7 | 20.8 | 209 | 1.91 | 3.06 | 0.790 | 1.64 | 5.00 | 4.00 |
| 50º percentil | 7.17 | 7.64 | 0.145 | 0.345 | 6.16 | 14.1 | 40.4 | 102 | 9.90 | 177 | 31.7 | 280 | 3.62 | 3.96 | 2.03 | 2.34 | 7.50 | 5.50 |
| 75º percentil | 8.01 | 7.93 | 0.255 | 0.480 | 13.8 | 17.4 | 80.4 | 146 | 15.1 | 330 | 86.6 | 437 | 6.56 | 7.97 | 2.75 | 3.36 | 17.5 | 13.5 |
| t de Student | 0.022 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| W de Wilcoxon | - | - | 0.003 | - | 0.009 | - | 0.021 | - | <.001 | - | 0.001 | - | 0.246 | - | 0.060 | - | 0.700 | - |

6.4. Qualidade das hortaliças irrigadas com a água cinza tratada

Inicialmente foi preciso definir em qual “grupo de alimentos” do Anexo 1 da Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) nº 12/2001, proposta pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), enquadravam-se as hortaliças irrigadas com a água cinza tratada pelo SBF. Após analisar todos os grupos de alimentos que a regulamentação técnica abrange, estas foram classificadas no *Grupo 2: Hortaliças, legumes e similares; Letra (a): frescas, “in natura”, inteiras, selecionadas ou não, com exceção de cogumelos*. Para esse grupo, a regulamentação sanitária estabelece como padrão microbiológico a ausência de *Salmonella sp* em cada 25 g da hortaliça analisada.

Como resultado, foram verificadas que todas as hortaliças colhidas diretamente dos 18 sistemas apresentaram ausência de *Salmonella sp*, portanto em conformidade com a ANVISA. Por outro lado, a Organização Mundial da Saúde sugere que, no caso de aproveitamento de águas residuárias para irrigação de culturas que sejam consumidas cruas, a água de irrigação deve passar anteriormente por um processo de desinfecção. Ou seja, conforme a OMS, deve-se adicionar uma etapa de desinfecção no processo de tratamento realizado pelo SBF. Enquanto de acordo com a ANVISA as hortaliças estão aptas para consumo.

6.5. Coeficiente de correlação de Spearman

Foi construída uma matriz de correlação entre os parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água cinza tratada (Tabela 13), para uma melhor compreensão das correlações existentes entre eles. Para a análise da matriz foram consideradas correlações $\geq 0,7$, positivas ou negativas.

De acordo com a Tabela 13, a condutividade elétrica e o sódio (0,944) apresentaram o maior valor de coeficiente de correlação, seguidos por turbidez e SST (0,905), amônia e nitrogênio total (0,859), turbidez e DBO (0,831), DBO e SST (0,786) e cálcio e bicarbonato (0,735). Altos valores de correlação entre esses parâmetros já eram esperados.

A alta correlação entre a condutividade elétrica e o sódio é lógica, pelo fato de a CE depender, por definição, das concentrações de íons dissolvidos na água.

Com relação a turbidez e SST, os sólidos com tamanho superior a 1 micron são classificados como sólidos em suspensão, que são os responsáveis pelo aumento da turbidez das águas (VASCO et al., 2011), resultando na correlação elevada entre esses parâmetros. O mesmo ocorre no caso da correlação observada entre DBO, turbidez e SST, visto que as substâncias biodegradáveis (sólidos orgânicos) contribuem para o aumento da turbidez da água. O nitrogênio amoniacal (NH_3) e o total apresentaram forte correlação entre si, o que já era esperado visto que o NH_3 representa uma fração do NTK.

Tabela 13. Matriz de correlação de Spearman entre os parâmetros físico-químicos da água cinza tratada.

| | Temperatura | pH | DQO | DBO | ST | SST | Turbidez | N-NH3 | NTK | Nitrogênio orgânico | Fósforo total | CE | Cálcio | Magnésio | Potássio | Sódio | Bicarbonato | Cloreto | RAS | SDT | |
|----------------------------|-------------|----------|----------|----------|----|----------|----------|----------|----------|---------------------|---------------|----------|----------|----------|----------|----------|-------------|---------|-----|-----|--|
| Temperatura | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| pH | ns | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| DQO | ns | ns | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| DBO | ns | ns | 0.655*** | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ST | ns | 0.571*** | ns | ns | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| SST | ns | ns | 0.523*** | 0.786*** | ns | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Turbidez | ns | ns | 0.646*** | 0.831*** | ns | 0.905*** | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| N-NH3 | -0.485*** | ns | 0.316* | 0.564*** | ns | 0.493*** | 0.541*** | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| NTK | -0.298* | ns | 0.515*** | 0.566*** | ns | 0.516*** | 0.535*** | 0.859*** | 1 | | | | | | | | | | | | |
| Nitrogênio orgânico | ns | ns | 0.583*** | 0.394** | ns | 0.371** | 0.369** | 0.316* | 0.699*** | 1 | | | | | | | | | | | |
| Fósforo total | ns | ns | 0.463*** | 0.408** | ns | 0.310* | 0.330* | 0.343* | 0.389** | ns | 1 | | | | | | | | | | |
| CE | ns | ns | 0.499** | ns | ns | ns | ns | ns | ns | 0.447* | ns | 1 | | | | | | | | | |
| Cálcio | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | 0.458* | ns | 0.449* | 1 | | | | | | | | |
| Magnésio | ns | ns | 0.404* | ns | ns | ns | ns | ns | ns | 0.417* | ns | 0.387* | 0.532** | 1 | | | | | | | |
| Potássio | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | 0.462* | ns | ns | ns | ns | 1 | | | | | | |
| Sódio | ns | ns | 0.428* | ns | ns | ns | ns | ns | ns | 0.462* | ns | 0.944*** | ns | ns | ns | 1 | | | | | |
| Bicarbonato | 0.380* | -0.388* | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | 0.499** | 0.735*** | ns | ns | ns | 1 | | | | |
| Cloreto | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | 0.411* | 0.580** | ns | ns | 0.424* | 0.578** | ns | 1 | | | |
| RAS | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | 0.629*** | ns | ns | ns | 0.766*** | ns | 0.509** | 1 | | |
| SDT | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | 1 | |

* p < .05, ** p < .01, *** p < .001.

6.6. Análise de Componentes Principais

A partir da análise de componentes principais (ACP), um modelo com três componentes foi adequado para representar as variáveis físicas, químicas e microbiológicas da água cinza tratada e explicar 51% da variância total. Os pesos dos coeficientes referentes aos *loadings* para as três componentes principais mais significativas, com seus respectivos autovalores, variância explicada e variância acumulada, são apresentados na Tabela 14. Conforme Manly (2008), fatores $\geq |0,70|$ são significativos

Tabela 14. Matriz de peso fatorial das variáveis da qualidade da água cinza tratada.

| Variável | Componente | | |
|-------------------------------|---------------|----------------|---------------|
| | 1 | 2 | 3 |
| Temperatura | -0,3906 | 0,59938 | 0,322 |
| pH | -0,4634 | 0,16085 | -0,5114 |
| DQO | 0,7843 | 0,10768 | 0,0943 |
| DBO | 0,8416 | -0,06993 | -0,1509 |
| Turbidez | 0,8249 | 0,42157 | -0,12 |
| ST | -0,3198 | 0,03109 | -0,1532 |
| SST | 0,3932 | 0,71313 | -0,0907 |
| SDT | 0,2665 | 0,52714 | 0,3024 |
| P | 0,1806 | 0,14509 | 0,0863 |
| NH ₃ | 0,6095 | -0,00597 | -0,0837 |
| NTK | 0,0856 | -0,01229 | 0,7405 |
| N Orgânico | 0,0157 | -0,01417 | 0,7531 |
| Ca | -0,1595 | 0,20845 | 0,6499 |
| Mg | -0,1974 | 0,10546 | 0,6639 |
| Na | 0,6988 | 0,31595 | 0,0938 |
| K | 0,1655 | 0,41913 | 0,2115 |
| HCO ₃ ⁻ | -0,061 | 0,70928 | 0,0859 |
| Cloreto | 0,0621 | 0,67568 | 0,0182 |
| CE | 0,3975 | 0,2483 | 0,6567 |
| RAS | 0,7142 | 0,25925 | -0,1412 |
| Coliformes totais | 0,2936 | 0,4961 | -0,3345 |
| E. coli | 0,0364 | 0,58312 | -0,4805 |
| Autovalor | 4,45 | 3,39 | 3,38 |
| Variância explicada (%) | 20,2 | 15,4 | 15,4 |
| Variância acumulada (%) | 20,2 | 35,7 | 51 |

Os valores elevados dos pesos fatoriais, em módulo, indicam as variáveis mais significativas em cada fator, permitindo a identificação das variáveis que apresentam maiores inter-relações com cada componente (SOUZA et al., 2015).

A componente principal 1, que explicou 20,2% da variância dos dados, concentrou informações a respeito das variáveis DBO (0,8416), turbidez (0,8249), DQO (0,7843) e RAS (0,7142). Esse resultado corrobora com as correlações de Spearman, em que foi possível observar que DQO, DBO e turbidez mostraram-se altamente correlacionadas.

A segunda componente, que explica 15,4% da variabilidade original dos dados, está associada principalmente às variáveis SST e bicarbonato. Já a terceira, assim como a segunda, também explica 15,4% das variáveis originais, e concentrou informações referentes principalmente ao nitrogênio orgânico e total da água tratada. Dessa forma, na primeira componente foram significativas as variáveis relacionadas aos poluentes orgânicos que interferem diretamente no nível de turbidez da água, a segunda componente foi relacionada principalmente aos sólidos suspensos totais, e a terceira à série nitrogenada.

6.7. Sistema Bioágua Familiar como instrumento de segurança sanitária e alimentar

É importante destacar que não necessariamente a melhor tecnologia de saneamento para a população rural será a que tem a melhor performance de tratamento. As soluções variam largamente, por isso é importante construir as soluções junto com a comunidade, viabilizando o seu uso consistente e de forma continuada. Refletindo sobre esses pontos, é possível chegar à conclusão de que a melhor solução para a população que reside distante dos centros urbanos, sejam alternativas de tratamentos individuais. Conforme destacado por Sampaio (2011), estas localidades apresentam especificidades que as diferenciam consideravelmente dos núcleos urbanos, requerendo, portanto, uma abordagem bastante diferenciada para a implantação e operação dos seus sistemas de saneamento básico.

Para que sejam adotadas essas soluções, Castro & Cerezini (2023) comentam que a participação do usuário é fundamental, visto que ele precisará, frequentemente, “colocar a mão na massa” para a implantação e/ou manutenção da tecnologia de saneamento

individual empregada. O processo de implantação dos SBFs contou com a participação de todos os agricultores que foram contemplados com o sistema. Além disso, as famílias também aprenderam sobre o manejo dos quintais produtivos, com base nos princípios agroecológicos, e a realizar a manutenção do filtro e demais componentes do sistema. Os participantes foram treinados e estimulados à experimentação participativa, aliada a um trabalho de educação ambiental nas escolas das comunidades e assentamentos onde foram implantados os sistemas (SANTIAGO; JALFIM, 2017). Todo esse processo foi importante para que os agricultores se apropriassem da tecnologia, ganhando autonomia e garantindo a eficiência e continuidade do tratamento.

Para ser qualificado como sustentável, um sistema de saneamento, além de proteger a saúde humana, deve ser economicamente viável, socialmente aceitável e, tecnicamente e institucionalmente adequado, enquanto protege o meio ambiente e a base de recursos naturais (SUZANA, 2008). Com frequência, vemos que o que rege a escolha do sistema de tratamento a ser implantado é a dimensão econômica, enquanto a dimensão social é uma das mais esquecidas. Por isso a importância de se conhecer a realidade das comunidades e assentamentos rurais do semiárido, fortalecendo a adaptação da população à tecnologia, fazendo com que os agricultores se apropriem do sistema e estimulando a gestão participativa, como o que aconteceu no projeto descrito.

Além de compreender uma solução de saneamento individual, que se adequa à realidade da população rural do semiárido brasileiro, o SBF também se enquadra em um novo conceito de saneamento. Um saneamento que gera recursos, podendo trazer excelentes contribuições principalmente para o setor da irrigação. Ações ligadas ao saneamento sustentável contemplam dois bens preciosos para a irrigação: água e nutrientes. O setor da irrigação precisa desses dois insumos fundamentais para o desenvolvimento, em especial a região semiárida que tem uma baixa disponibilidade hídrica.

Santiago e Jalfim (2017) complementam que, além de contribuir com o saneamento rural, o modelo também é uma forma de universalizar a produção de alimentos em zonas com escassez de água em comunidades e assentamentos difusos, visando a melhoria da segurança alimentar das famílias e, por vezes, o incremento de renda. Antes da implantação dos SBFs os agricultores não contavam com um regime de água permanente para a irrigação de seus quintais, principalmente no caso do cultivo das

hortaliças, que requerem irrigação constante. A partir da apropriação da tecnologia, a saúde das famílias foi positivamente impactada, a partir da produção e consumo de uma diversidade de frutas, hortaliças, forragem, plantas medicinais etc.

Nesse contexto, Barbosa (2019) aplicou questionários com agricultores da zona rural do estado do Ceará que foram contemplados com sistemas de tratamento de água cinza com a mesma concepção do presente estudo, implantados pelo Projeto São José III. A autora destaca que um dos pontos abordados pelos agricultores entrevistados que receberam o projeto Bioágua foi a não necessidade de compra de verduras e, principalmente, a mudança de hábitos alimentares. Muitas vezes, essas famílias não têm condição financeira suficiente para comprar produtos mais diversificados, sendo assim, um impacto positivo muito importante na vida dessas pessoas, influenciando diretamente em sua qualidade de vida e condição de saúde (BARBOSA, 2019). As famílias ganham uma “nova” fonte de água para irrigação, além de acabar com o despejo do efluente a céu aberto.

Diante desse cenário, é possível afirmar que o SBF contribui com o modelo de economia circular. O conceito de economia circular não possui uma data específica e nem autor, mas ele é fundamentado no funcionamento da natureza, na qual não existe a geração de resíduos (VIER, 2021). Já não se pode admitir que a água seja utilizada apenas uma vez no circuito doméstico, principalmente no contexto do semiárido. Com as tecnologias que existem atualmente, o simples descarte do efluente no ambiente é inadmissível. É preciso fazer com que a água circule na propriedade o máximo de tempo possível.

Por fim, é importante ressaltar a urgência de se levar a área da inovação para essas atividades que, classicamente, são vistas como de menor importância (como o saneamento rural). O reúso de água é uma ação emergencial e estratégica com efeito multiplicador na economia. Ao transferir recursos e condições para a população de menor renda, o efeito imediato na vida dessas pessoas é indiscutível.

7. CONCLUSÕES

Todas as residências contavam com segurança hídrica, sendo confirmada pelos valores de produção diária máxima de água cinza, que em alguns casos ultrapassou os 1.000 L/dia. No entanto, os valores médios de produção diária foram baixos (a maioria menor que 500 L/dia). O baixo valor médio pode ser explicado pelo fato de que a quantidade de pessoas que constava no cadastro do projeto, não foi a que efetivamente utilizou a água nas atividades diárias da residência. Realidade bastante comum no que diz respeito à população rural do semiárido, visto que muitas pessoas se deslocam diariamente para trabalhar ou estudar nas áreas urbanas dos municípios

Os parâmetros físico-químicos da água cinza tratada foram enquadrados em normatizações para reúso agrícola, como as da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos e os parâmetros para reúso agrícola utilizados em Israel. No que diz respeito à qualidade microbiológica, a partir dos dados de E. Coli, o efluente atendeu a recomendação da OMS para irrigação restrita, ou seja, irrigação de culturas que não são consumidas cruas. Por outro lado, as hortaliças produzidas a partir da irrigação com o efluente tratado atenderam aos padrões sanitários para consumo exigidos pela ANVISA. Visto que todas as hortaliças produzidas apresentaram ausência de *Salmonella sp*, portanto em conformidade com a Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) nº 12/2001.

A irrigação com o efluente tratado não afetou o pH do solo, a condutividade elétrica indicou boas condições para o desenvolvimento agrícola. Além disso, houve incremento de matéria orgânica e macronutrientes essenciais para o crescimento e desenvolvimento das plantas.

De modo geral, o SBF apresenta-se como uma tecnologia que proporciona recursos importantes, especialmente para população rural do Semiárido. Podendo ser replicada e gradativamente atender as famílias que apresentem condições semelhantes de oferta de água cinza e interesse concreto pelo desenvolvimento do sistema.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDI, H. Factor rotations in factor analyses. In: LEWIS-BECK, M.; BRYMAN, A.; FUTING, T. (Eds.). *Encyclopedia of Social Sciences. Research Methods*. Thousand Oaks: The University of Texas at Dallas, 2003. p.1-8.

AIT-MOUHEB, N. et al. The reuse of reclaimed water for irrigation around the Mediterranean Rim: a step towards a more virtuous cycle? **Regional Environmental Change**, v. 18, p. 693–705, fevereiro, 2018.

ALBALAWNEH, A.; CHANG, T.; CHOU, C. Impacts on soil quality from long-term irrigation with treated Greywater. **Paddy Water Environ**, v. 14, p. 289–297, 2016.

ALBUQUERQUE, W. G. et al. Avaliação do crescimento de espécies de mamona (*Ricinus communis* L.) irrigadas com diferentes concentrações de água cinza provenientes de pias domésticas. In: CONGRESSO TÉCNICO CIENTÍFICO DA ENGENHARIA E DA AGRONOMIA, 2017, Belém-PA. **Anais... CONTECC**, Belém-PA, p. 1-5, 2017.

ALMEIDA, O. Á de. *Qualidade da água de irrigação*. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010.

ALMEIDA, R. G. Aspectos legais para a água de reúso. **Vértices**, Campos dos Goytacazes/RJ, v. 13, n. 2, p. 31–43, maio/agosto. 2011.

ALMEIDA, W. F.; PAZ, V. P. S.; JESUS, A. P. C.; SILVA, J. S.; GONÇALVES, K. S.; OLIVEIRA, A. S. Yield of Green Beans Subjected to Continuous and Pulse Drip Irrigation with Saline Water. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental – Agriambi*, 2018, pp. 476-481.

ALMOAIA, A. E. N. F. *Comparação estatística de métodos metaheurísticos de otimização aplicados a problemas diversos e apresentação de duas novas heurísticas aplicadas a um problema de controle*. Dissertação (mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Nova Friburgo, 2018.

Agência Nacional de Águas (Brasil). **Plano Nacional de Segurança Hídrica**. Brasília : ANA, 2019 112 p.

ANDREO-MARTÍNEZ, P. et al. Domestic wastewaters reuse reclaimed by an improved horizontal subsurface-flow constructed wetland: A case study in the southeast of Spain. *Bioresource Technology*. v. 233, p. 236-246, fevereiro, 2017.

ANUJA, J. et al. Study on reuse of grey water – A Review. **Journal of Physics: Conference Series**, 2021.

ARANTES, C.C. et al. Diferentes formas de aplicação da semente de Moringa oleífera no tratamento de água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.19, n.3, p. 266-272, 2015.

ARAÚJO FILHO, J. A. de. Manejo pastoril sustentável da caatinga. Recife, PE: Projeto Dom Helder Camara, 2013.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. A qualidade da água na agricultura. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 153p, 1999.

AYOUB, S. et al. Utilization of reclaimed wastewater for olive irrigation: Effect on soil properties, tree growth, yield and oil content. **Agricultural Water Management**, v. 176, p. 163-169, 2016.

BARBOSA, M. T. **Sistemas de reúso de águas cinzas domésticas para agricultura familiar: o caso de comunidades rurais do estado do Ceará**. Dissertação - Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2019.

BARBOSA, M. T. et al. Avaliação da sustentabilidade de sistemas de reúso de água cinza doméstica para agricultura familiar em comunidades rurais do estado do Ceará. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 30, 2019. **Anais...** Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 1-7, 2019.

BARBOSA, R. et al. Avaliação físico química de águas cinzas tratadas por sistemas simplificados para produção agroecológica camponesa no semiárido brasileiro. In: Congresso Brasileiro de Agroecologia, 11, 2020, São Cristóvão-SE. **Anais...** Cadernos de Agroecologia, São Cristóvão-SE, p. 1-5, 2020.

BAZZARELLA, B. B. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não-potável em edificações**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2005.

BEDBABIS, S. et al. Effect of irrigation with treated wastewater on soil Chemical properties and infiltration rate. **Journal of Environmental Management**, v. 133, p. 45-50, 2014.

BEGOSSO, L. **Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídas para tratamento de água cinza**, Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande/MS, 2009.

BITENCOURT, C. C. A de. (2018). Integração de análise estatística multivariada e geoprocessamento: Aplicação para estudos de enquadramento de corpos d'água. 2018. 162 f. Dissertação Mestrado da UFPA, Curitiba.

BLANKY, M. et al. Legionella pneumophila: From potable water to treated greywater; quantification and removal during treatment. **Science of the Total Environment**, v. 533, p. 557–565, julho, 2015.

BLANKY, M. et al. Greywater reuse - Assessment of the health risk induced by Legionella pneumophila. *Wat. Res.*, v. 125, 410–417, 2017

BOANO, F. et al. A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. **Science of the Total Environment**, v. 711, 2020.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. Elementos da natureza e propriedades dos solos. 3.ed. PortoAlegre: Bookman, 2013. 704p.

BRAGA, E. A. S. et al. Avaliação da biodegradabilidade das águas de lavagem provenientes da etapa de purificação do biodiesel produzido com óleo extraído das vísceras de tilápia. REGA, v. 09, n. 02, p. 35-45, jul/dez, 2012.

BRANCALIONE, L. A economia circular na produção de água de reuso para fins agrícolas. Educação, saúde e desenvolvimento sustentável: investigações, desafios e perspectivas futuras. Editora pitaya, Rio de Janeiro, 2021.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Diagnóstico do município de Florânia**. Rio Grande do Norte: CPRM/PRODEEM, 2005. 12 p.

BRASIL. Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005. Brasília, DF, 2005.

BRIÃO, E. B. **Eletrocoagulação seguida de ultrafiltração para pós-tratamento de esgoto para reúso urbano não potável**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2015.

CAMARGO, M. A. C. **Direito humano de acesso à água e ao saneamento: discussão do novo marco regulatório**. Dissertação (Mestrado em Estudos da Condição Humana) - Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2022.

CAMPOS, J. R. (Coord.) **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 464p.

CARVALHO, J. S. **Avaliação da biodegradabilidade do lodo e monitoramento de um sistema combinado anóxico/aeróbio no tratamento de esgoto doméstico**. Dissertação (Mestrado em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém/PA, 2021.

CASTRO, C. N.; CERZINI, M. T. **Saneamento Rural no Brasil: A universalização é possível? Texto para discussão**. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Brasília: Rio de Janeiro : Ipea, 2023.

CINTRA, T. S. **Tratamento de água cinza clara de edifício comercial por flotação por ar dissolvido para reúso de descargas de bacias sanitárias**. Dissertação – (Mestrado em Engenharia) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

CLESCERI, L. S. GREENBERG, A. E.; EATON, A. D. (Eds.) Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 ed. Washington (DC): APHA, AWWA, WEF, 1999.

COELHO, C. F.; REINHARDT, H.; ARAÚJO, J. C. Fossa verde como componente de saneamento rural para a região semiárida do Brasil. **Eng Sanit Ambient**, v. 23, n. 04, p. 801-810, agosto, 2018.

COSTA, R. O. **Tratamento de água cinza visando o desenvolvimento sustentável da agricultura familiar**. Tese (Doutorado em Engenharia de Processos) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2021.

COSTA, R. L. et al. Tratamento de água cinza para reúso agrícola no semiárido do Rio Grande do Norte, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, n. 5, p. 1031-1040. 2022.

CHERNICARO, C. A. L. et al. (2006) Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades de reúso da água In: Florencio L, Bastos RKX & Aisse MM. (Org.). Tratamento e utilização de esgotos sanitários. Rio de Janeiro, ABES. p. 63-110. (Projeto PROSAB).

CHRISPIM, M. C. **Avaliação de um sistema de tratamento de águas cinzas em edificação de campus universitário**. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Diagnóstico do município de Caraúbas, estado do Rio Grande do Norte / Organizado por João de Castro Mascarenhas, Breno Augusto Beltrão, Luiz Carlos de Souza Junior, Saulo de Tarso Monteiro Pires. Dunaldson Eliezer Guedes Alcoforado da Rocha, Valdecílio Galvão Duarte de Carvalho. Recife: CPRM/PRODEEM, 2005

CHRISTOVA-BOAL, D.; EDEN, R. E.; MACFARLANE, S. An investigation into greywater reuse for urban residential properties. *Desalination*. V.106, n. 1-3, p. 391-397, 1996.

DANTAS, R. P. et al. Reúso de água cinza tratada em sistema de alagado construído com resíduos da construção civil. *Revista Verde*. v. 14, n.1, jan.-mar, p.62-68, 2019.

DENG, S.; CHEN, J.; CHANG, J. Application of biochar as an innovative substrate in constructed wetlands/biofilters for wastewater treatment: Performance and ecological benefits. **Journal of Cleaner Production**. v. 293, p. 1-14, 2021.

DOMBROSKI, S. A. G. et al. Sistema simplificado para tratamento de água cinza em escala familiar. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 30, 2019. **Anais...** Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 1-9, 2019.

DÚRAN, L.; HENRÍQUEZ, C. Crecimiento y reproducción de la lombriz roja (*Eisenia foetida*) en cinco sustratos orgánicos. **Agronomía Costarricense**, v. 33, p. 275-281, 2009.

EMPRESA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL (EMATER). Sugestões de adubação para o Estado da Paraíba; 1ª aproximação. João Pessoa: EMATER-PB, 1979.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Manual de métodos de análise de solo. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212 p.

FARHADKHANI, M. et al. Effects of irrigation with secondary treated wastewater on physicochemical and microbial properties of soil and produce safety in a semi-arid área. **Water Research**, v. 144, p. 356-364, 2018.

FAO. (2010). The wealth of waste – the economic of wastewater use in agriculture, FAO water reports, 35, Rome, Italy.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. Irrigation with Treated Sewage Effluent: management for environmental protection. Berlin: Springer-Verlag, 1991.

FERNANDES, I. R. D. **Tratamento de água cinza e sua aplicação na fertirrigação do girassol ornamental em ambiente semiárido**. Dissertação (Mestrado em manejo de solo e água) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2017.

FERREIRA, A. M. Métodos estatísticos e Delineamento experimental: Testes Paramétricos. Escola Superior Agrária Castelo Branco; Castelo Branco, Portugal, 2009.

FERREIRA, T. V. G.; OLIVEIRA, L. H. Sistema descentralizado individual de água não potável: a necessidade da gestão da qualidade e da quantidade. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 18, n. 1, p. 379-392. 2018.

FIGUEIRAS, M. L. **Efeito da adição de resíduos alimentares triturados no tratamento de esgoto doméstico em reator UASB**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2016.

FIGUEIREDO, I. C. S. et al. Águas cinzas em domicílios rurais: separação na fonte, tratamento e caracterização. **Revista DAE**, v. 67, n. 220, p. 141-156, novembro, 2019.

FILALI, H. et al. Greywater as an Alternative Solution for a Sustainable Management of Water Resources—A Review. **Sustainability**, v. 14, 2022.

FLEMING, L. et al. Urban and rural sanitation in the Solomon Islands: How resilient are these to extreme weather events? **Science of the Total Environment**, v. 683, p. 331–340, 2019.

FLORÊNCIO, L.; AISSE, M. M.; BASTOS, R. K. X.; PIVELI, R. P. **Utilização de esgotos sanitários – Marcos conceituais e regulatórios**. In: FLORÊNCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (Coord.). Tratamento e utilização de esgotos sanitários. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 1-15.

FONSECA, J. A. et al. Identification of Entamoeba moshkovskii in Treated Waste Water Used for Agriculture. **Ecohealth**, v. 13, p.156-160, janeiro, 2016.

FRANCESCHINI, G. **Tecnologias de baixo custo para o tratamento de esgoto rural: reator UASB e fossa séptica econômica**. Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrômicas da Unesp, Botucatu, 2019.

FRANÇA, C. L. E. et al. Uso de água cinza tratada na irrigação de frutícola no semiárido: Aspectos legais e qualidade do solo. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 17, n. 3, p. 167-177, 2022.

FUNASA. 2018. Ministério de Saúde. Fundação Nacional de Saúde. CataloSan: Catálogo de soluções sustentáveis de saneamento - gestão de efluentes domésticos. Eds: Paulo, P.L.; Galbiati, A.F.; Magalhães, F.J.C. Brasília: Funasa. 50 p.

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR). Brasília: Funasa, p. 260, 2019.

GARCÍA, S. et al. Advanced nonparametric tests for multiple comparisons in the design of experiments in computational intelligence and data mining: Experimental analysis of power. *Information Sciences*, v. 180, 2044–2064, 2010.

GARCIA, X.; PARGAMENT, D. Reusing wastewater to cope with water scarcity: Economic, social and environmental considerations for decision-making. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 101, 154-166, 2015.

GHARAIBEH, M. A. et al. Alteration of physical and chemical characteristics of clayey soils by irrigation with treated waste water. **Geoderma**, v. 276, p. 33-40, maio, 2016.

GODFREY, S. et al. Safe greywater reuse to augment water supply and provide sanitation in semi-arid areas of rural India. **Water Science & Technology**. p. 1296 – 1303. 2010.

GONÇALVES, R. F. et al. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: Pós - Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. Cap 4, p.171-271.

GONÇALVES, R. F. et al. **Uso racional da água em edificações**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES. 352 p. 2006.

GURGEL, I. A.; NUNES, E. M. A dinâmica socioeconômica da pecuária do Rio Grande do Norte: Análise da cadeia produtiva do leite do Território da Cidadania Sertão do Apodi. **Rev. Econ. NE**, v. 50, n. 2, p. 59-76, 2019.

HANDAM, N. B. et al. Agricultural reuse: comparison between Brazilian and international quality standards. *International Journal of Hydrology*, v. 5, n. 1, p. 28-31, fevereiro de 2021.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos. In: MANCUSO, Pedro Caetano Sanches; DOS SANTOS, Hilton Felício (Editores). Reúso de água. Barueri: Manole, 2003. cap.3.

HESS, T. M.; LENNARD, A. T.; DACCACHE, A. Comparing local and global water scarcity information in determining the water scarcity footprint of potato cultivation in Great Britain. **Journal of Cleaner Production**. v. 87, n. 01, p.666–674. 2015.

HOLZKÄMPER, A. Adapting Agricultural Production Systems to Climate Change—What’s the Use of Models? *Agriculture*. v. 07, n. 86, outubro. 2017.

IBEKWE, A. M.; GONZALEZ-RUBIO, A.; SUAREZ, D. L. Impact of treated wastewater for irrigation on soil microbial communities. *Science of the Total Environment*, 1603–1610, 2018.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Agropecuário. Rio de Janeiro, 2010 (Produção pecuária municipal).

IBRAHIM, M. N. Effluent Quality Assessment of Selected Wastewater Treatment Plant in Jordan for Irrigation Purposes: Water Quality Index Approach. *Journal of Ecological Engineering*. v. 20, n. 10, p. 206–216, novembro, 2019.

IDEMA - Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte. **Perfil do Rio Grande do Norte**. Natal, RN, 2009.

ISRAEL. (2012) *The Environment in Israel 2002*. Israel: Ministry of the Environment.

JAEGER, W. K. et al. Finding water scarcity amid abundance using human–natural system models. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 114, n. 45, p. 11884–11889, novembro, 2017.

JEFFERSON, B. et al. Technologies for domestic wastewater recycling. **Urban Water**, v. 01, 285-292, 1999.

JOHNSON, R. A.; BHATTACHARYYA, G. K. *Statistics: principles and methods*. John Wiley & Sons, 2009.

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**, 6. Edição, Rio de Janeiro: ABES, 2011.

KAHIL, M. T.; DINAR, A.; ALBIAC, J. Modeling water scarcity and droughts for policy adaptation to climate change in arid and semiarid regions. *Journal of Hydrology*, v. 522, 95–109, 2015.

KIRCH, J. L.; SCHOENHERR, R. P.; VELOSO, T. C. M. A.; HONGYU, K. Aplicação da Análise de Componentes Principais e de Agrupamento para os Indicadores de Desempenho das Universidades Federais do Brasil. *Sigmae*, Alfenas, v.8, n.2, p. 55-66, 2019.

KNUPP, A. M. **Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbico e um “wetland” horizontal na produção de água para reúso predial a partir de água cinza**

clara. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2013.

LAM, L.; KIYO, K.; KEISUKE, H. Comparative environmental impacts of source-separation systems for domestic wastewater management in rural China. **Journal of Cleaner Production**. v. 104, p. 185-198, 2015.

LI, F.; WICHMANN, K.; OTTERPOHL, R. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. **Science of the Total Environment**, v. 407, p. 3439–3449, fevereiro, 2009.

LIBHABER, M., Experiência do reúso de água em Israel. 1º Simpósio Internacional de reúso de água, Curitiba. p.123. 2012.

LIU, J. et al. Water scarcity assessments in the past, present, and future. *Earth's Future*, v. 05, p. 545-559, 2017.

LOPES, W. S. et al. Qualidade das águas de fontes alternativas para usos múltiplos no semiárido paraibano. Revista GEAMA, **Scientific Journal of Environmental Sciences and Biotechnology**, v. 07, n. 02, p. 28-38, agosto, 2021.

LUTTERBECK, C. A. et al. Life cycle assessment of integrated wastewater treatment systems with constructed wetlands in rural areas. **Journal of Cleaner Production**, v. 148, p. 527-536, 2017.

MAGESHKUMAR, M.; KARTHIKEYAN, R. Modelling the kinetics of coagulation process for tannery industry effluent treatment using *Moringa oleifera* seeds protein. **Desalination and Water Treatment**, 1-11,2015.

MAGYARA, N. et al. Application of multivariate statistical methods in determining spatial changes in water quality in the Austrian part of Neusiedler See. *Ecological Engineering*, v. 55, p. 82-92, 2013.

MAHMOUDI, A.; MOUSAVI, S. A.; DARVISHI, P. Greywater as a sustainable source for development of green roofs: Characteristics, treatment technologies, reuse, case studies and future developments. *Journal of Environmental Management*, v. 295, 2021.

MARCELINO, G. R. Desempenho de wetlands construídos preenchidos com resíduos da construção civil na remoção de matéria orgânica, ibuprofeno, paracetamol e etinilestradiol de esgotos sanitários. 118 p. Dissertação – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2019.

MARQUES, M. V. A. **Dinâmica e distribuição dos nutrientes do efluente do tratamento preliminar de esgoto doméstico no solo quando aplicado em sulcos na fertirrigação do capim-elefante.** Dissertação (Mestrado em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte/MG. 2017.

MARTINS, A. S. **Influência de produtos de higiene pessoal e limpeza na concentração de sólidos totais, DBO, DQO, nitrogênio total e fósforo total do esgoto**

doméstico. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Uberlândia, 2018.

MATTOS, K. M. C. Viabilidade da irrigação com água contaminada por esgoto doméstico na produção hortícola. Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista, 2003.

MAY, S. **Caracterização, tratamento e reúso de águas cinzas pluviais e aproveitamento de água pluviais em edificações,** Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

MDA – MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO. Perfil Territorial 2015. Disponível em: http://sit.mda.gov.br/download/caderno/caderno_territorial_032_Sert%C3%A3o%20do%20Apodi%20--%20RN.pdf.

MEKONNEN, M.; HOEKSTRA, A. Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances*. v. 02. 2016.

MENDONÇA, K. P. L. **Tratamento de águas cinza provenientes de lavanderias visando reúso.** Dissertação (Mestrado profissional em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2019.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse,** McGraw - Hill Inc., 1991.

MIORIM, M. Tratamento combinado de lixo de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio em reator UASB. São Leopoldo: Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 2018.

MIOT, H. A. Correlation analysis in clinical and experimental studies. *J Vasc Bras*. 17(4):275-279. Out.-Dez. 2018.

MIRANDA, S. T. **Avaliação de aspectos da colmatção em sistemas alagados construídos preenchidos com diferentes substratos no tratamento de águas residuárias de tanque comunitário de resfriamento de leite.** Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa/MG, 2018.

MONTENEGRO, A.A.A; MONTENEGRO, S. M. G. L. Olhares sobre as políticas públicas de recursos hídricos para o Semiárido. IN: Recursos hídricos em regiões semiáridas, 2012.

MORAIS, N. W. S. Inventário sobre os padrões de lançamento de efluentes e reúso de águas e análise de eficiência e confiabilidade de um efluente industrial. 102 f. Universidade Federal do Ceará, 2016.

MOURA, M. S. B. et al. 2019. Aspectos meteorológicos do Semiárido brasileiro. In: Luciano Feijão Ximenes, Maria Sonia Lopes da Silva, Luiza Teixeira de Lima Brito. (Org.). *Tecnologias de convivência com o semiárido brasileiro*. 1 ed. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 1, 85-104.

MOURA, P. G. et al. Água de reúso: uma alternativa sustentável para o Brasil. **Eng Sanit Ambient**, v. 25, n. 06, p. 791-808, 2020.

NEIVA, T. S. Potencial de reúso na agricultura da água residuária da estação de tratamento limoeiro. 84f. Dissertação (mestrado), Universidade Estadual de Feira de Santana/BA, 2011.

NOGAROTTO, D. C.; DE LIMA, M. R. G.; POZZA, S. A. Análise de Componentes Principais para verificar relação entre variáveis meteorológicas e a concentração de MP10. **HOLOS**, v. 1, p. 1-17, fev. 2020.

NOLDE, E. Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-story buildings – over ten years experience in Berlin. **Urban Water**. v. 1, n. 4, p. 275-284, 1999.

NORTE, A. C. C.; ZANELLA, L.; ALVES, W. C. Espécies vegetais com potencial ornamental para utilização em Wetlands construídos. In: 2º Simpósio Brasileiro de Wetlands Construídos, 2015, Curitiba.

NOUR, E.A.A; PHILLIPPI, L.S.; ROSTON, D.M.; ZANELLA, L.; GONÇALVES, R.S. Gerenciamento de águas negras e amarelas. In: Tecnologias de segregação e tratamento de esgotos domésticos na origem, visando a redução do consumo de água e da infraestrutura de coleta, especialmente nas periferias urbanas. **PROSAB**. Rio de Janeiro. 2006, pp. 223 a 266.

NUNES, M. S. F.; QUEIROZ, A. F. Estudo de caso do saneamento básico do Sítio Paul, Riacho de Santana – RN. **Geotermas**, v. 6, n. 2, p. 96-111, dezembro, 2016.

OLIVEIRA, M. M. L. et al. Trocas de energia e fluxo de carbono entre a vegetação de caatinga e atmosfera no nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 21, n. 3b, 378-386, 2006.

OLIVEIRA, M. K. T. et al. Eficiência da água cinza no teor de clorofila em tecido foliar do milheto. **HOLOS**, Ano 38, v. 2, 2022.

OLIVEIRA, D. V. M.; FERREIRA, J. S. Avaliação dos parâmetros e padrões dos normativos legais em vigor no Brasil sobre reúso de água. In: **CONGRESSO NACIONAL DE SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE**, 30, 2019. **Anais...** Associação dos Engenheiros da Sabesp, p. 1-6, 2019.

OLIVEIRA, A. M.; DIAS, N. S.; GURGEL, G. C. S. et al. Impactos físico-químicos do descarte de rejeito salino em Neossolo e Chernossolo do oeste potiguar, Brasil. **Botucatu, Irriga**, v. 23, n.2, p. 413-425, 2018.

OLIVEIRA, H. A. **Uso da água cinza no crescimento inicial do mamoeiro e maracujazeiro em áreas de produção familiar**. Tese (Doutorado em manejo de solo e água) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2019.

OPHER, T.; FRIEDLER, E. Comparative LCA of decentralized wastewater treatment alternatives for non-potable urban reuse. **Journal of Environmental Management**. v. 182, p. 464-476, agosto. 2016.

ORIGUELA, L. A. Estudo da influência de eventos sobre a estrutura do mercado brasileiro de ações a partir de redes ponderadas por correlações de Pearson, Spearman e Kendall. Dissertação (mestrado) – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2018.

ORLOFSKY, E. et al. Comparable levels of microbial contamination in soil and on tomato crops after drip irrigation with treated wastewater or potable water. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 215, p. 140-150, outubro, 2016.

OTENG-PEPRAH, M.; ACHEAMPONG, M. A.; VRIES, N. K. Greywater Characteristics, Treatment Systems, Reuse Strategies and User Perception - a Review. **Water Air Soil Pollut**, p. 229-255, 2018.

OTTOSON, J.; STENSTROM, T. A. Faecal contamination of greywater and associated microbial Risks. **Water Research**, v. 37, p. 645–655, 2003.

PEREIRA, L. R. Avaliação do ranking de Friedman no cálculo da importância relativa. Trabalho de conclusão de curso (pós-graduação) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

PEREIRA, M. B. O. C. **Tratamento de água negra em reator UASB**. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Bauru, 2016.

PERONDI, T.; WOLFF, D. B.; DECEZARO, S. T.; ARAUJO, R. K. Wetlands construídos para o tratamento de esgoto doméstico: uma análise comparativa do custo do ciclo de vida. *Ambient. constr.* [online]. 2020, vol.20, n.2, pp.175-189.

PETERS, M. R. Potencialidade de uso de fontes alternativas de água para fins não potáveis em uma unidade residencial. 109 f. Dissertação (Mestrado). Centro Tecnológico. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

PIDOU, M. et al. Chemical solutions for greywater recycling. *Chemosphere*, v. 71, 147-155, 2008.

PIDOU, M. et al. Greywater recycling: treatment options and applications. **Engineering Sustainability**, v. 160, 119-131, setembro, 2007.

PIMENTEL-GOMES. Curso de Estatística Experimental. Piracicaba-SP, ESALQ/USP, 1985.

PINTO, M. A. T.; FORESTI, E.; MARQUES-JÚNIOR, J. **Reúso das águas residuárias**. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M (org.) Tratamento e utilização de esgotos sanitários, 393-403. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

PINTO, U.; MAHESHWARI, B. L.; GREWAL, H. S. Effects of greywater irrigation on plant growth, water use and soil properties. *Resources, Conservation and Recycling*. v. 54, 429-435. 2010.

PISANI JUNIOR, R.; CASTRO, M. C. A. A.; COSTA, A. A. Desenvolvimento de correlação para estimativa da taxa de geração per capita de resíduos sólidos urbanos no estado de São Paulo: influências da população, renda per capita e consumo de energia elétrica. *Eng Sanit Ambient*. v.23 n.2. 2018. p 415-424.

PLANSAB. **Plano Nacional de Saneamento Básico**. Ministério do Desenvolvimento Regional: Secretaria Nacional de Saneamento. Brasília, 2019. p. 226.

POLLICE, A.; LOPEZ, A.; LAERA, G.; RUBIDO, P.; LONIGRO, A. Tertiary filtered municipal wastewater as alternative water source in agriculture: a field investigation in Southern Italy. *Science of the Total Environment*, Elsevier, 2003.

PRASAD, R. K. Color removal from distillery spent wash through coagulation using *Moringa oleifera* seeds: Use of optimum response surface methodology. **Journal of Hazardous Materials**, v. 165, 804-811, 2009.

PTDRS, MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO. Secretaria de Desenvolvimento Territorial. Colegiado territorial do Sertão Apodi. **Plano Territorial de Desenvolvimento Rural Sustentável**. Sertão do Apodi, 2010.

RAFAEL, C. R. P.; MIRANDA, L. J. C.; MARINHO, R. L. N.; FERREIRA NETO, A.; VALDEVINO, M. M. S.; SANTOS, L. R. R. Caracterização físico-química da água de abastecimento do município de Caraúbas-RN e águas alternativas de Almino Afonso-RN em seus múltiplos usos. In: SILVA, H. C. (org.). *Gestão de Recursos Hídricos e Sustentabilidade 3*. Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2019. p. 68-76.

RAMPELOTTO, G. **Caracterização e Tratamento de Águas cinza visando reúso doméstico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria/RS, 2014.

RAPOPORT, B. **Águas cinzas: caracterização, avaliação financeira e tratamento para reúso domiciliar e condominial**. Tese – Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2014.

REBÊLO, M. M. P. S. **Caracterização de águas cinzas e negras de origem residencial e análise da eficiência de reator anaeróbio com chicanas**. Dissertação – Universidade Federal de Alagoas, Maceió/AL, 2011.

REVOLTA, B. S. **Coagulação química melhorada visando o tratamento de água cinza**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia/MG, 2014.

RIBEIRO, A. K. M. Métodos para avaliação do impacto ambiental da implantação de sistemas integrados de aproveitamento de água pluvial e água cinza em residências unifamiliars a partir da análise do ciclo de vida. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, 2015.

RICHARDS, L. A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. U. S. Dep. Agric. Handbook 60 Washington,. U. S. Government Printing, Office, D. C., 1954. 160 p.

RIZZON, F. F. **Monitoramento de desempenho de longo período de um sistema de tratamento unifamiliar de água cinza empregando wetland construído**. Monografia – Universidade Federal de Santa Catarina, 2020.

ROCHA, A. L. M. **Desempenho de estações de tratamento de águas cinzas e negras para residências rurais, envolvendo filtros orgânicos e reatores solares**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Viçosa, 2013.

RODRIGUES, D. O. Análise dos componentes principais das características e composição das carcaças de cordeiros pantaneiros e comerciais. 61f. Dissertação – Universidade Federal da Grande Dourados, 2018.

RODRIGUES, K. C. Otimização do tratamento de água cinza associando soluções aquosas de moringa oleifera e sulfato de alumínio

ROSS, B. Z. L.; GUERRA, A. C. S.; PAULA, A. C.; FUGANTI, M. F.; COSTA, F. J. O. G. Proposta de recuperação de reator anaeróbio tipo UASB tratando esgotos domésticos– Estudo de caso/Proposal of recovery of anaerobic reactor type UASB treating domestic sewage-Case study. Brazilian Journal of Technology, v. 1, n. 1, p. 35-48, 2018.

RUSSO, D. et al. Salinity control in a clay soil beneath an orchard irrigated with treated waste water in the presence of a high water table: A numerical study. Journal of Hydrology, v. 531, 198-213, 2015.

SAMPAIO, A. O. Editorial. Revista DAE. Nº 187. Ano LIX. Setembro, 2011.

SANGARE, D. et al. Short Term Effects of Treated Greywater by High Rate Algal Ponds Process on Vegetable Yield and Soil Properties under Sudano-Sahelian Climate Conditions. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 37, n. 01, p. 465-470, janeiro, 2018.

SANTANA, E. A. Desenvolvimento de um sistema de filtração para tratamento de água cinza visando seu reúso. 69f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa - MG, 2013.

SANTIAGO, F. S. et al. **Avaliação da Qualidade de Solo Irrigado por Água Cinza Tratada por Bioágua para Produção de Hortaliças e Frutas no Sertão do Apodi - RN.** In: X Congresso Latinoamericano y del Caribe de Ingeniería Agrícola - CLIA e XLI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola - CONBEA 2012, 2012, Londrina. X Congresso Latinoamericano y del Caribe de Ingeniería Agrícola - CLIA e XLI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola - CONBEA 2012, 2012.

SANTIAGO, F. S. dos; DOMBROSKI, S. A. G.; JALFIM, Felipe T.; NANES, M. B. Qualidade de Solo Irrigado por Efluente Tratado pelo Bioágua Familiar. In: 7º Encontro Internacional das Águas, 2013, Recife - PE. 7º Encontro Internacional das Águas, 2013.

SANTIAGO, F. S. et al. **Manual de implantação e manejo do sistema bioágua familiar: reúso de água cinza doméstica para a produção de alimentos na agricultura familiar do semiárido brasileiro.** Caraúbas: ATOS, 2015.

SANTIAGO, F. S.; JALFIM, F. O Sistema Bioágua Familiar: Reúso de água cinza doméstica para produção de alimentos no semiárido brasileiro. **In:** Centro Técnico de Cooperação Agrícola e Rural (CTA). Capitalização de experiências: Lições para o desenvolvimento em Moçambique e no Brasil. Wageningen. CTA, 2017.

SANTOS, A. B. dos; FRANCA, R. M. da. Qualidade físico-química e microbiológica das águas de irrigação e piscicultura. In: MOTA, S.; AQUINO, M. D. de; SANTOS, A. B. dos (Organizadores). Reúso de águas em irrigação e piscicultura. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará – Centro de Tecnologia, 2007. cap. 8.

SANTOS, C. F. et al. A contribuição da Bioágua para a segurança alimentar e sustentabilidade no Semiárido Potiguar brasileiro. **Sustentabilidade em Debate**, v. 7, p. 100-113, Brasília, 2016.

SANTOS, W. M. et al. Variabilidade espacial da sazonalidade da chuva no semiárido brasileiro

Spatial variability of rainfall seasonality in semi-arid region of Brazil. *Journal of Environmental Analysis and Progress*. v. 02, n. 04, 368-376, agosto. 2017.

SANTOS, S. A. **Análise comparativa do uso de sistemas de aproveitamento de águas pluviais e reúso de águas cinzas na rodoviária do plano piloto,** Brasília – DF. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade de Brasília, Brasília/DF, 2018.

SANTOS, A. S. P.; VIEIRA, J. M. P. Reúso de água para o desenvolvimento sustentável: aspectos de regulamentação no Brasil e em Portugal. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, v. 8, n.1, p. 50-68, 2020.

SARNAGLIA, S. A. A. **Desempenho de um “wetland” vertical aplicado ao tratamento do efluente de um filtro anaeróbico em uma estação de tratamento de águas cinzas claras visando o reúso não potável em edificações residenciais.**

Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014.

SCHROEDER, A. K. **Avaliação de tecnologias normatizadas e wetlands construídos empregados no tratamento descentralizado de esgoto por meio de análise multicriterial**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2020.

SIDERSKY, P. R.; JALFIM, F. T.; ARAÚJO, E. R. **A estratégia de assessoria técnica do Projeto Dom Helder Câmara**. 2. ed. Recife: Projeto Dom Helder Câmara, 2010.

SIGGINS, A. et al. Effects of long-term greywater disposal on soil: A case study. *Science of the Total Environment*, 627-635, 2016.

SILVA, M. E. et al. Diagnóstico e proposições para adequações de saneamento em assentamento rural no Semiárido da Paraíba. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 12, n. 4, p. 729-739, 2017.

SILVA NETO, H. A. **Avaliação da potencialidade no reúso doméstico da água cinza tratada para fins não potáveis**. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana/BA. 2018.

SILVA, D. F. S. **Separação de microalgas cultivadas em água negra digeridas anaerobiamente por meio da coagulação/floculação e sedimentação utilizando a moringa oleífera lam como coagulante natural**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Bauru, 2019.

SLOMPO, N. D. M. **Monitoramento e avaliação de sistema de tratamento para águas negras composto por Reator UASB, Fotobiorreator, Flotação e processos de desinfecção**. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo/SP, 2018.

SOARES, S. R. A.; SANTOS, A. S. P. Priorização da água de reúso em bacias hidrográficas com base no planejamento de recursos hídricos: proposta metodológica e exemplos das bacias do Rio Grande e do Piancó-Piranhas-Açu. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 9, n. 2, p. 111-125, 2021.

SOTERO-MARTINS, A. et al. Água de reúso: normativas nacionais e do Nordeste do Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 30, 2019. **Anais...** Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 1-5, 2019.

SOUSA, A. B. Remoção de cor aparente e turbidez de água cinza utilizando unidades biológicas filtrantes de baixo custo, instaladas em residências rurais no Semiárido do Rio Grande do Norte. 51f. Monografia – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, 2013.

SOUSA, J. T. et al. Efluentes tratados utilizados na agricultura. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Curitiba, p.1 -12, 2003.

SOUSA, A.; BERTOSI, A. P. A.; LASTORIA, G. Diagnóstico temporal e espacial da qualidade das águas superficiais do Córrego Bandeira, Campo Grande, MS. Revista Agroambiente On-line, v. 9, n. 3, p. 227-234, julho-setembro, 2015.

SOUSA, B. A. A. et al. Implementation and evaluation of a system for the treatment of gray water. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 6, n. 1, p. 3531- 3552, 2020.

SHAIKH, I. N.; AHAMMED, M. M. Quantity and quality characteristics of greywater: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 261, 2020.

SHEIKH, B. et al. Grey Water: Agricultural Use of Reclaimed Water in California. **Journal of Contemporary Water Research & Education**, v. 165, p.28-41, dezembro, 2018.

SNIS. Painel do Saneamento, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/painel-de-informacoes>. Acesso em: 14 de dezembro. 2023

SuSanA. (2018). **Sustainable sanitation and the SDGs: interlinkages and opportunities**. Sustainable Sanitation Alliance Knowledge Hub.

SYAFRUDIN; SAMUDA, G.; SYARAFINA, N.; BUDIHardjo, M. A. Application of UASB Reactor to Reduce the Concentration of BOD, COD and Phosphate in the Domestic Waste. **Nature Environment and Pollution Technology**, v. 15, n. 03, 951-956, 2016.

THIESEN, G. T. S. **Influência da cinza pesada e do pó de ferro em compósitos sinterizados obtidos por metalurgia do pó e aplicados como meio suporte em filtro biológico percolador**. Dissertação (Mestrado em Engenharia), Porto Alegre, 2018.

TOCCALINO, P. A., AGUERO, M. C., SEREBRINSKY, C. A. y ROUX, J. P. Comportamiento reproductivo de lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*) según estación del año y tipo de alimentación. **Revista Veterinaria**, v. 15, p. 65-69, 2004.

TRAVIS, M. J. et al. Greywater reuse for irrigation: Effect on soil Properties. *Science of the Total Environment*. v. 408, 2501–2508, março. 2010.

TROLDBORG, M. et al. A risk-based approach for developing standards for irrigation with reclaimed water. **Water Research**, v. 126, p.372-384, setembro, 2017.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ (UFC). *Recomendações de adubação e calagem para o estado do Ceará*. 1993.248p.

UNGUREANU, N.; VLADUT, V.; VOICU, G. Water Scarcity and Wastewater Reuse in Crop Irrigation. **Sustainability**, v. 12, outubro, 2020.

USEPA. Unites States Environmental Protection Agency. Guidelines for Water Reuse. EPA/600/R-12/618 Washington, DC, USA. 640p. 2012.

URBANO, V. R. et al. Effects of treated wastewater irrigation on soil properties and lettuce yield. *Agricultural Water Management*, v. 181, 108-115, 2017.

VASCO, A. N. et al. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. *Ambi-Água, Taubaté*, v. 6, n. 1, p. 118-130, 2011.

VENSKE, F. Alagados construídos para tratamento de águas cinzas com meio suporte de resíduos de construção e demolição. 101f. Dissertação – Universidade Estadual de Ponta Grossa, 2017.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª ed. Volume 1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed. Volume 1. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2018.

WAFULA, D. et al. Impacts of Long-Term Irrigation of Domestic Treated Wastewater on Soil Biogeochemistry and Bacterial Community Structure. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 81, n. 20, p. 7143–7158, outubro, 2015.

WEBER, C. F.; PRADO M. R.; KAICK, T. S. V. Dimensionamento de wetlands construídas em sistemas individuais de tratamento de esgoto sanitário. In: 2º Simpósio Brasileiro de Wetlands Construídos, 2015, Curitiba.

WINPENNY, J.; HEINZ, I.; KOO-OSHIMA, S. The wealth of waste: the economics of wastewater use in agriculture. *FAO Water Reports*. Roma. 2010.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and graywater. Excreta and greywater use in agriculture. v. IV. Geneva: World Health Organization, 2006.

WU, B. Membrane-based technology in greywater reclamation: A review. **Science of the Total Environment**, v. 656, 184-200, 2019.

ZUIN, V. et al. Policy Diffusion in the Rural Sanitation Sector: Lessons from Community-Led Total Sanitation (CLTS). **World Development**, v. 124, 2019.

9. ANEXOS

ANEXO 1. HISTÓRICO DO SISTEMA BIOÁGUA FAMILIAR (SBF)¹

O uso e reúso conscientes de água se apresentam como grandes desafios para a sociedade, os governos e para a ciência. No Semiárido brasileiro, muito se tem feito desde o início do século 21 para o enfrentamento do histórico atraso no abastecimento hídrico dessa região. Apesar desse esforço, pouco se avançou no que concerne a processos educativos sobre o consumo consciente da água e no campo das tecnologias de reúso.

A irregularidade de chuva, as altas taxas de evapotranspiração e os longos períodos de estiagem são fatores que tornam a água um fator limitante na região semiárida. Diversos estudos científicos apresentam o reúso de água residuária doméstica na agricultura como alternativa estratégica para a produção de alimentos em economias baseadas na agricultura, principalmente para as regiões áridas e semiáridas (POLLICE et al., 2003; SOUSA et al., 2003).

Na maioria das residências do Semiárido brasileiro a água cinza produzida é despejada em copas de frutíferas. Esta água pode ocasionar a poluição dos corpos hídricos, o aparecimento de agentes patogênicos e vetores de doenças, cheiro desagradável e a proliferação de mosquitos. Problemas de diarreia e vômitos são comuns. Por outro lado, o reúso da água cinza pode se tornar uma oportunidade de convivência em zonas com escassez de água. O reúso possibilita a produção de alimentos, minimiza a contaminação ambiental, a ciclagem de nutrientes. Incrementa também os sistemas tradicionais de criação de galinhas e saneamento básico simplificado.

Foi nesse cenário que o Projeto Dom Hélder Câmara – PDHC, vinculado ao então Ministério do Desenvolvimento Agrário (MDA) e em cooperação com Fundo Internacional de Desenvolvimento Agrícola (FIDA), a ONG ATOS e a Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA) se aliaram com três famílias agricultoras. Juntos, desenvolveram o Sistema Bioágua Familiar (SBF) de reúso de água cinza domiciliar para a produção de alimentos e despoluição dos quintais. O objetivo do modelo de reúso era

¹ Texto produzido por Santiago & Jalfim (2017) e publicado em <https://www.cta.int/en/article/o-sistema-bioagua-familiar-sid0509a8dda-3b11-4382-af93-680d4c6d7bc0>

resolver um problema de poluição ambiental – a água cinza nos quintais – e contribuir para a segurança alimentar através da produção de alimentos com o uso da água pós-tratamento.

Vários motivos têm levado ao aumento do uso de águas residuais para a agricultura, impulsionado em parte pela crescente escassez e degradação de recursos hídricos, pelo aumento da população e pelas metas de desenvolvimento do milênio – especialmente aquelas visando assegurar a sustentabilidade ambiental e eliminar a pobreza e a fome.

Minhocas como protagonistas na confiabilidade do uso da água cinza

O projeto foi implantado no meio rural da região semiárida do Nordeste do Brasil, coberta pela Caatinga, o único bioma exclusivamente brasileiro. Agricultores familiares em situação de pobreza e extrema pobreza (público do Plano Brasil sem Miséria – PBSM) foram os beneficiários.

Houve mobilização e seleção para a implantação dos três primeiros sistemas em residências rurais localizadas no município de Olho D'água do Borges, estado do Rio Grande do Norte. A ação se desenvolveu posteriormente em 23 comunidades rurais e assentamentos da reforma agrária de oito municípios deste mesmo estado.

O Sistema Bioágua Familiar (SBF) consiste num processo de filtragem por mecanismos de impedimento físico e biológico dos resíduos presentes na água cinza, sendo parte da matéria orgânica biodegradada por uma população de microrganismos e minhocas. A água de reúso é utilizada num sistema fechado de irrigação por gotejamento em quintal de 300 m² (20 m x 15 m).

A produção do quintal se constitui em hortaliças, frutas, plantas medicinais, folhas verdes para galinhas poedeiras de quintal no período seco e outros tipos de alimentos na perspectiva da Agroecologia.

O modelo foi concebido com subcomponentes destinados ao tratamento da água cinza, como o filtro biológico (FB), tanque de reúso (TR), sistema de irrigação, minhocário e compostagem. Um minitelado serve para a produção de mudas de hortaliças e frutas, a cerca compartilhada exibe árvores fixadoras de nitrogênio.

A primeira fase do projeto – 2009 a 2013 – foi caracterizada como pesquisa básica experimental, gerando o modelo. A segunda, de 2013 a 2015, correspondeu à expansão monitorada onde passou de três para 200 unidades, 20 das quais monitoradas em água, solo e alimentos. A aliança institucional foi ampliada com financiamento do Programa Socioambiental da Petrobras.

A metodologia privilegiou a aprendizagem a partir do ciclo natural do sistema, onde as pessoas “aprenderam a fazer, fazendo” e participaram da implantação, manejo e manutenção do “sistema bioágua escola”. Os/as participantes foram treinados/as e estimulados/as à experimentação participativa, aliada a um trabalho de educação ambiental nas escolas das comunidades e assentamentos, onde foram implantados os sistemas.

As práticas com base na Agroecologia foram adotadas para a elevação da fertilidade e para a estabilidade do solo nos quintais com Sistema Bioágua Familiar, tais como o uso de plantas repelentes e atrativas, como manjerição (*Ocimum spp*), cravo de defunto (*Tagetes patula* L.) e gergelim (*Sesamum indicum*). A rotação de culturas, cobertura morta, diversidade de cultivos (mínimo de 22 espécies de plantas), adubação orgânica com húmus de minhoca e composto orgânico completaram as práticas ecológicas.

Nas fases de pesquisa básica e expansão monitorada, houve coletas de solo, água e dos alimentos. Isto foi fundamental para comprovar a confiabilidade do uso da água cinza tratada na produção de alimentos.

Na fase final da expansão monitorada o projeto lançou o Manual de Implantação e Manejo do Sistema Bioágua Familiar² e uma página na internet para divulgação das ações e banco de dados com boletins técnicos. Promoveu conjuntamente atividades de educação ambiental com alunos/as e professoras em escolas rurais, etc.

Após a pesquisa básica e a expansão monitorada, o Sistema entrou numa fase de expansão mais ampliada, atendendo mais famílias em condições de oferta de água cinza e com interesse pelo sistema. Com efeito, essa expansão vem proporcionando uma contribuição concreta para a produção de alimentos e redução da contaminação nos

² Texto disponível em:

https://bioaguafamiliar.files.wordpress.com/2015/09/manual_bioagua_familiar_2015.pdf

quintais das famílias agricultoras. Alguns projetos estaduais estão em plena disseminação e aplicação do sistema nas regiões semiáridas do Rio Grande do Norte, Ceará e Bahia.

Aprender a fazer, fazendo

A quantidade e tipo de água cinza produzida pelas famílias da pesquisa foram, respectivamente, suficiente e adequada para funcionamento do Sistema Bioágua Familiar. O monitoramento da produção de água cinza de 20 sistemas permitiu o dimensionamento de sistemas para famílias típicas do Semiárido brasileiro. Estima-se que a necessidade hídrica diária de um quintal produtivo de 300 m² seja de 457 litros por dia.

O desafio do sistema foi adequar a quantidade de produção diária de água cinza às condições do Semiárido brasileiro. Assim sendo, recomenda-se a implantação de um Filtro Biológico em residências rurais com estimativa de produção igual ou inferior a 500 litros de água por dia. Nestas condições, há maior crescimento e desenvolvimento das minhocas, ‘protagonistas’ fundamentais para a eficiência do Filtro. Substâncias orgânicas e inorgânicas da água cinza alimentam as minhocas.

Os resultados mostraram que as propriedades químicas e físicas do solo com água pós-tratamento apresentaram padrões normais e atenderam às normas para uso agrícola. Além disso, a água do reúso apresenta boas quantidades de nutrientes e não causou poluição ambiental. Constatou-se, por fim, que o comportamento das plantas sob irrigação de água pós-tratamento segue padrões normais de crescimento e desenvolvimento vegetal (SANTIAGO et al., 2015).

Saúde

A eficiência do Filtro Biológico foi verificada através da capacidade de retenção de ovos dos germes parasitas helmintos e a redução de coliformes fecais. O desempenho do filtro atende à norma da Organização Mundial da Saúde para uso agrícola, sugerindo o aumento da segurança sanitária das hortaliças produzidas pelo uso de irrigação com gotejadores (SANTIAGO et al., 2015).

Por sua vez, o sistema de irrigação por gotejamento consiste em uma barreira adicional de segurança da saúde dos consumidores de alimentos provenientes do reúso de água cinza (HESPANHOL, 2003). A irrigação com regadores é, portanto, desaconselhada para cultivo de alimentos em quintais produtivos em Sistema Bioágua Familiar.

Como usar o Filtro Biológico? Após seis meses de funcionamento, há necessidade de repor algumas camadas de húmus de minhoca e pó de serragem devido ao processo de decomposição. O material substituído deverá ser colocado na compostagem, reduzindo o resíduo do sistema a zero. O Filtro Biológico elimina o despejo ao meio ambiente e, ao mesmo tempo, contribui para o saneamento básico.

A qualidade sanitária dos alimentos foi testada a partir da ausência de salmonela e da redução da carga de coliformes fecais. Observou-se conjuntamente o sistema de irrigação, que deve ser por gotejamento. O Filtro Biológico foi capaz de eliminar ovos de helmintos.

De forma geral, as hortaliças dos tipos fruto (tomate, pimentão), folhosas (alface, coentro e cebolinha) e raízes (beterraba e cenoura) atenderam à norma da ANVISA (RDC n°12/2001) quanto à ausência de salmonela. Para tanto, a agência indica a lavagem das hortaliças com água corrente potável para diminuir o risco de contaminação diversa.

O SBF foi concebido para um quintal produtivo em residências com condições similares de escassez de água, adaptando-se a convergência hidráulica da água cinza ao Filtro Biológico, inerente a cada localidade.

A intervenção humana como determinante

A implantação do Sistema Bioágua Familiar em 2009 foi um momento emblemático. O modelo é uma forma de universalizar a produção de alimentos em zonas com escassez de água em comunidades e assentamentos difusos, visando a melhoria da segurança alimentar das famílias, o incremento de renda e o saneamento rural simplificado.

O consumo continuado de hortaliças, frutas e ervas medicinais a partir do tratamento da água cinza foi fundamental para a melhoria na saúde das famílias

agricultoras, principalmente na redução de anemia, gripes, diarreia, vômitos e entre outras enfermidades.

Um pressuposto fundamental para o sucesso dessa expansão é que as pessoas venham a compreender que não estão lidando apenas com uma tecnologia, e sim com um sistema com vários componentes interligados, destacando-se o biológico e a água, e que a intervenção humana é determinante para o maior ou menor nível de eficiência do mesmo.

Assim, além dos aspectos técnicos, é fundamental a construção de experiências que sirvam como referenciais sobre processos metodológicos de formação integrada à educação ambiental. Tais práticas são imprescindíveis para qualquer iniciativa de expansão desse Sistema nas variadas localidades da região semiárida brasileira.

Para tanto, é essencial a mobilização conjunta de gestores, acadêmicos e líderes comunitários para equacionar o problema de saneamento básico, reúso da água, combate ao mosquito, beneficiando-se da oportunidade de transformar água cinza em alimento.

