

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**  
Escola de Engenharia  
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Maria Cecilia Rosinski Lima Gomes

**AVALIAÇÃO DO USO E EFICIÊNCIA DE TRATAMENTOS DOMICILIARES DE ÁGUA  
EM COMUNIDADES RURAIS NA AMAZÔNIA CENTRAL**

Belo Horizonte  
2023

Maria Cecília Rosinski Lima Gomes

**AVALIAÇÃO DO USO E EFICIÊNCIA DE TRATAMENTOS DOMICILIARES DE ÁGUA  
EM COMUNIDADES RURAIS NA AMAZÔNIA CENTRAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Qualidade e Tratamento de Água para Consumo Humano

Orientador: César Rossas Mota Filho

Belo Horizonte  
2023

G633a

Gomes, Maria Cecília Rosinski Lima.

Avaliação do uso e eficiência de tratamentos domiciliares de água em comunidades rurais na Amazônia Central [recurso eletrônico] / Maria Cecília Rosinski Lima Gomes. – 2023.

1 recurso online (148 f. : il., color.) : pdf.

Orientador: César Rossas Mota Filho.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Apêndices e anexos: f. 145-148.

Bibliografia: f. 133-144.

1. Engenharia sanitária – Teses. 2. Saneamento – Teses. 3. Água – Tratamento domiciliar – Teses. 4. Amazônia – Teses. 5. Escherichia coli – Teses. I. Mota Filho, César Rossas. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
[ESCOLA DE ENGENHARIA]  
COLEGIADO DO CURSO DE GRADUAÇÃO / PÓS-GRADUAÇÃO EM [SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS  
HÍDRICOS]

### **FOLHA DE APROVAÇÃO**

"Avaliação do Uso e Eficiência de Tratamentos Domiciliares de Água Em Comunidades Rurais Na Amazônia Central"

**MARIA CECILIA ROSINSKI LIMA GOMES**

Tese defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. Cesar Rossas Mota Filho

Profa Uende Aparecida Figueiredo Gomes

Profa. Lyda Patricia Sabogal Paz

Prof. Bruno Segalla Pizzolatti

Prof. Márcio Pessoa Botto

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

Profa. Priscilla Macedo Moura

Prof. Cesar Rossas Mota Filho

Coordenadora

Orientador

Belo Horizonte, 31 de maio de 2023.



Documento assinado eletronicamente por **Cesar Rossas Mota Filho, Professor do Magistério Superior**, em 31/05/2023, às 17:14, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Lyda Patricia Sabogal Paz, Usuário Externo**, em 01/04/2024, às 09:33, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Marcio Pessoa Botto, Usuário Externo**, em 01/04/2024, às 11:30, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Bruno Segalla Pizzolatti, Usuário Externo**, em 01/04/2024, às 12:25, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Uende Aparecida Figueiredo Gomes, Professora do Magistério Superior**, em 08/04/2024, às 13:27, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Priscilla Macedo Moura, Coordenador(a) de curso de pós-graduação**, em 08/04/2024, às 22:08, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufmg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **2344480** e o código CRC **39FBE0F2**.

*Este trabalho é dedicado a todas as pessoas que, em suas casas, por intuição, sabedoria ou falta de opção, dedicam seu tempo a cuidar da água de consumo.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Pós Graduação em Sanamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SMARH da UFMG e à Diretoria do Instituto Mamirauá, pelo amparo durante o desenvolvimento da pesquisa. Agradeço ao Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovações do Governo Federal e à Fundação Banco do Brasil pelos recursos destinados à pesquisa e à implementação de filtros domiciliares e atividades educativas nas comunidades ribeirinhas. Agradeço ao projeto *Comprehensive water quality monitoring where there is no laboratory* (ICA\R1\191241), ao Global Challenge Research Fund da Royal Society do Reino Unido, ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia ETEs Sustentáveis – INCT ETEs Sustentáveis, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelo apoio para a realização de treinamento e análises em laboratório.

Agradeço ao professor Cesar, por sua orientação assertiva e sábia, e aos colegas da UFMG Bernardo, João Luiz, Clarissa, Andrés, Jéssica, Marise, Gustavo, Matheus, Amanda, Bruna, Isabella, Paulinha, Mirene e Cíntia, pelos momentos em aula, laboratório, lazer e diversas formas de apoio. Agradeço aos professores Sonaly, Uende, Marcos, Valter e Marcelo pelo acolhimento no SMARH. Agradeço também aos colegas do Instituto Mamirauá Maria Mercês, Maria das Dores, Ademir, Dávila, Claudeíse, Rafaela, Leonardo, Milena, João Paulo, Cássia, Luiz, Heloisa, Andressa, Mayara e Rafael, pelo grande trabalho desenvolvido junto às comunidades e por muitas horas de apoio em campo e laboratório. Agradeço aos moradores das comunidades envolvidas, que abriram suas casas e confiaram no trabalho. Especialmente agradeço à minha família, pelo apoio e paciência.

## RESUMO

Na Amazônia, a maioria da população rural vive em pequenos e dispersos agrupamentos populacionais, com carência de serviços básicos. A região tem a maior disponibilidade hídrica de água doce superficial do mundo, porém a população não tem água de qualidade para consumo. O consumo de água não potável é um risco à saúde e o tratamento da água no domicílio pode ser uma das barreiras sanitárias para proteção da Saúde Única humana, ambiental e animal. Moradores de comunidades rurais utilizam tradicionalmente técnicas para tratamento da água, porém sua eficiência não é conhecida. Com isso, o objetivo da pesquisa foi avaliar as condições de uso de água em comunidades ribeirinhas da Amazônia Central e soluções de tratamento domiciliar para a melhoria da qualidade. A pesquisa foi desenvolvida em três etapas. Foram analisadas as condições de uso domiciliar de água a partir de um banco de dados de 3.285 domicílios, referentes a 2018, com uso de estatística descritiva e análise de correspondência simples. Em seguida foi realizado um estudo transversal amostral de campo sobre a eficiência de métodos de tratamento de água utilizados. Na última etapa foi realizado um estudo longitudinal para a avaliação da eficiência, uso e aplicabilidade de filtros de vela de cerâmica para o tratamento de água nas comunidades ribeirinhas. A pesquisa revelou que 71% da população ribeirinha não possui sistema de abastecimento de água. A principal forma de acesso à água é a captação de água de chuva. A existência de abastecimento de água e o acesso à água de poço estão associados às comunidades maiores (mais de 17 domicílios) e localizadas em áreas não alagáveis. O tratamento domiciliar é adotado por 90% da população e o uso de hipoclorito de sódio é o principal método. O uso de hipoclorito na água de chuva promoveu a desinfecção em algumas amostras, porém a dose utilizada (1 mg/L) é menor que a recomendada. Para a água do rio, a sedimentação e coagem removeram até 22% da turbidez, com valores perto de 40 UNT na água tratada. O aumento na quantidade de bactérias registrado principalmente na água de rio após sedimentação e coagem (aumento de 0,3 log de *Escherichia coli* – *E. coli*) indicou a provável contaminação dos recipientes usados para manuseio e armazenamento de água tratada. Os filtros de vela cerâmica removeram significativamente ( $p < 0,05$ ) a contaminação por *E. coli* (0,6 log de remoção), porém não foram capazes de atingir o padrão mínimo de qualidade em 96% das amostras avaliadas. Os três tipos de velas cerâmicas testadas foram estatisticamente semelhante na remoção de *E. coli* e turbidez e a presença de prata coloidal em uma das velas não resultou em maior eficiência microbiológica. Conclui-se que a cloração de água de chuva é uma opção adequada para as comunidades ribeirinhas na Amazônia central no contexto atual e as demais formas de tratamento domiciliar de água possuem eficiência limitada. Para serem utilizados de forma efetiva e segura para a proteção à saúde, são necessários investimentos em tecnologia de tratamento e, especialmente, em treinamento e sensibilização das famílias usuárias.

Palavras-chave: Acesso à água. Tratamento domiciliar de água. Amazônia Rural. *E. coli*.

## ABSTRACT

In the Amazon, most of the rural population lives in small and dispersed groups lacking essential services. The region has the world's greatest water availability of surface fresh water, but the population does not have quality water for consumption. The consumption of non-potable water is a health risk, and water treatment at home can be one of the sanitary barriers to protecting human, environmental, and animal Health. Residents of rural communities traditionally use techniques for water treatment, but their efficiency is unknown. Therefore, the research aimed to evaluate water use conditions in riverside communities in the Central Amazon and home treatment solutions to improve quality. The research was developed in three stages. The conditions of household water use were analyzed from a database of 3,285 households, referring to 2018, using descriptive statistics and simple correspondence analysis. Next, a cross-sectional field sample study was carried out on the efficiency of the water treatment methods. In the last stage, a longitudinal study was conducted to evaluate ceramic candle filters' efficiency, use, and applicability for water treatment in riverside communities. The research revealed that 71% of the riverside population does not have a water supply system. The main way of accessing water is rainwater harvesting. The existence of a water supply and access to well water are associated with larger communities (more than 17 households) and located in non-floodable areas. Home treatment is adopted by 90% of the population and the use of sodium hypochlorite is the main method. The use of hypochlorite in rainwater promoted disinfection in some samples. However, the dose used (1 mg/L) is lower than recommended. For river water, sedimentation and straining removed up to 22% of the turbidity, with values close to 40 UNT in the treated water. The increase in the number of bacteria recorded mainly in river water after sedimentation and straining (0.3 log increase in *Escherichia coli* – *E. coli* ) indicated the probable contamination of containers used for handling and storing treated water. Ceramic candle filters significantly ( $p < 0.05$ ) removed *E. coli* contamination (0.6 log removal) but were not able to reach the minimum quality standard in 96% of the samples evaluated. The three types of ceramic candles tested were statistically similar in removing *E. coli* and turbidity. The presence of colloidal silver in one of the candles did not result in greater microbiological efficiency. It is concluded that rainwater chlorination is a suitable option for riverside communities in the central Amazon in the current context, and other forms of household water treatment have limited efficiency. To be used effectively and safely to protect health, investments in treatment technology and, especially, in training and raising awareness among user families are necessary.

**Key-words:** Access to water. Household water treatment. Amazonia. Rural.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Classificação dos corpos d'água na bacia Amazônica.....	20
Figura 3.2 - Situação do saneamento rural no bioma Amazônia.....	24
Figura 3.3 - Tipos de tratamento domiciliar de água.....	30
Figura 4.1 - Testes de crescimento da fase log das culturas <i>E. coli</i> CN 13 (a) e <i>E. coli</i> F <sub>amp</sub> (b). Em vermelho estão indicados os pontos nos quais foram obtidos valores de absorvância mais próximos do ideal (0,5) .....	51
Figura 4.2 - Crescimento das duas culturas de <i>E. coli</i> (absorvância vs tempo) para identificação do tempo de coleta da fase log.....	52
Figura 4.3 - Resultado do teste de identificação do tempo ideal de incubação de bactérias <i>E. coli</i> para análise de colifagos (placas de lise estão assinaladas por flechas).....	52
Figura 5.1 - Localização da região de estudo e comunidades.....	59
Figura 5.2 - Reservatórios de água dos domicílios (A, B, C); recipientes de armazenamento de água para beber (D, E, F); práticas de tratamento domiciliar (G, H, I).....	64
Figura 5.3 - Associações da Análise de Correspondência entre nível de acesso a água, condições de uso e características das comunidades de zona ecológica (A) número de domicílios da comunidade (B), distância até o centro urbano mais próximo (C) e tipo de tratamento de água realizado no domicílio (D).....	67
Figura 5.4 - Região do estudo sobre métodos de tratamento de água tradicionalmente usados .....	78
Figura 5.5 - Desenho experimental de tratamentos domiciliares de água de chuva (à esquerda) e água de rio (à direita).....	80
Figura 5.6 - Tratamento domiciliar de água por (A) coagem, (B) cloro, (C) sedimentação, (D) floculante Purificador de Água P&G nas comunidades ribeirinhas das áreas rurais no Médio Solimões, na Amazônia Central.....	84
Figura 5.7 - Diagramas dos resultados de coliformes totais e <i>E. coli</i> do tratamento domiciliar da água do rio (à esquerda) e da chuva (à direita).....	86
Figura 5.8 - Diagramas dos resultados de turbidez e cor do tratamento domiciliar da água do rio (à esquerda) e da chuva (à direita) .....	86
Figura 5.9 - Classificação da concentração de <i>E. coli</i> na água de chuva em níveis de risco à saúde segundo WHO (2012) .....	87
Figura 5.10 - Classificação da concentração de <i>E. coli</i> na água de rio em níveis de risco à saúde segundo WHO (2012) .....	88
Figura 5.11 - Localização das comunidades na região do estudo.....	100
Figura 5.12 - Filtros em uso em duas residências (A e B), modelo do filtro de controle em laboratório (C) e velas dos filtros de controle (D) .....	103

Figura 5.13 - Vazão de filtração mediana dos filtros em campo de tempos t0 a t6 e respectivos dias de acompanhamento (0 a 136 dias) .....	108
Figura 5.14 - Vazão de filtração dos filtros de controle laboratório ao longo de nove bateladas* (setas indicam o momento de lavagem das velas).....	108
Figura 5.15 – E. coli e coliformes totais das águas brutas e filtradas em campo (à esquerda) e em laboratório (à direita).....	112
Figura 5.16 – Turbidez, cor e pH das águas brutas e filtradas .....	113
Figura 5.17 - Classificação da concentração de E. coli nas águas filtradas em níveis de risco à saúde, segundo WHO (2012) .....	114
Figura 5.18 - Região do estudo sobre a abundância e diversidade da comunidade microbiana em águas de chuva usadas para consumo.....	122
Figura 5.19 - Desenho experimental de tratamentos domiciliares de água de chuva tradicionalmente usados .....	123
Figura 5.20 - Abundancia relativa dos principais filos das amostras de água bruta e tratadas com diferentes tipos de tratamento domiciliar .....	126
Figura 5.21 - Abundância relativa dos principais gêneros das amostras de água bruta e tratadas com diferentes tipos de tratamento domiciliar .....	127

## LISTA DE QUADROS

Quadro 4.1- Variáveis qualitativas utilizadas na avaliação das condições de uso domiciliar da água. ....	40
Quadro 4.3 - Categorização de variáveis utilizadas para avaliação de condições de uso domiciliar de água.....	42
Quadro 4.4 - Variáveis de qualidade da água analisadas, métodos e equipamentos.....	46
Quadro 5.1 - Características das velas de cerâmica .....	101

## LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 - Número de localidades selecionadas para a avaliação de condições de uso domiciliar de água.....	39
Tabela 5.1 – Existência e situação de sistema de abastecimento de água em comunidades ribeirinhas do Médio Solimões, Amazonas, Brasil (2018). .....	63
Tabela 5.2 - Condições de uso domiciliar de água em áreas rurais ribeirinhas do Médio Solimões, Amazonas (2018). .....	65
Tabela 5.3 - Níveis de acesso à água em comunidades ribeirinhas do Médio Solimões, Amazonas, Brasil.....	66
Tabela 5.4 - Eficiência dos tratamentos domiciliares de água usados tradicionalmente em água de chuva e rio .....	85
Tabela 5.5 - Características da água de consumo (n=16).....	89
Tabela 5.6 - Acompanhamento e auto registro do uso dos filtros de vela cerâmica .....	107
Tabela 5.7 - Vazão de filtração e correlação Spearman ( $r_s$ ) de acordo com o tipo de vela cerâmica.....	109
Tabela 5.8 - Turbidez, cor e pH das águas bruta e filtrada.....	110
Tabela 5.9 - E. coli e coliformes totais de amostras de água bruta e filtrada para cada tipo de vela.....	111
Tabela 5.10 – Análise comparativa entre água de consumo e água filtrada em filtros de vela .....	114
Tabela 5.11 – Quantitativo de comunidades bacterianas nas amostras de água bruta e tratada por diferentes métodos. ....	125
Tabela 5.12 – Percentual de ocorrência de gêneros de bactérias potencialmente patogênicas nas amostras, por tipo de tratamento de água.....	128

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	16
2	OBJETIVOS .....	19
2.1	Objetivo Geral .....	19
2.2	Objetivos Específicos .....	19
3	REVISÃO DA LITERATURA .....	20
3.1	Região Amazônica .....	20
3.1.1	<i>Utilização de águas subterrâneas</i> .....	22
3.2	Saneamento básico na Amazônia .....	23
3.3	Sistemas de água para abastecimento em pequenas comunidades na Amazônia .....	26
3.4	Tratamento domiciliar de água .....	28
3.5	Tratamento domiciliar de água usando filtros de cerâmica .....	33
4	METODOLOGIA .....	38
4.1	Análise do banco de dados sobre condições de uso de uso da água .....	38
4.1.1	<i>Banco de dados</i> .....	38
4.1.2	<i>Variáveis</i> .....	39
4.1.3	<i>Classificação de nível de acesso à água</i> .....	43
4.1.4	<i>Análises estatísticas</i> .....	44
4.2	Análises de qualidade da água .....	44
4.3	Experimentação e ajustes da análise de colifagos somáticos e macho-específicos (F <sup>+</sup> ) a partir de metodologia adaptada de EPA 1602 .....	47
4.3.1	<i>Método padrão</i> .....	47
4.3.2	<i>Resultados</i> .....	50
4.3.3	<i>Considerações</i> .....	54
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	55
5.1	Condições de uso e níveis de acesso domiciliar à água em comunidades rurais na Amazônia .....	55
5.1.1	<i>Introdução</i> .....	56
5.1.2	<i>Método</i> .....	58

5.1.3	<i>Resultados</i> .....	63
5.1.4	<i>Discussão</i> .....	68
5.1.5	<i>Conclusões</i> .....	74
5.2	Performance de técnicas de tratamento domiciliar de água tradicionalmente usadas na Amazônia rural .....	75
5.2.1	<i>Introdução</i> .....	76
5.2.2	<i>Metodologia</i> .....	78
5.2.3	<i>Resultados</i> .....	82
5.2.4	<i>Discussão</i> .....	89
5.2.5	<i>Conclusão</i> .....	95
5.3	Uso e eficiência de filtros de vela de cerâmica para tratamento domiciliar de água de chuva em comunidades rurais na Amazônia central .....	97
5.3.1	<i>Introdução</i> .....	97
5.3.2	<i>Metodologia</i> .....	99
5.3.3	<i>Resultados</i> .....	106
5.3.4	<i>Discussão</i> .....	115
5.3.5	<i>Conclusão</i> .....	119
5.4	Abundância e diversidade de comunidades bacterianas em água de chuva consumida em comunidades ribeirinhas do médio rio Solimões-AM .....	120
5.4.1	<i>Introdução</i> .....	120
5.4.2	<i>Metodologia</i> .....	122
5.4.3	<i>Resultados</i> .....	125
5.4.4	<i>Discussão</i> .....	128
6	REFERÊNCIAS.....	131
7	APÊNDICE.....	143
8	ANEXO.....	146

## 1 INTRODUÇÃO

A água para o consumo humano deve estar presente de forma plena para a população, contemplando a qualidade, disponibilidade, acessibilidade física, custo acessível e aceitabilidade (United Nations, 2010). No aspecto de qualidade, há o desafio de realizar o tratamento da água de forma a compatibilizar sua qualidade ao uso desejado, bem como eliminar, ou minimizar ao máximo possível, os riscos à saúde que podem ser trazidos pelo seu consumo.

O Padrão de Qualidade da Água (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2021) exige ausência de cor, turbidez, microrganismos patogênicos, toxinas e outros. Porém há uma lacuna entre a situação ideal e o que é realidade para a maior parte da população mundial (população com problema no acesso). No Brasil, a região Norte é a que possui os piores índices de saneamento básico (BRASIL, 2019) e acesso a outras políticas públicas (IEMA, 2020). Nas áreas rurais, a baixa densidade demográfica, a distância entre as localidades habitadas e as inundações sazonais na região de planície são grandes desafios enfrentados.

Com a pandemia de Covid-19 iniciada em 2020, houve maior preocupação com a saúde em comunidades rurais, vivendo na zona de amortecimento das florestas. Fungos, vírus e bactérias presentes em habitats e hospedeiros específicos, podem ser causadores de doenças emergentes e pandemias após algum desequilíbrio ambiental como o aumento de temperatura, ou após o contato entre humanos e animais silvestres (Daszak *et al.*, 2020; Ellwanger and Chies, 2022). No contexto da Saúde Única (*One Health*), que integra o meio ambiente, os seres humanos e animais (Adisasmito *et al.*, 2022), a melhoria do acesso à água para a população e o controle de sua qualidade tornam-se uma barreira sanitária que potencialmente pode evitar a propagação de microrganismos patogênicos ainda não descobertos.

O uso de água de chuva é uma prática comum em diversas regiões da Amazônia, com grande aceitação social. Além de solução tecnológica, contribui para a autonomia das famílias. Pode ser utilizada ao longo do ano, porém no período mais seco torna-se escassa e a água do rio passa a ser a fonte mais acessível. Desta forma, o

tratamento da água deve ser eficiente para remoção de turbidez que existe nas águas dos rios, e patógenos existentes nas águas de rios e chuva.

Com a ausência de sistemas de abastecimento de água, a alternativa imediata para a melhoria da qualidade da água para consumo é seu tratamento no domicílio. Práticas antigas e tradicionais são utilizadas pelas famílias, tais como a sedimentação e a coagem da água.

A partir dessas considerações, a pesquisa investigou a questão: Como o tratamento domiciliar de água pode contribuir com a redução de turbidez e patógenos na água de consumo nas comunidades ribeirinhas?

As hipóteses deste estudo foram:

- As condições de uso domiciliar de água nas comunidades ribeirinhas são dependentes da localização em área alagável e das condições socioeconômicas das famílias.
- O uso das técnicas tradicionais de tratamento domiciliar da água não é capaz de reduzir a contaminação microbiológica da água até níveis seguros para consumo.
- O filtro de vela de cerâmica tem capacidade de tratar a água a um nível seguro para consumo.

Esta tese está estruturada em quatro estudos. O primeiro estudo avalia as condições de uso domiciliar da água, a partir de informações provenientes de um banco de dados socioeconômico e demográfico sobre domicílios de duas Unidades de Conservação de uso sustentável do Amazonas.

No segundo estudo foi realizada uma avaliação da eficiência das principais técnicas de tratamento de água tradicionalmente usadas pela população nestas áreas, a partir de amostragem de campo.

No terceiro estudo foi realizada uma avaliação de filtros de vela de cerâmica implementados em comunidades, considerando eficiência na remoção de patógenos e turbidez, forma de uso pelas famílias e aplicabilidade na região.

No quarto estudo, foi realizada uma avaliação das comunidades de bactérias presentes na água de chuva usada para consumo e tratada com diferentes técnicas de tratamento domiciliar, identificando sua composição e a abundância de todos os filos e gêneros encontrados.

Este projeto foi desenvolvido no âmbito do Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG, com o apoio do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (IDSM/OS-MCTI) na pesquisa de campo.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar as condições de uso de água em comunidades ribeirinhas da Amazônia central e soluções de tratamento domiciliar para a melhoria da qualidade.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Avaliar as condições de uso domiciliar da água, considerando variáveis socioeconômicas e ambientais;
- Identificar métodos tradicionais de tratamento domiciliar de água utilizados por moradores e avaliar seu impacto na qualidade microbiológica da água;
- Avaliar a eficiência e aplicabilidade de filtros de vela de cerâmica para o tratamento domiciliar de água.

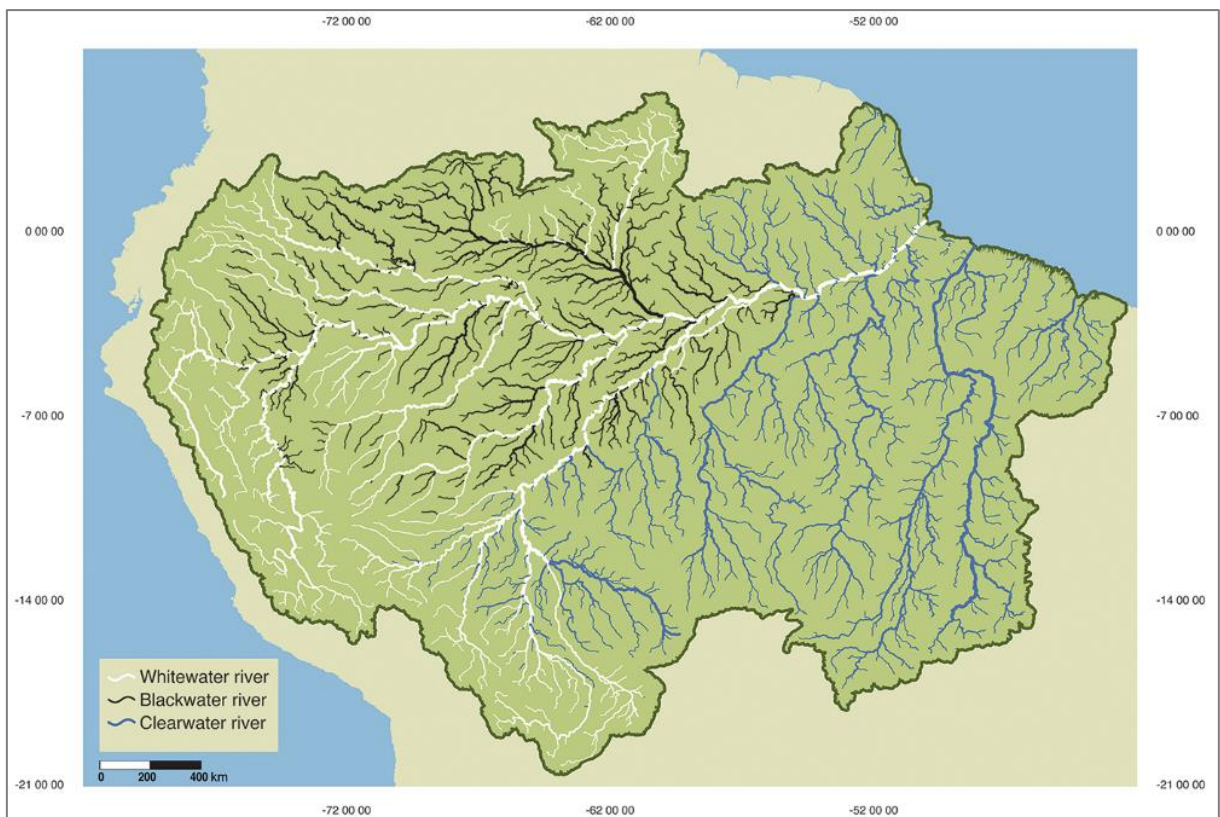
### 3 REVISÃO DA LITERATURA

#### 3.1 Região Amazônica

A Amazônia é a maior floresta tropical do mundo. Ela ocupa quase a totalidade da área dos estados da região Norte do Brasil. O bioma é considerado um berço de biodiversidade, sequestro de carbono e geração de serviços ecossistêmicos, como segurança hídrica, geração de energia renovável, diversidade genética para produção de medicamentos e segurança de renda e identidade cultural para a população local (Strand *et al.*, 2018; Joly *et al.*, 2019). Um exemplo desta importância está na dimensão da bacia hidrográfica do Rio Amazonas, que possui 81% da disponibilidade de água doce superficial do país (Franca *et al.*, 2010).

Os corpos d'água na bacia Amazônica são classificados em três tipos principais, de acordo com as características das águas: águas brancas, pretas e claras (Figura 3.1).

**Figura 3.1 - Classificação dos corpos d'água na bacia Amazônica.**



Fonte: Venticinqu *et al.* (2016)

Esta classificação dos corpos d'água foi definida por Sioli (1968). O padrão de características da água é atribuído à origem dos corpos d'água, tipo de solo e cobertura florestal. Os rios de água branca têm sua origem na região montanhosa dos Andes e no seu percurso carregam toneladas de sedimentos que conferem turbidez à água e são responsáveis por sua alta produtividade. Possuem pH próximo da neutralidade. Os rios de água preta têm sua origem em regiões de floresta e por este motivo possuem elevada concentração de carbono orgânico dissolvido, baixo pH e poucos nutrientes. Os rios de água clara drenam rochas sedimentares e cristalinas do Brasil central e possuem águas com relativa baixa concentração de sólidos em suspensão e águas levemente alcalinas (Sioli, 1984).

A paisagem amazônica é diversa e formada por áreas de “terra-firme” e paisagens aquáticas, sendo consideradas como paisagens aquáticas os corpos d'água e as áreas úmidas, compostas por áreas alagadas e áreas alagáveis sazonalmente. As áreas alagáveis representam cerca de 14% da área da bacia hidrográfica (Melack and Hess, 2011). São 21 milhões de hectares de áreas úmidas de importância internacional (210 mil km<sup>2</sup>), como várzeas e igapós (The Ramsar Convention, 2021). Assim como ocorreu nas áreas alagáveis de outros grandes rios tropicais do mundo, na bacia amazônica a população se desenvolveu a partir do uso das áreas férteis ao longo dos rios, ajustando suas formas de vida e produção aos ciclos de inundação (Junk *et al.*, 2011).

Além das alterações do ciclo hidrológico anual, as regiões de várzea também são afetadas pela alteração do curso dos rios (Nagel *et al.*, 2022), que ocorre devido ao fenômeno natural de erosão em alguns trechos e deposição de sedimentos em outros. Este processo gera impactos diretos na mobilidade da população, uma vez que a deposição de sedimentos leva ao aumento da distância da comunidade até o leito do rio no período seco; e de forma inversa, nos locais com erosão, há mais susceptibilidade a impactos da inundação no período chuvoso (Nagel *et al.*, 2022).

Na região do Médio Rio Solimões, a maioria da população rural vive nas várzeas em pequenos e dispersos agrupamentos populacionais e têm carência de diversos serviços básicos como acesso à energia elétrica, à educação e à saúde (Moura *et al.*, 2016). Doenças tropicais negligenciadas, como leishmaniose, malária, doença de

Chagas, leptospirose e dengue são prevalentes na Amazônia, sendo indicativo da vulnerabilidade social e ambiental, falta de tratamento de esgoto e abastecimento de água (Codeço *et al.*, 2021). Esta vulnerabilidade ficou evidente durante a pandemia de Covid-19, quando mais de 30 mil casos da doença foram confirmados e quase duas mil mortes ocorreram no Amazonas após quatro meses do registro do primeiro caso em Manaus. A pandemia se espalhou pelas cidades, comunidades ribeirinhas e indígenas (Codeço *et al.*, 2021).

### **3.1.1 Utilização de águas subterrâneas**

O uso de água subterrânea para abastecimento no Estado do Amazonas é amplamente adotado. O Estado possui 80% de suas 62 sedes municipais exclusivamente abastecidas por água subterrânea (Secretaria de Estado de Meio Ambiente, 2019).

A qualidade da água subterrânea para o consumo doméstico foi avaliada por Azevedo (2006), que desenvolveu um estudo sobre a qualidade da água subterrânea e a viabilidade de construção de poços em áreas alagáveis, na planície de inundação do rio Amazonas próximas a Manaus. Em perfurações experimentais, o autor identificou elevada quantidade de ferro na água, que demandariam o emprego de um tratamento prévio à desinfecção, como a aeração. De acordo com a geologia local, Azevedo (2006) concluiu que águas de melhor qualidade estariam disponíveis apenas em poços com mais de 83 m de profundidade. Considerando que as características do solo alagado demandam técnicas e equipamentos especiais de perfuração, os custos destas instalações tornam-se muito altos em comparação com outras opções que existem, como o uso de mananciais superficiais e água de chuva (Rosa, Mendes and Costa, 2010).

Fedrizzi, Ribeiro e Zilles (2009), trabalhando com a construção de poços em diversas regiões da Amazônia, identificaram nas áreas alagadas dificuldades construtivas. O objetivo principal dos pesquisadores era avaliar o emprego de energia solar fotovoltaica para o bombeamento de água, mas tiveram a necessidade também de realizar adaptações na construção dos poços, para que os equipamentos fossem resistentes à cheia. Uma das adaptações encontradas foi a construção a casa de bombas em uma cota elevada, acima do nível das últimas cheias. Nesta situação, os

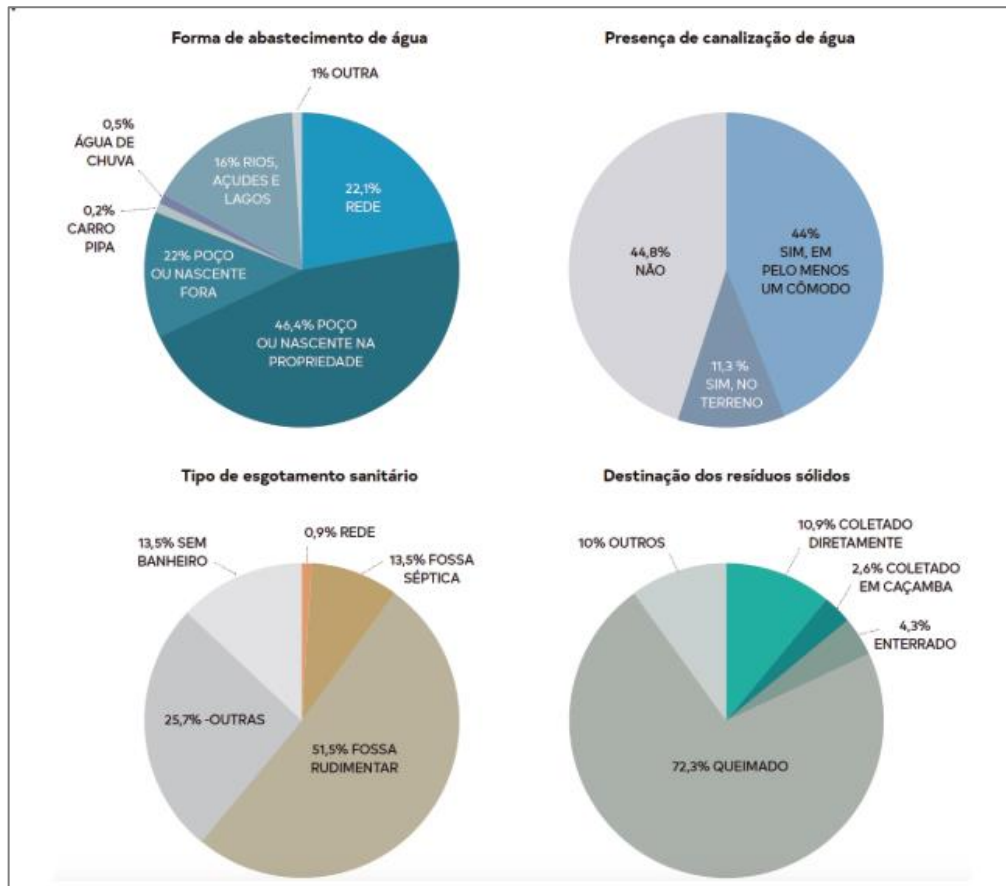
pesquisadores se depararam também com dificuldades de proteção dos equipamentos durante a cheia, a exemplo de uma ocasião de cheia extrema, quando os equipamentos ficaram submersos. Estas adaptações não são limitantes para o uso da água subterrânea para abastecimento, mas são variáveis importantes para estudos de viabilidade técnica e econômica durante planejamento dos investimentos no abastecimento de água.

Não são conhecidos estudos comparativos de viabilidade do uso de fonte de água superficial com tratamento completo (como por exemplo o tratamento convencional com uso de produtos químicos, filtros e desinfecção) versus uso de água subterrânea na região, tratada apenas por desinfecção.

### **3.2 Saneamento básico na Amazônia**

O saneamento básico no bioma Amazônia é caracterizado pela predominância de soluções individuais de abastecimento de água, ausência de canalização de água no interior do domicílio, tratamento de esgoto por fossas rudimentares e prática da queima para destinação do resíduo sólido (Figura 3.2).

**Figura 3.2 - Situação do saneamento rural no bioma Amazônia.**



Fonte: (FUNASA, 2019), usando dados de IBGE (2011) - Censo Demográfico de 2010, dados da amostra.

O saneamento básico é considerado um serviço público de responsabilidade do Estado, a ser oferecido à população. Seu direcionamento é balizado pela Lei Federal nº 11.445/2007, a Política Nacional de Saneamento Básico. Em 2020, esta Lei foi alterada pela Lei Federal nº 14.026, chamada de Novo Marco Legal do Saneamento. As alterações trouxeram novas referências para os serviços públicos de saneamento básico, favorecendo investimentos privados, porém fizeram poucas referências ao saneamento rural, mantendo a indicação de “meios adequados para o atendimento da população rural dispersa, a partir da utilização de soluções que sejam compatíveis com suas características socioeconômicas” (Brasil, 2020).

De acordo com o Plano Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2019), o saneamento possui treze princípios de atuação e vinte e uma diretrizes, entre eles a

universalização do acesso e a adoção de métodos que considerem as peculiaridades regionais. O Programa Nacional de Saneamento Rural - PNSR (Ministério da Saúde, 2019) - é o instrumento de planejamento do saneamento para a população rural, incluindo comunidades tradicionais, ribeirinhas, indígenas e quilombolas. O PNSR é o resultado de uma construção ampla e intersetorial, com grande suporte da academia, porém não foi considerado prioridade na agenda do Governo Federal e, após quatro anos de seu lançamento, ainda não recebeu investimentos adequados para implementação.

A matriz tecnológica a ser empregada no PNSR deve ser apropriada às peculiaridades regionais, considerando os aspectos sociais, culturais, econômicos, ambientais e institucionais, da participação comunitária; das ações educacionais e dos modelos de gestão, entre outros (Brasil, 2013). Na região amazônica, são especialmente relevantes as características seguintes: a) sazonalidade, com períodos de abundância e escassez de água; b) fornecimento de energia elétrica intermitente e pouco confiável; c) predominância de pequenos agrupamentos populacionais, distantes dos centros urbanos; d) necessidade de mudança de local de moradia devido ao desmoronamento das encostas dos rios (fenômeno natural denominado “terra caída”), em um período de menos de duas gerações (Gomes *et al.*, 2019), ou em decorrência da deposição de sedimentos em frente à comunidade.

Na escolha da tecnologia, características adicionais relevantes e comuns à outras localidades que demandam investimentos em saneamento são os aspectos sociais, culturais, econômicos e técnicos, como capacidade de pagamento, aceitação tecnológica, presença de infraestrutura, capacidade humana para operar e manter as tecnologias centralizadas ou descentralizadas, presença de uma cadeia de produção e distribuição de materiais, insumos e peças de reposição confiáveis.

Nos aspectos sociais e de aceitação, a tecnologia social – entendida como aquela que implica participação, empoderamento e autogestão (Jesus and Costa, 2013) – possui uma vantagem em relação às tecnologias tradicionais por possuir a apropriação como elemento obrigatório, sendo esta fundamental para maximizar a chance de sucesso com intervenções tecnológicas no ambiente de comunidades (Borges-Pedro, 2022).

Considerando que as comunidades na planície Amazônica estão sujeitas ao alagamento sazonal, as tecnologias empregadas devem ser adaptadas para estes períodos. Ainda que os alagamentos sejam naturais e façam parte da dinâmica ambiental em muitos locais (Melack and Hess, 2011), estas situações podem ser consideradas também como situações de emergência, principalmente quando se trata de secas ou cheias extremas.

Por outro lado, soluções idealizadas e implementadas para situações de emergência muitas vezes tornam-se perenes, seja pelo prolongamento da situação de emergência, ou pela ausência de tecnologias mais adequadas ou investimentos posteriores. Um exemplo desta situação é a tecnologia de solução alternativa coletiva (Ministério da Saúde, 2021) Salta-z, que será abordada no item seguinte.

### **3.3 Sistemas de água para abastecimento em pequenas comunidades na Amazônia**

Em 2022, um levantamento identificou 41 modelos de tecnologias, produtos comerciais e recomendações técnicas de tratamento de água aplicáveis à comunidades ribeirinhas da Amazônia (Figueiredo, 2022). Poucas pesquisas científicas foram publicadas sobre experiências de abastecimento e/ou tratamento de água, sendo este um tema mais comumente encontrado em divulgações de projetos técnicos de aplicação.

Das publicações existentes sobre o tema, destaca-se a tese de Magalhães (2010), com um estudo de tratabilidade de águas da região amazônica. Foram realizados ensaios em uma ETA piloto, utilizando água bruta de dois mananciais de características distintas. Para águas de alta turbidez (água branca) o autor propôs a combinação de coagulação na tubulação de captação, pré-filtração dinâmica, pré-filtração vertical ascendente em camadas e filtração lenta. Para águas de alta cor (água preta), o autor propôs o uso de pré-filtração dinâmica, pré-filtração vertical ascendente, filtração lenta com taxa de filtração (taxa de 1,7 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d) e filtração em carvão ativado (Magalhães, 2010).

De acordo com o autor, ainda que as propostas de tratamento tenham se mostrado eficientes, a necessidade de diversas etapas de tratamento, que demandam operação e manutenção qualificadas e de custo razoável, deve ser analisada à luz de outras

alternativas que possam também garantir o acesso à água em qualidade e quantidade para as localidades rurais da região (Magalhães, 2010).

Bernardes (2013) desenvolveu e implementou um sistema de abastecimento de água em uma região ribeirinha e alagável de Juruá (AM). Seu estudo teve enfoque no estudo do impacto das ações para a qualidade de vida no local e apresenta poucas informações sobre a tecnologia utilizada. O tratamento foi proposto para água de rio e chuva, consistindo em um filtro de areia de escoamento descendente, coberto com manta de bidim e com alimentação intermitente. A autora identificou redução média de 68% no número de pontos de uso de água contaminados com *Escherichia coli* (*E. coli*). Não foram divulgados os critérios de dimensionamento e, embora o estudo não tenha objetivado avaliar a eficiência do tratamento da água, o tipo de tratamento foi considerado adequado, já que a pesquisa identificou grandes benefícios à saúde e bem-estar na localidade. Os benefícios foram decorrentes de uma intervenção ampla de infraestrutura de saneamento, pois contemplou também a instalação de diversos pontos de uso de água no domicílio e a construção de banheiros e tratamento de esgoto em fossa denominada “fossa simplificada”, sem impermeabilização de fundo (Bernardes, 2013).

Gomes *et al.* (2019) também apresentaram uma experiência com abastecimento de água superficial tratada com filtração em areia grossa. Apesar de possuir simplicidade construtiva, adaptação ao alagamento e possibilidade de gestão comunitária, os autores destacam que o modelo proposto foi capaz de reduzir apenas 50% da turbidez da água (reduzindo para aproximadamente 30 UNT) e não produziu água potável, sendo necessárias, portanto, melhorias no tratamento. Os autores concluíram pela necessidade do desenvolvimento de pesquisa e pela possibilidade de tratamento domiciliar em complemento à solução coletiva.

A Salta-z, ou Solução Alternativa Coletiva Simplificada de Tratamento de Água, é a experiência de tecnologia para abastecimento de água mais difundida nos estados da Amazônia e foi desenvolvida em 2009 pela Fundação Nacional de Saúde – Funasa (Santos and Carvalho, 2018). A Salta-z utiliza processo convencional em batelada para tratar a água, por meio de uma estrutura física simplificada, com uso de um conjunto de filtro e dosadores de características artesanais. Após o tratamento, a água

é disponibilizada em torneira pública. O modelo de tratamento de água Salta-z foi adaptada por diferentes instituições, como Distrito Sanitário Especial Indígena (DSEI- Ministério da Saúde) e Defesa Civil e implementado em diversos municípios do país, porém não foi possível localizar uma estimativa sobre o número total de unidades instaladas.

O aproveitamento de água de chuva é uma política pública brasileira para o acesso à água, desenvolvida por meio do Programa Cisternas. O objetivo do Programa Cisternas é promover o acesso à água para o consumo humano e animal e para a produção de alimentos, por meio de implementação de tecnologias sociais, destinado a famílias rurais de baixa renda e equipamentos públicos rurais atingidos pela seca ou pela falta regular de água (Lei nº 12.873/2013).

O marco legal do Programa Cisternas inclui a Lei nº 12.873/2013 e o Decreto nº 9.606/2018 (substituiu o Decreto nº 8.038/2013). De forma complementar, 62 Instruções Operacionais e Normativas do Ministério de Desenvolvimento e Assistência Social, Família e Combate à Fome (MDS) descrevem 28 tecnologias sociais de aproveitamento de água de chuva que podem ser implementadas. Algumas destas tecnologias são designadas para a região Norte, em áreas de várzea e terra-firme.

A chuva como fonte ou manancial de água não é contemplada de forma explícita na Portaria do Ministério da Saúde que versa sobre qualidade e abastecimento de água para consumo (Ministério da Saúde, 2021). Porém, algumas tecnologias do Programa Cisternas podem ser consideradas Sistemas de Abastecimento de Água, pois possuem etapas de captação, tratamento e distribuição de água, como as constantes na Instrução Normativa nº 25 (Sistema Pluvial Multiuso Comunitário com serviço de acompanhamento familiar para inclusão social e produtiva) e Instrução Normativa nº 27 (Sistema Pluvial Multiuso Comunitário para ambiente de várzea com serviço de acompanhamento familiar para inclusão social e produtiva).

### **3.4 Tratamento domiciliar de água**

O tratamento domiciliar da água (HWT, na sigla em inglês para *household water treatment*) ou tratamento da água no ponto-de-uso (PoU, na sigla em inglês para *point of use*) é a utilização de qualquer dispositivo ou método para tratar a água na

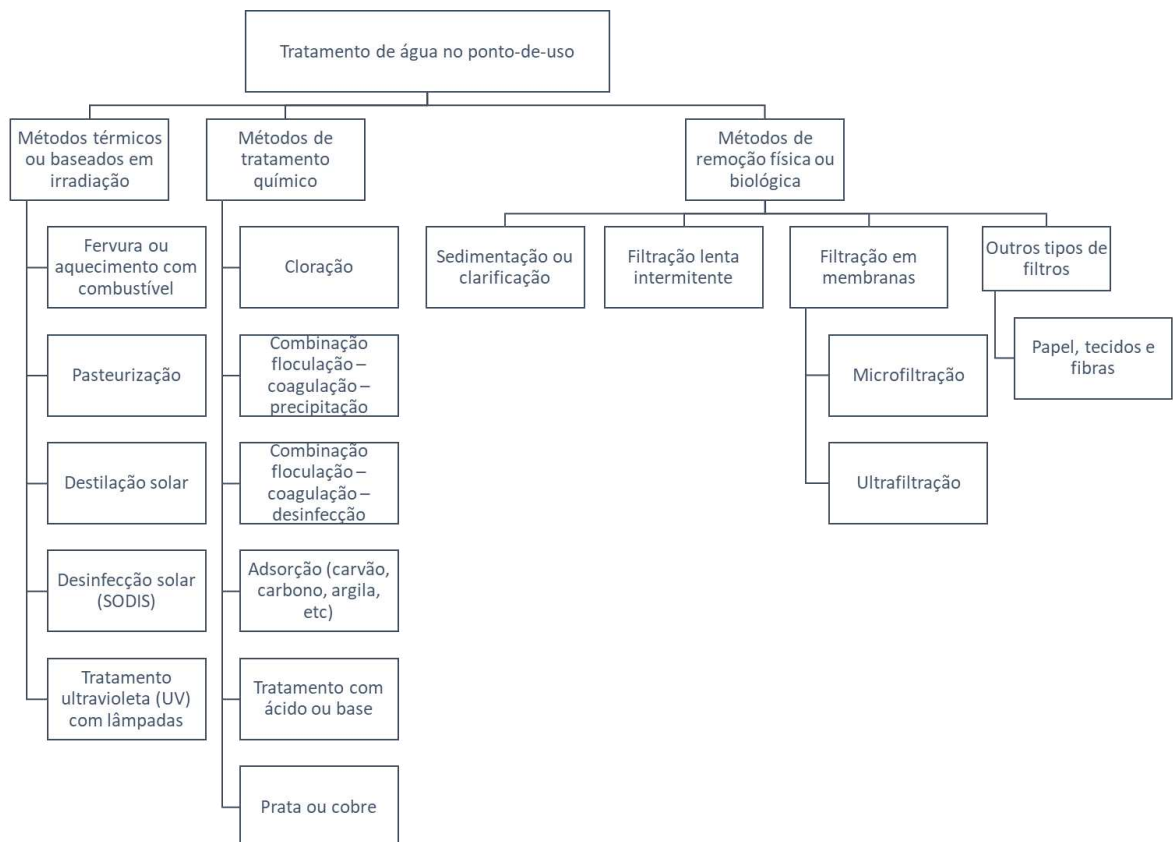
residência ou no ponto de uso (WHO, 2017a). O HWT reduz o risco de contaminação da água limpa durante seu transporte e armazenamento, desde o local de tratamento e o ponto de uso.

Os dispositivos ou métodos de HWT costumam ser simples, de baixo custo, fácil manutenção e independente de rede de abastecimento (Pooi and Ng, 2018) e geralmente não necessitam de energia elétrica. Tem o objetivo de empoderar as pessoas sem acesso à água, com efeito de melhora da saúde, reduzindo as doenças diarreicas em países em desenvolvimento (Sobsey *et al.*, 2008). O armazenamento adequado da água também faz parte desta abordagem (neste caso, chamado do HWTS – *household water treatment and safe storage*) e é definido basicamente pelo tipo de recipiente de acondicionamento e pelo seu manuseio, para evitar recontaminação da água (Mintz, Tauxe e Reiff, 1995) ou recrescimento de microrganismos.

O tratamento de água no domicílio é previsto pela OMS (WHO e UNICEF, 2017) em contextos específicos (geralmente não associados a rede geral de abastecimento). Nestes casos, é recomendada a disponibilidade mínima de 7,5 L/pessoa.dia, considerando ingestão e preparação de alimentos (Howard and Bartram, 2003).

Diversos dispositivos de tratamento foram desenvolvidos e suas aplicações foram avaliadas em contextos urbanos, rurais e de situações de emergência. Seus princípios se baseiam em remoção física, química e/ou biológica dos contaminantes da água. Alguns tipos de HWT potencialmente aplicáveis para a região amazônica são apresentados na Figura 3.3.

**Figura 3.3 - Tipos de tratamento domiciliar de água.**



Fonte: Adaptado de (Sobsey, 2002; Venkatesha, Rao and Kedare, 2020)

A fervura, um tipo de tratamento comum em alguns locais do mundo, possui eficiência significativa na inativação de microrganismos, com média de 1,5 log, mesmo sem o complemento de intervenções voltadas para sensibilização e treinamento sobre o uso da técnica, (Clasen *et al.*, 2008). A partir de uma análise em 50 domicílios de uma região rural do Vietnã, identificou que 75% dos domicílios que ferviam a água possuíam água com qualidade segura ou com baixo risco à saúde (0 a 10 NMP de coliformes termotolerantes). A presença de coliformes termotolerantes na água fervida foi atribuída à recontaminação, devido ao tempo de armazenamento e transferência de recipiente (Clasen *et al.*, 2008).

O processo de desinfecção com UV é também empregado em dispositivos domiciliares. Uma tecnologia desenvolvida e utilizada em região rural do México, denominada *Mesita Azul*, foi empregada em conjunto com um programa educativo de

mudança de comportamento. A intervenção foi avaliada por Gruber *et al.* (2013) em uma pesquisa com duração de quinze meses, em 444 domicílios. O dispositivo é formado pela etapa de tratamento e recipientes para armazenamento de água não-tratada e tratada. A etapa de tratamento consiste na passagem da água por um tubo com lâmpada UV de 50 watts emitindo luz a 254 nm com fluxo de 5 L/min. No local de estudo, 68% dos moradores adquiriram o equipamento. Os autores concluíram que o projeto resultou na redução de 19% na porcentagem de domicílios com água contaminada por *E. coli*.

O emprego da tecnologia UV-LED para a desinfecção domiciliar de água é uma opção para substituição às lâmpadas tradicionais de UV de baixa pressão, com menor consumo de energia e maior resistência e duração, segundo Chatterley e Linden (2010). A radiação UV-LED de 265 nm (UVC) foi avaliada por estes pesquisadores em um estudo laboratorial. Os autores registraram eficiência na inativação de *E. coli* e sugeriram potencial para emprego em áreas rurais, onde o uso seria intermitente (processos de liga e desliga diversas vezes ao dia), pela característica de alto rendimento das lâmpadas LED.

O uso de temperaturas elevadas também é um método empregado para tratamento domiciliar de água, com a possibilidade de emprego de energia solar térmica. A inativação de patógenos da água pode ser obtida pelos efeitos de radiação ultravioleta com ou sem efeito sinérgico devido ao aumento da temperatura (SODIS ou *solar disinfection*), ou por meio do aumento da temperatura somente, no processo denominado “pasteurização solar” (Mintz *et al.*, 2001). O processo de pasteurização foi avaliado por Carielo *et al.* (2017), usando processo em batelada com um coletor solar de 2 m<sup>2</sup>, um trocador de calor e um sistema de controle eletrônico de temperatura. A capacidade de tratamento foi de 80 litros de água por dia em céu claro. O processo teve redução total de *E. coli* e até 98% de eficiência para *P. aeruginosa* a 85°C de temperatura por 15 segundos.

Entre os métodos químicos de tratamento da água no domicílio, o mais comum é a desinfecção química com uso de cloro, que possui diversas formas de apresentação. É uma técnica eficiente e de baixo custo (Pickering *et al.*, 2015). Um dos produtos utilizados é o Aquatab, um tablete de 33mg de dicloroisocianurato de sódio (NaDCC).

Cada tablete é indicado para uma dose de 2 mg/L de cloro residual livre em 10 litros de água. O estudo de Pickering *et al.* (2015) sobre sua implementação em campo, comparativamente com dispositivos de cloração da água no ponto de captação, identificou que ambas as tecnologias melhoraram significativamente a qualidade da água. Porém após o encerramento de visitas de acompanhamento da intervenção, o uso do tratamento domiciliar caiu 50%, detectado a partir de análises de cloro residual livre na água armazenada. Desta forma, é necessário um trabalho intenso e regular para promover este tipo de tratamento domiciliar, bem como outros métodos similares.

Entre os métodos de filtração, os filtros lentos de areia domiciliares, também chamados de *biosand filters*, são filtros biológicos que podem ser montados localmente com cimento, PVC ou plástico, concebidos para serem alimentados manualmente e de forma intermitente. Estudos foram desenvolvidos para a avaliação de sua eficiência na remoção de turbidez, microrganismos e seu fluxo hidráulico, entre eles Baker e Duke (2006), Elliott *et al.* (2008) e Romero (2020). Adaptações para o uso de biosand filters com fluxo contínuo e controle de nível foram desenvolvidas por Maciel e Sabogal-Paz (2018). Os autores identificaram que filtros intermitentes tiveram menor eficiência para *E. coli* que os contínuos. O tempo de recuperação após a limpeza foi importante parâmetro operacional.

Modificações de *biosand filter* também foram desenvolvidas por Siwila e Brink (2018a), com a finalidade de melhorar a remoção de metais, bactérias e partículas. Foram utilizadas camadas de carvão ativado e membrana geotêxtil (75 µm de poro). Os filtros tiveram vazão de 10 a 6 litros por hora, com resultados semelhantes para a remoção dos parâmetros avaliados, e concentrações de saída de 6 a 17 UFC *E. coli* por 100mL, sendo recomendada a desinfecção da água antes do consumo.

Clasen *et al.* (2009) avaliaram filtros de membrana por gravidade (*LifeStraw Family*), com tamanho de poro de 20 nm, com pré-filtro de 27 µm. A média de redução microbiana ao longo do teste foi de 6,9 log para *E. coli*, 4,7 log para vírus colifagos MS2 e 3,6 para *C. parvum* oocysts.

Lantagne e Clasen (2012) desenvolveram um estudo sobre a aplicação dos métodos de HWTS cloração com solução, cloração com pastilhas, floculante, filtros de cerâmica e *biosand filters* em situações de emergência. Definiram que o uso efetivo desses

métodos ocorre quando o público-alvo (população com água contaminada) faz uso dos métodos de tratamento e quando é comprovada a melhoria da qualidade da água até um nível seguro para consumo (até 10 UFC *E. coli*/100mL). Os autores identificaram que apesar de 80% da população estudada haver recebido pelo menos um método de HWTS, o uso efetivo dos métodos variou de 5,3 a 57%. Os métodos estudados variaram em complexidade, por isso de 0,5 a 73% dos entrevistados não sabiam informar qual a forma correta de uso do método de tratamento que havia recebido. Os autores concluíram que os programas deram mais certo quando a população já estava familiarizada com os métodos de tratamento antes da situação de emergência.

Uma questão envolvida na definição do tratamento domiciliar de água é a sustentabilidade de uso das tecnologias, uma vez que o uso continuado é decisão das famílias. Sobsey *et al.* (2008), em uma meta-análise sobre estudos envolvendo tratamento domiciliar identificaram que os mesmos têm duração de poucos meses e não avaliam a sustentabilidade e eficiência de longo prazo das intervenções. Os autores destacam que é necessário 100% de regularidade na prática para que o tratamento tenha os efeitos desejados na saúde.

Considerando as características das tecnologias mais usadas no mundo atualmente, de acordo com Sobsey *et al.* (2008), aquelas que demandam aquisição contínua de produtos (cloradores de pastilhas ou solução e sachês contendo coagulantes com desinfetantes, por exemplo) são mais prováveis de uso não-continuado quando os produtos não estão disponíveis, seja por recursos financeiros ou por indisponibilidade para compra. Com isto, os autores destacam que os filtros de areia (*biosand filter*) e de cerâmica, têm sustentabilidade pois são adquiridos apenas uma vez, são eficientes e produzem água em quantidade suficiente e com pouco esforço.

### **3.5 Tratamento domiciliar de água usando filtros de cerâmica**

Os filtros de cerâmica são filtros por gravidade e podem ser encontrados em diversas configurações, tendo em comum o elemento filtrante tipo vela ou tipo bacia de

cerâmica (*pot filter*). Podem ser considerados como métodos de microfiltração por removerem partículas entre 0,1 e 1  $\mu\text{m}$  (Venkatesha, Rao and Kedare, 2020).

No Brasil, os filtros de vela de cerâmica passaram a ser divulgados no início do século XX em livros, almanaques e jornais em propagandas das indústrias inglesas de filtros Berkefeld e Chamberland. A partir de 1915, no interior do Estado de São Paulo (região de tradição ceramista), uma adaptação das talhas (ou potes) de cerâmica passou a ser realizada para incluir em seu interior um disco poroso para a filtração de água. Nos anos seguintes, passaram a ser produzidas velas porosas e após cerca de 50 anos (nos anos 1970) os filtros de vela de cerâmica já podiam a ser encontrados em todo o país (Bellingieri, 2004).

A porosidade dos filtros de cerâmica é adquirida com a queima do material vegetal em altas temperaturas, como por exemplo a casca de arroz. A principal instituição de referência que mobiliza a produção local de filtros de cerâmica em países como Paquistão, Uzbequistão, México, Bangladesh, Nicarágua, Ghana e Camboja é a ONG Potters for Peace (Lantagne, 2001). A variação de métodos e materiais usados na produção determina a variação do tamanho dos poros na cerâmica e, conseqüentemente, a eficiência dos filtros. No Brasil, uma vez que as velas de cerâmica mais encontradas são provenientes de indústrias com processo produtivo consolidado e com aprovação por instituições certificadoras, como o Inmetro/ABNT, é provável que a questão da variação da qualidade da filtração não seja um problema em relação aos filtros produzidos no país.

Uma otimização dos filtros de bacia cerâmica foi desenvolvida com a inclusão de sais compostos de prata, com o objetivo de evitar o crescimento microbiano no filtro e promover a desinfecção da água filtrada (Brown and Sobsey, 2010).

A efetividade do uso de prata nos filtros de cerâmica é questionada por Van Halem *et al.* (2009). No estudo, os autores avaliaram a sustentabilidade de filtros de pote de cerâmica pelos critérios de acessibilidade, qualidade da água, produção de água, funcionalidade e pegada ecológica. Uma vez que a remoção de coliformes ocorre pelo contato e que a concentração de prata na cerâmica decai nas primeiras semanas de uso, os autores discutem que esta não pode ser considerada como uma etapa de desinfecção sustentável (Van Halem *et al.*, 2009)

Um estudo de laboratório sobre filtros de bacia cerâmica com e sem prata coloidal de Potters for Peace foi desenvolvido por Oyanedel-Craver e Smith (2008). Os filtros possuíam tamanho de poro variáveis (50% dos poros entre 0,02 a 15  $\mu\text{m}$ ). A filtração removeu de 97,8 a 100% de *E. coli*. A variação da concentração de prata coloidal aplicada resultou em eficiências diferentes de inativação de microrganismos, indicando a relevância do uso da prata como agente desinfetante nos filtros de cerâmica. Os autores sugerem que sejam realizados novos experimentos sobre a remoção de vírus e protozoários e avaliação da performance ao longo do tempo.

Brown e Sobsey (2010) avaliaram filtros de bacia cerâmica com e sem a impregnação de prata. Utilizando águas de chuva (turbidez =1,1 UNT) e superficial (turbidez= 8,4 UNT) e vazão de filtração de 1,5 a 3,0 litros por hora, registraram a remoção de 99% de *E. coli* e 90-99% de bacteriófagos. Os autores não identificaram melhor desempenho dos filtros impregnados com nitrato de prata, possivelmente devido à baixa concentração de *E. coli* na água bruta (~100 UFC/100mL). Por outro lado, identificaram que houve redução significativa na eficiência dos filtros após a filtração de 100 litros. Na conclusão do trabalho, os autores ressaltam a viabilidade do emprego dos filtros de cerâmica para o tratamento domiciliar de água, considerando custo o baixo de produção (menor que 10 dólares por unidade) (Brown and Sobsey, 2010).

Amber (2005) avaliou diferentes marcas de vela de cerâmica e obteve eficiência de remoção de 93% de turbidez, com valores menores que 0,5 UNT na água filtrada e remoção de 1,9 a 5,3 log de *E. coli*, porém com presença de *E. coli* na água filtrada. O estudo registrou vazões baixas de filtração, de 0,45 a 0,038 litros por hora e observou redução de até um terço na vazão de fluxo após 20 horas de filtração. Com isso, a autora concluiu que os filtros estudados são adequados para contextos de países em desenvolvimento devido a sua capacidade de redução de *E. coli* na água, porém não têm a capacidade de atender a demanda de água de uma família. A baixa velocidade de filtração encontrada pode estar relacionada à reduzida quantidade de água no recipiente, causando pouca pressão de água para a filtração (Amber, 2005), sendo portanto uma limitação relacionada ao design do filtro e não ao método de filtração.

Siwila e Brink (2020) avaliaram em laboratório dois filtros domiciliares de água contendo o elemento filtrante de cerâmica em forma granular, em camadas de 20 cm de espessura. Um filtro possuía duas etapas adicionais de filtração de tratamento da água: membrana geotêxtil e carvão ativado granular. O filtro com etapas adicionais obteve eficiência maior que 99% para remoção de *E. coli*, com concentrações de 0 a 33 UFC na água tratada. O filtro sem as etapas adicionais resultou em remoção de 51 a 97% de *E. coli* e concentração de 0 a 203 UFC na saída.

Pérez-Vidal *et al.*, (2016) realizaram um acompanhamento com longo tempo de duração (14 meses) sobre tecnologias de tratamento domiciliar de água em condições de laboratório. Foram avaliadas a eficiência de filtros de membrana, vela de cerâmica e bacia de cerâmica, usando os parâmetros turbidez, sólidos dissolvidos totais e *E. coli*. Os filtros tiveram eficiências maiores que 98% para turbidez, com 0,41 e 0,38 UNT na água filtrada. Durante o monitoramento, os autores realizaram limpezas semanais nas velas e baldes usando uma escova macia e observaram que, quando a limpeza não foi corretamente realizada, houve aumento da turbidez da água filtrada.

Mwabi *et al.* (2011) avaliaram a eficiência de remoção de químicos e microrganismos de águas com alta turbidez (89 UNT) usando quatro tipos de HWTS, sendo dois deles filtros de cerâmica e um impregnado com prata. Os filtros de cerâmica removeram 94% da turbidez da água, mas variaram na remoção de bactérias. O filtro de vela de cerâmica removeu 85% de *E. coli* (136 UFC/100 ml na água filtrada) e o filtro de bacia cerâmica com prata coloidal removeu 100% (0 UFC/100 ml na água filtrada). Para os demais filtros, os autores registraram que ainda é necessária uma etapa de desinfecção da água após a filtração. Apesar dos autores atribuírem a alta eficiência à presença de nitrato de prata, o desenho experimental não permite afirmar esta relação.

Os fatores que levam ao uso prolongado de filtros domiciliares de pote de cerâmica foram avaliados por Brown, Proum e Sobsey (2009) após quatro anos de sua instalação em uma região rural do Camboja. Os filtros tendem a ser usados por mais tempo onde: as famílias já possuíam conhecimento sobre água, saneamento e higiene (WASH); houve investimento da família para a compra do filtro; e usam água do rio como fonte para consumo. A disponibilidade de peças de reposição foi identificada

como fator chave para a continuidade de uso deste tratamento domiciliar de água, uma vez que a principal causa de abandono foi a quebra dos filtros.

O dispositivo de tratamento domiciliar de água deve ter produção de água em volume suficiente pelo menos para a demanda de água para ingestão para cada domicílio. Soppe *et al.* (2015) realizaram um estudo sobre os parâmetros de produção de filtros de bacia cerâmica e tiveram sucesso no aumento da vazão dos mesmos de 1 a 3,5 L/h no processo tradicional de produção para até 20 L/h no processo melhorado, sem comprometimento de sua eficiência. Para isto, foi necessário o aumento da porosidade da cerâmica com aumento da quantidade de material vegetal na mistura, aumento do tamanho dos poros e da temperatura de queima. Estas mudanças, por outro lado, tornaram os filtros mais frágeis à quebra. Segundo os autores, um dos desafios a ser superado na produção local de filtros é sua padronização e controle de qualidade, dependente principalmente dos materiais usados e da habilidade do fabricante.

Os filtros de pote de cerâmica impregnados de prata e filtros de vela foram avaliados por Mwabi *et al.* (2011), como alternativa para países pobres do sul da África. Os filtros de cerâmica atingiram vazão de 6,4 L/h e filtros de vela 3,5 L/h. No estudo de Mwabi *et al.* (2011) os filtros também atingiram alta remoção de *E. coli*, *V. cholerae*, *S. typhumurium*, com eficiências maiores que 99% no caso do filtro de cerâmica e 85% com o filtro de vela.

## **4 METODOLOGIA**

Este estudo realizou a avaliação de uso e eficiência de técnicas de tratamento domiciliar de água tradicionalmente usadas na Amazônia central. O trabalho foi desenvolvido em três etapas. A metodologia geral da segunda e terceira etapas está suficientemente descrita no conteúdo do Capítulo 5. Resultados e Discussão, que apresenta resultados do trabalho no formato de três artigos científicos.

Neste capítulo de Metodologia, serão apresentados detalhes da análise do banco de dados na primeira etapa da pesquisa e informações sobre os métodos de análise de qualidade da água utilizados ao longo do estudo.

### **4.1 Análise do banco de dados sobre condições de uso de uso da água**

#### **4.1.1 Banco de dados**

O banco de dados contém informações sobre moradores, domicílios e comunidades, incluindo dados demográficos, sociais e econômicos. Faz parte do Sistema de Monitoramento Demográfico e Socioeconômico (SIMDE) do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (SIMDE, 2018). Os levantamentos são realizados na região do Médio Solimões desde 1993, visando acompanhar mudanças nas condições de vida de ribeirinhos afetados pela criação de áreas protegidas por lei, para conservação da natureza, em seus territórios (Peralta e Lima, 2013). Os dados sobre o acesso à água passaram a ser coletados de forma mais detalhada em 2010, com a inclusão de perguntas referentes a coleta de água de chuva no domicílio, e em 2018, com a inclusão de questões específicas sobre a existência de reservatório de armazenamento de água. Nesta pesquisa, analisamos os dados referentes ao acesso à água de 2018 (Anexo).

As informações foram coletadas em expedições de barco em 2018 e 2019, partindo de Tefé (Amazonas). Os informantes foram os(as) chefes de família de cada domicílio. As informações coletadas, referem-se aos doze meses anteriores ao período da coleta (caráter recordatório). Os dados demográficos foram coletados em todos os 3.311 domicílios de 336 localidades existentes (comunidades rurais, aldeias e sítios) nas

Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Mamirauá e Amanã. Os dados de renda referem-se a uma amostragem de cerca de 30% dos domicílios.

#### 4.1.2 Variáveis

Os dados foram acessados com diferentes consultas realizadas no banco de dados, trazendo informações sobre renda, localidades, domicílios e moradores. As planilhas foram compiladas em uma única linha por domicílio, a partir da informação do número do domicílio registrado no banco de dados. Para o estudo, foram inseridos dados referentes a comunidades e sítios, sendo esta distinção baseada na autodenominação dos moradores locais. Segundo Moura *et al.* (2016):

Comunidades: local que possui organização social composta por dois ou mais grupos de parentesco, em agrupamentos de cinco ou mais domicílios, com cadastro nas prefeituras municipais, algumas com representação jurídica formalizada por meio de associações comunitárias, podendo contar com escola, centro comunitário, templo religioso e gerador para fornecimento de energia elétrica.

Sítios: local geralmente constituído por um único grupo de parentesco, variando de uma a quatro moradias, e não contam com escolas ou fontes de energia elétrica subsidiada pelo município (porém podem possuir gerador de energia particular).

As categorias de locais denominados genericamente como “localidade” e como “aldeia”, foram excluídos da análise (Tabela 4.1) pois totalizam um número pequeno de pessoas (127 moradores) e que, por apresentarem formas diferentes de organização social e atendimento do serviço público, poderiam gerar distorções na análise.

**Tabela 4.1 - Número de localidades selecionadas para a avaliação de condições de uso domiciliar de água.**

	Banco de dados original	Dados excluídos	Dados selecionados
Número de localidades	336	6	<b>330</b>
Número de domicílios	3.311	26	<b>3.285</b>
Número de moradores	16.339	127	<b>16.212</b>

As variáveis utilizadas na avaliação foram (Quadro 4.1):

**Quadro 4.1- Variáveis qualitativas utilizadas na avaliação das condições de uso domiciliar da água.**

<b>Indicadoras das condições de uso domiciliar da água</b>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. existência de sistema de abastecimento de água coletivo com rede de distribuição na comunidade*;</li> <li>2. acesso á água subterrânea;</li> <li>3. captação de água de chuva;</li> <li>4. número de reservatórios;</li> <li>5. capacidade de armazenamento per capita;</li> <li>6. capacidade de armazenamento total;</li> <li>7. recipiente de armazenamento de água para beber;</li> <li>8. técnicas de tratamento domiciliar de água</li> </ol>
<b>Descritivas da comunidade</b>	<ol style="list-style-type: none"> <li>9. município que atende;</li> <li>10. distâncias mais curta até o centro urbano mais próximo (cheia);</li> <li>11. diferença do trajeto até o centro urbano entre cheia e seca;</li> <li>12. número de domicílios na comunidade;</li> <li>13. disponibilidade de gerador de energia;</li> </ol>
<b>Indicadoras da condição socioeconômica no domicílio</b>	<ol style="list-style-type: none"> <li>14. faixa de renda per capita;</li> <li>15. capacidade de leitura do(a) chefe da família;</li> <li>16. capacidade de leitura da esposa(o);</li> <li>17. número de moradores;</li> <li>18. número de cômodos;</li> </ol>
<b>Indicadora de condição ambiental</b>	<ol style="list-style-type: none"> <li>19. localização em várzea (inundável);</li> <li>20. localização em paleovárzea (parcialmente inundável)</li> <li>21. localização em terra firme (não inundável).</li> </ol>

\* Considerando Sistema de Abastecimento de Água o conjunto de obras e equipamentos desde a captação até as ligações prediais para produção e fornecimento de água potável.

#### 4.1.2.1 Distâncias do centro urbano mais próximo

Informações adicionais referentes à distância das localidades ao centro urbano mais próximo não faziam parte do banco de dados, mas foram criadas e incorporadas à mesma planilha principal da pesquisa. As distâncias foram calculadas no programa QGIS 3.10 usando a ferramenta Análise de Redes através do Caminho mais curto (ponto para camada) entre as cidades e as comunidades. A rede vetorial de caminhos entre as comunidades e as cidades foi criada por sistema de linhas, para a rota da seca e da cheia – considerando os atalhos formados na floresta alagada (como os “furos”) criados durante a estação cheia. Foram utilizados para os cálculos os shapefiles e bancos de dados de 326 agrupamentos populacionais.

#### 4.1.2.2 Categorização de variáveis

Após a compilação dos dados, as variáveis quantitativas foram categorizadas (Quadro 4.2). Nas variáveis de resposta aberta, respostas que representavam sinônimos foram agregadas e respostas de pouca ocorrência foram classificadas como “Outros”.

**Quadro 4.2 - Categorização de variáveis utilizadas para avaliação de condições de uso domiciliar de água.**

<b>Variável quantitativa do banco de dados</b>	<b>Categorização realizada</b>
Quantidade de reservatórios no domicílio	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 1 reservatório</li> <li>• 2 ou 3 reservatórios</li> <li>• 4 a 6 reservatórios</li> </ul>
Volume total dos reservatórios de água do domicílios	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Volume total ≤500 litros</li> <li>• Volume total de 501 a 1000 litros</li> <li>• Volume total 1001 a 3000 litros</li> <li>• Volume maior que 3001 litros</li> </ul> <p>(Tamanhos comerciais de reservatórios mais comuns na região: 500 e 1000 litros.)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Volume per capita ≤20 litros</li> <li>• Volume per capita entre 20 e 50 litros</li> <li>• Volume per capita entre 51 e 100 litros</li> <li>• Volume per capita maior que 100 litros</li> </ul> <p>(Níveis de consumo de água per capita por dia, segundo Howard (2020), em estudo sobre situações comuns de acesso à água.)</p>
Distância da localidade ao centro urbano mais próximo	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Até 26 Km</li> <li>• 27 a 51 Km</li> <li>• 52 a 70 Km</li> <li>• 71 a 91 Km</li> <li>• 92 a 122 Km</li> <li>• Acima de 122 Km</li> </ul> <p>(Com base na distribuição dos dados em 6 grupos aproximadamente iguais.)</p>
Variação de distância entre seca e cheia até o centro urbano mais próximo	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sem diferença</li> <li>• 1 a 10 Km</li> <li>• Mais de 10 Km</li> </ul>
Número de domicílios na comunidade	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 1 a 5 domicílios</li> <li>• 6 a 9 domicílios</li> <li>• 10 a 16 domicílios</li> <li>• Mais que 16 domicílios</li> </ul> <p>(Limites das categorias definidos usando como referência os quartis da distribuição dos dados.)</p>
<b>Variável quantitativa do banco de dados</b>	<b>Categorização realizada</b>
Renda total anual	<p>Categorias de renda mensal per capita:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Até ¼ de salário</li> <li>• De ¼ a ½ de salário</li> <li>• De ½ a 1 salário</li> <li>• Acima de 1 salário</li> </ul> <p>(Faixas de renda conforme apresentado pelo IBGE. Salário mínimo vigente em 2018: R\$ 954,00.)</p>
Número de moradores do domicílio	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 1 a 4 moradores</li> <li>• 5 a 7 moradores</li> <li>• 8 ou mais moradores</li> </ul> <p>(Limites das categorias definidos usando como referência os quartis da distribuição dos dados.)</p>
Número de cômodos do domicílio	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 1 a 3 cômodos</li> <li>• 4 a 6 cômodos</li> <li>• 7 a 9 cômodos</li> </ul>

### 4.1.3 Classificação de nível de acesso à água

Cada domicílio foi classificado no nível de acesso à água segundo critérios da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2017b):

- *Gestão segura*: Água para consumo proveniente de uma fonte melhorada (protegida) distribuída até a residência, disponível quando necessário e livre de contaminação fecal e química. Casos regionais: Sistema de abastecimento com controle e vigilância de qualidade da água, com rede e distribuição regular e manancial: a) subterrâneo e tratamento por desinfecção; ou b) superficial com tratamento mínimo por filtração e desinfecção.
- *Básico*: Água para consumo proveniente de fonte melhorada (protegida) cujo tempo de coleta não seja maior que 30 minutos de percurso, considerando filas. Casos regionais: Sistema de abastecimento de água superficial com tratamento da água e rede de distribuição; Sistema de abastecimento de água de poço e rede de distribuição; Captação de água de chuva no domicílio.
- *Limitado*: Água para consumo proveniente de uma fonte melhorada (protegida) onde o tempo de coleta seja maior que 30 minutos de percurso, considerando filas. Casos regionais: Abastecimento com fonte de água melhorada, sem rede de distribuição e com tempo de coleta maior que 30 minutos;
- *Não-melhorado*: Água de consumo proveniente de poço escavado ou nascente desprotegida. Casos regionais: Sistema de abastecimento de água captada de fontes desprotegidas como rio, paraná ou lago; E Não contém tratamento de água mínimo de filtração e desinfecção;
- *Sem serviço*: Água de consumo coletada diretamente de rio, barragem, lago, canal ou canal de irrigação. Casos regionais: Sem sistema de abastecimento de água ou com sistema de abastecimento sem funcionar; E Sem captação de água de chuva e sem acesso à água subterrânea.

A classificação ocorreu a partir do banco de dados, pelas informações da presença ou não de sistema de abastecimento e a origem da água nos domicílios. No caso dos sistemas de abastecimento de água com água de rio ou lago, o nível foi considerado básico quando a instalação incluía pelo menos uma etapa de filtração e desinfecção, conforme define a Portaria nº 888 do Ministério da Saúde para fontes de água superficiais, a respeito da qualidade da água para consumo humano (BRASIL, 2021).

O acesso foi classificado como “básico” em domicílios com captação de água de chuva pois, de acordo com WHO (2017b), esta é uma fonte capaz de oferecer água segura pela natureza do seu design ou construção.

#### **4.1.4 Análises estatísticas**

Uma análise descritiva dos dados foi realizada no Excel, utilizando-se Tabela dinâmica. Para cada variável foram calculadas as frequências absolutas e relativas de ocorrência de respostas. Estes dados foram apresentados em tabelas.

Análise de Correspondência Simples foi usada para avaliar a associação entre o nível de acesso à água de cada domicílio e variáveis de condições de uso da água, socioeconômicas e ambientais. Ela é aplicada a dados categóricos, realizando a estimação de parâmetros pela decomposição de valores (Fithian and Josse, 2017) e utilizam a estatística qui-quadrado (Mingoti, 2005). Tem interpretação visual do resultado pela proximidade dos pontos em um gráfico bidimensional, também chamado de mapa perceptual (Hair Jr *et al.*, 2009). As associações foram consideradas significativas com nível de confiança de 95%. Os dados foram analisados no software Statistica10.

## **4.2 Análises de qualidade da água**

As análises físico-químicas e microbiológicas foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água e Meio Ambiente do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (IDSM), em Tefé/AM.

As metodologias das análises (Quadro 4.3) microbiológicas e físico-químicas foram previamente testadas em laboratório e os equipamentos de campo foram calibrados antes de cada coleta.

As metodologias de coleta e amostragem de água em cada etapa da pesquisa estão apresentadas nos capítulos de Resultados.

Quadro 4.3 - Variáveis de qualidade da água analisadas, métodos e equipamentos

Parâmetro	Relevância*	Método	Local de análise
Turbidez (uT)	Sólidos em suspensão podem ser meio de aderência para microrganismo e definem o aspecto visual, que influencia a aceitabilidade da água.	Turbidímetro portátil Hanna™ HI 93703 (0 a 1000uT)	Campo
pH	Influência na eficiência da desinfecção por cloração.	pHmetro portátil Hach Intelicall e papel indicador 1 a 14 Merck	Campo
Cloro livre (mg/L)	Indica o residual de cloro na água e a adequabilidade da dose aplicada.	Fotômetro portátil para cloro livre total Hanna HI97734C (0 a 5 mg/L)	Campo (somente nas amostras tratadas por cloro)
Cor aparente (uC)	Indica compostos dissolvidos na água, que podem não ser removidos pelos métodos tradicionais e sua presença é contraindicada para uso do cloro.	Leitura em espectrofotômetro Hach DR 3900	Laboratório em Tefé
Cor verdadeira (uC)	Contribui para a aceitabilidade da água.	Filtração em membrana de acetato de celulose e nitrocelulose de porosidade 0,45 µm e leitura em espectrofotômetro Hach DR 3900	Laboratório em Tefé
Coliformes totais (UFC/100mL) e <i>Escherichia coli</i> (UFC/100mL)	Possível contaminação fecal. Qualidade da desinfecção.	Filtração em membranas e cultivo em meio HiCrome ECC Seletivo - Standard Method 9222 (APHA, 2006)	Laboratório em Tefé
Colifagos (UFP/100 mL)		Adaptação de EPA 1602 - Male-specific (F+) and Somatic Coliphage in Water by Single Agar Layer (SAL) (EPA, 2001)	Laboratório em Tefé
Comunidade de bactérias	Identificação dos diversos microrganismos presentes, não apenas indicadores. Contribui para avaliação mais abrangente do potencial do risco do consumo da água.	Sequenciamento genético via Next Generation Sequencing	Preparação no laboratório em Tefé. Extração na UFMG e sequenciamento no laboratório da Newcastle University

\* Para o tratamento de água domiciliar de água

### 4.3 Experimentação e ajustes da análise de colifagos somáticos e macho-específicos (F<sup>+</sup>) a partir de metodologia adaptada de EPA 1602

Este item de Metodologia apresenta detalhamento de experimentos realizados no Laboratório de Qualidade da Água e Meio Ambiente em Tefé (AM), visando a implementação da metodologia de análise de colifagos. Todas as amostras da pesquisa foram armazenadas para a quantificação de colifagos e um terço delas foi efetivamente analisado. Foi registrada a ausência de unidades formadoras de placas (UFP) em todas as amostras e, por este motivo, os caminhos metodológicos realizados e os resultados obtidos estão registrados neste item.

#### 4.3.1 Método padrão

As análises foram desenvolvidas seguindo uma adaptação do método EPA 1602: *Male-specific (F<sup>+</sup>) and somatic coliphages in water by single agar layer (SAL) procedure* (EPA, 2001), utilizada no Laboratório de Microbiologia do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Universidade Federal de Minas Gerais. A adaptação consiste na aplicação da etapa confirmativa do método, indicada para ser realizada com amostra de esgoto filtrado. Nesta etapa, é utilizada a dupla camada de ágar (ágar forte + ágar fraco), para a inserção de amostra e cepa hospedeira na camada de ágar fraco, onde serão observadas as lises causadas pela presença dos colifagos.

#### Preparo de material:

##### a. Estoques de antibióticos:

Dois tipos de antibióticos foram utilizados: o estoque de ácido nalidíxico (N8878, Sigma Aldrich, USA), usado para o crescimento da *E. coli* CN-13, a bactéria hospedeira do colifago somático); enquanto o estoque de ampicilina/estreptomicina (A9518/S6501, Sigma Aldrich, USA) é utilizado para o crescimento de *E. coli* F<sub>AMP</sub>, a bactéria hospedeira para colifagos F-específicos. Na preparação do ácido nalidíxico (≥98%), que é parcialmente solúvel em água em função de sua estrutura química (Figura 1.a), foi necessária a adição de hidróxido de sódio em micropérolas (Dinâmica®, São Paulo, Brasil) para ajuste da solubilidade do mesmo, atentando para manutenção de seu pH próximo a neutralidade.

Após o preparo, os antibióticos foram filtrados em membrana PES estéril 0,22 µm (K18-230, KASVI®, Brasil) e armazenados em frasco estéreis a -18°C até o momento de sua utilização. Os antibióticos foram adicionados aos meios de cultura após a autoclavagem e resfriamento do mesmo a uma temperatura de aproximadamente 50°C.

b. Meios de cultura

Os meios de cultura foram preparados segundo as recomendações do fabricante e do método EPA 1602 (EPA, 2001). Para o preparo do Caldo Triptona Soja (TSB), Agar Triptona de soja 1,5% (TSA 1,5% ou TSA forte) e Agar Triptona de soja 0,7% (TSA 0,7% ou TSA fraco) foram utilizados o Caldo Triptona Soja (TSB) (K25-1224, Kasvi®, Brasil) e o Agar Bacteriológico (K25-1800, Kasvi®, Brasil).

c. Cultura pura de bactérias hospedeiras

Dois culturas puras de bactérias hospedeiras foram cedidas pelo Laboratório de Microbiologia do DESA (Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil) e utilizadas no desenvolvimento dessa pesquisa. As cepas foram transportadas em caixa térmica com gelo até o Laboratório de Microbiologia do Instituto Mamirauá (Tefé, Amazonas, Brasil). As cepas foram armazenadas a -70/-80 °C até o uso.

-Cepa para análise de colifagos somáticos: *E. coli* CN-13 (bactéria hospedeira de colifagos somáticos, resistente ao ácido nalidíxico);

- Cepa para análise de colifagos F-específico: *E. coli* F<sub>AMP</sub> (*E. coli* com resistência ao antibiótico ampicilina/estreptomicina);

Preparo das culturas estoque de bactérias hospedeiras:

a. Cultura *overnight*

Com o auxílio de uma alça de platina calibrada (≈2µL), a cultura pura de *E. coli* CN-13 foi transferida para um frasco estéril contendo 25 ml de TSB com 1% de ácido nalidíxico e incubada em incubadora shaker (NT712, Novatécnica, Brasil) a 37°C ± 1,0°C, 110 RPM durante a noite (18 a 20 horas). O mesmo procedimento foi adotado para a cultura pura de *E. coli* F<sub>AMP</sub> usando TSB com 1% de ampicilina/estreptomicina.

#### b. Cultura *Fase log*

Cerca de 0,250mL da cultura *overnight* de *E. coli* CN-13 foi transferido assepticamente para um frasco estéril contendo 25 ml de TSB com 1% de ácido nalidíxico e incubada em incubadora shaker (NT712, Novatécnica, Brasil) a  $37^{\circ}\text{C} \pm 1,0^{\circ}\text{C}$ , 110 RPM. O mesmo procedimento foi adotado para a cultura pura de *E. coli*  $F_{AMP}$  usando TSB com 1% de ampicilina/estreptomicina. Segundo o método EPA 1602, o tempo e incubação da *fase log* é de aproximadamente 4 horas ou até que a cultura esteja visivelmente turva, indicando crescimento em fase logarítmica. Como a *fase log* é específica para cada tipo de cultura, foi realizado um acompanhamento da absorbância ao longo desse processo para identificar a *fase log* de cada cultura. Para isso, alíquotas foram retiradas com 1h, 2h, 3h e 4h de processo e a sua absorbância foi determinada a 520 nm em espectrofotômetro (HACH DR 3900, Hach Company, Alemanha), usando TSB como branco.

#### Procedimento de plaqueamento e identificação do tempo ideal de incubação para $F_{amp}$ e CN-13

Como foi adotado o procedimento de plaqueamento em camada dupla de ágar, placas de com TBA 1,5% ( $\approx 20\text{mL}$ ) contendo antibiótico (ácido nalidíxico para cultura de *E. coli* CN 13 e ampicilina/estreptomicina para a cultura de *E. coli*  $F_{AMP}$ ) foram previamente preparadas conforme as instruções da EPA 1602 (EPA, 2001).

Em tubos com cerca de 6 mL de TSA 0,7% fundido ( $\approx 50^{\circ}\text{C}$ ) foram adicionados 50  $\mu\text{L}$  de antibiótico (ácido nalidíxico para plaqueamento usando cultura de *E. coli* CN 13 e ampicilina/estreptomicina para a cultura de *E. coli*  $F_{AMP}$ ), 100  $\mu\text{L}$  de cultura de bactérias hospedeiras obtidas na *Fase log*, e 500  $\mu\text{L}$  de amostra.

O conteúdo do tubo foi cuidadosamente agitado e adicionado nas placas com TBA 1,5% ( $\approx 20\text{mL}$ ) contendo antibiótico. Todas as amostras foram plaqueadas em duplicata, juntamente com o controle positivo, usando esgoto filtrado, e o controle negativo, usando o TSB. O esgoto usado como controle positivo foi coletado em uma fossa séptica particular, filtrado em membrana 0,22  $\mu\text{L}$  e congelado até o momento do uso.

As placas foram incubadas em estufa bacteriológica (Q316M, Quimis, Brasil) a 37°C por um período de 16 a 24h, ao final do qual foram quantificadas as zonas de lise. A presença das zonas de lise indica a presença de colifagos, uma vez que identifica o local onde o vírus penetrou nas células da *E. coli* e provocou rompimento celular.

Durante o teste de identificação dos tempos de incubação, foram utilizados apenas controles positivos e controles negativos para cada cepa de bactéria hospedeira (Famp e CN-13) com quatro tempos de incubação para fase log (1h, 2h, 3h e 4h). Após esta etapa (resultados apresentados a seguir), foram iniciadas as análises das amostras de água da pesquisa.

#### 4.3.2 Resultados

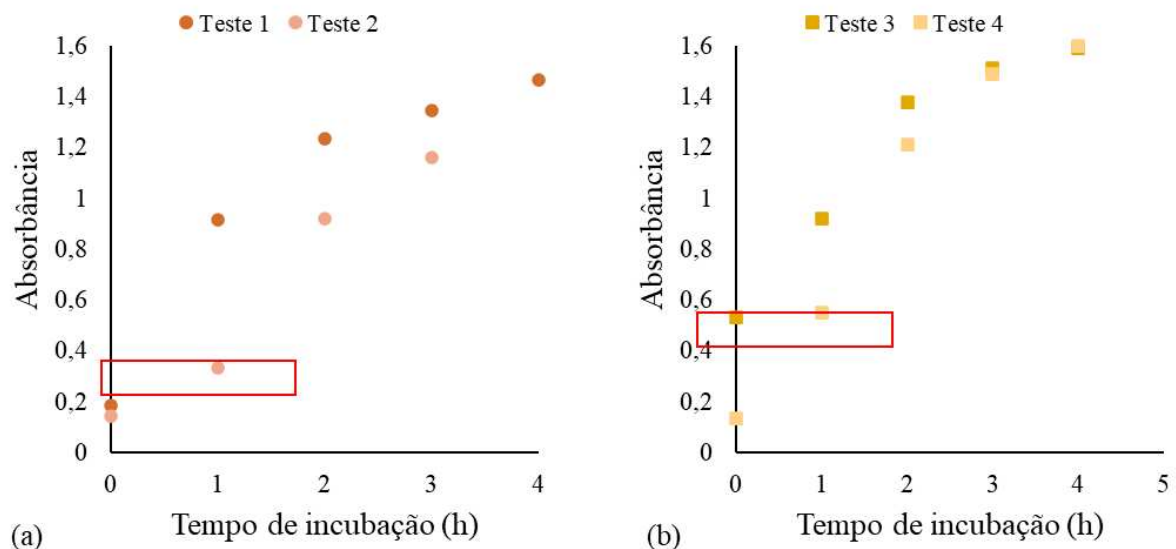
Inicialmente, diversos testes e ajustes foram realizados com o cultivo das cepas hospedeiras de *E. coli* CN-13 e *E. coli* FAMP em duas etapas, *overnight* e *fase log*, conforme definido no método. O cultivo *overnight* tem o objetivo de multiplicação da bactéria hospedeira e o cultivo *fase log* tem o objetivo de atingir a fase logarítmica de multiplicação bacteriana (fase log), quando há a formação da estrutura reprodutiva na bactéria denominada fímbria, ponto de acesso dos fagos ao interior da célula (Grabow, 2001)

O método EPA 1602, recomenda o uso de 0,1 a 1 mL de cultura *overnight* para o preparo da *fase log*, portanto nos testes 1 e 2 para a cultura de *E. coli* CN 13 foram adotados volumes de 0,5 e 0,3 mL de cultura *overnight* (dentro do intervalo recomendado), respectivamente. As inoculações foram realizadas em cinco erlenmeyers (um para cada tempo). O mesmo procedimento foi adotado para a cultura de *E. coli* FAMP utilizando 0,5 e 0,25 mL de cultura *overnight* nos testes 3 e 4, respectivamente. Os resultados de absorvância dos testes em questão são apresentados na Figura 2.

O método EPA 1602 define que o atingimento da fase log ocorre em até 4h após o início da incubação e a faixa de absorvância indicativa de crescimento em fase log é 0,1 a 0,5 (destacada em vermelho na Figura 4.1). No entanto, a faixa de absorvância recomendada foi atingida com 1h de processo e para a confirmação desse tempo,

amostra de esgoto filtrado (considerada como estoque de colifagos) foi plaqueada utilizando a cultura fase log obtida com 1h de incubação. Não foram obtidos resultados satisfatórios, pois o “tapete” de *E. coli* formado sob a placa apresentou textura granular e não homogênea.

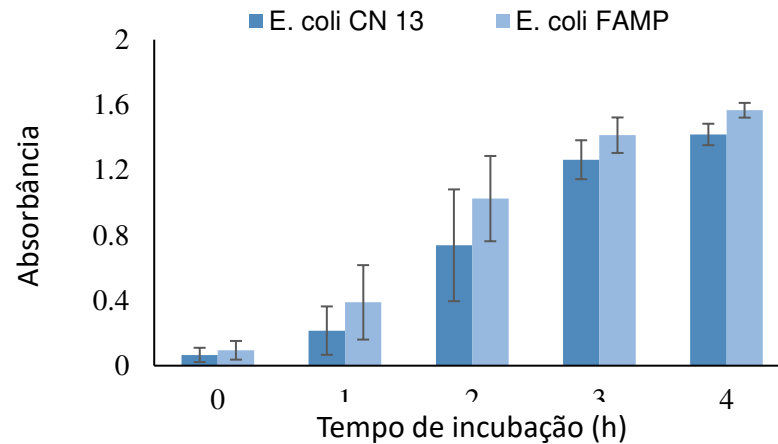
**Figura 4.1 - Testes de crescimento da fase log das culturas *E. coli* CN 13 (a) e *E. coli* F<sub>amp</sub> (b). Em vermelho estão indicados os pontos nos quais foram obtidos valores de absorbância mais próximos do ideal (0,5)**



Além disso, ensaios com controles negativo e amostras de água foram realizados e não houve identificação de lise causada por colifagos em nenhuma das placas incubadas, incluindo o controle positivo. Com esse crescimento irregular e a ausência de lises, foi descartada a possibilidade de uso da cultura *fase log* obtida após 1h de inoculação.

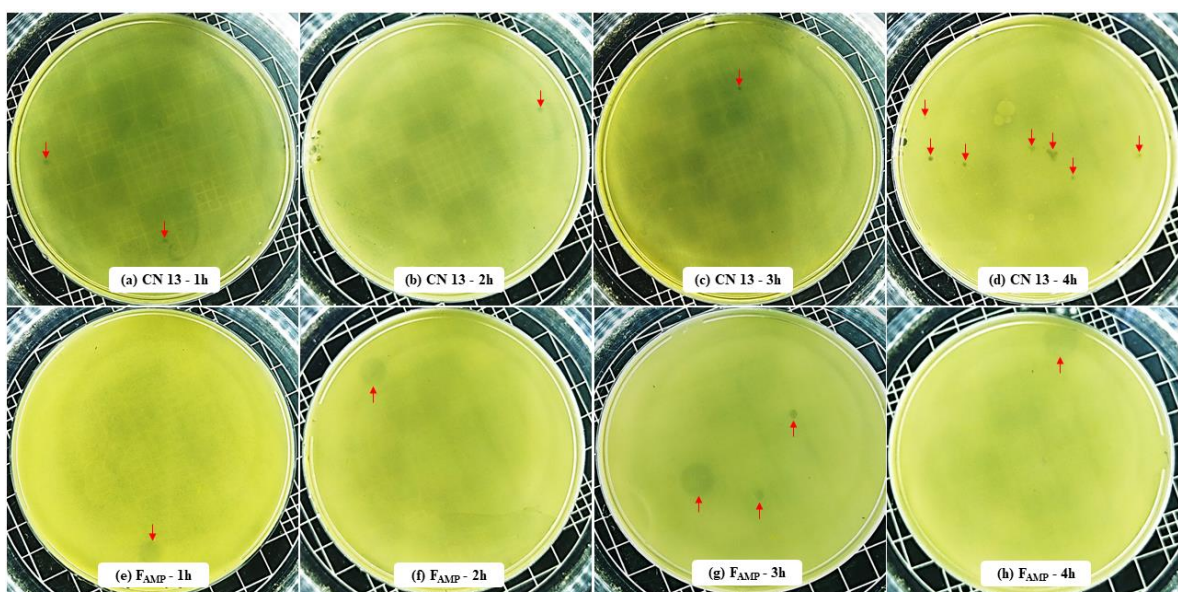
Sendo assim, uma nova incubação foi realizada utilizando cinco erlenmeyers com 25mL de TSB e 0,25mL da cultura *overnight E. coli* CN13 e com isso foi realizado acompanhamento da absorbância nos tempos 1h, 2h, 3h e 4 h. O mesmo procedimento foi realizado com a cultura *E. coli* F<sub>AMP</sub>, e pode ser observado na Figura 4.2. O valor adequado de absorbância foi obtido novamente com 1h de processo. Porém optou-se pela continuação do ensaio com as culturas obtidas em todos os tempos, visando confirmar o resultado obtido no teste da absorbância e identificar a presença de fagos/zonas de lise no controle positivo da análise.

**Figura 4.2 - Crescimento das duas culturas de *E. coli* (absorbância vs tempo) para identificação do tempo de coleta da fase log.**



A amostras de esgoto filtrado utilizando as culturas *fase log* obtida com 1h, 2h, 3h e 4h de incubação foram plaqueadas e podem ser observados na Figura 4. Para a cultura de *E. coli* CN 13 foi identificado maior ocorrência de zonas de lise com 4h (Figura 4.3d) de processo de incubação da fase log, portanto, mesmo com absorbância de 1,42 ( $\pm 0,06$ ), esse foi o tempo escolhido para dar sequência nas análises com amostra. Já para a cultura de *E. coli* FAMP, maior quantidade de zonas de lise foi identificada com 3h de processo de incubação da fase log e, embora tenha apresentado 1,57 ( $\pm 0,05$ ), foi escolhida para dar seguimento nas análises das amostra de água.

**Figura 4.3 - Resultado do teste de identificação do tempo ideal de incubação de bactérias *E. coli* para análise de colifagos (placas de lise estão assinaladas por flechas)**



Não foi identificada zona de lise em nenhum tipo de amostra de água analisada (água de chuva bruta e tratada, e água de rio bruta e tratada). O mesmo foi identificado por (Truchado *et al.*, 2021) ao monitorarem colifagos em dois sistemas de reuso de água. Os autores encontraram uma alta porcentagem de amostras negativas para colifagos, o que os fez concluir que os colifagos não foram considerados o indicador mais adequado para avaliar a presença de vírus entéricos humanos nesse tipo de amostra.

Em nossa adaptação de método, foi utilizado 0,5mL de amostra de água, o que pode ter comprometido a ocorrência de zonas de lise. A análise de amostras de água potável e ambiental com cargas baixas de poluição fecal requer uso de volume considerável de amostra ( $\approx 100\text{mL}$ ) (Pascual-Benito *et al.*, 2022).

Os diferentes protocolos de ensaios de placas de lise sugerem, apenas, a utilização de um dado volume da amostra de água coletada que é misturado com uma cultura da bactéria hospedeira em fase logarítmica de crescimento (Silva *et al.*, 2015). Outra alternativa seria o processo de concentração/eluição para colifagos descrito pela primeira vez por (Sobsey, Schwab e Handzel, 1990), adaptado sequencialmente (Méndez *et al.*, 2004; Sinton, Finlay e Reid, 1996) e validado conforme o método descrito pela ISO (2003). Grabow (2001) avaliou diversos métodos de detecção de colifagos e indica que uma pequena quantidade de amostra (1 a 10mL) pode ser utilizada em amostras muito ou parcialmente poluídas como esgoto, efluentes de matadouros, escoamento de águas pluviais, águas residuais tratadas e águas ambientais fortemente poluídas. Para o monitoramento de amostras de água pouco poluída ou tratada para consumo é recomendado o uso de no mínimo 100mL de amostra e caso não seja possível usar esse volume de amostra é recomendado usar técnicas de recuperação/concentração de fagos, como por exemplo filtração em membrana, ultrafiltração ou adsorção/eluição. De modo recorrente, a pesquisa de colifagos em água ou esgoto não recebe nenhum tipo de tratamento das amostras a serem analisadas.

Os métodos tradicionalmente usados para detectar e quantificar colifagos diferem em cepas bacterianas hospedeiras, meios de cultura e técnicas, o que dificulta o processo de reprodução da análise e uso oficial desse parâmetro na avaliação da qualidade da água. A localização geográfica também é um importante fator a ser observado, pois

os hábitos de vida das populações, o clima e principalmente os hábitos alimentares variam muito dependendo da região estudada, podendo interferir no resultado da pesquisa (Grabow, 2001; Méndez *et al.*, 2004). De acordo com Lucena *et al.* (2006) existe uma constante preocupação quanto aos métodos de identificação dos fagos no que diz respeito à especificidade, sensibilidade e falta de uma base de dados maior.

#### **4.3.3 Considerações**

O resultado de ausência de colifagos foi obtido para todas as amostras de água de consumo analisadas. Para a confirmação deste resultado, serão necessários os seguintes testes posteriores:

- Realização do ensaio padrão de cultivo de *E. coli* hospedeira em camada única com uso de 100 mL de amostra, conforme recomendado para ensaios padrão em água subterrânea (EPA, 2001);
  - Realização de testes concentração-eluição de colifagos em membranas, visando sua detecção em amostras muito pouco concentradas (possibilidade para a água de consumo da presente pesquisa);
1. Devido às limitações apresentadas, os dados de colifagos não foram incluídos nos próximos capítulos neste trabalho.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Condições de uso e níveis de acesso domiciliar à água em comunidades rurais na Amazônia

Uma versão deste capítulo foi publicada na revista Ambiente & Sociedade. Sua citação completa é:

Gomes, M. C. R. L., Andrade, L. C. de, Nascimento, A. C. S., Borges-Pedro, J. P. & Mota, C. R. (2022). Conditions of use and levels of household access to water in rural communities in the Amazon. **Ambiente & Sociedade**, 25. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20210178r12vu2022L4AO>

**Resumo:** O acesso à água é um direito humano e um Objetivo do Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU. Porém, em comunidades ribeirinhas da região Norte do Brasil predomina a carência de abastecimento de água e outros serviços públicos. O objetivo deste estudo foi analisar as condições de uso domiciliar de água em comunidades ribeirinhas da Amazônia Central e classificar o nível de acesso segundo a Organização Mundial da Saúde. Foram avaliados dados secundários de 3.285 domicílios de áreas alagáveis e não alagáveis, na área das Reservas de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá e Amanã. Foram utilizadas estatística descritiva e análise de correspondência simples. Identificou-se que 71% da população possui nível básico de acesso à água, com captação de água de chuva e tratamento domiciliar com hipoclorito de sódio. Para melhorar o acesso é necessário investimento em melhoria da captação de água de chuva e uso de fontes complementares, com arranjos individuais (por domicílio) ou coletivos.

### 5.1.1 Introdução

O bioma Amazônia é um berço de biodiversidade, sequestro de carbono e geração de serviços ecossistêmicos, tais como segurança hídrica, geração de energia renovável, diversidade genética para produção de medicamentos e segurança de renda, e identidade cultural para a população local (Strand *et al.*, 2018; Joly *et al.*, 2019). Possui 21 milhões de hectares de áreas úmidas de importância internacional, como várzeas e igapós (The Ramsar Convention, 2021). Porém, o modelo de desenvolvimento que vem se expandindo na Amazônia brasileira está associado ao desmatamento, perda de biodiversidade e doenças tropicais negligenciadas (Nobre *et al.*, 2016; Codeço *et al.*, 2021). Sabe-se que a conservação desta região depende de seu uso sustentável e necessita da participação da população local, indígenas e ribeirinhos (Campos-silva *et al.*, 2018; Franco *et al.*, 2021).

A maior parte da floresta Amazônica está na região Norte do Brasil; e nesta região, apenas 60% dos domicílios estão ligados à rede geral de abastecimento de água (IBGE, 2016) – e a maioria absoluta estão nas cidades, especialmente as capitais. Cerca de 4,4 milhões de moradores das áreas rurais utilizam formas alternativas para o abastecimento de água, como a captação de poços, nascentes, rios e lagos ou das chuvas (IBGE, 2016). O abastecimento de água de forma precária é uma violação a um direito humano fundamental (United Nations, 2010). Uma das consequências desta situação são os impactos negativos para a saúde e bem-estar humanos, além de 500 mil mortes em todo o mundo por doenças diarreicas associadas à má qualidade da água de consumo (Prüss-Ustün *et al.*, 2014).

A falta de acesso à água, saneamento e higiene (WASH) afeta especialmente as mulheres, que comumente são as responsáveis nas residências pela coleta e tratamento das águas – um trabalho prolongado, exaustivo e não remunerado (Anderson *et al.*, 2021; Dickin *et al.*, 2021). Impactos psicossociais são observados pela ausência de saneamento, como estresse físico e financeiro, social e percepção de inequidade. Para mulheres, acrescentam-se as percepções de medo, sentimento de responsabilidade e gasto de tempo em atividades relacionadas à busca por água (Bisung and Elliott, 2017). Outro relevante impacto das condições precárias de acesso à água é o ato de carregá-la (nos ombros, braços ou cabeça) como uma das principais

causas de dor e doenças musculoesqueléticas onde esta prática ocorre (Geere *et al.*, 2018).

Uma alternativa ou um complemento ao abastecimento de água é o tratamento domiciliar de água (HWT) ou tratamento no ponto-de-uso (POU), que consistem em qualquer tipo de dispositivo ou método empregado para tratar água em casa ou no ponto de uso (WHO, 2017a), sendo geralmente simples, de baixo custo, fácil manutenção e independente de rede de abastecimento (Pooi and Ng, 2018). Estas soluções devem ser usadas em conjunto com o armazenamento de água de forma segura e tem o objetivo de empoderar as pessoas sem acesso à água, com efeito de melhora da saúde, reduzindo as doenças diarreicas em países em desenvolvimento (Sobsey *et al.*, 2008).

O HWT é recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) em locais sem acesso a serviços, com acesso básico à água ou locais com abastecimento sem garantia de qualidade (WHO, 2017a). É recomendada a disponibilidade mínima de 5,3 litros por pessoa por dia, para consumo direto e alimentação, com base nas necessidades dos mais vulneráveis (mulheres lactantes que realizam atividade física em temperaturas moderadamente altas) (Howard *et al.*, 2020). Diversos dispositivos de tratamento domiciliar de água foram desenvolvidos para uso em áreas rurais (Sobsey, Handzel and Venczel, 2003; Ram *et al.*, 2007; Clasen *et al.*, 2008; Oyanedel-Craver and Smith, 2008; Brown, Proum and Sobsey, 2009; Lee, 2011; Siwila and Brink, 2018b).

Os dados nacionais sobre o acesso à água no Brasil incluem o percentual de cobertura por rede geral de abastecimento e, nos locais com ausência de rede, identificam-se as fontes de captação de água (IBGE, 2016). Porém, estes dados não incluem detalhes sobre situações típicas de regiões rurais, como a existência de múltiplas fontes de água (Kelly *et al.*, 2018; Elliott *et al.*, 2019) e a prática de HWT.

O compromisso global com o acesso à água foi estabelecido no Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 6 da ONU. A avaliação de atendimento dos ODS é realizada em nível global pelo Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF). Cinco níveis de acesso à água foram definidos (Gestão Segura, Básico, Limitado, Não melhorado e Sem serviço de abastecimento de água) para o acesso universal,

representando um progresso de melhoria adquirida em termos de qualidade, quantidade e acessibilidade. Este método permite classificar a situação de diferentes populações e avaliar comparativamente ao longo do tempo (WHO, 2017b). A metodologia utiliza dados de nível nacional, desagregados em urbano e rural, que nem sempre estão disponíveis.

A avaliação dos níveis de acesso à água com dados locais de comunidades ribeirinhas na Amazônia pode ajudar a compreender especificidades regionais, contribuindo na avaliação e planejamento do acesso à água. Assim, o objetivo deste artigo é avaliar as condições de uso domiciliar e classificar os níveis de acesso da água em comunidades rurais na Amazônia Central.

### **5.1.2 Método**

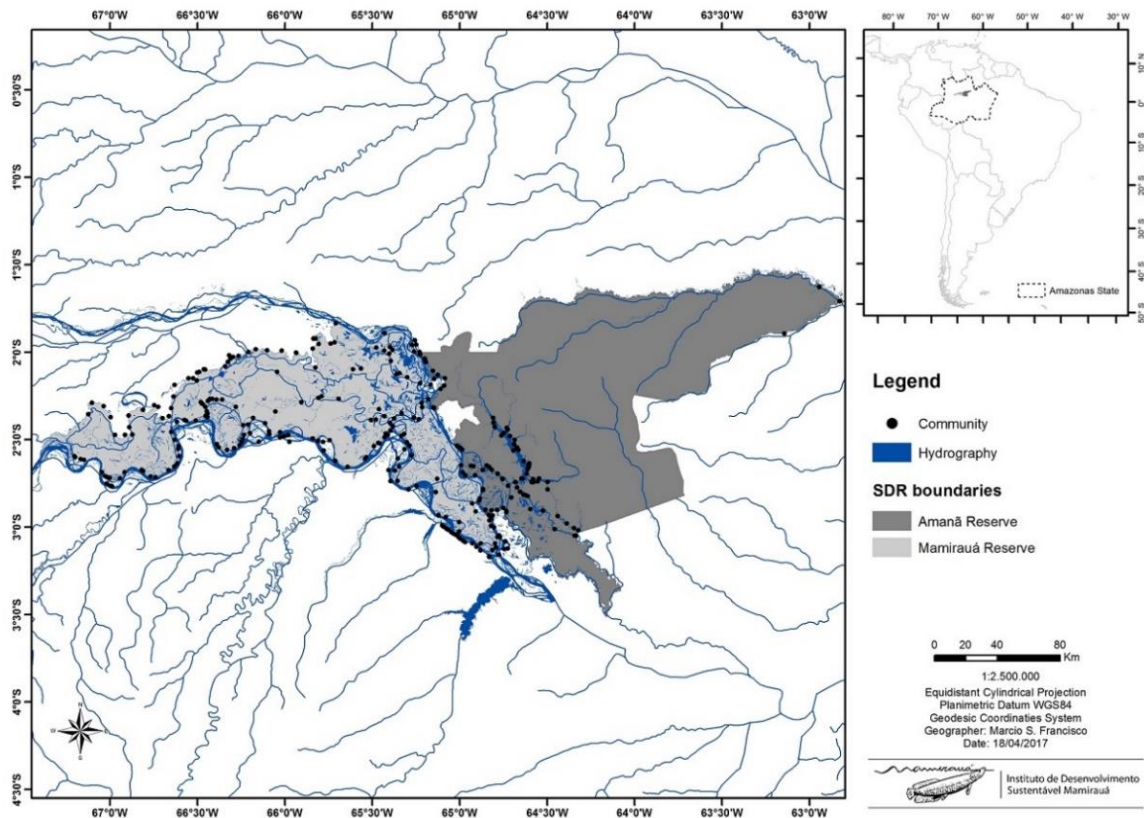
A pesquisa foi realizada por método quantitativo, realizando análise descritiva de dados secundários. A classificação do nível de acesso à água (WHO and UNICEF, 2017) e análise das condições de uso domiciliar foram realizadas com uma base de dados do Sistema de Monitoramento Demográfico e Econômico do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (SIMDE, 2018). O banco de dados existe desde 1993 e visa acompanhar mudanças nas condições de vida de ribeirinhos afetados pela criação de áreas protegidas por lei, para conservação da natureza, em seus territórios (Peralta and Lima, 2013; Moura *et al.*, 2016).

#### **5.1.2.1 Área de estudo**

Os dados referem-se às Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Mamirauá e Amanã (Figura 5.1), com aproximadamente 30.000 km<sup>2</sup>, no Estado do Amazonas, na Amazônia Central. Na região vivem 16.212 moradores em 330 comunidades.

A área de estudo possui médias (1961 a 2020) de temperatura de 26°C (22–32°C), umidade de 87% e precipitação anual de 2.475 mm – com mais chuvas (280 mm/mês) entre março e maio e menos (122 mm/mês) entre agosto e setembro (INMET, 2021).

Figura 5.1 - Localização da região de estudo e comunidades.



Fonte: SIMDE (2018)

A maior parte da população da área de estudo vive ao longo dos rios principais, em áreas de várzea, terra-firme ou paleovárzea. A várzea faz parte da planície de inundação, que é alagada anualmente na época chuvosa e representa 14% da Bacia Amazônica (Melack and Hess, 2011). A paleovárzea é considerada um ambiente em transição e a terra-firme é um ambiente não alagável. A variação do ambiente tem implicações sociais e econômicas na vida dos moradores dessa região (Moura, 2007).

#### 5.1.2.2 Banco de dados

Foram analisados os dados referentes ao acesso à água atualizados em 2018 e 2019 (SIMDE, 2018). As informações demográficas foram coletadas por meio de entrevistas com questionários estruturados, realizadas por equipes multidisciplinares, em 3.285 domicílios das 330 comunidades, seguindo padrão censitário. Os dados socioeconômicos são oriundos de uma amostra de 30% de cada comunidade utilizando método recordatório dos últimos 12 meses anteriores à coleta. Os

informantes das entrevistas foram os chefes de família de cada domicílio e os líderes das comunidades (Peralta and Lima, 2013; Moura *et al.*, 2016).

### 5.1.2.3 Análise descritiva

O banco de dados foi organizado e as variáveis contínuas foram categorizadas (renda, distância até o centro urbano, volume do reservatório de água, número de moradores e cômodos das residências). A capacidade de armazenamento de água foi classificada em faixas tendo como referência valores usuais de consumo de água per capita em diferentes situações de acesso, apresentados pela Organização Mundial da Saúde (Howard *et al.*, 2020). Nas faixas foram incluídos os valores de volume per capita: menor e igual a 20 litros; de 20 a 50 litros; 50 a 100 litros; e 100 litros ou mais.

As variáveis indicadoras das condições de uso domiciliar da água foram: existência de abastecimento coletivo de água com rede de distribuição (considerando Sistema de Abastecimento de Água o conjunto de obras e equipamentos desde a captação até as ligações prediais para produção e fornecimento de água potável (Ministério da Saúde, 2021); acesso a água subterrânea; captação de água de chuva na residência; capacidade de armazenamento per capita; capacidade total; recipiente de armazenamento de água para beber; técnicas de tratamento domiciliar de água.

As variáveis descritivas da comunidade foram: distância mais curta até o centro urbano mais próximo (em época de cheia); diferença do trajeto até o centro urbano entre cheia e seca; número de domicílios na comunidade; existência de gerador de energia; município que provê os serviços públicos (municípios da região: Alvarães, Uarini, Jutai, Juruá, Maraã, Fonte Boa, Japurá, Coari e Tonantins).

As variáveis indicadoras da condição socioeconômica foram: faixa de renda per capita; capacidade de leitura do(a) chefe da família e da esposa(o); número de moradores; número de cômodos dos domicílios.

A variável indicadora de condição ambiental foi a localização em várzea (inundável); paleovárzea (parcialmente inundável); ou terra firme (não inundável).

A variável “Distância da comunidade até o centro urbano mais próximo” foi calculada no programa QGIS 3.10, usando a ferramenta Análise de Redes através do Caminho mais curto (ponto para camada), a partir dos cursos d’água da região. Para cada comunidade foram consideradas duas rotas na rede vetorial de caminhos: no período de seca e no período de cheia (inundação por alguns meses ao ano), quando é possível usar atalhos (“canos” e “furos”) nas áreas alagadas (Junk *et al.*, 2012).

#### 5.1.2.4 Classificação de nível de acesso à água

Cada domicílio foi classificado no nível de acesso à água segundo critérios da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2017b).

- **Gestão segura:** Água para consumo proveniente de uma fonte melhorada (protegida) distribuída até a residência, disponível quando necessário e livre de contaminação fecal e química. Casos regionais: Sistema de abastecimento com controle e vigilância de qualidade da água, com rede e distribuição regular e manancial: a) subterrâneo e tratamento por desinfecção; ou b) superficial com tratamento mínimo por filtração e desinfecção.
- **Básico:** Água para consumo proveniente de fonte melhorada (protegida) cujo tempo de coleta não seja maior que 30 minutos de percurso, considerando filas. Casos regionais: Sistema de abastecimento de água superficial com tratamento da água e rede de distribuição; Sistema de abastecimento de água de poço e rede de distribuição; Captação de água de chuva no domicílio.
- **Limitado:** Água para consumo proveniente de uma fonte melhorada (protegida) onde o tempo de coleta seja maior que 30 minutos de percurso, considerando filas. Casos regionais: Abastecimento com fonte de água melhorada, sem rede de distribuição e com tempo de coleta maior que 30 minutos.
- **Não-melhorado:** Água de consumo proveniente de poço escavado ou nascente desprotegida. Casos regionais: Sistema de abastecimento de água captada de fontes desprotegidas como rio, paraná ou lago; e não contem tratamento de água mínimo de filtração e desinfecção.

- Sem serviço: Água de consumo coletada diretamente de rio, barragem, lago, canal ou canal de irrigação. Casos regionais: Sem sistema de abastecimento de água ou com sistema de abastecimento sem funcionar; e sem captação de água de chuva e sem acesso à água subterrânea.

A classificação ocorreu a partir do banco de dados, pelas informações da presença ou não de sistema de abastecimento e a origem da água nos domicílios. No caso dos sistemas de abastecimento de água com água de rio ou lago, o nível foi considerado básico quando a instalação incluía pelo menos uma etapa de filtração e desinfecção, conforme define a Portaria nº 888 do Ministério da Saúde para fontes de água superficiais, a respeito da qualidade da água para consumo humano (Ministério da Saúde, 2021).

O acesso foi classificado como “básico” em domicílios com captação de água de chuva pois, de acordo com (WHO and UNICEF, 2017), esta é uma fonte capaz de oferecer água segura pela natureza do seu design ou construção.

#### 5.1.2.5 Análise estatística

Análise de Correspondência Simples (ACS) foi usada para avaliar a associação entre o nível de acesso à água de cada domicílio e as variáveis de condições de uso, socioeconômicas e ambientais. A ACS é aplicada a dados categóricos, estimando parâmetros pela decomposição de valores (Fithian and Josse, 2017) e utilizando a estatística qui-quadrado (Mingoti, 2005). As associações foram consideradas significativas com nível de confiança de 95%. Os dados foram analisados no Statistica10.

#### 5.1.2.6 Aspectos éticos

A presente pesquisa foi aprovada pelo Comitê de Ética em Pesquisa do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (CEP-IDSM), sob o Certificado de Apresentação de Apreciação Ética (CAAE) nº 42236920.7.0000.8117.

### 5.1.3 Resultados

Nas RDS Mamirauá e Amanã, 85% das comunidades ribeirinhas (12 mil moradores) não possuem sistema de abastecimento de água (Tabela 5.1).

**Tabela 5.1 – Existência e situação de sistema de abastecimento de água em comunidades ribeirinhas do Médio Solimões, Amazonas, Brasil (2018).**

Sistema de abastecimento de água	Comunidades		Moradores	
	N	%	N	%
<b>Em funcionamento</b>	38	12	3.119	19
<b>Desativado</b>	11	3	1.044	7
<b>Não possui</b>	281	85	12.049	74
<b>Total</b>	<b>330</b>	<b>100</b>	<b>16.212</b>	<b>100</b>

Fonte: Elaborado pelos autores.

A captação de água de chuva ocorre em 81% dos domicílios (Tabela 5.2). Nos locais que não dispõem de água subterrânea nem de captação de água de chuva (10% do total), a população tem acesso apenas à água superficial, captada dos rios e lagos.

A maioria dos domicílios (73%) avaliados possui reservatórios de água, sendo caixas d'água em polietileno de média densidade, ou outros tipos de reservatórios plásticos (Figura 5.2, A, B, C). A capacidade de armazenamento total dos reservatórios é de 500 litros ou menos em 46% dos domicílios, e de 501 a 1000 litros em 17% dos domicílios. A média de volume per capita armazenado é de  $157 \pm 190$  litros, com apenas 35% dos domicílios com capacidade de armazenamento maior que 100 litros per capita.

**Figura 5.2 - Reservatórios de água dos domicílios (A, B, C); recipientes de armazenamento de água para beber (D, E, F); práticas de tratamento domiciliar (G, H, I).**



Fonte: Elaborado pelos autores.

A água de consumo direto (“água para beber”), é armazenada nos domicílios em recipientes separados do restante da água utilizada nas atividades domésticas. Os recipientes mais usados são baldes (31%) e garrafas PET pós consumo (30%) – geralmente de refrigerantes (Figura 5.2, D, E, F).

**Tabela 5.2 - Condições de uso domiciliar de água em áreas rurais ribeirinhas do Médio Solimões, Amazonas (2018).**

Aspectos	Domicílios		Moradores	
	N	%	N	%
<b>Acesso à água subterrânea e água de chuva *</b>				
Possui captação de água de chuva	2.021	80	10.744	81
Não possui captação de água de chuva	502	20	2.444	19
Usa água subterrânea	654	26	3.241	25
<i>Possui captação de água de chuva</i>	405	16	2.087	16
<i>Não possui captação de água de chuva</i>	249	10	1.154	8,8
Não usa água subterrânea	1.869	74	9.947	75
<i>Possui captação de água de chuva</i>	1.616	64	8.657	66
<i>Não possui captação de água de chuva</i>	253	10	1.290	10
<b>Total</b>	<b>2.523</b>		<b>13.188</b>	
<b>Possui reservatório de água</b>	1.831	73	9.717	74
<i>1 reservatório</i>	1.281	51	6.622	68
<i>2 e 3 reservatórios</i>	524	30	2.953	30
<i>4 a 6 reservatórios</i>	26	1,4	142	1,5
<i>Volume total ≤500 litros</i>	1.170	46	6.069	46
<i>Volume total de 500 a 1.000 litros</i>	435	17	2.365	18
<i>Volume total 1.000 a 3.000 litros</i>	209	8,3	1.176	8,9
<i>Volume total maior que 3.000 litros</i>	17	0,7	1.07	0,8
<i>Volume per capita ≤20 litros</i>	139	5	944	7
<i>Volume per capita entre 20 e 50 litros</i>	298	12	1.968	15
<i>Volume per capita entre 50 e 100 litros</i>	523	21	3.090	23
<i>Volume per capita maior que 100 litros</i>	871	35	3.715	28
Não possui reservatório de água	690	27	3.439	26
<b>Total</b>	<b>2.521</b>	<b>100</b>	<b>13.156</b>	<b>100</b>
<b>Recipiente de armazenamento de água para beber*</b>				
Balde	1.003	31	5.481	34
Garrafa de PET	988	30	5.099	31
Tanque/caixa d'água	255	8	1.397	8,6
Galão de água mineral	237	7,2	1.228	7,6
Pote de barro	45	1,4	231	1,4
Outros/Sem informação	1.248	38	6.542	40
<b>Total</b>	<b>3.285</b>		<b>16.212</b>	
<b>Tratamento domiciliar</b>				
Realiza tratamento de água	2.302	89	12.127	90
<i>Somente Hipoclorito</i>	1.101	43	5.644	42
<i>Coagem com tecido + Hipoclorito</i>	487	19	2.494	18
<i>Somente Coagem com tecido</i>	321	12	1.752	13
<i>Decantação + Coagem com tecido + Hipoclorito</i>	97	3,7	527	3,9
<i>Decantação + Coagem com tecido</i>	82	3,2	557	4,1
<i>Outros**</i>	214	8,1	1.153	9,0
Não realiza tratamento de água	287	11	1.385	10
<b>Total</b>	<b>2.589</b>	<b>100</b>	<b>13.512</b>	<b>100</b>

\*Pode haver mais de uma resposta por domicílio, por isso o somatório é maior que 100%. \*\* Exemplos de outros métodos: uso de filtros, uso de limão ou outros, além de combinações diversas de tratamentos

Em relação ao tratamento domiciliar (Figura 5.2, G, H, I), 89% das famílias declararam realizar algum tipo de tratamento de água, sendo que os mais comuns são uso de hipoclorito de sódio (43%), coagem com tecido + hipoclorito de sódio (20%) ou apenas coagem com tecido (12%). O uso de filtro foi registrado em menos de 1% das residências.

Considerando os critérios de WHO (WHO, 2017b) a maior parte da população (71% dos domicílios na várzea e 86% na área não alagável) possui abastecimento “básico”, uma vez que possuem fonte melhorada de água do domicílio (água da chuva, poço ou de sistema de abastecimento), mas não há garantia de sua gestão segura (Tabela 5.3). A segunda situação mais recorrente é ausência de serviço de abastecimento de água (19% da população na várzea e 10% na área não alagável), com a utilização de água diretamente às margens de rio ou lago.

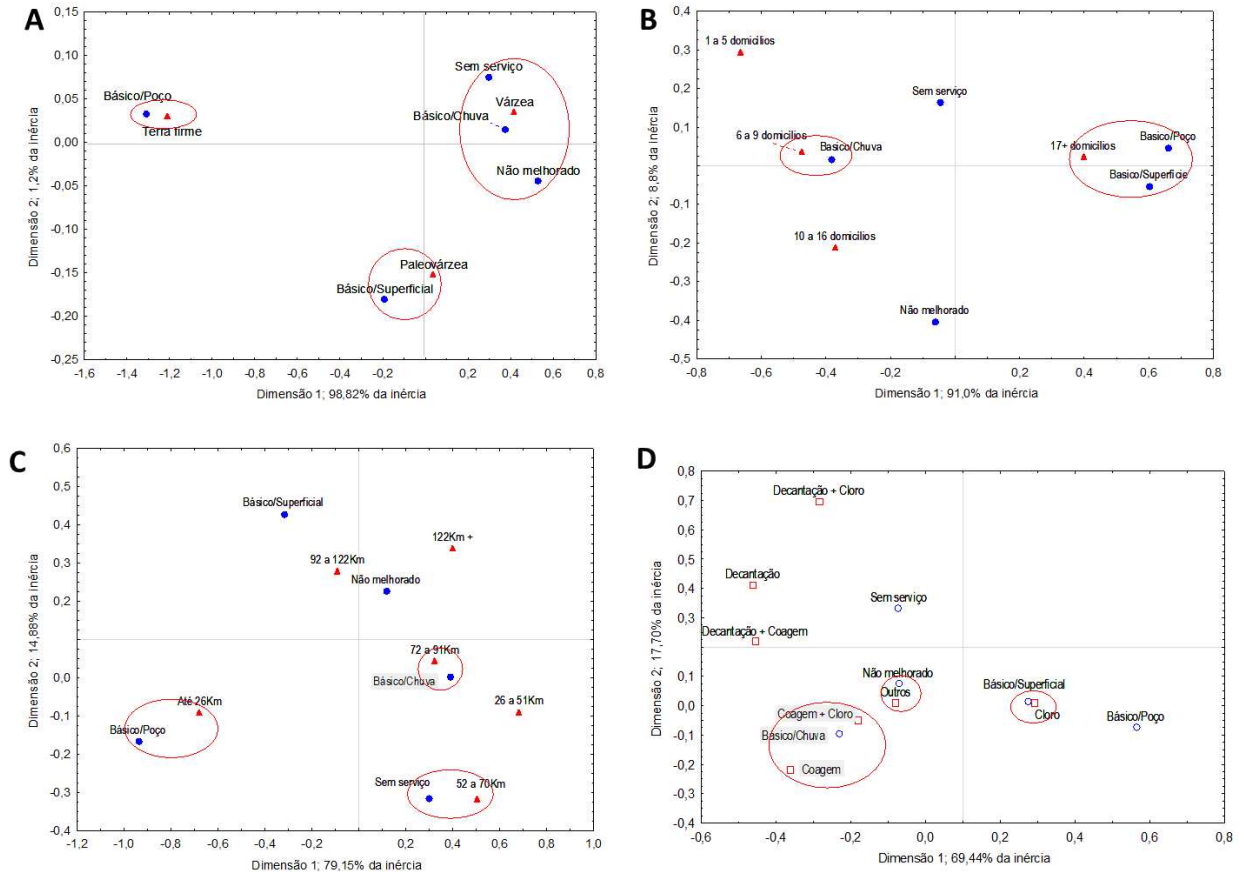
**Tabela 5.3 - Níveis de acesso à água em comunidades ribeirinhas do Médio Solimões, Amazonas, Brasil.**

Nível de serviço (OMS)	Subnível (casos locais)	População em várzea		População em área não alagável	
		n	%	n	%
<b>Gestão segura</b>		0	0	0	0
	<i>Água de chuva domiciliar</i>	4.979	57,4	1.635	30
<b>Básico</b>	<i>Água de poço*</i>	227	2,6	2080	38,2
	<i>Água superficial com tratamento</i>	926	10,7	953	17,5
<b>Limitado</b>		0	0	0	0
<b>Não-melhorado</b>		928	10,7	223	4,1
<b>Sem serviço</b>		1611	18,6	553	10,2
	<b>Total</b>	<b>8671</b>	<b>100</b>	<b>5444</b>	<b>100</b>

Fonte: Elaborado pelos autores. \*As características dos poços não são conhecidas.

Por meio das análises de correspondência (Figura 5.3) foram identificados fatores sociais e ambientais associados às condições de uso da água.

**Figura 5.3 - Associações da Análise de Correspondência entre nível de acesso a água, condições de uso e características das comunidades de zona ecológica (A) número de domicílios da comunidade (B), distância até o centro urbano mais próximo (C) e tipo de tratamento de água realizado no domicílio (D).**



Fonte: Elaborado pelos autores.

O tipo de ambiente teve influência no nível de acesso à água (Figura 5.3 A;  $p < 0.05$ ): Os domicílios em áreas não alagáveis (terra-firme) estão associados ao abastecimento de água por meio de poços, enquanto os domicílios de área alagável (várzea) utilizam-se de água de chuva, abastecimento não melhorado ou têm ausência de serviço. Já as localidades em região parcialmente alagável (paleovárzea) estão associadas ao abastecimento de água superficial com tratamento.

O tamanho da comunidade, representado pelo número total de domicílios, mostrou associação com o progresso no acesso à água (Figura 5.3 B;  $p < 0.05$ ). As maiores comunidades (mais de 17 domicílios) apresentaram associação com a ocorrência de abastecimento de água coletivo (níveis de acesso Básico/Superficial e Básico/Poço).

Domicílios localizados mais próximos do centro urbano (até 26 km) estiveram associados com o acesso à água por meio de poços (Figura 5.3 C;  $p < 0,05$ ). Indiretamente, esta situação também foi observada na associação entre o município que atende a comunidade e o nível de acesso à água, uma vez que se identificou que estar no município de Alvarães associou-se à existência de poços. Os municípios de Maraã e Fonte Boa foram associados à água de chuva, sem serviço e serviço não melhorado. Alvarães é o município cujas comunidades estão mais próximas da sede (em média 12 km), Maraã e Fonte Boa são municípios com comunidades mais distantes (83 e 89 km, respectivamente).

O nível de acesso teve associação com a prática de tratamento de água no domicílio (Figura 5.3 D;  $p < 0,05$ ). Nos locais atendidos por abastecimento com poço, não é realizado tratamento domiciliar da água. Já os locais com acesso à água de chuva estão associados ao tratamento de água por coagem com tecido e uso de cloro.

Domicílios com acesso por meio de água de chuva estão associados à menor capacidade de armazenamento total, com volumes menores que 500 litros, indicando precariedade da captação. Os locais com sistema de abastecimento de água coletivo tiveram as maiores capacidades de armazenamento de água per capita (mais que 100 l/pessoa.dia). A existência de gerador de energia na comunidade também esteve associada ao abastecimento de água coletivo, cujo funcionamento geralmente depende do uso de bombas elétricas.

Não tiveram associação com o nível de acesso à água as seguintes variáveis: as características dos domicílios (número de cômodos e tipo de paredes); o perfil do chefe da família (sexo e capacidade de leitura) e de sua esposa(o); a renda per capita; e a variação de distância até o centro urbano entre cheia e seca.

#### **5.1.4 Discussão**

O Amazonas é um dos estados com menor investimento per capita em abastecimento de água no país (Ferreira *et al.*, 2021). Assim, na região do Médio Solimões apenas 12% das comunidades possuem algum tipo de sistema de abastecimento de água em

operação (Tabela 5.1). Com poucos investimentos em soluções coletivas para o tratamento das águas superficiais, as famílias têm a água de chuva como fonte disponível e simples de ser utilizada. Há uma grande variação na qualidade e tipos de instalações de captação de água de chuva nas comunidades (Gomes *et al.*, 2011).

Apesar de ser uma fonte comum, presente em 80% dos domicílios das RDS Mamirauá e Amanã (Tabela 5.2), e tradicionalmente utilizada para o consumo, a água de chuva pode ser classificada como “melhorada”, porém com ressalvas. A contaminação da água de chuva pode ocorrer dependendo das condições do telhado e calhas de captação e da presença de vetores, como aves e marsupiais (Hamilton *et al.*, 2019). Na região do Médio Solimões, os urubus são facilmente encontrados sobre os telhados das casas nas áreas urbanas e rurais. Os urubus (Aves: Cathartidae) são animais com hábitos oportunistas e necrófagos associados à presença de lixo, podendo ser vetores de diversas enfermidades (Novaes and Cintra, 2013).

Dispositivos adequados de coleta e tratamento da água, como separadores de primeira chuva, filtração e desinfecção solar ou química devem ser suficientes para reduzir o risco de contaminação da água de chuva (Gomes, Pena and Heller, 2012; Hamilton *et al.*, 2019). Estas são medidas relevantes pois o uso de água de chuva em condições precárias não contribui para a melhoria das condições de uso da água, sendo necessário desenvolver junto à população o conhecimento sobre medidas de prevenção de risco no aproveitamento de água de chuva (Baguma, Loiskandl and Jung, 2010).

A baixa capacidade de armazenamento de água (Tabela 5.2) total (46% dos domicílios com capacidade menor ou igual a 500 l) e per capita (35% dos domicílios com armazenamento  $\geq 100$  l/pessoa.dia) indica que o volume não é suficiente para todos os usos domésticos, especialmente nos meses menos chuvosos (Gomes *et al.*, 2019). Para uma família típica da região (SIMDE, 2018), com seis pessoas, uma captação de telhado de 30 m<sup>2</sup> e aproveitamento de 80% da pluviosidade média de 122 mm/mês do período menos chuvoso (agosto e setembro), resultaria em um total de 2.928 l/mês – ou aproximadamente 16 l/pessoa.dia.

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), o consumo de 100 l/pessoa.dia é suficiente para ingestão, preparação de alimentos e higiene (Howard *et*

*al.*, 2020). Quantidade menor que isso inviabiliza principalmente a qualidade e a frequência da prática de higiene pessoal e doméstica, resultando em risco à saúde humana. No contexto amazônico, com sistemas de abastecimento de água intermitentes, é necessário considerar reservatórios de maior volume, de forma a equalizar a disponibilidade de água nos momentos em que não houver chuva ou distribuição na rede de abastecimento, no caso de sistemas de abastecimento. Assim, o investimento para melhoria do acesso à água para comunidades ribeirinhas necessita incluir a aquisição de reservatórios de água de maior volume ou considerar outras fontes melhoradas de coleta de água.

No Brasil, o Programa Cisternas é uma política pública federal para o acesso à água que contempla as comunidades ribeirinhas. De acordo com Bernardes, Costa e Bernardes (2018), as tecnologias adotadas para a Amazônia no Programa Cisternas e seu processo de implementação foram construídos em parceria com os movimentos sociais e outras instituições. Este Programa teve ações até 2018, com a implementação de 3.283 unidades de captação de água de chuva, com reservatórios de 1.000 ou 5.000 L, dependendo da situação do abastecimento de água na comunidade. O Programa teria potencial para equacionar muitas das dificuldades do acesso à água identificados neste estudo, porém não foi suficiente para alterar o cenário de forma ampla, uma vez que a demanda para a Amazônia é muito maior. Apenas na microrregião das Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Mamirauá e Amanã, são quase 10.000 moradores (cerca de 1700 domicílios) sem serviço de acesso à água, com acesso por fonte não-melhorada ou com abastecimento por água de chuva (Tabela 5.3), porém com volume insuficiente de armazenamento.

Na região do Médio Solimões potes de barro eram tradicionalmente usados para armazenar água até os anos 2000 (Moura, 2007). Os potes atualmente são fabricados em poucas comunidades da região e não são mais facilmente encontrados no mercado local, além da fragilidade e do custo de aquisição. Os potes se tornaram raros ao longo dos anos, estando presentes em apenas 1% dos domicílios, sendo substituídos por garrafas plásticas de PET (30%), baldes com e sem tampa (31%), tanque (8%) e garrafões de água mineral (7%). A existência de água gelada para

consumo é prioridade das famílias e passou a ser realizada usando freezers ou gelo (Penteado *et al.*, 2019), contribuindo para o abandono do uso dos potes.

Os recipientes adequados para armazenamento de água para consumo devem possuir tampa, ser de fácil higienização, resistentes e opacos para evitar a alteração da qualidade da água pela incidência de luz (Sobsey, 2002). Garrafas de PET são recipientes adequados pela relativa fácil higienização, porém necessitam estar protegidas da incidência de luz, que promove o aumento de temperatura e crescimento de microrganismos. A proteção da água quando armazenada em baldes é dependente da existência de tampa e torneira, ou prática higiênica no momento do consumo da água, a fim de evitar contaminação pelo contato com as mãos.

A eficiência para remoção de turbidez das técnicas de tratamento de água mais praticadas (Tabela 5.4) na região de estudo (sedimentação, coagem com tecido e uso de hipoclorito) são dependentes da qualidade de sua prática. A coagem com tecido, por exemplo, é dependente das características do tecido e quantidade de camadas de filtração. A técnica é usada sozinha em 12% dos domicílios e combinada com outras etapas em 26% dos domicílios, e está associada também ao acesso à água de chuva (Figura 5.2 D). A coagem em tecidos tipo sari, praticada em países asiáticos, pode remover partículas maiores que 20  $\mu\text{m}$  (Colwell *et al.*, 2003). Este tecido em doze camadas, remove até 50% da turbidez da água, sendo indicado como pré-tratamento para desinfecção solar (Ali *et al.*, 2011).

O tratamento domiciliar de água realizado de forma adequada tem potencial de melhorar a qualidade da água em diversos contextos (Lantagne and Clasen, 2012), porém necessita de regularidade e alta adesão para ter resultados efetivos na saúde (Sobsey, 2002; Brown and Clasen, 2012).

O hipoclorito de sódio (solução 2,5% de cloro ativo) é distribuído de forma gratuita para a população por meio dos Agentes Comunitários de Saúde, que orientam a respeito da dose de aplicação. Provavelmente por este motivo, esta é a técnica de desinfecção mais comum na região, sendo usada como única etapa de tratamento em 43% dos domicílios e combinada com outras técnicas em 25% deles. Apesar do alto percentual de famílias que declararam seu uso, são frequentes os relatos de queixas dos moradores sobre o sabor e odor da água clorada e de dores de estômago

associadas por eles à sua ingestão. Estudo de (Crider *et al.*, 2018) demonstrou que o sabor do cloro não é identificado por 50% das pessoas em concentrações menores que 0,7 mg/l, porém a dose recomendada para desinfecção de águas com turbidez até 10 uT (equivalente à água da chuva) é 1,85 mg/l de cloro livre; e para turbidez entre 10 e 100 uT pode chegar a 3,75 mg/l de cloro livre (Lantagne, 2008). Com isso, há incertezas sobre o real uso de hipoclorito de sódio na região de forma regular e com dose adequada.

Segundo os dados do Censo nacional (IBGE), 54% dos domicílios brasileiros possuem filtro de água (IBGE, 2016). Entretanto, nas comunidades ribeirinhas no Médio Solimões, menos de 1% dos domicílios declararam o uso de filtros para tratamento domiciliar de água. Esta baixa ocorrência de filtros pode estar associada ao seu custo de aquisição e à baixa disponibilidade dos mesmos no mercado local, tomando-se como referência Tefé (AM) – o principal centro urbano da região.

O banco de dados analisado nesta pesquisa não contém informações sobre a intermitência do abastecimento de água por meio de sistemas coletivos. Porém, considerando que estes sistemas são geridos localmente pelas próprias comunidades e a fonte de energia elétrica para o bombeamento é limitada a três a quatro horas por dia nas localidades ribeirinhas da região (Valer *et al.*, 2014), é provável que a água não esteja disponível na rede hidráulica de forma constante.

No caso das comunidades ribeirinhas, mais da metade da população que possui acesso à água subterrânea (26% dos domicílios), utiliza-se também de água de chuva, sendo representada por 16% do total de domicílios da análise. Da mesma forma, mesmo os domicílios que possuem abastecimento de água superficial e captação de água de chuva, costumam utilizar água diretamente dos rios para as atividades domésticas quando há falha no abastecimento ou em épocas pouco chuvosas.

É comum a existência de acesso a múltiplas fontes de água no contexto rural. Além da intermitência, a sazonalidade (Howard *et al.*, 2020) é uma característica dos sistemas de abastecimento rurais, que colabora para a busca da população por mais de uma fonte de água. O uso de múltiplas fontes costuma ser desconsiderado no planejamento do abastecimento de água. Ainda que represente uma falha a ser superada no acesso à água (Aleixo *et al.*, 2019), o uso de múltiplas fontes contribui

para a resiliência da população, inclusive no contexto de variação climática e uso eficiente da água (Elliott *et al.*, 2019).

Conforme observado nas Figuras 3B e 3C, o abastecimento de água com uso de poços, que pode ser considerado primariamente como o modelo capaz de suprir necessidades de qualidade e quantidade de água, está associado às comunidades maiores e mais próximas do centro urbano.

A aplicação dos níveis de acesso à água definidos por (WHO, 2017b), utilizando os microdados da região do Médio Solimões (Tabela 5.3) e a análise da Figura 5.3A, revelaram uma situação de disparidade entre a população de áreas alagáveis (várzea) e não alagáveis (terra-firme e paleovárzea). A população de várzea, apesar de ser maioria (61% do total de moradores) no estudo, possui piores condições de acesso e contam em geral apenas com a captação domiciliar de água de chuva, que possui níveis variados de proteção da qualidade da água, além de capacidade de armazenamento insuficiente, conforme discutido previamente neste artigo.

Esta situação pode ser explicada pela dificuldade existente na construção de infraestruturas nas áreas alagáveis, que implica na existência de poucas experiências de saneamento básico nessas áreas (Gomes *et al.*, 2015; Bernardes, Costa and Bernardes, 2018; Pacifico *et al.*, 2021) e inviabilidade de construção de poços, devido à má qualidade da água subterrânea e dificuldade construtiva (Azevedo, 2006). Também é explicada pelos desafios logísticos da região Amazônica, como a dificuldade de navegação para transporte de materiais nas épocas secas (baixo nível da água dos rios).

O conhecimento das condições de uso domiciliar de água em comunidades rurais contribui com o planejamento de programas de sensibilização e desenvolvimento para grupos com diferentes condições de acesso (Aleixo *et al.*, 2016). A compreensão dos fatores que influenciam pode contribuir com a avaliação do acesso à água e a decisão sobre investimentos que visam a melhoria da qualidade de vida na Amazônia.

### 5.1.5 Conclusões

As comunidades ribeirinhas na Amazônia central, em sua maioria, não possuem sistema de abastecimento de água. O aproveitamento de água de chuva é recorrente, sendo a principal forma de acesso à água para os moradores da várzea. Para os moradores das áreas não alagáveis, o sistema de abastecimento de água com água subterrânea e a água de chuva são as principais formas de acesso. A maior parte dos domicílios possui reservatório para armazenamento de água, porém com pouca capacidade, indicando ser insuficiente para todos os usos domésticos. A prática do tratamento domiciliar da água também é recorrente, sendo realizada principalmente por desinfecção com hipoclorito de sódio, coagem com tecido e decantação. Porém a eficiência desses métodos tradicionais não é garantida. A coagem com tecido é dependente do tipo do tecido e número de camadas. A eficiência do hipoclorito é influenciada pela dose adicionada, por exemplo.

Para solucionar os desafios do acesso à água nas regiões alagáveis, são necessários arranjos técnicos e de gestão que consideremos aspectos ambientais. Uma proposta de acesso à água adequada à realidade regional deve incluir elementos de uso de água de chuva e fontes complementares, com arranjos que podem ser individuais (por domicílio), coletivos ou combinados entre ambos. Também necessitam considerar o uso de tecnologias de tratamento domiciliar eficientes e armazenamento em quantidade adequada e de forma segura.

## 5.2 Performance de técnicas de tratamento domiciliar de água tradicionalmente usadas na Amazônia rural

**Resumo:** Moradores de áreas remotas na Amazônia comumente não têm acesso à água potável e realizam tratamentos domiciliares das águas de chuva e de rio antes do consumo. Neste estudo foi investigada a eficiência dos tratamentos domiciliares de água tradicionalmente usados pelas famílias, aplicados para água de chuva e água de rio. Amostras de água bruta, água tratada por diferentes técnicas (coagem, cloro, sedimentação) e água de consumo armazenada foram coletadas em dezoito domicílios de três comunidades, na região do médio Rio Solimões, no Amazonas. Os materiais usados e as práticas de cada técnica de tratamento foram descritos. As etapas de tratamento para separação de sólidos foram eficientes (diferença significativa entre água bruta e tratada) apenas para remoção de turbidez da água de rio (12 a 22%). As águas brutas de chuva e de rio tiveram resultados similares para contaminação microbiológica, perto de 3,5 log UFC/100 mL de *Escherichia coli* (*E. coli*). O cloro foi efetivo para desinfecção da água de chuva (remoção mediana de 100%, 44,5% das amostras com < 1 UFC/100mL), mas não para água de rio (94% de remoção mediana, com 11% das amostras com <100 UFC/100mL e apenas 5,5% com <1 UFC/100mL na água tratada), com redução significativa em ambos os casos no teste de Wilcoxon. Conclui-se que o hipoclorito de sódio foi o método de tratamento mais indicado entre os métodos avaliados, podendo ser usado em áreas remotas com disponibilidade e aproveitamento de água de chuva. Houve aumento da concentração de microrganismos indicadores de contaminação fecal após a sedimentação e a coagem da água, o que sugere que houve contaminação dos recipientes ou da água tratada devido ao manuseio inadequado. Por este motivo, recomendam-se ações educativas e de sensibilização para a melhoria das práticas de captação, tratamento, e armazenamento da de água de chuva.

**Palavras-chave:** tratamento domiciliar de água; comunidade rural; desinfecção;

### 5.2.1 Introdução

Em diferentes regiões do globo, populações urbanas e rurais sofrem com a falta de água potável. Na região Norte do Brasil, ocupada pelo bioma Amazônico, 25% dos domicílios não estão ligados à rede geral de abastecimento de água, enquanto a média nacional é 8% (IBGE, 2019). Em meio à sensação de abundância de recursos hídricos, pouco é investido em água, saneamento e higiene (Giatti and Cutolo, 2012). O compromisso das Nações Unidas com o tema é explicitado no Objetivo do Desenvolvimento Sustentável (ODS) nº 6, com a meta de até 2030, alcançar o acesso universal e equitativo a água potável e segura para todos.

Em áreas remotas na Amazônia, a água dos rios e da chuva são as principais fontes usadas, sendo alternadas conforme a época do ano, seca ou chuvosa. Em alguns locais, há preferência pelo uso da água de chuva para consumo (Confalonieri, 2000). Em áreas indígenas ao Norte da Amazônia, por exemplo, a água de rio é principal fonte para 46% das famílias e a chuva é preferida por 25% delas (Cardoso, 2021). Na Amazônia central, 57% das famílias utilizam água de chuva captada do telhado (Gomes *et al.*, 2022). De forma intuitiva, as famílias têm formas de cuidado com a água de beber, que costuma ser tratada e armazenada separadamente do restante da água usada em atividades domésticas e higiene pessoal (Moura, 2007).

O tratamento domiciliar da água (HWT ou *household water treatment*) ou tratamento da água no ponto-de-uso é incentivado na ausência de sistemas de abastecimento seguros para reduzir em mais de 50% as doenças diarreicas (WHO, 2017a; Wolf *et al.*, 2022). Diversas técnicas e dispositivos são usados, porém os efeitos do tratamento não dependem apenas de sua eficiência na purificação da água, mas também do seu uso correto, consistente e continuado (Bivins *et al.*, 2019). Efeitos positivos na saúde são conquistados apenas quando há grande adesão ao seu uso, com mais de 90% da água consumida sendo tratada (Brown and Clasen, 2012).

Na região do médio rio Solimões, na Amazônia Central, 91% das famílias declararam realizar tratamento domiciliar da água (coagem, uso de hipoclorito e sedimentação) antes do consumo (Gomes *et al.*, 2022). A desinfecção com uso de hipoclorito é a única etapa de tratamento em 43% dos domicílios e é combinado com outras técnicas em 25% (Gomes *et al.*, 2022).

A decantação da água e a coagem são métodos físicos de remoção de sólidos em suspensão na água. A decantação (ou sedimentação dos sólidos) é realizada a partir do repouso da água turva em recipientes. Sua eficiência depende da presença de microrganismos e partículas sedimentáveis (Thompson, Sobsey and Bartram, 2003). A coagem da água (*cloth filtration* ou *straining*, em inglês) é um tipo de tratamento intuitivo, onde são utilizados panos/tecidos de algodão ou sintéticos para a separação de sólidos da água, tendo potencial de remover partículas maiores que 20 µm (Rita R Colwell *et al.*, 2003). Fatores como tipo de tecido, número de camadas usadas e características da água bruta influenciam na eficiência da coagem. Testes em laboratório mostraram que um tecido dobrado em 12 camadas remove até 50% da turbidez da água, sendo indicado como pré-tratamento para desinfecção (Ali *et al.*, 2011).

A distribuição de hipoclorito de sódio (solução 2,5% de cloro ativo), para tratamento domiciliar de água é uma política de saúde pública em todo o Brasil. Os frascos de 50 mL de hipoclorito são entregues nas residências, com a orientação padrão de aplicação de duas gotas por litro - equivalente a 2,38 mg/L de cloro. Apesar da abrangência de sua distribuição, há incerteza sobre o uso de forma regular e em dose adequada, considerando que a dose ideal deve ser ajustada de acordo com a turbidez da água (Lantagne, 2008), sendo recomendado 1,85 mg/L de cloro para água com turbidez até 10 uT (equivalente à água da chuva); e 3,75 mg/L de cloro para turbidez entre 10 e 100 uT.

O principal impacto esperado a partir da melhoria da qualidade da água de consumo é a melhoria da saúde. Conhecer as práticas de tratamento da água e suas eficiências na disponibilização de água potável em campo são importantes para orientar programas de promoção de saúde e qualidade de vida em áreas de vulnerabilidade. Para a Saúde Única (*One Health*), a qualidade da água também pode servir como barreira sanitária para evitar doenças emergentes e novas pandemias, uma vez que os domicílios em áreas remotas estão em contato com animais selvagens e a população está sujeita a zoonoses causadas por *spillover* de organismos patogênicos entre espécies selvagens, domésticas e humana (Ellwanger *et al.*, 2020). Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência de tratamentos domiciliares de água tradicionalmente usados em comunidades ribeirinhas da Amazônia central.

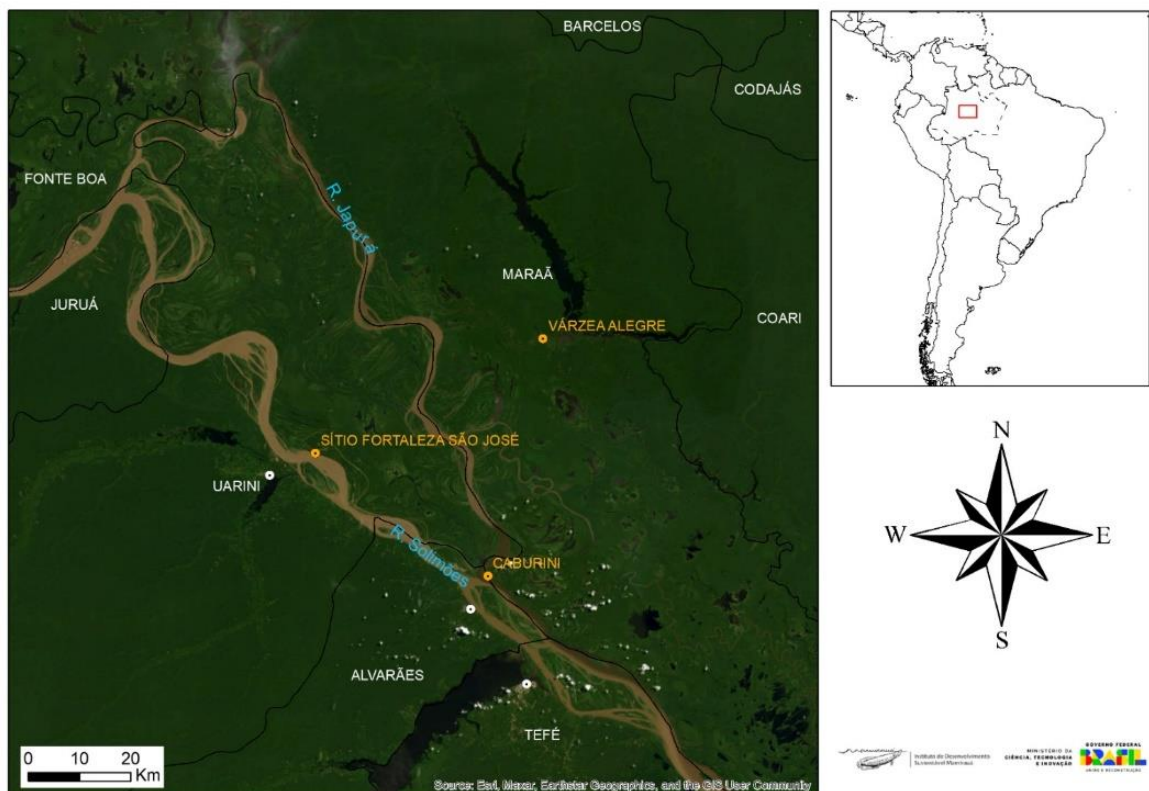
## 5.2.2 Metodologia

A pesquisa foi realizada com observação em campo e coleta de amostras de água de rio e chuva, tratada por técnicas de tratamento domiciliar de água.

### 5.2.2.1 Amostragem

As comunidades participantes (Figura 5.4) são localizadas em várzea (áreas inundáveis sazonalmente) – na região do Médio rio Solimões, no Estado do Amazonas, Brasil – e não possuíam sistema de abastecimento de água no momento da pesquisa.

**Figura 5.4 - Região do estudo sobre métodos de tratamento de água tradicionalmente usados**



Foram coletados dados por amostragem em dezoito residências, divididas em três comunidades ribeirinhas (Caburini, Sítio Fortaleza e Várzea Alegre). As comunidades selecionadas faziam parte de um projeto de intervenção para instalação de sistemas de bombeamento de água, que estava na fase inicial de implementação. Em cada

residência foram coletadas amostras de água bruta, água tratada por diferentes técnicas e a água de consumo armazenada.

As coletas foram realizadas em seis expedições, de dezembro de 2021 a novembro de 2022. As coletas de água de chuva foram realizadas no período chuvoso (dezembro a fevereiro), quando há maior uso desta fonte pelas famílias. As coletas de água de rio foram realizadas no período seco (julho a outubro), quando moradores recorrem à água dos rios para consumo.

As casas foram selecionadas a partir da disponibilidade das famílias no dia da visita e da existência de água bruta na residência ou nas proximidades. No dia da coleta, os pesquisadores identificavam se o domicílio estava apto a participar, utilizando o critério das respostas dos moradores sobre o uso e disponibilidade de água. Então eram solicitados a fazerem as técnicas de tratamento de água pré-definidas na pesquisa (**Figura 5.5**) da forma como as realizariam cotidianamente. A cada etapa, amostras de água eram coletadas. Detalhes sobre a prática do tratamento foram observados e registrados de forma descritiva, para a caracterização das técnicas usadas.

Para a água de chuva, foram avaliadas três técnicas de tratamento: coagem em tecido (C), desinfecção com cloro (Cl) e coagem em tecido + desinfecção com cloro (C+Cl). Para a água de rio, cinco combinações de técnicas foram testadas (todas contendo pelo menos uma etapa de separação de sólidos): sedimentação (S), sedimentação + coagem em tecido (S+C), sedimentação + coagem em tecido + desinfecção com cloro (S+C+Cl), sedimentação + desinfecção com cloro (S+Cl); F) flocculante para coagulação + desinfecção (F). O flocculante Purificador de água P&G® foi incluído no estudo como referência para remoção de sólidos de águas turvas, sendo um produto comercial acessado recentemente por algumas comunidades da região (FAS, 2019).

As amostras de água de consumo (beber) foram coletadas do recipiente prontamente disponível das famílias e os moradores informaram sobre a origem da água e tipo de tratamento realizado.

**Figura 5.5 - Desenho experimental de tratamentos domiciliares de água de chuva (à esquerda) e água de rio (à direita).**

		Sentido das etapas →				
		Bruta	Sedimentação	Coagem	Cloração	Floculação + Cloração
Técnicas/ água de chuva	C	●	●			
	C-Cl	●	●		●	
	Cl	●			●	
Técnicas/ água de rio	S	●	●			
	S-C	●	●	●		
	S-Cl	●	●		●	
	S-C-Cl	●	●	●	●	
	Fl	●				●

A dose de cloro adicionada (mg/L) foi calculada a partir do número de gotas de hipoclorito de sódio (solução com 2,38% de cloro ativo) adicionadas pelos moradores a cada volume de água tratado (alguns fabricantes indicam 2,5% de concentração).

Amostras foram coletadas em frascos estéreis e sacos contendo tiosulfato de sódio (para análises microbiológicas de amostras contendo cloro). As amostras foram transportadas até o laboratório em caixas térmicas com gelo e processadas em até 48 horas após a coleta.

#### 5.2.2.2 Análises de qualidade da água

As análises realizadas em campo foram: pH (sonda multiparâmetro Hanna HI98194 e fitas indicadoras Merck pH 0 a 14) e cloro residual livre (Fotômetro Hanna HI97711). Foram avaliados em laboratório: cor verdadeira e cor aparente (465nm, espectrofotômetro Hach DR3900), coliformes totais e *Escherichia coli* (*E. coli*, contagem direta pelo método de filtração em membranas (APHA, 2006) e colifagos (adaptação do método EPA 1602 (EPA, 2001), no laboratório do Instituto Mamirauá em Tefé/AM. A turbidez (turbidímetros Policontrol AP2000 para água de chuva e Hanna HI93793 para água de rio) foi analisada em campo e em laboratório até 24h após a coleta, dependendo de condições logísticas e climáticas no dia da coleta.

A concentração de cloro livre foi medida entre 25 e 30 min após a adição de cloro, no caso dos processos com hipoclorito de sódio, e entre 20 a 30 minutos após a mistura,

no caso do uso de hipoclorito de cálcio contido no floculante. O intervalo de cada medição foi estipulado para viabilizar análises em campo, pois demandam deslocamento entre as residências durante a coleta.

Em laboratório foram avaliados: cor verdadeira e cor aparente (espectrofotômetro Hach DR3900, 465 nm); coliformes totais e *Escherichia coli* (*E. coli*, contagem direta pelo método de filtração em membranas (APHA, 2006)) e colifagos (adaptação do método EPA 1602 (EPA, 2001)), no laboratório do Instituto Mamirauá em Tefé/AM. A turbidez foi analisada em campo e em laboratório (turbidímetros Policontrol AP2000 para água de chuva e Hanna HI93793 para água de rio) até 24h após a coleta, dependendo de condições logísticas e climáticas no dia da coleta.

#### 5.2.2.3 Análise de dados e estatística

As concentrações de microrganismos de coliformes totais e *E. coli* foram avaliadas em unidades formadoras de colônia por 100mL (UFC/100mL) e em unidades log. A concentração de *E. coli* água tratada foi classificada de acordo com níveis de risco à saúde, de Risco Ausente a Muito Alto Risco (WHO, 2012);

A distribuição dos dados foi avaliada com gráficos *Normal Probability Plot* e teste de aderência Shapiro-Wilk. O teste de Wilcoxon para comparação de dados pareados foi usado para analisar a diferença entre a qualidade de água bruta e água tratada, com cada tipo de tratamento analisado e tipo de água (rio ou chuva). Valor de  $p < 0,05$  foram considerados significativos, com intervalo de confiança de 95%. O software Statistica10 foi utilizado nas análises.

#### 5.2.2.4 Aspectos éticos

O estudo foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (CEP-IDSM), sob o Certificado de Apresentação de Apreciação Ética (CAAE) nº 42236920.7.0000.8117. Os

participantes assinaram um Termo de consentimento livre e esclarecido para a participação na pesquisa.

### 5.2.3 Resultados

#### 5.2.3.1 Descrição das técnicas de tratamento de água usadas tradicionalmente

**Coagem:** A coagem da água de chuva pode ser realizada em três momentos: (1) Durante a chuva, na calha de captação ou na entrada no reservatório. O tecido da coagem é amarrado à calha ou à parte superior do reservatório, de forma que toda a água que entra no reservatório seja coada; (2) Na torneira, com o tecido amarrado à torneira, quando o domicílio possui encanação interna de água de chuva. (3) Quando a água é passada de um recipiente para o outro, geralmente do balde ou reservatório geral para o recipiente de água para beber. (Figura 5.6.A)

Diversos tipos de tecido foram usados para a coagem da água: camisetas sem uso, toalhas de algodão de cozinha, tecidos de lençol, TNT e coador de café. Na maioria das vezes os tecidos são usados em camada única, sem dobras. Alguns tecidos são exclusivos para coagem de água, outros são também usados para secagem de utensílios de cozinha e superfícies. Os tecidos são guardados junto aos objetos de cozinha, pendurados no varal ou junto com roupas da família.

Os recipientes usados são baldes plásticos, garrafas térmicas, panelas, garrafas de água mineral (reutilizadas) de 20 litros e garrafas pet de 2 litros. Os baldes e panelas geralmente não são exclusivos para esta finalidade, e são usados também para preparação de alimentos, coleta de água bruta e até lavagem de roupas, o que ocorre, por exemplo, no uso de baldes.

**Desinfecção com cloro:** A solução de hipoclorito de sódio é recebida gratuitamente pelas famílias, por meio dos Agentes Comunitários de Saúde. É recebida em frascos de 50 mL com bico dosador, com concentração de cloro ativo de 2,5% e prazo de validade de doze meses. A orientação da embalagem indica o uso de duas gotas de solução por litro de água, agitação e tempo de espera de 30 minutos antes do consumo. O tempo de espera costuma ser respeitado. Porém, no dia-a-dia o

hipoclorito é usado nas residências em doses menores que a recomendada, sendo registrado o uso de 0,25 até 1,5 gotas por litro na água de chuva (valores adicionados foram 1 gota para 4 litros e 3 gotas para 2 litros, por exemplo) e 1,0 a 2,5 gotas por litro na água de rio (valores adicionados foram 1 gota por litro e 5 gotas para 2 litros, por exemplo) . O discurso relacionado a definição da dose é o desconforto com o sabor do cloro, sentido por uma ou mais pessoas da família.

O hipoclorito geralmente é adicionado no recipiente de água para beber (baldes, garrafas etc), mas algumas vezes é adicionado diretamente no reservatório de água de chuva. Quando é adicionado nos recipientes maiores, observou-se que não há medição exata da quantidade adicionada e nem a agitação adequada para a homogeneização em todo o líquido. (Figura 5.6.B)

**Sedimentação:** A água é coletada do rio em frente à comunidade, em baldes ou galões de plástico de até 20 litros, geralmente durante a tarde. Na residência, o recipiente é deixado em repouso até a manhã do dia seguinte, em um tempo total de sedimentação de 15-17 horas (mais comum) até 36 horas. A água é então vertida para o recipiente de armazenamento de água para beber, tomando-se cuidado para não verter os sólidos sedimentados no fundo. Geralmente a água é coada durante esta etapa. O recipiente de coleta e sedimentação da água geralmente não é exclusivo para este fim, podendo ser usado em outras atividades domésticas. Ele possui tampa ou é coberto com tecido. (Figura 5.6.C)

**Floculante Purificador de Água P&G®:** O volume de 10 litros de água de rio (aferido de forma intuitiva) é adicionado a um balde plástico. O conteúdo do sachê (5g) é adicionado à água e a mistura é feita usando uma colher. Após a mistura, aguarda-se a decantação da água por alguns minutos até a clarificação da água, ou por até uma noite. Em seguida é feita a coagem no recipiente de armazenamento de água para beber. Não há marcação cuidadosa do tempo da mistura e do repouso recomendado de 20 minutos após a coagem. (Figura 5.6.D)

**Figura 5.6 - Tratamento domiciliar de água por (A) coagem, (B) cloro, (C) sedimentação, (D) floculante Purificador de Água P&G nas comunidades ribeirinhas das áreas rurais no Médio Solimões, na Amazônia Central.**



### 5.2.3.2 Eficiência dos métodos de tratamento

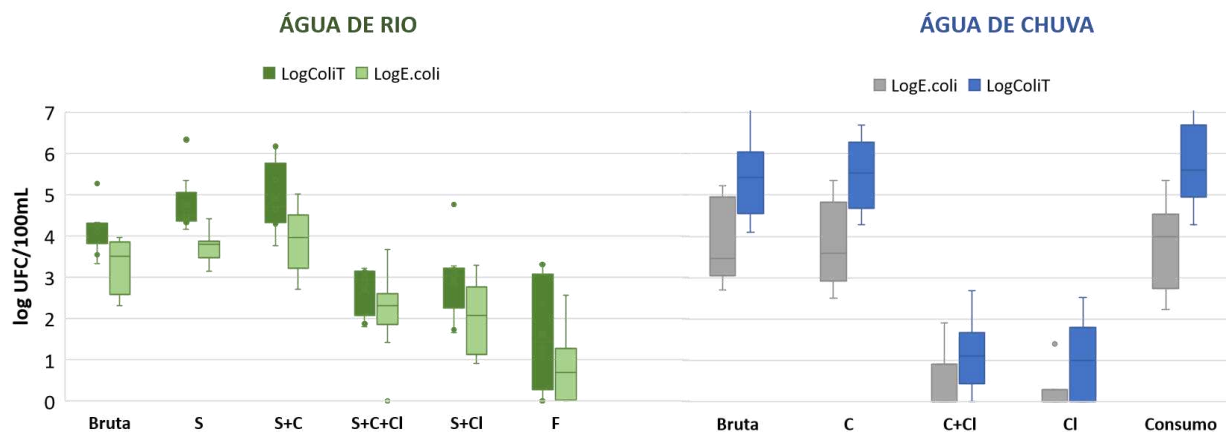
As águas brutas (antes do tratamento) de chuva e de rio tiveram resultados similares (Tabela 5.4) para contaminação microbiológica, perto de 3,5 log UFC/100 mL de *E. coli*. O cloro foi efetivo para desinfecção da água de chuva (mediana 100%), mas não o foi para água de rio (mediana 94%). As etapas de tratamento para separação de sólidos na água do rio foram eficientes apenas para remoção de turbidez e cor aparente (12 a 22% de turbidez e 18 a 26% de cor aparente), e não tiveram eficiência para água de chuva. A distribuição dos resultados é apresentada na Figura 5.7 e na Figura 5.8.

Tabela 5.4 - Eficiência dos tratamentos domiciliares de água usados tradicionalmente em água de chuva e rio

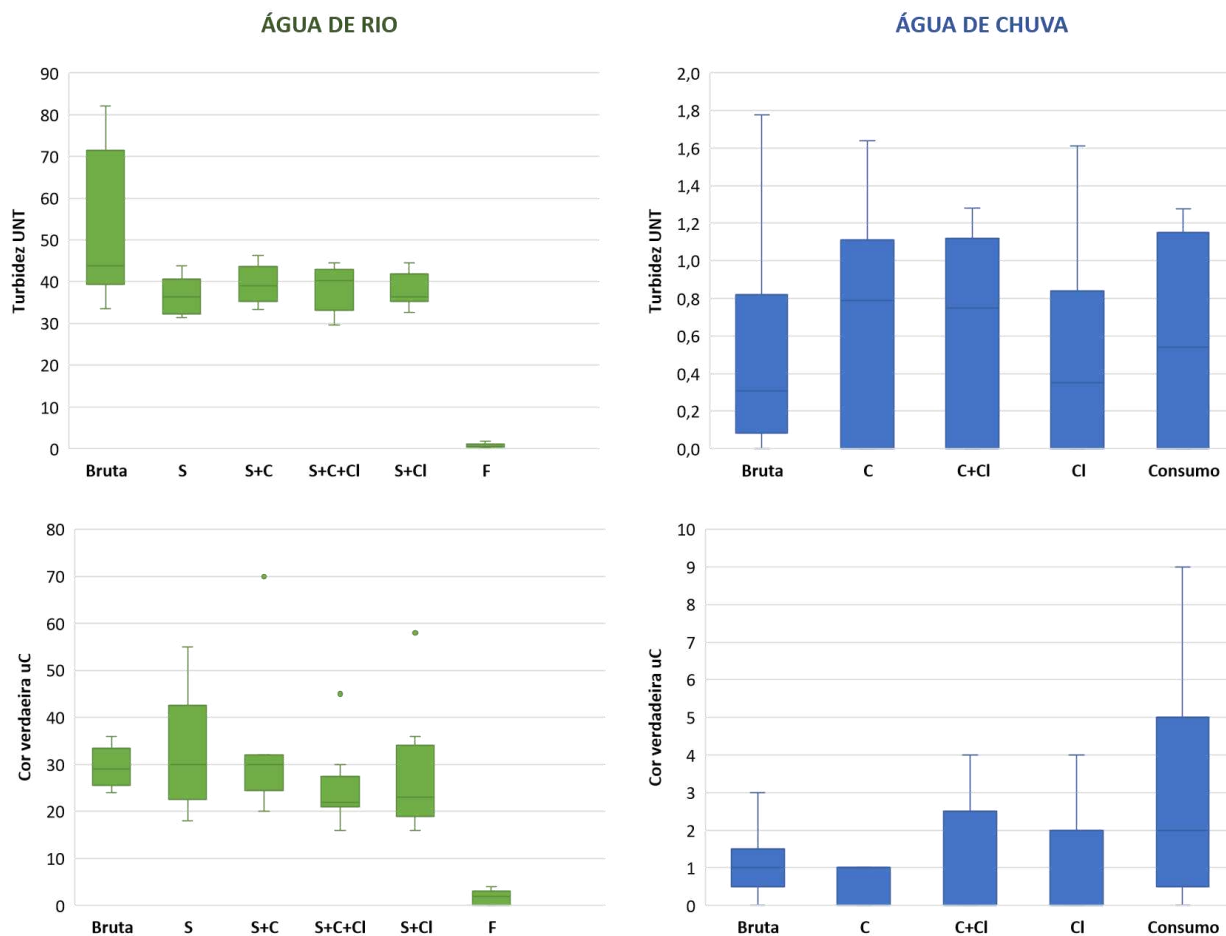
Variáveis e valores de referência	Medidas	Tipos de tratamento domiciliar										Consumo (n=16)
		Chuva				Rio						
		Bruta (n=9)	C (n=9)	Cl (n=9)	C+Cl (n=9)	Bruta (n=9)	S (n=9)	S+C (n=9)	S+C+Cl (n=9)	S+Cl (n=9)	F (n=9)	
<b>Turbidez (UNT)</b>	Mediana	0,3	0,8	0,4	0,8	44	36	39	40	36	0,6	0,8
	(min-max)	(0-1,8)	(0-1,6)	(0-1,6)	(0-1,3)	(33-82)	(31-44)	(33-46)	(30-44)	(33-45)	(0,3-1,8)	(0-6,5)
	Eficiência	-	1%	6%	6%	-	16%	12%	22%	14%	99%	-
	p valor*	-	0,5	0,61	0,75	-	0,01*	0,01*	0,01*	0,01*	0,01*	-
<b>Cor aparente (uC)</b>	Mediana	12	13	9	11	403	298	318	309	308	4,5	9
	(min-max)	(5-43)	(2-42)	(6-13)	(6-23)	(237-565)	(247-387)	(248-401)	(247-377)	(237-379)	(0-22)	(0-49)
	Eficiência	-	-18%	17%	8%	-	25%	18%	26%	23%	99%	-
	p valor	-	0,21	0,13	0,48	-	0,01*	0,02*	0,02*	0,01*	0,01*	-
<b>Cor verdadeira (uC)</b>	Mediana	1	1	0	0	29	30	30	22	23	2	1
	(min-max)	(0-3)	(0-3)	(0-4)	(0-3)	(24-36)	(18-55)	(20-70)	(16-45)	(16-58)	(0-4)	(0-9)
	Eficiência	-	67%	100%	100%	-	11%	7%	19%	7%	94%	-
	p valor	-	0,35	1,00	0,83	-	0,81	0,64	0,09	0,44	0,01*	-
<b>Coliformes totais (log UFC/100mL)</b>	Mediana	5,43	5,53	1,00	1,11	4,2	4,5	4,7	2,9	3	1,4	5,4
	(min-max)	(4,1-7,5)	(4,3-6,7)	(0-2,5)	(0-2,7)	(3,3-5,3)	(4,2-6,3)	(3,8-6,2)	(1,8-3,2)	(1,6-4,8)	(0-3,3)	(2,1-7,1)
	Eficiência	-	-0,14 log	4,20 log	4,53 log	-	-0,33 log	-0,48 log	1,28 log	1,25 log	1,45 log	-
	mediana	-	-40%	100%	100%	-	-115%	-199%	95%	94%	99,8%	-
	p valor	-	0,33	0,01*	0,01*	-	0,11	0,14	0,01*	0,02*	0,01*	-
<b>E. coli (log UFC/100mL)</b>	Mediana	3,46	3,60	0	0	3,5	3,8	4	2,3	2,1	0,7	2,9
	(min-max)	(2,7-5,2)	(2,5-5,3)	(0-1,4)	(0-1,9)	(2,3-4,0)	(3,1-4,4)	(2,7-5,0)	(0-3,7)	(0,9-3,3)	(0-2,6)	(0-5,9)
	Eficiência	--	0,09 log	3,46 log	3,13 log	-	-0,23 log	-0,08 log	1,24 log	1,30 log	2,39 log	-
	mediana	-	18%	100%	100%	-	-71%	-20%	94%	95%	99,4%	-
	p valor	-	0,33	0,01*	0,01*	-	0,17	0,21	0,02*	0,01*	0,01*	-
<b>Cloro adicionado (mg/L)**</b>	Mediana	-	-	1,01	1,01	-	-	-	1,19	1,19	2,18	-
	(min-max)	-	-	(0,59-1,19)	(0,59-1,19)	-	-	-	(1,19-2,97)	(1,19-2,97)	(2,18-2,18)	-
<b>Cloro livre (mg/L)**</b>	Mediana	-	-	1,01	1,01	-	-	-	0,08	0,05	0,01	0
	(min-max)	-	-	(0-1,5)	(0-1,53)	-	-	-	(0,03-1,89)	(0-1,09)	(0-0,38)	(0-0,1)

\*Valor de p significativos ( $p < 0,05$ ) no teste de Wilcoxon. \*\*Água Bruta, C, S e S+C não receberam cloro.

**Figura 5.7 - Diagramas dos resultados de coliformes totais e *E. coli* do tratamento domiciliar da água do rio (à esquerda) e da chuva (à direita)**



**Figura 5.8 - Diagramas dos resultados de turbidez e cor do tratamento domiciliar da água do rio (à esquerda) e da chuva (à direita)**



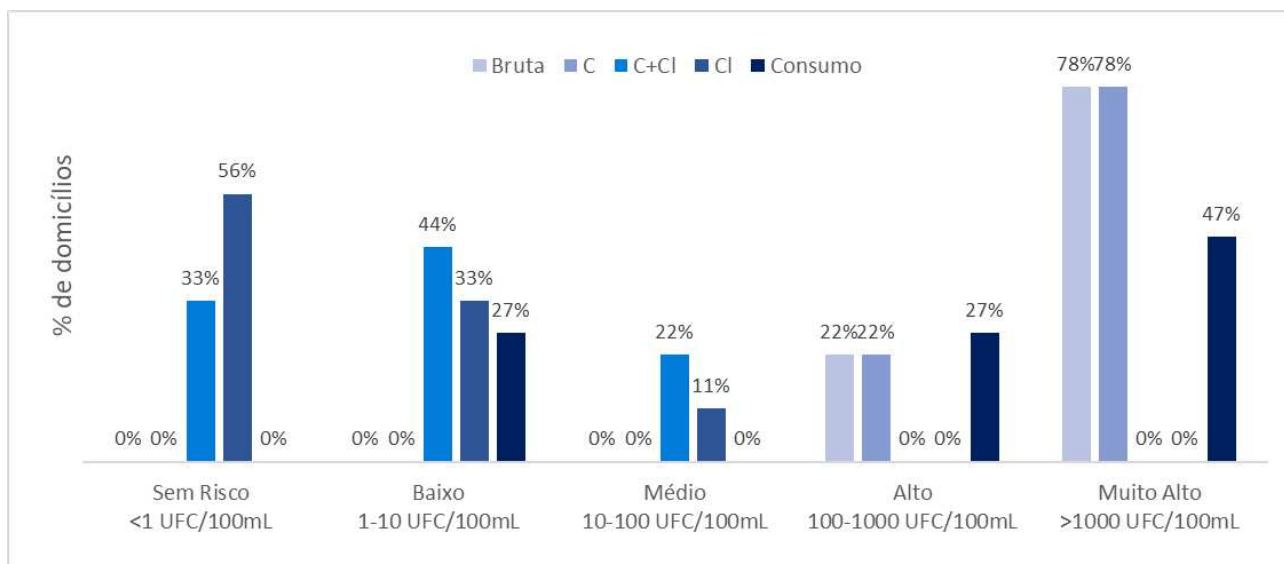
### 5.2.3.3 Água da chuva

A coagem da água (C) não foi capaz de reduzir nenhum dos parâmetros avaliados na água de chuva. As amostras de água coada tiveram aumento da turbidez de 0,3 UNT na água bruta para 0,8 UNT. As concentrações de coliformes totais e *E. coli* tiveram um pequeno aumento após a coagem.

Apenas a desinfecção com cloro (Cl) foi eficiente ( $p < 0,05$ ) para reduzir as concentrações de coliformes totais e *E. coli*. A desinfecção levou à inativação total de *E. coli*, de 3,46 log UFC/100mL na água bruta para 0 log UFC/100mL na água clorada. Os coliformes totais não foram inativados, mas a remoção média foi de 2,53 e 4,53 log UFC/100mL no tratamento Cl e C+Cl, respectivamente, com valor final igual a 1 e 1,1 log UFC/100mL.

Quanto ao risco à saúde pelo consumo da água (Figura 5.9), as amostras tratadas com cloro foram classificadas nos níveis Sem risco, Risco Baixo e Risco Médio. As demais amostras, pertenceram aos níveis de Risco Alto e Muito alto.

**Figura 5.9 - Classificação da concentração de *E. coli* na água de chuva em níveis de risco à saúde segundo WHO (2012)**



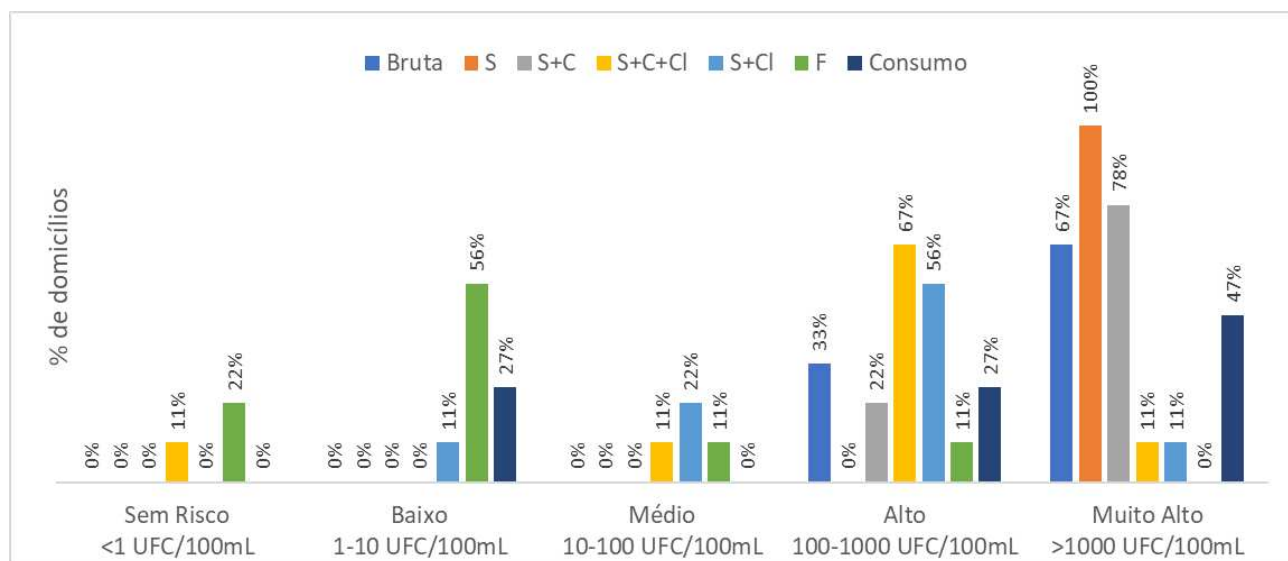
### 5.2.3.4 Água de rio

A sedimentação natural teve efeito significativo ( $p < 0,05$ ) para redução de turbidez (mediana 16%) e cor aparente (11%), porém causou aumento da concentração de coliformes totais na água (aumento mediano de 0,33 log UFC/100mL) e *E. coli* (aumento mediano de 0,23 log UFC/100mL) – porém estes aumentos não foram significativos ( $p > 0,05$ ). Por outro lado, a coagem, segundo processo usado para separação de sólidos, gerou o aumento da concentração de turbidez (de 36 para 39 UNT) e da contagem microbiológica (coliformes totais de 4,5 para 4,7 log UFC UFC/100mL).

A aplicação de hipoclorito de sódio na água de rio decantada reduziu 95% os coliformes totais (Tabela 5.4) e não resultou em desinfecção. 11% das amostras tiveram  $< 100$  UFC/100mL e 5,5% tiveram  $< 1$  UFC/100mL. O floculante – usado como referência neste estudo – foi o método com melhores resultados para tratamento da água do rio, com remoção de 99% de turbidez, 94% de cor verdadeira e 2,39 log UFC/100mL de *E. coli* (Tabela 5.4).

Quanto ao risco à saúde pelo consumo da água (Figura 5.10) o tratamento tradicional com melhor resultado foi a sedimentação seguida de hipoclorito (S+Cl), que teve o maior percentual de amostras nas classes Sem risco até Médio risco (33%).

**Figura 5.10 - Classificação da concentração de *E. coli* na água de rio em níveis de risco à saúde segundo WHO (2012)**



### 5.2.3.5 Água de consumo

A água de consumo nas residências era predominantemente da chuva (Tabela 5.5). Em apenas um domicílio do total analisado foi encontrada água de rio misturada à água da chuva por escolha do morador.

**Tabela 5.5 - Características da água de consumo (n=16)**

<b>Característica</b>	<b>Valores</b>
Origem da água de consumo	94% chuva (n=15) 6% mistura de rio e chuva (n=1)*
Uso de cloro na água de consumo**	82% não usou cloro (n=9) 18% usou cloro (n= 2)
Dose de cloro adicionada**	0,3 - 1,0 gotas/L (0,3 a 1,2 mg/L Cl)
Presença de cloro residual livre	92% sem cloro residual (n=12) 8% com cloro residual (n=1)

\* Mistura de água de chuva e rio na amostra cuja turbidez foi 6,5 UNT. \*\* Segundo informação do morador.

Todas as amostras de água de consumo (n=12) apresentaram algum nível de contaminação por *E. coli* (Figura 5.7), incluindo as amostras que haviam sido tratadas por cloro.

## 5.2.4 Discussão

### 5.2.4.1 Fontes de água e contaminação

Nas comunidades ribeirinhas na região na Amazônia central, as águas do rio e da chuva acessadas pelas famílias possuem grande concentração de coliformes totais e *E. coli* (Tabela 5.4) e precisam ser tratadas antes do consumo.

A variação na qualidade das águas brutas de chuva e a presença de contaminação fecal (estimada pelo indicador *E. coli*) na água da chuva identificada neste estudo (Figura 5.7), podem ser explicadas pelo contexto da captação e armazenamento da água. A água da

chuva pode ser contaminada dependendo das condições de telhados e calhas, da presença de animais – morcegos, ratos, mucuras, urubus, da poluição atmosférica e pelo uso de reservatórios descobertos (Ahmed *et al.*, 2013; Novaes and Cintra, 2013; Hamilton *et al.*, 2019). Bactérias *E. coli*, uma vez depositadas no telhado nas fezes de animais, permanecem ativas por somente duas horas em dias ensolarados, porém sobrevivem de nove a 53 horas em condições nubladas (Ahmed *et al.*, 2013), podendo ser carregadas para o reservatório de água durante a chuva. Uma vez depositada no reservatório, o processo de inativação de 90% da quantidade de bactérias dura de 38h a 72h (Ahmed *et al.*, 2013).

#### 5.2.4.2 Eficiência dos tratamentos

Na água de chuva, a coagem (C) não foi capaz de remover a turbidez da água (eficiência de remoção 1%) e, em alguns casos, teve efeito negativo (Tabela 5.4). Para águas de pouca turbidez (10 UNT), como as encontradas nessa pesquisa, Kotlarz *et al.* (2009) também registraram em laboratório muito pouca eficiência de redução (0,8%) de turbidez a partir da coagem com camada única de tecido.

Para águas superficiais (rios e lagos), resultados positivos de eficiência da coagem já foram obtidos em campo, como a remoção de 50% de turbidez com tecidos em 16 camadas ou quatro dobras (Ali *et al.*, 2011). Tecido antigos, que passaram por maior número de lavagens, apresentam maior eficiência no tratamento da água (Huq *et al.*, 2010). Não sendo o desgaste do tecido um fator relevante na qualidade da coagem, as condições inadequadas de higiene e armazenamento do tecido, além de seu uso em camada única as justificativas prováveis para os resultados encontrados.

Na avaliação microbiológica, o resultado negativo pode ter ocorrido pela ausência de sólidos em suspensão na água de chuva, como plâncton (Colwell *et al.*, 2003), que representariam partículas maiores para adesão de microrganismos, ou aglomerados de bactérias (Ali *et al.*, 2011), que mais facilmente ficariam retidas na coagem.

Enterobactérias tipicamente possuem tamanho de 0,6 x 2-3  $\mu\text{m}$  (Fanning, 2016), não sendo removidas na coagem pelo efeito de filtração.

A sedimentação natural (S), com o repouso da água pelo período de 16 a 18 horas (durante a noite) levou a remoção significativa de turbidez da água de rio, porém com eficiência de apenas 16% e valor final 36 UNT (acima do limite de potabilidade 0,5 UNT). Um estudo com tempo maior de sedimentação poderia ser realizado. Com valores controlados de 10 a 300 UNT, Kotlarz *et al.* (2009) identificaram que a sedimentação natural por 24 horas foi eficiente para todos os níveis de turbidez, com eficiência variando de 79% a 87%.

Um aumento na concentração de microrganismos foi observada após o processo de sedimentação. Este fenômeno foi observado em estudos anteriores sobre o armazenamento de água para uso doméstico (Mintz, Tauxe and Reiff, 1995; Yi *et al.*, 2019). Apesar dos recipientes de água terem sido cobertos, o contato com mãos não-higienizadas e objetos pode ter levado à contaminação da água antes e após o tratamento. Os microrganismos do biofilme aderido à superfície de recipientes, como baldes e garrafas, podem sobreviver por mais de 48h. Eles também podem se desprender e tornarem-se uma fonte contínua de contaminação da água (Momba and Kaleni, 2002). Outros microrganismos como *E. coli*, *Salmonella* sp. e colifagos persistem durante o armazenamento, porém com pequeno crescimento (Momba e Kaleni, 2002).

*E. coli* é um tipo de bactéria comensal que vive no trato intestinal de humanos e animais vertebrados (Berthe *et al.*, 2013). A multiplicação de *E. coli* fora do trato intestinal é uma possibilidade em estudo, pois alguns grupos filogenéticos contém cepas adaptadas às condições do ambiente aquático (Nowicki *et al.*, 2021).

A turbidez da água promove condições para a multiplicação de bactérias heterotróficas por meio da associação de nutrientes e carbono orgânico (Momba and Kaleni, 2002; Yi *et al.*, 2019). É provável que, com a coagem da água em tecido contaminado, haja um período de proliferação de bactérias. Em algumas horas após a contaminação da água seria iniciado o processo de decaimento bacteriano pela mudança na concentração de

nutrientes, oxigênio, além da temperatura e predação (Allwood *et al.*, 2003; Blaustein *et al.*, 2013), entre outros.

A eficiência da remoção da turbidez da água antes da desinfecção tem grande influência na efetividade da mesma, pois reduz a demanda de cloro para desinfecção devido a diminuição de componentes oxidáveis na água (Kotlarz *et al.*, 2009). A remoção prévia por sedimentação e filtração em areia pode garantir a manutenção de cloro livre residual por até 24h após a cloração (Kotlarz *et al.*, 2009). A presença de cloro livre, por sua vez, evita a recontaminação da água durante o armazenamento (WHO, 2017a).

O tratamento de desinfecção com hipoclorito de sódio (Cl) foi eficiente para inativar totalmente *E. coli* e coliformes totais na água de chuva, tendo até 89% das amostras permanecido nos níveis Sem risco e Risco baixo à saúde (Figura 5.9). Porém, o mesmo desinfetante teve menor eficiência para água do rio. A dose mediana aplicada na água de rio no estudo foi 1,2 mg/L. No entanto, para a turbidez de 31,3 NTU (menor turbidez de água de rio encontrada na pesquisa) a dose adequada para a cloração eficiente da água é 3,75 mg/L de cloro de acordo com estudos prévios (Lantagne, 2008), o que representaria a adição de 4 gotas/L. Enquanto o Ministério da Saúde recomenda a dose padrão de 2 gotas/L - equivalente a 2,38 mg/L de cloro, a pesquisa identificou a prática do uso de doses abaixo do recomendado. Considerando que o sabor do cloro é rejeitado pela população local, como apresentado na descrição das práticas de HWT (item 5.2.3), é provável que a orientação para uso de 4 gotas/L fosse desprezada pelos moradores.

A efetividade da desinfecção com hipoclorito de sódio em condições reais, em nível domiciliar, é menor que o possível de ser obtido em laboratório (Levy *et al.*, 2014). Para Levy *et al.*, (2014), enquanto em laboratório foi possível atingir 2,1 log de remoção de *E. coli*, em campo a redução foi de 1,5 log. Questões como a turbidez da água e a recontaminação pós-tratamento foram as justificativas para a diferença observada. O local exato de coleta e as superfícies com as quais a água tratada teve contato podem ser fatores de confusão na avaliação de eficiência usando indicadores bacteriológicos comuns, como a *E. coli* (Zimmer and Dorea, 2023).

O programa de distribuição de hipoclorito de sódio (solução 2,5% de cloro ativo) no Brasil é amplo e com envolvimento dos Agentes Comunitários de Saúde (ACS). Considerando a estrutura mobilizada e sua capilaridade, recomenda-se ações de treinamento dos ACS e de sensibilização do público usuário sobre o uso adequado do cloro, visando a efetividade deste investimento na promoção da saúde pública.

O floculante (F) Purificador de Água teve a melhor eficiência global para o tratamento da água de rio, atingindo até 0,3 UNT de turbidez. Este método combina coagulação e desinfecção pelo uso simultâneo de sulfato ferroso e hipoclorito de cálcio (Souter *et al.*, 2003), tendo vantagens sobre técnicas simples e naturais como as utilizadas neste estudo. Por este motivo, a eficiência do floculante pode ser usado apenas como parâmetro comparativo do potencial de técnicas de tratamento domiciliar para redução de turbidez.

Na desinfecção, o floculante reduziu 99,9% de coliformes totais. O percentual não removido pode ser devido à presença de bactérias nos recipientes usados no tratamento (baldes) ou nos tecidos usados na coagem, como observado por Marois-Fiset *et al.* (2016), em estudo sobre o floculante Pureit, também composto por sulfato ferroso e hipoclorito de cálcio.

Estudo de intervenção realizado na Guatemala (Rangel *et al.*, 2003), com águas de baixa turbidez (5-11 UNT) e alta contaminação ( $10^2$  - $10^3$  NMP *E. coli*/100mL), comparou a eficiência do uso de hipoclorito de sódio e uso de floculante, associados a recipientes adequados de armazenamento pós-tratamento. Os produtos tiveram eficiência similar e o percentual de domicílios com ausência de *E. coli* na água de consumo passou de 10% para 93% nos locais que utilizaram hipoclorito e de 5% para 93% nos locais que utilizaram floculante. O uso de apenas floculante, com recipiente cerâmico tradicional de armazenamento, aumentou de 10% para 83% o percentual de domicílios com ausência de *E. coli* na água (Rangel *et al.*, 2003). Portanto, para água de baixa turbidez, o uso de hipoclorito e recipientes adequados tem melhor efetividade que o uso de floculante.

Os coagulantes químicos e produtos combinados, como o floculante (F) são produtos de difícil aquisição, em comparação com hipoclorito de sódio que é distribuído pelos governos e também pode ser encontrado como água sanitária para higiene doméstica em todos os supermercados no Brasil (ainda que nem todos os tipos de água sanitária sejam adequados para desinfecção de água de consumo). Esta é uma fragilidade do tratamento domiciliar de água baseado neste tipo de produto. Estudos relataram a redução de 44% no consumo per capita de água tratada após dois meses da entrega de sachês de floculante, mesmo com acompanhamento intensivo (Shaheed *et al.*, 2018). O uso de dispositivos como filtros tem maior adesão e uso prolongado (Sobsey *et al.*, 2008). A promoção de uma técnica baseada na distribuição contínua do produto não é uma solução viável para médio e longo prazos, sendo mais adequada para situações de emergência (Branz *et al.*, 2017).

A qualidade da água de consumo foi inferior à qualidade das águas tratadas por meio dos tratamentos domiciliares. Enquanto na região o uso de cloro para tratamento da água havia sido reportado por 67% das famílias (Gomes *et al.*, 2022), neste estudo apenas 18% das famílias informaram ter usado cloro na água e em apenas 8% das amostras foi detectada a presença de cloro residual. Por este motivo, a água de consumo apresentou nível de contaminação similar ao da água de chuva não tratada (2,9 e 3,5 log E. coli/100mL). Brown e Sobsey (2012) também registraram diferença entre os domicílios que declaravam ferver a água (>90%) e os que efetivamente ferviam (31%). Na região rural do Peru, das famílias que haviam informado realizar HWT, apenas 23% o faziam de forma constante, o evidencia a possibilidade de falha na coleta da informação (Rosa *et al.*, 2014), mas também a pouca adesão ao tratamento ou seu uso inadequado. Nielsen *et al.* (2022) avaliaram a eficácia do tratamento de água domiciliar analisando o uso declarado, o uso confirmado e o uso efetivo e descobriram que, com frequência, o uso declarado é maior do que o uso confirmado e efetivo (Nielsen *et al.* 2022). O presente estudo, corroborando com os citados, indica que a informação autodeclarada sobre o tratamento domiciliar de água autodeclarado não é um indicador adequado para avaliar o potencial de qualidade da água de consumo.

A melhoria e o acompanhamento da qualidade da água de consumo é uma necessidade emergencial, para que haja melhoria nas condições de saúde da população local e para contribuir com a identificação e mitigação da emergência de patógenos em decorrência do modo de vida ligado à floresta. A avaliação de um número maior de indicadores microbiológicos de qualidade da água pode contribuir para elucidar esta problemática.

### **5.2.5 Conclusão**

Os métodos de tratamento de água, usados tradicionalmente nas comunidades ribeirinhas na Amazônia central não foram efetivos para alcançar níveis seguros para consumo humano nos parâmetros analisados. Porém geraram redução estatisticamente significativa de turbidez, cor aparente, *E. coli* e coliformes totais.

O tratamento de água de chuva com hipoclorito de sódio apresentou os melhores resultados do estudo, alcançando em 56% das amostras a remoção total de *E. coli* da água. Algumas dificuldades para o uso do cloro foram identificadas em campo, como o uso de dose abaixo do recomendado e seu uso não constante. Concluiu-se que este é o método de tratamento mais indicado entre os métodos avaliados, podendo ser usado em áreas remotas com disponibilidade e aproveitamento de água de chuva.

Para a água de rio, os tratamentos utilizados não foram capazes de remover turbidez e gerar a desinfecção da água. Apenas 5,5% das amostras cloradas tiveram concentração de *E. coli* <1 UFC/100mL. Portanto, são necessários investimentos na eficiência da remoção de sólidos a partir de melhorias da técnica de coagem, agregação de etapas de filtração ou uso de coagulantes.

Com a análise das observações das práticas realizadas pelos moradores, o estudo revelou a possibilidade de melhoria na aplicação de todos os métodos de tratamento da água avaliados, especialmente a coagem e uso de hipoclorito, o que deve promover maior eficiência dos métodos.

A partir do estudo também foi possível concluir que é fundamental o investimento em atividades educativas junto aos moradores, voltadas para a higienização adequada dos utensílios e recipientes usados no tratamento da água e no armazenamento da água tratada. Estas são medidas recomendáveis para atingir efetividade na produção de água potável a partir do tratamento domiciliar.

### 5.3 Uso e eficiência de filtros de vela de cerâmica para tratamento domiciliar de água de chuva em comunidades rurais na Amazônia central

**Resumo:** Os filtros de vela cerâmica são comumente usados no tratamento domiciliar de água em residências no Brasil. Neste estudo, eles foram usados para tratamento de água de chuva, por famílias de comunidades ribeirinhas em uma região sem abastecimento de água. O objetivo da pesquisa foi avaliar a eficiência e aplicabilidade de filtros de vela cerâmica para tratamento domiciliar de água em comunidades na Amazônia central. Dezoito filtros foram monitorados por 136 dias após a implementação, com coletas de amostras de água (bruta e tratada) e entrevistas com os usuários. Seis filtros de controle foram instalados em laboratório e operados com água de chuva coletada em condições similares às das comunidades. Três tipos de velas cerâmicas de formato circular e oco foram testadas: cerâmica simples (S), com carvão ativado (CA) e com carvão ativado + prata coloidal (CA+P). Os filtros em campo foram utilizados pelas famílias ribeirinhas em todo o período de acompanhamento. A vazão de água filtrada em campo foi decrescente ao longo do período, iniciando com 6,3 L/h e chegando em 1,0 L/h, com mediana de 1,1 L/h na maior parte do tempo. Os filtros tiveram eficiência significativa para remoção de *E. coli* (1,0 log em campo em 2,38 log no laboratório), porém insuficiente para atingir a potabilidade da água, com concentração mediana na água filtrada de *E. coli* de  $10^3$  UFC 100mL e coliformes totais de  $10^5$  UFC 100mL.

#### 5.3.1 Introdução

A falta de acesso à água potável atinge 2,2 bilhões de pessoas em todo o mundo, ou quase 30% da população mundial (UN-Water, 2021). O Norte do Brasil é a região com o menor investimento em saneamento básico do país (Ferreira *et al.*, 2021). Com a ausência de serviço público de abastecimento, as soluções individuais são frequentemente adotadas para o tratamento da água. Em áreas alagáveis, como a região da Amazônia central, quase 60% das famílias dependem da captação de água de chuva do telhado para seu abastecimento (Gomes *et al.*, 2022). A água de chuva captada nos

telhados das residências pode carrear contaminação microbiana decorrente da presença de animais como morcegos, ratos, mucuras, urubus, além da poluição atmosférica e pelo uso de reservatórios descobertos (Ahmed *et al.*, 2013; Novaes and Cintra, 2013; Hamilton *et al.*, 2019). Além de bactérias, parasitas como *Cryptosporidium spp*, *Giardia spp* e *Entamoeba histolytica* podem estar presentes na água de chuva (Xavier *et al.*, 2011).

A população rural se desloca entre comunidades e centro urbanos por motivos diversos, geralmente associados à ausência de serviços públicos em seus territórios. Esta mobilidade leva a um fluxo de pessoas entre áreas remotas, cidades intermediárias e grandes capitais como Manaus (Martins *et al.*, 2022). Com isso, o acesso à água para a população ribeirinha também possui relevância para a saúde pública global. Na abordagem da Saúde Única (*One Health*), a qualidade da água também pode servir como barreira sanitária para evitar doenças emergentes e novas pandemias, uma vez que os domicílios em áreas remotas estão em contato com animais selvagens e a população está sujeita a zoonoses causadas por *spillover* de organismos patogênicos entre espécies selvagens, domésticas e humana (Ellwanger *et al.*, 2020).

O compromisso global com a melhoria do acesso à água é explicitado no Objetivo do Desenvolvimento Sustentável (ODS) nº 6, com a meta de até 2030 alcançar o acesso universal e equitativo a água potável e segura para todos. Para contribuir com este ODS, o tratamento domiciliar da água (HWT, na sigla em inglês para *household water treatment*) ou tratamento da água no ponto-de-uso é a utilização de qualquer dispositivo ou método para tratar a água na residência ou no ponto de uso (WHO, 2017a). É uma opção para levar água tratada a muitas pessoas em curto prazo, demandando conhecimento básico da técnica e comprometimento para seu uso (van Halem *et al.*, 2009).

Os filtros de cerâmica são um tipo de HWT. Funcionam por gravidade e podem ser encontrados em diversas configurações, tendo em comum o elemento filtrante tipo vela ou bacia de cerâmica (*pot filter*). A separação de bactérias nos filtros cerâmicos ocorre pelos mecanismos de exclusão pelo tamanho, rejeição estérica (relativa ao formato das

moléculas) e sorção (Oyanedel-Craver and Smith, 2008). Pode ser considerada como um método de microfiltração por remover partículas entre 0,1 e 1  $\mu\text{m}$  (Venkatesha, Rao and Kedare, 2020).

No Brasil, os filtros de vela de cerâmica passaram a ser divulgados no início do século XX em livros, almanaques e jornais em propagandas das indústrias inglesas de filtros Berkfeld e Chamberland (Bellingieri, 2004). A produção nacional destes filtros foi iniciada a partir de 1915, no interior do Estado de São Paulo (região de tradição ceramista). Uma adaptação das talhas (“potes”) de cerâmica passou a ser realizada para incluir em seu interior um disco poroso para a filtração de água. Nos anos seguintes, passaram a ser produzidas velas porosas e após cerca de 50 anos (nos anos 1970) os filtros de vela de cerâmica já podiam a ser encontrados em todo o país (Bellingieri, 2004).

A porosidade dos filtros de cerâmica é adquirida com a queima do material vegetal em altas temperaturas, como por exemplo a casca de arroz. A variação de métodos e materiais usados na produção determina a variação do tamanho dos poros na cerâmica e a eficiência dos filtros (Van Halem *et al.*, 2017).

Este estudo teve como objetivo avaliar o uso e a eficiência de filtros de vela de cerâmica para o tratamento domiciliar de água em comunidades ribeirinhas, visando discutir sua aplicabilidade no contexto de comunidades rurais na Amazônia.

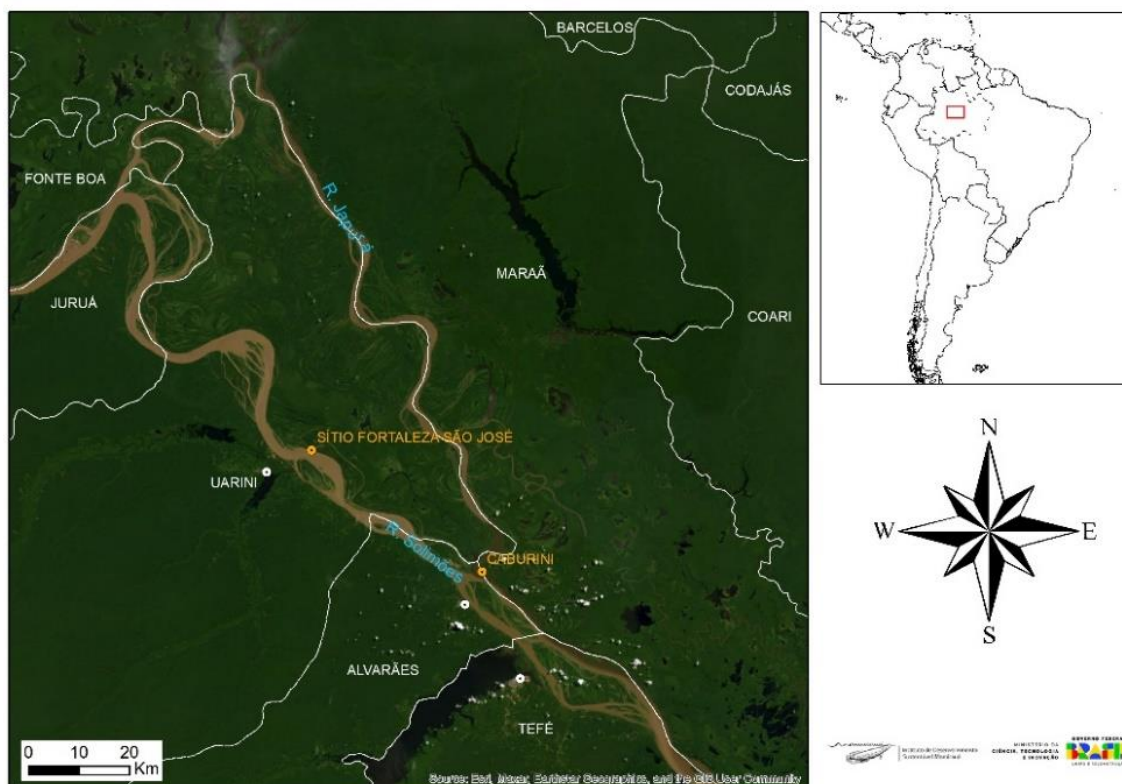
### **5.3.2 Metodologia**

Foi realizado um estudo observacional para avaliação do funcionamento e uso de dezoito filtros de vela de cerâmica para tratamento domiciliar de água. A implementação dos filtros fez parte de um projeto socioambiental desenvolvido em comunidades ribeirinhas (Apêndice). Seis amostragens foram realizadas ao longo de 138 dias, de fevereiro a junho de 2022.

### 5.3.2.1 Local

O local é o Médio rio Solimões, no Estado do Amazonas, Brasil (Figura 5.11). As famílias participantes são moradores de duas comunidades próximas (Boca do Mamirauá e Caburini), localizadas em várzea (áreas inundáveis sazonalmente). As comunidades não eram atendidas por sistema de abastecimento de água no momento da pesquisa e possuíam reservatórios individuais para captação de água de chuva. As famílias possuíam de 3 a 9 pessoas, com 4,7 pessoas em média.

**Figura 5.11 - Localização das comunidades na região do estudo**



Fonte: SIG IDSM

### 5.3.2.2 Características e montagem dos filtros de vela cerâmica

Os materiais para montagem dos filtros foram adquiridos no comércio local. O corpo do filtro é formado por dois baldes plásticos de 18 litros com tampa (baldes de margarina

pós-consumo), que representam os compartimentos superior, para inserção da água bruta, e inferior, para armazenamento da água tratada. Cada filtro contém duas velas de cerâmica, que são afixadas no balde superior. A filtração ocorre por gravidade e no compartimento inferior é instalada a torneira para retirada da água filtrada.

Três tipos de vela cerâmica disponíveis no mercado, de formato cilíndrico e oco, foram usadas no estudo: simples (S); com recheio de carvão ativado (CA); e com recheio de carvão ativado e revestimento de prata coloidal (CA+P). Foram monitorados em campo dezoito filtros, sendo 6 filtros com cada tipo de vela.

Os baldes foram higienizados previamente em laboratório com uso água pressurizada, detergente comum e enxaguados com água em abundância. As velas foram lavadas conforme orientação do fabricante por meio da filtração de 12 litros de água limpa (água de poço), que foi em seguida descartada. O custo total dos materiais para montagem de cada filtro variou de R\$ 64,00 a R\$ 90,00, dependendo do tipo de vela utilizada (Quadro 5.1).

**Quadro 5.1 - Características das velas de cerâmica**

<b>Característica</b>	<b>Simples (S)</b>	<b>Carvão ativado (CA)</b>	<b>Carvão ativado + Prata (CA+P)</b>
<b>Marca/Modelo</b>	Stéfani® Tradicional	Stéfani® Declorante	Stéfani® Esterilizante
<b>Custo aproximado</b>	R\$ 12,00	R\$ 18,00	R\$ 25,00
<b>Elemento filtrante</b>	Parede cerâmica	Parede cerâmica	Parede cerâmica
<b>Recheio das velas</b>	Não	Carvão ativado granular	Carvão ativado granular
<b>Presença de prata coloidal</b>	Não	Não	Sim
<b>Vazão de filtração para 0,1 mca</b>	0,5 a 3 L/h	0,5 a 3 L/h	0,5 a 3 L/h
<b>Retenção de partículas</b>	de $\geq 0,5$ até 15 $\mu\text{m}$	de $\geq 0,5$ até 15 $\mu\text{m}$	de $\geq 0,5$ até 1 $\mu\text{m}$
<b>Vida útil</b>	500 litros ou 6 meses de uso	500 litros ou 6 meses de uso	500 litros ou 6 meses de uso

Os filtros foram montados pelos usuários, em oficinas de treinamento realizadas nas comunidades. Os baldes foram revestidos com adesivos decorativos escolhidos pelos moradores. Após a montagem, a superfície interna dos filtros foi higienizada com tecido umedecido com álcool etílico 70°GL.

As orientações sobre uso e limpeza foram transmitidas oralmente durante a oficina e nas visitas subsequentes, durante as coletas e acompanhamento. As principais orientações foram: manusear as velas com as mãos limpas; lavar as velas quando houver redução da vazão de filtração; remover as velas para lavar e lavá-las com água corrente limpa e esponja macia, sem uso de materiais abrasivos; manter o filtro com tampa; lavar os baldes dos filtros sempre que observar sujidades; adicionar apenas água no filtro. Após a oficina de montagem, os cuidados de uso e limpeza estiveram na responsabilidade dos moradores.

#### 5.3.2.3 Filtros de controle

Seis filtros foram montados e utilizados como controle em laboratório, sendo dois exemplares montados com cada tipo de vela (S, CA e CA+P). A alimentação dos filtros foi realizada com água de chuva captada do telhado (telha metálica) de uma casa flutuante localizada no lago de Tefé, em condições similares às das comunidades participantes (Figura 5.12).

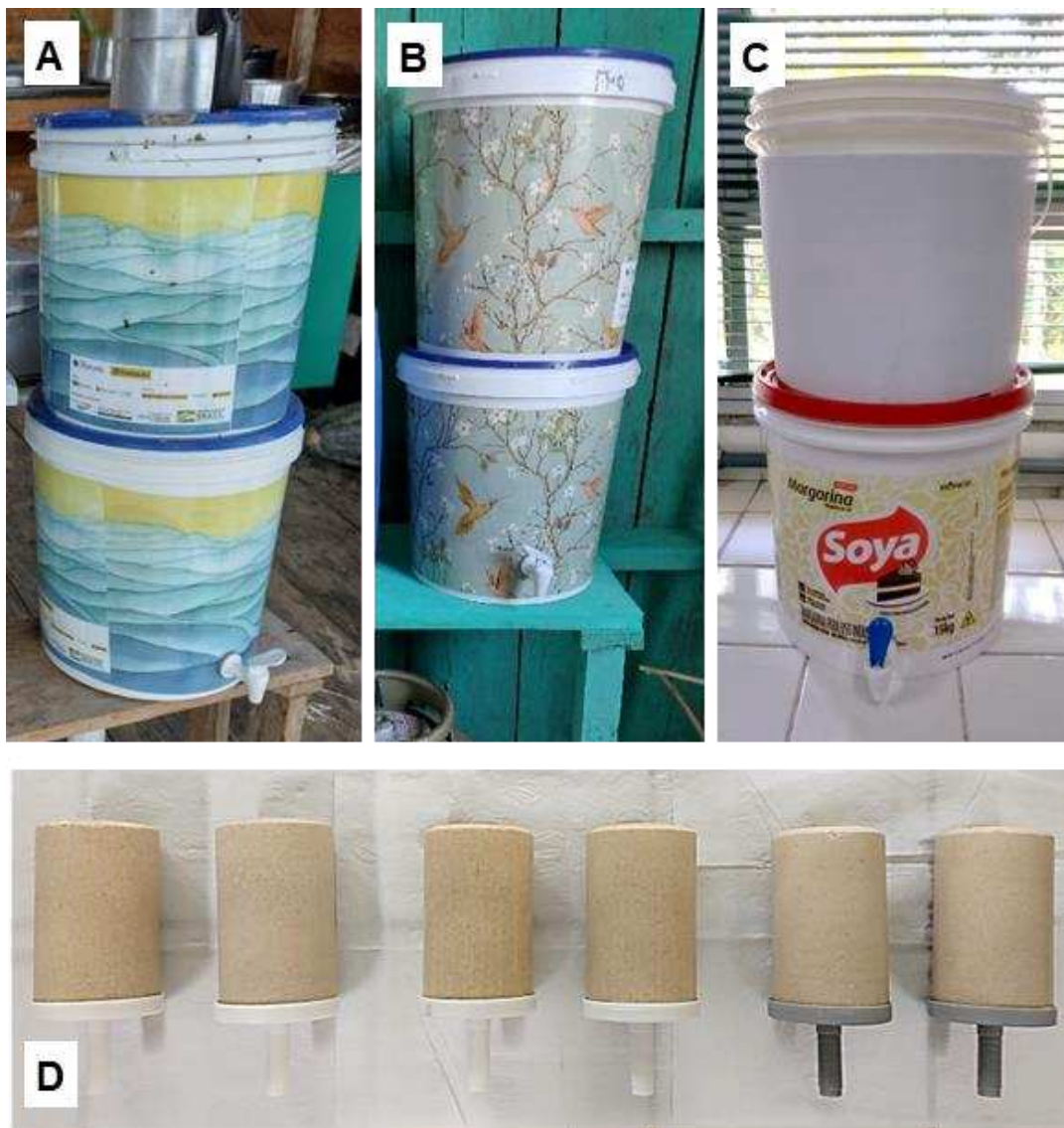
Foram amostradas dez bateladas (B1 a B10), realizadas dias consecutivos. Porém devido a problemas técnicos durante o experimento, as bateladas B5 e B7 foram removidas da avaliação da qualidade da água e as bateladas B1 e B2 foram removidas da avaliação da vazão de filtração.

A vazão de filtração das velas foi aferida no início de cada batelada. Para isto, o balde de água bruta foi preenchido com 9 litros de água (pressão na vela 0,15 mca) e após 10 minutos o volume de água filtrado foi medido com um recipiente graduado.

A limpeza das velas foi realizada quando o tempo gasto para a filtração de aproximadamente 10 litros de água era maior que 18 horas (uma noite). Para a limpeza,

as velas foram removidas e lavadas com água corrente e esponja de cozinha não abrasiva. A lavagem dos baldes foi realizada com esponja não abrasiva, detergente neutro e água corrente.

**Figura 5.12 - Filtros em uso em duas residências (A e B), modelo do filtro de controle em laboratório (C) e velas dos filtros de controle (D)**



#### 5.3.2.4 Acompanhamento do uso e coleta de amostras

As famílias foram visitadas a cada três semanas, em um total de sete visitas de acompanhamento a partir do dia da montagem (dias 0, 21, 42, 63, 84, 105, 138). O acompanhamento foi realizado por meio de observação e entrevistas breves com os moradores, que tiveram como objetivo registrar (caderno de campo) o estado de conservação dos filtros e a prática de seu uso (frequência de limpeza, dificuldades encontradas, uso complementar de hipoclorito e percepção sobre a quantidade de água filtrada).

A vazão de filtração das velas foi aferida a cada coleta, com a mesma metodologia utilizada nas comunidades, apresentada no item anterior. Foram coletadas água bruta e filtrada para avaliar a eficiência na remoção de turbidez e patógenos. Amostras foram coletadas em frascos estéreis e sacos contendo tiosulfato de sódio (para análises microbiológicas de amostras contendo cloro). Foram transportadas até o laboratório em caixas térmicas com gelo e processadas em até 48 horas após a coleta.

Uma ficha de anotação foi entregue aos moradores para a realização do auto registro diário sobre o tipo de água bruta utilizada nos filtros (chuva ou rio) e a quantidade de água filtrada. Uma pessoa da família recebeu orientações para o preenchimento e a cada visita de acompanhamento a ficha era conferida.

#### 5.3.2.5 Análise de qualidade da água

As análises realizadas em campo foram: pH (sonda multiparâmetro Hanna HI98194 e fitas indicadoras Merck pH 0 a 14), turbidez (turbidímetro Hanna HI93793) e cloro residual livre (Fotômetro Hanna HI97711), nas amostras de água clorada. Foram avaliados em laboratório: cor verdadeira e cor aparente (465nm, espectrofotômetro Hach DR3900), coliformes totais e *Escherichia coli* (*E. coli*, contagem direta pelo método de filtração em membranas (APHA, 2006)) no Instituto Mamirauá em Tefé/AM.

### 5.3.2.1 Análise de dados e estatística

O software Statistica10 foi utilizado. A distribuição dos dados foi avaliada com gráficos *Normal Probability Plot* e teste de aderência Shapiro-Wilk. O teste de Wilcoxon para comparação de dados pareados foi usado para analisar a diferença entre a qualidade de água bruta e água filtrada. O teste de Kruskal-Wallis foi usado para comparar o resultado das águas filtradas nos diferentes tipos de vela cerâmica. O teste de Mann-Whitney foi usado para a comparação entre resultados da qualidade da água de consumo e águas filtradas. A correlação de Spearman vou usada para avaliar a correlação entre a vazão de filtração em campo, a data da última limpeza das velas e a eficiência microbiológica. Valores de  $p < 0,05$  foram considerados significativos, com intervalo de confiança de 95%.

As concentrações de microrganismos de coliformes totais e *E. coli* foram avaliadas em unidades formadoras de colônia por 100mL (UFC/100mL) e em unidades log. Amostras que continham cloro residual, ou cujo morador informou o uso de cloro, não foram usadas na avaliação de eficiência dos filtros.

As concentrações de microrganismos de coliformes totais e *E. coli* foram avaliadas em unidades formadoras de colônia por 100mL (UFC/100mL) e em unidades log. A concentração de *E. coli* água tratada foi classificada de acordo com níveis de risco à saúde, de Risco Ausente a Muito Alto Risco (WHO, 2012).

### 5.3.2.2 Aspectos éticos

O estudo foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (CEP-IDSM), sob o Certificado de Apresentação de Apreciação Ética (CAAE) nº 42236920.7.0000.8117. Os participantes assinaram um Termo de consentimento livre e esclarecido para a participação na pesquisa.

### 5.3.3 Resultados

#### 5.3.3.1 Uso dos filtros em campo

Em 88% das visitas de acompanhamento em campo (Tabela 5.6) foi possível realizar diálogo com moradores e coleta de amostras de água. Apenas 67% das famílias aderiram ao auto registro sobre o uso do filtro. Todos os filtros estiveram em uso até a conclusão do estudo, com exceção de um, que foi desativado pela família após 130 dias de uso devido à colmatação da vela e indisponibilidade de outra para troca imediata.

A má condição aparente do filtro foi observada em pelo menos 13% das visitas realizadas e as maiores causas foram a presença de sólidos da água bruta ou a entrada de formigas. Formigas estavam presentes em ambos os baldes, de água bruta e filtrada, mas também no piso e mobília dos domicílios de forma geral. Estes registros ocorreram durante as visitas no período chuvoso (t=3 a t=5), quando as comunidades estavam alagadas pelo aumento do nível da água do Rio Solimões.

**A vazão de filtração foi decrescente ao longo do período de acompanhamento (**

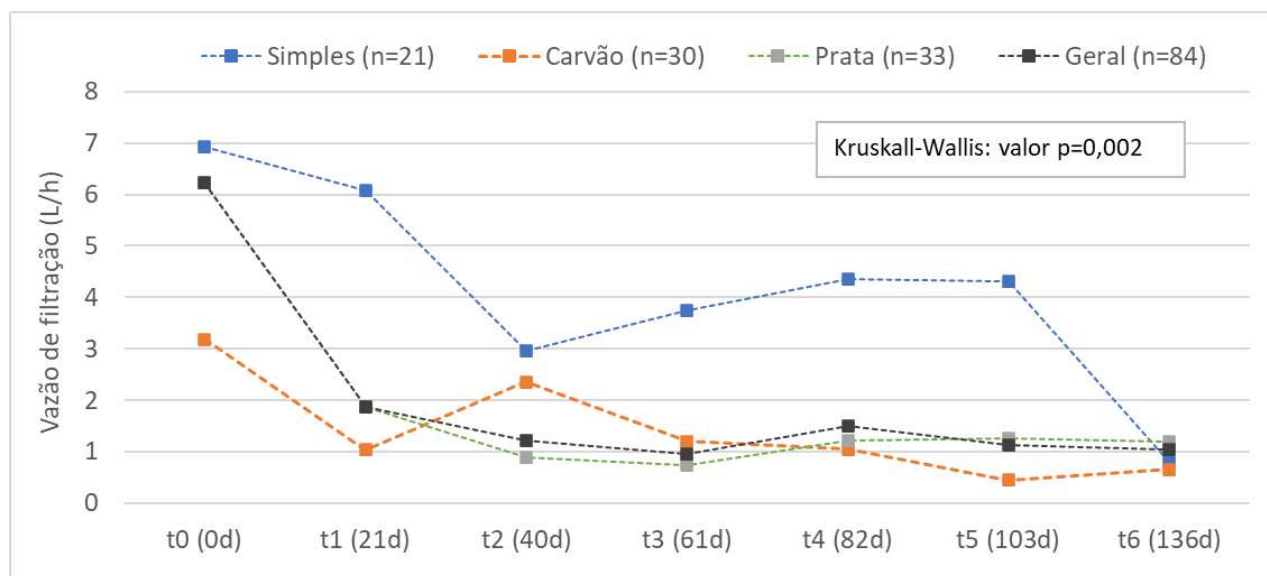
Figura 5.13), com redução de 6,2 L/h em geral para 1,9 L/h nas primeiras três semanas. As velas cerâmicas simples (S) tiveram a maior velocidade de filtração na maior parte do tempo (diferença significativa), porém ao final do período de acompanhamento todas tenderam para a vazão próxima de 1,1 L/h.

Tabela 5.6 - Acompanhamento e auto registro do uso dos filtros de vela cerâmica

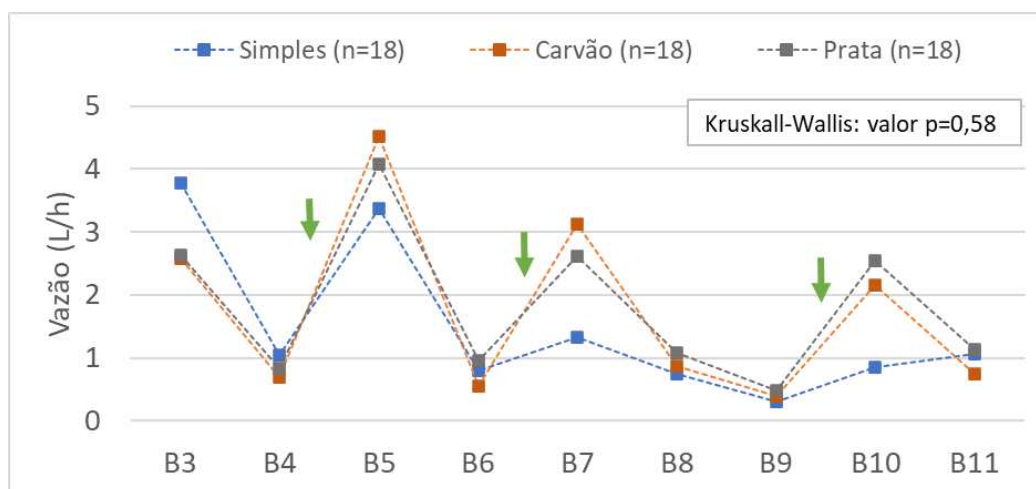
Variável		n	%	
<b>Acompanhamento</b>	<b>Nº de domicílios da pesquisa</b>	Total	18 100%	
	<b>Nº de moradores por domicílio</b>	Mediana (min-max)	4 (3-9) -	
	<b>HWT que realizava antes de possuir filtro de vela</b>	Coagem	3	17%
		Coagem+hipoclorito	3	17%
		Hipoclorito	6	32%
		Outros	3	17%
		Nenhum	3	17%
	<b>Nº total de visitas domiciliares</b>	Total	126 100%	
	<b>Filtro em uso no dia da visita</b>	Sim	111	88%
		Não	15	12%
		Vela parou de filtrar	1	1%
	<b>Uso exclusivo de água filtrada para beber no domicílio</b>	Família ausente do domicílio	14	11%
		Sim	8	44%
	<b>Uso de hipoclorito na água bruta</b>	Não	10	56%
		Sim*	12	11%
	<b>Uso de hipoclorito na água filtrada</b>	Não	99	89%
		Sim*	5	5%
	<b>Condição aparente do filtro</b>	Não	106	95%
		Limpo	97	87%
	<b>Troca de vela no período</b>	Sujo	14	13%
Sim		0	0%	
<b>Dificuldades encontradas</b>	Não	111	100%	
	- Entrada de formigas nos filtros			
	- Produção lenta de água			
	- Água saindo lentamente pela torneira			
<b>Auto registro</b>	<b>Nº de famílias que registraram</b>	Total	12 67%	
	<b>Produção de água no filtro (L/dia)</b>	Média (Min-Max)	5,8 (2,1-12,8)	
	<b>Limpeza das velas</b>	Nº de registros	73	
	<b>Intervalo entre limpezas (dias)</b>	Média (Min-Max)	17 (2-59)	

\*Resultados de água clorada não foram usados na análise de eficiência da filtração.

**Figura 5.13 - Vazão de filtração mediana dos filtros em campo de tempos t0 a t6 e respectivos dias de acompanhamento (0 a 136 dias)**



**Figura 5.14 - Vazão de filtração dos filtros de controle laboratório ao longo de nove bateladas\* (setas indicam o momento de lavagem das velas)**



Nos filtros de controle (Figura 5.14), após a limpeza a vazão de filtração aumentou imediatamente, causando picos de aumento de vazão que podem ser vistos no gráfico. Não houve diferença significativa de vazão entre os diferentes tipos de vela ( $p > 0,05$ ). Por outro lado, foi observada variação individual entre as velas tanto em campo quanto em laboratório, o que provavelmente impediu a identificação de tendências a partir do uso em laboratório de apenas duas velas de cada tipo.

Na Tabela 5.7, o resultado da correlação mostra que quanto mais longo o tempo passado desde a última limpeza das velas, menor a vazão de filtração. Por outro lado, em campo a vazão não mostrou correlação com a eficiência na remoção de bactérias indicadoras. Em laboratório, foi identificada correlação fraca ( $r_s < 0,5$ ) entre a vazão de filtração e a eficiência na remoção de bactérias.

**Tabela 5.7 - Vazão de filtração e correlação Spearman ( $r_s$ ) de acordo com o tipo de vela cerâmica**

		<b>Geral</b>	<b>Simples</b>	<b>Carvão</b>	<b>Prata</b>
Campo	Vazão mediana (L/h.filtro)	1,12	3,30	0,99	0,99
	Correlação Vazão X				
	Nº de dias desde a última limpeza	-0,38*			
	% Remoção Coliformes totais	-0,01			
	% Remoção <i>E. coli</i>	-0,11			
Controle	Vazão mediana (L/h.filtro)	1,11	1,1	0,88	1,32
	Correlação Vazão X				
	% Remoção Coliformes totais	0,30*			
	% Remoção <i>E. coli</i>	0,29*			

\*Correlação significativa ( $p < 0,05$ ).

### 5.3.3.2 Qualidade da água filtrada

Foram coletados 111 pares de amostras de água bruta + água filtrada (Tabela 5.8 e Tabela 5.9). Em 22% dos casos, os valores de NMP/100mL de coliformes totais ou *E. coli* na água filtrada foram maiores que os valores na água bruta e esses dados foram mantidos na análise. Em 16% dos casos, hipoclorito de sódio havia sido adicionado pelos moradores à água bruta ou filtrada, ou em ambas (Tabela 5.6) e esses dados foram descartados.

Em campo, a eficiência mediana de remoção de *E. coli* foi igual a 1 log ou 90,4% da concentração de UFC/100mL. Em laboratório, os filtros atingiram até 2,4 log de remoção e 99,7%.

Tabela 5.8 - Turbidez, cor e pH das águas bruta e filtrada

Variável	Local		Bruta	Geral		Simples		Carvão		Prata		valor p
				valor p		valor p		valor p		valor p		(tipos de velas)
	<b>Campo</b>	<b>n</b>	92	92		24		34		34		
	<b>Controle</b>	<b>n</b>	8	48		16		16		16		
<b>Turbidez</b> (UNT)	<b>Campo</b>	<b>Mediana</b>	0,96	0,82	0,15	0,49	<b>0,00</b>	0,85	0,94	0,85	0,15	<b>0,00**</b>
		<b>Min-Max</b>	0,3-12,3	0,2-12,3		0,2-1,3		0,2-12,3		0,2-5,8		
		<b>Eficiência (%)</b>	-	26,8		46,5		9,1%		11,4%		
	<b>Controle</b>	<b>Mediana</b>	0,85	0,22	<b>0,00*</b>	0,22	<b>0,00</b>	0,21	<b>0,00</b>	0,28	<b>0,00</b>	0,63
		<b>Min-Max</b>	0,5-1,6	0,04-1,10		0,1-0,67		0,04-0,64		0,09-1,1		
		<b>Eficiência (%)</b>	-	69,3		72,1		62,2		72,8		
<b>CorV</b> (uC)	<b>Campo</b>	<b>Mediana</b>	1	1,00	0,74	1	0,24	1	0,45	0	0,74	0,06
		<b>Min-Max</b>	0-50	0-34		0-6		0-34		0-7		
		<b>Eficiência (%)</b>	-	0%		0%		0,0		67%		
	<b>Controle</b>	<b>Mediana</b>	0	1	<b>0,00*</b>	1	0,07	1	<b>0,11</b>	0	0,07	0,80
		<b>Min-Max</b>	0-3	0-6		0-2		0-6		0-6		
		<b>Eficiência (%)</b>	-									
<b>pH</b>	<b>Campo</b>	<b>Mediana</b>	5	6	<b>0,00*</b>	5,5	0,11	6,42	0,07	6	<b>0,04*</b>	0,68
		<b>Min-Max</b>	5-6,73	5-7,95		5-7,84		5-7,95		5-7,89		
		<b>Eficiência (%)</b>	-	-		-		-		-		
	<b>Controle</b>	<b>Mediana</b>	6,62	7,44	<b>0,00*</b>	7,22	<b>0,01*</b>	7,55	<b>0,00*</b>	7,38	<b>0,00*</b>	<b>0,03**</b>
		<b>Min-Max</b>	6,21-7	6,41-9,51		6,41-9,34		6,76-9,51		7,19-8,34		
		<b>Eficiência (%)</b>	-	-		-		-		-		

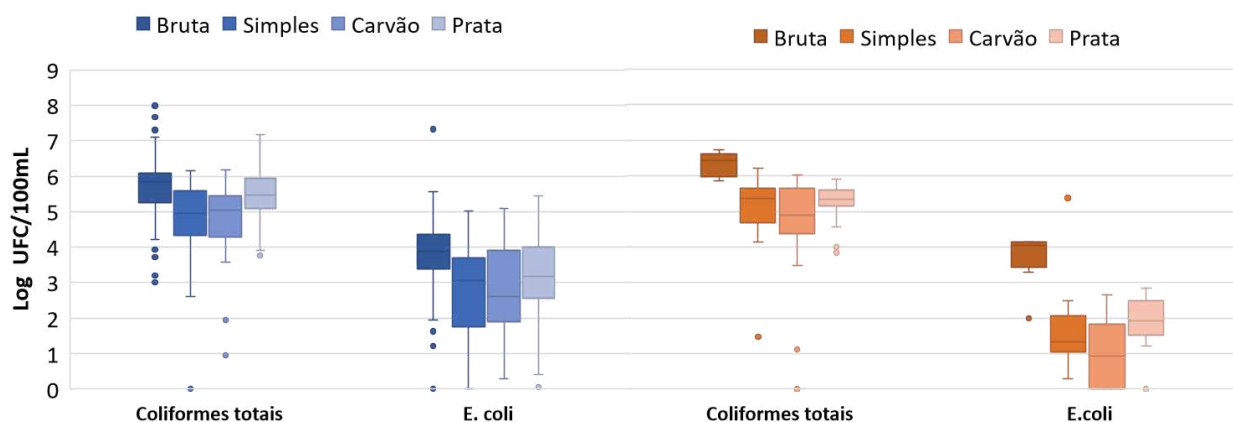
\*Valor de  $p < 0,05$  no teste Wilcoxon, portanto há diferença significativa entre valores de água bruta e filtrada. \*\*Valor de  $p < 0,5$  no teste Kruskal-Wallis, portanto há diferença significativa entre os valores de água filtrada em cada tipo de vela

Tabela 5.9 - E. coli e coliformes totais de amostras de água bruta e filtrada para cada tipo de vela

Variável	Local		Bruta	Geral	valor p	Simples	valor p	Carvão	valor p	Prata	valor p	valor p (tipos de velas)
<b>E. coli</b> (UFC/ 100mL)	<b>Campo</b>	<b>Mediana</b>	7,8x10 <sup>3</sup>	1,2x10 <sup>3</sup>	<b>0,00*</b>	1,1x10 <sup>3</sup>	<b>0,00*</b>	4x10 <sup>2</sup>	<b>0,00*</b>	1,5x10 <sup>3</sup>	<b>0,00*</b>	0,46
		<b>Min-Max</b>	0-2,1x10 <sup>7</sup>	0-2,8x10 <sup>5</sup>		0-1,1x10 <sup>5</sup>		2-1,2x10 <sup>5</sup>		0-2,8x10 <sup>5</sup>		
		<b>Eficiência (%)</b>	-	90,4		91,7		92,4		84,6		
	<b>Controle</b>	<b>Mediana</b>	1,3x10 <sup>4</sup>	2,8x10 <sup>1</sup>	<b>0,00*</b>	2,2x10 <sup>1</sup>	<b>0,01*</b>	9	<b>0,00*</b>	8,6x10 <sup>1</sup>	<b>0,00*</b>	<b>0,03**</b>
		<b>Min-Max</b>	1x10 <sup>2</sup> -2,9x10 <sup>4</sup>	0-2,4x10 <sup>5</sup>		2-2,4x10 <sup>5</sup>		0-4,6x10 <sup>2</sup>		0-6,9x10 <sup>2</sup>		
		<b>Eficiência (%)</b>	-	99,7		99,7		99,9		98,8		
<b>Coliformes totais</b> (UFC/ 100mL)	<b>Campo</b>	<b>Mediana</b>	7,0 x10 <sup>5</sup>	1,5x10 <sup>5</sup>	<b>0,00*</b>	1,1x10 <sup>5</sup>	<b>0,01*</b>	1,1x10 <sup>5</sup>	<b>0,00*</b>	2,9x10 <sup>5</sup>	<b>0,01*</b>	<b>0,03**</b>
		<b>Min-Max</b>	1x10 <sup>3</sup> -9,7x10 <sup>7</sup>	9-1,5x10 <sup>7</sup>		4x10 <sup>2</sup> - 1,4x10 <sup>6</sup>		9,0- 1,5x10 <sup>6</sup>		5,8x10 <sup>3</sup> - 1,5x10 <sup>7</sup>		
		<b>Eficiência (%)</b>	-	78,7		80,1		84,5		60,7		
	<b>Controle</b>	<b>Mediana</b>	2,7 x10 <sup>6</sup>	1,9x10 <sup>5</sup>	<b>0,00*</b>	2,35x10 <sup>5</sup>	<b>0,00*</b>	7,8x10 <sup>4</sup>	<b>0,00*</b>	2,2x10 <sup>5</sup>	<b>0,00*</b>	0,50
		<b>Min-Max</b>	7,1x10 <sup>5</sup> -5,4x10 <sup>6</sup>	0-1,65x10 <sup>6</sup>		3,0x10 <sup>1</sup> - 1,6x10 <sup>6</sup>		0-1,1x10 <sup>6</sup>		7x10 <sup>3</sup> - 7,9x10 <sup>5</sup>		
		<b>Eficiência (%)</b>	-	93,7		92,1		96,0		92,7		
<b>Log E. coli</b> (log UFC/ 100mL)	<b>Campo</b>	<b>Mediana</b>	3,89	3,08	<b>0,00*</b>	3,06	<b>0,00*</b>	2,60	<b>0,00*</b>	3,18	<b>0,00*</b>	0,44
		<b>Min-Max</b>	0-7,32	0-5,45		0-5,03		0,30-5,1		0,046-5,45		
		<b>Eficiência (log)</b>	-	1,0		1,09		0,81		0,81		
	<b>Controle</b>	<b>Mediana</b>	4,11	1,3	<b>0,00*</b>	1,30	<b>0,00*</b>	0,93	<b>0,00*</b>	1,77	<b>0,00*</b>	<b>0,03**</b>
		<b>Min-Max</b>	3,30-4,15	0-5,38		0,30-5,38		0-2,34		0-2,84		
		<b>Eficiência (log)</b>	-	2,38		2,56		3,06		1,95		
<b>Log Coliformes totais</b> (log UFC/ 100mL)	<b>Campo</b>	<b>Mediana</b>	5,85	5,18	<b>0,00*</b>	4,95	<b>0,01*</b>	5,04	<b>0,00*</b>	5,46	<b>0,00*</b>	<b>0,02**</b>
		<b>Min-Max</b>	3,00-7,99	0-7,17		0-6,15		0,95		3,76-7,17		
		<b>Eficiência (log)</b>	-	0,67		0,70		1,11		0,42		
	<b>Controle</b>	<b>Mediana</b>	6,43	5,35	<b>0,00*</b>	5,38	<b>0,00*</b>	5,26	<b>0,00*</b>	5,34	<b>0,00*</b>	0,50
		<b>Min-Max</b>	5,96-6,73	1,11-6,22		1,47-6,22		1,11-6,03		3,84-5,90		
		<b>Eficiência (log)</b>	-	1,20		1,12		1,40		1,14		

\*Valor de  $p < 0,05$  no teste Wilcoxon, portanto há diferença significativa entre valores de água bruta e filtrada. \*\*Valor de  $p < 0,5$  no teste Kruskal-Wallis, portanto há diferença significativa entre os valores de água filtrada em cada tipo de vela.\*\*\* Padrão de qualidade pela Portaria n. 888 de 2021.

**Figura 5.15 - *E. coli* e coliformes totais das águas brutas e filtradas em campo (à esquerda) e em laboratório (à direita)**

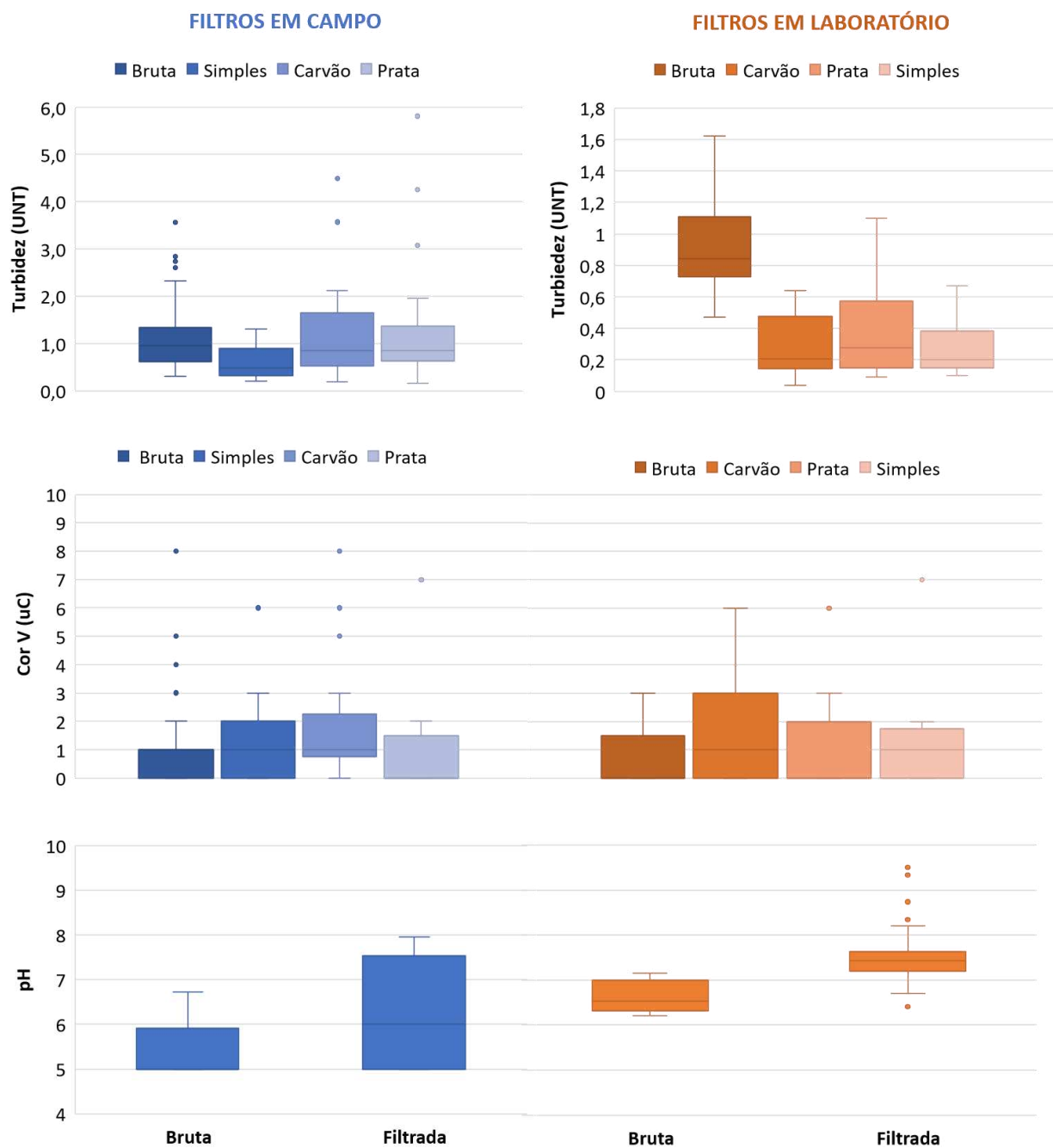


Poucas medidas de pH foram tomadas das amostras dos filtros de campo, devido a problemas com os equipamentos disponíveis e por este motivo não foram feitas correlações deste parâmetro com os demais. De forma geral, o pH esteve próximo de 6,0 em campo e 7,4 em laboratório e foi observada a alcalinização da água após a filtração em todos os casos (Figura 5.16).

Apenas os filtros cerâmicos de vela simples (S) atingiram remoção significativa de turbidez, com eficiência mediana de 46%. Em laboratório, as amostras de água filtrada tiveram mediana de 0,22 UNT e a remoção de turbidez foi significativa com todos os tipos de velas.

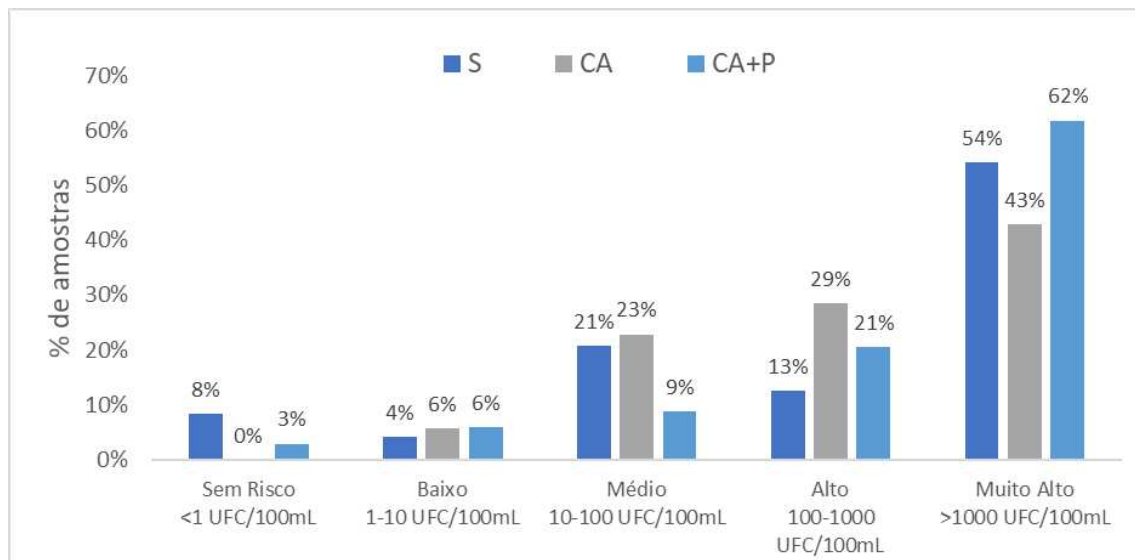
A eficiência de remoção de *E. coli* e coliformes totais foi diferente entre os tipos de vela ( $p < 0,05$ ), com as velas de carvão ativado e prata (CA+P) tendo as maiores medianas na água filtrada, portanto o pior desempenho entre os modelos estudados (Figura 5.15).

Figura 5.16 - Turbidez, cor e pH das águas brutas e filtradas



Na classificação de risco à saúde (Figura 5.17), dois terços das amostras encontram-se nos níveis Alto ou Muito alto de contaminação. As velas cerâmicas S tiveram o melhor resultado, com 12% das amostras Sem risco e em Baixo risco, seguidas das velas de CA+P, com 9% das amostras nestes níveis.

**Figura 5.17 - Classificação da concentração de E. coli nas águas filtradas em níveis de risco à saúde, segundo WHO (2012)**



Na análise comparativa dos resultados de águas filtradas e águas de consumo disponíveis nas residências (Capítulo 0 desta Tese), identificou-se concentração de coliformes totais 52% menor nas águas filtradas, com diferença significativa (Tabela 5.10)

**Tabela 5.10 - Análise comparativa entre água de consumo e água filtrada em filtros de vela**

	Água de consumo (n=16)	Água filtrada* (n=107)	Valor p Mann-Witney	Diferença
<b>Coliformes totais</b> (UFC/100mL)	2,7x10 <sup>5</sup>	1,3 x10 <sup>5</sup>	<b>0,04**</b>	52%
<b>Log coliformes totais</b> (log UFC/100mL)	5,4	5,1	<b>0,04**</b>	0,3 log
<b>E. coli</b> (UFC/100mL)	8,8 x10 <sup>2</sup>	5,0x10 <sup>2</sup>	0,44	43%
<b>Log E. coli</b> (log UFC/100mL)	2,9	2,7	0,48	0,2 log

\*Todos as amostras de água filtrada incluídas, inclusive amostras com cloro que não foram utilizadas na análise de eficiência dos filtros.

\*\* Diferença estatisticamente significativa entre água de consumo e filtrada.

### 5.3.4 Discussão

A mediana da turbidez nas águas filtradas (0,82 UNT) não atendeu ao limite definido no Padrão de Potabilidade nacional de 0,5 UNT, mas esteve abaixo do valor recomendado pela OMS, de 5 UNT (WHO, 2017a; Ministério da Saúde, 2021).

As velas cerâmicas em geral tiveram eficiência significativa na remoção microbiológica em campo (0,67 log de coliformes totais e 1 log de *E. coli*). Porém a remoção foi inferior ao encontrado em estudos similares, que obtiveram em condições de campo remoção mínima de 2 log de *E. coli* (Sobsey *et al.*, 2008; van Halem *et al.*, 2009) e 1,2 log de coliformes totais (Lange, Materne and Grüner, 2016).

As velas com nitrato de prata (CA+P) não apresentaram em campo efeito esterilizante (como indicava o fabricante), nem desinfetante. Nos filtros de controle, também não foi observada a desinfecção, porém a remoção foi maior (2,1 log de *E. coli*) e a concentração mediana na água filtrada foi igual a 86 UFC/100mL de *E. coli*.

A inclusão de sais compostos de prata é considerada uma otimização dos filtros cerâmicos, com objetivo de evitar o crescimento microbiano no filtro e promover a desinfecção da água filtrada (Brown and Sobsey, 2010). A variação da concentração de prata coloidal aplicada na cerâmica resulta em eficiências diferentes de inativação (Oyanedel-Craver e Smith, 2008).

Porém a efetividade de sais de prata em filtros cerâmicos é questionável, uma vez que a remoção/inativação de coliformes ocorre pelo contato e que a concentração de prata disponível decai nas primeiras semanas de uso devido a lixiviação (van Halem *et al.*, 2009). A quantidade de prata nas velas cerâmicas neste estudo (foram adquiridas no comércio) não é conhecida e é possível que ela tenha sido o motivo de sua eficiência aquém do esperado. Brown e Sobsey (2010) também avaliaram filtros tipo pote de cerâmica com e sem a impregnação de prata e com água de baixa turbidez (<8,4 UNT). Registraram remoção de 99% de *E. coli*, a partir de água bruta com <145 UFC/100mL de *E. coli*, sem diferença de desempenho com aplicação de prata. A partir da análise do uso de prata em diversas aplicações como desinfetante, WHO (2018) conclui que o uso

de prata em filtros cerâmicos não possui benefícios fortes ou suficientes que justifiquem seu uso, pois estudos demonstraram grande variabilidade de eficiência na remoção bacteriana em filtros contendo prata.

A presença de *E. coli* na água filtrada em filtros cerâmicos é registrada em outros estudos (Amber, 2005; Brown and Sobsey, 2010; Mwabi *et al.*, 2011). Neste, a concentração mediana de água *E. coli* na água filtrada foi de  $1,2 \times 10^3$  UFC/100mL, valor pertencente ao nível de Alto risco à saúde, portanto inaceitável para consumo direto. Uma etapa adicional de desinfecção no domicílio é necessária nesta situação (Mwabi *et al.*, 2011).

A performance dos filtros de vela na remoção de *E. coli* obtida em laboratório atende ao requisito mínimo de remoção da OMS para o indicador bacteriano (>2 log de remoção), portanto os filtros poderiam ser considerados dispositivos de HWT aprovados e com nível “Limitado” de proteção (WHO, 2019). No entanto, o teste completo inclui valores mínimos de remoção de indicadores virais e protozoários (rotavírus e *Cryptosporidium*), variáveis que não foram medidas neste estudo.

Apesar das características da vela cerâmica serem o ponto central da eficiência dos filtros, a comparação dos resultados obtidos em campo (1 log de remoção de *E. coli*) e em laboratório (2,38 log de remoção) indica que a condição de uso real nas comunidades ribeirinhas teve maior influência na efetividade da filtração. Na prática domiciliar, a lavagem dos baldes e velas era realizada com a água disponível na residência, sendo água de chuva ou de rio não tratadas, podendo tornar-se um ponto de contaminação da água filtrada armazenada no filtro.

A qualidade da água e da limpeza dos recipientes de armazenamento podem promover o desenvolvimento de biofilme aderido às superfícies. No reservatório de água filtrada o biofilme é indesejável, uma vez que pode causar aumento da concentração de microrganismos na água (Mintz, Reiff and Tauxe, 1995; Yi *et al.*, 2019).

A formação de biofilme na superfície da vela cerâmica é dependente da presença de microrganismos e nutrientes na água bruta e pode ser positivo, pois contribui com a retenção de vírus na filtração (Soliman, Van Halem e Medema, 2020). Por outro lado, o

biofilme aderido à cerâmica provoca obstrução de poros e diminuição da vazão de filtração, sendo indicativo da necessidade de limpeza das velas.

A limpeza das velas tem o objetivo reestabelecer a vazão de filtração, que é um dos fatores críticos dos filtros de cerâmica. Se não for realizada da forma correta, leva ao aumento de turbidez na água filtrada (Pérez-Vidal *et al.*, 2016). Para filtros do tipo bacia cerâmica, a limpeza da superfície usando escova dura é recomendada (Soliman, van Halem e Medema, 2020). Para os filtros de vela cerâmica comercializados tradicionalmente no Brasil, os fabricantes desaconselham o uso de materiais abrasivos e recomendam apenas uso de esponjas macias e água corrente.

O tratamento da água no ponto de uso deve ter a capacidade de disponibilizar a quantidade de água necessária para ingestão e preparação de alimentos. A demanda de água para ingestão é estimada em 5,3 L/pessoa.dia, quantidade recomendada para mulheres lactantes, porém é dependente do nível de atividade física e temperatura local (Howard *et al.*, 2020). No entanto, 2,5 L/pessoa.dia pode ser adotado como valor de referência para a ingestão da maior parte da população (Howard *et al.*, 2020).

A produção de água filtrada variou de 2 a 12 L/dia em cada residência, em média 5,8 L/dia, segundo dados registrados pelas famílias (Tabela 5.6). Esta informação, no entanto, é subdimensionada, uma vez que nas visitas de acompanhamento observou-se pouca frequência e precisão nos registros. Tomando-se como referência as medidas de vazão obtidas em campo, com valor mediano de 1,1 L/h na maior parte do monitoramento (de  $t_2=40$  dias a  $t_5=103$  dias de uso), os filtros seriam capazes de produzir até 26,4 litros por dia de água, se alimentados diversas vezes. Esta quantidade seria suficiente para atender a necessidade de uma família de até 10 pessoas com 2,5 L/pessoa.dia. Considerando o número médio e máximo de moradores nos domicílios (4,7 e 9 pessoas) deste estudo, os filtros de vela cerâmica contendo 2 velas cada devem ter sido suficientes para atender às necessidades de consumo das famílias.

A vazão mediana de filtração de 1,1 L/h por filtro, obtida em campo, está próxima do valor mínimo informado pelo fabricante para cada vela (0,5 L/h, Quadro 5.1 Esta

informação contribui com projetos de desenvolvimento social futuros, pois traz uma perspectiva realista para o dimensionamento do número de velas por filtro ou por residência.

Considerando a alimentação frequente do filtro e a vazão de 0,55 L/h por vela, o tempo de vida útil estimado pelo fabricante poderia ter sido atingido aos 38 dias de uso, com a filtração de 500 litros de água por vela. No entanto, os filtros permaneceram em uso até o final do acompanhamento (136 dias/ 4,5 meses), tendo filtrado potencialmente 3.590 litros (1795 litros por vela). Como uma das famílias teve sua vela colmatada no período entre 103 e 136 dias de uso, é provável que em sequência os demais filtros também tivessem seu tempo de vida útil próximo de 5 meses. Este longo tempo de vida útil observado foi possível apenas no contexto local devido a escolha da água de chuva – de baixa turbidez – para o consumo.

Apesar da adesão ao uso dos filtros ter sido alta e seu uso ter sido contínuo, 56% dos domicílios tinham outro recipiente de armazenamento de água para beber, contendo água não filtrada (Tabela 5.6). Com a ingestão de água tratada e não tratada ao mesmo tempo, não deve-se esperar melhoria das condições de saúde da população (Brown and Clasen, 2012). Portanto, a partir da disponibilidade de água filtrada, é necessário desenvolver junto à população a consciência sobre a importância de seu uso.

A comparação apresentada na Tabela 5.10, entre a qualidade da água encontrada alguns meses antes nos mesmos locais (etapa anterior deste estudo, no item 0 deste trabalho) e a situação encontrada após a implementação dos filtros, mostrou a melhora de 52% em relação à coliformes totais e 43% em relação à *E. coli*, valor aquém do esperado. Fica evidente a necessidade de atingir melhores condições de uso dos filtros nas residências, por meio de múltiplas barreiras de proteção desde a captação da água até seu armazenamento, para se aproximar do resultado de alta eficiência obtida no teste em laboratório.

### 5.3.5 Conclusão

Os filtros de vela de cerâmica foram rotineiramente utilizados nas comunidades ribeirinhas durante os quatro meses e meio do estudo. A remoção de *E. coli* e coliformes totais foi significativa nos filtros de vela (próximo de 1 log), porém não foi suficiente para tornar a água adequada para o consumo, sendo necessária etapa complementar de desinfecção. A vela de cerâmica simples, sem carvão ativado e sem prata coloidal, teve o melhor desempenho entre os modelos utilizados.

A vazão de filtração foi suficiente para as necessidades familiares de ingestão de água na maior parte dos casos. Variáveis do uso dos filtros na comunidade influenciaram na eficiência da filtração, sendo necessário melhor higienização dos filtros, especialmente do balde de armazenamento de água filtrada.

O resultado do estudo mostrou que o uso de filtros de vela cerâmica são aplicáveis para o tratamento domiciliar de água de chuva para comunidades ribeirinhas. Os projetos de implementação devem incluir sensibilização e treinamento para melhores práticas de higiene dos filtros e recipientes de armazenamento de água de consumo, bem como orientação para o uso do cloro.

## 5.4 Abundância e diversidade de comunidades bacterianas em água de chuva consumida em comunidades ribeirinhas do médio rio Solimões-AM

### 5.4.1 Introdução

Na região Norte do Brasil, ocupada pelo bioma Amazônia, 25% dos domicílios não estão ligados à rede geral de abastecimento de água, enquanto a média nacional é 8% (IBGE, 2019). Comunidades rurais na Amazônia geralmente estão dispersas no território, o que torna difícil o abastecimento de água por rede de distribuição (Pineda *et al.*, 2022). Além da falta de tratamento de esgoto tanto para as cidades quanto para as comunidades rurais, a mineração ilegal e artesanal de ouro em diversas regiões da Amazônia tem sido fonte de contaminação do ambiente e da água, resultando em prejuízos à saúde da população da região (de Bakker *et al.*, 2021).

Em áreas sem acesso à água subterrânea, devido às características ambientais (inundações e presença de água salobra, por exemplo) ou à falta de investimento, o aproveitamento de água de chuva é uma alternativa utilizada e promovida pelo Governo em programas como Cisternas para a Amazônia (Bernardes, Costa and Bernardes, 2018; Gomes *et al.*, 2022).

Apesar de seu aspecto límpido, a água de chuva captada nos telhados das residências pode carrear contaminação microbiana decorrente da presença de animais como morcegos, ratos, mucuras, urubus, além da poluição atmosférica e do uso de reservatórios descobertos (Ahmed *et al.*, 2013; Hamilton *et al.*, 2019; Novaes e Cintra, 2013). Além de bactérias, parasitas como *Cryptosporidium spp*, *Giardia spp* e *Entamoeba histolytica* podem estar presentes na água de chuva (Xavier *et al.*, 2011).

De forma intuitiva, as famílias têm formas de cuidado com a água antes de beber, que costuma ser tratada e armazenada separadamente do restante da água usada em atividades domésticas e higiene pessoal (Moura, 2007). Os tratamentos domiciliares mais usados na água de chuva são a coagem e o hipoclorito (Item 5.2 deste documento).

O hipoclorito de sódio pode levar à desinfecção da água, se aplicado em dose adequada e acompanhado de cuidados com o armazenamento e manuseio da água, porém a coagem não tem efeito de remoção bacteriana pelos indicadores *E. coli* e coliformes totais.

Conhecer o funcionamento em campo das técnicas de tratamento da água e sua eficiência na disponibilização de água potável é importante para detectar riscos e orientar programas de promoção de saúde e qualidade de vida em áreas de vulnerabilidade. Para a Saúde Única (*One Health*), a qualidade da água também pode servir como barreira sanitária para evitar doenças emergentes e novas pandemias, uma vez que no Norte do Brasil, há alto risco de surgimento de doenças zoonóticas devido à localização remota, que acaba levando à ausência de serviços especializados de atendimento de saúde para enfrentamento de casos emergentes (Winck *et al.*, 2022).

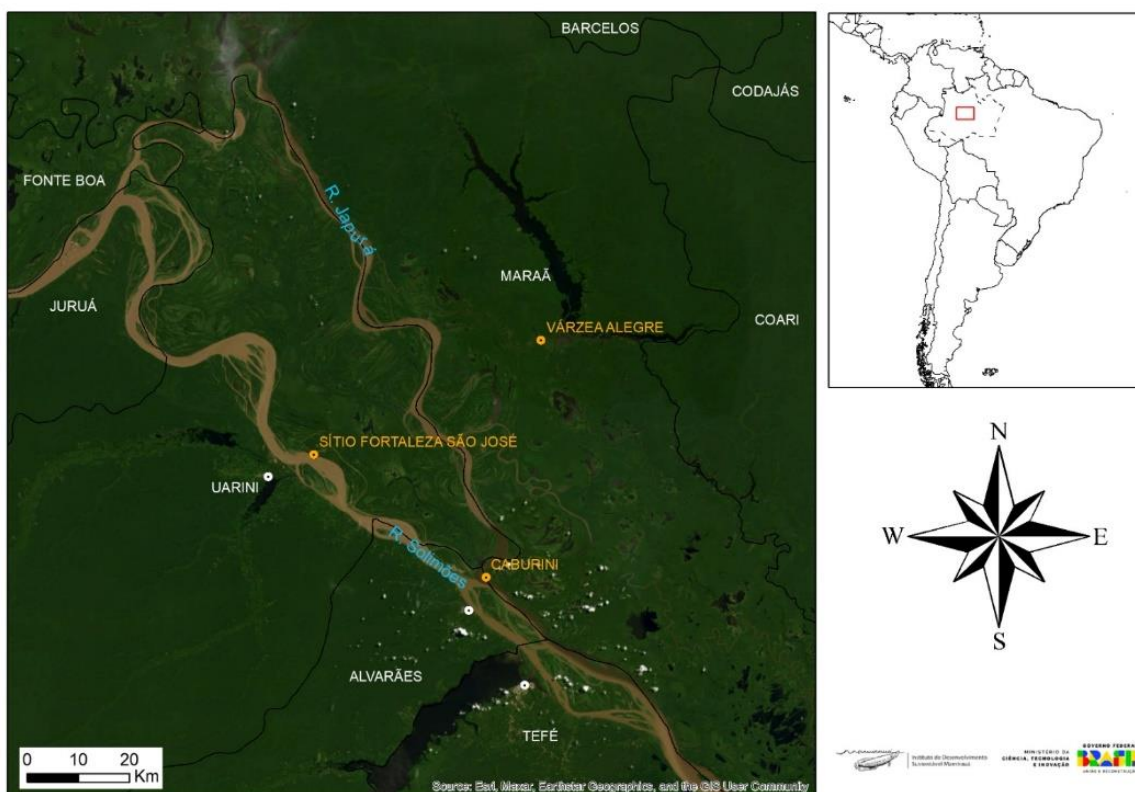
A biologia molecular, por meio de técnicas de *Next Generation Sequencing* (NGS), pode contribuir com a avaliação da qualidade da água de consumo em poucas horas, permitindo a detecção simultânea de fragmentos de genes de diferentes tipos de indicadores fecais e potencialmente patogênicos (Acharya *et al.*, 2019). NGS pode potencialmente ser utilizado para rastrear microrganismos em diferentes fases do processo de abastecimento de água (Batista *et al.*, 2022) e contribuir com avaliação de risco ambiental e de saúde (Tan *et al.*, 2015), especialmente em relação à microrganismos não cultiváveis facilmente em laboratório (Bruno *et al.*, 2018).

O objetivo deste estudo foi aprofundar a compreensão sobre a qualidade da água de chuva consumida em comunidades ribeirinhas na Amazônia central, identificando a diversidade e abundância da comunidade bacteriana presente na água captada de telhados e avaliando a influência de diferentes técnicas de tratamento domiciliar de água usadas por moradores (coagem, desinfecção com hipoclorito de sódio e filtração em vela cerâmica).

### 5.4.2 Metodologia

As comunidades participantes (Figura 5.18) são localizadas em várzea (áreas inundáveis sazonalmente) – na região do Médio rio Solimões, no Estado do Amazonas, Brasil – e não possuíam sistema de abastecimento de água no momento da pesquisa. A principal forma de acesso à água nos locais é a captação de água de chuva a partir dos telhados das residências e o uso da água diretamente no rio para banho e limpeza de utensílios.

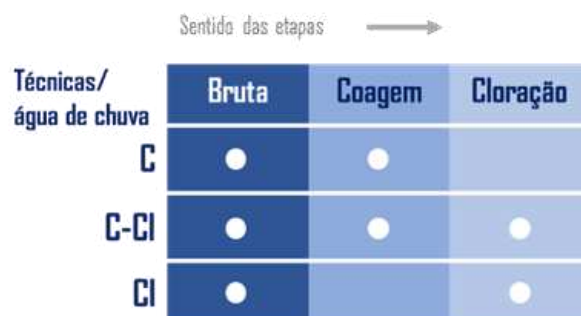
**Figura 5.18 - Região do estudo sobre a abundância e diversidade da comunidade microbiana em águas de chuva usadas para consumo**



As coletas de água de chuva usada para consumo foram realizadas de dezembro de 2021 a maio de 2022, em duas etapas. Foram coletados dados por amostragem em dez residências, divididas em quatro comunidades ribeirinhas (Caburini, Sítio Fortaleza, Várzea Alegre e Boca do Mamirauá). As comunidades selecionadas faziam parte de um

projeto de intervenção para melhoria do acesso à água, que estava na fase inicial de implementação. Na primeira etapa da coleta, em nove residências foram coletadas amostras de água bruta e água tratada por diferentes técnicas tradicionais (Figura 5.19). A cada etapa de tratamento, amostras de água eram coletadas.

**Figura 5.19 - Desenho experimental de tratamentos domiciliares de água de chuva tradicionalmente usados**



Na segunda etapa, em uma das comunidades foram coletadas amostras de água bruta e filtrada em residências que haviam recebido filtros de vela de cerâmica.

As amostras de água de consumo armazenada (“água de beber”) foram coletadas do recipiente prontamente disponível das famílias e os moradores informaram sobre a origem da água e tipo de tratamento realizado.

#### 5.4.2.1 Análise microbiológica da água

As amostras de água foram filtradas em membrana de acetato de celulose com porosidade 0,45 µm. Os volumes filtrados foram de 175 até 1750 mL, dependendo da turbidez da água, até próximo da saturação da membrana. As membranas foram congeladas em -20°C até o momento da extração. O material genético foi extraído das membranas por meio de Kit FastDNA™ SPIN Kit for Soil (MPBiomedical). A qualidade

do material genético extraído foi avaliada por meio de quantificação com uso de NanoDrop Lite (Thermo Scientific) e o extraído foi armazenado a -80 °C até o envio das amostras para sequenciamento da região 16S do DNA.

O DNA extraído foi sequenciado posteriormente na Newcastle University (Reino Unido) por pesquisadores parceiros (laboratório do Dr. David Werner), seguindo metodologia descrita por (Acharya *et al.*, 2019). O DNA foi sequenciado (*paired end sequencing*; 2 × 250 bp) com Illumina Miseq Platform (NU-OMICS, Northumbria University, UK), utilizando kit de *primer* para a região V4 do gene 16S rRNA. Os dados de amplicon do Illumina foram processados usando o software aberto Quantitative Insights Into Microbial Ecology, QIIME 2 ([https:// qiime2.org/](https://qiime2.org/)). As sequências foram convertidas em OTUs (unidades taxonômicas operacionais), com um limite mínimo de 97% de identidade. Por final, a taxonomia de cada OTU foi atribuída por correspondência com o banco de dados GreenGenes (v13\_8), com base em um classificador *naive Bayes* com parâmetros padrão (Acharya *et al.*, 2019). Foram excluídos da análise os casos de gêneros classificados como “uncultured” e “norank” na correspondência com GreenGenes (v13\_8).

#### 5.4.2.2 Análise das comunidades bacterianas

A frequência relativa de cada espécie foi calculada a partir da razão entre o número de OTUs da espécie e o número total de OTUs da amostra. Gráficos de frequência relativa foram construídos em nível de filo e gênero, com os taxons mais abundantes identificados (com abundância  $\geq 1\%$  em pelo menos uma amostra).

Uma relação de gêneros de bactérias potencialmente patogênicas foi definida com base em (Balzer *et al.*, 2010).

#### 5.4.2.3 Aspectos éticos

O estudo foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (CEP-IDSM), sob o Certificado de

Apresentação de Apreciação Ética (CAAE) nº 42236920.7.0000.8117. Os participantes assinaram um Termo de consentimento livre e esclarecido para a participação na pesquisa.

### 5.4.3 Resultados

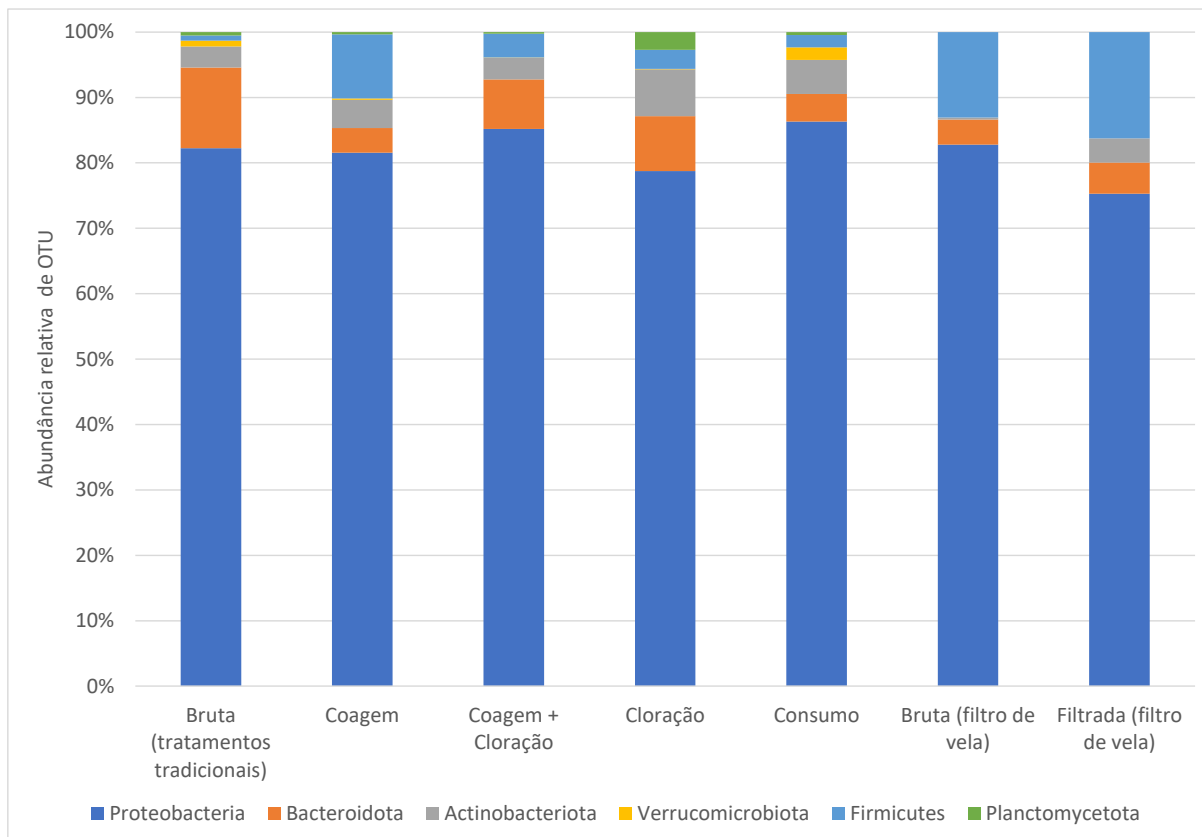
A quantidade média de genes identificados por amostra foi maior nas águas brutas em relação às águas tratadas (Tabela 5.11). A composição das águas de chuva brutas e filtradas diferiu entre as duas etapas do estudo. Foi identificada maior diversidade de ordens, classes, filos e gêneros entre as amostras da primeira e segunda etapas.

**Tabela 5.11 – Quantitativo de comunidades bacterianas nas amostras de água bruta e tratada por diferentes métodos.**

	Tratamento tradicional					Filtros de Vela	
	Bruta	Coagem	Coagem+ Cloração	Cloração	Consumo	Bruta	Filtrada
Média $\pm$ desvio-padrão de OTUs por tipo de amostra	43.262 $\pm$ 23.841	37.065 $\pm$ 22.728	52.020 $\pm$ 29.467	49.520 $\pm$ 21.070	53.833 $\pm$ 22.422	63.086 $\pm$ 27.056	59.155 $\pm$ 22.422
Número total de							
Filos	24	23	23	22	23	8	8
Classes	41	42	44	37	44	11	11
Ordens	95	109	94	88	111	31	26
Famílias	149	173	153	134	180	49	44
Gêneros	285	344	289	250	361	80	82
Casos de gênero "uncultured" e "norank" (excluídos)		638				800	

Os principais filos presentes na comunidade bacteriana das amostras de água da primeira etapa (tratamentos tradicionalmente usados) foram Proteobacteria, seguido Bacteroidota e Actinobacteriota. Os principais filos das amostras de água da segunda etapa (filtros de vela) foram Proteobacteria, seguido de Firmicutes e Bacteroidota (Figura 5.20).

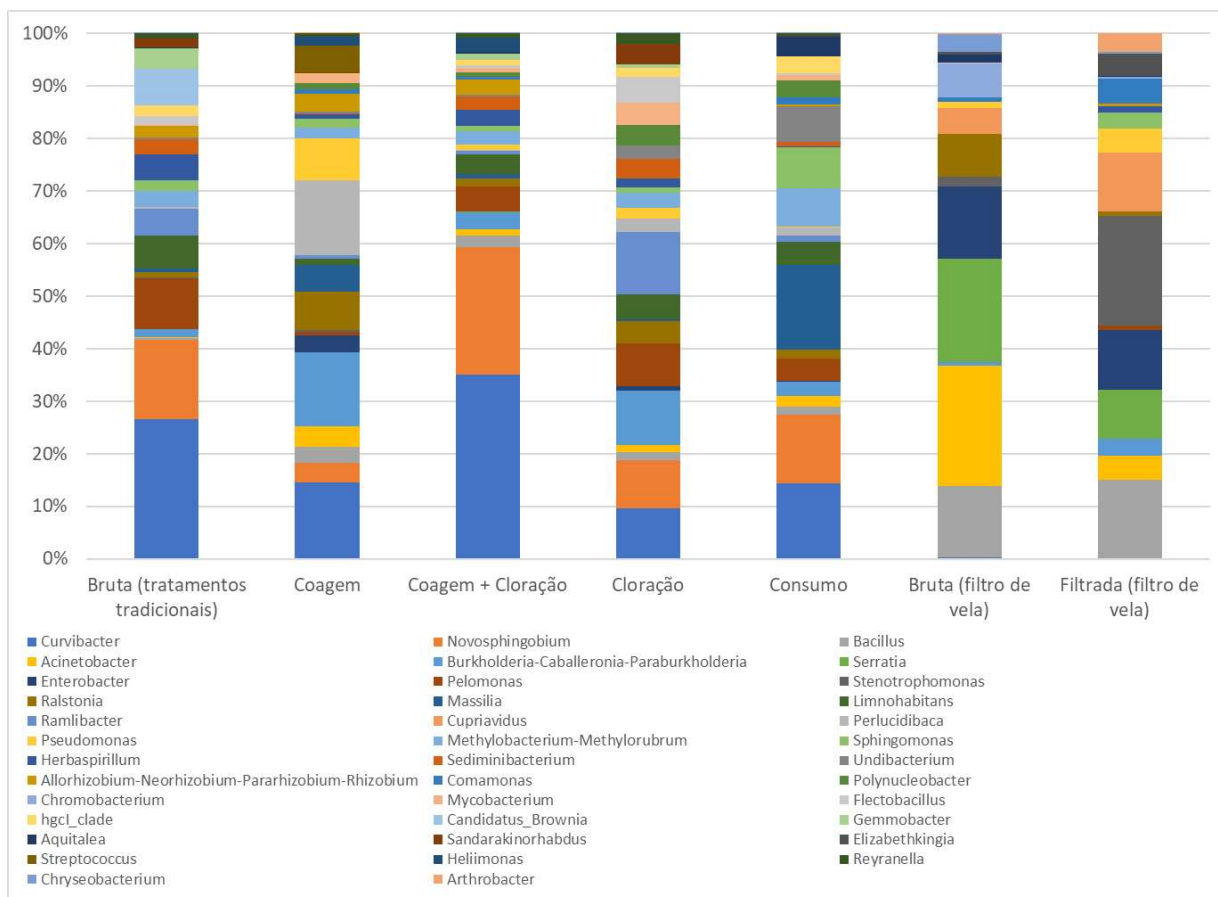
**Figura 5.20 - Abundância relativa dos principais filos das amostras de água bruta e tratadas com diferentes tipos de tratamento domiciliar**



Na Figura 5.21 estão os principais gêneros registrados nas amostras de água de chuva. Apenas 50 gêneros apresentaram abundância relativa maior ou igual a 1%, do total de 662 diferentes gêneros identificados na análise NGS.

Os principais gêneros identificados na avaliação dos HWT tradicionalmente usados foram *Curvibacter*, *Novosphingobium*, *Burkholderia-Caballeronia-Paraburkholderia*, *Pelomonas* e *Massilia*. Os principais gêneros identificados na avaliação dos filtros de vela foram *Bacillus*, *Acinetobacter*, *Serratia*, *Enterobacter* e *Stenotrophomonas*.

**Figura 5.21 - Abundância relativa dos principais gêneros das amostras de água bruta e tratadas com diferentes tipos de tratamento domiciliar**



O gênero *Enterobacter* é o sétimo gênero mais abundante encontrado, em relação ao número relativo de genes identificados (Figura 5.21). Nele estão presentes bactérias patogênicas e as principais indicadores de contaminação fecal, como coliformes totais. Bactérias patogênicas como *Streptococcus pneumoniae* (gênero *Bacillus*), foram identificadas.

**Tabela 5.12 – Percentual de ocorrência de gêneros de bactérias potencialmente patogênicas nas amostras, por tipo de tratamento de água**

	Tratamento tradicional				Filtros de Vela		
	Bruta	Coagem	Coagem+ Cloração	Cloração	Consumo	Bruta	Filtrada
Bacillus	100%	78%	100%	78%	100%	78%	100%
Enterobacter	100%	56%	100%	56%	100%	56%	100%
Enterococcus	13%	11%	13%	11%	13%	11%	13%
Escherichia-Shigella	63%	22%	63%	22%	63%	22%	63%
Klebsiella	25%	11%	25%	11%	25%	11%	25%
Legionella	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Mycobacterium	0%	22%	0%	22%	0%	22%	0%
Nocardia	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Pseudomonas	100%	67%	100%	67%	100%	67%	100%
Rickettsia	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Salmonella	13%	11%	13%	11%	13%	11%	13%
Serratia	88%	44%	88%	44%	88%	44%	88%
Staphylococcus	75%	67%	75%	67%	75%	67%	75%
Streptococcus	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

Os demais gêneros de bactérias potencialmente patogênicas mais frequentes foram *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Serratia* e *Staphylococcus* (Tabela 5.12).

#### 5.4.4 Discussão

Microrganismos estão presentes na água atmosférica, como umidade, neblina e neve (Hu *et al.*, 2018), antes mesmo de seu contato com a superfície de captação da água de chuva. A partir da sistematização de estudos, Hu *et al.*, 2018 identificaram que a concentração de bactérias na água atmosférica pode chegar a  $10^4$  células/mL, enquanto em águas de consumo podem chegar a  $10^6$  células/mL (Acharya *et al.*, 2020). A biomassa bacteriana na atmosfera participa de sua regulação físico-químico, bem como a formação de nuvens. Podem ser provenientes de vários tipos de superfícies e estarem presentes na água atmosférica a partir da mistura vertical entre solo e atmosfera.

Neste estudo, a água de chuva bruta apresentou níveis diferentes de composição e abundância nos dois conjuntos de amostras analisados: águas de tratamento domiciliar

tradicional e águas dos filtros de vela. As águas bruta e filtrada obtidas na coleta de dados dos filtros de vela apresentaram menor diversidade em todos os níveis taxonômicos (Tabela 1), podendo revelar que, de forma geral, nesta fase do estudo as famílias dedicaram melhores cuidados domiciliares com a água.

Gêneros de bactérias potencialmente patogênicas foram detectados nas amostras de água tratada (Tabela 5.12), mesmo após a desinfecção com hipoclorito de sódio. Bactérias dos gêneros *Enterococcus*, *Legionella* e *Salmonella* não foram detectadas nas amostras de água bruta, porém tiveram ocorrência nas águas tratadas. É provável que os recipientes utilizados no manuseio da água, os tecidos usados na coagem e o elemento filtrante das velas cerâmicas tenham agregado novos microrganismos nas amostras durante o tratamento da água, como observado em estudos de (Mwabi, Mamba and Momba, 2012; Yi *et al.*, 2019; Bruno *et al.*, 2022).

O uso da biologia molecular na avaliação das águas de mananciais e águas de consumo em diferentes pontos de distribuição e acesso tem revelado novas perspectivas para estudos de compreensão sobre a comunidade microbiana e sua adaptação às condições ambientais (Batista *et al.*, 2022). Os registros de aumento da abundância de microrganismos dos filos Firmicutes (*Enterococcus*, por exemplo) e Actinobacteria em águas cloradas, por exemplo, têm indicado a resistência antimicrobiana destes microrganismos e novas necessidades de interpretação de situação de risco à saúde (Acharya *et al.*, 2020; Batista *et al.*, 2022).

Estudos mostram a necessidade de análises complementares para contribuir com a interpretação de resultados de análises de NGS, uma vez que a detecção de material genético bacteriano não indica a viabilidade dos microrganismos. Na água tratada, por exemplo, fragmentos de DNA podem ser provenientes de células mortas, pois o mesmo permanece estável por até cinco dias em temperatura ambiente na água tratada, até sua degradação (Alvarez *et al.*, 1996). A desinfecção por cloro, por exemplo, age de forma diferente entre os variados grupos de bactérias e algumas famílias potencialmente patogênicas possuem maior resistência à degradação do DNA pela ação do cloro, por exemplo, mesmo após as células terem sido inativadas (Acharya *et al.*, 2020). O uso de

técnicas de cultivo tradicionais em conjunto com análises moleculares são necessárias para mais adequadamente avaliar a segurança da água (Acharya *et al.*, 2020).

Este é um estudo inédito sobre a comunidade microbiana da água de chuva utilizada para consumo na Amazônia. Foi revelada a predominância do filo Proteobacteria e grande diversidade de gêneros, com a presença de gêneros de bactérias potencialmente patogênicas. Diferença na composição de amostras nos diferentes tratamentos de água foi identificada, porém é necessária a ampliação do número de amostras e maior aprofundamento na análise dos dados para compreender o efeito dos tratamentos domiciliares de água na comunidade microbiana, a relação destas informações com as demais variáveis da qualidade da água e a implicação dos resultados na atualização de recomendações práticas para a melhoria do acesso à água e à saúde para comunidades remotas da Amazônia.

## 6 REFERÊNCIAS

ACHARYA, K. *et al.* A comparative assessment of conventional and molecular methods, including MinION nanopore sequencing, for surveying water quality. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–11, 2019.

\_\_\_\_\_. Chlorination effects on DNA based characterization of water microbiomes and implications for the interpretation of data from disinfected systems. **Journal of Environmental Management**, v. 276, n. June, p. 111319, 2020.

ADISASMITO, W. B. *et al.* One Health: A new definition for a sustainable and healthy future. **PLoS Pathogens**, v. 18, n. 6, p. 2020–2023, 2022.

AHMED, W. *et al.* Inactivation of faecal indicator bacteria in a roof-captured rainwater system under ambient meteorological conditions. p. 199–207, 2013.

ALEIXO, B. *et al.* Human right in perspective: Inequalities in access to water in a rural community of the brazilian northeast. **Ambiente e Sociedade**, v. 19, n. 1, p. 63–84, 2016.

\_\_\_\_\_. Infrastructure is a necessary but insufficient condition to eliminate inequalities in access to water: Research of a rural community intervention in Northeast Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 652, n. October, p. 1445–1455, 2019.

ALI, S. I. *et al.* Efficacy of an appropriate point-of-use water treatment intervention for low-income communities in India utilizing *Moringa oleifera* , sari-cloth filtration and solar UV disinfection. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v. 1, n. 2, p. 112, 2011.

ALLWOOD, P. B. *et al.* Survival of F-Specific RNA Coliphage , Feline Calicivirus , and Escherichia coli in Water : a Comparative Study. v. 69, n. 9, p. 5707–5710, 2003.

ALVAREZ, A. J. *et al.* Stability of manipulated plasmid DNA in aquatic environments. **Environmental Toxicology and Water Quality**, v. 11, n. 2, p. 129–135, 1996.

AMBER, F. A performance study of ceramique candle filters in Kenya including tests for coliphage removal. **Master of Engineering in Civil and Environmental Engineering of Massachusetts Institute of Technology**, p. 1–82, 2005.

ANDERSON, D. M. *et al.* Successes, challenges, and support for men versus women implementers in water, sanitation, and hygiene programs: A qualitative study in rural Nepal. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 236, p. 113792, jul. 2021.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 15. ed. [s.l: s.n.].

AZEVEDO, R. P. DE. Uso de água subterrânea em sistema de abastecimento público de comunidades na várzea da Amazônia central. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 3, p. 313–320, 2006.

BAGUMA, D.; LOISKANDL, W.; JUNG, H. Water Management, Rainwater Harvesting and Predictive Variables in Rural Households. **Water Resources Management**, v. 24, n. 13, p. 3333–3348, 2010.

BAKER, D.; DUKE, W. Intermittent Slow Sand Filters for Household Use - A Field Study in Haiti. *In*: GIMBEL, R.; GRAHAM, N. J D.; COLLINS, M. R. (Eds.). . **Recent Progress in Slow Sand**

**and Alternative Biofiltration Processes.** London: IWA Publishing, 2006. .

BAKKER, L. B. DE *et al.* Economic impacts on human health resulting from the use of mercury in the illegal gold mining in the brazilian amazon: A methodological assessment. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 22, 2021.

BALZER, M. *et al.* Faecal indicator bacteria in river biofilms. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 5, p. 1105–1111, 2010.

BATISTA, A. M. M. *et al.* Diversity and dynamics of bacterial communities in the drinking water distribution network of a mid-sized city in Brazil. **Journal of Water and Health**, v. 20, n. 12, 2022.

BELLINGIERI, J. C. Água de beber: a filtração doméstica e a difusão do filtro de água em São Paulo. **Anais do Museu Paulista: História e Cultura Material**, v. 12, n. 1, p. 161–191, 2004.

BERNARDES, C. **Avaliação integrada de impacto à saúde decorrente de ações de saneamento, em comunidades de unidades de conservação de uso sustentável na Amazônia.** [s.l.] Universidade de São Paulo, 2013.

BERNARDES, R. S.; COSTA, A. A. D. DA; BERNARDES, C. Sanear Amazônia Project: social technologies and protagonism of communities improve quality of life in the extractive reserves. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 48, n. Edição especial: 30 anos do Legado de Chico Mendes, p. 263–280, 2018.

BERTHE, T. *et al.* Evidence for coexistence of distinct *Escherichia coli* populations in various aquatic environments and their survival in estuary water. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 79, n. 15, p. 4684–4693, 2013.

BISUNG, E.; ELLIOTT, S. J. Psychosocial impacts of the lack of access to water and sanitation in low- and middle-income countries: A scoping review. **Journal of Water and Health**, v. 15, n. 1, p. 17–30, 2017.

BIVINS, A. *et al.* Selecting Household Water Treatment Options on the Basis of World Health Organization Performance Testing Protocols. 2019.

BLAUSTEIN, R. A. *et al.* *Escherichia coli* survival in waters: Temperature dependence. **Water Research**, v. 47, n. 2, p. 569–578, 2013.

BORGES-PEDRO, J. P. **Solução semicoletiva de tratamento de água fecais e seu processo de apropriação em comunidade de área alagável da Amazônia.** [s.l.] Universidade Federal de Minas Gerais, 2022.

BRANZ, A. *et al.* Chlorination of drinking water in emergencies: A review of knowledge to develop recommendations for implementation and research needed. **Waterlines**, v. 36, n. 1, p. 4–39, 2017.

BRASIL. **Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB**, 2013. Disponível em: <[http://www.cecol.fsp.usp.br/dcms/uploads/arquivos/1446465969\\_Brasil-PlanoNacionalDeSaneamentoBasico-2013.pdf](http://www.cecol.fsp.usp.br/dcms/uploads/arquivos/1446465969_Brasil-PlanoNacionalDeSaneamentoBasico-2013.pdf)>

BRASIL. **Plano Nacional de Saneamento Básico: Mais Saúde com Qualidade de Vida e Cidadania (Versão de Revisão)** Brasília, 2019.

BRASIL. **Lei nº 14.026 de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e dá outras**

providencias, 2020.

BROWN, J.; CLASEN, T. High adherence is necessary to realize health gains from water quality interventions. **PLoS ONE**, v. 7, n. 5, p. 1–9, 2012.

BROWN, J.; PROUM, S.; SOBSEY, M. D. Sustained use of a household-scale water filtration device in rural Cambodia. **Journal of Water and Health**, v. 7, n. 3, p. 404–412, 2009.

BROWN, J.; SOBSEY, M. D. Microbiological effectiveness of locally produced ceramic filters for drinking water treatment in Cambodia. **Journal of Water and Health**, v. 8, n. 1, p. 1–10, 2010.

BROWN, J.; SOBSEY, M. D. Boiling as Household Water Treatment in Cambodia : A Longitudinal Study of Boiling Practice and Microbiological Effectiveness. v. 87, n. 3, p. 394–398, 2012.

BRUNO, A. *et al.* Changes in the drinking water microbiome: Effects of water treatments along the flow of two drinking water treatment plants in a urbanized area, milan (Italy). **Frontiers in Microbiology**, v. 9, n. October, p. 1–12, 2018.

\_\_\_\_. It's a Long Way to the Tap: Microbiome and DNA-Based Omics at the Core of Drinking Water Quality. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 13, 2022.

CAMPOS-SILVA, J. V *et al.* Unintended multispecies co-benefits of an Amazonian community-based conservation programme. **Nature Sustainability**, n. November, 2018.

CARDOSO, J. DA S. **Narrativa sobre água e os saberes ambientais Baniwa: uma contribuição para o ensino de ciências na escola indígena de educação básica.** [s.l.] Federal University of Amazonas, 2021.

CARIELO, G. *et al.* Solar water pasteurizer: Productivity and treatment efficiency in microbial decontamination. **Renewable Energy**, v. 105, p. 257–269, 2017.

CHATTERLEY, C.; LINDEN, K. Demonstration and evaluation of germicidal UV-LEDs for point-of-use water disinfection. **Journal of Water and Health**, v. 8, n. 3, p. 479–486, 2010.

CLASEN, T. *et al.* Laboratory assessment of a gravity-fed ultrafiltration water treatment device designed for household use in low-income settings. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 80, n. 5, p. 819–823, 2009.

CLASEN, T. F. *et al.* Microbiological effectiveness and cost of boiling to disinfect drinking water in rural Vietnam. **Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 12, p. 4255–4260, 2008.

CODEÇO, C. T. *et al.* Epidemiology, Biodiversity, and Technological Trajectories in the Brazilian Amazon: From Malaria to COVID-19. **Frontiers in Public Health**, v. 9, n. July, 2021.

COLWELL, RITA R. *et al.* Reduction of cholera in Bangladeshi villages by simple filtration. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 100, n. 3, p. 1051–1055, 2003.

COLWELL, RITA R *et al.* Reduction of cholera in Bangladeshi villages by simple filtration. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 100, n. 3, p. 1051–1055, 2003.

CONFALONIERI, U. Environmental change and human health in the Brazilian Amazon. **Global Change & Human Health**, v. 1, n. 2, p. 174–183, 2000.

CRIDER, Y. *et al.* Can you taste it? Taste detection and acceptability thresholds for chlorine residual in drinking water in Dhaka, Bangladesh. **Science of the Total Environment**, v. 613–614, p. 840–846, 2018.

DASZAK, P. *et al.* IPBES. Workshop Report on Biodiversity and Pandemics of the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. **Ipbes**, p. 1–108, 2020.

DICKIN, S. *et al.* Empowerment in water, sanitation and hygiene index. **World Development**, v. 137, p. 105158, jan. 2021.

ELLIOTT, M. *et al.* Addressing how multiple household water sources and uses build water resilience and support sustainable development. **npj Clean Water**, v. 2, n. January, dez. 2019.

ELLIOTT, M. A. *et al.* Reductions of E. coli, echovirus type 12 and bacteriophages in an intermittently operated household-scale slow sand filter. **Water Research**, v. 42, n. 10–11, p. 2662–2670, 2008.

ELLWANGER, J. H. *et al.* Beyond diversity loss and climate change: Impacts of Amazon deforestation on infectious diseases and public health. v. 92, p. 1–33, 2020.

ELLWANGER, J. H.; CHIES, J. A. B. Candida auris emergence as a consequence of climate change: Impacts on Americas and the need to contain greenhouse gas emissions. **The Lancet Regional Health - Americas**, v. 11, n. April, p. 10–11, 2022.

EPA. **Method 1602: Male-specific (F+) and Somatic Coliphage in Water by Single Agar Layer (SAL) ProcedureEpa-821-R-01-029**Washington, 2001.

FANNING, S. **Escherichia coli and Other Enterobacteriaceae: Occurrence and Detection**. 1. ed. [s.l.] Elsevier Ltd., 2016.

FAS, F. A. S. **Soluções para água potável em áreas remotas da Amazônia**, 2019. Disponível em: <[https://fas-amazonia.org/wp-content/uploads/2022/12/infraestrutura-solucoes-aguaacesso\\_compressed.pdf](https://fas-amazonia.org/wp-content/uploads/2022/12/infraestrutura-solucoes-aguaacesso_compressed.pdf)>

FEDRIZZI, M. C.; RIBEIRO, F. S.; ZILLES, R. Lessons from field experiences with photovoltaic pumping systems in traditional communities. **Energy for Sustainable Development**, v. 13, n. 1, p. 64–70, 2009.

FERREIRA, D. C. *et al.* Investment in drinking water and sanitation infrastructure and its impact on waterborne diseases dissemination: The Brazilian case. **Science of the Total Environment**, v. 779, 2021.

FIGUEIREDO, I. C. S. **Projeto “ Levantamento de tecnologias para abastecimento de água e tratamento de efluentes na Amazônia ”**. [s.l.: s.n.].

FITHIAN, W.; JOSSE, J. Multiple correspondence analysis and the multilogit bilinear model. **Journal of Multivariate Analysis**, v. 157, p. 87–102, 2017.

FRANCA, D. T. *et al.* **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2010**. Brasília: [s.n.].

FRANCO, C. L. B. *et al.* Community-based environmental protection in the Brazilian Amazon: Recent history, legal landmarks and expansion across protected areas. **Journal of Environmental Management**, v. 287, n. March, 2021.

FUNASA. **Programa Saneamento Brasil Rural**, 2019. Disponível em: <<https://www.saneamentobrasilrural.com.br/>>

GEERE, J.-A. *et al.* Carrying water may be a major contributor to disability from musculoskeletal disorders in low income countries: a cross-sectional survey in South Africa, Ghana and Vietnam. **Journal of Global Health**, v. 8, n. 1, 2018.

GIATTI, L. L.; CUTOLO, S. A. Acesso à água para consumo humano e aspectos de saúde pública na Amazônia Legal. **Ambiente & Sociedade**, v. XV, n. a, p. 93–109, 2012.

GOMES, M. C. R. L. *et al.* **Rain water harvesting for consumption at riverine communities in Amazon, Brazil**9 Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água de Chuva. **Anais...2011**

GOMES, M. C. R. L. *et al.* Sustainability of a sanitation program in flooded areas of the Brazilian Amazon. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, v. 5, n. 2, 2015.

GOMES, M. C. R. L. *et al.* Surrounded by sun and water: development of a water supply system for riverine peoples in Amazonia. **Revista Tecnologia e Sociedade**, v. 15, n. 35, p. 92–112, 2019.

GOMES, M. C. R. L. *et al.* Conditions of use and levels of household access to water in rural communities in the Amazon. **Ambiente & Sociedade**, v. 25, 2022.

GOMES, U.; PENA, J. L.; HELLER, L. A National Program for Large Scale Rainwater Harvesting: An Individual or Public Responsibility? **Water Resources Management**, v. 26, p. 2703–2714, 2012.

GRABOW, W. O. K. Bacteriophages: Update on application as models for viruses in water. **Water SA**, v. 27, n. 2, p. 251–268, 2001.

GRUBER, J. S. *et al.* A stepped wedge, cluster-randomized trial of a household UV-disinfection and safe storage drinking water intervention in rural Baja California Sur, Mexico. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 89, n. 2, p. 238–245, 2013.

HAIR JR, J. F. *et al.* **Análise multivariada de dados**. 6th. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

HALEM, D. VAN *et al.* Assessing the sustainability of the silver-impregnated ceramic pot filter for low-cost household drinking water treatment. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 34, n. 1–2, p. 36–42, 2009.

\_\_\_\_. High flow ceramic pot filters. **Water Research**, v. 124, p. 398–406, 2017.

HAMILTON, K. *et al.* A global review of the microbiological quality and potential health risks associated with roof-harvested rainwater tanks. **npj Clean Water**, v. 2, n. 1, dez. 2019.

HOWARD, G. *et al.* **Domestic water quantity, service level and health, second edition**. 2. ed. Geneva: World Health Organization, 2020.

HOWARD, G.; BARTRAM, J. Domestic Water Quantity, Service Level and Health. **World Health Organization**, p. 39, 2003.

HU, W. *et al.* Bacteria in atmospheric waters: Detection, characteristics and implications. **Atmospheric Environment**, v. 179, p. 201–221, 2018.

HUQ, A. *et al.* Simple Sari Cloth Filtration of Water Protect Villagers from Cholera in Matlab, Bangladesh. **Knowledge For Global Lifesaving Solutions**, v. 1, n. 1, p. 1–5, 2010.

IBGE. **Pesquisa Nacional por Amostragem de Domicílios (PNAD) Contínua**. Disponível em: <[www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais](http://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais)>.

IBGE, I. B. DE G. E E. **Pesquisa Nacional por Amostra de domicílios - Síntese de Indicadores 2015**. [s.l: s.n.].

INMET, I. N. DE M. **Dados Históricos: Banco de Dados Meteorológicos**.

INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE - IEMA. **Exclusão Elétrica na Amazônia Legal: quem ainda está sem Acesso à Energia Elétrica?** [s.l: s.n.].

ISO. **International Standard ISO 10705-3:2003 Water Quality-Validation of Methods for Concentration of Bacteriophages From Water**, 2003.

JESUS, V. M. DE B. DE; COSTA, A. B. Tecnologia social: breve referencial teórico e experiências ilustrativas. *In: Tecnologia social e políticas públicas*. São Paulo: Instituto Pólis; Fundação Banco do Brasil, 2013. p. 284.

JOLY, C. A. *et al.* **1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade & Serviços EcosistêmicosBPBES**. [s.l: s.n.].

JUNK, W. J. *et al.* **Amazonian Floodplain Forests**. 210. ed. Dordrecht: Springer Netherlands, 2011. v. 210

\_\_\_\_. A classification of major natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (várzeas). **Wetlands Ecology and Management** 2012 20:6, v. 20, n. 6, p. 461–475, 20 out. 2012.

KELLY, E. *et al.* Seasonality, water use and community management of water systems in rural settings: Qualitative evidence from Ghana, Kenya, and Zambia. **Science of the Total Environment**, v. 628–629, n. February, p. 715–721, 2018.

KOTLARZ, N. *et al.* Turbidity and chlorine demand reduction using locally available physical water clarification mechanisms before household chlorination in developing countries. **Journal of Water and Health**, v. 7, n. 3, p. 497–506, 2009.

LANGE, J.; MATERNE, T.; GRÜNER, J. Do low-cost ceramic water filters improve water security in rural South Africa ? n. 2010, p. 47–55, 2016.

LANTAGNE, D. Sodium hypochlorite dosage for household and emergency water treatment. **Journal AWWA**, v. 100, n. 8, 2008.

LANTAGNE, D. S. **Investigation of the Potters for Peace Colloidal Silver Impregnated Ceramic FilterAlethia Environmental**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <f>.

LANTAGNE, D. S.; CLASEN, T. F. Use of household water treatment and safe storage methods in acute emergency response: Case study results from Nepal, Indonesia, Kenya, and Haiti. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 20, p. 11352–11360, 2012.

LEE, R. **Water purification for rural communities using ultraviolet light and bleach systems**. [s.l.] University of Arkansas, 2011.

LEVY, K. *et al.* Household effectiveness vs. laboratory efficacy of point-of-use chlorination. **Water Research**, v. 54, 2014.

LUCENA *et al.* Occurrence of bacterial indicators and bacteriophages infecting enteric bacteria in groundwater in different geographical areas. **Journal of Applied Microbiology**, v. 101, p. 96–102, 2006.

MACIEL, P. M. F.; SABOGAL-PAZ, L. P. Household slow sand filters with and without water level control: continuous and intermittent flow efficiencies. **Environmental Technology**, v. 0, n. 0, p. 1–44, 2018.

MAGALHÃES, A. F. R. DE. **Desenvolvimento de tecnologias de tratamento de águas brancas e pretas da Região Amazônica para consumo humano**. [s.l.] Universidade Estadual de Campinas, 2010.

MAROIS-FISET, J.-T. *et al.* Laboratory evaluation of a new coagulant/disinfectant point-of-use water treatment product for emergencies. **Journal of Applied Microbiology**, v. 121, n. 3, p. 892–902, 1 set. 2016.

MARTINS, M. I. F. P. DE O. *et al.* Comings and Goings: the mobility of rural populations in protected areas in the Middle Solimões, in the Brazilian Amazon, between 2006 and 2010. **RA'É GA - O Espaço Geográfico em Análise**, v. 55, p. 39–57, 2022.

MELACK, J. M.; HESS, L. L. Remote Sensing of the Distribution and Extent of Wetlands in the Amazon Basin. *In*: JUNK, W. J. *et al.* (Eds.). **Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2011. p. 43–59.

MÉNDEZ, J. *et al.* Standardised Evaluation of the Performance of a Simple Membrane Filtration-elution Method to Concentrate Bacteriophages From Drinking Water. **Journal of Virological Methods**, v. 117, n. 19–25, 2004.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº 3.174 de 02 de dezembro de 2019. Dispõe sobre o Programa Nacional de Saneamento Rural e dá outras providências.**, 2019. Disponível em: <<http://www.in.gov.br/autenticidade.html,pelocódigo05152020041600080>>

\_\_\_\_. **Portaria GM/n. 888, de 4 de maio de 2021**, 2021.

MINTZ, E. D. *et al.* Not just a drop in the bucket: Expanding access to point-of-use water treatment systems. **American Journal of Public Health**, v. 91, n. 10, p. 1565–1570, 2001.

MINTZ, E. D.; TAUXE, R. V.; REIFF, F. M. Safe Water Treatment and Storage in the Home: A Practical New Strategy to Prevent Waterborne Disease. **JAMA: The Journal of the American Medical Association**, v. 273, n. 12, p. 948–953, 22 mar. 1995.

MINTZ, E.; REIFF, F.; TAUXE, R. Safe water treatment and storage in the home : A practical new strategy to prevent waterborne disease. **JAMA**, v. 273, p. 948–953, 1995.

MOMBA, M. N. B.; KALENI, P. Regrowth and survival of indicator microorganisms on the surfaces of household containers used for the storage of drinking water in rural communities of South Africa. **Water Research**, v. 36, n. 12, p. 3023–3028, 2002.

MOURA, E. A. F. Water to drink, water to cook, water to bath: socioambiental diversities regarding consumption of water among the inhabitants of the fertile valley of Mamirauá, Amazon state. **Cad. Saude Colet.**, v. 15, n. 4, p. 501–516, 2007.

\_\_\_\_\_. **Sociodemografia da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá: 2001 a 2011**. Tefé; Belém: IDSM; NAEA, 2016.

MWABI, J. K. *et al.* Household water treatment systems: A solution to the production of safe drinking water by the low-income communities of Southern Africa. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 36, n. 14–15, p. 1120–1128, 2011.

MWABI, J. K.; MAMBA, B. B.; MOMBA, M. N. B. Removal of Escherichia coli and Faecal Coliforms from Surface Water and Groundwater by Household Water Treatment Devices/Systems: A Sustainable Solution for Improving Water Quality in Rural Communities of the Southern African Development Community Region. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 9, n. 12, p. 139–170, 2012.

NAGEL, G. W. *et al.* Impacts of meander migration on the Amazon riverine communities using Landsat time series and cloud computing. **Science of The Total Environment**, v. 806, p. 150449, 2022.

NIELSEN, A. M. *et al.* Chlorination for low-cost household water disinfection – A critical review and status in three Latin American countries. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 244, n. February, 2022.

NOBRE, C. A. *et al.* Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. v. 113, n. 39, p. 10759–10768, 2016.

NOVAES, W. G.; CINTRA, R. Factors influencing the selection of communal roost sites by the Black Vulture *Coragyps atratus* (Aves: Cathartidae) in an urban area in Central Amazon. **Zoologia**, v. 30, n. 6, p. 607–614, 2013.

NOWICKI, S. *et al.* The utility of Escherichia coli as a contamination indicator for rural drinking water : Evidence from whole genome sequencing. **Plos One**, v. 16, n. 1, p. 1–23, 2021.

OYANEDEL-CRAVER, V. A.; SMITH, J. A. Sustainable colloidal-silver-impregnated ceramic filter for point-of-use water treatment. **Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 3, p. 927–933, 2008.

PACIFICO, A. C. N. *et al.* Tecnologia para acesso à água na várzea amazônica: impactos positivos na vida de comunidades ribeirinhas do Médio Solimões, Amazonas, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 37, n. 3, 2021.

PASCUAL-BENITO, M. *et al.* Comparison of methods for the enumeration of coliphages in 100 mL water samples. **Science of the Total Environment**, v. 838, 2022.

PENTEADO, I. M. *et al.* Among people and artifacts: Actor-Network Theory and the adoption of solar ice machines in the Brazilian Amazon. **Energy Research & Social Science**, v. 53, n. August 2018, p. 1–9, 2019.

PERALTA, N.; LIMA, D. D. M. A comprehensive overview of the domestic economy in Mamirauá and Amanã in 2010. **Uakari**, v. 9, n. 2, p. 33–62, 2013.

PÉREZ-VIDAL, A. *et al.* Long-term evaluation of the performance of four point-of-use water filters.

**Water Research**, v. 98, p. 176–182, 2016.

PICKERING, A. J. *et al.* Differences in field effectiveness and adoption between a novel automated chlorination system and household manual chlorination of drinking water in Dhaka, Bangladesh: A randomized controlled trial. **PLoS ONE**, v. 10, n. 3, 2015.

PINEDA, E. *et al.* Rainwater treatment: an approach for drinking water provision to indigenous people in Ecuadorian Amazon. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 19, n. 9, p. 8769–8782, 2022.

POOI, C. K.; NG, H. Y. Review of low-cost point-of-use water treatment systems for developing communities. **npj Clean Water**, v. 1, n. 1, dez. 2018.

PRÜSS-USTÜN, A. *et al.* Burden of disease from inadequate water, sanitation and hygiene in low- and middle-income settings: a retrospective analysis of data from 145 countries. **Tropical medicine & international health : TM & IH**, v. 19, n. 8, p. 894–905, ago. 2014.

RAM, P. K. *et al.* Bringing safe water to remote populations: An evaluation of a portable point-of-use intervention in rural Madagascar. **American Journal of Public Health**, v. 97, n. 3, p. 398–400, 2007.

RANGEL, J. M. *et al.* A novel technology to improve drinking water quality: A microbiological evaluation of in-home flocculation and chlorination in rural Guatemala. **Journal of Water and Health**, v. 1, n. 1, p. 15–22, 2003.

ROMERO, D. A. D. **Filtro Biosand como método de tratamento de água no ponto de uso para consumo a nível familiar em zonas: Influência da turbidez.** [s.l.] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2020.

ROSA, G. *et al.* Assessing the Consistency and Microbiological Effectiveness of Household Water Treatment Practices by Urban and Rural Populations Claiming to Treat Their Water at Home : A Case Study in Peru. p. 1–19, 2014.

ROSA, R. G.; MENDES, R. L. R.; COSTA, T. C. D. DA. **Comparativo de custos de utilização de água subterrâneas e águas pluviais para abastecimento de água- caso da Ilha Grande em Belém**XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVI Encontro Nacional de Perfuradores de Poços. **Anais...**São Luis: 2010

SANTOS, S. L. D. X.; CARVALHO, E. B. DE. **Solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água destinada ao consumo humano em pequenas comunidades**FUNASA, Coordenação de Controle de Qualidade da Água para Consumo Humano, , 2018.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE. **Gestão de Recursos Hídricos no Amazonas.** Manaus: [s.n.].

SHAHEED, A. *et al.* Adherence to Point-of-Use Water Treatment over Short-Term Implementation: Parallel Crossover Trials of Flocculation-Disinfection Sachets in Pakistan and Zambia. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 11, p. 6601–6609, 2018.

SILVA, M. C. A. *et al.* Avaliação da viabilidade de utilização de colifagos como indicadores de poluição fecal: suas relações com parâmetros físicos e químicos e indicadores bacterianos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, p. 645–652, 2015.

SIMDE. Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã e Amanã. Banco de dados. 2018.

SINTON, L. W.; FINLAY, R. K.; REID, A. J. A simple membrane filtration-elution method for the enumeration of F- RNA, F-DNA and somatic coliphages in 100-ml water samples. **Journal Microbiology Methods**, v. 25, p. 257–269, 1996.

SIOLI, H. Hydrochemistry and Geology in the Brazilian Amazon Region. **Amazonia**, v. 1, n. 3, p. 272–277, 1968.

\_\_\_\_\_. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and river types. *In: The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*. Dordrecht: Springer, 1984. p. 127–165.

SIWILA, S.; BRINK, I. C. A small-scale low-cost water treatment system for removal of selected heavy metals , bacteria and particles. v. 13, n. 2, p. 446–459, 2018a.

\_\_\_\_\_. Comparative analysis of two low cost point-of-use water treatment systems. **Water Practice & Technology**, v. 13, n. 1, p. 79–90, 2018b.

SIWILA, S.; BRINK, I. C. A novel low-cost multi-barrier system for drinking water treatment in rural and suburban areas. **Water Practice and Technology**, v. 15, n. 1, p. 48–65, 2020.

SOBSEY, M. D. **Managing Water in the Home: Accelerated Health Gains from Improved Water Supply** World Health Organization. Geneva: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/who/sobs.pdf>>.

SOBSEY, M. D. *et al.* Point of Use Household Drinking Water Filtration: A Practical, Effective Solution for Providing Sustained Access to Safe Drinking Water in the Developing World. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 12, p. 4261–4267, 2008.

SOBSEY, M. D.; HANDZEL, T.; VENCZEL, L. Chlorination and safe storage of household drinking water in developing countries to reduce waterborne disease. **Water Science and Technology**, v. 47, n. 3, p. 221–228, 2003.

SOBSEY, M. D.; SCHWAB, K. J.; HANDZEL, T. R. Simple membrane filter method to concentrate and enumerate male-specific RNA coliphages. **Research & Technology**, v. 82, n. 52–59, 1990.

SOLIMAN, M. Y. M.; HALEM, D. VAN; MEDEMA, G. Virus removal by ceramic pot filter disks: Effect of biofilm growth and surface cleaning. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 224, n. February 2020, p. 113438, 2020.

SOPPE, A. I. A. *et al.* Critical parameters in the production of ceramic pot filters for household water treatment in developing countries. **Journal of Water and Health**, v. 13, n. 2, p. 587–599, 2015.

SOUTER, P. F. *et al.* **Evaluation of a new water treatment for point-of-use household applications to remove microorganisms and arsenic from drinking water**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://www.pg.com/pghsi/safewater/pdf/souterdoc.pdf>>. Acesso em: 19 abr. 2019.

STRAND, J. *et al.* Spatially explicit valuation of the Brazilian Amazon Forest's Ecosystem Services. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 11, p. 657–664, 2018.

TAN, B. *et al.* Next-generation sequencing (NGS) for assessment of microbial water quality: current progress, challenges, and future opportunities. **Frontiers in Microbiology**, v. 6, n. September, 2015.

THE RAMSAR CONVENTION. **The List of Wetlands of International Importance**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/sitelist.pdf>>.

THOMPSON, T.; SOBSEY, M.; BARTRAM, J. Providing clean water, keeping water clean: An integrated approach. **International Journal of Environmental Health Research**, v. 13, n. SUPPL. 1, p. 37–41, 2003.

TRUCHADO, P. *et al.* Monitoring of human enteric virus and coliphages throughout water reuse system of wastewater treatment plants to irrigation endpoint of leafy greens. **Science of the Total Environment**, v. 782, n. 146837, 2021.

UN-WATER. **Summary Progress Update 2021: SDG 6 — water and sanitation for all**. Geneva: [s.n.].

UNITED NATIONS. **The human right to water and sanitation. Resolution 64/292** United Nations, , 2010.

VALER, L. R. *et al.* Assessment of socioeconomic impacts of access to electricity in Brazilian Amazon: case study in two communities in Mamirauá Reserve. **Energy for Sustainable Development**, v. 20, n. 1, p. 58–65, 1 jun. 2014.

VENKATESHA, R.; RAO, A. B.; KEDARE, S. B. Appropriate household point-of-use water purifier selection template considering a rural case study in western India. **Applied Water Science**, v. 10, n. 5, p. 1–15, 2020.

VENTICINQUE, E. *et al.* An explicit GIS-based river basin framework for aquatic ecosystem conservation in the Amazon. **Earth System Science Data**, v. 8, n. 2, p. 651–661, 2016.

WHO. **Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum**. 1. ed. Geneva: World Health Organization, 2017a.

\_\_\_\_\_. **Safely managed drinking water: thematic report on drinking water 2017** World Health Organization. Geneva: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.wssinfo.org/sdg-baselines/safely-managed-drinking-water-services/>>.

\_\_\_\_\_. **Silver as a drinking-water disinfectant**. Geneva: [s.n.].

\_\_\_\_\_. **Results of Round II of the WHO International Scheme to Evaluate Household Water Treatment Technologies**. [s.l: s.n.].

WHO; UNICEF. **Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2017 update and SDG baselines**. Geneva: World Health O, 2017.

WHO, W. H. O. **A toolkit for monitoring and evaluating household water treatment and safe storage programmes**. 1. ed. Geneva: [s.n.].

WINCK, G. R. *et al.* Socioecological vulnerability and the risk of zoonotic disease emergence in Brazil. **Science Advances**, v. 8, n. 26, p. 1–12, 2022.

WOLF, J. *et al.* Effectiveness of interventions to improve drinking water, sanitation, and handwashing with soap on risk of diarrhoeal disease in children in low-income and middle-income settings: a systematic review and meta-analysis. **The Lancet**, v. 400, n. 10345, p. 48–59, 2022.

XAVIER, R. P. *et al.* Microbiological quality of drinking rainwater in the inland region of Pajeú,

Pernambuco, Northeast Brazil. **Rev. Inst. Med. Trop. Sao Paulo**, v. 53, n. 3, p. 121–124, 2011.

YI, J. *et al.* Reduction of bacterial regrowth in treated water by minimizing water stagnation in the filtrate line of a gravity-driven membrane system. v. 24, n. 1, p. 17–23, 2019.

ZIMMER, C.; DOREA, C. C. Differences in laboratory versus field treatment performance of point-of-use drinking water treatment methods : research gaps and ways forward. 2023.

## 7 APÊNDICE

### INFORMAÇÕES SOBRE O PROJETO SOCIOAMBIENTAL DESENVOLVIDO NAS COMUNIDADES DA PESQUISA

Nos Capítulos “5.2 Performance de técnicas de tratamento domiciliar de água tradicionalmente usadas na Amazônia rural” e “5.3 Uso e eficiência de filtros de vela de cerâmica para tratamento domiciliar de água de chuva em comunidades rurais na Amazônia central” desta Tese os itens 5.2.2 e 5.3.2 informam que a pesquisa foi desenvolvida em comunidades participantes de um projeto socioambiental que estava sendo implementado na região do estudo.

Neste Apêndice, são apresentadas informações gerais do projeto, que foi coordenado também pela autora da Tese. O objetivo desta seção é contribuir com a contextualização da pesquisa e seus desafios de realização na prática.

**Título do projeto:** Arranjo de tecnologias sociais para abastecimento de água de comunidades ribeirinhas da Amazônia

**Instituição executora:** Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Programa Qualidade de Vida

O Instituto Mamirauá é um Instituto de Pesquisa, formalizado como associação privada sem fins lucrativos, qualificada como Organização Social por Decreto Federal em 04 de junho de 1999. Sua missão é promover o desenvolvimento sustentável da Amazônia embasado no conhecimento científico aplicado ao uso sustentável dos recursos naturais e qualidade de vida dos moradores da região.

O Programa Qualidade de Vida é responsável por trabalhos junto às comunidades com foco em saneamento, energia solar, estruturas para atividades produtivas e educação em saúde comunitária.

**Financiador do projeto:** Fundação Banco do Brasil, chamada “Desafio Transforma! de Tecnologias Sociais” de 2020 (Convênio 20.415)

**Co-financiador:** Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação do Governo Federal (MCTI)

**Duração:** 30 meses, junho de 2021 até dezembro de 2023

**Objetivo do projeto:** Melhorar o acesso à água em comunidades ribeirinhas na região do Médio Solimões (Amazônia Central) utilizando tecnologias sociais de abastecimento e tratamento de água

**Metas:**

Instalar 4 "Sistemas De Bombeamento e Abastecimento de Água com Energia Solar" em 4 comunidades ribeirinhas no período de execução do projeto

Instalar 120 "Filtros Ecológicos Alternativos" e "Sodis – Desinfecção Solar da Água" em cinco comunidades ribeirinhas em 18 meses;

Atendimento a 110 famílias e 5 escolas com acesso à água de qualidade;

Gestores públicos de 4 municípios da região do Médio Solimões, Amazonas, sensibilizados e participando de um acordo para a gestão das tecnologias sociais de acesso à água;

**Público:** Moradores de comunidades ribeirinhas, estudantes, agentes comunitários de saúde, professores e gestores municipais.

**Coordenadora:** Maria Cecilia Gomes

**Equipe técnica:**

Ademir Vilena Reis, técnico de tecnologias sociais

João Paulo Borges Pedro, pesquisador

Leonardo Capeleto de Andrade, pesquisador

Maria das Dores Marinho Gomes, técnica de educação em saúde comunitária

Maria Mercês Bezerra, técnica de educação em saúde comunitária

Rafaela Dias Lopes, analista de pesquisa e desenvolvimento

Além da equipe técnica, aproximadamente trinta pessoas fizeram parte da equipe administrativa em diferentes atividades, oferecendo suporte para compras, gestão de patrimônio, logística, prestação de contas etc.

**Ações desenvolvidas:**

Realização de oficinas participativas em seis comunidades sobre qualidade da água, tratamento e montagem de filtro de vela e desinfecção solar tipo SODIS.

Realização de oficinas educativas em quatro escolas municipais rurais sobre cuidados com a água e filtro de vela, com a participação de professores e estudantes.

Instalação de sistemas de bombeamento e abastecimento de água com energia solar em quatro comunidades ribeirinhas, atingindo mais de 350 pessoas de diversas idades.

Reuniões com gestores municipais (prefeitos, vice-prefeitos, secretários municipais e vereadores) de três municípios para discussão sobre a gestão participativa dos sistemas de abastecimento de água.

Realização de três Seminários sobre Gestão da Água, com representantes comunitários, técnicos, gestores municipais, instituições convidadas e pesquisadores, resultando na elaboração de um acordo piloto para gestão compartilhada dos sistemas de abastecimento de água.

### ***Contribuição da pesquisa de doutorado para o projeto:***

A pesquisa de doutorado avaliou a eficiência dos tratamentos domiciliares realizados tradicionalmente pelas famílias, o que contribuiu durante o projeto para adequar e atualizar o conteúdo apresentado nas oficinas educativas nas comunidades. Resultados revelados na pesquisa, como o uso incorreto do hipoclorito de sódio, a não efetividade da coagem, a contaminação da água tratada nos recipientes de armazenamento e a não desinfecção da água nos filtros de vela, foram elementos-chave para a melhoria do conteúdo técnico das oficinas, mas também nas próximas ações de educação para a saúde nos temas água, saneamento e higiene do Instituto Mamirauá.

Ao mesmo tempo, os resultados da pesquisa contribuíram com a avaliação da efetividade do projeto e acompanhamento de indicadores de melhoria de acesso à água, incluindo indicadores de qualidade turbidez e concentração de *E. coli*.

### ***Contribuição do projeto para a pesquisa de doutorado:***

O projeto possibilitou as condições básicas para o desenvolvimento da pesquisa, que foram:

- aproximação com as comunidades ribeirinhas, que demonstraram interesse e receptividade;
- equipe de apoio;
- recurso disponível para viagens, aquisição de materiais para coleta e análises e implementação dos filtros de vela.

## 8 ANEXO

### Formulários de Coleta de Dados do SIMDE

Questões dos Formulários de Coleta de Dados de Sistema de Monitoramento Demográfico e Socioeconômico - SIMDE (SIMDE, 2018), que foi fonte dos dados secundários utilizados no Capítulo 5.1 “Condições de uso e níveis de acesso domiciliar à água em comunidades rurais na Amazônia”.

#### Formulário “localidade”

Nível de coleta: Localidade

Tipo de informação: Equipamentos comunitários

Entrevistado: Presidente ou vice-presidente da localidade

Questões:

Possui poço? Sim ou Não

Caso sim: Qual o tipo? Manual ou Bomba

#### Formulário “demográfico”

Nível de coleta: unidade doméstica

Tipo de informação: Tratamento e Armazenamento da água.

Entrevistado: Chefe de família ou esposa(o)

Questões:

a) Bloco sobre Tratamento da água:

A água é tratada para o consumo (beber e cozinhar)? Sim ou não

Característica do tratamento? [campo aberto para resposta]

Possui Pote? Sim ou não

Onde armazena a água? [campo aberto para resposta]

b) Bloco sobre Captação e armazenamento de Água:

Possui sistema de coleta de água pluvial (de chuva)? Sim ou não

Utiliza água de poço artesiano: Sim ou não

Caso sim: Doado por instituição ou comprado?

Utiliza água de poço artesiano? Sim ou não

Possui reservatório de água (caixa d'água, tanque)? Sim ou não

Caso sim: Quantidade

Volume total (litros)