UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Graciele Zavarize Belisário

RELAÇÕES ENTRE A QUALIDADE DA ÁGUA DE REUSO PRODUZIDA A PARTIR DE ÁGUAS CINZAS E A SUA PERCEPÇÃO POR PARTE DOS USUÁRIOS

VITÓRIA
2018

Graciele Zavarize Belisário

RELAÇÕES ENTRE A QUALIDADE DA ÁGUA DE REUSO PRODUZIDA A PARTIR DE ÁGUAS CINZAS E A SUA PERCEPÇÃO POR PARTE DOS USUÁRIOS.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves

Co-orientador: Servio Tulio Cassini

VITÓRIA
2018

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)

(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

Graciele Zavarize Belisário

RELAÇÕES ENTRE A QUALIDADE DA ÁGUA DE REUSO PRODUZIDA A PARTIR DE ÁGUAS CINZAS E A SUA PERCEPÇÃO POR PARTE DOS USUÁRIOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisição parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental na área de concentração Saneamento Ambiental.

Aprovada em de de 2018.

COMISSÃO EXAMINADORA:

_____

Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves
Orientador – UFES

_____

Prof. Dr. Sérvio Túlio Alves Cassini
Co - orientador – UFES

_____

Profª Edumar Ramos Cabral Coelho
Examinadora Interno – UFES

_____

Profª Luiza Carla Girard Mendes Teixeira
Examinadora Externo – UFPA

Pelos encontros, pelas trocas.

Pelos olhares, pelos sorrisos.

Pela superAÇÃO.

AGRADECIMENTOS

À meu Pai do Céu pela graça e pelas bênçãos diárias e à minha Mãezinha pela interseção.

Aos meus pais José e Leudes por acreditarem nas minhas escolhas desde aquele 1º dia na escola. Às minhas irmãs por vibrarem comigo, chorarem comigo e se irritarem comigo. Ao Victor, meu noivo, por fazer esse caminho todinho comigo, dividindo cada análise, compartilhando cada detalhe, resolvendo todos os percalços (e lavando todas as vidrarias) e sobretudo acreditando mais em mim do que eu mesma.

Ao professor Ricardo Franci pela orientação, pela paciência e pelos ensinamentos a cada reunião, durante todo o convívio. Ao professor Sérvio Túlio por tantos empurrões, por cada alerta, pelos conselhos e sobretudo por dividir suas experiências.

Aos meus amigos companheiros: Laila (nossa anfitriã que fez a roda girar), Kezya (que dividiu cada minuto de despespero), Luiza (que veio por 3 meses e graças a Deus nunca mais saiu), Danielsan (abdicando de suas férias e compartilhando de sua fome) e Deysilara (dividindo o tempo com Varre e Sai)... sem vocês tudo seria muito mais difícil;

Aos colegas de laboratório e pesquisa: Marina, Natan (aílson), Ana Bia, Larissa, Barcellos, Cris, Paulo, Oss, Lucas, Yohanna, Aline, Cristiano e todos que passaram pelo LABSAN e pela ETE e puderam compartilhar comigo o tempo, o apoio e os ensinamentos (os doces, os almoços...)

À Professora Nátaly Jiménez Monroy pela prazerosa troca, pelas contribuições e apoio à toda estatística envolvida neste estudo.

Ao Felipe Praxis, amigo de longa data que mesmo tão longe, pode contribuir com os resultados estatísticos deste trabalho.

À Banca Examinadora: Profª Edumar Coelho, Profª Luiza Carla Girard Mendes Teixeira, pela disponibilidade em me avaliar;

À CAPES, pelo apoio financeiro;

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS 6

SUMÁRIO 7

LISTA DE SIGLAS E/OU SÍMBOLOS 10

RESUMO 11

ABSTRACT 12

1. INTRODUÇÃO 13

1.1. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO 15

2. OBJETIVOS 16

2.1. OBJETIVO GERAL 16

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 16

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 17

3.1. NORMAS DE REUSO DE ÁGUA 17

3.1.1. No mundo 17

3.1.2. No Brasil 22

3.2. A ÁGUA CINZA 23

3.2.1. As características da água cinza 25

3.2.2. Parâmetros de controle 30

3.2.3. A relação turbidez e E. coli 32

3.3. ACEITAÇÃO DA ÁGUA DE REUSO 33

3.3.1. Testes organolépticos 34

3.4. DESINFECÇÃO DA ÁGUA CINZA COM CLORO 36

3.5. O RECRESCIMENTO 37

4. METODOLOGIA 39

4.1. CORRELAÇÃO ESTATÍSTICA ENTRE TURBIDEZ E PRESENÇA DE E. COLI EM ÁGUAS RESIDUAIS 41

4.1.1. Critérios de seleção e coleta de dados 41

4.1.2. Métodos estatísticos 42

4.2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA E AMOSTRA ESTUDADA 45

4.2.1. Aspectos do edifício estudado 45

4.2.2. Aspectos específicos da ETAC 45

4.2.3. Caracterização da água cinza 48

4.3. POTENCIAL DE RECRESCIMENTO DE E. COLI EM AC 49

4.3.1. Etapa 1 – Testes na ACB 50

4.3.2. Etapa 2 – Testes na ACT 50

4.4. TESTES ORGANOLÉPTICOS 52

4.4.1. Análise sensorial - seleção do Juri sensorial 52

4.4.2. Análise das características sensoriais 54

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 58

5.1. ESTUDO DA CORRELAÇÃO ENTRE A TURBIDEZ E A E. COLI EM ÁGUAS RESIDUAIS 58

5.1.1. Análise Sistemática 58

5.1.2. Análises Estatísticas 60

5.2. CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS 70

5.3. POTENCIAL DE RECRESCIMENTO DE E. COLI EM AC 75

5.3.1. Etapa 1 - Estudo do recrescimento em ACB 75

5.3.2. Etapa 2 – Estudo do recrescimento na ACT 81

5.4. TESTES ORGANOLÉPTICOS 88

5.4.1. Teste afetivo 88

5.4.2. Teste triangular 91

6. CONCLUSÕES 95

7. RECOMENDAÇÕES 97

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 98

9. APÊNDICE 105

APÊNDICE A – RECRESCIMENTO EM ACB 105

APÊNDICE B – RECRESCIMENTO EM ACT 106

LISTA DE SIGLAS E/OU SÍMBOLOS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

AC – Água cinza

ACB – Água Cinza Bruta

ACT – Água Cinza Tratada

CLOR – Cloração

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DEC - Decantador

DQO – Demanda Química de Oxigênio

E. *coli* - Escherichia coli

EB – Esgoto Bruto

ET – Esgoto Tratado

ETAC – Estação de Tratamento de Água Cinza

FBAS – Filtro Biológico Aerado Submerso

FT – Filtro Terciário

ND – Não Detectado

NMP – Número Mais Provável

NTU – Unidades de Turbidez

OD – Oxigênio Dissolvido

OMS – Organização Mundial da Saúde

RAC – Reator Anaeróbio Compartimentado

SS – Sólidos Sedimentáveis

SST – Sólidos Suspensos Totais

TQE – Tanque de equalização

VBNC – Viável mas não cultivável

RESUMO

Preocupações acerca da presença de microrganismos patogênicos em águas de reuso são um dos fatores impeditivos para a maior aceitabilidade desta prática em centros urbanos. Por isso, muitos parâmetros de qualidade da água são monitorados afim de garantir a qualidade necessária para o reuso e a turbidez é um dos mais usados. Assim, este estudo buscou analisar as relações entre a qualidade da água de reuso produzida a partir de águas cinzas e a sua percepção por parte dos usuários. Através de uma análise de correlação estatística com dados de diversos estudos, esta pesquisa mostrou que entre amostras de água cinza e esgoto, há uma moderada correlação entre os valores de turbidez com a presença de Escherichia coli. (E. coli). Entretanto, em termos estatísticos, não há nenhuma correlação forte e significativa entre a turbidez e a E. coli em águas residuais, concluindo-se que nem sempre altos valores de turbidez necessariamente devem representar um maior valor de microrganismos indicadores. Em termos de caracterização das amostras desta pequisa, a qualidade da água cinza foi muito similar àquelas reportadas pela literatura. Aqui, obteve-se uma relação DQO/DBO_5 na água cinza bruta (ACB) de 1;1, o que indica uma elevada biodegradabilidade desse efluente. A qualidade da água cinza tratada (ACT) está em conformidade com os parâmetros apresentados na norma “Fontes Alternativas de Água Não Potável em Edificações” , texto provisório apresentado para consulta pública pela ABNT. Ademais, este estudo mostrou que há possibilidades de recrescimento de E. coli em ACB e ACT sob diferentes concentrações de cloro residuais. Houve recrescimento de até 2 logs de E. coli no tempo em que o residual de cloro estava acima de 2 mg Cl_2/L. Este resultado pode ser explicado em função da fortificação das amostras com nitrogênio e fósforo e inoculação de microrganismos, grandes agentes consumidores de cloro. Por fim, testes organolépticos de percepção da qualidade da água cinza com diferentes níveis de turbidez mostraram que as amostras com menor turbidez apresentavam maior aceitação, naturalmente. Entretanto, entre as amostras com níveis maiores (8 NTU e 10 NTU), não houve diferença. Além disso, para fins de reuso não potável, considerando-se amostras de água cinza de 3 NTU como base comparativa, os julgadores só foram capazes de perceber a diferença quando a comparação foi feita com uma amostra de 10 NTU.

Palavras-chave: reuso, recrescimento, percepção, água cinza.

ABSTRACT

Concerns about the presence of pathogenic microorganisms in reuse waters are one of the impediments to the greater acceptability of this practice in urban centers. Therefore, many parameters of water quality are monitored to ensure the quality required for reuse, and turbidity is one of the most used. Thus, this study sought to analyze the relationships between the quality of the reuse water produced from gray water and its perception by the users. Through a statistical correlation analysis with data from several studies, this research showed that between gray water and sewage samples, there is a moderate correlation between the turbidity values with the presence of Escherichia coli. (E. coli). Therefore, in statistical terms, there is no strong and significant correlation between turbidity and E. coli in wastewater, concluding that not always high turbidity values must necessarily represent a higher value of indicator microorganisms. In terms of characterization of the samples, the gray water quality was very similar to those reported in the literature. Here, a COD / BOD ratio in the raw gray water (ACB) of 1;1, was obtained, which indicates a high biodegradability of this effluent. The treated gray water quality (ACT) is in compliance with the parameters presented in the standard "Alternative sources of non-potable water in buildings" released for public consultation by ABNT. In addition, this study showed that there are possibilities of E. coli regrowth in ACB and ACT under different concentrations of residual chlorine. There was up to 2 logs regrowth of E. coli at the time that the residual chlorine was above 2 mg Cl_2/L. This result can be explained by the fortification of samples with nitrogen and phosphorus and inoculation of microorganisms, large chlorine consuming agents. Finally, organoleptic tests for the perception of the quality of gray water with different levels of turbidity showed that the samples with lower turbidity were more naturally accepted. However, among the samples with higher levels (8 NTU and 10 NTU), there was no difference. However, for non-potable purposes, considering 3 NTU gray water samples as a comparative basis, the judges were only able to perceive the difference when the comparison was made with a sample of 10 NTU.

Keywords: reuse, regrowth, perception, greywater.

1. INTRODUÇÃO

As perspectivas futuras em relação à demanda e disponibilidade de água potável têm apresentado cenários pouco favoráveis. O aumento da urbanização e aumento do estresse sobre os recursos hídricos causam insuficiência hídrica em todo o mundo (BARISCI, TURKAY e DIMOGLO, 2016).

No Brasil essa realidade está ainda mais aparente nos últimos anos, já que devido à seca ou estiagem, cerca de 50% (2.783) dos municípios brasileiros decretaram situação de emergência ou calamidade pública no período de 2003 a 2016, segundo relatório da ANA (BRASIL, 2017).

Recursos hídricos distribuídos desiguais, secas severas, esgotamento das águas subterrâneas, deterioração da qualidade da água e mudanças climáticas tornam a atual situação de abastecimento de água ainda pior (CHEN, NGO e GUO, 2013). Assim, os esforços de gestão avançada de recursos hídricos fazem parte de um plano global de estratégias que visa satisfazer as necessidades humanas e ambientais e diminuir a lacuna existente entre os recursos hídricos disponíveis e a demanda de água (BARISCI, TURKAY e DIMOGLO, 2016). Uma dessas estratégias já bastante difundida é o reuso de água (ZHU et al., 2017).

Dentre as várias fontes alternativas de águas residuais que podem ser reutilizadas, a água cinza é geralmente considerada mais "aceitável", devido a um equívoco comum de que ela tem níveis mais baixos de contaminação (BIRKS e HILLS, 2007). As organizações públicas e privadas têm reconhecido a importância da água cinza como uma fonte alternativa de água para atividades que não requerem o uso de água potável (COUTO et al., 2015). Por isso, entende-se que estabelecer normas e regulações da qualidade da água cinza é extremamente importante para minimizar os riscos do seu uso (COUTO et al., 2015) e facilitar a disseminação da prática.

Os países desenvolvidos em sua maioria possuem regulamentações bem delimitadas para reuso de água, o que encoraja indústrias, órgãos públicos e edificações residenciais no uso de fontes alternativas de maneira mais segura. Duas estruturas notáveis pela EPA dos EUA (EPA, 2004) e pela OMS (WHO, 2006) abordam qualidades de água aceitáveis para diferentes aplicações, propondo diretrizes para a reutilização segura da água no domínio público (WILCOX et al., 2016).

No Brasil a prática de reuso e aproveitamento de água é atualmente pautada nessas diretrizes e normas, visto que o país ainda não possui regulamentação própria. Mais recentemente, perante essa lacuna jurídica e aos benefícios já bem difundidos do reuso de água, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) divulgou os textos bases de duas normativas a serem publicadas, atualmente em vias de consulta pública, com o objetivo de instituir normas de conservação de água em edificações, compreendendo o uso eficiente de água em edifícios e o uso de fontes alternativas (potável e não potável) à água fornecida pelas concessionárias de abastecimento. Tais documentos estão estruturados no que concerne à terminologias, requisitos, procedimentos, diretrizes, projetos, gestão, execução, manutenção e operação de sistemas de aproveitamento e reuso de água em edificações no Brasil.

Vale destacar que os critérios de reuso de água estabelecidos em regulações internacionais são resultado de estudos de aplicação locais, que avaliam as realidades e especificidades de cada país. Portanto, a definição coerente de critérios aplicados a cada realidade é necessária para evitar estabelecer limites muito altos e a exigência desnecessária de tecnologias de tratamento muito sofisticadas, que tornam a reutilização muito mais difícil e até mesmo inviável (COUTO et al, 2015).

Por outro lado, uma das preocupações com a reutilização da água cinza é o potencial risco à saúde causado pelo contato direto com patógenos advindos dessas fontes de água. Mais recentemente, muitos estudos chamam a atenção para a possibilidade de recrescimento desses patógenos mesmo após a desinfecção (EKEREN et al., 2016; FRIEDLER et al., 2011, BECK et al., 2013; LI et al., 2013, OH et al., 2018).

Neste contexto, ainda que legislações e normas da EPA e OMS tenham embasado o reuso de água no Brasil até hoje, alguns parâmetros mais restritivos devem ser revistos de forma que, além de garantir a segurança ao usuário, possam incentivar o aproveitamento de fontes alternativas de água com viabilidade econômica e técnica, respeitando as características culturais e sociais do contexto onde estão inseridas.

Assim, este estudo visa compreender os aspectos relacionados à possibilidade de recrescimento de microrganismos indicadores de qualidade de água – sobretudo a

E. *coli* – em águas cinzas, bem como as relações desse potencial patógeno com a turbidez das amostras e a percepção pública.

1.1. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Essa dissertação foi estruturada sob a forma de itens, conforme descrito a seguir. O item 1 apresenta uma introdução ao tema da pesquisa e o item 2 os objetivos (geral e específicos). No item 3 é apresentada uma revisão bibliográfica dos aspectos relacionados à água cinza, normas de reuso de água, bem como uma explanação sobre a aceitação de água de reuso pela população e as possibiidades de recrescimento de um sistema de tratamento de água cinza. O item 4 apresenta as metodologias aplicadas para cada objetivo. No item 5 são apresentados os resultados, dispostos em:

- 5.1 – Caracterização das amostras de águas cinzas;
- 5.2 – Potencial de recrescimento de E. *Coli* em água cinza;
- 5.3 – Correlação entre turbidez e presença de E. *Coli* em águas residuais;
- 5.4 – Testes organolépticos de percepção de turbidez em água cinza;

No item 6 estão as conclusões do estudo, seguido pelas recomendações no item 7 e lista de referências no item 8. Por fim, o item 9 apresenta o Apêndice.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Analisar as relações entre a qualidade da água de reuso produzida a partir de águas cinzas e a sua percepção por parte dos usuários, tendo como foco principal a turbidez e a presença de microrganismos indicadores de contaminação fecal em águas cinzas de uma edificação residencial.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

a- Avaliar a correlação estatística entre parâmetros de controle de qualidade de águas residuais com bases em estudos de revisão bibliográfica;

b- Avaliar a densidade populacional de microrganismos indicadores de qualidade de água diante de diferentes dosagens de cloro quanto ao fenômeno de recrescimento;

c- Avaliar a percepção de usuários diantes de diferentes níveis de turbidez.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. NORMAS DE REUSO DE ÁGUA

Com a prática crescente do reuso de água no mundo e a percepção dos órgãos públicos de seus benefícios, diversos países têm desenvolvido arcabouços legais que normatizam esta prática, visando, sobretudo, incentivar o reuso de água de forma segura aos usuários. Entende-se que estabelecer normas e regulações da qualidade da água cinza é extremamente importante para minimizar os riscos do seu uso (COUTO ET AL., 2015).

Os critérios de qualidade da água podem afetar o desenvolvimento social, a aceitação pública e a viabilidade econômica de projetos de reutilização de água, além de serem parte indispensável na garantia de proteção da saúde pública e do meio ambiente (PARANYCHIANAKIS et al., 2014).

3.1.1. No mundo

Os países desenvolvidos em sua maioria possuem regulamentações bem delimitadas para reuso de água, o que encoraja indústrias, órgãos públicos e edificações residenciais no uso de fontes alternativas de maneira mais segura.

Algumas organizações nacionais e internacionais preferem o uso de diretrizes ao invés de regulamentações, visto que elas fornecem certa flexibilidade nos requisitos regulamentares, dependendo das condições específicas do local e programa que possa resultar em requisitos para usos semelhantes.

Geralmente, as diretrizes são estruturadas de modo a fornecer informações sobre diversos aspectos como métodos de reutilização, métodos de tratamento, constituintes microbiológicos, constituintes químicos, propriedades físicas, monitoramento, estratégias de comunicação, dentre outros (MED WWR WG, 2007).

Países como Austrália, Estados Unidos (EUA), Reino Unido, Israel e Canadá desenvolveram diretrizes individuais sobre a qualidade da água cinza recuperada. Duas estruturas notáveis pela EPA dos EUA (EPA, 2004) e pela OMS (WHO, 2006) abordam qualidades de água aceitáveis para diferentes

aplicações, propondo diretrizes para a reutilização segura da água no domínio público (WILCOX et al., 2016).

Uma das normatizações que mais contribuem para o reuso de água em todo o mundo, sobretudo em países que não possuem instrumentos jurídicos para essa prática é o “Guia para Reuso Seguro de Águas Residuais, excreta e Águas Cinzas” da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006), que dispõem sobre aspectos políticos, regulações, avaliação de risco no reuso de água, entre outros aspectos.

Nos Estados Unidos, a mais recente normativa divulgada para reuso de água é o “Guia para Reuso de Água” da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2012), que estabelece os limites máximos permitidos para cada atividade na qual o reuso de água seja aplicado, considerando os tipos de tratamentos a serem adotados. As diretrizes da EPA são usadas em estados norte-americanos sem seus próprios critérios regulatórios (excluindo Califórnia e Flórida, que têm seus próprios padrões de reutilização de água) como referência (WILCOX et al., 2016). Eles também foram usados no Reino Unido (Verrecht et al.,2012 apud WILCOX et al.,2016), onde não existe um padrão regulatório para a reutilização de água.

A longa experiência em reuso de águas na Austrália resultou na mesma conclusão que os EUA sobre a necessidade de produzir uma diretriz nacional para reuso, que no caso da Austrália, forneceu um quadro para a gestão da qualidade da água em todo o país com base no desenvolvimento sustentável. O documento, intitulado “Guia para usos não potáveis de água reciclada na Austrália Ocidental”, divulgado pelo Departamento de Saúde da Austrália Ocidental (DHW, 2011) sugere critérios de qualidade para a água de reuso através da segmentação para cada uso pretendido.

Ainda assim, a maioria dos estados e territórios australianos possuem orientações e normativas próprias para aproveitamento de águas residuais, que refletem os requisitos de suas áreas de jurisdição.

Em 2010, de forma mais conservadora, a agência pública de saúde do Canadá (Health Canada) divulgou uma orientação para o reuso de águas cinza em

descarga sanitária, que se baseia em valores que garantam a qualidade da água e a segurança da saúde da população (CANADIAN GUIDELINE, 2010).

Na China, os padrões de qualidade de água de reuso são baseados nas normas da agência americana (USEPA, 2012), porém neste país alguns parâmetros sofreram modificação de limites máximos aceitáveis, como a DBO_5 que é mais restritivo enquanto que para coliformes termotolerantes é menos restritivo.

O Quadro 3.1 apresenta as principais normativas que regulam o reuso de água no mundo e seus limites máximos para os cada uso.

Quadro 3.1: Critérios de qualidade de água para reuso urbano/doméstico no mundo. (Continua)

País/cidade	**pH**	**Turbidez (NTU)**	**SST (mg/L)**	**DBO_5 (mg/L)**	**Cloro residual (mg/L)**	**Coliforme total (NMP/100 mL)**	**E. coli (NMP/100 mL)**	**APLICAÇÃO DO REUSO**	**REFERÊNCIA**
Flórida	-	-	5	20	-	-	-	Descarga de vaso sanitário	USEPA (2004)
Texas	-	3	-	5	-	-	-	Descarga de vaso sanitário	USEPA (2004)
EUA	6,0 - 9,0	≤ 2	-	≤ 10	> 1	-	-	Irrigação de jardim descarga de vaso sanitário reservatório de água para incêncio paisagismo limpeza urbana construção	USEPA (2012)
Austrália	-	≤ 2	< 30	< 20	1	-	-	Irrigação de jardim lavagem de calçada lavagem de carro descarga de vaso sanitário	NWQMS (2000)
Canadá	-	≤ 2	≤ 10 (med) ≤ 20 (máx)	≤ 10 (med) ≤ 20 (máx)	> 0,5	-	ND ≤ 200 (máx)	Descarga de vaso sanitário	Health Canada (2010)
Alemanha	-	-	-	<5	-	< 100.000	-	Descarga de vaso sanitário	NOLDE (1999)
Portugal	5,8 - 8,6	2	-	10	0,1	ND	-	Limpeza de calçada lavagem de carro	ANQIP (2011)
Japão	5,8 - 8,6	2	-	-	≥ 0,4	ND < 1.000	-	Irrigação de jardim descarga de vaso sanitário	OGOSHI (2001)
China	-	≤ 5	-	≤ 10	≥ 1	-	-	-	ERNST (2006)
Espanha	-	2 10 -	10 20 35	-	-	-	-	Residencial Irrestrito Restrito	Real Decreto 1620/2007
México	-	1 5	20 30	20 30	-	-	-	Contato direto Contato indireto	Normas Oficiais do México NOM-003-SEMARNAT (1997)
Grécia	-	2 1 -	10 20 -	-	-	-	-	Residencial Irrestrito Restrito	Brissaud (2006)

Fonte: Autora.

Gonçalves et al. (2018) enfatizam que:

> *"Na Alemanha, os sistemas prediais com reuso de água cinza devem ser objeto de licenciamento para que sejam prevenidas conexões cruzadas e as tubulações rotuladas e coloridas de acordo com os regulamentos. Os requisitos de qualidade da água de reuso, utilizada principalmente para descarga sanitária, são os mesmos das diretrizes da União Europeia (EU) para águas de recreação. Estas diretrizes da UE (76/160 / EWG) estabelecem: coliformes totais <10.000 NMP/100 ml; E. coli <1.000 NMP/100ml; e Pseudomonas aeruginosa <100/100 ml. Trata-se de uma medida coerente, tendo em vista que uma água que pode ser utlizada para banho de imersão também pode ser utilizada para descarga sanitaria, por exemplo. Porém, cumpre observar que tais padrões são muito menos rigorosos do que os praticados no EUA e no Brasil* (Quadro 3.2).Quadro 3.2: Padrões de qualidade de águas de reuso predial em diferentes países.

Quadro 3.2: Padrões de qualidade de águas de reuso predial em diferentes países.

País	**Referência**	**Parâmetros**	
		Físico-Químicos	**Biológicos**
Brasil	NBR 13.969/1997 - Classe 1	Turbidez ≤ 5 UT 6,0 ≤ pH ≤ 8,0 0,5 ≤ Cl res. ≤ 1,5 mg/L	Coli. Term. ≤ 200 NMP/100mL
Brasil	NBR 13.969/1997 - Classe 2	Turbidez ≤ 5 UT Cl res. ≤ 0,5 mg/L	Coli. Term. ≤ 500 NMP/100mL
Brasil	NBR 13.969/1997 - Classe 3	Turbidez ≤ 10 UT	Coli. Term. ≤ 500 NMP/100mL
Brasil	ABNT - Texto provisório	Turbidez ≤ 5 UT	Coli. Term. ≤ 200 NMP/100mL
	Descarga sanitária; lavagem áreas internas e externas; lavagem de veículos; irrigação para fins paisagísticos; reserva de incêndio; uso ornamental; sistemas de resfriamento de água; arrefecimento de telhados.	6,0 ≤ pH ≤ 9,0 0,5 ≤ Cl res. ≤ 1,5 mg/L	
Brasil	Diretiva do Ministério das Cidades - texto provisório	Turbidez ≤ 5 UT	Coli. termot. ≤ 10^3 NMP/100mL
	Reuso urbano irrestrito	6,0 ≤ pH ≤ 9,0 Cl res. = 1,0 mg/L DBO_5 ≤ 15mg/L	Helmintos < 1 ovo/L
Alemanha		DBO_7 ≤ 5mg/L	Coli. totais. ≤ 10^4 NMP/100mL Coli. termot. ≤ 10^3 NMP/100mL Pseudomonas aeruginosa ≤ 10^2 UFC/100mL
EUA	USEPA (2004)	DBO_5 ≤ 10mg/L Turbidez ≤ 2 UT 6,0 ≤ pH ≤ 9,0	Coli Term. = ND Patógenos viáveis = ND

Fonte: Gonçalves et al. 2018.

3.1.2. No Brasil

No Brasil a prática de reuso e aproveitamento de água é pautada em diretrizes e normas internacionais, visto que o país ainda não possui regulamentação própria.

Atualmente existem duas normas que tratam de reuso de água no Brasil: a Resolução Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) nº 54/2005 e a Norma NBR 13969/1999. O CNRH na resolução Nº 54, de 28 de novembro de 2005, descreve quatro modalidades para prática de reuso direto não potável: para fins agrícolas, ambientais, indústrias e aquicultura. Essa resolução é uma norma geral, enquanto a NBR 13969/1997, que não é específica para reuso, tem um item dedicado ao tema, inclusive com a definição de classes de água de reuso e indicação de padrões de qualidade, que descreve as unidades de pós-tratamento e sugere alternativas de disposição final de efluentes líquidos de tanques sépticos, como: lavagem de carros e outros usos (classificados como classe 1), lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes (classe 2), reuso nas descargas dos vasos sanitários (classe 3), reuso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual (classe 4).

De forma mais específica, alguns estados se destacam com normas mais refinadas, que impõem, por exemplo, a necessidade de programas de reuso em muitos casos (SÃO PAULO, 2017), porém que não apresentam nenhuma orientação técnica para a sua aplicação.

Com o crescimento de interesse pelo tema, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) criou a norma NBR 15527/07: “Aproveitamento de água de chuva para áreas urbanas e fins não potáveis”, que estabelece os limites máximos permitidos para aproveitamento de água de chuva e outras providências.

Perante essa lacuna jurídica e com o objetivo de elaborar normas de conservação de água em edificações, compreendendo o uso eficiente de água em edifícios e o uso de fontes alternativas (potável e não potável) à água fornecida pelas concessionárias de abastecimento, a ABNT divulgou os textos

bases de duas normas a serem publicadas, atualmente em vias de consulta pública: Norma de Conservação de Água em Edificações e Norma de Uso de Fontes Alternativas de Água Não Potável em Edificações (ABNT/CB-02).

Tais documentos estão estruturados no que concerne à terminologias, requisitos, procedimentos, diretrizes, projetos, gestão, execução, manutenção e operação de sistemas de aproveitamento e reuso de água em edificações no Brasil. Apesar de estarem em fase de consulta pública, já é possível afirmar que estas normas representam um importante avanço para a prática de reuso e aproveitamento de fontes alternativas de água no Brasil que em breve norteará essas atividades. O Quadro 3.3 apresenta as novas diretrizes de qualidade da agua de reuso para os usos propostos nesta norma.

Quadro 3.3: Parâmetros de qualidade de água de reuso apresentados na norma de intitulada "Uso de Fontes Alternativas de Água Não Potável em Edificações" e liberada para consulta pública pela ABNT em maio/2018 (texto provisório).

PARÂMETROS	**LIMITES MÁXIMOS PERMITIDOS***
pH	6,0 a 9,0
E. coli	< 200NMP/100ml
Turbidez	≤ 5 NTU
$DBO_{5,20}$	≤ 20 mg O_2/L
CRL (cloro residual livre)	Mínimo de 0,5 mgCl_2/L e máximo de 2,0 mgCl_2/L
SDT ou condutividade elétrica	≤ 2.000 mg/L ou 3.200 µS/cm
Carbono Orgânico Total	< 4mg/L

*Limites máximos permitidos para reuso em irrigação de jardins, lavagem de pisos e carros, descarga sanitária, uso ornamental, sistemas de resfriamento e arrefecimento de telhados.

3.2. A ÁGUA CINZA

As chamadas 'águas cinzas' são aquelas provenientes de chuveiros, lavatórios, banheiras, máquina de lavar, pias de cozinha e tanques (AL-GHEETHI ET AL., 2016, NOUTSOPOULOS et al., 2018, BOYJOO, PAREEK e ANG, 2013) porém alguns autores não incluem o efluente oriundo de cozinhas por considerá-lo altamente poluído, com maior concentração de matéria orgânica em relação à outros efluentes domésticos (HANSEN e KJELLERUP, 1994; CHRISTOVA-BOAL et al., 1996; ERIKSSON, 2001; AL-JAYYOUSI, 2003; WILDERER, 2004; LAMINE et al., 2007; ORON et al., 2014; YU et al., 2016).

Em um cenário urbano, tanto a água da chuva como a água cinza são recursos hídricos alternativos que podem ser coletados, tratados e distribuídos por meio

de sistemas descentralizados de coleta de água de chuva e reuso de água cinza (LEONG, CHONG e POH 2018). A água cinza, porém, destaca-se por se tratar de uma fonte constante, enquanto o fornecimento de água pluvial é limitado pela baixa precipitação pluviométrica em algumas regiões. Ao contrário dos sistemas de captação de águas pluviais, os sistemas de reuso de água cinza são independentes da pluviosidade e geram um fornecimento contínuo de água cinza para reutilização não potável durante todo o ano (LEONG, CHONG e POH, 2018). Por este motivo, em termos quantitativos, a utilização da água cinza para reuso em residências raramente é interrompida por falta de oferta.

Além disso, Zhu et al. (2017) afirmam que devido ao baixo nível de contaminação da água cinza em relação à fontes alternativas de água como o esgoto sanitário, além de disponibilidade contínua, a reutilização de água cinza tornou-se um foco especial para reuso.

Muitos estudos relatam a disponibilidade de água cinza produzidas em edificações. Segundo Prathapar et al. (2005), entre 30 e 50% de água potável em uma edificação pode ser substituída pela água cinza tratada em irrigação de jardins e descarga sanitária. Em termos de produção média diária de água cinza, Noutsopoulos et al. (2018) demostraM que uma pessoa produz diariamente 98 l de água cinza, o que representa aproximadamente 70-75% da produção total de águas residuais domésticas (135 l por pessoa por dia). No estudo de Boyjoo, Pareek e Ang (2013), entre 41 e 91% da água consumida em ambientes domésticos é transformada em água cinza.

Devido à essa disponibilidade e melhores características microbiológicas se comparadas à outras fontes alternativas, como reuso de esgoto doméstico, as águas cinzas podem ser usadas em substituição à água potável para usos finais não-potáveis, ajudando a reduzir o consumo de água (CHEN et al., 2012). Os principais usos domésticos de água cinza são: lavagem de pátios, irrigação de jardins, descargas sanitárias e limpeza em geral (GONÇALVES, SIMÕES e WANKE, 2010; BOYJOO, PAREEK e ANG, 2013), e além disso, o reuso na agricultura também representa uma importante contribuição desta fonte alternativa de água.

Quando o reuso é feito em descargas sanitárias, um maior cuidado aos riscos à saúde deve ser tomado por causa da possível inalação ou ingestão de pequenas gotículas de água cinza resultando dos aerossóis que podem se formar (FRIEDLER et al., 2011).

O tratamento adequado das águas não potáveis depende do seu destino final (FIORI, FERNANDES e PIZZO, 2006). A eficácia da tecnologia de tratamento a ser aplicada no tratamento de água cinza depende da capacidade desta tecnologia para atender aos requisitos dos limites padrão (AL-GHEETHI et al., 2016).

3.2.1. As características da água cinza

Dados sobre as características físico-químicas e microbiológicas de águas cinzas não tratadas e tratadas são necessários para facilitar as avaliações de risco à saúde e a adoção generalizada de sistemas descentralizados de reciclagem de água cinza (LEONG, CHONG E POH, 2018).

As características da água cinza podem variar em função de inúmeros fatores, como o estilo de vida dos habitantes envolvidos, os produtos utilizados, a natureza das instalações hidro sanitárias (BARISCI, TURKAY e DIMOGLO, 2016), além ainda de fatores econômicos (VAZ, 2014), localização geográfica e infraestrutura (BOYJOO, PAREEK e ANG, 2013). Eriksson et al. (2001) acrescenta que estas características dependem da qualidade do abastecimento de água e do tipo de rede de distribuição tanto para água potável como para águas cinzas (lixiviação de tubos, processos químicos e biológicos no biofilme nas paredes das tubulações).

O efluente da lavanderia representa cerca de 35% da água cinza produzida em uma residência e contribui com a maior parcela de contaminantes como fósforo, nitrogênio amoniacal, matéria orgânica, proveniente dos detergentes (Eriksson et al. 2002). Em casos que não consideram a lavanderia, as principais fontes de contaminação são os shampoos e produtos de higiene pessoal, além de resíduos corporais como cabelo, pelos, óleos corporais e urina.

A concentração de contaminantes na água cinza apresenta uma variação muito alta, dependendo da sua fonte, com valores que variam de 15-240 NTU de

turbidez, 50-700 mg/L de sólidos suspensos totais, 180-650 mg/L DQO e 5-15 mg-N/L de NTK, enquanto os coliformes totais são tipicamente encontrados em uma concentração de 10^2-10^7 NMP/100 ml (FRIEDLER et al., 2011). A relação DBO_5/DQO da água cinza é considerada baixa, variando de 0,25 a 0,64 (GHUNMI et al., 2011).

No estudo de Leong, Chong e Poh (2018), através de uma análise de componentes principais, os autores encontraram 4 fontes de contaminação em águas cinzas: matéria orgânica; detergentes; contaminação fecal e sais de amônia.

O pH da água cinza bruta é influenciado basicamente pelas características físico-químicas da água de abastecimento. Geralmente seu pH é bem próximo da neutralidade, porém alguns produtos sanitários podem contribuir para o aumento dos valores do pH (KNUPP, 2013).

A água cinza geralmente é pobre em nutrientes como nitrogênio e fósforo quando comparada ao esgoto sanitário. Knupp (2013) afirma que essa ausência ou baixa concentração de nutrientes pode ser divido à ausência de urina humana em maiores quantidades como no esgoto sanitário, por exemplo.

Embora a água cinza não possua contribuição do vaso sanitário, há significativa presença de coliformes totais (COHIN et al., 2007). Nos estudos de Katukiza et al. (2015), E.coli, Salmonella spp. e coliformes totais foram detectados, respectivamente, em 67%, 61% e 100% das 81 amostras de água cinza analisadas.

A contaminação microbiológica da água cinza pode ser causada por diversos fatores como lavagem de fraldas contaminadas com fezes e banhos. Os hábitos dos moradores influenciam muito na qualidade microbiológica da água cinza, sobretudo aqueles desenvolvidos durante o banho (Eriksson et al., 2002).

As bactérias são os microrganismos mais comuns na água cinza e representam o maior desafio, pois têm a capacidade de se multiplicar sem a necessidade de um hospedeiro intermediário (AL-GHEETHI et al., 2016).

Dentre os organismos já identificados na água cinza, além de bactérias como *Escherichia coli, Enterococcus, Salmonela,* também destacam-se o *rotavírus,*

adenovírus, Cryptosporidium e Giardia (KNUPP, 2013). Kotut, Nganga e Kariuki (2011) afirmam que Salmonella é encontrada em cerca de 30% das amostras de água cinza brutas analisadas.

As características físico-químicas e microbiológicas encontradas nas águas cinzas de diversos estudos são apresentadas na Tabela 3-1.

Tabela 3-1: Características de Água Cinza Bruta (ACB) e Água Cinza Tratada (ACT) encontradas em diversas fontes de águas prediais. Legenda: C – chuveiro, L – lavatório, M – máquina de lavar, B – banheira, P – Pia de Cozinha , T – Tanque e nd – sem dados informados. (Continua)

Referência	Tipo de água	Fonte de AC	Turbidez (NTU)	E. coli (NMP/100ml)	Coli Tot (NMP/100ml)	SST (mg/L)	DBO_5 (mg/L)	DQO (mg/L)	Condutividade (uS/cm)	pH	NTK (mg/L)	Fósforo total (mg/L)
Gual et al., 2008	ACT	C, L	32	0,00E+00	nd	27,3	nd	54,6	1098	6,8	nd	nd
Pidou et al., 2008	ACT	C	3	0,00E+00	0,00E+00	-	27	247	nd	nd	nd	0,1
Paulo et al., 2009	ACT	C, M, P	13	3,78E+05	1,08E+07	9,6	21,75	77,52	nd	nd	nd	nd
Valentina, 2009	ACT	-	8	<1	3,30E+02	14	22	12	nd	nd	3,6	2,7
Vaz, 2009	ACT	C, L, M	8	3,88E+00	3,29E+02	14	12	22	nd	nd	3,6	2,7
Gonçalves, Simões e Wanke, 2010	ACT	C, L, B, M e T	5	1,00E+00	nd	10	5	nd	nd	nd	nd	nd
Mandal et al., 2011	ACT	C, L, M	8	4,60E+03	1,60E+03	9	40	140	500	7,6	nd	nd
Jabornig e Favero, 2013	ACT	C, L, B, M	1	0,00E+00	nd	1,75	8,4	86,1	453	8,3	nd	0,0
Knupp, 2013	ACT	C, L, M	13	7,20E+02	1,70E+04	6,3	20,3	40,5	288,6	nd	nd	nd
Sarnaglia, 2014	ACT	C, L, M	5	1,10E+02	6,80E+03	7	14	14	142,4	6,8	0,9	0,1
Couto et al., 2015	ACT	C, L, P	5	1,00E+00	nd	17	25	48	nd	7,7	nd	nd
Vaz, 2015	ACT	C, L, M, T	49	2,09E+02	4,88E+03	35	57	164	nd	8,8	2,2	0,5
Vaz, 2015	ACT	C, L, M	35	2,63E+02	nd	16,8	30	57	nd	7,4	nd	nd
Paulo et al., 2009	ACB	C, M, P	254	5,40E+06	5,40E+08	120	435	646	nd	nd	nd	5,6
Valentina, 2009	ACB	C, L, M, T	73	5,21E+00	4,36E+03	78	106	237	nd	7,8	6,5	2,9
Vaz, 2009	ACB	C, L, M	73	4,24E+00	4,36E+03	78	106	237	nd	6,8	7,1	2,5
Gonçalves, Simões e Wanke, 2010	ACB	C, L, B, M e T	73	5,21E+00	4,36E+03	78	106	237	nd	7,8	6,5	2,9
Mandal et al., 2011	ACB	C, L, M	21	3,72E+04	3,74E+04	12	100	284	550	7,3	nd	nd
Chaillou et al., 2011	ACB	C, L	150	4,76E+05	nd	125	nd	399	468	7,6	nd	0,4
Knupp, 2013	ACB	C, L, M	50	8,50E+02	2,20E+04	44,8	44,1	183,4	267,9	9,0	2,7	0,4
Sarnaglia, 2014	ACB	C, L, M	48	5,86E+03	6,32E+04	28,1	35	170	292,3	8,8	1,4	0,5
Freitas, 2015	ACB	C, L, M	46	2,58E+01	4,50E+03	31,7	74,1	163,3	252,6	8,4	nd	nd
Vaz, 2015	ACB	C, L, M	49	2,12E+02	nd	35,2	57	164	nd	8,8	nd	nd
Katukiza et al., 2015	ACB	C, L	nd	3,60E+08	8,50E+09	9,2	13,4	27,9	nd	nd	0,19	nd

Referência	Tipo de água	Fonte de AC	Turbidez (NTU)	E. coli (NMP/100ml)	Coli Tot (NMP/100ml)	SST (mg/L)	DBO_5 (mg/L)	DQO (mg/L)	Condutividade (uS/cm)	pH	NTK (mg/L)	Fósforo total (mg/L)
Busgang et al., 2015	ACB	nd	nd	nd	1,00E+05	50	80	nd	nd	nd	nd	nd
Craig e Richman, 2017	ACB	C, L, B	11	nd	438	nd	38	88	nd	7.9	nd	nd
Chrispim e Nolasco, 2017	ACB	L	49	2,08E+04	7,60E+06	18,5	101	208,1	290	nd	nd	3,3
Chrispim e Nolasco, 2017	ACB	C	100	5,06E+04	4,00E+05	155,8	123,1	272,8	411	nd	nd	5,3
Chrispim e Nolasco, 2017	ACB	C, L, M	40	7,00E+02	1,50E+06	87,3	nd	nd	770	nd	nd	nd
Leong, Chong e Poh, 2018	ACB	C, L, M	90,8	1,90E+05	3,30E+06	95,4	65,8	203	nd	6,6	nd	nd

Fonte: autora.

3.2.2. Parâmetros de controle

3.2.2.1. E. *coli*

Há muitos anos o monitoramento de coliformes termotolerantes e E *coli* tem sido associado à qualidade de água. Em 1986, a U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) recomendou a bactéria E. *coli* como a bactéria indicadora ideal para identificar a contaminação fecal em ambiente de água doce (U.S. Environmental Protection Agency, 1986).

Segundo o CDC (2018) a *Escherichia coli* (abreviado como E. *coli*) são bactérias encontradas no ambiente, alimentos e intestinos de pessoas e animais, é um grupo grande e diversificado de bactérias e embora a maioria das cepas sejam inofensivas, algumas são patogênicas.

Em geral, utilizam-se as bactérias do grupo coliforme, especialmente E. coli, como indicadores de contaminação fecal em amostras de água e em seus processos de tratamento e de desinfeção (BOYJOO, PAREEK e ANG, 2013), entretanto, a ausência desses indicadores não garante que patógenos, dentre eles, bactérias, esporos de fungos, ovos de helmintos, cistos/oocistos de protozoários e vírus não estejam presentes (IGNOTO, 2010).

Os coliformes são os indicadores mais frequentemente estudados porque foram incluídos nos regulamentos de água potável (AL-GHEETHI et al., 2016). Embora as contagens possam ser mais baixas em águas cinzas do que em águas negras residenciais (que contém o efluente de vasos sanitários), o conteúdo de patógenos de água cinza pode ser altamente variável (GASSIE e ENGLEHARDT, 2017).

O uso de organismos indicadores para determinar a qualidade bacteriológica da água cinza tem limitações. A água cinza pode estar contaminada com muitos tipos de patógenos de diferentes fontes pontuais e difusas (KATUZIKA et al., 2015). A presença de E. coli na água indica contaminação fecal e, portanto, um risco para a saúde, independentemente desta ter ou não patógenos específicos (AL-GHEETHI et al., 2016).

A concentração de E. *coli* na água cinza varia consideravelmente, sobretudo em função do local de coleta da água cinza na edificação, que pode incluir fontes cuja água possui maior contaminação, como chuveiros, ou pode ser composta apenas de

água de máquina de lavar, por exemplo. Segundo Friedler et al. (2006), a faixa de concentração de E. *coli* na água cinza varia de 0 a 10^6 NMP/100ml.

As águas cinza podem ter uma elevada carga de compostos orgânicos facilmente degradáveis, o que pode favorecer o crescimento de bactérias, como os indicadores de contaminação fecal (VAZ, 2009).

O monitoramento direto de patógenos microbianos para determinar a carga do patógeno e a eficácia do tratamento de sistemas individuais de água cinza no local é impraticável devido ao alto custo dos testes, à ampla gama de patógenos potencialmente presentes (LEONARD et al., 2016).

3.2.2.2. Turbidez

Os níveis de turbidez em descargas de efluentes são regulados por várias normativas para reuso de água no mundo. Geralmente, o teste de turbidez é usado para estimar a suspensão de microrganismos na água medindo o grau de reflexão da luz causada pelas partículas em suspensão (SMITH, PAIBA e ELLIS-IVERSEN, 2008).

McCarthy, Pyle e Griffin (1974) definem a turbidez como “propriedade ótica das massas de água que expressa a atenuação da luz devido à dispersão e absorção pela própria água, pelas substâncias em suspensão como matéria orgânica e inorgânica.”

O monitoramento de turbidez e sólidos suspensos totais (SST) é crucial no controle da condição estética da água cinza tratada e a maioria dos países impõem um controle rigoroso sobre esses parâmetros. Na maioria dos casos, a turbidez da água cinza tratada não deve exceder os limites máximos de 10 NTU e 30 mg/L para SST, respectivamente (OH et al., 2018).

A importância de estabelecer limites para a turbidez e sólidos suspensos também é significativa por estarem relacionados à possibilidade de obstrução de encanamentos, aceitações por outros usuários, interferência nos processos de desinfecção e a relação com a presença de cistos de protozoários e oocistos (COUTO et al., 2015).

Segundo Nguyen, Ward e Lewis (2014), a redução de exames de laboratório caros e o atraso mínimo de tempo é possível sob o uso da ferramenta de gerenciamento

desenvolvida a partir dos modelos de regressão que utilizam turbidez como parâmetro de entrada.

3.2.3. A relação turbidez e microrganismos indicadores

Para fornecer estimativas mais oportunas de concentrações de bactérias indicadoras em águas de recreação, agências ambientais estão usando modelos preditivos para suplementar o método de enumeração convencional de bactérias (KING, 2016).

Muitas pesquisas são desenvolvidas afim de identificar a relação entre parâmetros de qualidade de água, sobretudo correlacionando com a presença de patógenos. As regulações de reutilização de água são principalmente direcionadas à proteção da saúde pública contra patógenos e definem o monitoramento de parâmetros direta ou indiretamente relacionados à sua ocorrência em águas residuais tratadas (PARANYCHIANAKIS et al., 2014), como a turbidez.

Na pesquisa de Wu et al. (2011), os autores afirmam que, embora nenhum indicador único tenha sido identificado como o mais correlacionado com patógenos, estreptococos fecais e coliformes totais foram mais prováveis do que outros indicadores a serem correlacionados com patógenos em águas de rios. King (2016) acrescenta que os resultados dos testes de correlação demonstraram que a turbidez da água teve a correlação mais significativa para as concentrações enterococos, além da E *coli*.

De forma análoga, muitos autores afirmam que existe uma forte relação entre as medidas de turbidez e as densidades de bactérias indicadoras (MCSWAIN, 1977; CHRISTENSEN, 2001; RASMUSSEN E ZIEGLER, 2003 apud LAWRENCE, 2012). Em Lawrence (2012) o autor indica que a turbidez foi o parâmetro estatisticamente mais significativo da densidade de E. coli em águas de rios.

De forma similar, Nguyen, Ward e Lewis (2014) mostraram que os resultados obtidos de turbidez em relação à contagem de células sugerem uma regressão linear com alta correlação, com um coeficiente de correlação linear de R^2 = 0,993. Adicionalmente, a média da turbidez é um preditor relativamente forte (R=0,73) da E. *coli*, segundo estudo de Collins (2003). Krometis et al.(2007), também relataram que 34 a 42 por cento de E. coli em amostras de águas superficiais foram encontradas nas partículas suspensas na coluna de água.

Correlações significativas também foram exibidas entre turbidez e E. *coli* em amostras de bacias hidrográficas estudadas por Huey e Meyer (2010). Além disso, os autores também encontraram que a turbidez foi significativamente correlacionada com Enterococci spp. em amostras de água de um rio. Segundo Collins (2003), a turbidez pode ser uma variável substituta útil para E. coli em um determinado local.

Quando avaliadas sob a perspectiva de amostras de água do mar, o coeficiente de correlação de Pearson (R=0,52) indicou uma correlação moderadamente positiva entre a turbidez e as concentrações de E. coli, que apresentou um p-valor de $6{,}5e^{-6}$, corroborando com as pesquisas anteriores que mostraram que essa relação é estatisticamente significativa (KING, 2016). Esses resultados indicam uma relação significativa entre a turbidez e as concentrações de bactérias, apoiando o uso da turbidez como uma variável que pode ser utilizada nos modelos de regressão para estimar as concentrações de E. coli em águas do mar (KING, 2016).

Apesar de muitos estudos confirmarem a correlação de turbidez com parâmetros indicadores, o monitoramento de turbidez e E. *coli* é indispensável para garantir a segurança no reuso da água e a melhor aceitação dos usuários. Além disso, Wu et al. (2011) entende que a ausência de indicadores na água não garante a ausência de microrganismos patogênicos e a sua presença nem sempre representa um risco para a saúde pública.

3.3. ACEITAÇÃO DA ÁGUA DE REUSO

Uma importante barreira na disseminação do reuso de água está em conhecer os aspectos da relação usuário-água. A aceitação dos usuários e até mesmo o incentivo ao reuso de águas cinzas são aspectos pouco estudados e muito significativos para a eficiência da prática. Segundo Maimon e Gross (2017), o sucesso dos projetos de reutilização de água cinza depende de muitos fatores, incluindo capacidade técnica, econômica e institucional, bem como fatores sociais, como consciência pública e aceitação.

A tendência comum para a reutilização de água reciclada é que, quanto mais próxima a água estiver do contato humano (por exemplo, lavanderia, chuveiro) ou ingestão, mais oposição à aceitação pública será enfrentada (BOYJOO, PAREEK e

ANG, 2013). A rejeição do reuso da água cinza é em grande parte devido ao preconceito da natureza patogênica ou da ‘sujeira’ advinda desta água.

Um fator chave para a reutilização segura da água cinza é a comunicação entre todas as partes interessadas - cientistas, engenheiros, formuladores de políticas, profissionais do setor de água e usuários finais (MAIMON e GROSS, 2017). Vaz (2009) complementa que os principais fatores que influenciam na aceitação do reuso são: fatores emocionais e a percepção do risco. Domènech et al., (2010) afirmam que pelo menos quatro fatores interagem para determinar o nível de aceitação do público no reuso de águas cinza: a percepção do risco para a saúde, o custo, o sistema de tratamento e a consciência ambiental do usuário.

Em geral, as pessoas apoiam e incentivam o reuso de água para irrigação de espaços públicos abertos, por exemplo, mas rejeitam o reuso residencial principalmente devido à possibilidade de contato físico (HARTLEY, 2003). Uma das barreiras à disseminação ampla do reuso de águas é um fenômeno social de particular interesse nos dias de hoje denominado em inglês como " yuck factor" (fator ‘eca’, na tradução livre para o português), que reflete uma expressão de desgosto, nojo ou asco (VAZ, 2009).

Hamilton e Greenfield (1991) foram um dos primeiros pesquisadores que estudaram o reuso de água sob uma ótica de usuários e suas percepções. Os autores afirmam que o fator psicológico de rejeição pode ser o responsável pela negação desta prática.

Antes da implementação de qualquer projeto de reutilização, a mídia deve ser usada para aumentar a conscientização pública em relação à ciência e aos benefícios envolvidos com a reciclagem, bem como projetos anteriores bem-sucedidos (BOYJOO, PAREEK e ANG, 2013).

3.3.1. Testes de percepção de turbidez

Aspectos estéticos como cor e turbidez da água de reuso são fundamentais para garantir a aceitação do usuário em relação aos mais diversos usos.

Segundo o Departamento de Conservação Ambiental do Alaska (2013), a turbidez é uma medida da clareza da água e descreve a quantidade de luz dispersa ou bloqueada por partículas dissolvidas em uma amostra de água. A turbidez pode ser

causada por partículas de solo, matéria orgânica, metais ou substâncias similares presenes na coluna de água.

Jefferson et al. (2004) exploraram alguns dos fatores que afetam as atitudes dos usuários em relação ao reuso de água para diversos fins, na qual três variáveis foram consideradas: turbidez, cor e presença de sólidos nas amostras. Considerando o reuso na descarga do vaso sanitário, a má qualidade da estética da água teve um pequeno efeito sobre a frequência de aceitação. A turbidez foi aceita por cerca de 70% dos usuários, enquanto cor e sólidos suspensos por cerca de 80%.

Domènech (2010) ao estudar a percepção de usuários quanto ao reuso de água cinza, identificou que os parâmetros de qualidade de água que mais comprometem a aceitação dos usuários são a turbidez (que estava acima de 5 NTU em todas as amostras apresentadas) e a contaminação com E *coli.* Em geral, os entrevistados não demostraram preocupação com o risco para a saúde humana, provavelmente devido ao baixo nível de contato humano com água de reuso em usos como descarga sanitária e lavagem de pisos. Por outro lado, o estudo mostrou que os usuários tendem a rejeitar a água de reuso caso tenham ciência de problemas no sistema de tratamento da mesma.

Outros estudos avaliaram a percepção geral do público em relação ao reuso de água. Em se tratando da qualidade desta água, Vedachalam e Manci (2010) identificaram que alunos de uma universidade classificaram a qualidade da água como média, quando expostos a um teste de percepção da qualidade da água de reuso que abastecia alguns sistemas não potáveis. Os autores afirmam que esse resultado refletiu que os alunos têm uma expectativa maior da qualidade da água do que a realidade que é oferecida.

Em relação à aceitação do público à sistemas de reuso de água em geral, Friedler et al. (2006) mostram que 95% do público apoiaram o reuso de água em Israel – região com grande escasses hídrica – considerando que este reuso fosse com baixo risco de contato humano. Mais recentemente, em estudo feito em Pequim por Chen et al. (2015), os autores afirmam que mais de 90% dos entrevistados estavam dispostos a aceitar fortemente a água de reuso para descarga do banheiro, proteção contra incêndio, irrigação de jardins, limpeza de ruas, resfriamento industrial, lagos

ornamentais e lavagem de carros. Mesmo a irrigação de culturas e os usos domésticos (exceto para beber e preparar alimentos) foram aceitáveis para 82% dos entrevistados. Garcia-Cuerva, Berglund e Binder (2016) também apresentam resultados similares. Uma das conclusões do estudo deles é que todos os usos propostos de água de reuso foram aceitáveis, exceto para a irrigação de culturas alimentares. Entretanto, a mesma pesquisa conclui que apenas 43% da população possuem uma percepção aceitável do reuso de água e que o fator "eca" e a percepção de riscos podem afetar a disposição das pessoas em participar de programas de reutilização de água. Além disso, pessoas com níveis educacionais mais altos podem aceitar mais facilmente o reuso de água (GARCIA-CUERVA, BERGLUND e BINDER, 2016).

3.4. DESINFECÇÃO DA ÁGUA CINZA COM CLORO

A desinfecção é um passo chave para evitar o risco sanitário dos usuários e evitar a ocorrência de cheiros desagradáveis (GUAL et al., 2008).

Compreender as respostas das bactérias e sua capacidade de sobreviver durante o período de armazenamento representa uma chave para projetar um sistema de armazenamento com condições de armazenamento (temperatura, oxigênio, luz) para acelerar a redução da bactéria patogênica durante o período entre geração de efluentes de esgoto e reutilização no setor agrícola ou disposição no meio ambiente (AL-GHEETHI et al., 2016).

O cloro é um dos principais agentes desinfetantes utilizados no tratamento de água porque além da facilidade de aplicação e operação, ele consegue garantir um residual no sistema que tende a permitir a inativação contínua desses microrganismos (FRIEDLER et al., 2011). Segundo Metcalf e Eddy (2016) o cloro atua inicialmente nos componentes da parede celular dos microrganismos, penetrando no citoplasma e causando a sua morte ou inativação. Entretanto, se a quantidade de cloro for limitada antes de atingir o interior da célula, a eficácia da desinfecção pode ser diminuída, com sua atuação somente danificando a parede celular, mas não causando a morte propriamente dita. Assim, um dos fatores que mais influenciam a eficiência de inativação por cloro é a dosagem aplicada, além do tempo de contato, número de microrganismos na amostra e características do efluente a ser tratado (PETTERSON e STENSTRONG, 2015).

A maior vantagem de aplicação do cloro em sistemas de desinfecção de água é a garantia de um residual para prevenir o recrescimento de organismos patogênicos quando água é armazenada e destinada ao reuso (FRIEDLER et al., 2011), entretanto, os reservatórios de água cinza tratadas com cloro podem ser uma fonte de crescimento de bactérias se esses residuais não forem mantidos (GASSIE e ENGLEHARDT, 2017).

A eficiência da desinfecção depende da demanda do desinfetante e dos microrganismos envolvidos, seja decorrente da variabilidade dos gêneros ou da população de uma mesma espécie, relacionada ao estágio de crescimento e à forma vegetativa, esporulada ou encistada (DANIEL, 2001).

O *breakpoint* é processo no qual uma quantidade suficiente de cloro primeiro reage com todas as substâncias oxidáveis até a condição em que a quantidade adicional permanecerá na forma de cloro livre e só então agirá como desinfetante (METCALF e EDDY, 2016).Efluentes com alta concentração de nitrogênio na forma de amônia afetam a curva de demanda de cloro, visto que, nestes casos o ácido hipocloroso pode reagir com a amônia, transformando-o em cloramina, com ação menos eficaz que o cloro livre (MARCH e GUAL, 2007). Friedler et al. (2011) também afirma que a principal causa do *breakpoint* ocorre quando o consumo de amônia transforma o cloro livre em cloramina.

3.5. O RECRESCIMENTO

A desinfecção de um efluente através da cloração é um dos processos indicados por prevenir o recrescimento de microrganismos nas tubulações de distribuição devido ao residual de cloro deixado nas estações de tratamento (DANIEL, 2001). Segundo Ekeren et al. (2016), um residual acima de 2 mg/L tende a prevenir esse fenômeno.

Esclarecendo essa informação, as principais preocupações com as bactérias nos efluentes de esgoto armazenado por longos períodos reside na sua capacidade de voltar a crescer após as condições favoráveis serem restabelecidas (AL-GHEETHI et al., 2016). Além disso, após 48h de estocagem os níveis de Oxigênio Dissolvido, por exemplo, caem substancialmente e podem levar a problemas estéticos (BOYJOO, PAREEK e ANG, 2013). O número de contagens de coliformes totais em água cinza armazenada pode aumentar de 10^0/100ml para 10^5/100ml (AL-JAYYOUSI, 2003).

Em estudo de Dixon et al. (1999) apud Al-Gueethi (2015), os autores mostraram que os coliformes totais aumentaram em 2 logNMP/100 mL após 24 h de armazenamento. Este potencial dependerá da natureza dos processos de tratamento e das condições de armazenamento das águas residuais tratadas, pelo que a bactéria perde o potencial para crescer e se multiplicar em efluentes tratados mais do que em não tratadas (AL-GHEETHI et al., 2016).

Segundo Tal et al. (2011), as razões para o recrescimento bacteriano em águas cinzas cloradas são em partes devido à característica altamente reativa do cloro com outros nutrientes e matéria orgânica, que aceleram o decaimento de cloro. No entanto, a resistência microbiana a materiais de reação química e radiação ionizada tem sido relatada na literatura (XU et al., 2007; DUNGENI et al., 2010; AL-GHEETHI et al., 2016). O recrescimento bacteriano após o tratamento também foi demonstrado nos estudos de GUO et al. (2011).

Tem sido relatado que sob condições desfavoráveis, as bactérias podem ser transferidas para um estado dormente chamado 'Viável mas não cultivável' (VBNC), o que significa que há processos metabólicos lentos e nenhuma divisão celular (AL-GHEETHI et al., 2016), apesar da aparente eficiência de desinfecção. Esse fenômeno explica a possibilidade de recrescimento de alguns microrganismos mesmo após a aparente inativação por desinfetantes.

Em um dos primeiros estudos desenvolvidos sobre o recrescimento de coliformes em esgoto sanitário, Shuval, Cohen e Kolodney (1973) encontraram uma relação inversa entre o número de bactérias sobreviventes à cloração e a ocorrência de recrescimento. Segundo eles, quando o número de coliformes é drasticamente reduzido após a cloração, isto parece permitir o recrescimento de coliformes, devido à ausência geral de microflora competitiva e ao fato de que o efluente de águas residuais não tratadas fornece nutrientes suficientes para permitir o recrescimento e manutenção de um determinado nível de coliformes.

4. METODOLOGIA

A metodologia desse trabalho foi divida em 4 etapas:

- 4.1 – Revisão sistematizada para avaliação da possível associação estatística entre parâmetros de controle de qualidade de água, neste caso, a turbidez e a presença de E. coli;
- 4.2 – Caracterização das amostras de água cinza bruta (ACB) e água cinza tratada (ACT) coletade de um sistema de tratamento de águas cinzas residencial;
- 4.3 – Experimentos de demanda de cloro da água cinza e potencial de recrescimento de microrganismos indicadores – grupo coliformes totais e E. coli.

A Figura 4-1 apresenta um fluxograma das etapas da metodologia aplicada à esta pesquisa.

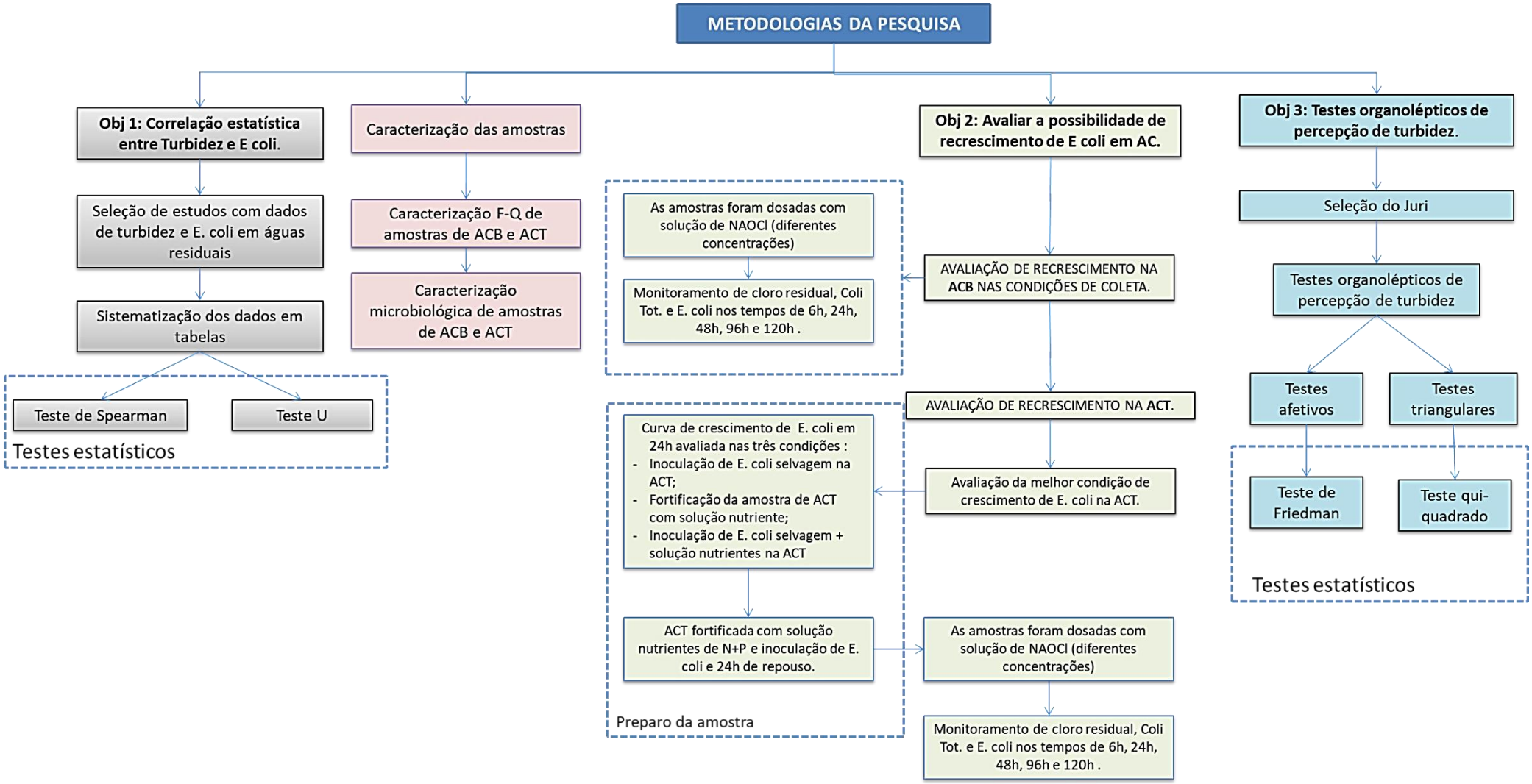

Figura 4-1: Fluxograma de metodologias aplicadas à pesquisa.

4.1. CORRELAÇÃO ESTATÍSTICA ENTRE TURBIDEZ E PRESENÇA DE E. COLI EM ÁGUAS RESIDUAIS

Para avaliar a possível correlação entre a turbidez de águas residuais e a presença de microrganismos indicadores de contaminação fecal, neste estudo a E. coli, a metodologia utilizada foi um estudo de meta – análise, segundo Martinez (2007), que compreendeu as seguintes etapas: pesquisa por estudos que apresentavam os dados de caracterização em algum tipo de água residual, seleção dos estudos de acordo com a disponibilidade de informações buscadas, análise dos trabalhos encontrados, sistematização dos dados e aplicação de métodos estatísticos de correlação.

4.1.1. Critérios de seleção e coleta de dados

Foram realizadas buscas sistemáticas de artigos, dissertações e teses em base de dados indexadas com o objetivo de selecionar estudos que apresentem a caracterização físico-química e microbiológicas de águas residuais, entre elas: esgoto sanitário (bruto e/ou tratado) e águas cinzas (brutas e/ou tratadas). Para isso, foram selecionados estudos presentes nas seguintes bases de dados: Scielo, ScienceDirect, Periódicos Capes, bibliotecas virtuais das Universidades Federais brasileiras e PubMed Central através de palavras-chave como “residual waters characterization”; “residual waters quality” e “greywater or graywater characterization or quality”.

Foram selecionados estudos publicados no últimos 20 anos e a seleção dos mesmos foi feita considerando aqueles que apresentaram, simultaneamente, resultados das análises de Turbidez e indicadores de contaminação fecal (neste caso foi avaliada a E. *coli*) nas águas residuais. Os estudos que apresentavam a caracterização de amostras, mas que não foram avaliados algum desses parâmetros, foram excluídos da seleção inicial.

A sistematização dos dados foi feita com auxílio das ferramentas do ®Excel, em que foram tabelados os dados de autor, ano, tipo de água residual, tipo de tratamento empregado, fontes das águas residuais e os resultados de cada parâmetro avaliado. As informações foram dispostas por tipo de amostra, ainda que o mesmo autor tenha apresentado vários dados de amostras diferentes.

4.1.2. Métodos estatísticos

Estatisticamente, para entender a correlação entre dados de turbidez e E. *coli* em fontes de águas residuais, foi utilizado o teste de correlação de *Spearman.* Além disso, o estudo avaliou se existe alguma semelhança nos valores de turbidez entre as diferentes águas residuais, e da mesma forma, entre os dados de E. *coli.* Para esta avaliação, foi aplicado o teste de hipóteses pela metodologia do teste U de Mann-Whitney.

As análises foram feitas utilizado o software *Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS) versão 18.0, o software livre R versão 3.5.1. e OFFICE 2010.

4.1.2.1. Testes de correlação de Spearman

Uma das medidas mais comuns para se avaliar a relação entre duas variáveis é o coeficiente de correlação, e neste estudo, ele foi aplicado aos valores de Turbidez (NTU) e quantidade de E. *coli* presentes em amostras de águas residuais (NMP/100ml).

Os testes de correlação utilizaram a estatística de postos através do coeficiente de correlação de Spearman, que se trata de uma medida não-paramétrica, ou seja, sem distribuição. A escolha deste teste ocorreu visto que, ao contrário do coeficiente de Pearson, o Spearman não requer, necessariamente, que a relação entre as variáveis seja linear, nem faz quaisquer suposição sobre a distribuição de frequência das variáveis (WOHLIN et al., 2012).

O teste de Spearman mede o grau da correlação linear entre duas variáveis, refletindo um índice que varia entre -1,0 e 1.0, chamado de “ρ”, que demostra a intensidade de uma relação linear entre dois conjuntos de dados. O índice reporta perfeita relação positiva para $\rho = 1$, ou seja, se uma variável aumenta, necessariamente a outra aumenta em igual proporção, ou perfeita relação negativa para $\rho = -1$, neste caso, se uma variável aumenta, a outra diminui em igual proporção. Resultados de $\rho = 0$ indicam que as duas variáveis estudadas não apresentam relação de dependência e, portanto, uma não influi na outra.

O coeficiente de correlação de classificação de Spearman (com nível de significância de 0,05) é definido pela Equação 1:

❖ $\rho = 1 - \frac{6 \sum d_i^2}{n(n^2-1)}$ (Equação 1)

Onde:

$d_i = x_i - y_i$;

n = número de pares de valores.

Além disso, este estudo considerou a interpretação dos resultados do coeficiente de Spearman segundo o proposto por Salkind (2003):

- 0,8 a 1 (positivo ou negativo): relação muito forte
- 0,6 a 0,8: relação forte
- 0,4 a 0,6: relação moderada
- 0,2 a 0,4: relação fraca
- 0,0 a 0,2: relação muito fraca ou nenhuma relação.

Dessa forma, o Teste de Spearman foi aplicado avaliando-se a correlação entre a turbidez e a presença de E. *coli* em águas cinzas brutas (ACB), águas cinzas tratadas (ACT), esgoto bruto (EB) e esgoto tratado (ET), individualmente, e, por fim, estudou-se a correlação de todas as variáveis em conjunto. Para verificar a significância dos resultados, foi utilizado o p-valor considerando um nível de significância (probabilidade de observar uma forte correlação por acaso) de 0,05 para todos os casos.

4.1.2.2. Teste U de Mann-Whitney

Além do teste de correlação de Spearman para medida não-paramétrica, o estudo considerou também os resultados do teste de Wilcoxonn-Mann-Whitney (teste U). Este teste é indicado para comparação de dois grupos não pareados para se verificar se pertencem ou não à mesma população e cujos requisitos para aplicação do teste t de *Student* não foram cumpridos. Diferente do teste t, que avalia a igualdade de médias, o teste U avalia a igualdade de medianas. Os valores de U calculados pelo teste avaliam o grau de entrelaçamento dos dados dos dois grupos após a ordenação. Através desse teste, verifica-se se há evidências para acreditar que valores de um grupo A são superiores aos valores do grupo B, e dessa forma, rejeita-se ou aceita-se a hipótese nula.

As premissas necessárias para aplicação do teste de Mann-Whitney (teste U) são:

a) As duas amostras são amostras aleatórias de suas respectivas populações.
b) Há independência entre as duas amostras.
c) A escala de medida é pelo menos ordinal.

O valor de U (a estatística utilizada nesta prova) é dado pelo número de vezes que uma contagem no grupo com n_2 casos precede uma contagem no grupo com n_1 casos na classificação ascendente. Para valores razoavelmente grandes de n_1 e n_2 o valor de Ué dado pela Equação 2:

- $U = n_1 n_2 + \frac{n_1(n_1+1)}{2} - R_1$ (Equação 2)

  Ou, equivalente

- $U = n_1 n_2 + \frac{n_2(n_2+1)}{2} - R_2$ (Equação 3)

Em que:

n_1 = número de casos do grupo 1;

n_2 = número de casos do grupo 2;

$R_1 =$ Soma dos postos atribuídos ao grupo cujo tamanho de amostra é n_1.

$R_2 =$ Soma dos postos atribuídos ao grupo cujo tamanho de amostra é n_2.

Neste estudo, as hipóteses a serem consideradas foram:

$\boldsymbol{H_0}$: Não há diferença de valores de medianas da turbidez (ou E. *coli*) entre os tipos de águas residuais.

$\boldsymbol{H_1}$: Há diferença de valores de medianas da turbidez (ou E. *coli*) entre os tipos de águas residuais.

O teste foi feito tanto para o parâmetro Turbidez quanto para E. *coli*, com um nível de significância de 5% (p-valor = 0,05). Para um p-valor menor que 0,05, deve-se rejeitar a hipótese nula (H_0) enquanto que para um p-valor maior que 0,05, aceita-se a hipótese nula (H_0).

4.2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA E AMOSTRA ESTUDADA

4.2.1. Aspectos do edifício estudado

O edifício Royal Blue é uma construção habitacional de alto padrão, multifamiliar, com dois apartamentos por andar. A edificação é constituída por 20 pavimentos, sendo: 1 térreo, 1 pavimento técnico, 2 pavimentos de garagem, 15 pavimentos de apartamentos e 1 cobertura, totalizando 8.427,03 m² de área de construção.

A estação de tratamento de água cinza (ETAC) localiza-se no pavimento técnico (correspondente ao primeiro pavimento) ocupando uma área total de 27m^2. O pavimento tipo possui 147,51m² de área utilizada, sendo constituído por 4 quartos, 3 banheiros, 1 W.C., 1 lavabo, 1 sala, área de serviço, cozinha, dependência, circulação e 3 varandas. O edifício foi construído com sistema hidrosanitário compreendendo a segregação das águas residuais. A água cinza (provenientes do chuveiro, tanques e lavatórios) são conduzidas a tratamento diferenciado por tubulações distintas, enquanto o restante das águas residuais são descartadas na rede de coletora de esgoto. O abastecimento de água também é realizado de forma diferenciada. O edifício conta com uma rede dupla de abastecimento, sendo uma de água potável, destinada a atender a lavatórios, chuveiros, tanque, máquina de lavar roupa e pia de cozinha, e outra de água de reuso, que abastece os vasos sanitários. A água de reuso também é utilizada para limpeza das áreas comuns do prédio (área de lazer, garagens e escadas) além da rega de jardins.

4.2.2. Aspectos específicos da ETAC

A ETAC é composta por um Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC) de três câmaras (RAC1, RAC2 e RAC3), um Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS), um Decantador (DEC), um Tanque de Equalização de Vazão (TQE), um Filtro Terciário (FT) e um reservatório inferior de água de reuso com Cloração (CLOR) (Figura 4-2). É constituída por 6 módulos em fibra de vidro com dimensões individuais útil de 1,35 x 1,35 x 2,05m (BxLxH) resultando em um volume útil de 3,74m^3 para cada compartimento da ETAC. A área total da ETAC incluindo a circulação é de 27m².

A água cinza entra pela parte superior do primeiro compartimento do RAC e é encaminhada por meio de tubulação vertical até 10 cm do fundo, de onde segue em fluxo ascendente até a parte superior da segunda câmara. O efluente segue para as demais câmaras da mesma forma. A vazão de alimentação varia de acordo com os usos dos lavatórios e chuveiros dentro do prédio, com uma vazão média de 12m^3/dia e a população atendida média é de 70 pessoas/dia.

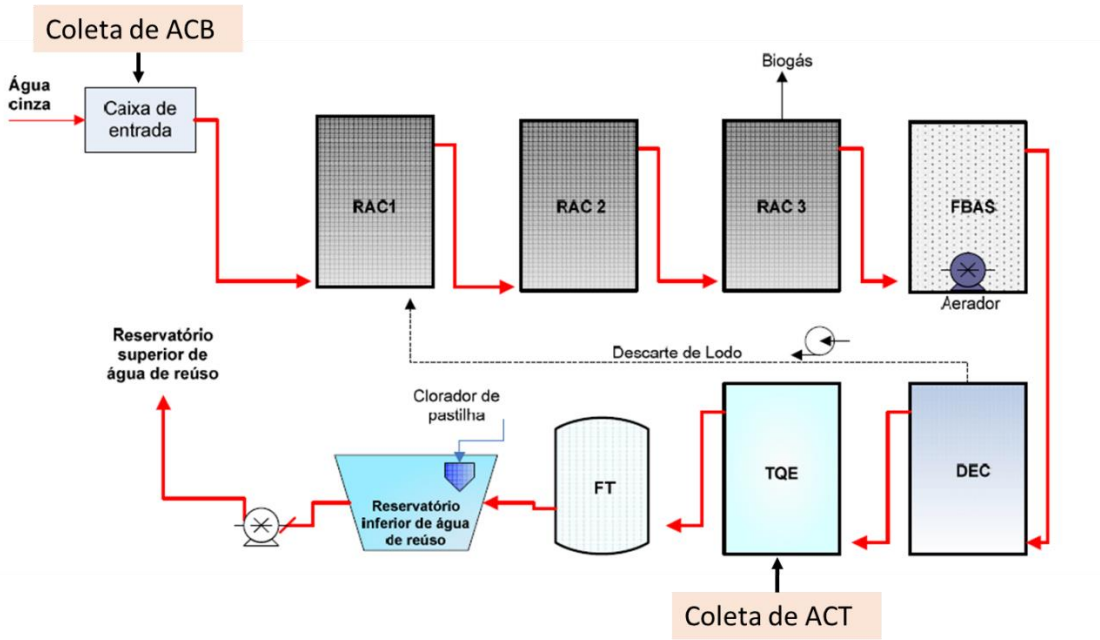

Figura 4-2: Esquema da ETAC. Fonte: Valentina, 2009.

- **Caixa de Entrada**

A caixa de entrada de água cinza bruta possui 80L. Nessa caixa ocorre um pré-tratamento por gradeamento fino, para a retenção de sólidos grosseiros como cabelo, areia, papel, linha e outros. É uma unidade de controle de vazão na entrada da ETAC direcionando o excesso de vazão para a rede coletora de esgoto.

- **Tratamento anaeróbio**

O tratamento anaeróbio é constituído de reator anaeróbio compartimentado (RAC), o qual possui tronco prismático e dimensões totais de 4,5m X 1,5m X 2,2m e subdivide-se em três câmaras de mesmo volume (4,95 m^3) denominadas de RAC 1, RAC 2 e RAC 3. Nos RAC 1 e 2 é onde ocorre efetivamente a digestão da matéria orgânica. O RAC 3 funciona como um

decantador e complementa a separação das fases sólida, líquida e gasosa do efluente. Na tampa do reator existe uma saída para o biogás, onde este é canalizado até o ramal de ventilação predial.

- **Tratamento aeróbio**

O tratamento aeróbio é constituído pelo Fitro Biológico Aerado Submerso (FBAS) e pelo Decantador (DEC). O polimento do efluente do RAC é realizado pelo FBAS. O FBAS funciona em fluxo ascendente e possui meio-suporte, composto de conduítes elétricos onde as colônias de microrganismos se fixam.

O suprimento de ar é feito de forma contínua, através do aerador submerso Inject – Air, potência de 1 CV, trifásico, 380V, com transferência de oxigênio de 1,8 Kg O_2 para cada kW/h. Todo lodo de excesso ou biofilme de excesso produzido no FBAS são liberados juntamente com o efluente para o decantador. O lodo decantado é enviado automaticamente para o RAC 1, através do acionamento de uma bomba centrífuga, da marca SCHNEIDER, modelo BCA, uma vez a cada duas horas, com um tempo de descarte de 1,0 minuto.

- **Tanque de equalização (TQE)**

O tanque de equalização, que opera em fluxo ascendente, tem duas funções: garantir uma vazão de efluente constante para o filtro terciário e funcionar como um reservatório ou um “tanque pulmão” para os casos de mau funcionamento de algum equipamento ou falta de água de reuso.

- **Tratamento terciário**

O tratamento terciário é constituído pelo Filtro Terciário (FT) e pela desinfecção. O FT é a unidade de polimento do tratamento biológico e sua finalidade é, principalmente, a retenção de sólidos suspensos remanescentes. O FT é constituído por quatro compartimentos de filtração. Após o FT, a água cinza segue para o reservatório inferior, que possui volume de 14 m^3 e localiza-se no pavimento técnico, junto à ETAC. A água cinza é desinfetada neste reservatório, através de um clorador de pastilhas. A aplicação de cloro é feita de forma gradativa na medida em que a pastilha se dissolve com a passagem

da água de reuso. A dosagem é controlada por uma grelha localizada na parte inferior do clorador.

A pastilha de cloro utilizada é a Pace Tricloro (cloro estabilizado em tablete), com as seguintes composição: Tricloro-S-Triazina-Triona (99%) e Água+Hidróxido de cálcio (1%). A pastilha de cloro é trocada quinzenalmente.

4.2.3. Caracterização da água cinza

Para conhecer as características físico-químicas e microbiológicas da água cinza estudada, foram realizadas amostragens e caracterização semanalmente, no período de janeiro a maio de 2018. A amostragem foi realizada em dois pontos de monitoramento:

1) Na caixa de entrada da ETAC – ACB (água cinza bruta), logo após a passagem da água cinza pelo gradeamento presente dentro da caixa de entrada;
2) No TQE (Tanque de Equalização de Vazão) da ETAC – ACT (água cinza tratada), imediatamente antes da etapa de cloração.

No ponto de ACT, as amostras foram coletadas antes da cloração visto que um dos objetivos deste trabalho é analisar as tendências de recrescimento de E. *coli* em água cinza sob diferentes dosagens de cloração, ensaiadas em bancada.

As amostragens seguiram o recomendado no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB, 2011) e as técnicas utilizadas para análise dos parâmetros seguiram o disposto no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater – 21ª edição (APHA, 2005). A Tabela 4-1 apresenta a metodologia aplicada à análise de cada parâmetro na água cinza, bem como o número de ensaios (N).

Tabela 4-1: Parâmetros avaliados, número de campanhas realizadas (N) e método aplicado (continua).

Parâmetro	unidade	N	Método
Cloro livre	mg/L	8	DPD - Standard Methods 4500 - CL F.
Turbidez	NTU	11	Nefelométrico - Standard Methods 2130 B.
pH	-	11	pHmetro – Standard Methods 4500 – H^+ B.
Oxigênio Dissolvido	mg/L	11	Eletrodo de membrana - Standard Methods 4500 - O G.

Parâmetro	unidade	N	Método
Condutividade	mS/cm	11	Eletrométrico – Standard Methods 2510 B.
NTK	mg/l	9	Macro Kjeldhal – Standard Methods 4500 - N_{org} B.
N - amoniacal	mg/l	10	Titrimétrico -Standard Methods 4500 - NH3 C.
Fosforo Total	mg/l	8	Digestão manual e análise da injeção de fluxo p/ Fósforo Total - Standard Methods 4500 – P H.
DQO	mg/l	11	Digestão em Refluxo Fechado – Colorimétrico – Standard Methods 5220 D. (APHA, 1998).
DBO_5	mg O_2/l	9	Respirométrico – Standard Methods 5210 D
E coli	NMP/100ml	9	Substrato cromogênico. Colilert ®
Coliformes Totais	NMP/100ml	9	Substrato cromogênico. Colilert ®
Sólidos Totais	mg/L	10	Seco a 105°C– Standard Methods 2540 G.
Sólidos Suspensos totais	mg/L	10	Seco a 103-5°C– Standard Methods 2540 D
Sólidos Dissolvidos totais	mg/L	10	Seco a 180ºC - Standard Methods 2540 C
Sólidos sedimentáveis	mg/L	10	Sedimentáveis - Standard Methods 2540 F

Fonte: autora.

A análise estatística dos resultados foi realizada utilizando o software Biostatistics® para a obtenção da estatística descritiva dos parâmetros analisados (média, mediana, desvio padrão, máximo e mínimo).

4.3. POTENCIAL DE RECRESCIMENTO DE E. COLI EM AC

Para verificar as possibilidades de recrescimento de E. coli em ACT (água cinza tratada), primeiramente avaliou-se o comportamento dessas bactérias em ACB (água cinza bruta) cloradas, já que nestes casos o aporte de nutrientes e matéria orgânica no meio é mais favorável ao recrescimento. Após acompanhar o comportamento de cepas de E. coli na ACB clorada após 5 dias, iniciou-se os testes na ACT. É importante destacar que esse período de 5 dias de teste foi escolhido considerando possíveis períodos de férias, que podem representar maiores tempos de água armazenada do que aconselha-se para fins de reuso (48h). Para estas amostras, foi necessário inocular culturas de E. coli devido à pequena concentração desses microrganismos naturalmente encontrada na ACT. Além disso, também foi feita a fortificação das amostras

com um fertilizante contendo nitrogênio e fósforo nas concentrações de 3,97 mg/L de N-NH_3 e 0,9 mg/L de P, haja vista que a concentração de nutrientes nesse meio também é muito baixa.

4.3.1. Etapa 1 – Testes na ACB

Para a ACB, as características físico-químicas e microbiológicas foram preservadas conforme a amostra coletada. Para o teste de recrescimento, assim que coletadas, as amostras de ACB foram avaliadas quanto à concentração de cloro residual, coliformes totais e E. *coli*.

O teste de recrescimento bacteriano foi realizado com diferentes dosagens iniciais de cloro. Cada jarro contendo 1L de amostra foi submetido a uma dosagem de cloro, aplicado através de uma solução padrão de NAOCl, visando alcançar as seguintes concentrações de cloro inicial: 2 mg Cl_2/L (amostra 1), 4 mg Cl_2/L (amostra 2), 6 mg Cl_2/L (amostra 3), 8 mg Cl_2/L (amostra 4) e 10 mg Cl_2/L (amostra 5).

A solução padrão de 700 mg Cl_2/L de cloro ativo foi preparada a partir de uma solução de NaOCl com concentração de 10-12% de cloro livre. Após o preparo da solução-padrão, foi calculada a quantidade a ser adicionada em cada jarro. Depois de dosadas, as amostras foram submetidas à mistura rápida a 100 rpm durante 1 minuto, colocadas no escuro e mantidas a temperatura ambiente (22C), simulando a temperatura no interior do tanque de armazenamento.

Imediatamente após a mistura, foi medida a concentração de cloro residual disponível através do método Iodométrico – 4500Cl B (APHA, 2005). Tomou-se esse resultado como a concentração de cloro efetivamente dosada. O consumo de cloro foi medido nos tempos de 6h, 24h, 48h, 72h, 96h e 120h, bem como as concentrações de coliformes totais e E. *coli.*

4.3.2. Etapa 2 – Testes na ACT

4.3.2.1. Preparação da amostra com nutrientes e inoculação de E. *coli*

Para a ACT, por sua vez, considerando que as amostras possuem uma concentração muito baixa de E. *coli* – menor que 1 log/100ml – antes do teste de cloração para avaliação do recrescimento, foi feito um estudo preliminar do

comportamento de bactérias inoculadas na ACT. Este pré-estudo compreendeu as seguintes situações:

- Inoculação de E. *coli* 'selvagem' na ACT e acompanhamento da curva crescimento em 24h;
- Fortificação da amostra de ACT com solução nutriente contendo nitrogênio e fósforo (proporção de aproximadamente 4:1) e acompanhamento da curva de crescimento de E. *coli* em 24h;
- Inoculação de E. *coli* selvagem mais a fortificação com solução nutriente na ACT e acompanhamento da curva crescimento em 24h;

As culturas de E. *coli* selvagem citadas neste estudo são aquelas que foram obtidas diretamente de amostras de ACB. A técnica de isolamento foi feita através de poços contendo E *coli* que foram semeados em placas com meio Agar MacConkey. Após 24 horas de incubação à 37°C, as colônias típicas e atípicas de E*. coli* foram submetidas a testes bioquímicos confirmatórios (IMViC - Indol, vermelho de Metila, Voges-Proskauer e Citrato), e posteriormente estocadas pelo método de criopreservação com glicerol, à 20ºC. As culturas puras de E. *coli* selvagem foram cultivadas durante a noite em meio rico em nutrientes a 44°C. O meio de crescimento usado foi meio A1 seletivo para coliformes (9225 D – APHA, 2005) e as concentrações celulares foram estimadas usando curvas padrão relacionando densidade óptica (600 nm) à concentração de unidades formadoras de colônias bacterianas (UFC) e foram usadas para determinar o volume de cultura necessário para produzir uma concentração final de cerca de 7 log/100 mL na água cinza. Antes da inoculação, os tubos de culturas foram vortexados para ressuspensão do particulado.

A solução de nutrientes, por sua vez, foi preparada através da adição de um fertilizante (contendo 30% de nitrogênio, 10 % de fósforo e 10% de potássio), em 1 L de água destilada, e a concentração final de nitrogênio amoniacal e ortofosfato nas amostras de ACT foi de 3,97 mg/L e 0,96 mg/L, respectivamente.

Estes testes foram feitos visando estabelecer condições favoráveis para o desenvolvimento dos microrganismos antes da cloração.

4.3.2.2. Testes de recrescimento na ACT

Para o teste de recrescimento, assim que coletadas, as amostras de ACT foram avaliadas quanto à concentração de cloro residual, coliformes totais e E. *coli*. Depois da fortificação das amostras com nutrientes e inoculação com E. *coli*, parâmetros indicadores de matéria orgânica e nutrientes como DQO, N-amoniacal e Ortofosfato também foram medidos. Essas amostras foram monitoradas por 24 horas quanto à densidade óptica (600 nm) antes da etapa de cloração, visando acompanhar o crescimento bacteriano até garantir uma fase log de crescimento. Após 24 horas, essas amostras foram cloradas com diferentes dosagens iniciais de cloro, aplicado através da solução padrão de NAOCl, visando alcançar as seguintes concentrações de cloro inicial: 2 mg Cl_2/L (amostra 1), 4 mg Cl_2/L (amostra 2), 6 mg Cl_2/L (amostra 3), 8 mg Cl_2/L (amostra 4) e 10 mg Cl_2/L (amostra 5). Posteriormente, foram monitoradas da mesma forma que a ACB e avaliadas até o tempo total de 144 horas (5 dias após a cloração, com um total de 168 horas de teste na ACT). Para este teste de recrescimento de E. *coli* em ACT foram feitas duas repetições.

4.4. TESTES ORGANOLÉPTICOS

Foi realizada a avaliação física da percepção da turbidez da água cinza coletada em uma Estação de Tratamento de Água Cinza (ETAC) (apresentada no item 4.2.2) e gerada em chuveiros, tanques e lavatórios de um edifício multiresidencial através de testes organolépticos de percepção visual. Para tal avaliação, amostras de água cinza foram submetidas à análise de percepção através de um júri composto por voluntários. As amostras foram coletadas na entrada da ETAC e os valores de turbidez avaliados na pesquisa foram calibrados com adição de água destilada e confirmados através do método Nefelométrico (APHA – 2005), turbidímetro marca HACH – modelo 2100P.

4.4.1. Análise sensorial - seleção do Juri sensorial

Para a seleção do juri sensorial foi realizado um cadastramento de voluntários, entre professores, servidores e alunos da Universidade Federal do Espírito Santo, na faixa etária de 18 a 50 anos. A Seleção dos membros do juri levou em consideração o interesse do voluntário na pesquisa e a disponibilidade e comprometimento para fazer parte do juri com a frequência necessária.

Os voluntários foram convocados semanalmente, sendo o juri formado por no mínimo 12 membros para conduzir os testes. As principais recomendações efetuadas aos jurados foram que estes não tocassem e tampouco agitassem as amostras.

Na escolha de indivíduos que compuseram a equipe sensorial, alguns requisitos foram considerados, tais como:

- O indivíduo deveria estar ciente de que a participação no teste é espontânea e voluntária. Cada membro da equipe deveria ter interesse, disponibilidade, pontualidade, tranquilidade e vontade de avaliar grande parte das categorias nos dias marcados para teste, seleção e treinamento previamente agendados.
- O candidato deveria revelar boa forma de expressão, habilidade verbal e vocabulário próprio que possa definir e descrever adequadamente os atributos sensoriais. Deve-se evitar qualquer tipo de comunicação com os colegas durante os testes, pois a resposta de cada um é própria, independente e de responsabilidade exclusiva.
- Avaliou-se a acuidade sensorial e o poder de discriminação para cores. A faixa etária recomendável situou-se entre 18 a 50 anos, pois, após esta idade o indivíduo pode revelar certa dessensibilização dos órgãos sensores.

No total, foram selecionados 77 voluntários. Os voluntários selecionados em sua maioria eram alunos que cursavam Engenharia Ambiental na universidade, de faixa etária de 18-40 anos. Os testes foram realizados em sala devidamente climatizada, com fundo e lateral branco e as amostras foram dispostas em frascos de vidro transparentes idênticos, conforme Figura 4-3.

Figura 4-3: Disposição de amostras para os testes organolépticos.

4.4.2. Análise das características sensoriais

Para análise das características sensoriais de aparência da água cinza, foram realizados testes afetivos (método de aceitação por escala hedônica) e discriminativos (método triangular). O primeiro mede a opinião de um grande número de pessoas com respeito às suas preferências, gosto e opiniões enquanto no segundo, mede-se atributos específicos pela discriminação simples, indicando por comparações, se existem ou não diferenças estatísticas entre as amostras. Estes métodos estão descritos detalhadamente em Zenebon e Pascuet (2005).

4.4.2.1. Teste afetivo

O teste afetivo foi utilizado neste trabalho como uma forma de se medir a opinião de um grande número de usuários com respeito as suas preferências, gostos e opiniões. A escala empregada foi a aceitação por escala hedônica, onde os julgadores expressam em qual grau gostam ou desgostam da água cinza com diferentes turbidezes, através de uma escala de Likert de 9 pontos, que contém termos definidos situados entre ‘gostei muitíssimo’ e ‘desgostei muitíssimo’ com um termo intermediário de ‘nem gostei, nem desgostei’.

Este teste seguiu as recomendações propostas na NBR ISO 14141/1998 que classifica e define as escalas utilizadas em análise sensorial. Dessa forma, as amostras codificadas aleatoriamente foram apresentadas ao julgador para avaliar o grau de afetividade com cada uma delas através da escala previamente definida (Ficha 4-1).

As amostras continham as seguintes turbidezes: 2 NTU, 3 NTU, 5 NTU, 8 NTU e 10 NTU.

TESTE 6

Você esta recebendo cinco amostras codificadas. Avalie globalmente cada uma segundo o grau de gostar ou desgostar em relação à turbidez dessa amostra, utilizando a escala abaixo:

(9) gostei extremamente

(8) gostei moderadamente _____ (__)

(7) gostei regularmente _____ (__)

(6) gostei ligeiramente _____ (__)

(5) não gostei, nem desgostei _____ (__)

(4) desgostei ligeiramente _____ (__)

(3) desgostei regularmente

(2) desgostei moderadamente

(1) desgostei extremamente

Ficha 4-1: Modelo de escala hedônica (estrutura verbal, numérica, bipolar, nove pontos).
Fonte: NBR ISO 14141/1998

Para melhor ajuste dos dados e para que o erro fosse reduzido ao máximo, foi feito o delineamento experimental por blocos aleatorizados, visando minimizar o efeito da variabilidade. Para isso, foi feita uma aleatorização de cada combinação de tratamento dentro de cada bloco.

Para identificar se existe diferença entre cada grupo, o teste de Friedman (1937) foi utilizado para fazer a comparação das medianas das notas desses grupos. Esse teste foi escolhido por ser uma alternativa não paramétrica para o teste de experimentos em blocos e utiliza a posição dos dados ao invés de seus valores brutos para o cálculo da estatística de teste. Após a ordenação é testada a hipótese de igualdade da soma dos postos de cada grupo. Neste estudo, a hipótese nula (H_0) é de que as medianas das notas atribuídas a cada nível de turbidez são iguais. Todos os testes foram aplicados com o auxílio do software Past® versão 3.0 e o software livre R versão 3.5.1.

4.4.2.2. Teste Triangular

Neste estudo, o teste triangular foi usado para verificar se os julgadores são capazes de detectar pequenas diferenças de turbidez entre as amostras de

forma mais robusta, observando-se mais detalhadamente para reafirmar os resultados obtidos no teste anterior.

As análises de percepção de aspectos visuais de uma amostra através do teste triangular seguiram as recomendações da NBR ISO 4120/2013, que descreve o procedimento para determinar se existe uma diferença perceptível ou similaridade sensorial entre amostras. O teste usa o procedimento de escolha forçada e pode ser aplicado quando existir diferença em um único atributo sensorial ou em vários (ABNT, 2013).

Antes da avaliação da turbidez pelos jurados, foi realizada uma série de diluições apropriadas da amostra para o volume final de 200 ml. As amostras foram codificadas com letras de ordenação aleatória e apresentadas em temperatura ambiente de 25ºC.

Conjuntos de teste constituídos por 3 frascos, sendo dois com água livre de turbidez e um com amostra turva, eram apresentados aos jurados de forma randomizada, seguindo-se a metodologia do teste triangular com escolha forçada para detectar pequenas diferenças entre amostras. Foram preparados 5 grupos de três amostras cada. Em cada grupo, uma das amostras diferia das demais com os seguintes valores de turbidez: 2 NTU, 3 NTU, 5 NTU, 7 NTU e 10 NTU. Coube ao julgador, portanto, identificar a amostra diferente de acordo com a Ficha 4-2. Este teste exige um mínimo de 12 julgadores e segundo a norma supracitada, não exige treinamento para ser aplicado.

TESTE 1

Você esta recebendo três amostras codificadas, sendo duas iguais e uma diferente em termos de turbidez. Identifique com um círculo a amostra diferente.

_____ _____ _____

Ficha 4-2: Ficha modelo para Teste triangular.

Fonte: ABNT, NBR ISO 4120:2013.

O tratamento estatístico dos dados foi realizado com o teste qui-quadrado, segundo as instruções da ISO NBR 4120/2013, em que a interpretação do resultado se baseia no número total de julgamentos versus o número de julgamentos corretos, conforme Quadro 4.1.

Quadro 4.1: Modelo de casualização e resultado do teste triangular.

Amostra: Nº de codificação: (A) _____/_____ (B) _____/_____						
Nº	Nome do julgador	Ordem de apresentação			Resposta do julgador* (C) ou (E)	Comentários
1		A	A	B		
2		B	A	A		
3		A	B	A		
4		A	B	B		
5		B	B	A		
6		B	A	B		
7		A	A	B		
p						
nº de julgamentos totais						
nº de julgamentos corretos						

O teste qui-quadrado, simbolizado por x^2, é um teste de hipóteses que se destina a encontrar um valor da dispersão para duas variáveis nominais, e avaliar a associação existente entre variáveis qualitativas. Trata-se de um teste não paramétrico, ou seja, não depende de parâmetros populacionais, como média e variância.

O tamanho da amostra foi de 77 julgadores e o teste qui-quadrado foi calculado adotando-se um erro de 5%. Assim, considerou-se um p-valor ≤ 0,05 para rejeição da hipótese nula e como variáveis qualitativas foram usadas o valor de turbidez das amostras e o número de respostas corretas dos julgadores.

As hipóteses avaliadas neste teste foram:

H_1 = O aumento da turbidez está diretamente relacionado à percepção da piora na qualidade da água.

H_0 = O aumento da turbidez não está relacionado com a percepção da piora na qualidade da água.

As associações foram feitas entre as diferentes turbidezes apresentadas aos julgadores e também de uma forma global, avaliando se existe uma associação entre o aumento da turbidez da água cinza e o nível de percepção dos usuários (número de acertos).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. ESTUDO DA CORRELAÇÃO ENTRE A TURBIDEZ E A E. COLI EM ÁGUAS RESIDUAIS

5.1.1. Análise Sistemática

Inicialmente, a pesquisa retornou um total de 74 estudos que estavam disponíveis para leitura completa e juntos somaram 206 dados sobre a caracterização de águas residuais, visto que alguns estudos caracterizavam mais de um tipo de água. Depois da avaliação de cada estudo, 121 dados não continham algum dos parâmetros objetos desse estudo (turbidez e E. *coli*), e, portanto, restaram 85 dados com análise de turbidez e E. *coli* simultaneamente, em um total de 34 estudos analisados.

A análise sistemática identificou o autor, ano, tipo de água, tipo de sistema de tratamento empregado (para as fontes tratadas), fonte da água cinza e os resultados de cada parâmetro. Entre os tipos de águas residuais avaliadas estão: ACB (Água Cinza Bruta), ACT (Água Cinza Tratada), EB (Esgoto Bruto) e ET (Esgoto Tratado), sendo especificada qual a fonte de água cinza para estes casos.

Através de uma análise bibliométrica, a Figura 5-1 apresenta a disposição de cada estudo em jornais e revistas, livros, dissertações, teses, etc.

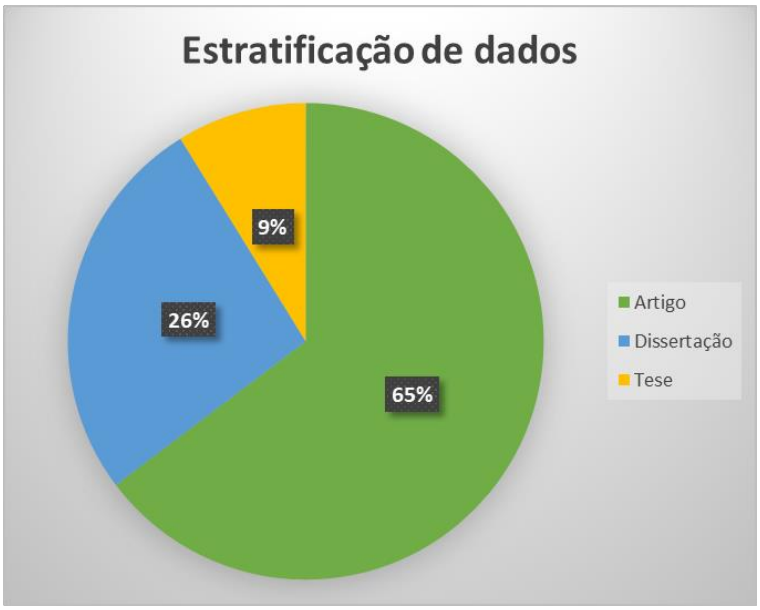

Figura 5-1: Estratificação dos estudos por tipo de publicação.

A maioria dos dados (65% - 22 estudos) foram encontrados em revistas, no formato de artigos científicos. A base de dados reuniu as mais diversas revistas sobre o tema, com particular interesse por pesquisas regionais, visto que esta é uma das variáveis que podem influenciar a qualidade de águas residuais (BOYJOO, PAREEK e ANG, 2013). As dissertações representaram 26% dos dados (09 estudos) devido à referência em reuso de água do grupo de pesquisa da Universidade Federal do Espírito Santo, que concentra muitas dissertações sobre o tema.

Das fontes de águas residuais, aquela com maior disponibilidade de dados foi a ACB, seguida por ACT, de acordo com o Quadro 5.1.

Quadro 5.1: Número de dados e estudos apresentados de acordo com a fonte de água residual.

FONTE DE ÁGUA	QUANTIDADE DE DADOS	QUANTIDADE DE ESTUDOS
ACB	32	21
ACT	27	16
EB	11	10
ET	15	10
TOTAL	**85**	**57**

Este resultado pode ser explicado visto que a água cinza é mais comumente associada à reuso de água do que o esgoto, devido ao tratamento deste tipo de efluente ser mais fácil se comparado à outras fontes mais poluídas (KNUPP, 2013). Em terceiro lugar encontramos o ET com maior disponibilidade de dados, fator natural frente ao EB já que para o reuso de água recomenda-se que o efluente passe por algum tipo de tratamento.

A Figura 5-2 apresenta a quantidade de pesquisas encontradas em cada ano, desde 1999, na qual é possível perceber uma tendência aumentada no número de pesquisas sobre a qualidade de águas residuais entre os anos de 2006, 2009 e 2015, com destaque em 2013.

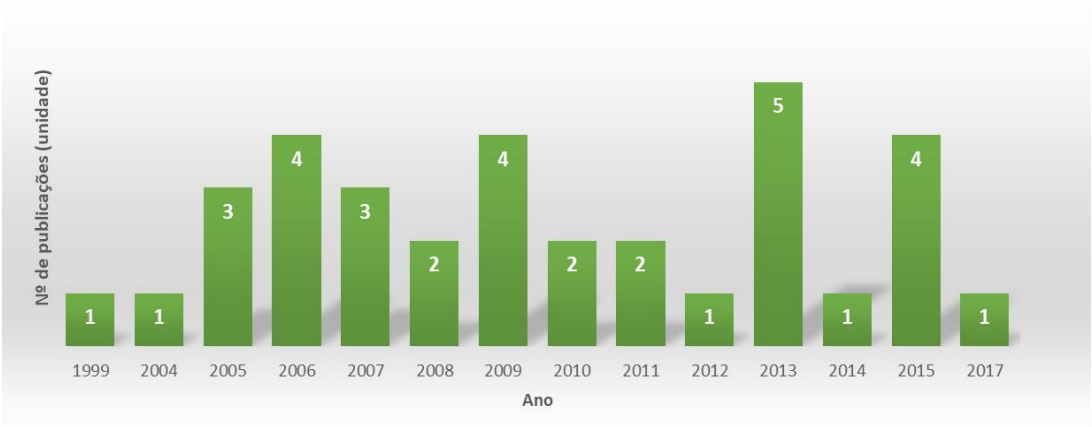

Figura 5-2: Número de publicações e estudos apresentados por ano.

5.1.2. Análises Estatísticas

5.1.2.1. Descrição dos dados

O resumo dos valores de turbidez e concentração de E.coli apresentados na Tabela 5-1 indicam que há diferenças evidentes na turbidez para os diferentes tipos de água, sendo que os menores valores são observados, como esperado, nas águas tratadas. Importante ressaltar que os níveis de turbidez são sempre superiores no ET, quando comprados com ACT. Quanto às ACB, o esgoto parece apresentar valores inferiores se comparados às essas águas residuais, haja vista que observa-se que a turbidez mediana (Md=73) da ACB apresenta valor levemente inferior à turbidez do esgoto.

Tabela 5-1: Medidas descritivas dos parâmetros de turbidez e concentração de E.coli por tipo de àgua.

Parâmetro	Medida Descritiva	Tipo de água residual			
		ACB	ACT	EB	ET
Turbidez (NTU)	Mínimo	20,6	0,5	1	0,6
	Média	121,2	15,8	109	45,3
	Mediana	73,0	8,2	79	43
	Máximo	444,0	49	312	121
E.coli (NMP/100m)	Mínimo	0	0	4	0
	Média	2,79E+05	1,47E+04	9,32E+06	1,10E+06
	Mediana	1,17E+03	4,70E+00	3,45E+06	6,08E+04
	Máximo	5,40E+06	3,78E+05	4,10E+07	6,70E+06

Como observado no diagrama de caixas da Figura 5-3, a turbidez da ACB tem dois valores extremos, o que contribui para aumentar o valor médio desse parâmetro. Adicionalmente, observa-se alta variabilidade na turbidez para as

águas brutas. A medição da ACT evidencia bastante precisão, uma vez que sua caixa é bastante pequena quando comparada às dos outros tipos de água.

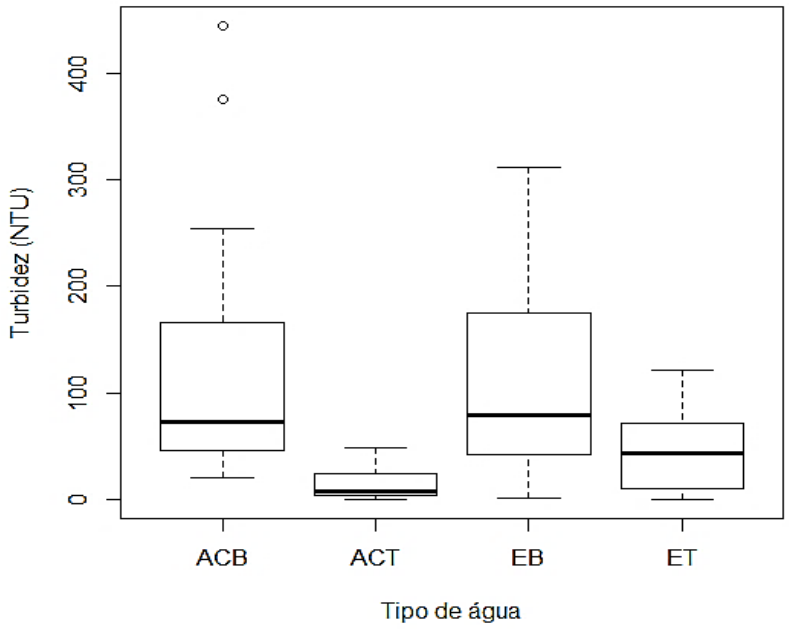

Figura 5-3: Diagrama de caixa das concentrações de Turbidez (NTU) por tipo de água.

Considerando o indicador de contaminação em águas, observa-se que o tratamento das águas reduz significativamente as concentrações de E.coli (Figura 5-4), tendo um resultado mais efetivo na água cinza (redução aproximada de 93% na concentração). A ACT tem concentrações significativamente menores (Md=4,7) que o ET (Md=6,0x10^4) e a ACB tem concentrações muito inferiores às do ET. Estas constatações podem ser confirmadas observando a Figura 5-4, onde fica evidente que a concentração de E.coli apresenta bastante variabilidade no EB e seu valor mediano é superior ao dos outros tipos de água. Observa-se também que há um valor discrepante nas concentrações para o EB, o que também contribui para o aumento da variabilidade nesse parâmetro.

Os diagramas das Figuras 5-3 e 5-4, assim como a comparação das médias e medianas na Tabela 5-1, indicam que não há simetria nas distribuições dos níveis de turbidez, nem nas concentrações de E.coli. Esta constatação também pode ser feita observando as distribuições de frequências nas Figura 5-5 e Figura 5-6. Os níveis de turbidez têm maior concentração para os valores

inferiores em todos os tipos de águas, particularmente ACT apresenta o menor intervalo de valores.

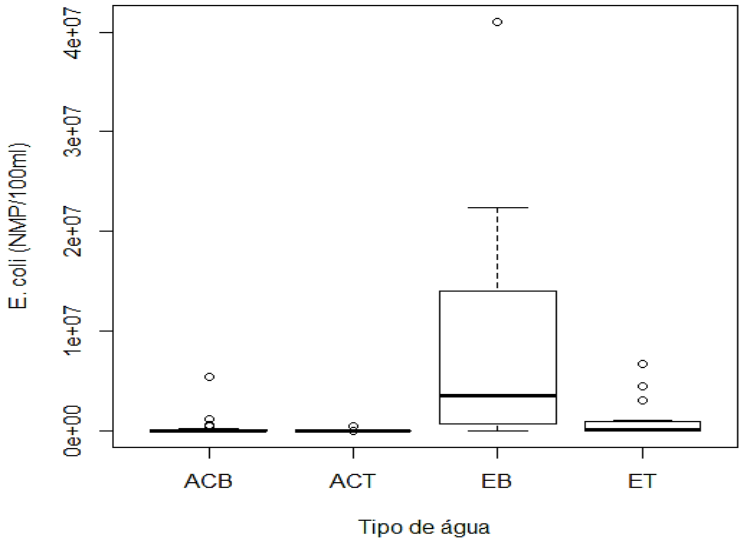

Figura 5-4: Diagrama de caixa das concentrações de E.coli (NMP/100m) por tipo de água.

Quanto aos microrganismos, observa-se forte assimetria com acumulação nas menores concentrações, particularmente nas águas cinzas há valores extremos que aumentam consideravelmente o intervalo de valores (Figura 5-6).

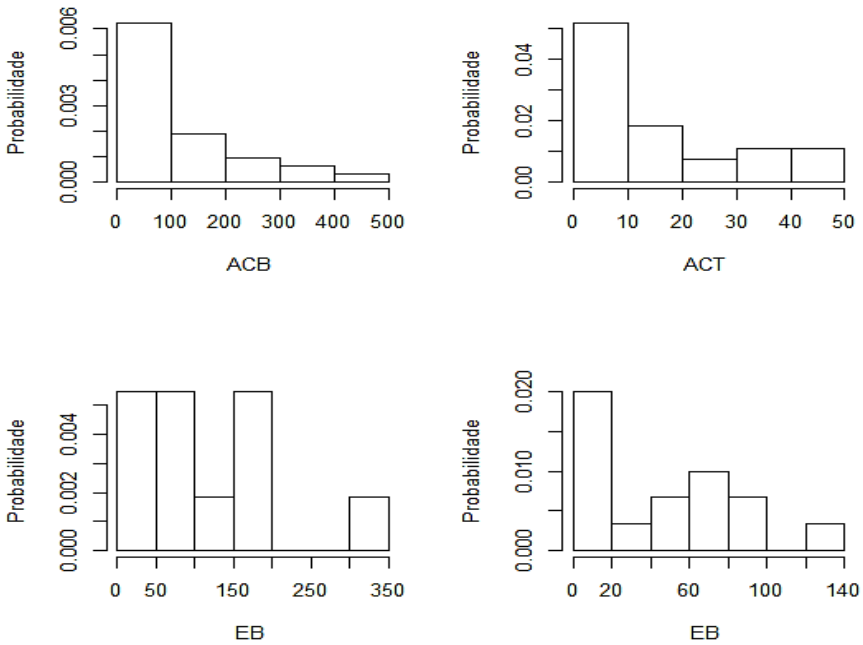

Figura 5-5: Distribuição de frequências dos níveis de turbidez (NTU) por tipo de água.

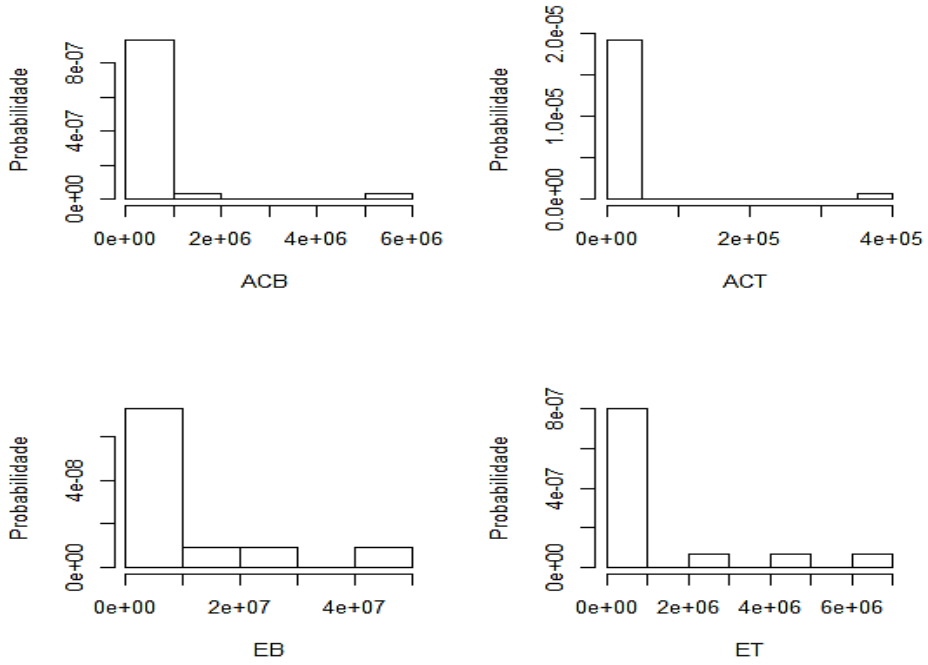

Figura 5-6: Distribuição de frequências das concentrações de E.coli (NMP/100ml) por tipo de água.

Tendo em vista que o objetivo é compreender a relação entre turbidez e presença de microrganismos indicadores em águas residuais, particularmente E.coli, analisa-se inicialmente o diagrama de dispersão apresentado na Figura 5-7. Observa-se que não há um padrão que indique haver algum tipo de relação linear entre o grau de turbidez da água e a concentração desses microrganismos, para nenhum dos tipos de água. Em particular, confirma-se a alta variabilidade do ET com relação à concentração de E.coli.

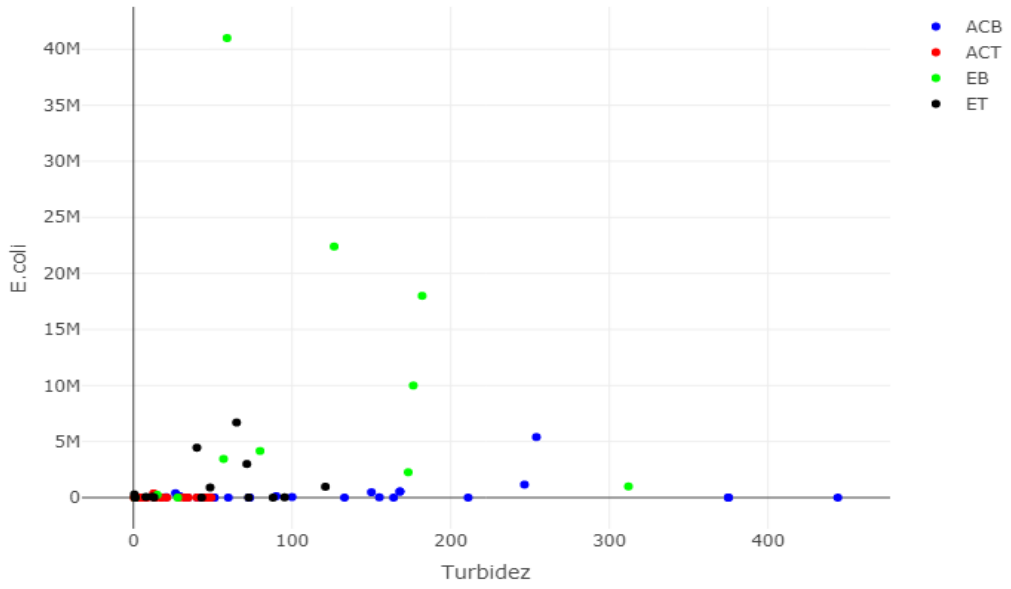

Figura 5-7: Diagrama de dispersão dos níveis de turbidez (NTU) com relação às concentrações de E.coli (NMP/100ml), por tipo de água.

As análises realizadas nesta seção serão estatisticamente testadas posteriormente, a fim de verificar cientificamente as conclusões até aquí obtidas. Devido às constatações das Figura 5-5 e Figura 5-6, quanto à distribuição dos dados, assim como ao reduzido tamanho das amostras para cada tipo de água, opta-se por realizar testes não-paramétricos. Estes testes têm a vantagem de não depender da distribuição normal (simétrica) e serem mais robustos, uma vez que não comparam médias - medidas seriamente afetadas por valores extremos – e sim medianas.

5.1.2.2. Teste de correlação de Spearman

Através do teste de Spearman, foi possível avaliar a correlação linear entre a turbidez e os microrganismos indicadores de contaminação – neste caso a E. *coli*. A Tabela 5-2 apresenta os resultados para as quatro fontes de águas de forma independente, correlacionando os valores de turbidez e E. *coli* para cada tipo de amostra. Além disso, apresenta uma avaliação global, comparando dados de todos os tipos de águas residuais entre si.

Tabela 5-2: Resultados do teste de Spearman para avaliar a correlação entre E *coli* e Turbidez.

Tipo de água residual	n	Coeficiente de correlação (ρ)	p-valor	Relação
ACB	32	0,141	0,441	muito fraca
ACT	27	0,333	0,089	fraca
EB	11	0,491	0,125	moderada
ET	15	0,237	0,395	muito fraca
Todos os tipos	85	0,514	<0,001	moderada

Conforme resultados apresentados na Tabela 5-2, há evidências estatísticas suficientes para afirmar que, quando avaliados todos os tipos de águas residuais juntos, existe uma relação moderada entre as medidas de turbidez e as concentrações de E. *coli*, com resultados estatisticamente significantes (p-valor < 0,001) para o nível de significância de 0,05. Esta relação provavelmente está sendo influenciada pela força da relação nos dados referentes ao EB. Quando avaliadas sob a perspectiva de amostras de água do mar, King (2016) também encontrou um coeficiente de correlação de Pearson (r=0,52) que indicou uma correlação moderadamente positiva entre a turbidez e as concentrações de E. *coli*, que apresentou um p-valor significativo (KING, 2016).

No estudo de Lawrence (2012) o autor também mostra que a turbidez foi o parâmetro estatisticamente mais significativo da densidade de E. *coli* em águas de rios. Complementarmente, Nguyen, Ward e Lewis (2014) mostraram que os resultados obtidos de turbidez em relação à contagem de células sugerem uma regressão linear com alta correlação de R^2=0,993. Correlações significativas também foram exibidas entre turbidez e E. *coli* em amostras de bacias hidrográficas estudadas por Huey e Meyer (2010).

Entretanto, nenhum dos tipos de água residuais avaliados separadamente apresentou forte relação entre os valores de turbidez e E. coli, como era esperado, de acordo com o observado na Figura 5-7. Dentre todas as análises, a relação mais forte identificada foi nas amostras de EB (ρ = 0,491) – relação moderada – entretanto, essa correlação não foi estatisticamente significativa (p-valor=0,125).

Em todos os outros casos avaliados (ACB, ACT e ET) a relação entre os parâmetros turbidez e E. *coli* em águas residuais foi fraca ou muito fraca. Em todos esses casos, o teste indicou que as correlações não são estatisticamente

significantes, confirmando a suspeita gerada pela observação da Figura 5-7 e induzindo à conclusão de que nem sempre altos valores de turbidez necessariamente devem representar um maior valor de microrganismos indicadores.

Muitos autores não encontraram correlações entre indicadores e patógenos, conforme mostra o estudo de Wu et al. (2011) quando avaliaram a relação entre indicadores e patógenos em várias fontes de águas. Segundo esses autores, em águas residuais – objeto deste estudo – o número de casos não correlacionados é quatro vezes maior que o número de casos correlacionados.

A turbidez é uma propriedade ótica da água que expressa a atenuação da luz devido à dispersão e absorção pela própria água, pelas partículas dissolvidas e pela matéria suspensa (MCCARTHY, PYLE e GRIFFIN, 1974). Dessa forma, com o aumento da turbidez, é provável que haja também um aumento de partículas suspensas na água, que pode representar a presença de microrganismos aderidos à estas. Krometis et al., (2007) relataram que 34 a 42 por cento de E. *coli* em amostras de águas superficiais foram encontradas nas partículas suspensas na coluna de água. Entretanto, Mackowiak et al. (2018) ao estudar a interferência do aumento de sólidos na presença de microrganismos em um rio, mostrou que as concentrações de E. *coli* na água aumentaram significativamente após períodos de chuva, mas as concentrações em biofilmes e sedimentos não foram significativamente diferentes. Segundo Wu et al. (2011), a presença de indicadores e patógenos em um determinado ambiente depende da presença de fontes microbianas dentro da área de captação e das taxas de transporte e derramamento de espécies hospedeiras, entre outras.

Por outro lado, vale destacar que a maioria dos estudos que afirmam haver correlação positiva entre a presença de microrganismos indicadores e a turbidez ou aumento de sólidos na água foram realizados em águas recreacionais ou fontes de água não residuais (KING, 2018; LAWRENCE, 2012; NGUYEN, WARD e LEWIS, 2014; HUEY e MEYER, 2010), e nestes casos deve-se considerar os diversos fatores que podem contribuir para esses resultados, como a condição de fluxo do corpo hídrico, maior turbidez devido ao carreamento de sólidos de regiões pastoris, descarte de efluentes

contaminados, etc. Em casos de águas residuais, sobretudo tratadas, as condições são diferentes e as fontes de contaminação e/ou maior turbidez podem não estar correlacionadas, conforme mostrado. Complementarmente, Wu et al. (2011) entende que a ausência de microrganismos indicadores na água não garante a ausência de microrganismos patogênicos e a sua presença nem sempre representa um risco para a saúde pública.

5.1.2.3. Teste U de Mann-Whitney

Os valores de U calculados pelo teste de *Mann-Whitney* avaliam o grau de entrelaçamento dos dados dos dois grupos após a sua ordenação. Neste estudo, o teste U de *Mann-Whitney* avaliou a diferença entre medianas de amostras de vários pares de águas residuais, aplicado tanto para os valores de turbidez dessas amostras como para os dados de E coli. Os dados para aplicação do teste U estão apresentados na Tabela 5-1.

Para a turbidez, os resultados do teste U mostraram que há evidências estatísticas suficientes para afirmar que tanto para as amostras de ACB e EB, quando comparadas, quanto para EB e ET, não há diferença significativa entre a mediana dos valores deste parâmetro para o nível de significância de 0,05, conforme Tabela 5-3. Como apontado anteriormente pela Figura 5-3 para as outras comparações feitas, o teste mostrou que há evidências que comprovam a diferença significativa entre as medianas da medida de turbidez destas águas residuais, para o mesmo nível de significância.

Tabela 5-3: Resultados do testes U de Mann-Whitney para a avaliação da turbidez entre as águas residuais com o nível de significância de 0,05.

TURBIDEZ		
GRUPOS COMPARADOS	**P-VALOR**	**CONCLUSÕES**
ACB e ACT	<0,001	Há diferença significativa entre a mediana dos resultados de turbidez entre as amostras de ACB e ACT.
ACB e EB	0,989	Não há diferença significativa entre a mediana dos resultados de turbidez entre as amostras de ACB e EB.
ACB e ET	0,007	Há diferença significativa entre a mediana dos resultados de turbidez entre as amostras de ACB e ET.
ACT e EB	<0,001	Há diferença significativa entre a mediana dos resultados de turbidez entre as amostras de ACT e EB.
ACT e ET	0,041	Há diferença significativa entre a mediana dos resultados de turbidez entre as amostras de ACT e ET.
EB e ET	0,061	Não há diferença significativa entre a mediana dos resultados de turbidez entre as amostras de EB e ET.

Os resultados corroboram com as pesquisas acerca da qualidade de água cinza, sobretudo no que concerne aos dados de ACB e ACT. A significante diferença encontrada entre os valores de turbidez neste caso é explicada em vários estudos através do tipo de tratamento empregado, da eficiência de remoção de turbidez das estações de tratamento, entre outros fatores (COLARES e SANDRI, 2013; GHAITIDAK e YADAV, 2013; GONÇALVES, SIMÕES e WANKE, 2010).

Da mesma forma, ao comparar os valores de turbidez em ACB e EB, este estudo reportou que não há diferença significativa entre os dados. Este resultado pode ser confirmado através de uma simples comparação em estudos que caracterizaram esses dois tipos de efluentes, onde é possível perceber que os valores de turbidez em água cinza bruta podem chegar a cerca de 250 NTU em média (FIORI, FERNANDES e PIZZO, 2006), enquanto outros estudos em esgoto bruto apresentaram valores em torno de 182 NTU (PERIN, 2006), 126 NTU (GODINHO, 2010) e até mesmo 56,8 NTU (SANTIAGO, 2013) para o mesmo parâmetro. Todas essas variações podem ser devido à fonte de captação da água cinza, já que em sistemas que incluem a máquina de lavar ou a pia da cozinha, a turbidez tende a ser maior (PAULO et al., 2009).

Para o caso de EB e ET quando comparados, o teste reportou que não houve diferença significativa entre a turbidez das amostras, o que pode ser explicado em função de inúmeras variáveis, como por exemplo o tipo de tratamento empregado que pode não ser eficiente na remoção de turbidez.

Para os valores de E. *coli* reportados pelos estudos avaliados, o teste U mostrou que a comparação entre ACB e ET foi o único conjunto de dados que reportou um p-valor acima de 0,05, ou seja, neste caso a hipótese de que há diferença significativa entre a mediana das amostras foi rejeitada, com fortes evidências estatísticas de que os valores de E. *coli* dessas duas fontes de águas residuais possuem as medianas parecidas, para o nível de significância de 0,05, conforme Tabela 5-4.

Tabela 5-4: Resultados do testes U de Mann-Whitney para a avaliação da E. *coli* entre as águas residuais.

E. *coli*		
GRUPOS COMPARADOS	**P-VALOR**	**CONCLUSÕES**
ACB e ACT	<0,001	Há diferença significativa entre a mediana dos resultados de E. *coli* entre as amostras de ACB e ACT.
ACB e EB	<0,001	Há diferença significativa entre a mediana dos resultados de E. *coli* entre as amostras de ACB e EB.
ACB e ET	0,141	Não há diferença significativa entre a mediana dos resultados de E. *coli* entre as amostras de ACB e ET.
ACT e EB	<0,001	Há diferença significativa entre a mediana dos resultados de E. *coli* entre as amostras de ACT e EB.
ACT e ET	0,001	Há diferença significativa entre a mediana dos resultados de E. *coli* entre as amostras de ACT e ET.
EB e ET	0,026	Há diferença significativa entre a mediana dos resultados de E. *coli* entre as amostras de EB e ET.

As demais comparações feitas tiveram resultados significativos indicando que os valores de E. *coli* diferem consideravelmente entre a água cinza em seu estado bruto e tratado e, naturalmente, quando comparada com as concentrações em esgoto bruto, corroborando os indícios apontados na Figura 5-4.

No caso da ACB e ACT, muitas pesquisas apresentam a média de concentração de E. *coli* antes e depois de submetida a um tratamento. O tratamento anaeróbio no estudo de Bazarella (2005), por exemplo, removeu 90% da densidade inicial de E. coli, o que correspondeu 1 log de diferença do estado bruto. Em Chrispim e Nolasco (2017), a redução do mesmo microrganismo foi de 2 logs, enquanto em Gohringer (2006), por sua vez, houve uma redução de 5 logs em sistemas de tratamento anaeróbios. Essas variações ocorrem sobretudo em função de fatores como a fonte da água cinza, o desempenho da estação de tratamento, o tipo de desinfecção aplicada, entre outros.

É esperado também que as concentrações de E. coli em ACB e ET apresentem um resultado semelhante, visto que a fonte mais poluída neste caso recebeu tratamento frente à menos poluída em sua condição bruta. Segundo Florêncio, Bastos e Aisse (2006), os tratamentos de esgoto sanitário podem remover em torno de 4 logs de microrganismos indicadores, o que os torna muito semelhantes à ACB, que possuem uma média de 10^4 NMP/100ml de E *coli* (CHRISPIM e NOLASCO, 2017). Souza et al. (2015) apresentaram uma

redução de 3 logs – 10^7 para 10^4 NMP/100ml – de esgoto bruto para tratado, o que corrobora com a ideia de que há uma semelhança entre os resultados para a comparação de ACB e ET.

O esgoto e a água cinza são águas residuais com características muito distintas em termos microbiológicos. As contagens de microrganismos geralmente são mais baixas em águas residuais do que em águas negras residenciais (GASSIE e ENGLEHARDT, 2017). Diante disso, é esperado que a concentração de E *coli* e ACB e EB quando comparados, apresentem medianas consideravelmente diferentes, com a significância de 0,05.

5.2. CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS

Os resultados do monitoramento da qualidade da água cinza bruta e tratada estão apresentados nas Tabela 5-5 e Tabela 5-7.

Tabela 5-5: Características da ACB.

Parâmetros	média	mediana	S.D.	max.	min.	N
Cloro livre (mg/L)	0,0	0	0,1	0,2	0	11
Turbidez (NTU)	18,8	11	15,2	49,6	2	11
pH	6,7	6,9	0,4	7,3	6,1	11
OD (mg/L)	1,4	1,4	0,5	2,2	0,7	11
Condutividade (mS/cm)	170	170	0,0	200	120	11
NTK (mg/L)	5,4	3,4	4,5	14	1,7	11
N - Amoniacal (mg/L)	1,9	1,6	1,4	5,5	0,4	10
Fosforo Total (mg/L)	0,1	0,1	0	0,1	0,1	10
DQO (mg/L)	77	71	41	128	11	10
DBO_5 (mg/L)	67	70	37	110	10	10
Coli Tot (NMP/100 ml)	1,1E+06	9,5E+05	-	2,4E+06	2,6E+04	10
E coli (NMP/100ml)	2,0E+04	9,6E+03	-	7,2E+04	1,0E+03	10
ST (mg/L)	226,5	140,5	190,7	711	97	10
SST (mg/L)	53,5	42,5	44,3	125	8	10
SDT (mg/L)	173	118	202,5	680	5	10
SS (mg/L)	0,4	0,3	0,2	0,8	0,2	10

Fonte: autora.

Os valores encontrados para o fósforo total estão abaixo daqueles geralmente apresentados na literatura (CHRISPIM e NOLASCO, 2017; GONÇALVES, SIMÕES e WANKE, 2010; PAULO et al., 2009), que reportaram valores de 3 - 5 mg/L. Por outro lado, também é possível encontrar valores baixos de fósforo

total em Chaillou et al. (2011) e Knup (2013). Essas variações podem ser explicadas em função de hábitos de higiene da população, uso de produtos que contém menos fósforo em sua composição, etc.

Quanto ao nitrogênio total, os valores reportados foram muito variáveis, como pode ser observado pelo máximo e mínimo de 14,0 e 1,68 mg/L, respectivamente. Porém, em média a água cinza apresentou valores normalmente encontrados na literatura tanto para NTK como N-Amoniacal. Em geral, a água cinza é pobre em nutrientes como nitrogênio e fósforo quando comparada ao esgoto sanitário. Knupp (2013) afirma que essa ausência ou baixa concentração de nutrientes pode ser divido à ausência de urina humana em maiores quantidades como no esgoto sanitário, por exemplo. Considerando que em águas cinzas o nitrogênio é originário principalmente de proteínas contidas em resíduos de alimentos, produtos de limpeza doméstica e produtos de higiene pessoal (SAIDI et al., 2017), os resultados deste monitoramento estão em acordo, visto que esta fonte de coleta de água cinza não inclui efluentes de cozinha.

Outro fator que se destaca é a concentração de sólidos totais na amostra, que apresentou valores acima do esperado (de 226,5 mg/L para ST). Em Friedler et al. (2011) é possível encontrar uma faixa de sólidos totais de 50-700 mg/L. O armazenamento de água cinza é um fator que pode eliminar alguns sólidos suspensos, como cabelos, fiapos e outros (BOYJOO, PAREEK e ANG, 2013).

As médias dos valores de turbidez, pH e condutividade elétrica foram 18,8 NTU, 6,7 e 0,2 µS/cm, respectivamente. Os valores estão dentro da faixa encontrada geralmente para água cinza sem a contribuição de efluentes de cozinha (GONÇALVES, SIMÕES E WANKE, 2010; CHAILLOU et al. 2011; CHRISPIM e NOLASCO, 2017).

A presença de altas concentrações de matéria orgânica da ACB foi confirmada através dos resultados de DQO e DBO_5 medidos. Para a DQO, a média foi de 76,89 mg/L, enquanto o valor máximo encontrado chegou a 128,45 mg/L. Em Leong, Chong e Poh (2018) e Alsulaili et al. (2017) valores parecidos foram apresentados para a DQO da ACB coletada de chuveiros, lavatórios e máquina de lavar. Katukiza et al. (2015), por sua vez, corroboram com os resultados

mínimos de DQO encontrados neste estudo, apresentando valores de DQO torno de 27,9 mg/L em locais na qual a fonte seja apenas de chuveiros e lavatórios de banheiros, cuja contribuição com matéria orgânica é menor se comparada aos efluentes de cozinha. Por conseguinte, a relação DQO/DBO_5, considerando a média encontrada na ACB, foi de 1,1 o que indica uma elevada biodegradabilidade desse efluente (SAIDI et al., 2017).

A presença de microrganismos indicadores de qualidade de água, avaliados em termos de coliformes totais e E. *coli* na ACB foram de 6 e 4 logs, respectivamente. Ao contrário de outros parâmetros, esses valores não variaram muito ao longo do tempo de monitoramento e também são reportados em outros estudos (CHAILLOU et al., 2011; CHRISPIM e NOLASCO, 2017; MANDAL et al., 2011; KATUKIZA et al., 2015; LEONG, CHONG e POH, 2018).

A Tabela 5-6 apresenta os resultados médios da caracterização da ACB encontrados nesta pesquisa em comparação com outros estudos.

Tabela 5-6: Comparação das concentrações médias dos parâmetros da ACB obtidas nesta pesquisa com dados da literatura. C – Chuveiro, L – Lavatório, T – Tanque, ML – Máquina de lavar, Coz – Pia de cozinha.

Autores ANO		**Esta pesquisa (2018)**	**Vaz (2014)**	**Katukiza et al. (2015)**	**Vakil et al. (2014)**	**Bani-Melhem et al. (2015)**	**Couto et al. (2015)**	**Chrispim e Nolasco (2017)**	**Ghaitidak e Yadav, (2013)**	**Leong, Chong e Poh (2018)**	**Leonard et al. (2016)**	**Gross et al. (2015)**	**Peprah; Vries e Acheampong (2018)**
País		**Brasil**	**Brasil**	**Uganda**	**India**	**Jordânia**	**Brasil**	**Brasil**	**India**	**Malasia**	**Nova Zelândia**	**Israel**	**Gana**
Fonte de AC		C, L, T	C, L, ML	C,L			C,L	C	C	C, L	ML	C, L	Coz, L, C
Edificação		Resid	Univ.	Resid	Resid	Univ.	Aerop.	Univ.		Resid	Resid	Resid	Resid
Parâmetros	Unidade												
Cloro livre	mg/L	0,05											
Turbidez	NTU	18,78	48,8		74,8	80		100	375	127,7		40-328	
pH		6,73	8,8		7	6,9	7,6		7,5	6,7		6,7-8	7
Oxigênio Dissolvido	mg/L	1,44											
Condutividade	mS/cm	0,17						0,411					0,204
NTK	mg/L	5,43		0,19								2 a 35	
NH3 - N	mg/L	1,99					36			2,6			14,8
Fósforo Total	mg/L	0,08		0,03		1,64		5,3	1,1	2,2		0,4-23	2,3
DQO	mg/L	76,89	164	27,9	498,8	356	170	272,8	645	27,8			757,7
DBO_5	mg/L	66,89	57	13,4	150		93	123,1	424	7,7	3,7	270-1056	252,6
E.coli	NMP/100 ml	2,01E+04		3,8E+08				5,60E+04	1,40E+03	1,50E+03	5,00E+00		2,40E+04
Coliformes totais	NMP/100 ml	1,11E+06		8,1E+09				4,00E+05		2,80E+05	1,10E+03		3,80E+06
Sólidos Totais	mg/L	226,5											
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	53,5	35,2	9,2	484	34	461	155,8	353	98,8	0,5	22-760	
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	173								83			1288,7
Sólidos sedimentáveis	mg/L	0,4											537,5

Os resultados da caracterização da ACT, por sua vez, mostraram que as concentrações de cloro livre na ACT (Tabela 5-7) estão muito baixos considerando que esta é uma água tratada. Isso se deve ao fato de que a amostra foi propositalmente coletada antes do ponto de cloração na ETAC, visto que o objetivo deste trabalho incluiu a cloração em ensaios de bancada. Dessa forma, é esperado que os valores de cloro livre nessas amostras estejam baixos. Parâmetros como turbidez, pH, OD e condutividade apresentaram valores similares àqueles reportados por outros estudos na ACT (COUTO et al., 2015; GUAL et al., 2008; SARNAGLIA, 2014).

Tabela 5-7: Características da ACT.

Parâmetros	média	mediana	S.D.	max.	min.	N
Cloro livre (mg/L)	<1	-	-	1	<1	8
Turbidez (NTU)	4,1	3,1	2,7	11	1	11
pH	6,6	6,6	0,4	7,2	5,9	11
OD (mg/L)	1,4	1,3	0,4	2,2	0,9	11
Condutividade (µS/cm)	200	170	0,06	350	150	11
NTK (mg/L)	2,2	2,1	1,4	4,2	0,6	10
N - Amoniacal (mg/L)	2,1	1,6	1,9	3	0,5	10
Fosforo Total (mg/L)	0,1	0,1	0	0,1	0	10
DQO (mg/L)	61	57	34	116	17	10
DBO_5 (mg/L)	9	10	6	20	2	10
Coli Tot (NMP/100 ml)	9,9E+03	6,8E+03	-	2,4E+04	1,5E+03	10
E coli (NMP/100ml)	3,1E+01	1,2E+01	-	9,2E+01	3,1E+00	10
ST (mg/L)	244	193	220	840	105	10
SST (mg/L)	24	20	17	70	7	10
SDT (mg/L)	223	175	204	770	81	10
SS (mg/L)	0,5	0,6	0,2	0,7	0,2	10

No tocante às concentrações de NTK e N-amoniacal, os valores estão abaixo do geralmente reportados na literatura, que ficam na faixa de 6,4mg/L a 1,4 mg/L (SARNAGLIA, 2014; GONÇALVES, SIMÕES E WANKE, 2010; KNUPP, 2013). As principais fontes de nutrientes na água cinza coletada de chuveiros são os shampoos e produtos de higiene pessoal, cuja variação na concentração depende fortemente dos hábitos dos usuários. O nitrogênio e o fósforo são parâmetros muito importantes de serem monitorado em sistemas de reuso de água, visto que, quando disponíveis, podem contribuir para o crescimento de microrganismos patogênicos (SAIDI et al., 2017). Por outro lado, Al-Jayyousi (2003) destacou que a deficiência da água cinza em

macronutrientes como nitrogênio e fósforo pode limitar a eficiência de alguns tratamentos biológicos.

A maior parte da DQO da água cinza é advinda de produtos químicos utilizados nas residências, mas apesar de características diferentes em relação às fontes produtoras de água cinza, todos os tipos geralmente apresentam boa degradabilidade se comparados ao esgoto doméstico. O principal objetivo do tratamento é a degradação da matéria orgânica, que é a principal carga poluidora de água cinza (SAIDI et al., 2017).

Os resultados microbiológicos mostraram valores de E. *coli* e coliformes totais com uma concentração de 1 e 3 logs, respectivamente. Vale destacar que as coletas de ACT deste estudo foram feitas em um ponto antes da desinfecção, e, portanto, é natural que esses valores estejam ainda mais baixos após a cloração. O tratamento de desinfecção – que neste caso ocorre após o ponto de coleta – mostra-se indispensável já que há possibilidade de contato direto com esta água na pele ou por meio de aerossóis (RAMPELOTTO, 2014).

Por fim, as concentrações de parâmetros de qualidade de água encontrados para estas amostras de ACT estão em acordo com os valores limites para reuso descritos na nova normativa (em consulta pública – texto provisório) da ABNT, conforme apresentado no Quadro 3.3.

5.3. POTENCIAL DE RECRESCIMENTO DE E. COLI EM AC

5.3.1. Etapa 1 - Estudo do recrescimento em ACB

A Tabela 5-8 apresenta os resultados obtidos após 120h de exposição da ACB às diferentes dosagens de cloro.

Tabela 5-8: Resultados do teste de recrescimento na ACB com diferentes dosagens de cloro após 5 dias.

Amostra	Dosagem de cloro (mg Cl_2/L)	Residual de cloro após 5 dias (mg/L)	Log de redução		Recrescimento	
			CT	E. coli	CT	E. coli
1	2,48	<1	1 log	0 logs	1 log	1 log
2	4,25	<1	3 logs	2 logs	-	1log
3	6,38	1,7	3 logs	2 logs	2 logs	-
4	10,81	3,5	3 logs	2 logs	-	-
5	11,17	5,3	2 logs	2 logs	-	-

Fonte: autora.

O estudo mostrou que, com 120h de contato, o consumo médio de cloro – resultado da diferença entre o residual e a dosagem aplicada - foi de 4,5 mg Cl_2/L para ACB. Para as amostras de menores dosagens, é importante ressaltar que todo o cloro adicionado foi consumido nos primeiros dias de teste, quando o método não detectou a concentração de cloro por ser muito baixa.

Segundo a caracterização da ACB utilizada nos testes de recrescimento, a concentração de matéria orgânica (DQO) apresentou valor médio de 77 mg/L. Tais valores corroboram com as observações sobre o consumo de cloro apresentado em outros estudos com a mesma faixa de matéria orgânica (HODGSON, 2012) e sugerem que a presença de matéria orgânica pode ter sido uma das principais responsáveis pelo consumo de cloro nas amostras. Resultados similares foram apresentados por Friedler et al. (2011), que apresentou um consumo de 3,1 mg Cl_2/L em águas cinzas com 63 mg/L de DQO. Segundo os mesmos autores, essa baixa demanda provavelmente ocorre devido à alta qualidade da água com relação à concentração de nutrientes, sobretudo N-amoniacal, já que isso é um dos fatores que mais afetam a eficiência da desinfecção de efluentes (PIANOWSKI e JANISSEK, 2003).

Da maneira ainda mais substancial, o consumo de cloro foi maior em March, Gual e Orozco (2004), que encontraram valores de decaimento de cloro de 36 mg Cl_2/L em 720min de tempo de contato com a DQO e NTK de 171 mg/L e 11,4 mg/L, respectivamente. Se comparadas as concentrações desses parâmetros com a ACB deste estudo (76,8 mg/L para DQO e 5,3 mg/L para NTK), vê-se uma discrepância naturalmente associada às concentração de matéria orgânica. Em Church et al.(2015) a demanda de cloro de 57,2 mg Cl_2/L ocorreu para água cinza com carga orgânica de 708 mg/L de DQO.

As curvas de decaimento de cloro (não mostradas neste estudo) não apresentaram *breakpoint* (ponto de ruptura). O *breakpoint* – processo no qual uma quantidade suficiente de cloro primeiro reage com todas as substâncias oxidáveis até a condição em que a quantidade adicional permanecerá na forma de cloro livre e só então agirá como desinfetante – não ocorreu nas amostras testadas visto que as quantidades de matéria orgânica e nutrientes presente

foram muito baixas. Além da DQO, efluentes com alta concentração de nitrogênio na forma de amônia também afetam a curva de demanda de cloro, visto que, nestes casos o ácido hipocloroso pode reagir com a amônia, transformando-o em cloramina, com ação menos eficaz que o cloro livre (METCALF e EDDY, 2016; MARCH e GUAL, 2007).

As reações que ocorrem após o contato do cloro com a água são oxirredução ou formação de cloraminas. A oxirredução ocorre quando compostos redutores consomem parte do cloro injetado tornando-o indisponível para a desinfecção. Neste estudo, a ausência de *breakpoint* nas curvas de decaimento de cloro levam à concluir que o maior consumo de cloro não foi devido à formação de cloramina, provavelmente devido às baixas concentrações de amônia na ACB. Segundo Friedler et al. (2011), a principal causa do *breakpoint* ocorre quando o consumo de amônia transforma o cloro livre em cloramina. Isso garante que a forma de cloro livre disponível reagiu rapidamente com efeito desinfetante.

Na ACB (amostra 1) foi possível perceber a inativação de 1 log coliformes totais com a menor dosagem de cloro e a ausência de inativação E. *coli* em 5 dias de teste. Em geral, a inativação de E. *coli* foi completa em todas as outras dosagens, enquanto que a concentração de coliformes totais variou em até 3 logs. Considerando que o cloro é um oxidante que atua destruindo os ácidos nucléicos e as membranas celulares dos microrganismos (ANASTASI et al., 2013), supõe-se que a maior inativação de E. *coli* em relação à coliformes totais na ACB ocorreu porque as cepas de E. *coli* presentes na amostra poderiam ser menos resistentes à cloração do que outros microrganismos do grupo de coliformes totais. Ademais, o rápido decaimento de cloro e a inativação de E. *coli* sugerem que este consumo ocorreu devido à demanda instantânea de cloro como agente desinfetante, já que a concentração de matéria orgânica ou a presença de nitrogênio orgânico foi muito baixa na ACB, e portanto, não houve a formação de cloramina, mais ineficaz para a desinfecção (METCALF e EDDY, 2016).

Com relação às concentrações de cloro residual, os valores variaram de <1 mg Cl_2/L a 5,32 mg Cl_2/L, conforme Tabela 5-8. Em termos de padrões de exigência, não há uma regulação nacional que estabeleça limite mínimo para

água de reuso, mas a Portaria MS Nº 2914, de 12 de dezembro de 2011, garante que é obrigatória a manutenção de, no mínimo, 0,2 mg/L de cloro residual livre ou 2 mg/L de cloro residual combinado em toda a extensão do sistema de distribuição (reservatório e rede). Para o reuso, a Agência Americana EPA (USEPA, 2012) define que entre os requisitos de qualidade para a água de reuso destinada a descarga do vaso sanitário está um limite de cloro residual 0,1 mg/L e 0,4 mg/L para cloro combinado.

Somente as amostras 1 e 2 da ACB apresentaram recrescimento de E. *coli* após 120h e 72h de tempo de contato, respectivamente. Em ambas as amostras o residual de cloro no ponto de recrescimento foi menor que 1 mg Cl_2/L – limite de detecção do método. As Figura 5-8 e Figura 5-9 apresentam esses resultados, cujo decaimento de cloro, de microrganismos e o recrescimento podem ser observados. Os resultados de todas as amostras estão apresentados no Apêndice A. Vale lembrar que o tempo descrito como -1 nos gráficos é referente ao tempo de análise imediatamente assim que se coletou a amostra.

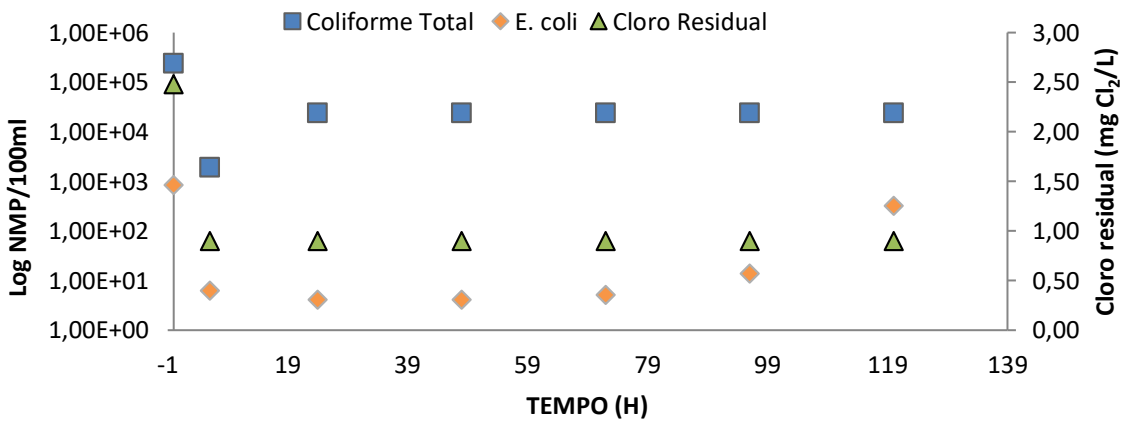

Figura 5-8: Teste de recrescimento de E *coli* e coliformes totais em amostras de ACB com 2,48 mg/L de dosagem de cloro, com destaque para os pontos que representam o recrescimento de E. *coli*.

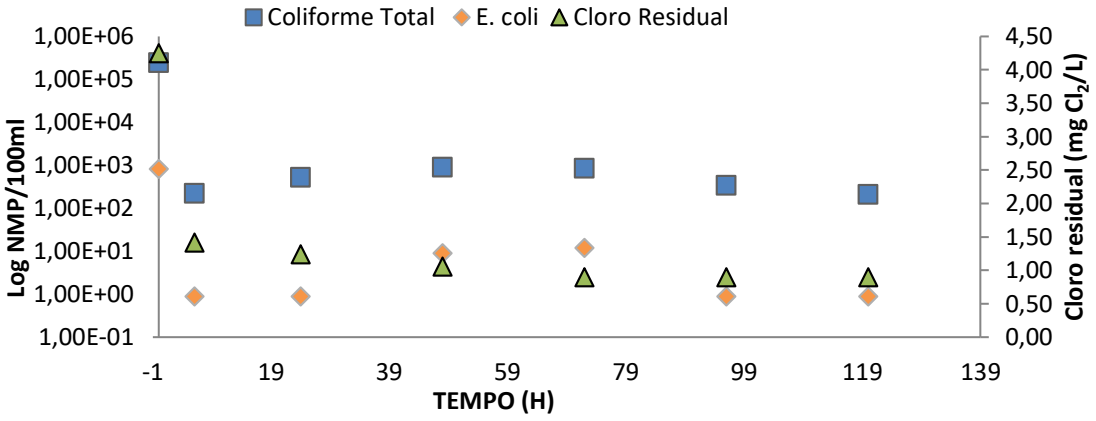

Figura 5-9: Teste de recrescimento de E coli e coliformes totais em amostras de ACB com 4,25 mg/L de dosagem de cloro, com destaque para os pontos que representam o recrescimento de E. coli.

Com relação ao grupo de coliformes totais, as amostras 1 e 3 apresentaram o recrescimento de até 2 logs em sua concentração, passando de 3 logs para 4 logs na amostra 1 e 0 logs para 2 logs na amostra 3 (Tabela 5-8). Não houve recrescimento de E. *coli* nas amostras 3, 4 e 5, entretanto, é importante destacar que na amostra 3 o residual de cloro no dia do recrescimento de microrganismos do grupo coliformes totais foi de 2,4 mg Cl_2/L, um pouco acima do limite mínimo para evitar o recrescimento em toda a rede de distribuição estabelecido pela Portaria MS Nº 2914/2011.

As dosagens de 2,48 mg Cl_2/L e 4,25 mg Cl_2/L de cloro aplicadas na ACB não foram capazes de garantir um residual necessário para que não haja recrescimento em 5 dias, já que segundo Ekeren et al. (2016), um residual acima de 2 mg Cl_2/L tende a prevenir esse fenômeno. Ainda que na amostra 3 o residual estivesse acima de 2 mg Cl_2/L no tempo 24 horas (2,48 mg Cl_2/L), o recrescimento ocorreu em 2 logs para microrganismos do grupo de coliformes totais.

Em um dos primeiros estudos desenvolvidos sobre o recrescimento de coliformes em esgoto sanitário, Shuval, Cohen e Kolodney (1973) encontraram uma relação inversa entre o número de bactérias sobreviventes à cloração e a ocorrência de recrescimento. Segundo eles, quando o número de coliformes é drasticamente reduzido após a cloração, isto parece permitir o recrescimento de coliformes. Os autores atribuem o fenômeno à ausência geral de microflora

competitiva e ao fato de que o efluente de águas residuais não tratadas fornece nutrientes suficientes para permitir o recrescimento e manutenção de um determinado nível de coliformes.

Neste estudo, em especial, observou-se que a inativação de coliformes totais em todas as amostras de ACB foi mais baixa que E. *coli*. Isto pode representar um cenário de competição que pode ter impedido o recrescimento desse grupo de organismos em algumas amostras com residual baixo (por exemplo, amostra 2). Além disso, na água cinza, a capacidade das bactérias patogênicas em resistir ao cloro pode ser maior que em águas potáveis de distribuição. Em geral as águas cinzas já tiveram em contato com altas concentrações de cloro durante os processos de tratamento anteriores reduzindo assim a eficiência da cloração para eliminar esses patógenos no tratamento de águas cinzas (AL-GHEETHI et al., 2016).

Com relação a E *coli*, entretanto, a concentração de microrganismos após a cloração em todas as amostras de ACB, exceto a com menor dosagem de cloro, foi muito baixa ou menor que 1 NMP/100 ml. Um dos fatores que podem ter limitado o recrescimento mesmo com o residual de cloro abaixo do limite foi a pouca disponibilidade de nutrientes, já que as concentrações de fósforo e nitrogênio na ACB foram baixas (Tabela 5-5). Outros estudos apresentaram resultados similares com relação a E. *coli*, em que a água cinza com pouca matéria orgânica não continha nutrientes suficientes para sustentar o recrescimento bacteriano (BECK et al., 2013).

As amostras 4 e 5 alcançaram um cloro residual de 3,5 mg Cl_2/L e 5,3 mg Cl_2/L respectivamente. Estes valores são altos o suficiente para evitar o recrescimento de microrganismos na amostra, porém, vale lembrar que não são indicados visto que podem causar diversos prejuízos ao uso da água, como forte cheiro e aspecto desagradável (METCALF e EDDY, 2016), além do que, segundo Amin et al. (2013), o total de subprodutos da cloração (THMs) aumentam exponencialmente com o aumento da dose de cloro.

5.3.2. Etapa 2 – Estudo do recrescimento na ACT

Conforme descrito anteriormente, para os testes de recrescimento na ACT foi necessário fazer a inoculação de E. *coli* e fortificação com solução de nutriente, haja vista a sua baixa concentração de nutrientes e microrganismos.

5.3.2.1. Estudos preliminares de crescimento de E. *coli* em ACT

Os resultados das três condições avaliadas para o crescimento e posterior inoculação de E. coli em ACT estão apresentados na Figura 5-10.

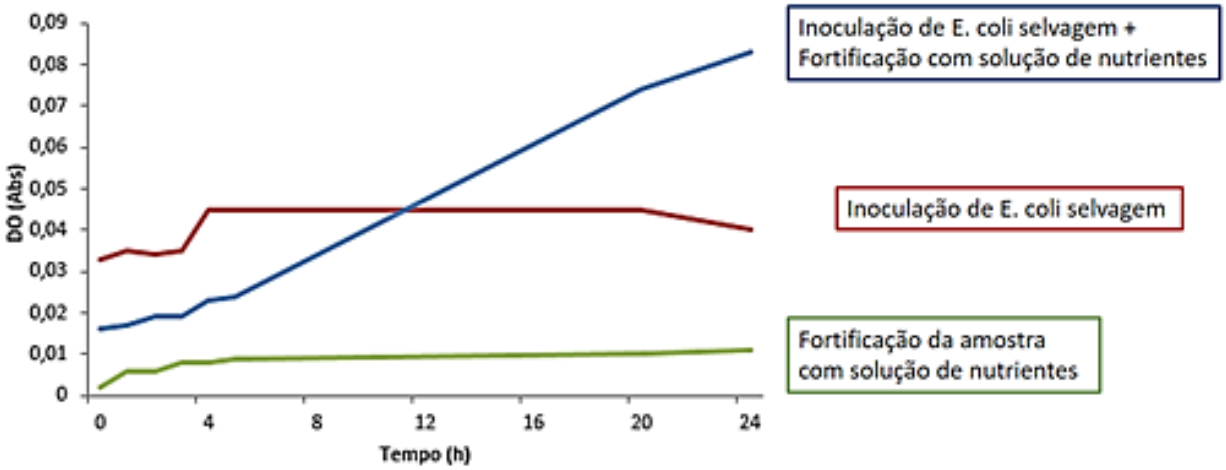

Figura 5-10: Curvas indicadoras de crescimento de E. *coli* em meio de ACT.

Nas amostras com fortificação de nutrientes, as concentrações de N-amoniacal, ortofosfato e DQO na amostra de ACT foram de 3,64 mg/L, 0,90 mg/L e 48,8 mg/L, respectivamente. Esses valores são largamente encontrados em amostras de ACT, conforme apresentados em referências na Tabela 3.1.

Pela análise das curvas, é plausível afirmar que o principal limitante para o crescimento de E. *coli* em meio de ACT foi o nutriente, neste estudo disponível como nitrogênio amoniacal e fósforo. A Figura 5-10 mostra que mesmo que a bactéria tenha sido inoculada em meio de ACT, sem o aumento da concentração de nutrientes, o aumento da densidade óptica (DO) no meio foi irrisório, o que leva a concluir que a taxa de crescimento desses microrganismos foi muito baixa.

Da mesma forma, quando o aporte de nutrientes foi feito na ACT sem a inoculação de culturas de E. *coli*, a DO praticamente não mudou com o passar do tempo, ou seja, as bactérias presentes naturalmente na ACT não foram

suficientes para aumentar a população no meio. Este resultado era esperado, considerando que a concentração de microrganismos indicadores naturalmente encontrados na ACT era muito baixa – de 3,17E+01 NMP/100 ml (conforme resultados da caracterização da amostra). Da mesma forma, a concentração de nutrientes e matéria orgânica nestas amostras sem a fortificação também foi muito baixa.

Por outro lado, quando a amostra de ACT foi inoculada com culturas de E. coli e fortificada com solução de nutrientes, a curva de crescimento apresentou as fases de uma curva ideal: a fase lag, caracterizada por não ocorrer crescimento ou mesmo decorrer um declínio da cultura, a fase exponencial (ou Log) onde ocorre o aumento constante do número de microrganismos e a fase estacionária com ausência do crescimento.

Considerando que a matéria orgânica de um ecossistema é frequentemente o fator limitante de crescimento de microrganismos heterotróficos (NICOLAU, 2014), este resultado reporta uma consideração importante e já bastante difundida na microbiologia, em que o aumento da concentração de nutrientes no meio com a presença de E. *coli* favoreceu o aumento exponencial da concentração desses microrganismos.

Dessa forma, nos testes de recrescimento na ACT, optou-se por inocular as amostras com E. *coli* e solução nutriente de nitrogênio e fósforo na proporção aproximada de 4:1 mg/L desses contaminantes.

5.3.2.2. Recrescimento em ACT com fortificação da amostra

O teste de recrescimento de coliformes totais e E. *coli* em amostras de ACT foram feitos em duplicata e a Tabela 5-9 apresenta os resultados obtidos após 120h de exposição da ACT às diferentes dosagens de cloro.

Tabela 5-9: Resultados do teste de recrescimento na ACT com diferentes dosagens de cloro para o 1º e 2º ensaio realizado.

Amostra	Dosagem de cloro (mg Cl_2/L)		Residual de cloro em 120h (mg Cl_2/L)		Log de redução				Recrescimento			
					CT (log)		E. *coli* (log)		CT (log)		E. *coli* (log)	
	1º	2º	1º	2º	1º	2º	1º	2º	1º	2º	1º	2º
1	1,7	1,8	<1	<1	1	1	0	1	-	-	1	2
2	3,7	3,6	<1	<1	2	2	2	2	1	-	2	2
3	5,3	6,3	<1	1,7	2	3	3	7	-	-	1	2
4	7,6	8,5	<1	2,8	3	2	3	3	1	-	-	-
5	11,3	11	1,42	3,9	4	5	5	8	1	-	-	-

O consumo de cloro nestas amostras de ACT, considerando a maior dosagem aplicada, foi de até 9,93 mg Cl_2/L, enquanto que na ACB foi de até 7,29 mg Cl_2/L. Este resultado pode ser explicado em função da fortificação das amostras com nitrogênio e fósforo e da inoculação de microrganismos, grandes agentes consumidores de cloro. March e Gual (2007) afirmam que a degradação de 1 mol de amônia consome em média 1,5 mol cloro (ou hipoclorito) e que na água cinza, esses compostos contendo nitrogênio podem vir em parte da degradação de bactérias pelo hipoclorito. Altos consumos de cloro em amostras de água cinza com características similares às encontradas neste estudo foram reportados por outros autores. Winward et al. (2008) utilizou uma dosagem de 10 mg CL_2/L em amostras com 86 mg/L de DQO e obteve um residual menor que 1 mg CL_2/L. De forma similar, Hodgson (2012) reportou um consumo de quase 10 mg CL_2/L em 60 minutos de tempo de contato para amostras parecidas. Assim, podemos afirmar que os resultados de maiores consumos de cloro na ACT se comparado à ACB foram devido às fortificações feitas com nitrogênio amoniacal e fósforo nestas amostras.

Em geral, a inativação de E. *coli* foi muito boa em todas as dosagens de cloro, exceto na menor delas. A dosagem da amostra 1 foi muito baixa, o que justifica a ineficiente desinfecção. A concentração apropriada de hipoclorito e o tempo de retenção hidráulica (TDH) são fatores cruciais na obtenção de boas taxas de desinfecção nos sistemas de cloração (OH et al., 2018). A concentração de nitrogênio na forma de amônia foi baixa (3,64 mg/L), indicando menor potencial de formação de cloramina durante a cloração. Tendências similares foram

observadas para os coliformes totais, o que indica que, apesar do alto consumo de cloro reportado anteriormente e atribuído as altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes na amostra, a reação do cloro com compostos oxidantes não impediu a eficiência desse desinfetante. Resultados similares foram reportados por Alsulaili et al. (2017), que sob uma dosagem de 10 mg CL_2/L de cloro, pode efetivamente reduzir o coliformes totais em 3 logs.

Os resultados deste ensaio para as amostras que apresentaram o recrescimento de E. *coli* (amostras 1, 2 e 3) estão apresentados nas figuras a seguir (Figuras 5-11 a 5-13) que mostram o decaimento de cloro ao longo do tempo, bem como o decaimento e recrescimento de microrganismos. Os demais resultados estão dispostos no Apêndice B.

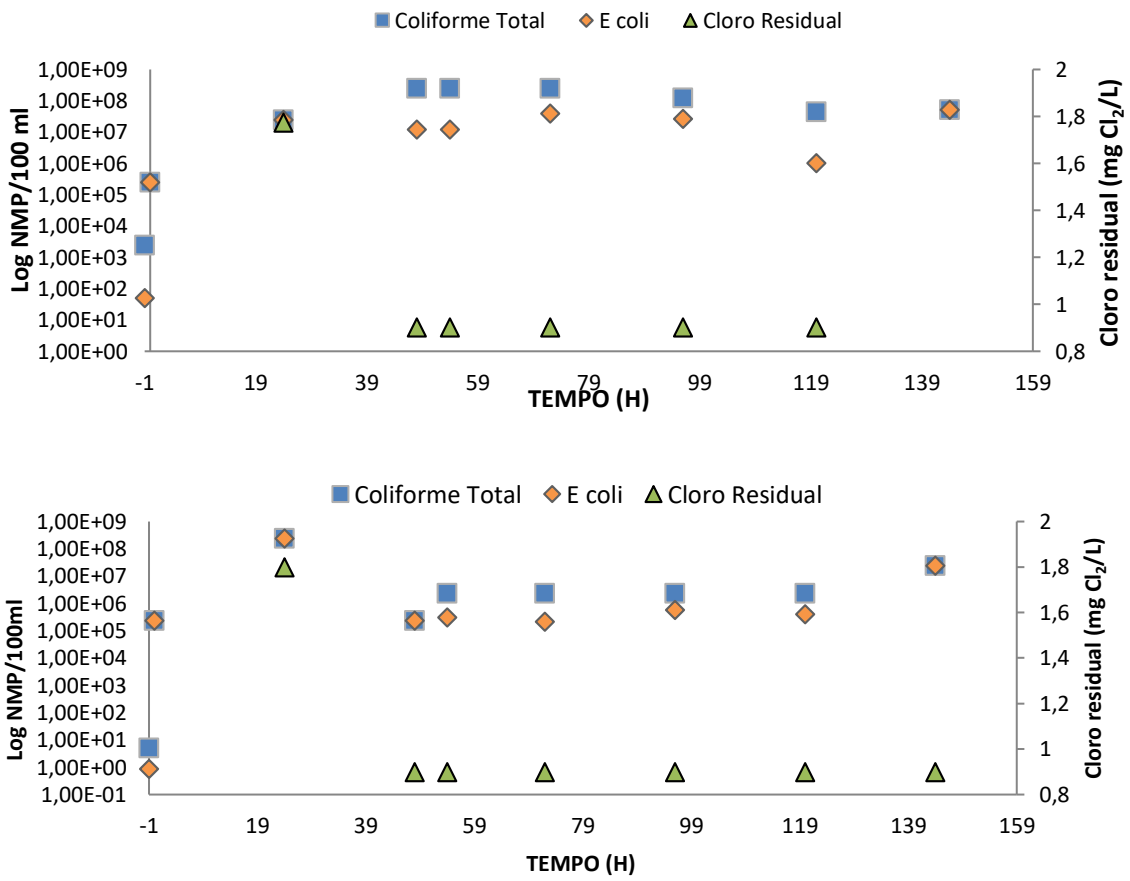

Figura 5-11: Teste de recrescimento de E. coli e coliformes totais em amostras de ACT no 1º e 2º ensaio da amostra 1.

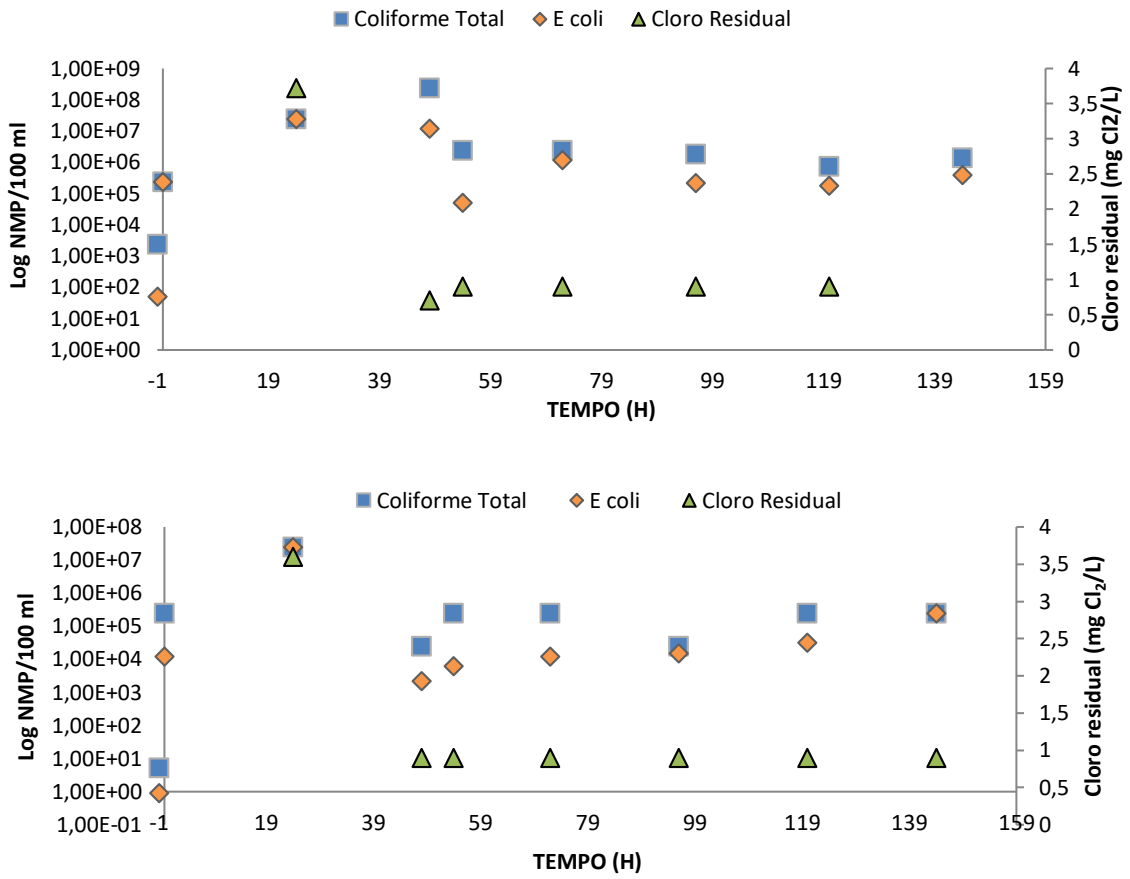

Figura 5-12: Teste de recrescimento de E coli e coliformes totais em amostras de ACT no 1º e 2º ensaio da amostra 2.

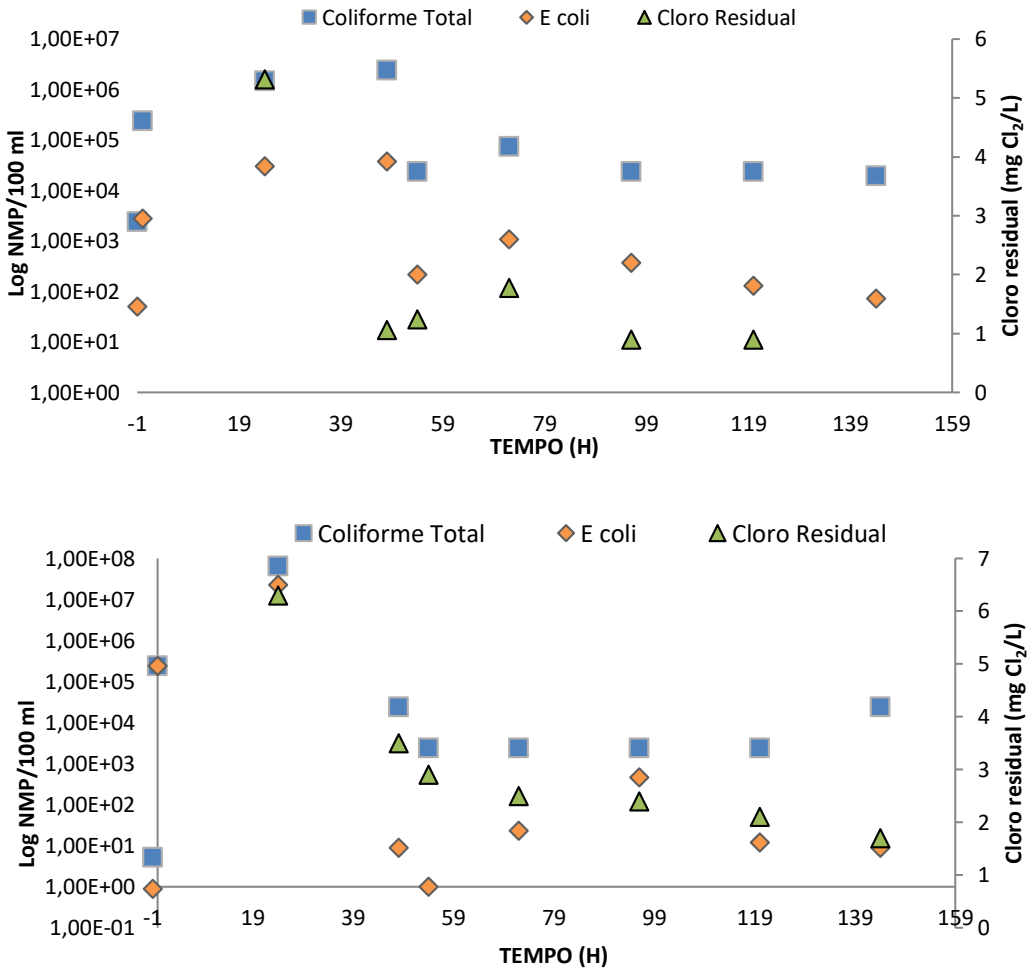

Figura 5-13: Teste de recrescimento de E coli e coliformes totais em amostras de ACT no 1º e 2º ensaio da amostra 3.

Vale destacar que valores de 0,9 foram admitidos para os casos em que a concentração de microrganismos foi menor que o limite de detecção do método (menor que 1 NMP/100 ml).

Na ACT foi observado o recrescimento de 1 log de microrganismos do grupo Coliformes Totais em 3 amostras (2, 4 e 5) e de até 2 logs de E. *coli* (amostras 1,2 e 3) no primeiro ensaio. O segundo ensaio, não houve recrescimento de coliformes totais, entretanto o mesmo comportamento de recrescimento foi observado nas três primeiras amostras para E. *coli*. O residual de cloro nestas amostras nos tempos em que foi observado o recrescimento variou de <1 mg Cl_2/L a 3,9 mg Cl_2/L. Na amostra 5, ainda que o residual de cloro estivesse consideravelmente alto (4,25 mg Cl_2/L) no tempo em que ocorreu o recrescimento (72h – dados não mostrados), não foi o suficiente para evitar o

recrescimento de pelo menos 1 log de coliformes totais no primeiro ensaio. Nos estudos de Ekeren et al. (2016), resultados similares foram encontrados para concentrações menores de cloro residual, onde uma concentração residual de 1,5 mg Cl_2/L não foi suficiente para evitar o recrescimento de coliformes totais e *E. coli* em água cinza, porém, os autores afirmam que com 2,75 mg Cl_2/L de residual esse recrescimento foi impedido por pelo menos 4 dias. Neste estudo, a amostra 4 apresentou residual de cloro de 2,66 mg Cl_2/L quando houve o recrescimento de 1 log de coliformes totais. Friedler et al. (2011), ao estudar o recrescimento de vários microrganismos na água cinza sob efeito de hipoclorito de sódio, concluiu que sob as concentrações residuais de 1mg Cl_2/L e 0,5 mg Cl_2/L e uma DQO de 47 mg/L, nenhum microrganismo apresentou recrescimento em 6 horas de ensaio, corroborando com os resultados deste estudo que não apresentaram recrescimento nesse mesmo tempo. Das amostras de água cinza que foram semeadas com E. coli antes da desinfecção nas pesquisas de Beck et al. (2013), nenhuma apresentou recrescimento ao longo de um período de 15 dias. Vale destacar que esse estudo citado obteve residuais de 3,76 e 10,8 mg Cl_2/L em amostras com 4 mg/L de TOC, o que justifica o não recrescimento não só pela baixa disponibilidade de nutrientes na amostra como também pelos altos residuais.

Segundo Tal et al. (2011), as razões para o recrescimento bacteriano em águas cinzas cloradas são em partes devido à característica altamente reativa do cloro com outros nutrientes e matéria orgânica, que aceleram o decaimento de cloro. Apesar de um bom resultado de inativação de coliformes e E. *coli* na ACT deste estudo, o recrescimento pode ser permitido pelo estado VBNC (viável mas não cultivável) das bactérias inativadas. Tem sido relatado que sob condições desfavoráveis, as bactérias podem ser transferidas para um estado dormente chamado VBNC, o que significa que há processos metabólicos lentos e nenhuma divisão celular (AL-GHEETHI et al., 2016), apesar da aparente eficiência de desinfecção.

Portanto, considerando que o recrescimento de E. *coli* foi detectado em 3 amostras e que coliformes totais apresentou recrescimento em outras amostras com dosagem maior em até 5 dias de ensaio após a cloração, esses resultados podem ser de interesse para sistemas de reuso de água cinza que precisam de

tempo de armazenamento mais longo. Os resultados levam à questionamentos sobre o uso da cloração em processos de desinfecção e reuso de água com maior tempo de estocagem, haja vista as possibilidades de recrescimento aqui mostradas mesmo considerando altas concentrações residuais e que podem ser aumentadas de acordo com a qualidade final do efluente. Alguns autores afirmam que a cloração tornou-se um processo inaceitável para a desinfecção da água devido aos subprodutos tóxicos, resistência bacteriana e recrescimento bacteriano após o processo de desinfecção (AL-GHEETHI et al., 2016), corroborando com os resultados aqui apresentados. Existe a necessidade de desenvolver um método de desinfecção alternativo que seja fácil de operar, econômico, que garanta um residual na água e que não produza subprodutos prejudiciais, ao contrário da desinfecção com cloro (OH et al., 2018).

5.4. TESTES ORGANOLÉPTICOS

5.4.1. Teste afetivo

A Figura 5-14 apresenta os resultados da frequência em que cada nota foi atribuída aos níveis de turbidez apresentados aos julgadores, com um n total de 235 amostras. Além da mediana, o gráfico de barras demostra a variabilidade dos resultados.

Observa-se que a nota mediana para o nível 2 NTU (8) é praticamente o dobro da nota mediana atribuída pelos avaliadores para os níveis de turbidez 8 NTU e 10 NTU (4). Além disso, as notas para 2 NTU estão entre 4 e 9, com a maioria se concentrando entre 7 e 9, enquanto que as notas para turbidez a partir de 3 NTU estão entre 1 e 9.

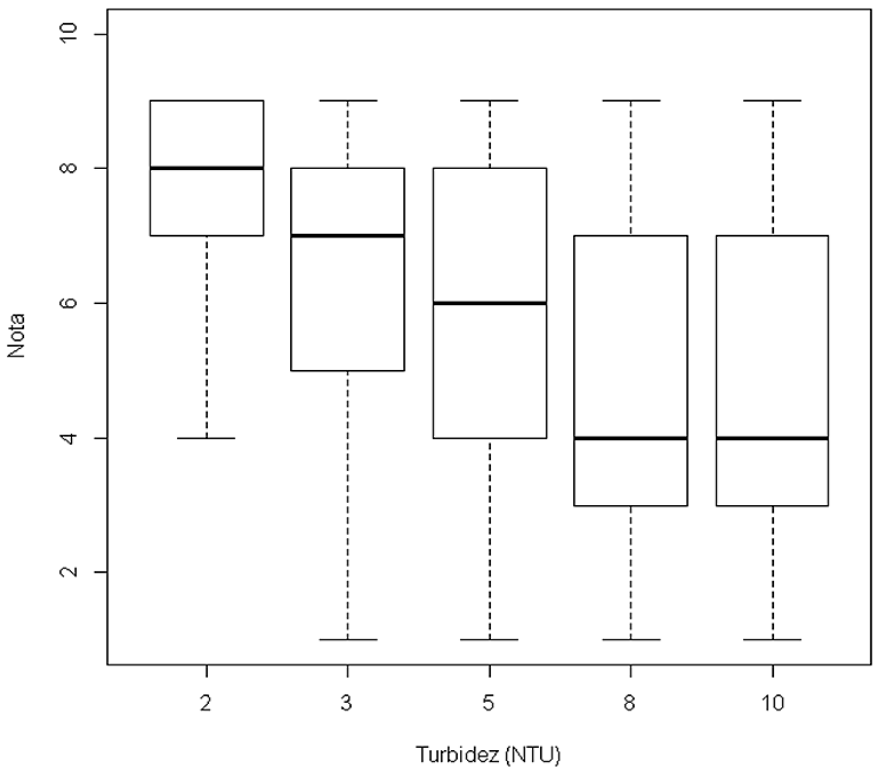

Figura 5-14: Boxplot comparativo dos níveis de turbidez e notas atribuídas.

Para o nível de turbidez de 3 NTU, graficamente é perceptível a grande variação de notas atribuídas, enquanto que para 2 NTU esses valores ficaram mais concentrados. Outro fator interessante é que o boxplot mostra a similaridade entre as amostras de 8 NTU e 10 NTU, que tiveram a mesma mediana (4), além de as duas amostras apresentarem as variações de notas de 1 a 9 e a maioria dos valores concentrados nas mesmas faixas (entre 3 e 7).

Ademais, a organização dos dados apresenta a aparente tendência de notas maiores para menores níveis de turbidez.

A Figura 5-15 apresenta um gráfico de frequência acumulada das notas. O eixo y representa a proporção dos avaliadores que atribuíram as notas dispostas na legenda.

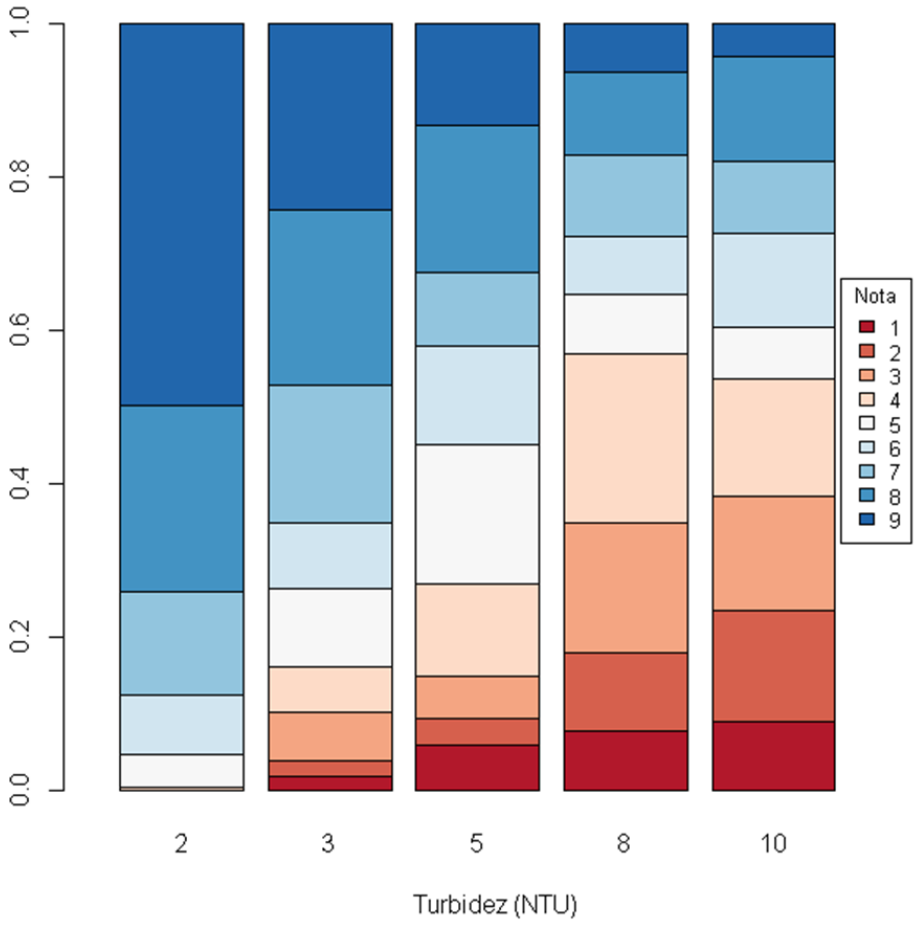

Figura 5-15: Gráfico de frequências acumuladas para os parâmetros notas versus nível de turbidez.

Para o nível 2 NTU menos de 20% atribuíram nota até 2 e quase 50% atribuíram notas superiores a 5. Por outro lado, corroborando com os resultados previstos na Figura 5-14, quanto maior o nível de turbidez, menor a concentração de notas mais altas.

É importante destacar, mais uma vez, que as amostras de 8 NTU e 10 NTU aparentemente não diferiram quanto às frequências de notas, já que ambas apresentam uma distribuição de frequência muito similar, tendenciando à conclusão que para esses casos, os usuários não foram capazes de diferenciar as amostras.

Para confirmar essa similaridade entre as amostras de 8 e 10 NTU, foi feito um teste de sinal, que é um método estatístico utilizado para testar diferenças consistentes entre pares de observação. O resultado desse teste mostrou que a hipótese de igualdade de notas para as amostras de 8 NTU e 10 NTU foi

confirmada, com 95% de confiança, rejeitando-se a igualdade das medianas na comparação de todos os pares de NTU´s, com exceção do par 8 NTU e 10 NTU.

Além disso, o teste de Friedman (F) foi aplicado de forma generalizada com 4 graus de liberdade, comparando as notas atribuídas a todas as amostras. Esse teste foi precedido de um teste de aleatoriedade que garantiu um delineamento experimental adequado.

O resultado do teste F foi um p-valor de $2{,}2e^{-16}$, indicando que há evidências estatísticas suficientes para rejeitar a hipótese nula de igualdade das medianas (nível de significância de 5%), confirmando as evidências observadas no boxplot e no gráfico de frequências acumuladas.

5.4.2. Teste triangular

O teste triangular compreendeu a participação de 77 julgadores e visou identificar quais os níveis de turbidez são de fato perceptíveis aos usuários, complementando os resultados do teste afetivo. Na Tabela 5-10 estão descritos os p-valores obtidos através de cada comparação no teste qui-quadrado. Foi possível concluir se os julgadores foram capazes de perceber uma piora na qualidade da água através do aumento da turbidez de cada nível separadamente (pela aceitação ou rejeição da hipótese nula).

Tabela 5-10: Resultados da análise utilizando método qui-quadrado para os testes triangulares. (continua)

Amostras comparadas	p-valor	Conclusão	Significado no teste
1 NTU e 3 NTU	0,1381	Aceita-se H_0	Os julgadores **não** perceberam a diferença de turbidez entre as amostras.
1 NTU e 5 NTU	0,0012	Rejeita-se H_0	Os julgadores **perceberam** a diferença de turbidez entre as amostras.
1 NTU e 7 NTU	0,0007	Rejeita-se H_0	Os julgadores **perceberam** a diferença de turbidez entre as amostras.
1 NTU e 10 NTU	5,4E-07	Rejeita-se H_0	Os julgadores **perceberam** a diferença de turbidez entre as amostras.
3 NTU e 5 NTU	0,0758	Aceita-se H_0	Os julgadores **não** perceberam a diferença de turbidez entre as amostras.
3 NTU e 7 NTU	0,0526	Aceita-se H_0	Os julgadores **não** perceberam a diferença de turbidez entre as amostras.
3 NTU e 10 NTU	0,0003	Rejeita-se H_0	Os julgadores **perceberam** a diferença de turbidez entre as amostras.
5 NTU e 7 NTU	0,8691	Aceita-se H_0	Os julgadores **não** perceberam a diferença de turbidez entre as amostras.
5 NTU e 10 NTU	0,0596	Aceita-se H_0	Os julgadores **não** perceberam a diferença de turbidez entre as amostras.
7 NTU e 10 NTU	0,0852	Aceita-se H_0	Os julgadores **não** perceberam a diferença de turbidez entre as amostras.

Os pares de amostras que retrataram alguma associação entre os valores de turbidez e o número de respostas corretas dos julgadores no teste qui-quadrado foram consideradas dependentes e, portanto, quanto maior o valor de uma variável (turbidez), maior a outra (número de acertos). Nestes casos, a hipótese é de que o aumento da turbidez está relacionado com a percepção de piora na qualidade da água (H_1).

A mesma premissa é adotada em casos contrários, ou seja, as comparações que não reportaram nenhuma associação entre as variáveis foram consideradas independentes, e assim, o aumento da turbidez não esteve relacionado necessariamente a um aumento da percepção da piora da qualidade da água pelos julgadores (H_0).

Na Figura 5-16 está representado um diagrama que melhor evidencia os resultados.

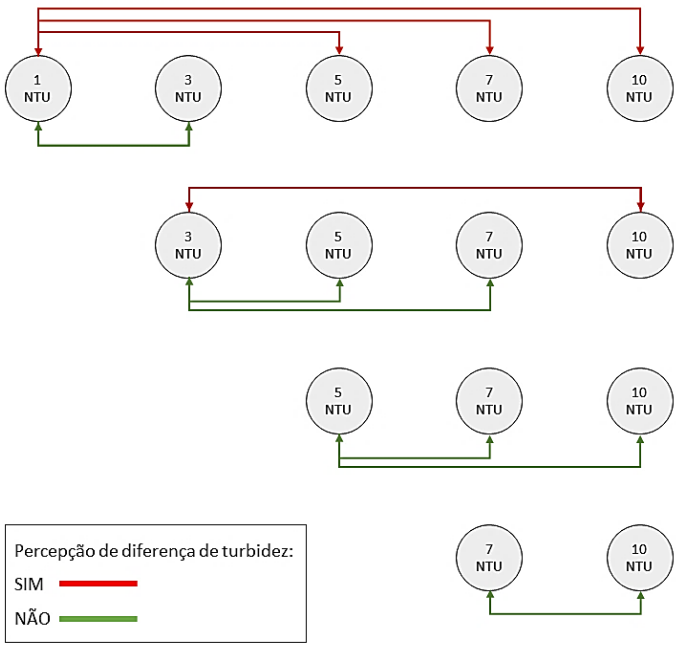

Figura 5-16: Diagrama de representação da percepção de turbidez pelos julgadores através do teste triangular.

De acordo com a Tabela 5-10 e Figura 5-16, e tomando-se como base comparativa uma amostra com turbidez semelhante a da água potável (1 NTU), o teste mostrou que os julgadores não discerniram entre os valores de turbidez de 1 NTU e 3 NTU, ou seja, em relação à percepção dos usuários, é completamente plausível afirmar que amostras com até 3 NTU não serão diferenciadas de águas potáveis. Esta mesma amostra (1 NTU) quando comparada à amostras de água com níveis de turbidez um pouco maior – 5, 7 e 10 NTU – naturalmente apresenta uma tendência à diferenciação imediata pelos usuários, conforme mostrado na Tabela 5-10. O teste confirmou que nestes casos, os julgadores foram capazes de perceber o aumento da turbidez e uma consequente repulsa à essas amostras.

Entretanto, para fins de uso não potável, considerando-se amostras de água cinza de 3 NTU como base comparativa, os julgadores só foram capazes de perceber a diferença quando a comparação foi feita com uma amostra de 10 NTU, atestando que em amostras de 3, 5 e 7 NTU não possível fazer a distinção, conforme pode ser percebido pelo diagrama da Figura 5-16. Assim, segundo os resultados aqui apresentados, é razoável afirmar que águas com até 7 NTU podem ser reutilizadas sem repulsas advindas da turbidez por usuários do sistema de reuso de água.

Entre as amostras de 5, 7 e 10 NTU, por sua vez, em termos estatísticos, os julgadores não foram capazes de perceber as diferenças de turbidez. O teste qui-quadrado reportou que, para o nível de significância 0,05, os p-valores nestas amostras foram maiores que 5%, o que nos leva a aceitar que o aumento da turbidez não esteve relacionado, necessariamente, a um aumento da percepção da piora da qualidade da água pelos julgadores.

6. CONCLUSÕES

Este estudo mostrou que, em termos estatísticos, não há nenhuma correlação forte e significativa entre a turbidez e a presença de E. *coli* em águas residuais, induzindo à uma conclusão de que nem sempre altos valores de turbidez necessariamente devem representar um maior valor de microrganismos indicadores, não devendo, portanto, utilizar a turbidez como um parâmetro indicador e norteador de avaliações de reuso de águas residuais.

A qualidade da água cinza estudada nesta pesquisa foi muito similar àquelas reportadas pela literatura. Aqui, obteve-se uma relação DQO/DBO_5 na ACB de 1,1, o que indica uma elevada biodegradabilidade desse efluente. Para as concentrações de NTK e N-amoniacal, os valores foram baixos, o que pode ser devido à ausência desses nutrientes nos produtos de higiênico utilizados. Nestas amostras, percebeu-se que o recrescimento tanto de coliformes totais como de E. *coli* ocorreu em ACB e ACT, com residuais de cloro acima de 2 $mgCl_2$/L. Na ACT o recrescimento de coliformes totais, mais especificamente de E. *coli*, ocorreu em três amostras com as menores dosagens de cloro. Esse comportamento foi observado nos dois ensaios realizados. Este resultado pode ser explicado em função da fortificação das amostras com nitrogênio e fósforo e inoculação de microrganismos, grandes agentes consumidores de cloro.

Por fim, este estudo encontrou que em termos de percepção dos usuários dos sistemas de águas cinzas com diferentes turbidezes, as amostras com menor turbidez apresentavam maior aceitação, naturalmente. Entretanto, entre as amostras com níveis maiores (8 NTU e 10 NTU), não houve diferença. Quando avaliados qual o nível máximo de turbidez que os usuários conseguem perceber em relação à comparações de água potável, o estudo mostrou que amostras com até 3 NTU não serão diferenciadas de águas potáveis. Entretanto, para fins de uso não potável, considerando-se amostras de água cinza de 3 NTU como base comparativa, os julgadores só foram capazes de perceber a diferença quando a comparação foi feita com uma amostra de 10 NTU, atestando que em amostras de 3, 5 e 7 NTU não foi possível fazer a distinção. Dessa forma, de acordo com os resultados aqui apresentados, é plausível afirmar que águas residuais com turbidez de até 7 NTU não sofrerão

resistência por parte dos usuários, garantindo assim que, em termos de aceitabilidade social, as normatizações de reuso de água não serão reprovadas caso considerem valores aceitáveis de até 7 NTU para reuso de água por parte dos usuários.

7. RECOMENDAÇÕES

As principais recomendações deixadas neste estudo como sugestão de pesquisas futuras são:

- Avaliar os principais parâmetros limitantes do crescimento de microrganimos indicadores de qualidade de água em ambientes de água cinza;

- Avaliar as possibilidades de recrescimento de outros microrganimos conhecidamente abundantes em água cinza, como Salmonella, Pseudomonas, Legionela, Staphilococos e Enterococos, visando uma visão mais abrangente dos riscos associados ao reuso desta água;

- Investigar as principais causas do recrescimento de E. coli em águas cinzas e quais os sorotipos de bactérias que recrescem.

- Avaliar a possibilidade de recrescimento de microrganismos patogênicos na água de reuso tratada com diferentes tipos de desinfetantes como ozônio, UV, etc.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alaska Department of Environmental Conservation November 8, 2013. Disponível em: http: www.dec.alaska.gov .Acesso em: 23 de fevereiro de 2018.

AL-GHEETHI, A. A.; RADIN MOHAMED, R. M. S.; EFAQ, A. N.; AMIR HASHIM, M. K. Reduction of microbial risk associated with greywater by disinfection processes for irrigation. Journal of water and health, v. 14, n. 3, p. 379-398, 2016.

AL-JAYYOUSI, O. R. Greywater reuse: towards sustainable water management. Desalination, v. 156, n. 1-3, p. 181-192, 2003.

ALSULAILI, A. D., HAMODA, M. F., AL-JARALLAH, R. & ALRUKAIBI, D. Treatment and potential reuse of greywater from schools: a pilot study. Water Science and Technology, p. 2119-2129, v. 75 2017.

AMIN, M. M.; HASHEMI, H.; BOVINI, A. M.; HUNG, Y. T. A review on wastewater disinfection. International Journal of Environmental Health Engineering, v. 2, n. 1, p. 22, 2013.

ANASTASI, E. M. WOHLSEN, T. D.; STRATTON, H. M.; KATOULI, M. Survival of Escherichia coli in two sewage treatment plants using UV irradiation and chlorination for disinfection. Water research, v. 47, n. 17, p. 6670-6679, 2013.

APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 21 ed. Washigton - DC. APHA, 2005.

APPHA, AWWA, WEF. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 21 ed. Washigton - DC. APHA, 2005

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. CB-02/2018: Uso de Fontes Alternativas de Água Não Potável em Edificações – texto provisório . Rio de Janeiro. 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13969:1997. Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, p. 60.1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 4120: Análise sensorial — Metodologia — Teste triangular. Rio de Janeiro, p. 16. 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISSO 15527:2007: Aproveitamento de água de chuva. Rio de Janeiro, p. 34. 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14141/1998: Escalas utilizadas em análise sensorial de alimentos e bebidas. Rio de Janeiro, p. 13. 1998.

BARIŞÇI, S.; TURKAY, O.; DIMOGLO, A. Review on Greywater Treatment and Dye Removal from Aqueous Solution by Ferrate (VI). Ferrites and Ferrates: Chemistry and Applications in Sustainable Energy and Environmental Remediation, p. 349-409, 2016.

BAZZARELLA, B. B. Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não potável em edificações. Dissertação – Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória – ES, 2005.

BECK, S. E., RODRÍGUES, R. A., SALVESON, A., GOEL, N., RHODES, S., KEHOE, P., & LINDEN, K. G. Disinfection methods for treating low TOC, light graywater to California title 22 water reuse standards. Journal of Environmental Engineering, v. 139, n. 9, p. 1137-1145, 2013.

BANI-MELHEM, Khalid et al. On the performance of real grey water treatment using a submerged membrane bioreactor system. Journal of Membrane Science, v. 476, p. 40-49, 2015.

BIRKS, R., HILLS, S. Characterisation of indicator organisms and pathogens in domestic greywater for recycling. Environmental monitoring and assessment, v. 129, n. 1-3, p. 61-69, 2007.

BOYJOO, Y.; PAREEK, V. K.; ANG, M. A review of greywater characteristics and treatment processes. Water Science and Technology, v. 67, n. 7, p. 1403-1424, 2013.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA . Relatório Anual de Conjuntura de Recursos Hidricos. Disponível em: http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/relatorio-conjuntura-2017.pdf: Acesso em: 22 de abril de 2018.

BUSGANG, A., FRIEDLER, E., OVADIA, O., & Gross, A. Epidemiological study for the assessment of health risks associated with graywater reuse for irrigation in arid regions. Science of the Total Environment, v. 538, p. 230-239, 2015.

CANADIAN GUIDELINES FOR DOMESTIC RECLAIMED WATER FOR USE IN TOILET AND URINAL FLUSHING. Prepared by the Working Group on Domestic Reclaimed Water of the Federal -Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment (2010). Ottawa, Ontario. Disponível em:< http: >. Acesso em jan. de 2018.

CDC – Centers of Disease Control and Prevention - E. coli. Disponível em: https://www.cdc.gov/ecoli/index.html/. Acesso em: 03 de fevereiro de 2018.

CHAILLOU, K., GÉRENTE, C., ANDRÈS, Y. & WOLBERT, D. Bathroom greywater characterization and potential treatments for reuse. Water, Air, & Soil Pollution, v. 215, n. 1-4, p. 31-42, 2011

CHEN, W., BAI, Y., ZHANG, W., LYU, S., & JIAO, W. Perceptions of different stakeholders on reclaimed water reuse: the case of Beijing, China. Sustainability, v. 7, n. 7, p. 9696-9710, 2015.

CHEN, Zhuo; NGO, Huu Hao; GUO, Wenshan. A critical review on sustainability assessment of recycled water schemes. Science of the Total Environment, v. 426, p. 13-31, 2013.

CHRISPIM, M. C.; NOLASCO, M. A. Greywater treatment using a moving bed biofilm reactor at a university campus in Brazil. Journal of Cleaner Production, v. 142, p. 290-296, 2017.

CHRISTENSEN, V. G. Characterizarion of surface-water quality based on real-time monitoring and regression analysis. US Geological Survey water- resources investigations report. P 28. 2001.

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

CHURCH, J.; VERBYLA, M. E.; LEE, W. H.; RANDALL, A. A.; AMUNDSEN, T. J.; ZASTROW, D. J. Dishwashing water recycling system and related water quality standards for military use. Science of the Total Environment, v. 529, p. 275-284, 2015.

COHIM, E., PEIXOTO, A. C., PASSOS, V., & KIPERSTOK, A. Comportamento de águas cinzas sintéticas durante armazenamento. In: CONFERÊNCIA INTERNACIONAL EM SANEAMENTO SUSTENTÁVEL. 2007

COLARES C. J. G.; SANDRI D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. Revista ambiente e água. Taubaté, v. 8, n. 1, p. 172-185, 2013.

COLLINS, R. Relationships between streamwater E. coli concentrations and environmental factors in New Zealand. In: Diffuse Pollution Conference Dublin. 2003. p. 176-180.

COUTO, E. D. A., CALIJURI, M. L., ASSEMANY, P. P., DA FONSECA SANTIAGO, A., & LOPES, L. S. Greywater treatment in airports using anaerobic filter followed by UV disinfection: an efficient and low cost alternative. Journal of Cleaner Production, v. 106, p. 372-379, 2015

CRAIG, M.; RICHMAN, R.. Towards development of a standard methodology for testing field performance of residential greywater reuse systems: case study of a greywater reuse system installed in 22 homes in Southern Ontario (Canada). Journal of Water Reuse and Desalination, v. 8, n. 2, p. 135-152, 2018.

DANIEL, L. A. Processo de desinfecção e desinfectantes alternativos na produção de água potável: métodos alternativos de desinfecção da água. ABES, 2001.

DEPARTMENT OF HEALTH. Guidelines for the Non-potable Uses of Recycled Water in Western Australia.Perth, 2011.

DOMÈNECH, LAIA; SAURÍ, DAVID. Socio-technical transitions in water scarcity contexts: Public acceptance of greywater reuse technologies in the Metropolitan Area of Barcelona. Resources, Conservation and Recycling 55 p. 53–62. 2010.

DUNGENI, M., Merwe, R. R. & Momba, M. N. B. Abundance of pathogenic bacteria and viral indicators in chlorinated effluents produced by four wastewater treatment plants in the Gauteng Province, South Africa. Water SA 36 (5), 607–614.2010.

EKEREN, K. M., HODGSON, B. A., SHARVELLE, S. E., & DE LONG, S. K. Investigation of pathogen disinfection and regrowth in a simple graywater recycling system for toilet flushing. Desalination and Water Treatment, v. 57, n. 54, p. 26174-26186, 2016.

ENVIRONMENT AGENCY, GREYWATER FOR DOMESTIC USERS: AN INFORMATION GUIDE. (2011). Disponível em: http://publications.environment-agency.gov.uk/PDF/GEHO0511BTWC-E-E.pdf . Acesso em : 24 jan. 2012. . Acesso em : 24 jan. 2018.

ERIKSSON, E., AUFFARTH, K., HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. Urban water, v. 4, n. 1, p. 85-104, 2002.

ERNST, M.; SPERLICHA, A.; ZHENGA X.; GANB, Y.; HUB, J.; ZHAOC, X.; WANGC, J.; JEKELA, M.. An integrated wastewater treatment and reuse concept for the Olympic Park 2008, Beijing. Desalination 202, 293–301. 2006.

FIORI, S, FERNANDES, V. M. C., PIZZO, H. Avaliação qualitativa e quantitativa do reúso de águas cinzas em edificações. Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 19-30, 2006.

FLORENCIO L., BASTOS R. K. X. e AISSE M. M.Tratamento e utilização de esgotos sanitários. Rio de Janeiro : ABES, 2006.

FRIEDLER, E., YARDENI, A, GILBOA, Y. & ALIFIYA, Y. Disinfection of greywater effluent and regrowth potential of selected bacteria. Water Science and Technology, v. 63, n. 5, p. 931-940, 2011.

FRIEDLER, E.; LAHAV, O.; JIZHAKI, H.; LAHAV, T. Study of urban population attitudes towards various wastewater reuse options: Israel as a case study. Journal of Environmental Management, v. 81, n. 4, p. 360-370, 2006.

FRIEDMAN, Milton. The use of ranks to avoid the assumption of normality implicit in the analysis of variance. Journal of the american statistical association, v. 32, n. 200, p. 675-701, 1937.

GARCIA-CUERVA, L.; BERGLUND, E. Z.; BINDER, A. R. Public perceptions of water shortages, conservation behaviors, and support for water reuse in the US. Resources, Conservation and Recycling, v. 113, p. 106-115, 2016.

GASSIE, L. W., ENGLEHARDT, J. D. Advanced oxidation and disinfection processes for onsite net-zero greywater reuse: A review. Water research, v. 125, p. 384-399, 2017

GHAITIDAK, D. M., YADAV, K. D. Characteristics and treatment of greywater—A review. Environmental Science and Pollution Research, v. 20, n. 5, p. 2795-2809, 2013.

GHUNMI, L. A.; ZEEMAN, G.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J. B. Grey water biodegradability. Biodegradation, v. 22, n. 1, p. 163-174, Feb. 2011.

GODINHO V. M. Investigação de bactérias patogênicas por técnicas moleculares em um sistema de tratamento de esgotos composto por reator UASB e lagoas de polimento. Tese – Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte – MG, 2010.

GOHRINGER, S. S. Uso urbano não potável de efluentes de estações de tratamento de esgoto sanitário. Estudo de caso: Município de Campo Largo – PR. Dissertação – Universidade Católica do Paraná. Curitiba – PR, 2006

GONÇALVES R. F. Análise comparativa das práticas de reúso de água cinza em edificações urbanas na Alemanha e no Brasil. Revista DAE. 2018.

GONÇALVES, R. F., SIMÕES, G. M. S., WANKE, R. Reuso de águas cinzas em edificações urbanas estudo de caso em Vitória (ES) e Macaé (RJ). Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica, v. 3, n. 1, p. 120-131, 2010.

Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão ... [et al.]. -- São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

HODGSON B. Development of a cost effective and energy efficient treatment system for gray water reuse fo toilet flushing at the multi-residential scale. Dissertação – Colorado State University – Department of Civil and Environmental Engineering. Fort Collings – CO, USA, 2012.

HUEY, G. M., MEYER, M. L. Turbidity as an indicator of water quality in diverse watersheds of the upper Pecos river basin. Water, v. 2, n. 2, p. 273-284, 2010.

IGNOTO R. F. Avaliação quantitativa de risco microbiológico em águas e biossólidos: estado da arte. Dissertação - Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública – USP. São Paulo, 2010.

JABORNIG, S., FAVERO, E. Single household greywater treatment with a moving bed biofilm membrane reactor (MBBMR). Journal of membrane science, v. 446, p. 277-285, 2013.

JEFFERSON, B., PALMER, A., JEFFREY, P., STUETZ, R., & JUDD, S. . Grey water characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. Water science and technology, v. 50, n. 2, p. 157-164, 2004.

KATUKIZA, A. Y.; RONTELTAP, M.; NIWAGABA, C. B.; KANSIIME, F. e LENS, P. N. L. Grey water characterisation and pollutant loads in an urban slum. International Journal of Environmental Science and Technology, v. 12, n. 2, p. 423-436, 2015.

KING, A. M., "Relationships Between Fecal Indicator Bacteria and Environmental Factors at Edgewater Beach". Honors Research Projects - The University of Akron 331 - 2016. Disponível em: <http://ideaexchange.uakron.edu/honors_research_projects/331>. Acesso em: 13 jan 2018.

KNUPP A. M. Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio e um “wetland” horizontal na produção de água para reuso predial a partir de água cinza clara. Dissertação – Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória – ES, 2013.

KOTUT, K.; NGANGA, V. G.; KARIUKI, F. W. Physico-chemical and microbial quality of greywater from various households in Homa Bay Town. The Open Environmental Engineering Journal, v. 4, p. 162-169, 2011.

KROMETIS, L.H., Characklis, G.W., Dilts, M.J., Simmons, O.D., III, Likirduplos, C.A., and Sobsey, M.D. Intra-storm variability in microbial partitioning and microbial loading rates. Water Research, v. 41, no. 2, p. 506–516, 2007.

LAWRENCE, S. J. Escherichia coli bacteria density in relation to turbidity, streamflow characteristics, and season in the Chattahoochee River near Atlanta, Georgia, October 2000 through September 2008—Description, statistical analysis, and predictive modeling. US Geological Survey, 2012. Disponível em: <http://pubs.usgs.gov/sir/2012/5037/>. Acesso em: 02 fev 2018.

LEONARD, M. GILPIN, B., ROBSON, B., & WALL, K. Field study of the composition of greywater and comparison of microbiological indicators of water quality in on-site systems. Environmental monitoring and assessment, v. 188, n. 8, p. 475, 2016.

LEONG, J. Y. C, CHONG, M. N., POH, P. E. Assessment of greywater quality and performance of a pilot-scale decentralised hybrid rainwater-greywater system. Journal of Cleaner Production, v. 172, p. 81-91, 2018.

LEONG, J. Y. C., OH, K. S., POH, P. E., & CHONG, M. N. Prospects of hybrid rainwater-greywater decentralised system for water recycling and reuse: A review. Journal of cleaner production, v. 142, p. 3014-3027, 2017.

MACKOWIAK, M. LEIFELS, M., HAMZA, I. A., JURZIK, L., & WINGENDER, J. Distribution of Escherichia coli, coliphages and enteric viruses in water, epilithic biofilms and sediments of an urban river in Germany. Science of The Total Environment, v. 626, p. 650-659, 2018.

MAIMON, A.; GROSS, A. Greywater: Limitations and perspective. Current Opinion in Environmental Science & Health, 2017 - In press.

MANDAL, D. LABHASETWAR, P., DHONE, S., DUBEY, A. S., SHINDE, G. e WATE, S. Water conservation due to greywater treatment and reuse in urban setting with specific context to developing countries. Resources, Conservation and Recycling, v. 55, n. 3, p. 356-361, 2011.

MARCH, J. G.; GUAL, M. Breakpoint chlorination curves of greywater. Water Environment Research, v. 79, n. 8, p. 828-832, 2007.

MARCH, J. G.; GUAL, M.; OROZCO, F. Experiences on greywater re-use for toilet flushing in a hotel (Mallorca Island, Spain). Desalination, v. 164, n. 3, p. 241-247, 2004.

MARTINEZ, Edson Zangiacomi. Metanálise de ensaios clínicos controlados aleatorizados: aspectos quantitativos. Medicina (Ribeirao Preto. Online), v. 40, n. 2, p. 223-235, 2007.

MCCARTHY, J. C., PYLE, T. E., GRIFFIN, G. M. Light transmissivity, suspended sediments and the legal definition of turbidity. Estuarine and Coastal Marine Science, v. 2, n. 3, p. 291-299, 1974.

MCSWAIN, M.R. Baseline levels and seasonal variations of enteric bacteria in oligotrophic streams, in Correll, D.L., ed., Watershed research in Eastern North America—A workshop to compare results: Smithsonian Institute, Edgewater, Md., Chesapeake Bay Center for Environmental Studies, p. 555–574. 1977.

MED WWR WG, Mediterranean Wastewater Reuse Repor, Produced by the Mediterranean Wastewater Reuse Working Group. 2007.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison P. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. McGraw Hill Brasil, 2016.

NGUYEN L. A. WARD, A. J. LEWIS, D. Utilisation of turbidity as an indicator for biochemical and chemical oxygen demand. Journal of Water Process Engineering, v. 4, p. 137-142, 2014.

NICOLAU, P. B. Microrganismos e crescimento microbiano. Disponível em: https://repositorioaberto.uab.pt/bitstream/10400.2/6137/1/UT2_Microrganismos%20e%20crescimento%20microbiano_PBN.pdf. Acesso em 22 de junho de 2018.

NOUTSOPOULOS, C.; ANDREADAKIS N. K.; CHARCHOUSI D.; MENDRINOU P.; GALANI A.; MANTZIARAS I.; KOUMAKI E. Greywater characterization and loadings–Physicochemical treatment to promote onsite reuse. Journal of environmental management, v. 216, p. 337-346, 2018.

OH, Kai Siang et al. A review of greywater recycling related issues: Challenges and future prospects in Malaysia. Journal of Cleaner Production, v. 171, p. 17-29, 2018

OLIVEIRA, L. O. V. Características sensoriais e o risco microbiológico em águas cinza tratada para reuso predial. Tese – Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória – ES, 2015

ORON, Gideon et al. Greywater use in Israel and worldwide: standards and prospects. Water research, v. 58, p. 92-101, 2014.

OTENG-PEPRAH, M.; DE VRIES, N. K.; ACHEAMPONG, M. A. Greywater characterization and generation rates in a peri urban municipality of a developing country. **Journal of environmental management**, v. 206, p. 498-506, 2018.

PARANYCHIANAKIS, N.V.; SALGOT, M.; SNYDER, S.A.; ANGELAKIS, A.N. Water reuse in EU states: necessity for uniform criteria to mitigate human and environmental risks. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 45, n. 13, p. 1409-1468, 2015.

PAULO, P. L., BEGOSSO, L., PANSONATO, N., SHRESTHA, R. R., & BONCZ, M. A. Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater. Water Science and Technology, v. 60, n. 8, p. 2001-2007, 2009.

PERIN, K. Reúso de efluente de lagoa de polimento no cultivo de alface hidropônica (Lactuca sativa L.) e de plantas de feijão (Phaseolus vulgaris L.). Dissertação - Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória – ES, 2006.

PETTERSON, S. R.; STENSTRÖM, Thor-Axel. Quantification of pathogen inactivation efficacy by free chlorine disinfection of drinking water for QMRA. Journal of water and health, v. 13, n. 3, p. 625-644, 2015.

PIANOWSKI, E. H., JANISSEK, P. R. Desinfecção de efluentes sanitários com uso de cloro: avaliação da formação de trihalometanos. SANARE-Revista Técnica da Sanepar, p. 06-17, 2003.

PIDOU, M., AVERY, L., STEPHENSON, T., JEFFREY, P., PARSONS, S. A., LIU, S., MEMON F. A., JEFFERSON B. Chemical solutions for greywater recycling. Chemosphere, v. 71, n. 1, p. 147-155, 2008.

PRATHAPAR, S. A. JAMRAH, A., AHMED, M., AL ADAWI, S., AL SIDAIRI, S., & AL HARASSI, A. Overcoming constraints in treated greywater reuse in Oman. Desalination, v. 186, n. 1-3, p. 177-186, 2005.

SAIDI, MASMOUDI, K., NOLDE, E., EL AMRANI, B., & AMRAOUI, F. Organic matter degradation in a greywater recycling system using a multistage moving bed biofilm reactor (MBBR). Water Science and Technology, v. 76, n. 12, p. 3328-3339, 2017.

SALKIND, N. J.; Rainwater, Terese. Exploring research. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 2003.

SANTIAGO, A. F. Avaliação do desempenho de lagoas de alta taxa no tratamento de esgoto pré-desinfectado submetidas a diferentes níveis de radiação solar. Tese – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa – MG, 2013.

SÃO PAULO. Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH nº 01 de 28 de junho de 2017. Governo do Estado de São Paulo. Disponível em: < http://www.daee.sp.gov.br/legislacao/arquivos/003/SESSMASSRHN01.pdf> . Acesso em 31 de julho de 2017.

SARNAGLIA S. A. A. Desempenho de um “wetland” vertical aplicado ao tratamento do efluente de um filtro anaeróbio em uma estação de tratamento de águas cinzas claras visando o reuso não potável em edificações residenciais. Dissertação – Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória – Es, 2014.

SHUVAL, H. I., COHEN, J., KOLODNEY, R. Regrowth of coliforms and fecal coliforms in chlorinated wastewater effluent. Water research, v. 7, n. 4, p. 537-546, 1973.

SMITH, H. M., BROUWER, S., JEFFREY, P., & FRIJNS, J. Public responses to water reuse – Understanding the evidence. Journal of environmental management, v. 207, p. 43-50, 2018.

SMITH, R. P.; PAIBA, G. A.; ELLIS-IVERSEN, J. turbidity as an indicator of Escherichia coli presence in water troughs on cattle farms. Journal of dairy science, v. 91, n. 5, p. 2082-2085, 2008.

SOUZA, C. F, BASTOS, R. G., GOMES, M. P. M., & PULSCHEN, A. A. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola. Ambiente & Água-An Interdisciplinary. Journal of Applied Science, v. 10, n. 3, 2015.

Tal, T., Sathasivan, A. & Bal Krishna, K. B. Effect of diferente disinfectants on grey water quality during storage. J. Water Sustain. 1, 127–137. 2011.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. - USEPA Water Conservation Plan Guidelines, apendice b pág . Disponível em: <http://www3.epa.gov/watersense/docs/app_b508.pdf >. Acesso em 17 abril 2018.

VAKIL, Kuntal A. et al. Characterization of greywater in an Indian middle-class household and investigation of physicochemical treatment using electrocoagulation. Separation and Purification technology, v. 130, p. 160-166, 2014.

VALENTINA R. S. D. Gerenciamento da qualidade e da quantidade de água cinza em uma edificação residencial de alto padrão com vistas ao seu reuso não- potável. Dissertação – Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória – ES, 2009.

VAZ L. Características sensoriais e o risco microbiológico em águas cinzas tratadas para reuso predial. Tese de doutorado, Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória – Es, 2014.

VAZ, L. O. Avaliação do risco microbiológico decorrente do reuso de águas cinza em uma edificação residencial de alto padrão - Dissertação – Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória – Es, 2009.

VEDACHALAM, S.; MANCL, K. Water Resources and Wastewater Reuse: Perceptions of Students at the Ohio State University. 2012.

WILCOX, J., NASIRI, F., BELL, S., & RAHAMAN, M. S. Urban water reuse: A triple bottom line assessment framework and review. Sustainable Cities and Society, v. 27, p. 448-456, 2016.

WOHLIN, C., RUNESON, P., HÖST, M., OHLSSON, M.C., REGNELL, B., WESSLÉN, A., Experimentation in software engineering. Springer Science & Business Media. 2012.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. World Health Organization, 2006.

WU J., LONG S. C. DAS D., DORNER S. M. Are microbial indicators and pathogens correlated? A statistical analysis of 40 years of research. Journal of Water and Health. V. 09.2. p. 265-278. 2011.

YU, Z. L., DESHAZO, J. R., STENSTROM, M. K., & COHEN, Y. . Cost–benefit analysis of onsite residential graywater recycling: a case study on the City of Los Angeles. Journal-American Water Works Association, v. 107, n. 9, p. E436-E444, 2015.

ZENEBON O., PASCUET N. S. (coordenação). Métodos físico-químicos para análise de alimentos. Instituto Adolfo Lutz (São Paulo). São Paulo: Instituto Adolfo Lutz, 2008 p. 1020. 2005.

ZHU, J., WAGNER, M., CORNEL, P., CHEN, H., & DAI, X. Feasibility of on-site grey-water reuse for toilet flushing in China. Journal of Water Reuse and Desalination, v. 8, n. 1, p. 1-13, 2018.

9. APÊNDICE

APÊNDICE A – RECRESCIMENTO EM ACB

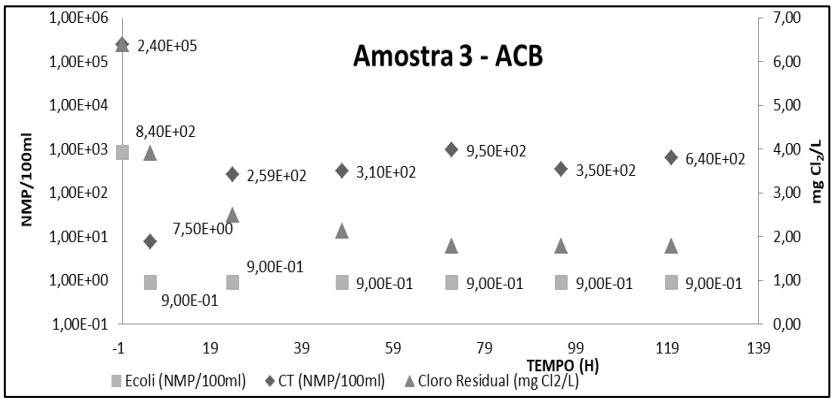

Figura 9-1: Testes de recrescimento na amostra de ACB com dosagem de 6 mg Cl_2/L.

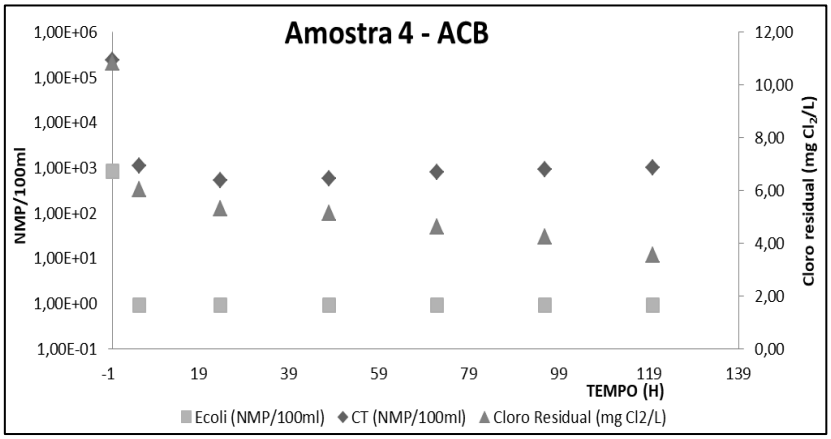

Figura 9-2: Testes de recrescimento na amostra de ACB com dosagem de 8 mg Cl_2/L.

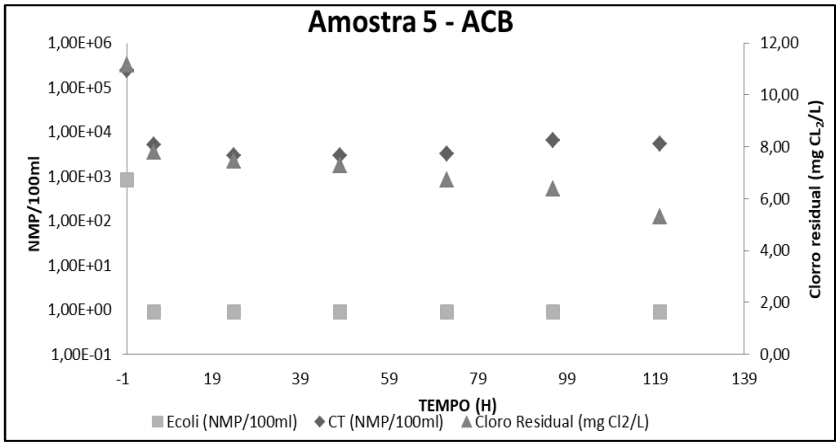

Figura 9-3: Testes de recrescimento na amostra de ACB com dosagem de 10 mg Cl_2/L.

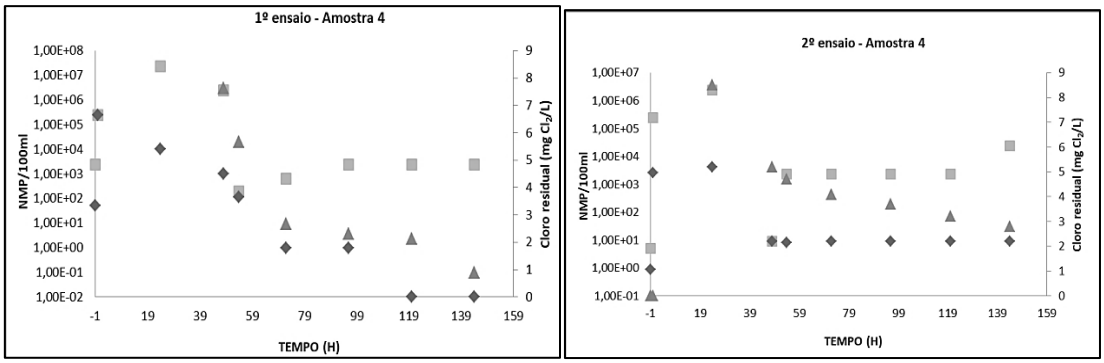

Figura 9-4: Testes de recrescimento na amostra de ACT com dosagem de 8 mg Cl_2/L.

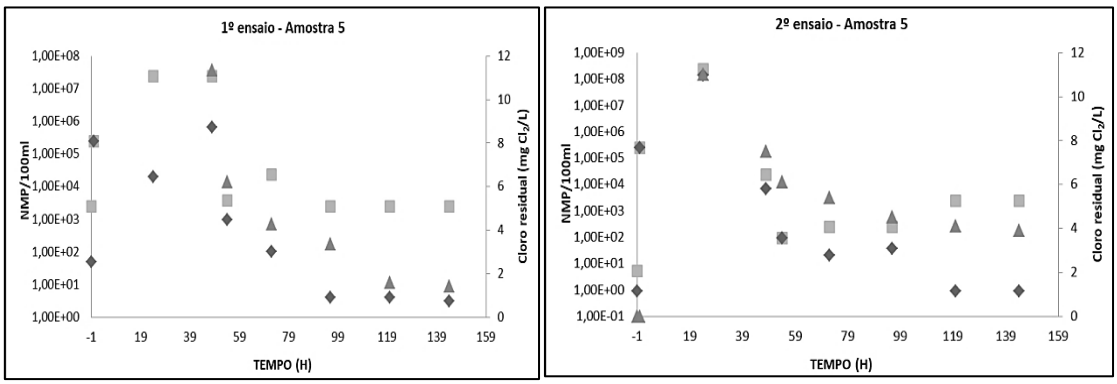

Figura 9-5: Testes de recrescimento na amostra de ACT com dosagem de 10 mg Cl_2/L.