UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

JULIUS CÉSAR ZAMPROGNO MERGULHÃO
RAPHAEL DEPES BRUZZI EMERY

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS VISANDO O REÚSO NÃO-POTÁVEL

VITÓRIA
2011

JULIUS CÉSAR ZAMPROGNO MERGULHÃO
RAPHAEL DEPES BRUZZI EMERY

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS VISANDO O REÚSO NÃO-POTÁVEL

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves

VITÓRIA
2011

JULIUS CÉSAR ZAMPROGNO MERGULHÃO
RAPHAEL DEPES BRUZZI EMERY

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS VISANDO O REÚSO NÃO-POTÁVEL

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Aprovado em 02 de dezembro de 2011.

COMISSÃO EXAMINADORA

_____

Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves

_____

Prof. Dr. Sérvio Túlio Alves Cassini

_____

Profª. Drª. Rosane Hein de Campos

RESUMO

O aumento da demanda de água juntamente com a poluição dos recursos hídricos por águas residuárias e um manejo não adequado das bacias hidrográficas resulta em uma forte pressão nos recursos hídricos. Dessa forma, faz-se necessário uma gestão integrada dos recursos que busque medidas para atenuar esses impactos. Dentre o universo de medidas possíveis, pode-se destacar o reúso de águas cinzas como uma alternativa para aliviar a demanda por água tratada. Atualmente, utiliza-se água potável para fins considerados não nobres, como descarga na bacia sanitária, lavagem de piso e carro e rega de jardin. Neste sentido, o objetivo deste trabalho é avaliar o desempenho de uma Estação de Tratamento de Águas Cinzas (ETAC), localizada em uma edificação residencial multifamiliar em Vitória, ES, na produção de água para reúso nas descargas de bacias sanitárias, rega de jardins e lavagem de pisos. A ETAC é composta por um reator anaeróbio compartimentado em 3 reatores, seguido de um filtro biológico aerado submerso, decantador, filtro terciário, tanque de equalização e tanque de cloração. Dos 3 reatores anaeróbios, verificou-se que apenas o primeiro foi efetivo na remoção de matéria orgânica. A relação DQO/Sulfato média da água cinza, de 3,8, é um indício de que a etapa anaeróbia funcionou pela via sulfetogênica. A relação DQO/DBO5 da água cinza bruta foi de 2,14, indicando que o efluente estudado apresenta biodegradabilidade semelhante a de esgoto doméstico. As baixas quantidades de NTK e fósforo total presentes na água cinza bruta resultaram em uma relação média de DQO:N:P de 100:2,92:1,02, que quando comparada ao ideal de 100:5:1 para produção de sulfeto e crescimento de Bactérias Redutoras de Sulfato, caracteriza uma limitação no crescimento da biomassa pela falta de nitrogênio, fato que foi comprovado pela presença de grandes concentrações de sulfato e DBO5 ainda na fase anaeróbia, evidenciando que a remoção não foi completa. O desempenho da ETAC como um todo apresentou eficiência na remoção de DBO5, DQO, Turbidez, SST, SD e Cor real de 85%, 87%, 90%, 86%, 94% e 82%, respectivamente. No geral, a água de reúso produzida pela ETAC apresentou ótima qualidade, enquadrando-se em algumas normas internacionais para reúso.

Palavras-chave: Água Cinza, reúso de água, tratamento anaeróbio, padrões de reúso.

ABSTRACT

The growth in the water demand, the pollution of water resources by sewage and an inadequate hand basin management results in a strong pressure over the water resources. In this manner, it is necessary an integrated management that looks for actions to minimize these impacts. Between the possible measures, the greywater reuse presents itself as a good alternative to reduce the potable water consumption for non-noble usages, such as toilet flushing, floor cleaning and garden watering. The objective of this study is to assess the performance of a Greywater Treatment System, placed in a multistory building, in the production of water to be reused in toilet flushing, garden watering and floor cleaning. The system has an anaerobic sequenced reactor, divided into three reactors, followed by a biological submerged aerated filter, a decanter, a flow equalization tank and a chlorination tank. From the three anaerobic reactors, just the first one was effective on the organic matter removal. The average COD/Sulphate ratio was 3.8, which shows an indicative that the anaerobic process occurred through sulphate-reducing biodegradation. The COD/BOD5 in the greywater was 2.14, indicating that the effluent is similar in biodegradability to domestic sewage. The low concentrations of KTN and total phosphorus resulted in a COD:N:P ratio of 100:2.92:1.02, distant from the optimum of 100:5:1 for sulfide production and Sulphate Reduction Bacteria growth, that characterizes a limitation in the microorganisms growth due to the lack of nitrogen, which was verified by the presence of high sulphate and BOD concentrations still in the anaerobic stage, showing an incomplete removal. The system overall performance in BOD5, COD, Turbidity, TSS, Sedimentable Solids and True Color removal was 85, 87, 90, 86, 94 and 82%, respectively. In general, the water produced by the greywater treatment system presented great quality, meeting international standards for water reuse.

Keywords: Greywater, water reuse, anaerobic treatment, reuse standards.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Evolução da população por região. 16
Figura 2 - Número de pessoas sem acesso a rede coletora de esgoto. 18
Figura 3 - Volume de esgoto coletado e tratado nas regiões do Brasil. 18
Figura 4 - Perfil 24 horas de produção de água cinza e consumo de água de reúso. 28
Figura 5 - Exemplo de reúso direto de águas cinza. 30
Figura 6 - Fluxograma de tratamento e reúso da água cinza na UFES. 30
Figura 7 - Diagrama esquemático da célula eletrolítica. 33
Figura 8 - Diagrama do sistema de tratamento de águas cinza utilizado por Behrendt e outros (2008). 34
Figura 9 - Esquema do reator sequencial em batelada. 37
Figura 10 - Esquema do tratamento de água cinza por Wetland estudado por Niyonzima (2007). 38
Figura 11 - Vista dos leitos cultivados. 39
Figura 12 - *Layout* da planta piloto estudada por Friedler e outros (2005). 45
Figura 13- Edifício Royal Blue. 47
Figura 14 - Área permeável. 48
Figura 15 - ETAC instalada no pavimento técnico da edificação. 49
Figura 16 - Área de lazer na cobertura. 49
Figura 17 - Fluxograma das etapas da ETAC. 51
Figura 18 - Caixa de entrada. 52
Figura 19 - Regulador de vazão da caixa de entrada. 52
Figura 20 - Reator anaeróbio compartimentado. 53
Figura 21 - Meio suporte utilizado no FBAS. 54
Figura 22 - Bomba centrífuga de recirculação de lodo do DEC. 55
Figura 23 - Da esquerda para a direita: FBAS, DEC e TQE. 56
Figura 24 - Filtro terciário. 56
Figura 25 - Compartimentos no interior do filtro terciário. 57
Figura 26 - Clorador de pastilhas. 57
Figura 27 - Bombas de recalque de água de reúso. 58
Figura 28 - Torneira de coleta de amostra. 60
Figura 29 - Evolução do pH. 68
Figura 30 - Evolução da turbidez. 69
Figura 31 - Evolução da cor real. 70
Figura 32 - Evolução da concentração de DQO. 72
Figura 33 - Evolução da concentração de DBO5. 73
Figura 34 - Evolução da concentração de SST. 75
Figura 35 - Evolução da concentração de SD. 77
Figura 36 - Evolução da alcalinidade. 78
Figura 37 - Evolução da concentração de fósforo total. 79
Figura 38 - Evolução da concentração de ortofosfato. 79
Figura 39 - Evolução do NTK. 80
Figura 40 - Evolução dos teores de nitrogênio amoniacal nas etapas do tratamento. 81
Figura 41 - Evolução dos teores de nitrogênio orgânico nas etapas do tratamento. 81
Figura 42 - Evolução dos teores de N-nitrito nas etapas do tratamento. 82
Figura 43 - Evolução dos teores de N-nitrato nas etapas do tratamento. 82
Figura 44 - Evolução dos teores de sulfato nas etapas do tratamento. 84
Figura 45 - Evolução dos teores de sulfeto nas etapas do tratamento. 85
Figura 46 - Evolução da concentração de O&G. 87

Figura 47 - Perfil 24 hs de pH. 88
Figura 48 - Perfil 24 hs de OD. 88
Figura 49 - Perfil 24 hs de turbidez. 89
Figura 50 - Perfil 24 hs de DQO..... 90
Figura 51 - Perfil 24 hs de SST. 90
Figura 52 - Relação DQO/DBO5 da água cinza bruta..... 91
Figura 53 – Relação DQO/Sulfato da água cinza bruta. 92

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Distribuição da água no mundo. 15
Tabela 2 - Demandas médias para abastecimento urbano. 17
Tabela 3 - Consumo per capita médio. 17
Tabela 4 - Padrões de qualidade requeridos para reúso urbano irrestrito. 24
Tabela 5 - Produção de água cinza em uma residência 28
Tabela 6 - Caracterização das águas cinzas..... 29
Tabela 7 - Relação DQO/Sulfato e a via de degradação de matéria orgânica encontrada por alguns autores. 40
Tabela 8 - Características do meio suporte. 54
Tabela 9 - Resumo dos resultados da água cinza bruta..... 65
Tabela 10 - Resumo dos resultados da água de reúso..... 66
Tabela 11 - Comparação entre as análises de DQO total e DQO filtrada..... 74
Tabela 12 - Comparação da água cinza bruta com outros autores. 83
Tabela 13 - Comparação da água de reúso com outros autores. 83
Tabela 14 - Relação DQO:N:P na água cinza bruta. 93
Tabela 15 - Comparação das características da água cinza bruta..... 96
Tabela 16 - Comparação das características da água de reúso..... 97

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Formas potenciais de reúso da água. 21
Quadro 2 - Possíveis reúsos por estado americano. 23
Quadro 3 - Classificação e parâmetros do efluente conforme o tipo de reúso. 26
Quadro 4 - Exemplos de estações de tratamento de águas cinzas. 31
Quadro 5 - Efeitos do sulfeto no tratamento anaeróbio de efluentes. 41
Quadro 6 - Pontos de consumo de água. 50
Quadro 7 - Procedimentos utilizados nas análises laboratoriais. 63

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA	Agência Nacional de Águas
BRS	Bactérias Redutoras de Sulfato
CESAN	Companhia de Saneamento do Espírito Santo
CL	Cloração
DBO5	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DEC	Decantador
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQOf	Demanda Química de Oxigênio Filtrada
DQOt	Demanda Química de Oxigênio Total
ETAC	Estação de Tratamento de Águas Cinzas
FBAS	Filtro Biológico Aerado Submerso
FT	Filtro Terciário
LABSAN	Laboratório de Saneamento
NBR	Norma Brasileira Registrada
OMS	Organização Mundial da Saúde
RAC	Reator Anaeróbio Compartimentado
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TQE	Tanque de Equalização
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 12
2. OBJETIVOS 14
2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 14
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 15
3.1. CONSUMO E ESCASSEZ DE ÁGUA 15
3.2. REÚSO DE ÁGUAS CINZAS E LEGISLAÇÃO 19
3.2.1. REÚSO DE ÁGUAS CINZAS NO MUNDO 21
3.2.2. O REÚSO DE ÁGUAS CINZAS NO BRASIL 25
3.3. CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS CINZAS 27
3.4. SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS 30
3.4.1. TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO 32
3.4.2. TRATAMENTO BIOLÓGICO 36
3.4.2.1. Tratamento Anaeróbio de Efluentes Ricos em Sulfato 39
3.4.2.2. Tratamento Biológico de Efluentes em Função das Relações DQO/DBO5 e C:N:P 42
3.4.2.2.1. Influência da Relação DQO/DBO5 42
3.4.2.2.2. Influência da Relação C:N:P 43
3.4.3. TRATAMENTO COMBINADO 44
4. METODOLOGIA 47
4.1. DESCRIÇÃO DO EDIFÍCIO DOTADO DE SISTEMA DE REÚSO DE ÁGUAS CINZAS 47
4.1.1. SISTEMA HIDROSSANITÁRIO DO EDIFÍCIO 49
4.2. DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS 50
4.2.1. CAIXA DE ENTRADA 51
4.2.2. TRATAMENTO ANAERÓBIO 52
4.2.3. TRATAMENTO AERÓBIO 53
4.2.4. DECANTAÇÃO 54
4.2.5. TANQUE DE EQUALIZAÇÃO 55
4.2.6. TRATAMENTO TERCIÁRIO 56
4.2.7. RESERVATÓRIO SUPERIOR DE ÁGUA DE REÚSO 58
4.3. AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA 58
4.3.1. AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DAS UNIDADES DA ETAC 59
4.3.1.1. Análises Físico-químicas 60
4.3.2. AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DA ETAC AO LONGO DE 24 HORAS 61
4.4. CÁLCULO DAS RELAÇÕES ENTRE OS PARÂMETROS 62
4.4.1. CÁLCULO DA RELAÇÃO DQO/DBO5 62
4.4.2. CÁLCULO DA RELAÇÃO DQO/SULFATO 62
4.4.3. CÁLCULO DA RELAÇÃO C:N:P 62
4.5. PROCEDIMENTOS DAS ANÁLISES LABORATORIAIS 63
4.6. CÁLCULO DAS EFICIÊNCIAS 63
4.7. TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS 64
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 65
5.1. RESUMO DOS RESULTADOS OBTIDOS 65
5.2. RESULTADOS DAS ANÁLISES DIÁRIAS 67
5.2.1. pH 67

5.2.2. TURBIDEZ 68
5.2.3. COR REAL 70
5.3. MATÉRIA ORGÂNICA 71
5.3.1. REMOÇÃO DE DQO 71
5.3.2. REMOÇÃO DE DBO5 72
5.3.3. DQO FILTRADA 74
5.4. SÉRIE SÓLIDOS 74
5.4.1. SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS 74
5.4.2. SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS 76
5.5. ALCALINIDADE 77
5.6. FÓSFORO 78
5.7. NITROGÊNIO 80
5.8. ENXOFRE 84
5.9. ÓLEOS E GRAXAS 86
5.10. PERFIL 24 HS 87
5.11. RELAÇÕES IMPORTANTES PARA O TRATAMENTO 91
5.11.1. RELAÇÃO DQO/DBO5 91
5.11.2. RELAÇÃO DQO/SULFATO 92
5.11.3. RELAÇÃO DQO:N:P 93
5.12. COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS COM OUTROS AUTORES 94
6. CONCLUSÕES 98
7. RECOMENDAÇÕES 100
8. REFERÊNCIAS 101
APÊNDICE A – RESULTADOS DETALHADOS DE CADA PARÂMETRO 106

1. INTRODUÇÃO

Governos, organismos internacionais, ecologistas e pesquisadores dão a certeza de que a água será a grande riqueza dos próximos anos. O quadro de escassez atual é agravado não só pelo crescimento rápido da demanda de água, mas também pela poluição causada pelo lançamento de águas residuárias nas bacias hidrográficas com maiores índices de urbanização. A dificuldade de obtenção de água nas grandes cidades e os custos crescentes de captação, tratamento e transporte agravados pela crescente degradação dos mananciais, evidenciam a necessidade de sua conservação e uso racional (RAPORPORT, 2004).

Nas áreas urbanas, o consumo de água residencial pode constituir mais da metade do consumo total de água. Segundo dados da Agência Nacional de Águas (ANA) (2010), 55% dos municípios, que representam 73% da demanda de água do país, poderão ter o abastecimento de água deficitário até o ano de 2015. Desse montante, 84% das sedes urbanas necessitam de investimentos para adequação de seus sistemas produtores de água e os outros 16% apresentam déficits decorrentes dos mananciais utilizados.

Além da demanda populacional/industrial e a poluição dos corpos d'água, outro fator que preocupa são as perdas no sistema de abastecimento de água, que chegam a 40% (ANA, 2010). As perdas concentram-se, principalmente, nas redes de distribuição de água. Sendo assim, faz-se necessário a adoção de medidas que possam contribuir para minimizar as pressões nos recursos hídricos.

Dentre o universo de medidas possíveis, pode-se destacar o reúso de águas cinzas como uma alternativa para aliviar a demanda por água tratada, visto que, atualmente, utiliza-se água potável para fins considerados não nobres, como por exemplo: descarga na bacia sanitária, lavagem de piso e carro e rega de jardin.

Contudo, deve-se atentar às características das águas cinzas, pois mesmo que uma água para reúso não necessite atender aos padrões de potabilidade há a necessidade de tratá-la para remover partículas, matéria orgânica dissolvida e patógenos. O que faz das águas cinzas uma melhor alternativa que o esgoto, para um possível reúso, é a menor contaminação, principalmente devido a contribuição

fecal no esgoto, com isso, o processo de tratamento pode ser mais simples (PETERS, 2009).

Existem quatro tipos de tratamentos possíveis para as águas cinzas: a) aeróbio; b) anaeróbio, c) físico e d) combinado. No Brasil, a prática de combinar os sistemas é muito utilizada, costuma-se associar reatores anaeróbios de alta taxa com sistemas aeróbios, principalmente pelo baixo custo de implantação e simplicidade operacional dos reatores anaeróbios, atuando a parte aeróbia como um pós tratamento (CHERNICHARO, 2007). Tendo em vista o tipo de reúso previsto, o sistema de tratamento deve garantir a segurança ao usuário quanto, principalmente, à presença de patógenos, porém vale ressaltar que o Brasil ainda carece de uma legislação específica sobre reúso de água, atrás de países como Estados Unidos, Canadá, Japão, Alemanha, Austrália que já possuem legislações.

Por outro lado, Vitória é um dos primeiros municípios brasileiros a dispor de edificações dotadas de sistemas de reúso de águas cinza. A partir de pesquisas realizadas no Núcleo Água da UFES, financiadas pelo FACITEC, FINEP e CNPq, uma Estação de Tratamento de Águas Cinzas (ETAC) para reúso não potável foi desenvolvida e disponibilizada ao domínio público. As primeiras edificações foram construídas recentemente, e encontram-se com seus respectivos sistemas de reúso de água em funcionamento pleno.

Diante do exposto, este trabalho vem acrescentar à literatura sobre o tema informações necessárias para se desenvolver tais sistemas de reúso e fornecer dados para órgãos públicos competentes a desenvolver padrões para regulamentar o reúso de águas cinzas. Para isso, tem-se como objetivo geral avaliar a eficiência do tratamento de uma ETAC, localizada em uma edificação dotada de um sistema de reúso.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho é avaliar o desempenho de uma Estação de Tratamento de Águas Cinzas (ETAC), localizada em um edifício residencial multifamiliar em Vitória – ES, na produção de água para reúso não-potável, com ênfase na análise do Reator Anaeróbio Compartimentado.

2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Como objetivos específicos, têm-se:

- Avaliar as características da água cinza bruta;
- Avaliar as eficiências de cada etapa do tratamento na remoção de matéria orgânica, turbidez, cor e sólidos;
- Avaliar as relações: Demanda Química de Oxigênio (DQO)/Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO5), C:N:P e DQO/SO_4^{-2} da água cinza bruta;
- Analisar o processo de remoção de matéria orgânica no Reator Anaeróbio Compartimentado relacionando-o com a relação DQO/SO_4^{-2} da água cinza bruta.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo será apresentada uma revisão ampla que vai desde o problema de escassez de água, passando-se pelo reúso de águas cinzas no Brasil e no mundo, suas características e tecnologias de tratamento para produção de água para reúso não-potável.

3.1. CONSUMO E ESCASSEZ DE ÁGUA

Estima-se que o planeta Terra possui cerca de 1.386 milhões de km³ de água distribuída em diversas formas, sendo que 97,5% desse montante representa a quantidade de água salgada e os outros 2,5%, água doce (SHIKLOMANOV, 1997 apud LIMA, 2001). A Tabela 1 apresenta a distribuição de água doce e salgada no mundo, bem como o local onde se encontram as reservas.

Tabela 1 - Distribuição da água no mundo.

Reservatório	Volume (10^3 km^3)	% do volume total	% do volume de água doce
Oceanos	**1.338.000,00**	**96,5379**	**-**
Subsolo:	**23.400,00**	**1,6883**	**-**
Água doce	10.530,00	0,7579	30,0607
Água salgada	12.870,00	0,9286	-
Umidade do solo	**16,50**	**0,0012**	**0,0471**
Áreas Congeladas	**24.046,10**	**1,7362**	**68,6971**
Antártida	21.600,00	1,5585	61,6629
Groelândia	2.340,00	0,1688	6,6802
Ártico	83,50	0,006	0,2384
Montanhas	40,60	0,0029	0,1159
Solos Congelados	**300,00**	**0,0216**	**0,8564**
Lagos	**176,40**	**0,0128**	**-**
Água doce	91,00	0,0066	0,2598
Água salgada	85,40	0,0062	-
Pântanos	**11,50**	**0,0008**	**0,0328**
Rios	**2,10**	**0,0002**	**0,0061**
Biomassa	**1,10**	**0,0001**	**0,0032**
Vapor d'água na atmosfera	**12,90**	**0,0009**	**0,0368**
Armazenamento total de água salgada	**1.350.955,40**	**97,4726**	**-**
Armazenamento total de água doce	**35.029,20**	**2,5274**	**100**
Armazenamento total de água	**1.385.984,60**	**100**	**-**

Fonte: Adaptado de Shiklomanov (1997) apud Lima (2001).

Observa-se que nem toda água doce está disponível, visto que a maior parte, cerca de 69%, encontra-se retida em áreas congeladas, dessa forma, os rios e lagos são

as fontes mais acessíveis para o consumo humano, representando 0,27% do volume de água doce, ou seja, 0,007% do total.

Além da disponibilidade hídrica para o consumo humano ser muito baixa em relação ao montante total, Gonçalves e outros (2006) alertam para a heterogeneidade da distribuição geográfica dos recursos hídricos superficiais, podendo ser a água, então, mais abundante, ou escassa, em algumas regiões. Para se ter uma idéia, o Brasil possui cerca de 13,7% de toda água doce superficial do mundo, sendo 70% na região amazônica onde a densidade populacional é a menor do país. Em contrapartida, regiões como Sudeste e Nordeste apresentam a menor parcela de água do país e são responsáveis pelo abastecimento de mais de 70% de toda a população brasileira (IDEC, 2002 apud GONÇALVES et al, 2006).

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2010), 84% da população brasileira está concentrada em áreas urbanas, sendo as regiões nordeste e sudeste as detentoras de maior parte dessa porcentagem. A Figura 1 apresenta uma perspectiva da evolução da população brasileira até 2025, na qual se pode observar um considerável crescimento da mesma.

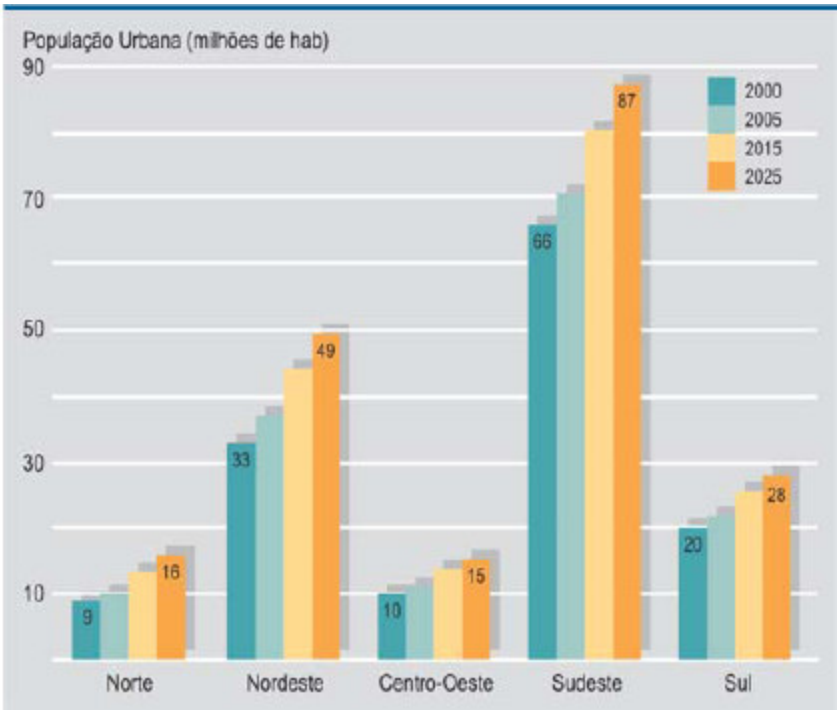

Figura 1 - Evolução da população por região.
Fonte: ANA (2010).

A demanda de água para abastecimento urbano em 2025 aumentará 28%, sendo 18% nas regiões nordeste e sudeste e 10% nas regiões norte, sul e centro-oeste (ANA, 2010). A Tabela 2 mostra a evolução da demanda para abastecimento por região geográfica.

Tabela 2 - Demandas médias para abastecimento urbano.

Ano	Demanda por Região Geográfica (m^3/s)					Total Brasil
	Norte	Nordeste	Centro-Oeste	Sudeste	Sul	(m^3/s)
2005	34	115	33	247	65	494
2015	45	136	39	275	75	570
2025	54	151	44	298	83	630

Fonte: ANA (2010).

A demanda de água pela população é função de vários parâmetros, dentre eles a renda. Segundo Dias e outros (2010), existe uma forte relação entre renda e consumo de água, quanto maior a renda per capita maior é o consumo de água. Gonçalves e outros (2006) também ressaltam que a melhoria nas condições de vida da população resulta em aumento na quantidade de água demandada. A Tabela 3 apresenta a distribuição do consumo per capita de água por habitante, vale ressaltar que a região sudeste, com a maior participação no PIB, apresenta maior consumo per capita.

Tabela 3 - Consumo per capita médio.

Região	Consumo médio de água Por habitante (L/hab/dia)
Norte	111,7
Nordeste	107,3
Sudeste	174,0
Sul	124,6
Centro-Oeste	133,6
Brasil	141,0

Fonte: Adaptado de PMSS (2003) apud Gonçalves e outros (2006).

De acordo com Santos (2011), além do problema da distribuição geográfica, a escassez de água está intimamente ligada com a degradação dos recursos hídricos. Os problemas associados à qualidade da água são provenientes, principalmente, de uma ocupação acelerada e desordenada juntamente com a falta de uma política efetiva de recursos hídricos durante décadas. A primeira política nacional de recursos hídricos virou lei apenas em 1997.

O lançamento de esgoto doméstico é um dos principais fatores que afetam a qualidade dos recursos hídricos. Segundo dados do IBGE (2008), no Brasil, 34,8 milhões de pessoas não possuem acesso à rede coletora de esgoto, a Figura 2 apresenta essa distribuição por região.

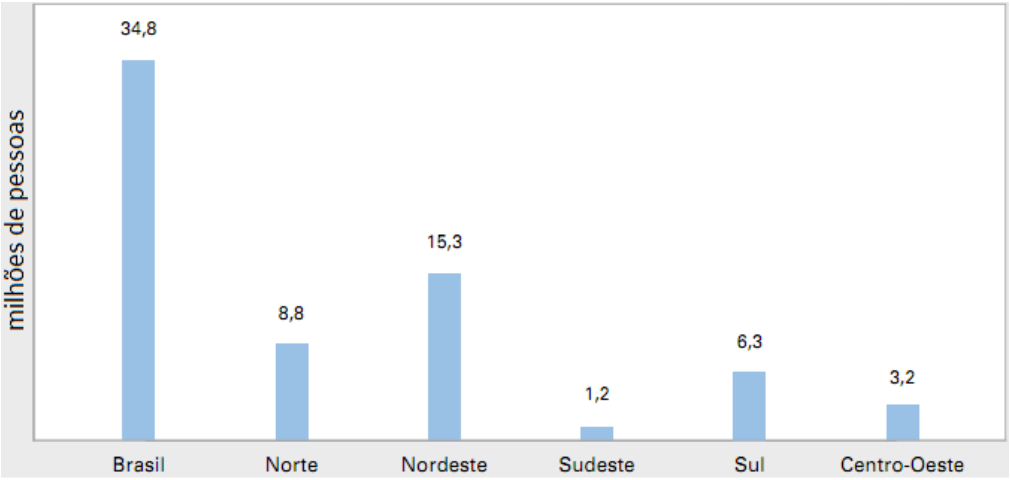

Figura 2 - Número de pessoas sem acesso a rede coletora de esgoto.
Fonte: IBGE (2008).

Ainda segundo o IBGE (2008), nem todo o esgoto coletado é lançado no corpo receptor após tratamento. A Figura 3 apresenta o volume de esgoto coletado e tratado por região do Brasil, observa-se que a região nordeste possui uma boa quantidade de esgoto tratado em relação ao coletado, possivelmente para evitar a degradação dos corpos hídricos devido à escassez na região.

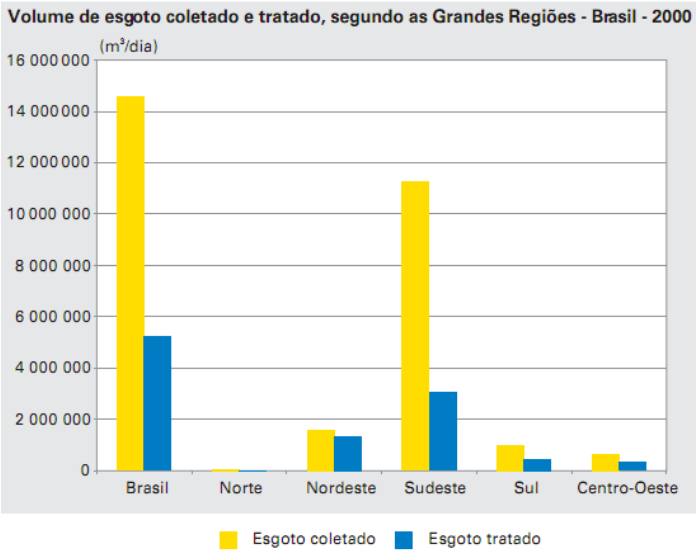

Figura 3 - Volume de esgoto coletado e tratado nas regiões do Brasil.
Fonte: IBGE (2008).

De acordo com Abreu e Macêdo (2010), o reúso de água para irrigação na região nordestina associado à irrigação de alta eficiência apresenta-se como uma excelente alternativa à escassez de água. O reúso de água também pode ser uma boa alternativa para regiões onde as pressões nos recursos hídricos encontram-se elevadas, evitando a demanda por mais água ou degradação do corpo receptor pelos efluentes gerados a partir do uso da água, sendo uma ferramenta importante de gerenciamento dos recursos hídricos. O reúso é abordado inclusive na Agenda 21, em um item do capítulo 18, que diz:

> "*Desenvolver fontes novas e alternativas de abastecimento de água, tais como dessalinização da água do mar, reposição artificial de águas subterrâneas, uso de água de pouca qualidade, aproveitamento de águas residuais e reciclagem da água."* (ONU, 1992 apud GONÇALVES et al, 2006)

O estudo de formas de reciclagem da água é totalmente viável, pois as projeções indicam aumento da população mundial e, consequentemente, aumento da demanda de água para abastecimento. Como a geração de esgoto é proporcional ao consumo de água, reduzir o fator de proporção conhecido como "coeficiente de retorno" (HOROCHOSKI et al, 2011), que indica a quantidade de esgoto produzido a partir do consumo de água, torna-se bastante necessário. A norma ABNT NBR 964/1986 recomenda a utilização de um valor igual a 0,8 para o coeficiente na falta de dados de campo, ou seja, considera-se que 80% da água potável consumida torna-se efluente sanitário, que em grande parte do Brasil é descartado sem aproveitamento.

3.2. REÚSO DE ÁGUAS CINZAS E LEGISLAÇÃO

Atualmente, utiliza-se água potável para diversos fins que não requerem uma água com elevado nível de qualidade como: descarga de bacias sanitárias, irrigação, limpeza de piso e veículos, etc (USGBC, 2005). Isto acarreta numa grande pressão hídrica sobre os mananciais de abastecimento público. Uma das saídas para essa situação é a utilização de fontes alternativas da água, principalmente para esses fins menos nobres. Uma opção que figura dentre as mais viáveis é a água cinza.

O conceito de água cinza ainda não é um consenso internacional, há autores que a definem como águas residuárias provenientes dos lavatórios, chuveiros, tanques e máquinas de lavar roupa e louça (pia da cozinha) (FIORI et al, 2006; NIYONZIMA, 2007). Já outros autores excluem a contribuição da pia da cozinha dessa definição devido à alta carga orgânica da mesma (GONÇALVES et al, 2006; RABELO; MAGRI, 2008).

Uma das vantagens de se fazer o reúso da água cinza é sua disponibilidade (cerca de 70% do esgoto doméstico) e baixa concentração de poluentes, comparada ao esgoto doméstico combinado (LEAL, 2007). A produção de águas cinzas em uma residência é proporcional ao consumo de água potável, enquanto houver utilização das instalações hidrossanitárias em uma edificação, haverá produção de águas cinzas.

A produção doméstica de água cinza varia de região para região, pois depende do clima, costumes da população, cultura e economia. Em Tucson, no Arizona, este volume pode ser da ordem de 117 L/hab.dia^{-1} (FOSTER; DECOOK, 1986 apud ROSE, 1991) enquanto na Califórnia este volume, estimado por Ingham (1980) apud Rose (1991), pode chegar a 223 L/hab.dia^{-1}. Emery (2009) encontrou uma produção média de 195 L/hab/dia para um edifício residencial de alto padrão em Vitória, ES. Um estudo realizado por Fiori (2005), em Passo Fundo (RS), mostra que o volume de água cinza gerado em um apartamento de classe média pode chegar a 808 L/dia.

Em relação ao tipo de reúso de águas cinza, pode-se classificá-lo de duas maneiras: (A-BOAL et al, 1999)

- Reúso Primário: Esse tipo de reúso prevê a aplicação da água cinza bruta diretamente. Ou seja, a água de reúso não passa por nenhum tipo de tratamento. Essa aplicação é limitada a poucos usos, como a irrigação, e não permite o armazenamento devido à liberação de odor e crescimento microbiano.
- Reúso Secundário: Neste tipo de reúso a água cinza é tratada antes de ser utilizada para outros fins. O tratamento permite que a água seja armazenada e utilizada para outros fins além da irrigação, como descarga, lavagem de

pisos e outros potenciais usos, que vão depender do tipo e eficiência do tratamento.

Outra forma de classificar o reúso ocorre de acordo com o emprego do mesmo: potável ou não potável (WESTERHOFF, 2004 apud NUNES, 2006). O Quadro 1 mostra as formas potenciais de reúso de água com base nessa classificação.

Tipo de Reúso	Caracterização	Descrição
Reúso Potável	Direto	Potabilização do esgoto através de tratamentos avançados
	Indireto	Captação de água para tratamento com vistas ao abastecimento público de manancial que tenha recebido carga de esgoto
Reúso Não Potável	Fins Agrícolas	Irrigação de plantas alimentícias e não alimentícias e dessedentação de animais
	Fins Industriais	Reúso interno da água do processo nas instalações industriais (caldeiras, refrigeração, umectação, etc.)
	Fins Recreacionais	Rega de plantas ornamentais e parques públicos, abastecimento de lagos recreacionais, etc.
	Fins Domésticos	Rega de jardins domésticos, lavagem de pisos, lavagem de veículos, descargas sanitárias, lavagem de roupa, etc.
	Manutenção de Vazões	Utilização de efluentes tratados, principalmente em épocas de seca, para manutenir vazões de corpos d'água
	Aquicultura	Utilização do volume e/ou nutrientes dos efluentes para produção de peixes e plantas aquáticas
	Recarga de Aquíferos Subterrâneos	Injeção de efluente, tratado ou não, por injeção artificial ou naturalmente em aquíferos subterrâneos

Quadro 1- Formas potenciais de reúso da água.
Fonte: Adaptado de NUNES (2006).

Dentre os tipos de reúso apresentados no Quadro 1, destacam-se os reúsos não potáveis, devido à necessidade de sistemas menos complexos de tratamento. Além disso, a Organização Mundial da Saúde (OMS) não recomenda o reúso potável direto devido aos riscos associados à saúde humana (NUNES, 2007).

3.2.1. REÚSO DE ÁGUAS CINZAS NO MUNDO

O reúso de água vem sendo amplamente estudado em todo o mundo. Em alguns lugares, como no Reino Unido, autores pregam que o reúso em pequena escala possui maior viabilidade técnico-financeira do que sistemas com capacidade de reservação maiores, já disponíveis naquele mercado (DIXON et al, 1999). Sistemas menores podem ser mais facilmente aplicados em construções já existentes. Parte dessa visão vem do fato de que nem toda a água cinza produzida é normalmente reutilizada nesses sistemas. Normalmente, há um excesso de produção quando

comparada à demanda local (GONÇALVES et al, 2009). Deste modo, é necessário que se busquem outras aplicabilidades para a água cinza bruta e/ou tratada.

Historicamente, os primeiros padrões de reúso de água basearam-se em parâmetros necessários para a irrigação. As recomendações da OMS usam coliformes termotolerantes e ovos de helmintos como organismos indicadores, sendo os limites iguais a 1000 UFC/100ml e 1 ovo de helminto/L, respectivamente. Essas recomendações aplicam-se para irrigação no campo. Padrões mais restritivos são propostos para a irrigação de áreas verdes públicas, com um limite de 200 UFC/100ml para coliformes termotolerantes. (USEPA, 2004)

A maior parte das legislações existentes no mundo sobre o tema parte do princípio de proteção à saúde pública. Deste modo, os parâmetros microbiológicos têm recebido maior atenção nas regulamentações de reúso de água. Para tanto, devido à inviabilidade de se monitorar todos os patógenos, apenas organismos indicadores específicos, como a E. coli, são monitorados para minimizar os riscos à saúde. (USEPA, 2004)

Os Estados Unidos possuem relativa experiência em reúso de águas cinzas. Segundo Varghese (2007), em 1925, o reúso do efluente tratado foi empregado na descarga de bacias sanitárias e irrigação nas instalações turísticas do Grand Canyon. Ainda de acordo com o autor, nos 22 estados do oeste dos EUA o reúso local de águas cinzas é feito predominantemente para fins de irrigação. O país também é um dos que possui maior abrangência do reúso de águas cinzas na legislação dos estados. O Quadro 2 indica os possíveis reúsos por estado nos EUA.

Baseando-se no Quadro 2, Califórnia, Hawaii, Florida e Washington são os estados americanos que possuem maior liberdade de reúso de água. Isto provavelmente deve-se à escassez de água potável e possíveis dificuldades no tratamento da água dos mananciais do mesmo (USEPA, 2004).

Estado	Regulamentação	Diretrizes	Reúso Urbano Irrestrito	Reúso Urbano Restrito	Irrigação - Plantas Alimentícias	Irrigação - Plantas Não-Alimentícias	Reúso Para Lazer Irrestrito	Reúso Para Lazer Restrito	Reúso Ambiental	Reúso Industrial	Recarga de Aquífero	Reúso Potável Indireto
Alabama		x		x		x						
Alaska	x					x						
Arizona	x		x	x	x	x		x				
Arkansas		x	x	x	x	x						
Califórnia	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x
Colorado	x		x	x	x	x	x	x				
Connecticut												
Delaware	x		x	x		x						
Florida	x		x	x	x	x			x	x	x	x
Georgia		x	x	x		x						
Hawaii		x	x	x	x	x		x		x	x	x
Idaho	x		x	x	x	x						
Illinois	x		x	x		x						
Indiana	x		x	x	x	x						
Iowa	x			x		x						
Kansas		x	x	x	x	x						
Kentucky												
Louisiana												
Maine												
Maryland		x		x		x						
Massachusetts		x	x	x		x					x	x
Michigan	x				x	x						
Minnesota												
Mississippi												
Missourl	x			x		x						
Montana	x		x	x	x	x						
Nebraska	x			x		x						
Nevada	x		x	x	x	x	x	x				
New Hampshire												
New Jersey		x	x	x	x	x				x		
New Mexico		x	x	x	x	x						
New York		x				x						
North Carolina	x		x	x						x		
North Dakota		x	x	x		x						
Ohio		x	x	x		x						
Oklahoma	x			x	x	x						
Oregon	x		x	x	x	x	x	x		x		
Pennsylvania		x				x						
Rhode Island												
South Carolina	x		x	x		x			x			
South Dakota		x	x	x		x						
Tennessee	x		x	x		x						
Texas	x		x	x	x	x	x	x		x		
Utah	x		x	x	x	x	x	x		x		
Vermont	x					x						
Virginia												
Washington		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
West Virginia	x				x	x						
Wisconsin	x					x						
Wyoming	x		x	x	x	x						

Quadro 2 - Possíveis reúsos por estado americano.
Fonte: Adaptado de USEPA (2004).

As classificações apresentadas no Quadro 2, são especificadas pela Diretriz para Reúso de Água da USEPA (2004) como:

- Reúso Urbano Irrestrito – irrigação de áreas públicas, descarga, sistemas de refrigeração, sistemas de proteção contra incêndio, construções, fontes ornamentais e lagoas artificiais;

- Reúso Urbano Restrito – irrigação de áreas públicas de acesso restrito como campos de golfe e cemitérios;
- Reúso na Agricultura – irrigação de culturas comestíveis e não comestíveis;
- Reúso para Lazer – pesca, navegação e atividades onde não há contato direto entre a água e o ser humano;
- Reúso Ambiental – criação de wetlands artificiais e manutenção dos naturais;
- Reúso Industrial – torres de resfriamento, caldeira, água de processo e lavagem em geral.

A diretriz da USEPA ainda apresenta a qualidade requerida para determinados tipos de reúso. De maior interesse desse estudo, as qualidades requeridas para reúso urbano irrestrito são apresentadas na Tabela 4 juntamente com os padrões de outros países para reúso urbano.

Tabela 4 - Padrões de qualidade requeridos para reúso urbano irrestrito.

Local	Tratamento	pH	DBO5 (mg/L)	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	Turbidez (NTU)	Coliformes Totais (UFC/100ml)	Coliformes Termotolerantes (UFC/100ml)	Cloro Livre (mg/L)	Cloro Residual (mg/L)
Arizona	Tratamento secundário, filtração e desinfecção	-	-	-	2 (Méd) 5 (Máx)		Não detectável (Méd) 23 (Máx)	-	-
Califórnia	Oxidação, coagulação, filtração e desinfecção	-	-	-	2 (Méd) 5 (Máx)	2,2 (Méd) 23 (Máx em 30 dias)	-	-	-
Florida	Tratamento secundário, filtração e alto nível de desinfecção	-	20	5,0	-		Não detectável (75%) 25 (Máx)	-	-
Havaí	Oxidação, filtração e desinfecção	-	-	-	2 (Máx)		2,2 (Méd) 23 (Máx em 30 dias)	-	-
Nevada	Tratamento secundário e desinfecção	-	30	-	-		2,2 (Méd) 23 (Máx)	-	-
Texas	-	-	5	-	3		20 (Méd) 75 (Máx)	-	-
Washington	Oxidação, coagulação, filtração e desinfecção	-	30	30	2 (Méd) 5 (Máx)	2,.2/100 ml (Méd) 23/100 ml (Máx)		-	-
Austrália	Desinfecção	-	< 10 (90%) 20 (Máx)	< 10 (90%) 20 (Máx)		<1	<10 (90%) 30 (Máx)	0,5-2,0 (90%) 2,0 (Máx)	-
Sul da Austrália	Secundário, filtração terciária e desinfecção	-	< 20	< 10	2 (Méd) 5 (Máx)	< 10	<10	-	-
Alemanha	-	6 - 9	20	30	1 - 2	500	-	-	-
Japão	-	6 - 9	10	-	5	10	10	-	-
Canadá	-	-	30	30	5	200	200	-	> 1

Fonte: Adaptado de USEPA (2004) e GONÇALVES et al (2006).

3.2.2. O REÚSO DE ÁGUAS CINZAS NO BRASIL

O reúso de águas cinzas no Brasil vem desenvolvendo-se, ao longo dos últimos anos, de forma lenta. Existem diversas pesquisas com plantas piloto a nível residencial, como a apresentada por Philippi e outros (2005), no qual foi estudado o reúso combinado de água cinza e água de chuva em uma residência unifamiliar. Porém, poucos sistemas de reúso foram identificados nas novas construções. Alguns exemplos de sistemas deste tipo foram apresentados por Aguiar (2010) e Gonçalves e outros (2006). O primeiro estudou um sistema de reúso de águas cinza em descarga sanitária implantado num edifício residencial multifamiliar localizado em Vitória – ES enquanto o segundo apresentou um sistema implantado em um hotel na cidade de Macaé – RJ.

Um dos fatos que justifica o baixo interesse de construtoras por implantarem sistemas de reúso em novos empreendimentos é a quase inexistência de incentivos por parte do governo para a aplicação de medidas de conservação de água.

De acordo com Valentina (2009), o Brasil ainda carece de legislações que incentivem o reúso de água. Porém, observa-se o esforço de algumas cidades e estados que buscam motivar tal pratica. Como exemplo tem-se as cidades de Curitiba (Lei nº 10.785/2003) e Maringá (Lei nº 6.345/2003), ambas no Paraná, que regulamentam a reutilização de águas cinzas apresentando inclusive parâmetros de qualidade. O município de Vitória – ES instituiu, em 2007, o Programa de Conservação, Redução e Racionalização do uso da água nas edificações públicas na cidade, através da Lei nº 7079/2007. Em seu Artigo 7º, o Programa coloca que as águas cinzas, em novas construções, terão encanamento próprio, com reservatório destinado a abastecer as descargas dos vasos, o que evidencia a preocupação quanto a adoção de práticas sustentáveis de racionalização do consumo de água.

A regulamentação da qualidade requerida à água para reúso é de fundamental importância para projetistas de sistemas de reúso. A depender dos parâmetros definidos, um sistema pode tornar-se mais ou menos complexo a nível estrutural e operacional e economicamente viável, ou não, para a aplicação pretendida. (USEPA, 2004)

Um dos primeiros documentos normativos a abordar a pratica do reúso de águas residuárias no país foi a norma ABNT NBR 13.969/1997, que dá diretrizes sobre a qualidade requerida do efluente e graus de tratamento necessários. A norma classifica os parâmetros de qualidade para águas residuárias de acordo com o reúso pretendido, conforme mostra o Quadro 3.

Classes	Parâmetros	Comentários
Classe 1 – Lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador incluindo chafarizes.	· turbidez - < 5 UNT; · coliforme termotolerante – inferior a 200 NMP/100ml; · sólidos dissolvidos totais < 200 mg/l · pH entre 6.0 e 8.0; · cloro residual entre 0,5 mg/l e 1,5 mg/l	Nesse nível, serão geralmente necessários tratamentos aeróbios (filtro aeróbio submerso ou LAB) seguidos por filtração convencional (areia e carvão ativado) e, finalmente, cloração. Pode-se substituir a filtração convencional por membrana filtrante.
Classe 2 – Lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes:	· turbidez - < 5 UNT; · coliforme termotolerante – inferior a 500 NMP/100ml; · cloro residual superior a 0,5 mg/l	Nesse nível é satisfatório um tratamento biológico aeróbio (filtro aeróbio submerso ou LAB) seguido de filtração de areia e desinfecção. Pode-se também substituir a filtração por membranas filtrantes;
Classe 3 – Reúso nas descargas das bacias sanitárias	· turbidez - < 10 UNT; ·coliforme termotolerante – inferior a 500 NMP/100ml	Normalmente, as águas de enxágüe das máquinas de lavar roupas satisfazem a este padrão, sendo necessário apenas uma cloração. Para casos gerais, um tratamento aeróbio seguido de filtração e desinfecção satisfaz a este padrão.
Classe 4 – Reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual.	· coliforme termotolerante – inferior a 5.000 NMP/100ml; ·oxigênio dissolvido acima de 2,0 mg/l	As aplicações devem ser interrompidas pelo menos 10 dias antes da colheita.

Quadro 3 - Classificação e parâmetros do efluente conforme o tipo de reúso.
Fonte: Adaptado de ABNT – NBR 13.969/97.

Além dos tradicionais tipos de reúso de águas residuárias apresentados no Quadro 3, existe um crescente interesse no reúso de água para fins mais nobres. A Resolução CONAMA nº 274/2000 classifica a balneabilidade, para águas apropriadas para contato primário, em seu Artigo 2º da seguinte maneira:

- Excelente: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 250 coliformes termotolerantes ou 200 E. coli ou 25 enterococos por 100 mililitros;
- Muito Boa: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 500 coliformes termotolerantes ou 400 E. coli ou 50 enterococos por 100 mililitros;

- Satisfatória: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo 1.000 coliformes termotolerantes ou 800 E. coli ou 100 enterococos por 100 mililitros.

Sendo que os padrões referentes aos enterococos aplicam-se, somente, às águas marinhas.

De acordo com os parâmetros da CONAMA nº 274/2000, observa-se que a legislação brasileira permite o contato direto com concentrações de até 1000 UFC/100 ml de Coliformes Termotolerantes e 800 UFC/100 ml de E. Coli. Essas concentrações podem ser alcançadas com a etapa de desinfecção de sistemas de tratamento de água de reúso conforme apresentado por Morel e Diener (2006). Logo, existe um grande potencial de utilização da água de reúso para banho e outros usos que tenham contato direto com o homem.

3.3. CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS CINZAS

Em uma residência, a produção de águas cinza varia de acordo com os hábitos de consumo da água potável. Em um estudo realizado por Rabelo e Magri (2008), verificou-se que a água cinza produzida na lavagem de roupa (tanque e máquina de lavar) corresponde a 58% de toda água cinza gerada, no chuveiro e lavatório a produção é de 42% do total. O autor ressalta que, segundo a NSW HEALTH (1999), o percentual produzido na lavagem de roupa é de 34%, enquanto chuveiro e lavatório representam 55% do total. Já segundo Fiori e outros (2006), 46% é contribuição do chuveiro e 28% da lavanderia. Os dados são apresentados resumidamente na Tabela 5. Vale ressaltar que a NSW HEALTH (1999) e Fiori e outros (2006) consideram a pia da cozinha como água cinza, o que distorce os percentuais.

Tabela 5 - Produção de água cinza em uma residência

Fonte	Rabelo e Magri (2008)	NSW HEALTH (1999) apud Rabelo e Magri (2008)	Fiori e outros (2006)
Chuveiro e Lavatório	42%	55%	46%
Máquina de lavar e Tanque	58%	34%	28%
Pia da Cozinha	NC	11%	26%

NC – Não considera como água cinza

Valentina (2009) avaliou a quantidade de água cinza produzida em uma edificação dotada de um sistema de reúso, concluindo que de 12 às 14h ocorre o pico de produção devido, principalmente, às atividades de lavagem de roupa e limpeza das residências. Nos horários de pico, tanto pela manhã quando pela tarde, notou-se uma elevação na produção também devido ao uso do chuveiro. A Figura 4 apresenta o resultado de uma medição de produção de água cinza e consumo de água de reúso ao longo de 24 hs.

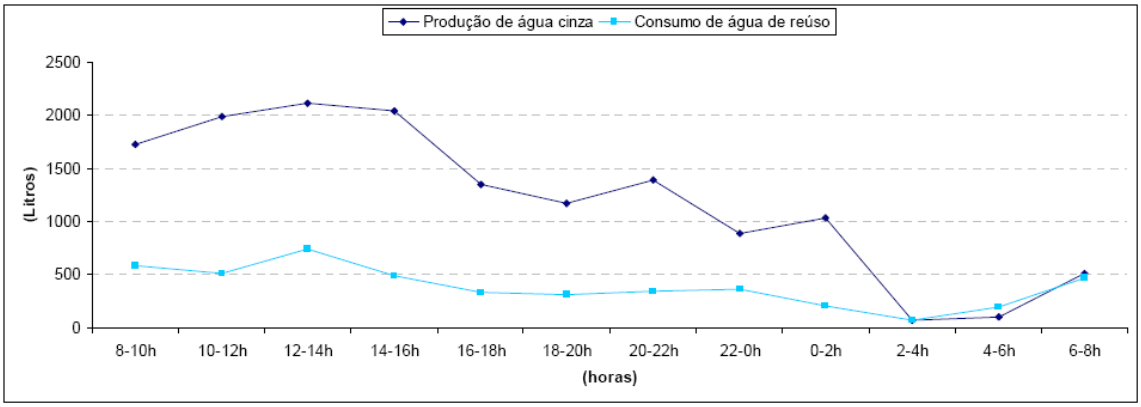

Figura 4 - Perfil 24 horas de produção de água cinza e consumo de água de reúso.
Fonte: Valentina (2009)

Segundo Elmitwalli e outros (2007), a geração de águas cinzas corresponde a maior parte do volume gerado de águas residuárias domésticas (cerca de 60 a 75%) com baixa concentração de nutrientes e patógenos.

De acordo com Gonçalves e outros (2006), estudos indicam que as águas cinzas possuem elevados teores de matéria orgânica, turbidez e moderada contaminação fecal. A existência dos patógenos é proveniente da limpeza das mãos após o uso do toalete, lavagem de roupas com contaminação fecal e no próprio banho (OTTOSON; STENSTRÖM, 2003 apud BAZZARELLA, 2005)

A maior parte da DQO nas águas cinzas é proveniente dos produtos de limpeza e o seu valor assemelha-se ao do esgoto doméstico. Quanto aos nutrientes, a principal contribuição nas águas cinzas é do efluente da cozinha (se o mesmo for considerado como tal) e o costume de urinar no banho (ERIKSSON et al, 2002 apud BAZZARELLA, 2005)

Fiori e outros (2006) apresentam as características da água cinza de algumas edificações na cidade de Passo Fundo, RS, mostrados na Tabela 6, e as compara com outros autores. Ainda segundo o mesmo autor, mesmo para um uso considerado não nobre, as águas cinzas precisam passar por tratamento para reduzir os parâmetros a níveis aceitáveis. Na mesma tabela são também apresentados dados do trabalho de Zeeman e outros (2008), que caracterizaram as águas cinzas de duas cidades na Holanda (Sneek e Groningen) e de um dormitório do campus de uma universidade da Jordânia.

Tabela 6 - Caracterização das águas cinzas.

Parâmetros	Concentrações					
	Cristova-Boal e outros (1996) apud Santos (2003)[1]	Santos e outros (2003)[1]	Fiori e outros (2006)[1]	Groningen[2]	Sneek[2]	Jordânia[2]
Cor (Hz)	60-100	52,5	-	-	-	-
Turbidez (NTU)	60-240	37,3	337,3	-	-	-
pH	6,4-8,1	7,2	7,0	7,1	-	7,6 ± 0,2
OD (mg/L)	-	4,6	4,2	-	-	-
Fósforo Total (mg/L)	0,11 - 1,8	6,24	0,84	5,73 ± 2,64	4,95 ± 1,62	17,8 ± 7
Nitrogênio Total (mg/L)	-	-	-	17,2 ± 4,7	19,36 ± 4,82	7,9 ± 5,2
DBO5 (mg/L)	76 - 200	96,54	273	215 ± 102,4	-	122 ± 26
DQO (mg/L)	-	-	522,3	425,0 ± 107,3	627,5 ± 139,6	548 ± 86
Coliformes Totais (NMP/100mL)	500 - $2,4x10^7$	$11x10^6$	$1,6x10^5$	-	-	-
Coliformes fecais (NMP/100mL)	170 - $3,3x10^3$	$1x10^6$	$1,3x10^5$	-	-	-

Fonte: [1] Fiori e outros (2006)
[2] Zeeman e outros (2008)

Devido aos aspectos das águas cinzas: turbidez, carga orgânica e microorganismos, não é recomendado o reúso direto em edificações, visto que há o risco de contaminação e de mau cheiro, dessa forma, para obter-se uma água de reúso com baixa turbidez, sem microorganismos e inodora, recomenda-se o tratamento secundário com desinfecção (GONÇALVES et al, 2006).

3.4. SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS

Os sistemas de reúso de águas cinzas variam desde os mais simples, nos quais se emprega o reúso praticamente direto, como mostra a Figura 5, até sistemas mais complexos, com múltiplas etapas de tratamento, como bioreatores, filtração e tanques de decantação e desinfecção. A Figura 6 mostra um fluxograma de um sistema deste tipo empregado de forma experimental no parque de saneamento da Universidade Federal do Espírito Santo.

Figura 5 - Exemplo de reúso direto de águas cinza.
Fonte: Allen e outros (2010).

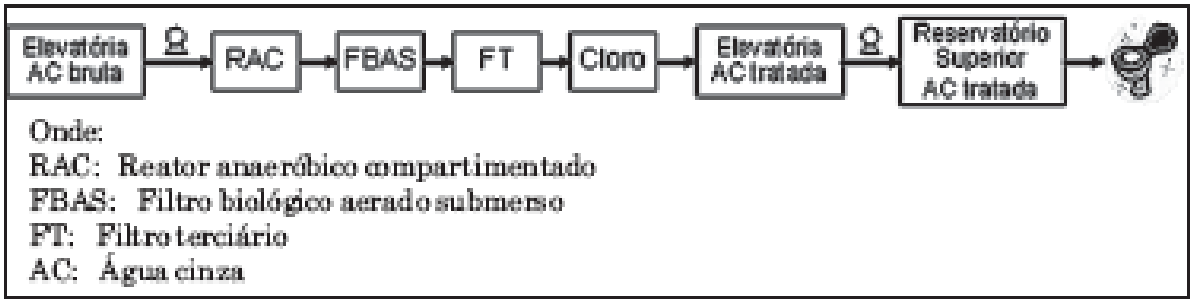

Figura 6 - Fluxograma de tratamento e reúso da água cinza na UFES.
Fonte: Gonçalves e outros (2006).

A definição quanto ao tipo de sistema a ser empregado depende, principalmente, da qualidade requerida ao efluente e da existência de normas e/ou legislações mais ou menos restritivas. Segundo Gonçalves e outros (2006), os tratamentos mais complexos são necessários quando a água tratada é reutilizada dentro das edificações, como nas descargas das bacias sanitárias. Nesses casos, o tratamento de águas cinza necessita de processos que garantam a remoção de partículas, de

matéria orgânica dissolvida, de microrganismos e produzam um efluente com boas características organolépticas.

De acordo com Friedler e outros (2005), existem pesquisas em todo o mundo com vários tipos de tratamento, porém, como o reúso local é uma pratica relativamente nova, poucos destes sistemas estão disponíveis comercialmente e menos ainda foram testados por um longo período. Grande parte destes sistemas baseia-se em princípios físico-químicos (filtração e desinfecção), enquanto apenas os mais novos incorporam algum tipo de tratamento biológico. O Quadro 4 a seguir mostra alguns exemplos de tipos de tratamento encontrados na literatura.

Local	**Nível de tratamento**			**Qualidade do efluente**	**Referência**
	Primário	**Secundário**	**Terciário**		
Austrália	Grade grosseira + filtro	Lodos ativados (tanque de aeração + clarificador)	Desinfecção com cloro	-	Neal (1996)
Suécia	Filtro de pedras	Sistema de 3 lagoas em série + filtro de areia	Desinfecção nas lagoas	DBO5 = 0 N = 1,618 P = 0,02 Col.Ter = 172	Günther (2000)
Alemanha	Decantação	Biodisco / 4 estágios	UV – 250±400 J.m2	DBO5 = 5	Nolde (1999)
	Decantação	Leito fluidizado	UV – 250±400 J.m2	DBO5 = 5	Nolde (1999)
Inglaterra	Filtração simples ou dupla	-	Cloração	DBO5 > 50 Col.Ter = 0	Jefferson e outros (1999)
	Grade + filtro duplo / areia	Membrana	-	DBO5 = 4,7 DQO = 35,7 Turb = 0,34 Col.Ter = 0	Jefferson e outros (1999)
	Grade	Membrana	-	DBO5 < 19 DQO = 112 Turb < 1 CTer = ND	Jefferson e outros (1999)
	Grade	Lodo ativado com membrana (MBR)	-	DBO5 = 1,1 DQO = 9,6 Turb = 0,32 Col.Ter = ND	Jefferson e outros (1999)
	Grade	Biofiltro aerado submersos	-	DBO5 = 4,3 DQO = 15,1 Turb = 3,2 Col.Ter = $2x10^4$	Jefferson e outros (1999)
Brasil / Predial	Peneira	Reator anaeróbio compartimentado + filtro biológico aerado submerso + filtro de areia	Cloração com pastilhas de hipoclorito de sódio	SST = 1 DBO5 = 5 Turb = 2 Col.Ter = 0	Bazzarella e Gonçalves (2005)
Brasil / Residencial	Grade fina	Filtro aeróbio com leito de brita	Cloração com pastilhas de hipoclorito de sódio	SST = 9 DBO5 = 6 Turb = 14	Peters (2006)

Quadro 4 - Exemplos de estações de tratamento de águas cinzas.
Fonte: Adaptado de Gonçalves e outros (2006).

3.4.1. TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO

Segundo Gonçalves e outros (2006), o dimensionamento de sistemas de tratamento de águas cinzas para reúso deve levar em conta a grande variação de vazão em períodos curtos de tempo. Esta é uma das premissas sob as quais pesquisadores que defendem o uso de tratamentos unicamente físico-químicos, apontam como vantagem sobre os tratamentos biológicos. Eles dizem que a performance destes pode ser afetada tanto pela composição quanto pela vazão do afluente, principalmente em sistemas de pequena escala (PIDOU et al, 2008 apud BEHRENDT et al, 2008). A elevada relação DQO/DBO5 e a baixa concentração de nutrientes também podem limitar a eficiência dos processos biológicos (JEFFERSON et al, 2001 apud BEHRENDT et al, 2008).

Além disso, no tratamento biológico, os nutrientes, que podem ser importantes a depender do tipo de reúso a ser empregado, são parcialmente perdidos devido à degradação bioquímica.

A maior parte dos sistemas físico-químicos desenvolvidos atualmente baseia-se em filtração profunda com areia, membranas ou adsorção por carvão ativado. Os dois últimos normalmente estão acompanhados por um pré-tratamento, devido às peculiaridades dos sistemas (RAPOPORT, 2004). O efluente tratado pelo processo de membranas normalmente apresenta um bom aspecto visual, com baixa turbidez e sólidos suspensos (BEHRENDT et al, 2008) e, segundo Rapoport (2004), tem uma considerável diminuição da carga orgânica, o que reduz problemas com a cloração como encontrado na filtração grosseira.

A necessidade do pré-tratamento vem da presença de sólidos grosseiros de dimensões reduzidas devido aos ralos e grelhas das instalações hidrossanitárias. Estes sólidos são, principalmente, areia, cabelos, felpas de tecidos e restos de alimentos. A remoção destes pode ser realizada por uma filtração simples através de grades finas ou peneiras. (GONÇALVES et al, 2006)

Uma pesquisa realizada por Bae e Shin (2007), em Busan, Coréia do Sul, buscou avaliar a eficiência do tratamento de águas cinzas para produção de água de reúso através de um sistema constituído basicamente por uma célula eletrolítica. Os

experimentos foram realizados com água cinza sintética de uma indústria de pigmentação. A Figura 7 mostra um esquema do sistema construído.

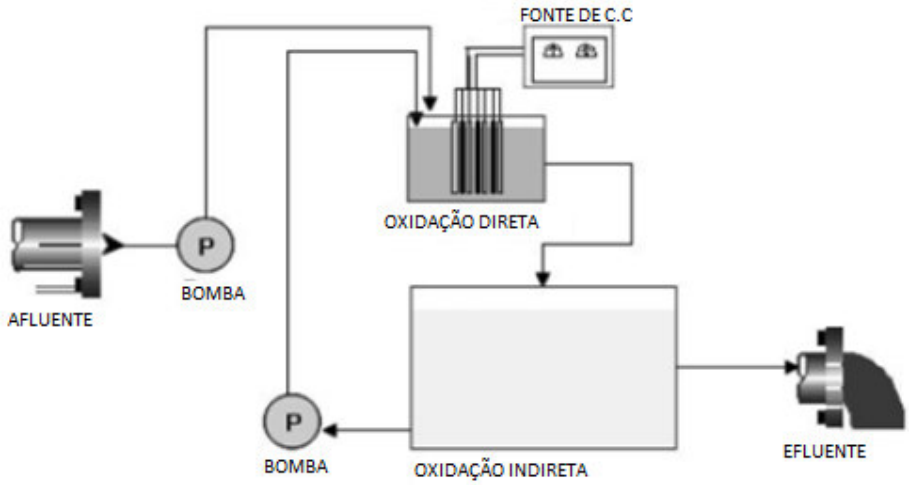

Figura 7 - Diagrama esquemático da célula eletrolítica.
Fonte: Adaptado de Bae e Shin (2007).

O equipamento de eletrólise apresentado na Figura 7 possui um reator de oxidação direta alimentado com efluente por uma bomba peristáltica. Um dispositivo de aeração foi instalado entre as placas dos eletrodos para garantir uma boa mistura do efluente entre as placas. Após passar pelo primeiro reator, o efluente é encaminhado para um reator de oxidação indireta, a partir do qual uma bomba foi usada para recircular o efluente entre os reatores quando necessário. O sistema foi operado tanto por batelada quanto em fluxo contínuo. Foram obtidas eficiências da ordem de 90% de remoção de DQO, obtendo-se valores de 18 mg/L no efluente tratado. As taxas de remoção de nitrogênio total e fósforo total obtidas foram moderadas, chegando-se a concentrações de 2 e <0,1 mg/L e eficiências de 86 e 95%, respectivamente. (BAE; SHIN, 2007)

De acordo com Bae e Shin (2007) a taxa de remoção aumenta substancialmente com o aumento da dosagem de eletrólito, da densidade de corrente e do tempo de detenção, podendo ainda ser potencializada através da recirculação do efluente entre os reatores.

Segundo Cheremisinoff (2001), o maior empecilho encontrado na aplicação desse tipo de tratamento em sistemas descentralizados é o seu alto custo, que depende,

principalmente, da demanda energética e dos eletrodos, que devem ser trocados periodicamente devido à corrosão (BAE; SHIN, 2007).

Em um estudo publicado em 2008, Behrendt e outros buscaram avaliar a performance de um sistema de tratamento baseado em ultrafiltração por um módulo em espiral. O sistema foi projetado para tratar a água cinza e permitir a recuperação do material filtrado. A água cinza utilizada no estudo foi coletada em Lubeck, Alemanha, e possuía contribuição da água do chuveiro, lavatórios, máquinas de lavar roupa e louça e pia da cozinha. Foi utilizada uma fossa séptica como pré-tratamento para remover partículas grandes, fios de cabelo e óleos e graxas. O efluente da fossa era então encaminhado para a etapa de ultrafiltração por membrana. A Figura 8 mostra um esquema do sistema utilizado.

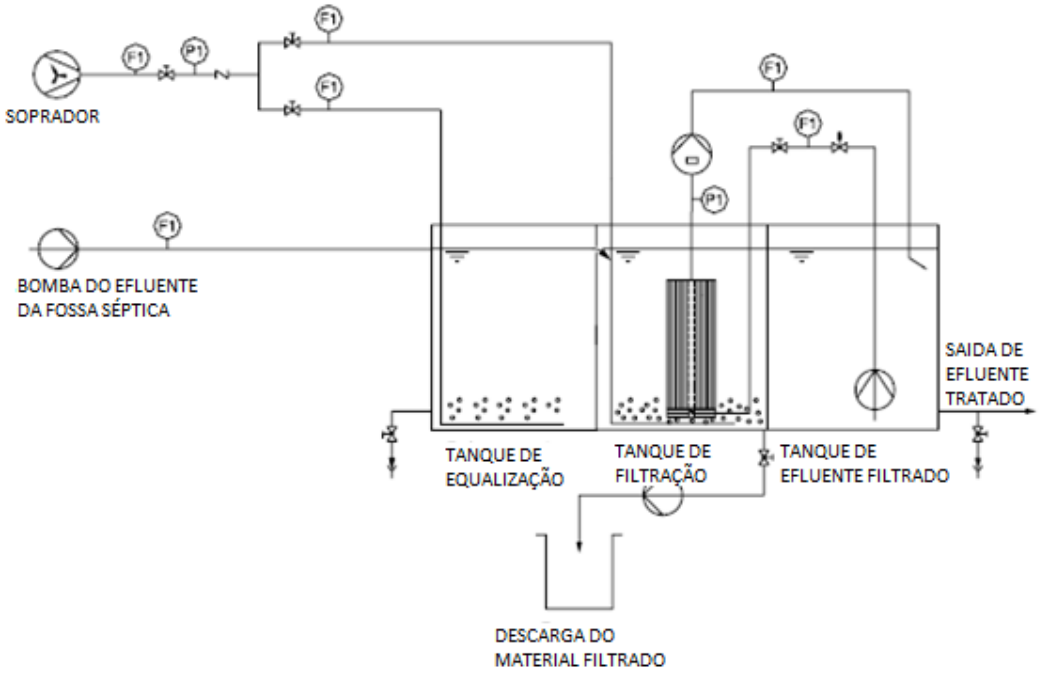

Figura 8 - Diagrama do sistema de tratamento de águas cinza utilizado por Behrendt e outros (2008).
Fonte: Adaptado de Behrendt e outros (2008).

O estudo mostrou que o sistema foi capaz de manter um fluxo de filtração entre 6 a 10 L/m^2/h. A remoção de COT alcançou uma eficiência de 83%. Nutrientes solúveis, como amônia e fósforo, não tiveram suas concentrações alteradas significativamente. O efluente filtrado apresentou baixíssima turbidez (<1 NTU), sólidos suspensos e E. Coli, além de ótimo aspecto visual. De acordo com Behrendt e outros (2008), o efluente filtrado pode ser usado em rega de jardim, irrigação e/ou

fertilização do solo. Ainda, quando a legislação permitir, em termos de matéria orgânica, pode-se usá-lo para descarga se adicionada uma etapa de desinfecção. O material retido no filtro poderia ser usado para produção de biogás ou compostagem (BEHRENDT et al, 2008).

A filtração por membrana parece ser um processo atrativo para tratamento e reúso de águas cinzas. Segundo Behrendt e outros (2008), a membrana de camadas em espiral é uma das soluções com melhor custo-benefício dentre as alternativas de ultrafiltração, pois é compacta e requer, relativamente, um baixo consumo de energia.

Philippi e outros (2005) desenvolveram uma pesquisa em uma residência localizada em Florianópolis – SC a fim de fazer o reúso combinado de águas cinza e água de chuva. A água cinza da residência estudada é composta pelas águas geradas no lavatório, chuveiro, tanque de lavar roupas e, inicialmente, pia da cozinha. O sistema de tratamento das águas cinzas possui um filtro de areia seguido de desinfecção e tanque de reservação. O contato entre a água cinza e a água de chuva ocorre somente no reservatório de armazenamento de onde ambas são bombeadas para um reservatório superior para posterior reúso na descarga do vaso sanitário e na rega do jardim.

Nos resultados analíticos da caracterização da água de reúso gerada obteve-se uma significativa redução de Cor, SST, DBO5 e DQO apresentando eficiências de 84%, 98%, 98% e 83%, respectivamente. A remoção de E.coli apresentou uma eficiência de 99,99%. Em relação ao nitrogênio amoniacal, houve uma remoção de 92,54%. Nos primeiros meses da pesquisa foram registrados problemas operacionais relativos à colmatação do filtro de areia devido ao excesso de gordura oriunda da caixa de gordura. O problema foi sanado desviando-se o efluente da pia de cozinha para a rede de esgoto doméstica. (PHILIPPI et al, 2005)

Gual e outros (2008) realizaram pesquisas visando o reúso não-potável de águas cinzas após tratamento por osmose reversa. Os autores avaliaram a viabilidade do reúso em um hotel em Mallorca, Espanha. Foram obtidas eficiências de remoção, para a água cinza pré-tratada, em torno de 80% para DBO5 e DQO. Os resultados

mostraram a eficiência desse tipo de sistema no tratamento de águas cinza visando o reúso local, verificando-se aspectos qualitativos satisfatórios para a água de reúso.

Engin e outros (2011), em um estudo onde a água cinza era tratada através de um sistema de cloração + dupla filtração (filtro de nylon e filtro de areia) e então misturada com rejeitos do tratamento *in situ* de água potável, para a lavanderia, através de osmose reversa, estimaram um custo de €1,14 para cada m^3 de água de reúso produzida. Este custo é relativamente alto se comparado com padrões brasileiros, porém os autores apontaram que, na região do estudo, o preço da água potável varia de €0,87 a €2,3, dependendo do consumo, valor que torna o m^3 da água de reúso bem atrativo para aproveitamento em fins não-potáveis.

3.4.2. TRATAMENTO BIOLÓGICO

Segundo Gonçalves e outros (2006), diversos estudos no Brasil e no mundo apontam elevados teores de matéria orgânica inerte e também biodegradável, sulfatos, turbidez e de moderada contaminação por coliformes termotolerantes nas águas cinzas. Essas características conferem à água cinza um relativo potencial de biodegradabilidade, o que favorece a aplicação de uma etapa de tratamento biológico para produção de água de reúso.

O tratamento biológico promove a degradação biológica de compostos carbonáceos, convertendo os carboidratos, óleos e graxas e proteínas a compostos mais simples, dependendo da via de processo predominante. Pode ser realizado por processos anaeróbios, aeróbios ou uma combinação destes (CAMPOS, 1999 apud GONÇALVES et al, 2006). O tratamento biológico é mais atrativo especialmente em países onde o clima permite a operação desses sistemas a baixo custo, como é o caso de países tropicais com baixa variação de temperatura ao longo do ano.

Elmitwalli e outros (2007) apresentaram um estudo no qual o tratamento da água cinza foi feito por um reator anaeróbico de alta taxa, do tipo UASB, instalado no *Institute of Wastewater Managemente and Water Protection* na Universidade tecnológica de Hamburgo. A água cinza foi coletada do assentamento de Flintenbreite localizado na cidade de Luebeck, Alemanha. O experimento considerou

a operação do UASB com tempos de detenção hidráulica de 20, 12 e 8 horas por 140, 105 e 93 dias, respectivamente, sob temperatura ambiente (de 14 a 24°C). Por duas vezes, ao final da operação contínua do UASB, realizou-se uma recirculação por batelada, por meio de um tanque de armazenamento de água cinza, para se determinar a máxima remoção de DQO. Foi observado uma remoção máxima de DQO de 79% com o sistema de batelada e de 31 a 41% de remoção do total de DQO com o UASB em operação contínua. Observou-se também uma remoção de 24 a 36% de nitrogênio total e de 10 a 24% de fósforo total.

Lamine e outros (2007) propuseram o tratamento de água cinza por um reator com funcionamento em batelada (Figura 9). A água cinza foi coletada do vestiário de estudantes, na cidade de Tunis, Tunísia. Os reatores possuem um volume de 11 L, sendo 5 L de volume útil e possuem um aerador com vazão de 5 L/min instalado no fundo. O sistema trabalhava em 2 ciclos por dia, o primeiro ciclo, de 12 hs, consistia em 30 min de enchimento com afluente, 5 hs anóxico, 5 hs aeróbio, 1 h de manutenção com lodo e 30 min de descarga de efluente. Utilizou-se dois tempos de detenção hidráulica, 0,6 e 2,5 dias. O sistema de tratamento proposto atingiu uma remoção de DQO de 90% e um lodo com boa sedimentação (produzindo alta concentração de biomassa no tanque). Com o tempo de detenção de 2,5 dias a taxa de nitrificação aumentou e o efluente ficou isento de amônia, mas a eficiência na remoção de fósforo diminuiu, portanto, concluiu-se que a a remoção de nutrientes pode ser melhorada ajustando o tempo de carga.

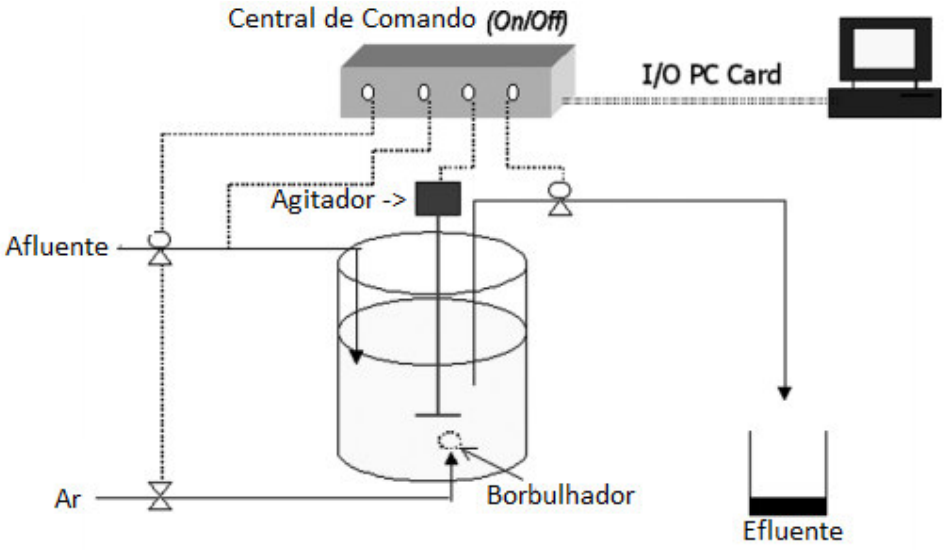

Figura 9 - Esquema do reator sequencial em batelada.

Fonte: Adaptado de Lamine et al (2007).

Zeeman e outros (2008) estudaram o tratamento biológico de águas cinzas de edificações da Holanda e Jordânia. O sistema estudado realizava o tratamento por meio de uma associação de UASB com um reator aeróbico seqüencial em batelada. A eficiência do tratamento foi avaliada em relação ao parâmetro DQO. Após sair do UASB observou-se uma remoção de 42% de DQO, já na saída do tratamento aeróbico observou-se uma remoção de 80% de DQO.

Niyonzima (2007) desenvolveu um estudo acerca do tratamento de águas cinzas por meio de um Wetland de fluxo horizontal submerso. O estudo foi realizado em Gana, na cidade de Kumasi com a água cinza proveniente da Universidade de Ciência e Tecnologia de Kwame Nkrumah. A água era conduzida até um tanque de armazenamento, seguindo para um tanque de sedimentação para remoção de sólidos, em seguida passava pelo Wetland e posteriormente no coletor de efluente. Um esquema do sistema pode ser observado na Figura 10. A geometria do Wetland era de 3,5 m x 0,8 m x 0,8 m e o tempo de detenção hidráulica médio foi de 15 hs. A eficiência na remoção de DBO5, DQO, Sólidos Suspensos, Óleos e Graxas e Coliformes Termotolerantes foi compreendida na faixa de 72 a 78%, a eficiência média de remoção dos nutrientes ficou entre 33 a 52%.

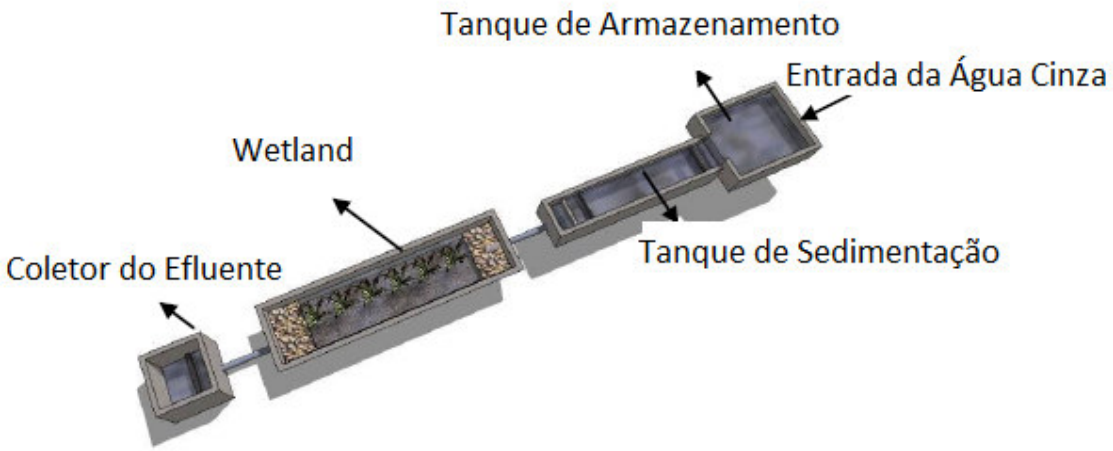

Figura 10 - Esquema do tratamento de água cinza por Wetland estudado por Niyonzima (2007).
Fonte: Adaptado de Niyonzima (2007).

Um estudo realizado por Saccon (2009) avaliou a eficiência do tratamento de águas cinzas com o uso de leitos cultivados com macrófitas. A pesquisa foi desenvolvida em Foz do Iguaçu, Paraná, no período de junho a outubro de 2009, utilizando a água

cinza de uma unidade residencial da região. Os leitos cultivados foram instalados em quatro caixas de fibra (caixa d'água) de 250 L que operavam com escoamento sub-superficial de fluxo vertical com tempo de detenção hidráulica de 7 e 14 dias. O meio filtrante constituía-se de brita seguida de uma manta bidim e areia grossa na superfície. Utilizou-se plantas alfaces d'água nos leitos. Em 3 leitos foram utilizadas uma diluição com água tratada com 25%, 50% e 75% de água cinza e em 1 leito utilizou-se apenas água tratada. O tratamento apresentou uma redução de 23 a 27% do pH, 96 a 99% da turbidez, 95 a 97% da DQO, 88 a 94% da DBO5, 25 a 93% do nitrogênio orgânico e amoniacal e 88 a 97% do fósforo total. A Figura 11 mostra um esquema do sistema de tratamento utilizado pela autora.

Figura 11 - Vista dos leitos cultivados.
Fonte: Saccon (2009).

Através dos resultados obtidos por Saccon (2009), a mesma concluiu que o sistema estudado apresentou-se eficiente, apesar de algumas variações observadas, porém quanto aos parâmetros microbiológicos como coliformes totais e fecais não foram alcançados bons níveis de remoção.

3.4.2.1. Tratamento Anaeróbio de Efluentes Ricos em Sulfato

Um dos aspectos a ser considerado quando da definição do tipo de tratamento a ser adotado é a quantidade de matéria orgânica biologicamente disponível em relação à concentração de sulfato no efluente. A relação DQO/SO_4^{-2} deve ser analisada em conjunto com o pH e a temperatura do efluente. Essa discussão já foi levantada por diversos autores (HULSHOFF POL et al, 1998; SUBTIL, 2007; GALAVOTI, 2003)

acerca do tratamento de esgotos domésticos. A água cinza em especial, conforme apresentado por Bazzarella (2005), possui baixa relação DQO/Sulfato, o que pode favorecer a atuação das bactérias redutoras de sulfato (BRS) na degradação da matéria orgânica (HULSHOFF POL et al, 1998).

De acordo com Chernicharo (2007) e Hulshoff Pol e outros (1998), efluentes com relação DQO/Sulfato maior do que 10 não apresentam problemas no tratamento anaeróbio, porém Chernicharo (2007) aponta que para relações menores do que 7 pode haver uma inibição acentuada das bactérias metanogênicas, favorecendo a via sulfetogênica. Entretanto, Subtil (2007) apresenta em seu trabalho situações nas quais efluentes com relação inferior a 10 tiveram a matéria orgânica degradada pela via metanogênica. A Tabela 7 mostra as relações encontradas por alguns autores e a via de degradação atuante.

Tabela 7 - Relação DQO/Sulfato e a via de degradação de matéria orgânica encontrada por alguns autores.

AUTOR	RELAÇÃO DQO/SULFATO
HILTON e OLESZKIEWICZ (1988)	> 1,6 : Lactato foi degradado via metanogênese < 1,6 : Lactato foi degradado predominantemente via sulfetogênese
HILTON e ARCHER (1988)	8,0 (tratamento anaeróbio bem sucedido)
MÉNDEZ (1989)	5,0 (tratamento anaeróbio bem sucedido)
CHOI e RIM, (1991)	1,7 a 2,7 (tanto as BRS como as metanogênicas foram muito competitivas)

Fonte: Adaptado de Subtil (2007).

Chernicharo (2007) aponta que a quantidade necessária de enxofre para manutenção do metabolismo bacteriano é da mesma ordem de grandeza que a de fósforo. Ao mesmo tempo em que a presença de sulfato pode limitar a metanogênese, as arqueas metanogênicas necessitam de sulfatos para o seu crescimento.

Na presença de sulfato, ocorre a competição entre as BRS e as demais bactérias pelos substratos disponíveis no efluente, como hidrogênio e acetato. O aumento da concentração relativa de SO_4^{-2}, em relação à concentração de DQO, intensifica essa competição (CHERNICHARO, 2007). Essa disputa é importante uma vez que a partir da via predominante serão gerados os subprodutos da degradação da matéria orgânica, seja H_2S ou metano. (HULSHOFF POL et al, 1998)

Para efluentes com a relação maior do que 0,67 há, teoricamente, matéria orgânica suficiente para reduzir completamente o sulfato presente (RINZEMA; LETTINGA, 1988 apud HULSHOFF POL et al, 1998). De acordo com Hulshoff Pol e outros (1998), a remoção completa de matéria orgânica só ocorre quando, em adição à sulfetogênese, ocorre metanogênese.

Segundo Subtil (2007) e Hulshoff Pol e outros (1998), a redução de sulfato em bioreatores anaeróbios tratando água residuária é um processo, em geral, considerado indesejado dado que a produção de H_2S causa uma série de problemas, como toxicidade, corrosão, odor, aumento da DQO no efluente líquido, bem como reduz a qualidade e a quantidade de biogás (CHERNICHARO, 2007). O Quadro 5 apresenta algumas vantagens e desvantagens da formação de sulfeto em reatores anaeróbios.

Desvantagens	**Vantagens**
Redução na eficiência de remoção de DQO devido a presença de H_2S no efluente	Remoção de compostos oxidados de enxofre (sulfato, sulfite e tiosulfato) do efluente
Corrosão	Remoção de metais pesados
Acúmulo de material inerte no lodo (sulfetos metálicos).	Os sulfetos metálicos precipitados formam bons precursores para granulação
Menor formação de metano	
Baixa qualidade do biogás	
Mau odor	
Potencial toxicidade	
Deterioração de etapa aeróbia posterior	

Quadro 5 - Efeitos do sulfeto no tratamento anaeróbio de efluentes.
Fonte: Adaptado de Hulshoff Pol e outros (1998).

Apesar de Hulshoff Pol e outros (1998) terem apresentado que a sulfetogênese acarreta na redução na eficiência de remoção de DQO devido a presença de H_2S, Chernicharo (2007) aponta que a mesma é mais eficiente que a metanogênese na remoção de DQO da fase líquida.

Em relação à toxicidade do H_2S, McCartney e Oleszkiewicz (1993) apud Hulshoff Pol e outros (1998) indicaram que em reatores de leito fluidizado, a inibição de 50% da atividade bacteriana ocorre para valores tanto altos quanto baixos de pH com concentrações de sulfeto variando de 50 a 130 mg/L.

A avaliação da relação DQO/SO_4^{-2} é importante não só para o funcionamento do sistema de tratamento como também para a formação do biogás que é um subproduto de interesse no tratamento anaeróbio de efluentes.

3.4.2.2. Tratamento Biológico de Efluentes em Função das Relações DQO/DBO5 e C:N:P

Existem diversas formas de se avaliar a susceptibilidade de determinado efluente ao tratamento biológico. Duas das relações mais citadas na literatura são DQO/DBO5 e C:N:P. A primeira está diretamente relacionada à biodegradabilidade da matéria orgânica e a segunda relaciona-se com a disponibilidade de nutrientes para o crescimento microbiano e conseqüente degradação da matéria orgânica.

3.4.2.2.1. Influência da Relação DQO/DBO5

Braile e Cavalcanti (1993) apontam a importância de se determinar as concentrações de DQO e de DBO5 para definir o tipo de tratamento de uma água residuária. Os autores indicam o tratamento biológico como o mais adequado quando a relação DQO/DBO5 for menor do que 2 e tratamento físico-químico, quando a relação DQO/DBO5 for maior do que 2. Segundo Von Sperling (1996), a faixa típica para esta relação em esgotos domésticos brutos é de 1,7 a 2,4.

De acordo com Jefferson e outros (2004), as características das águas cinzas mostram que a mesma tem aspectos semelhantes, no que diz respeito à matéria orgânica, de um esgoto doméstico médio-fraco, com aspectos físicos e biodegradabilidade semelhante às de um efluente de tratamento terciário. Essas características indicam o tratamento biológico como uma possível via para tratar águas cinzas. Porém, há uma preocupação em relação à elevada relação DQO/DBO5 e a deficiência em micro e macro nutrientes que as águas cinzas apresentam, fatores que podem prejudicar a eficácia do tratamento biológico. Além disso, Lens e outros (2001) apontam que, devido à baixa concentração de sólidos na água cinza em comparação com o esgoto, a maior parte da matéria orgânica presente na mesma está provavelmente dissolvida.

Pidou e outros (2008) encontraram valores de DQO/DBO5 próximos a 3,5 para água cinza sem a contribuição do efluente da pia da cozinha. Os resultados encontrados indicam que a água cinza contém mais material orgânica não-biodegradável que o esgoto doméstico (METCALF; EDDY, 2003 apud PIDOU et al, 2008).

Outros estudos também indicam a baixa biodegradabilidade da água cinza, com relações DQO/DBO5 variando entre 2,9 a 4,0 (AL-JAYYOUSI, 2003 apud MOREL; DIENER, 2006; JEFFERSON et al, 2004; LENS et al, 2001). Segundo Tchobanoglous (1991) apud Morel e Diener (2006), isto se atribui ao fato de que a biodegradabilidade da água cinza depende primeiramente do tipo de surfactantes utilizado nos detergentes e na quantidade de óleos e graxas presentes no efluente. Os autores ainda apontam que, enquanto a maioria dos países desenvolvidos já adotaram o uso de detergentes biodegradáveis, alguns dos países menos desenvolvidos ainda utilizam detergente a base de surfactantes não-biodegradáveis. A relação encontrada por Morel e Diener (2006) para países subdesenvolvidos varia entre 1,6 a 2,9, com os valores máximos encontrados nos efluentes da máquina de lavar roupa e da pia da cozinha.

Por outro lado, existem autores que defendem a boa biodegradabilidade da água cinza em termos de DQO/DBO5 (DEL PORTO; STEINFELD, 2000 apud MOREL; DIENER, 2006; LI et al, 2009), especialmente quando considerado o efluente da pia da cozinha.

3.4.2.2.2. Influência da Relação C:N:P

Alguns autores apontam a relação ótima de nutrientes para o crescimento microbiológico e degradação de matéria orgânica, em termos de C:N:P, variando entre 100:5:1 e 100:20:1 (NUVOLARI, 2003; METCALF; EDDY, 1991 apud LI et al, 2009; VON SPERLING, 2005). El Bayoumy e outros (1999) sugerem que a relação pode ser dada em termos de DQO:N:P. De acordo com Nuvolari (2003), essa relação para esgotos domésticos é da ordem de 54:8:1,5, o que resulta numa sobra de nutrientes. Para águas cinzas, porém, não são encontrados muitos estudos sobre esta relação. O fato de não haver contribuição do efluente do vaso sanitário nas

águas cinzas pode levar a uma deficiência de nutrientes para a decomposição da matéria orgânica presente na mesma por processos biológicos.

Segundo Li e outros (2009), a água cinza dos banheiros é deficiente em nitrogênio e fósforo devido à exclusão da urina e das fezes. Os autores ainda apontam que a água cinza da máquina de lavar roupa e a misturada são deficientes em nitrogênio. Porém, em alguns casos, as mesmas também são deficientes em fósforo devido ao uso de detergentes livres de fósforo. A água da pia da cozinha, a qual não se tem um consenso sobre a sua contribuição para as águas cinzas, apresenta boa concentração de nutrientes, chegando próximo à relação sugerida por Metcalf e Eddy (1991). Li e outros (2009) ainda sugerem que para tratamentos biológicos a água da pia da cozinha seja misturada às demais para fornecer os nutrientes necessários para o crescimento bacteriano.

Um estudo mais específico sobre essa relação foi realizado por El Bayoumy e outros (1999), os quais procuraram estabelecer condições ótimas de produção de sulfeto por bactérias redutoras de sulfato, em um reator anaeróbio de biomassa fixa e fluxo ascendente, utilizando lactato como fonte de matéria orgânica, além dos nutrientes fósforo e nitrogênio. Controlando a taxa de entrada de matéria orgânica em 6 $kg/m^3.d^{-1}$, a concentração ótima (demanda estimada em valores teóricos) de nitrogênio e fósforo em torno de 250 mg/L e 50 mg/L, respectivamente, e admitindo a demanda teórica de oxigênio utilizada pelas bactérias igual à DQO, os autores concluíram que, para um máximo crescimento das BRS e, consequentemente, máxima produção de sulfeto, a relação DQO:N:P deve obedecer a proporção de 100:5:1.

3.4.3. TRATAMENTO COMBINADO

Quando o reúso desejado requer uma água de melhor qualidade, podem ser utilizados sistemas mais complexos (mistos) de tratamento, que envolvam tanto etapas físico-químicas quanto biológicas. Essas associações, segundo Gonçalves e outros (2006), fazem-se necessárias principalmente quando o reúso ocorre em edificações, cuja probabilidade de contato entre o usuário e a água de reúso é maior.

Bazzarella (2005) realizou o monitoramento de um sistema de reúso implantado em um prédio no Núcleo de Saneamento da Universidade Federal do Espírito Santo. A água cinza direcionada para o sistema era proveniente de chuveiros e pias, localizados em banheiros individuais e coletivos. O processo de tratamento estudado é baseado na associação de um Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC), de um Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS), de um Filtro Terciário (FT) e de um tanque de desinfecção à base de cloro. O tratamento adotado na pesquisa apresentou elevada eficiência na remoção de turbidez, cor, DBO5, DQO e E. coli, além de apresentar características compatíveis com diversos padrões estabelecidos para o reúso não-potável (BAZZARELLA, 2005).

Friedler e outros (2005) avaliaram a eficiência de uma planta piloto desenvolvida para coleta e tratamento de água cinza em uma edificação residencial multifamiliar no campus da Technion, em Haifa, Israel. O sistema, apresentado na Figura 12 é composto por um pré-tratamento por gradeamento, tratamento biológico por reator biológico rotatório compartimentado em série, um tanque de sedimentação, filtração por areia e desinfecção por cloração. Segundo os autores, o efluente produzido possuía ótima qualidade, atendendo às normas para reúso urbano e possuindo uma eficiência de remoção de Sólidos Suspensos Totais, Turbidez, DBO5 e DQO de 82, 98, 96 e 70-75%, respectivamente. Também foram analisados parâmetros biológicos, obtendo-se remoção de 100% e 99,99% de coliformes termotolerantes e heterotróficos, respectivamente.

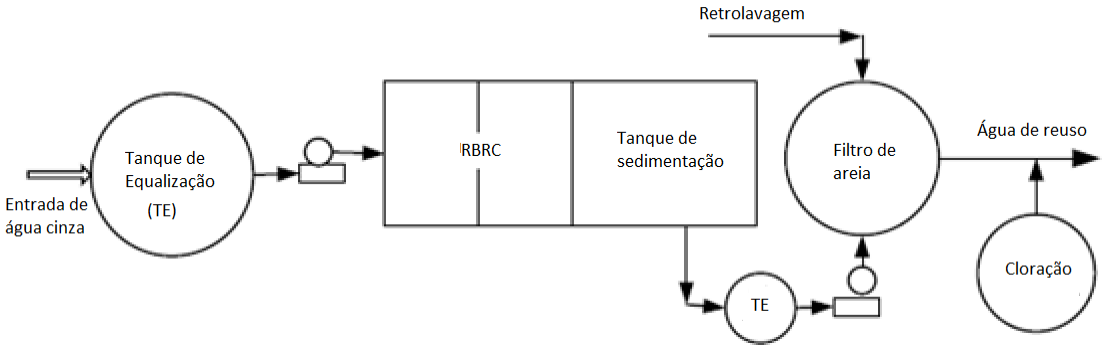

Figura 12 - *Layout* da planta piloto estudada por Friedler e outros (2005).
Fonte: Friedler e outros (2005).

Apesar de possuírem um custo de implantação relativamente maior que os sistemas mais simples, os sistemas mistos, em sua maioria, são capazes de produzir um

efluente de melhor qualidade, o que pode eliminar eventuais problemas com o atendimento à normas e leis que tratam do reúso de águas cinza. Esta necessidade é demonstrada no livro *Guidelines for Water Reuse* (USEPA, 2004), no qual consta que em diversos estados dos Estados Unidos a legislação exige tratamento a nível terciário para reúso urbano.

4. METODOLOGIA

Esta pesquisa foi desenvolvida no Parque Experimental de Saneamento Ambiental da UFES localizada no Campus de Goiabeiras, em Vitória, ES, e no Edifício Royal Blue, onde se encontra construída a ETAC e o sistema de reúso. Este trabalho fez parte de um projeto de pesquisa da UFES que foi financiado pelo Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (Edital 05) do PROSAB, tendo sido realizado no período entre novembro de 2007 a novembro de 2008.

4.1. DESCRIÇÃO DO EDIFÍCIO DOTADO DE SISTEMA DE REÚSO DE ÁGUAS CINZA

O edifício pesquisado está localizado na Rua Constante Sodré, 1323, Praia do Canto, Vitória, ES. O bairro tem elevado índice de qualidade ambiental urbana, IQAU de 74%, de acordo com pesquisa desenvolvida por Zorzal (1998). A ocupação deste prédio foi iniciada em agosto de 2007 e é do tipo residencial multifamiliar, com 30 apartamentos, sendo dois por andar. A Figura 13 mostra a fachada do edifício.

Figura 13- Edifício Royal Blue.

Conforme memorial descritivo, a edificação foi constituída por 20 pavimentos, sendo: 01 térreo, 01 pavimento técnico, 02 pavimentos de garagem, 15 pavimentos de apartamentos e 01 cobertura, totalizando 8.427,03 m² de área construída.

No térreo localiza-se a entrada principal de moradores e funcionários, havendo 121,20 m² de área permeável (Figura 14), recepção, portaria, salão de festas, quadra de squash, copa para funcionários, além de 02 lavabos no salão de festas e 01 banheiro na portaria.

Figura 14 - Área permeável.

No pavimento técnico foi instalada a Estação de Tratamento de Águas Cinzas, mostrada na Figura 15, com 27 m². Acima do pavimento técnico, tem-se dois pavimentos de garagem, o primeiro com 48 vagas e o segundo com 52 vagas.

Os apartamentos possuem 174,48 m² de área utilizada, sendo constituídos por 04 quartos, 03 banheiros, 01 lavabo, 01 sala, área de serviço, cozinha, dependência de empregada, área de circulação e 03 varandas.

Na cobertura encontra-se a área de lazer, mostrada na Figura 16, com piscina, sauna, churrasqueira, copa, 03 lavabos e academia de ginástica.

Figura 15 - ETAC instalada no pavimento técnico da edificação.

Figura 16 - Área de lazer na cobertura.

4.1.1. SISTEMA HIDROSSANITÁRIO DO EDIFÍCIO

O sistema hidrossanitário da edificação foi concebido de forma a coletar as águas residuárias segregadas em águas cinzas e águas negras (efluentes de vasos sanitários) e duas linhas independentes e exclusivas para o abastecimento de água: uma de reúso e a outra de água potável. Neste edifício, o efluente da pia da cozinha não era considerado água cinza, logo, ele era encaminhado separadamente à rede de coleta de esgoto, junto com o efluente das bacias sanitárias. A água potável era fornecida pela Companhia de Saneamento do Espírito Santo (CESAN). As águas cinzas e as águas negras foram coletadas por tubulações distintas e conduzidas a tratamentos diferenciados.

Todo o efluente proveniente dos chuveiros, pias de banheiro, tanques e máquinas de lavar roupas é coletado por um ramal predial especial de coleta de águas cinzas e conduzido por gravidade à ETAC. Após o tratamento da água cinza existe um reservatório inferior e outro superior para armazenagem e distribuição da água de reúso. Os reservatórios de água de reúso e água potável eram independentes. Foi previsto a reversão do sistema de reúso para abastecimento com água potável, em caso de necessidade. Em momento algum a água de reúso se mistura com a água potável. O Quadro 6 mostra os pontos de consumo de água potável e água de reúso.

Pavimento	Tipo de Água	Acessórios	Locais de Uso
Térreo	Potável	1 chuveiro e 5 pias	Banheiros, lavabo e copas
	Reúso	3 bacias sanitárias e 2 torneiras	Banheiros, lavabo e jardim
Pav. Técnico	Reúso	1 torneira	ETAC
G1 e G2	Reúso	9 torneiras	Estacionamento
4 ao 18	Potável	4 chuveiros, 6 pias, 1 tanque e 1 máquina de lavar roupas	Banheiros, lavabo, cozinha e área de serviço
	Reúso	5 bacias sanitárias	Banheiros e lavabo
Cobertura (área de lazer)	Potável	2 duchas e 5 pias	Lavabo, sauna, piscina, área gourmet e copa
	Reúso	3 bacias sanitárias e 1 torneira	Lavabo e áreas comuns

Quadro 6 - Pontos de consumo de água.

4.2. DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS

A ETAC era constituída basicamente por 9 diferentes etapas/dispositivos, que ocupavam uma área total, incluindo a área de circulação, de aproximadamente 27 m². O funcionamento da estação ocorreu ininterruptamente. A vazão de água cinza que chegava da estação variava de acordo com os usos dos dispositivos interligados ao sistema de segregação de águas cinzas. A população média atendida com a água de reúso no período do estudo foi de 70 pessoas por dia.

A água cinza produzida no edifício chegava à ETAC através da caixa de entrada. A partir desta caixa, ela passava por 6 tanques construídos em fibra, em sequência: 3 Reatores Anaeróbios Compartimentado (RAC 1, RAC 2 e RAC3), Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS), Decantador (DEC) e Tanque de Equalização (TQE). A

partir deste tanque, a água em tratamento seguia para o Filtro Terciário (FT) e para o reservatório de desinfecção com cloro (CL). A Figura 17 apresenta um fluxograma da sequência de tratamento da ETAC.

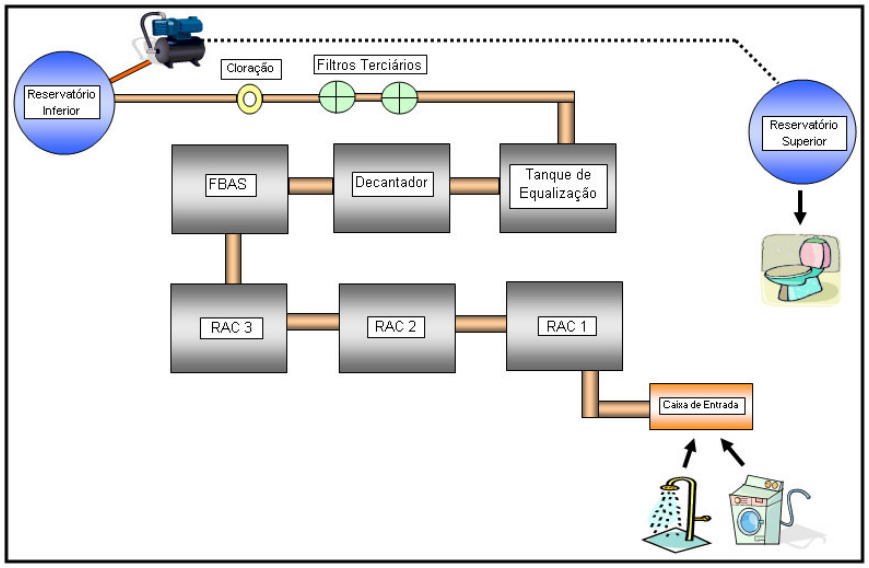

Figura 17 - Fluxograma das etapas da ETAC.
Fonte: Valentina (2009).

Após a passagem pelo reservatório de desinfecção a água cinza tratada, agora denominada água de reúso, seguia para o reservatório superior através de bombeamento, a partir do qual era distribuída para o sistema de distribuição de água de reúso, que abastecia as descargas das bacias sanitárias e torneiras instaladas no prédio.

4.2.1. CAIXA DE ENTRADA

Na caixa de entrada a água cinza bruta passava por um pré-tratamento que tinha a função de reter os sólidos presentes na água cinza bruta (cotonetes, cabelos, restos de tecido, plásticos, papel e outros). Além disso, a caixa atuava controlando a vazão na entrada da ETAC. O excesso de água cinza produzida seguia para a rede de coleta de esgoto municipal. A caixa era construída de fibra em formato de um prisma retangular de volume aproximado de 0,08 m^3, como mostra a Figura 18.

Figura 18 - Caixa de entrada.

O controle da vazão era feito a partir de dois vertedores reguláveis do tipo tulipa, de 100 mm de diâmetro. A água coletada em uma tulipa era encaminhada à ETAC enquanto a outra tulipa atuava como um extravasor direcionando o excesso de água cinza produzida para a rede de coleta de esgoto. O controle da vazão na entrada da ETAC era feito através do ajuste da diferença entre a altura das tulipas. A Figura 19 mostra o sistema de controle de vazão na caixa de entrada.

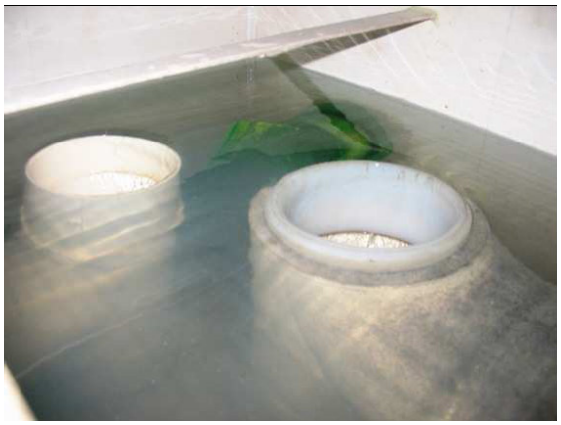

Figura 19 - Regulador de vazão da caixa de entrada.

4.2.2. TRATAMENTO ANAERÓBIO

O tratamento anaeróbio era constituído por três compartimentos ligados em série, que formavam o Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC). Cada compartimento possuía um formato prismático com dimensões iguais a 1,5 m x 1,5 m x 2,2 m. A água cinza chegava no RAC 1 e seguia para os demais reatores, RAC 2 e RAC 3, todos ligados em série. Os reatores possuíam o mesmo volume, igual a 4,95 m^3. Os 3 reatores são mostrados na Figura 20.

Figura 20 - Reator anaeróbio compartimentado.

A água cinza entrava pela parte superior do RAC 1 e seguia por uma tubulação vertical até 10 cm do fundo do mesmo, seguindo em fluxo ascendente até uma tubulação que o conecta à parte superior do RAC 2. Neste, o afluente chegava também em uma tubulação vertical a 10 cm de seu fundo e seguia para o RAC 3 da mesma forma.

Na tampa do RAC 3 existia uma tubulação de saída para o biogás produzido a partir da decomposição da matéria orgânica nos reatores. O gás era direcionado até o ramal de ventilação predial de onde era liberado na atmosfera.

A partida do RAC foi feita adicionando-se lodo de um reator UASB localizado no Parque de Saneamento da UFES. Este reator fazia parte de uma Estação de Tratamento de Efluentes que trata o esgoto sanitário de aproximadamente 1000 habitantes de um bairro de classe média de Vitória, ES.

4.2.3. TRATAMENTO AERÓBIO

A complementação da decomposição da matéria orgânica e polimento do efluente da etapa anaeróbia do tratamento era realizada pelo Filtro Biológico Aerado Submerso. Este compartimento era construído em fibra num formato prismático com dimensões de 1,5 m x 1,5 m x 2,2 m.

O FBAS possuía leito fluidizado e funcionava em fluxo ascendente. Dentro do FBAS, as colônias de microorganismos fixavam-se em um meio suporte artificial. O meio

suporte era composto de eletrodutos feitos de material plástico (Figura 21). O mesmo possuía diâmetro de 1 polegada e foi cortado em pedaços de aproximadamente 2 cm de comprimento. A Tabela 8 apresenta as características do meio suporte.

Figura 21 - Meio suporte utilizado no FBAS.

Tabela 8 - Características do meio suporte.

Área superficial específica (m^2/m^3)	**Porosidade (%)**	**Massa específica (kg/m^3)**
202	92%	53

Fonte: Valentina (2009).

A aeração do FBAS era feita de forma contínua, através do aerador trifásico submerso Inject-Air com potência de 1 CV e voltagem de 380V. A transferência de oxigênio era de 1,8 Kg O^2/kWh.

4.2.4. DECANTAÇÃO

No FBAS ocorre um desprendimento natural da biomassa aderida ao meio suporte, liberando pequenos flocos das colônias de microorganismos em seu efluente. Todo excesso de lodo e biofilme desprendido do FBAS era liberado juntamente com o efluente para o decantador (DEC).

O decantador operava em fluxo ascendente, era construído de fibra de vidro com dimensões de 1,5 m x 1,5 m x 2,2 m.

O lodo decantado era recirculado para o início do tratamento no RAC 1. A recirculação era feita automaticamente, durante um período de 1 min, a cada duas horas, através do acionamento de uma bomba centrífuga, da marca Schneider, modelo BCA, mostrada na Figura 22.

Figura 22 - Bomba centrífuga de recirculação de lodo do DEC.

4.2.5. TANQUE DE EQUALIZAÇÃO

O efluente do decantador era encaminhado para o tanque de equalização. O TQE tinha as funções de garantir uma vazão constante para a etapa posterior (filtro terciário) e atuava como um “tanque pulmão” para os casos de mal funcionamento de algum equipamento ou falta de água de reúso.

O TQE operava em fluxo ascendente e possuía dimensões de 1,5 m x 1,5 m x 2,2 m.

A Figura 23 mostra o FBAS, o DEC e o TQE.

Figura 23 - Da esquerda para a direita: FBAS, DEC e TQE.

4.2.6. TRATAMENTO TERCIÁRIO

O tratamento terciário era feito pelo Filtro Terciário (FT) e pela desinfecção química.

O FT, mostrado na Figura 24, tinha a finalidade principal de reter de sólidos suspensos remanescentes do decantador. O FT possuía altura de 1,07 m e diâmetro de 0,83 m.

Figura 24 - Filtro terciário.

O FT era constituído por quatro compartimentos de filtração, mostrados na Figura 25. Cada compartimento possuía 0,23 m de diâmetro e 0,66 m de comprimento. Em cada um desses compartimentos havia uma membrana feita de nylon. A água cinza

vinda do TQE entrava por uma tubulação de 100 mm na parte central do FT, onde subia e depois era encaminhada aos compartimentos de filtração.

Figura 25 - Compartimentos no interior do filtro terciário.

Após a filtração terciária, a água em tratamento seguía para o reservatório inferior, no qual era feita a desinfecção através de um clorador de pastilhas. Este reservatório possuía um volume de 14 m^3 e localizava-se no pavimento técnico, junto à ETAC.

O clorador de pastilhas utilizado era o mesmo disponível comercialmente para manutenção da qualidade da água de piscinas. Ele era constituído de material plástico flutuante e operava sem a necessidade de energia elétrica. O mesmo possuía cinta reguladora de abertura para ajustar a saída do cloro através da dissolução da pastilha localizada no interior do dispositivo em contato com a água do reservatório. A Figura 26 mostra o equipamento utilizado na cloração.

Figura 26 - Clorador de pastilhas.

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

4.2.7. RESERVATÓRIO SUPERIOR DE ÁGUA DE REÚSO

Após a desinfecção, a água tratada era bombeada para o reservatório superior de água de reúso através de duas bombas da marca WEG com 5,0 cv de potência. As bombas eram acionadas por uma bóia localizada no reservatório inferior. O reservatório superior possuía volume de 9 m^3 e localizava-se na cobertura do prédio, acima do pavimento da área de lazer. As bombas são mostradas na Figura 27.

Figura 27 - Bombas de recalque de água de reúso.

4.3. AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA

A avaliação do desempenho da ETAC foi realizada no período entre abril a novembro de 2008. No início da avaliação, haviam apenas 7 apartamentos desocupados, enquanto que, no fim do período, haviam 3 apartamentos desocupados. Portanto, durante o período do estudo, houve a ocupação de 4 apartamentos, os quais passaram por eventuais reformas de acordo com a

necessidade dos moradores. Durante estas reformas pode ter havido contribuição de efluentes “estranhos” à água cinza devido à utilização das instalações hidrossanitárias. Foi observado que, em alguns apartamentos que ainda estavam em fase de acabamento, o gesso utilizado nos mesmos quase sempre era descartado nos ralos dos banheiros e no tanque. Conseqüentemente, esta “água de gesso” seguia para a ETAC, provocando o desequilíbrio do sistema biológico.

A avaliação do desempenho da ETAC foi dividida em duas etapas: avaliação do comportamento das unidades da a ETAC e avaliação da estabilidade da ETAC ao longo de 24h.

4.3.1. AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DAS UNIDADES DA ETAC

A avaliação das etapas do tratamento da ETAC foi feita através da análise laboratorial de amostras simples coletadas entre 8 hs e 9 hs, de segunda à sexta. As coletas eram realizadas em frascos plásticos com volume de aproximadamente 2 L. Durante a pesquisa também foram feitas análises de amostras compostas, coletadas em intervalos de uma hora durante 12 horas. Verificou-se, estatisticamente, que os resultados das amostras compostas eram iguais aos resultados das amostras simples, por isso decidiu-se por utilizar apenas as amostras simples na avaliação.

Após a coleta, as amostras eram levadas imediatamente ao laboratório de Saneamento (LABSAN), da UFES para a realização das análises.

As coletas das amostras foram realizadas através de torneiras instaladas em cada um dos seis módulos da ETAC, em uma torneira instalada na saída do filtro e diretamente na caixa de entrada e no reservatório de desinfecção por cloro. A Figura 28 mostra a torneira de coleta instalada no RAC 3.

Figura 28 - Torneira de coleta de amostra.

Os pontos de coleta foram os seguintes:

- Água cinza bruta (Bruta): coletada na caixa de entrada;
- Água cinza efluente ao RAC 1 e afluente ao RAC 2 (RAC 1): coletada na torneira do RAC 1;
- Água cinza efluente ao RAC 2 e afluente ao RAC 3 (RAC 2): coletada na torneira do RAC 2;
- Água cinza efluente ao RAC 3 e afluente ao FBAS (RAC 3): coletada na torneira do RAC 3;
- Água cinza efluente ao FBAS e afluente ao DEC (FBAS): coletada na torneira do FBAS;
- Água cinza efluente ao DEC e afluente ao TQE (DEC): coletada na torneira do DEC;
- Água cinza efluente ao TQE e afluente ao FT (TQE): coletada na torneira do TQE;
- Água cinza efluente ao FT e afluente ao Reservatório Inferior com Cloração (FT): coletada na torneira do FT;
- Reservatório Inferior com Cloração (CL): coletada no reservatório inferior de cloração.

4.3.1.1. Análises Físico-químicas

As análises físico-químicas foram divididas entre análises diárias, semanais (2 ou 3 vezes por semana) e esporádicas.

Os parâmetros físico-químicos analisados diariamente foram: pH, Turbidez, Sólidos Sedimentáveis (SD) e Cor Real.

As análises semanais, com frequência de duas ou três vezes por semana foram: Alcalinidade, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO5), Demanda Química do Oxigênio (DQO) e Sólidos Suspensos Totais (SST).

As análises realizadas sem uma periodicidade padrão foram DQO filtrada, Óleos e Graxas (O&G), Fósforo Total (P-total), Ortofosfato (O-fosfato), Sulfeto, Sulfato, Nitrogênio Total Kjedhal (NTK), Nitrogênio Amoniacal, N-Nitrato e N-Nitrito.

Os valores da concentração de nitrogênio orgânico foram obtidos pela subtração direta do valor do NTK pelo valor do do nitrogênio amoniacal.

4.3.2. AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DA ETAC AO LONGO DE 24 HORAS

As análises realizadas ao longo de 24 hs serviram para se avaliar o comportamento da ETAC ao longo de um dia de funcionamento. As coletas foram feitas em frascos plásticos com volume de aproximadamente 1 litro nos seguintes pontos de coleta: Bruta, RAC 3, DEC, FT, CL. A amostragem era feita a cada duas horas de intervalo, ao longo de 24 hs, totalizando 13 coletas por ponto. O início da campanha ocorria às 8 hs e seguia até às 8 hs do dia seguinte.

Os parâmetros físico-químicos analisados foram: pH, OD, Turbidez, DQO e SST. As análises de pH, OD e Turbidez foram realizadas logo após a coleta. As amostras de DQO e SST foram levadas ao LABSAN, na UFES, onde foram feitas as análises. Durante a pesquisa, foram realizados três perfis 24 hs.

4.4. CÁLCULO DAS RELAÇÕES ENTRE OS PARÂMETROS

A partir dos resultados das análises, foram calculadas as relações DQO/DBO5, DQO/Sulfato e C:N:P.

4.4.1. CÁLCULO DA RELAÇÃO DQO/DBO5

A relação DQO/DBO5 foi calculada dividindo-se o resultado das análises de DQO pelo resultado das análises de DBO5, ambas para amostras coletadas em dias iguais.

4.4.2. CÁLCULO DA RELAÇÃO DQO/SULFATO

A relação DQO/Sulfato foi calculada dividindo-se o resultado das análises de DQO pelo resultado das análises de Sulfato, ambas para amostras coletadas em dias iguais.

4.4.3. CÁLCULO DA RELAÇÃO C:N:P

A relação C:N:P foi calculada em termos de três parâmetros: DQO, NTK e Fósforo total. A partir destes parâmetros, foi então definida a relação da forma DQO:NTK:Fósforo total. Para se chegar a uma relação de fácil comparação com a literatura sobre o assunto, definiu-se por obter a relação da seguinte forma:

- Dividiu-se o valor da DQO por um fator para que o mesmo fosse igualado a 100;
- Dividiu-se o valor do NTK e do P-total pelo mesmo fator.

Foram utilizados apenas os resultados das análises de amostras realizadas em dias iguais.

4.5. PROCEDIMENTOS DAS ANÁLISES LABORATORIAIS

Os procedimentos adotados para a realização das análises laboratoriais seguiram a recomendação do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – 21ª Edição. O Quadro 7 indica os procedimentos adotados para cada análise.

Parâmetro	Método	Referência
Alcalinidade	Método Titulométrico	STANDARD METHODS 2320 B, 2005
Cor verdadeira	Método Espectrofotométrico	STANDARD METHODS 2120 C, 2005
DBO5	Oxitop	-
DQO	Método Colorimétrico	STANDARD METHODS 5220 D, 2005
DQO filtrada	Método Colorimétrico Após filtração em filtro de 0,45 µm	STANDARD METHODS 5220 D, 2005
N-Nitrato	Método da Coluna Redutora de Cádmio	STANDARD METHODS 4500-NO_3-E, 2005
N-Nitrito	Método Colorimétrico	STANDARD METHODS 4500-NO_2^-B, 2005
Nitrogênio Amoniacal	Método Semi-Micro-Kjeldahl	STANDARD METHODS 4500-N_{org} C, 2005
NTK	Método Semi-Micro-Kjeldahl	STANDARD METHODS 4500-N_{org} C, 2005
Óleos e Graxas	Método de Extração Soxhlet	STANDARD METHODS 2520 D, 2005
Ortofosfato	Método do Ácido Ascórbico	STANDARD METHODS 4500-P, 2005
pH	Método Eletrométrico	STANDARD METHODS 4500 H+ B, 2005
P-total	Método do Ácido Ascórbico	STANDARD METHODS 4500-P E, 2005
Sólidos Sedimentáveis	Método Gravimétrico	STANDARD METHODS 2540 F, 2005
Sólidos Suspensos Totais	Método Gravimétrico	STANDARD METHODS 2540 D, 2005
Sulfato	Método Turbidimétrico	STANDARD METHODS 4500 - SO_4^{2-}, 2005
Sulfetos	Método Iodométrico	STANDARD METHODS 4500-S^{2-}F, 2005
Temperatura	Método de Laboratório e de Campo	STANDARD METHODS 2550 B, 2005
Turbidez	Método Nefelométrico	STANDARD METHODS 2130 B, 2005

Quadro 7 - Procedimentos utilizados nas análises laboratoriais.

4.6. CÁLCULO DAS EFICIÊNCIAS

As eficiências de remoção de determinados parâmetros foram calculadas em relação às características da água bruta analisada através de amostras coletadas no mesmo dia.

4.7. TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Todo o tratamento estatístico dos dados foi feito utilizando-se o software Excel 2007. Os dados da estatística descritiva dos parâmetros analisados (média, mediana, desvio padrão, máximo, mínimo e quartis) foram obtidos através de funções do software e, a partir de alguns desses parâmetros foram gerados gráficos do tipo Box e Whiskers adaptados e séries históricas. Os gráficos Box e Whiskers adaptados apresentam os valores mínimo, máximo, a mediana, o 1º e o 3º quartil e a eficiência de remoção em relação à água cinza bruta, quando calculada.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados os resultados das análises realizadas no intuito de se avaliar o desempenho da ETAC no tratamento das águas cinzas. As análises presentes na avaliação foram realizadas no período de abril a novembro de 2008. Durante este período, alguns apartamentos ainda encontravam-se desocupados e outros estavam recebendo reforma antes da chegada dos moradores. A população média diária do edifício foi de 70 pessoas.

5.1. RESUMO DOS RESULTADOS OBTIDOS

A Tabela 9 e a Tabela 10 mostram um resumo dos resultados obtidos para a água cinza bruta e a água de reúso, respectivamente.

Tabela 9 - Resumo dos resultados da água cinza bruta.

Parâmetro	1° Q.	Mínimo	Mediana	Máximo	3° Q.	N	Média	DP
pH	7,34	6,67	7,58	10,46	8,17	93	7,82	0,74
Turbidez (UNT)	44,4	15,0	60,5	529,7	93,5	93	78,7	66,2
Cor (UC)	38,0	6,9	69,1	321,3	107,1	57	85,3	68,7
DBO5 (mg/L)	75	40	90	235	124	18	106	55
DQO (mg/L)	138	71	204	558	310	36	241	120
SST (mg/L)	40,0	23,0	54,0	226,0	97,0	28	77,6	53,9
SD (mL/L)	0,3	0,0	0,5	2,5	0,9	37	0,7	0,5
Alcalinidade ($mgCaCO_3/L$)	31,20	20,30	48,00	188,10	64,80	29	55,20	36,81
NTK (mg/L)	4,20	2,69	5,38	15,46	7,73	15	6,14	3,81
N-Amoniacal (mg/L)	0,67	0,00	0,67	5,38	1	11	1,28	1,52
N-Nitrato (mg/L)	0,04	0,00	0,07	0,49	0,18	12	0,14	0,16
N-Nitrito (mg/L)	0,12	0,01	0,32	1,62	0,48	14	0,40	0,41
N Orgânico (mg/L)	3,86	2,02	5,04	10,08	8,9	8	5,96	3,04
P-Total (mg/L)	0,68	0,00	1,78	5,64	2,78	16	1,99	1,74
O-Fosfato (mg/L)	0,30	0,12	1,07	4,13	1,38	14	1,11	1,02
Sulfato (mg/L)	62,28	49,72	90,16	134,81	116,10	9	88,41	31,03
Sulfeto (mg/L)	0,70	0,00	1,40	3,00	2,60	15	1,56	1,07
O&G (mg/L)	18,50	8,00	34,00	80,00	61,50	8	39,25	26,56
DQO/DBO5	1,6	1,4	1,9	4,0	2,4	10	2,1	0,8
DQO/SO_4^{-2}	2,5	1,5	3,5	6,5	5,5	9	3,8	1,8

Tabela 10 - Resumo dos resultados da água de reúso.

Parâmetros	1° Q.	Mínimo	Mediana	Máximo	3° Q.	N	Média	DP	Eficiência (%)
pH	7,01	6,50	7,14	7,76	7,26	62	7,14	0,24	-
Turbidez (UNT)	3,3	1,1	6,5	21,0	10,9	63	7,6	5,2	90
Cor	3,5	0,0	13,8	44,9	24,2	33	15,4	12,7	82
DBO5 (mg/L)	7	0	15	25	15	11	12	7	85
DQO (mg/L)	17	1	21	37	29	18	21	9	87
SST (mg/L)	0,2	0,00	7,5	69,0	20,7	22	13,9	17,5	86
SD (mL/L)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	30	0,0	0,0	94
Alcalinidade (mg/L)	61,18	52,20	64,80	115,20	74,25	23	68,91	13,16	-
NTK (mg/L)	2,69	0	3,36	6,72	5,38	10	3,3	2,33	46
N-Amoniacal (mg/L)	1,34	1,34	2,69	3,36	3,02	7	2,3	0,94	-
N-Nitrato (mg/L)	0,00	0,00	0,04	0,35	0,07	8	0,07	0,12	-
N-Nitrito (mg/L)	0,04	0,00	0,07	0,20	0,10	10	0,08	0,06	-
N Orgânico (mg/L)	1,34	0,67	1,34	3,36	2,69	5	1,88	1,10	-
P-Total (mg/L)	2,35	1,12	2,45	4,97	2,96	15	2,65	0,88	-
O-Fosfato (mg/L)	1,84	1,64	2,20	3,41	2,37	13	2,24	0,53	-
Sulfato (mg/L)	55,64	51,41	63,36	87,75	71,45	6	65,52	13,61	-
Sulfeto (mg/L)	0,60	0,00	1,50	3,00	2,65	8	1,58	1,14	-
O&G (mg/L)	8,50	6,00	11,00	15,00	13,50	7	10,86	3,34	72

Nesta pesquisa a água cinza bruta apresentou características bastante variadas ao longo do estudo. Atribui-se parte dessa variação à ocupação de 4 apartamentos durante o período do estudo e ao período de férias escolares no mês de julho. Por outro lado temos os aspectos relativos ao uso das instalações hidrossanitárias da edificação, que nem sempre ocorrem sob a mesma rotina, resultando nas características discrepantes em alguns momentos da pesquisa.

Já a água de reúso apresentou ótima qualidade quanto aos aspectos de matéria orgânica e sólidos. O sistema em geral não removeu significativamente compostos de fósforo e enxofre, o que não prejudica a qualidade da água de reúso para o seu fim principal nesta pesquisa que era o reúso na descarga da bacia sanitária. Sob o ponto de vista do reúso para rega de jardim, é interessante que se tenha uma pequena concentração de nutrientes na água para que os mesmos possam ser utilizados pelas plantas.

Não foram avaliados os aspectos microbiológicos neste tratamento, porém, Valentina (2009), que estudou o mesmo sistema, obteve, na água de reúso valores

médios de 3,3 x10^2 NMP/100mL para coliforme total e < 1 NMP/100mL para E. coli. Bazzarella (2005), encontrou valores próximos para coliformes, 5,4 x 10^2 NMP/100mL, e 3,17 x 10^1 NMP/100mL para E. coli. Os valores de E. coli na água de reúso enquadram-se em todos os padrões de reúso internacionais, sugerindo que a água de reúso produzida neste estudo apresenta baixíssimo risco microbiológico aos usuários. Além disso, sob o ponto de vista da CONAMA nº 274/2000, os níveis de E. coli na água de reúso estão bem abaixo dos níveis requeridos para a classificação "excelente" de balneabilidade.

5.2. RESULTADOS DAS ANÁLISES DIÁRIAS

5.2.1. pH

A água cinza bruta obteve pH médio de 7,82 ± 0,74, valor muito próximo aos 7,7 ± 0,6 encontrado por Rabelo e Magri (2008).

O pH médio da água de reúso neste estudo foi de 7,14 ± 0,24, superior aos 6,8 encontrados por Bazzarella (2005) e bem próximo aos 7,08 encontrados por Niyonzima (2007).

A Figura 29 apresenta a evolução do pH durante o processo de tratamento.

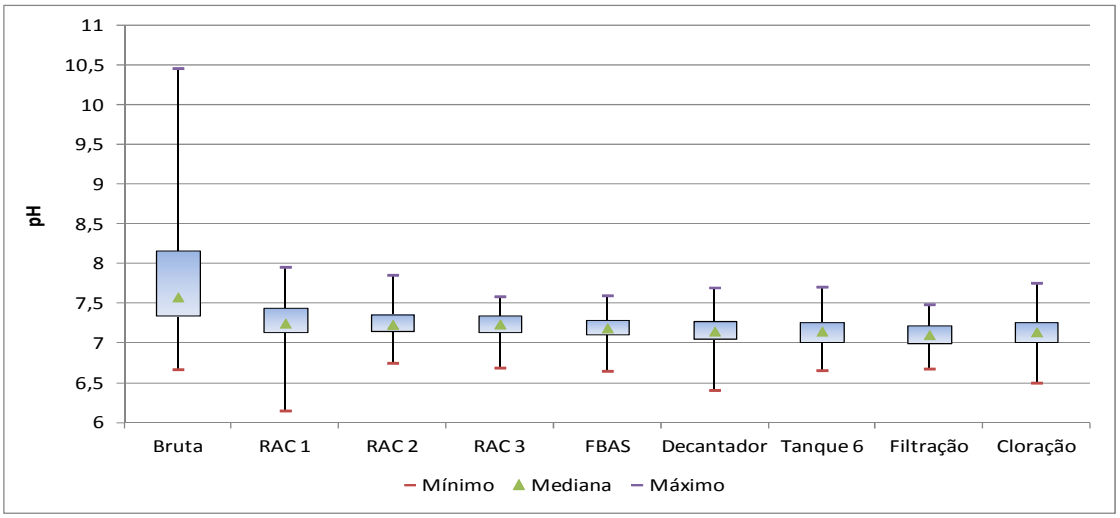

Figura 29 - Evolução do pH.

Observou-se uma pequena redução no pH no processo anaeróbio, sendo o valor do pH quase constante durante o tratamento, com as médias variando de 7,11 no filtro terciário a 7,29 no RAC 1.

Os picos de pH na água bruta podem ser explicados, principalmente, pela contribuição da água cinza proveniente da máquina de lavar roupa, que possui significativa quantidade de sabão. No estudo de Bazzarella (2005), os maiores valores médios de pH na água cinza foram encontrados na água da máquina de lavar roupa, 9,06, e do tanque, 8,85, enquanto que a água cinza misturada apresentou pH médio de 7,05.

Todos os valores de pH da água pós-tratamento atenderam aos padrões de reúso da Alemanha e Japão. No Brasil, de acordo com a NBR 13.969/97, o pH, na faixa de 6,0 a 8,0, é recomendado para a Classe 1 de reúso, que envolve lavagem de carros e outros usos com contato direto da água com o usuário. O pH da água de reúso obtida neste estudo atendeu, em todas as análises, o padrão desta norma para a Classe 1 de reúso.

5.2.2. TURBIDEZ

A água cinza bruta apresentou turbidez média de 78,7 ± 66,2 UNT, valor bem inferior aos 174,4 ± 88,5 UNT encontrado por Rabelo e Magri (2008), aos 337,3 UNT por

Fiori e outros (2006), aos 166 ± 65 UNT por Bazzarella (2005) e aos 305 UNT por Saccon (2009). A Figura 30 apresenta a evolução da turbidez e a eficiência de remoção durante as fases do tratamento.

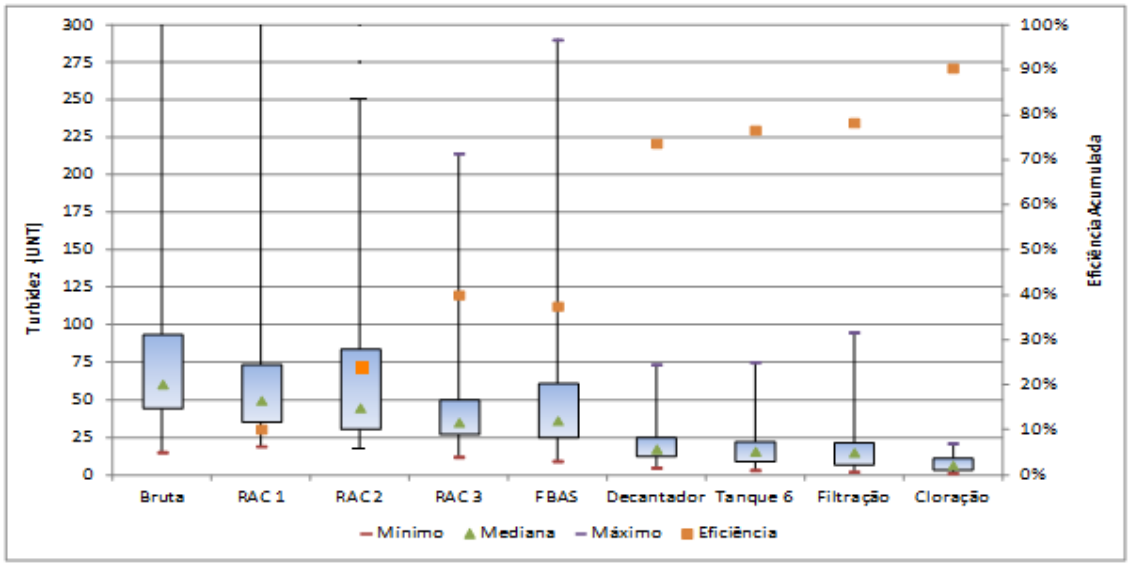

Figura 30 - Evolução da turbidez.

Analisando-se a Figura 30, observa-se que, houve uma significativa remoção de turbidez nos RAC's, chegando a 35% no RAC 3. Segundo Valentina (2009), foi encontrado um tempo de detenção igual a 27,2 horas para os RAC's da ETAC deste estudo. Este tempo de detenção, que totalizou aproximadamente 9 horas em cada um dos RAC's, proporcionou a decantação do lodo, principalmente, nos RAC's 2 e 3.

No filtro biológico submerso aerado (FBAS), houve um aumento nos valores de turbidez devido ao desprendimento da biomassa adsorvida na camada suporte do reator. Essas partículas eram posteriormente removidas no decantador, que apresentou uma remoção média de turbidez igual a 36%.

A eficiência global do sistema operou em torno 90%, resultando em uma água de reúso com turbidez média de 7,6 ± 5,2 UNT. A eficiência encontrada é muito próxima aos 91% encontrando por Rabelo e Magri (2008), cuja água de reúso apresentou turbidez de 15,2 ± 18,6 UNT. Já Saccon (2009), encontrou uma eficiência de remoção de turbidez na faixa de 96 as 99% o que resultou em uma água de reúso com turbidez na faixa de 0,8 a 12,2 UNT. Por outro lado, o valor médio deste estudo está distante do valor que Behrendt e outros (2008) encontraram, menor que 1 UNT.

O efluente pós-tratamento não atingiu valores médios e máximos que atendessem os padrões de reúso urbano irrestrito para diversos estados americanos e padrões de países como África do Sul, Japão e Canadá. Entretanto, 38% dos valores de turbidez encontram-se abaixo de 5 UNT que é o máximo permitido em alguns estados americanos, Japão e Canadá e no Brasil, para reúso nas Classes 1 e 2 da NBR 13.969/97. A turbidez média encontrada atende apenas o limite de 10 UNT para a Classe 3.

5.2.3. COR REAL

A água cinza bruta apresentou uma cor real média de 85,3 ± 68,7 UC, valor bem inferior aos 294,2 ± 145,6 UC encontrado por Rabelo e Magri (2008) e aos 533 UC encontrado por Bazzarella (2005). A Figura 31 apresenta evolução da cor real e da eficiência de remoção durante as fases do tratamento.

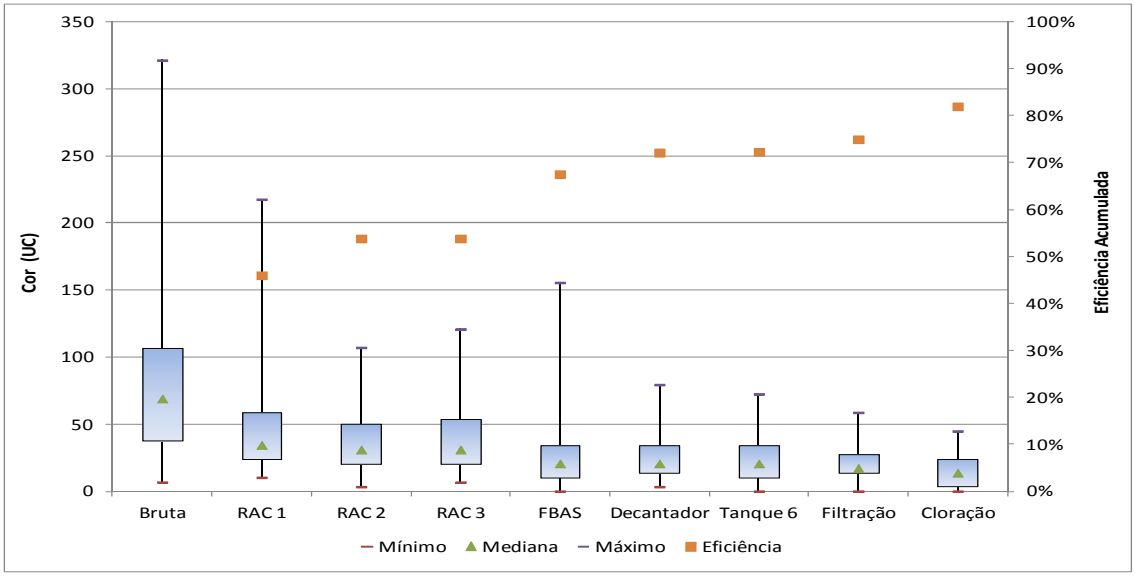

Figura 31 - Evolução da cor real.

Observou-se que o RAC 1 apresentou a maior eficiência na remoção da cor, alcançando uma remoção média igual a 46%, enquanto que os RAC's 2 e 3 mantiveram-se quase ineficientes na remoção desse parâmetro. Pode-se verificar também, que após o RAC 1, a maior remoção da cor ocorre no FBAS com índice de 13% de remoção, provavelmente devido à complementação da remoção de matéria orgânica que ocorre neste reator. A eficiência média total da ETAC foi de 82% de

remoção da cor real, valor próximo aos 89% encontrados por Rabelo e Magri (2008) e aos 83% encontrados por Bazzarella (2005).

A água de reúso apresentou cor real média de 15,4 ± 12,7 UC, próximo aos 10 UC encontrados por Bazzarella (2005) e bem inferior aos 32,7 ± 27,5 UC por Rabelo e Magri (2008).

5.3. MATÉRIA ORGÂNICA

A matéria orgânica é um dos principais itens a ser verificado quanto à eficiência do tratamento. Para avaliar sua remoção utilizou-se como parâmetros as análises de DQO e DBO5. Além disso, em algumas ocasiões foram também realizadas análises da DQO filtrada para se avaliar a remoção de matéria orgânica dissolvida na etapa anaeróbia do tratamento.

5.3.1. REMOÇÃO DE DQO

Os valores de DQO encontrados para a água cinza bruta foram em média 241 ± 120 mg/L. A média é menor do que os valores encontrados por Fiori e outros (2006), de 425 ± 107 mg/L, e Bazzarella (2005), cuja DQO variou entre 521 e 1712 mg/L para diversos tipos de água cinza. Um dos fatores que pode explicar essa disparidade é o elevado nível econômico da população do edifício estudado o que pode levar a uma maior diluição da matéria orgânica devido à elevada produção de água cinza, de 195 $L/hab.dia^{-1}$, segundo Emery (2009).

A água de reúso apresentou uma DQO média de 21 ± 9 mg/L, valor similar aos 18 mg/L encontrados por Bae e Shin (2007) e aos 29 mg/L obtidos por Gual e outros (2008), porém, bem inferior aos 40 ± 14 mg/L encontrados por Friedler e outros (2005).

A maior parte da DQO foi removida no tratamento biológico, cerca de 52% no RAC 1 e 29% no FBAS. Os RAC's 2 e 3 não contribuíram para a remoção de matéria

orgânica sendo o RAC 2 responsável por um pequeno aumento da concentração da DQO no efluente. Uma das causas da ineficiência dos RAC´s 2 e 3 é o provável consumo da maior parte matéria orgânica disponível, para ser degradada anaerobicamente, pelos microrganismos presentes no RAC 1, que apresentou um alto TDH de 9 hs.

A Figura 32 mostra o gráfico de remoção da DQO encontrado no estudo.

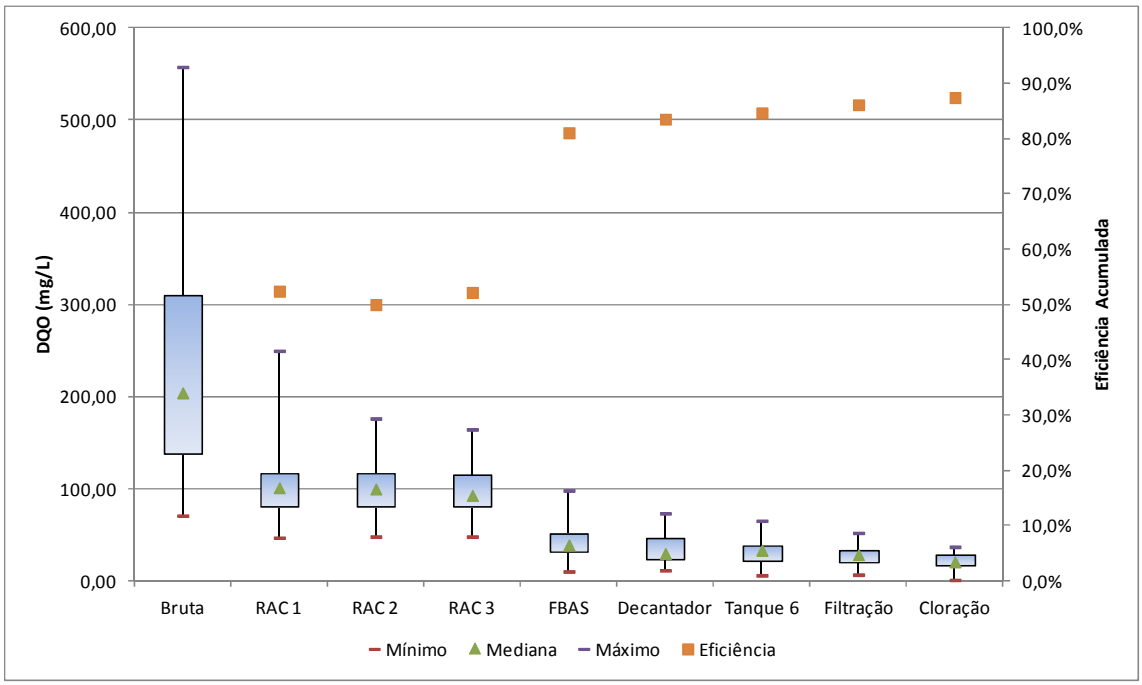

Figura 32 - Evolução da concentração de DQO.

O sistema apresentou uma eficiência global de remoção de DQO de 87%, valor próximo aos 90% encontrados por Bae e Shin (2007), aos 83% de Philippi e outros (2005) e aos 80% encontrados por Gual e outros (2008), porém maior do que os 75% encontrados por Friedler e outros (2005).

5.3.2. REMOÇÃO DE DBO5

A concentração média de DBO5 na água cinza bruta foi de 106 ± 55 mg/L, valor dentro da faixa encontrada por Cristova-Boal e outros (1996) apud Santos (2003), de 76 - 200 mg/L, e próximo ao valor encontrado Santos e outros (2003), de 96 mg/L. Porém, a média encontrada neste estudo, foi inferior aos valores apresentados por

Fiori e outros (2006), cuja menor média encontrada foi 283 mg/L, e Peters (2006), que encontrou um valor médio de 267 mg/L.

A água de reúso apresentou DBO5 média de 12 ± 7 mg/L, superior aos 2 ± 2 mg/L encontrados por Friedler e outros (2005). O valor obtido nesta pesquisa atende aos padrões requeridos para reúso urbano irrestrito em diversos estados norte americanos como Florida, Nevada e Washington e também aos padrões de Alemanha, Canadá e do Sul da Austrália.

A Figura 33 mostra os resultados para a DBO5 encontrados neste estudo.

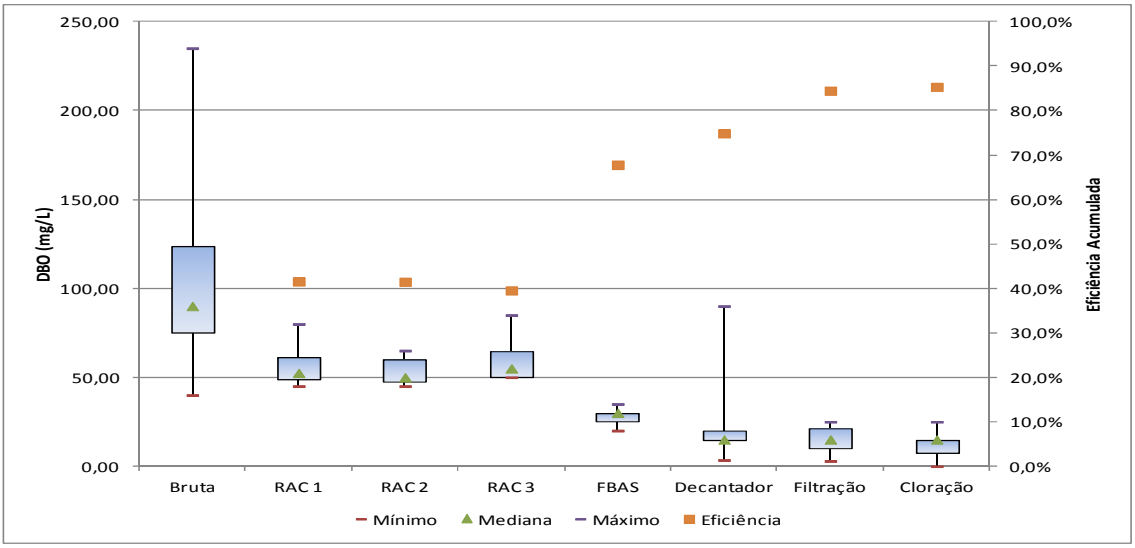

Figura 33 - Evolução da concentração de DBO5.

Assim como para a DQO, a maior parte da DBO5 foi removida no RAC 1, 42% em média, com o FBAS removendo em média 28% da DBO5 total. A remoção global da DBO5 encontrada foi de 85%, valor muito próximo ao da remoção de DQO, próximo também aos 80% encontrados por Gual e outros(2008), porém inferior à eficiência de 98% encontrada por Philippi e outros (2005) e a de 96% encontrada por Friedler e outros (2005). Diferentemente da DQO, que praticamente não é removida após o FBAS, a DBO5 é removida, em média, 7 e 9% no decantador e filtro terciário, respectivamente.

5.3.3. DQO FILTRADA

Em 10 das análises de DQO realizadas, foi feita uma análise em paralelo da DQO Filtrada para a água cinza bruta e para os efluentes dos RAC´s 1, 2 e 3. A Tabela 11 mostra uma comparação entre os resultados obtidos para as análises dos parâmetros.

Tabela 11 - Comparação entre as análises de DQO total e DQO filtrada.

Parâmetro	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3
DQO Total (mg/L)	285	89	88	87
DQO Filtrada (mg/L)	225	67	71	72
Diferença Média (%)	21	25	20	19
Remoção de DQOf em relação à Bruta	-	65%	62%	62%
Remoção de DQOt em relação à Bruta	-	64%	63%	64%

Observa-se que a DQO filtrada da água cinza bruta foi apenas 21% menor do que sua DQO total. Esse resultado confirma a proposição de Lens e outros (2001) que apontam que a maior parte da matéria orgânica presente na água cinza está dissolvida. Além disso, não se observou alteração significativa na eficiência de remoção de matéria orgânica dissolvida pelos RAC's, sendo o RAC 1 a principal etapa de remoção de matéria orgânica dissolvida, removendo 65% do total.

Os RAC's 2 e 3 mostraram-se mais ineficientes na manutenção das concentrações de DQO dissolvida em comparação com a DQO total. Isto leva a uma possível indicação de que os mesmos removiam uma pequena porção da DQO na forma de sólidos através da decantação. O que é explicado pelo alto tempo de detenção hidráulica para cada um dos reatores anaeróbios.

5.4. SÉRIE SÓLIDOS

5.4.1. SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS

As concentrações de sólidos suspensos totais encontradas na água bruta tiveram uma média igual a 77,6 ± 53,9 mg/L, valor superior aos 43,0 ± 25,1 mg/L

encontrados por Friedler e outros (2005) e menor que o limite inferior da faixa apresentada por Burnat e Mahmoud (2004) apud Bazzarella (2005) de 94 – 181 mg/L. Pôde-se verificar visualmente que a maioria desses sólidos é fio de cabelo e pequenas partículas de tecido, provenientes da água de chuveiro e da água da máquina de lavar roupas, respectivamente.

A água de reúso, na maioria das vezes, não apresentou sólidos visíveis nas amostras coletadas, observação evidenciada pela baixa concentração média de 13,9 ± 17,5 mg/L. Em aproximadamente 27% das análises realizadas o valor encontrado foi de 0,0 mg/L, mostrando a boa qualidade da água de reúso. Em comparação com valores encontrados por outros autores, o valor médio deste estudo foi superior aos 7,9 ± 4,9 mg/L encontrado por Friedler e outros (2005), porém inferior aos 27,3 mg/L encontrados por Gual e outros (2008). A média encontrada nesta pesquisa atende aos padrões para reúso urbano irrestrito do estado de Washington, Alemanha e Canadá. Uma maior frequência na limpeza do filtro terciário poderia fazer com que os valores e, consequentemente, a média obtidos nesta pesquisa fossem ainda menores.

A evolução da concentração de SST durante o tratamento é apresentada na Figura 34.

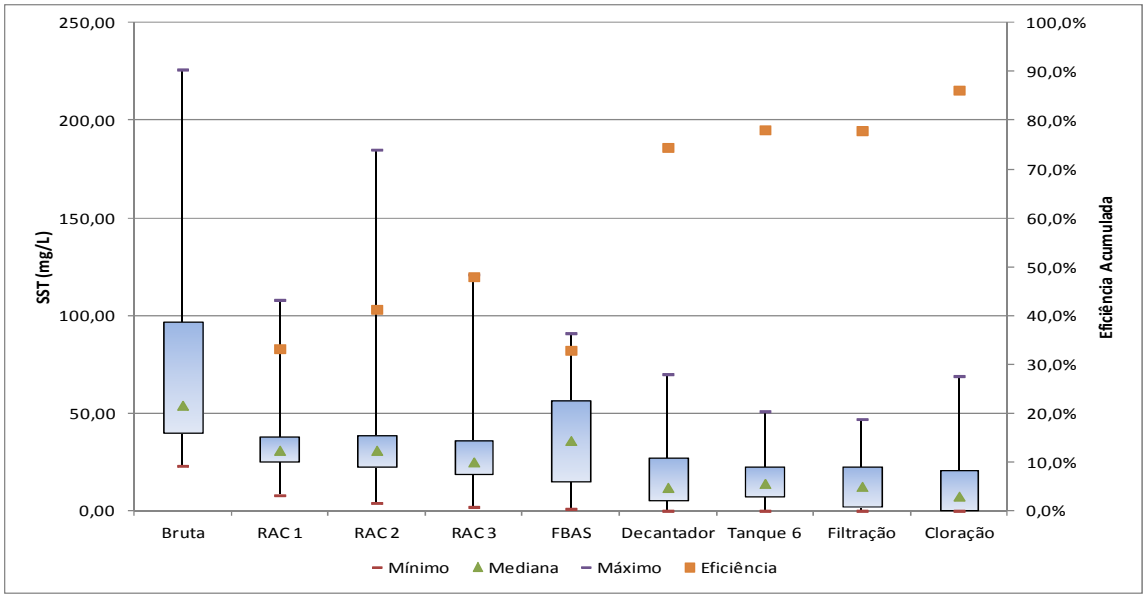

Figura 34 - Evolução da concentração de SST.

A eficiência total de remoção de SST foi de 86%, valor superior aos 72% encontrado por Bazzarella (2005) e aos 82% obtidos por Friedler e outros (2005). As maiores eficiências acumuladas de remoção de SST foram encontradas no RAC 1 e no decantador, iguais a 33 e 41%, respectivamente. Devido ao alto TDH do sistema, os RAC's 2 e 3 acabavam funcionando como decantadores do lodo presente no reator, que constituía a maior porção dos SST na etapa anaeróbia. A concentração de SST após o FBAS mostrou-se maior que na etapa anterior devido ao desprendimento de flocos das colônias de bactérias aderidas ao meio suporte do reator. A presença do decantador mostrou-se essencial para a remoção dos flocos desprendidos do FBAS. O filtro terciário não apresentou eficiência significativa na remoção dos sólidos suspensos, em alguns casos até aumentando a concentração de SST da água tratada. Isso pode ser explicado por problemas de lavagem dos filtros, que não foram realizadas com devida frequência, acarretando na baixíssima eficiência encontrada.

5.4.2. SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS

O valor médio de SD na água bruta encontrado foi igual a 0,7 ± 0,5 mL/L, volume que foi praticamente todo removido pelo tratamento, alcançando-se um o valor médio de SD na água de reúso <0,0 mL/L.

Durante as etapas de tratamento observou-se uma eficiência de 23% de remoção de SD no RAC 3. Esse resultado pode ser explicado pelos seguintes fatos: a maior parte dos SD nas amostras dos RAC's são partículas de lodo que se apresentam suspensas nos reatores, sendo RAC 3 o reator que apresenta menor porção de lodo nas amostras e, devido ao elevado TDH nesses reatores, há um indicativo de que o RAC 3 funcionava como um decantador do lodo. Através da Figura 35 observa-se que após o FBAS a concentração média de SD na água era maior até mesmo que na água cinza bruta, devido às partículas desprendidas do meio suporte presente neste reator. Estas partículas apresentavam uma coloração "branco leitoso" e tamanho perceptível a olho nu. A remoção das mesmas ocorre principalmente no decantador, com uma eficiência de 79% em relação à concentração inicial da água bruta. Ao final do tratamento, a eficiência total alcançada foi de 94%.

A Figura 35 mostra a evolução da concentração de SD no tratamento.

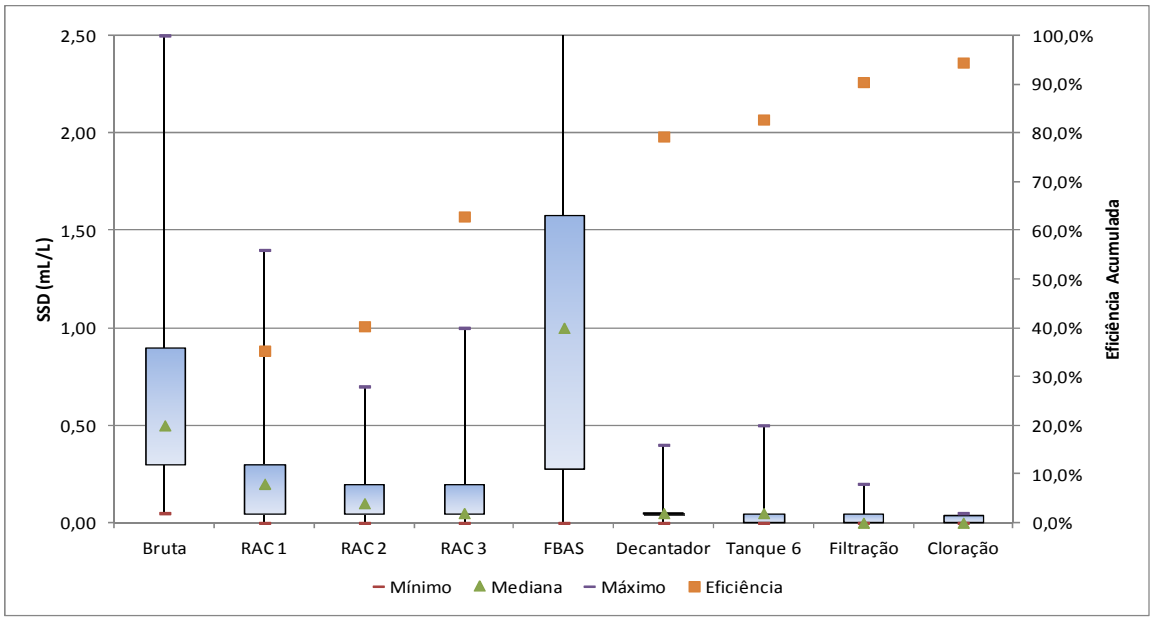

Figura 35 - Evolução da concentração de SD.

5.5. ALCALINIDADE

Segundo Bazzarella (2005), a análise da alcalinidade (capacidade tampão da água) é muito importante quando o tratamento da água cinza é realizado pela via aeróbia, pois uma redução do pH afeta a manutenção dos organismos depuradores.

A água cinza bruta obteve uma alcalinidade média de 55,20 ± 36,81 mg/L de $CaCO_3$, valor abaixo de 90,3 mg/L de $CaCO_3$ encontrado por Bazzarela (2005) e 454 ± 106 mg/L por Zeeman e outros (2008) e, relativamente, próximo aos 89,3 ± 31,4 mg/L encontrados por Rabelo e Magri (2008).

A água de reúso apresentou alcalinidade média de 68,91 ± 13,16 mg/L, próxima aos 77,1 mg/L encontrados por Bazzarella (2005), porém inferior aos valores encontrados por Peters (2006) e Rabelo e Magri (2008), iguais a 110,5 e 109,1 mg/L, respectivamente. A Figura 36 mostra a evolução da alcalinidade na ETAC.

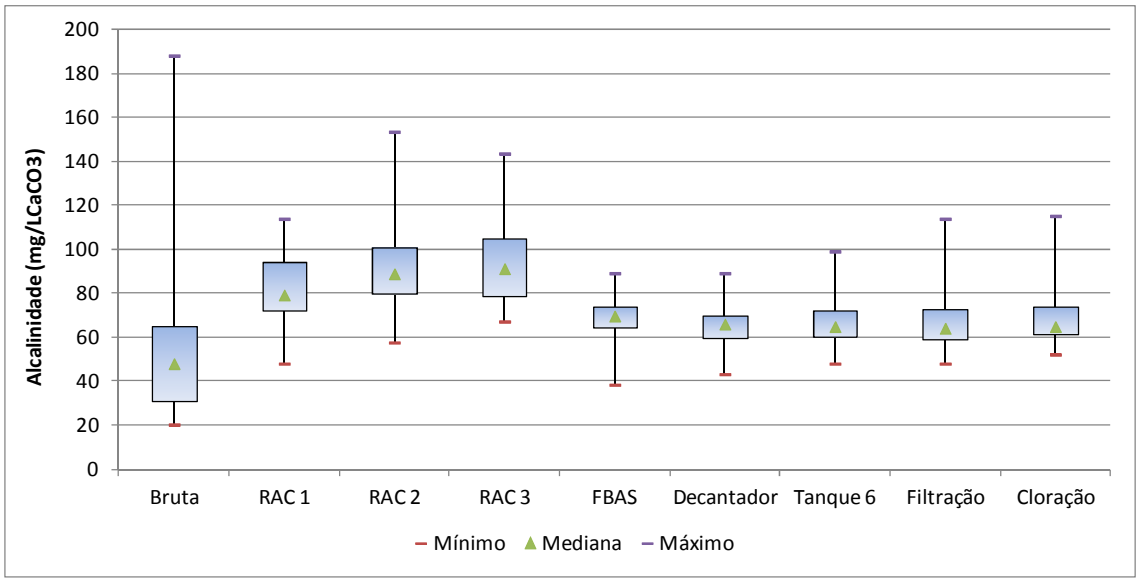

Figura 36 - Evolução da alcalinidade.

O aumento da alcalinidade nos RAC's pode ser explicada pela formação de bicarbonatos, devido a digestão anaeróbia. Nos estudos de Rabelo e Magri (2008) a alcalinidade saltou de 89,3 ± 31,4 mg/L para 135,3 ± 38,3 mg/L após passar por um sistema anaeróbio, ao sair do RAC 3 a alcalinidade passou de 55,20 ± 36,81 mg/L para 94,21 ± 18,78 mg/L.

5.6. FÓSFORO

A água cinza bruta apresentou teores médios de fósforo total e ortofosfato de 1,99 ± 1,74 e 1,11 ± 1,02 mg/L, respectivamente. O teor de fósforo total está próximo dos 2,3 ± 2,9 mg/L por encontrado Bazzarella (2005) e abaixo dos 5,9 ± 4,2 mg/L encontrado por Rabelo e Magri (2008), dos 22,87 mg/L encontrado por Saccon (2009) e dos 9,9 ± 0,9 mg/L encontrados por Elmitwalli e outros (2007). O ortofosfato está abaixo dos 8,7 ± 3,1 mg/L encontrado por Elmitwalli e outros (2007) e próximo aos 2,32 ± 1,29 mg/L encontrados em águas cinzas da Holanda por Zeeman e outros (2008). A Figura 37 e a Figura 38 apresentam os teores de fósforo total e ortofosfato, respectivamente, durante as etapas do tratamento.

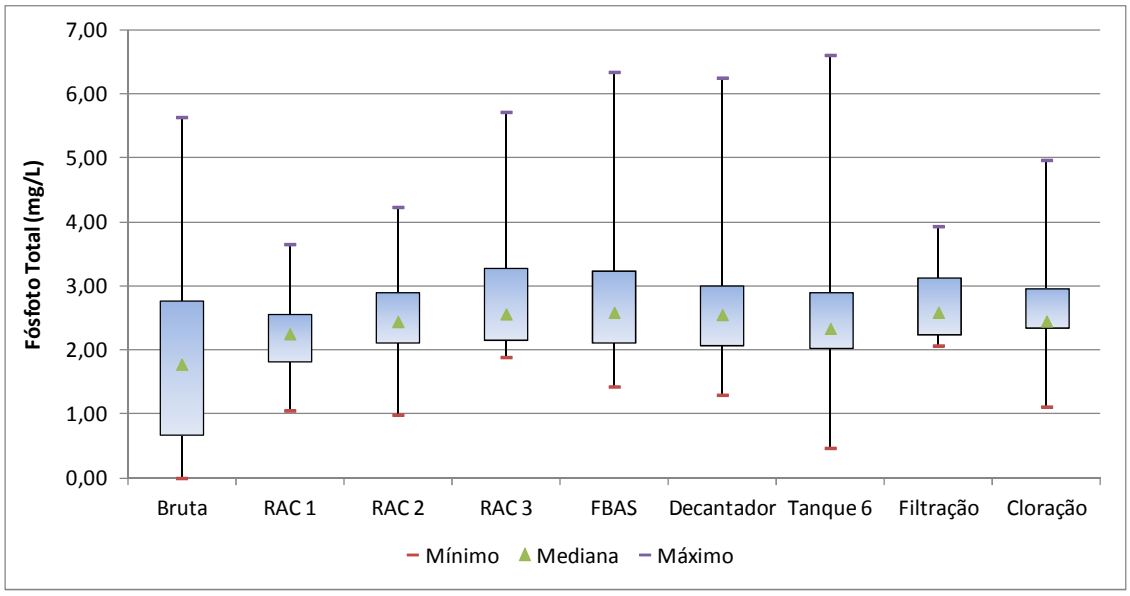

Figura 37 - Evolução da concentração de fósforo total.

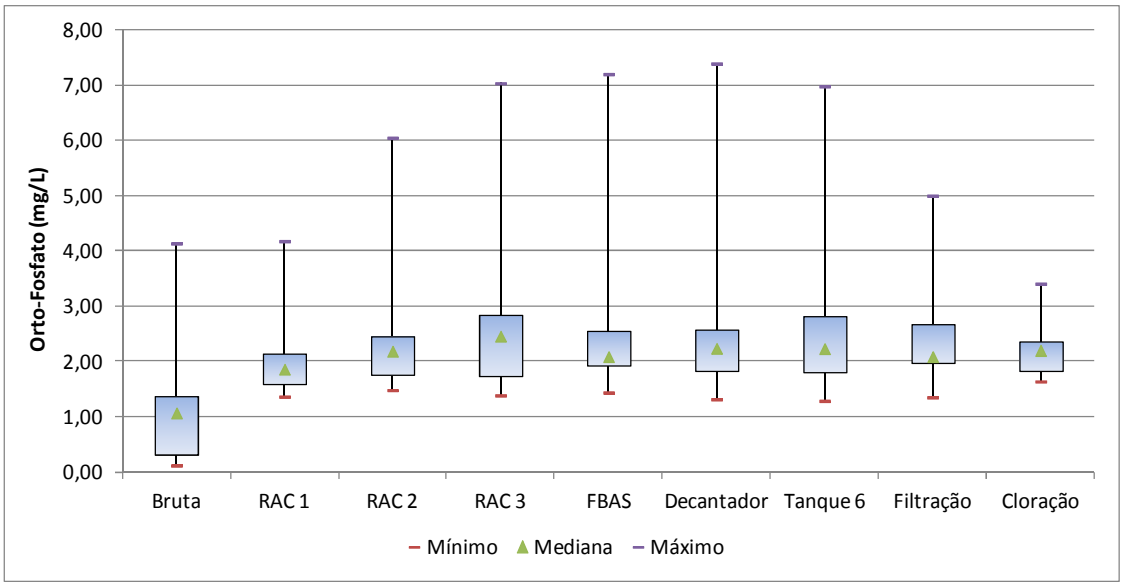

Figura 38 - Evolução da concentração de ortofosfato.

Os picos de fósforo podem ser explicados pela utilização de produtos de limpeza que contém fósforo, principalmente detergentes e sabões. Embora a quantidade média de fósforo total e ortofosfato sejam relativamente pequenas, o sistema não apresentou uma redução nos teores desses parâmetros, resultando em uma água de com teores médios de fósforo total e ortofosfato de 2,65 ± 0,88 mg/L e 2,24 ± 0,53 mg/L, respectivamente.

O resultado alcançado pela ETAC mostrou-se diferente dos 76% de eficiência na remoção de fósforo total encontrado por Rabelo e Magri (2008), divergente também

dos resultados de Elmitwalli e outros (2007) que encontraram eficiência de 10 a 24% de remoção de fósforo total e de 15,6 a 20,1% de remoção de ortofosfato.

5.7. NITROGÊNIO

De acordo com Bazzarella (2005), os teores de nitrogênio total nas águas cinzas são inferiores aos encontrados no esgoto, visto que a maior contribuição de nitrogênio é proveniente da urina. Dessa forma, a maior parte do nitrogênio encontrado nas águas cinzas está relacionado a urina de pessoas que têm esse hábito durante o banho. A Figura 39 apresenta os teores de nitrogênio total kjeldahl encontrados nas etapas do tratamento.

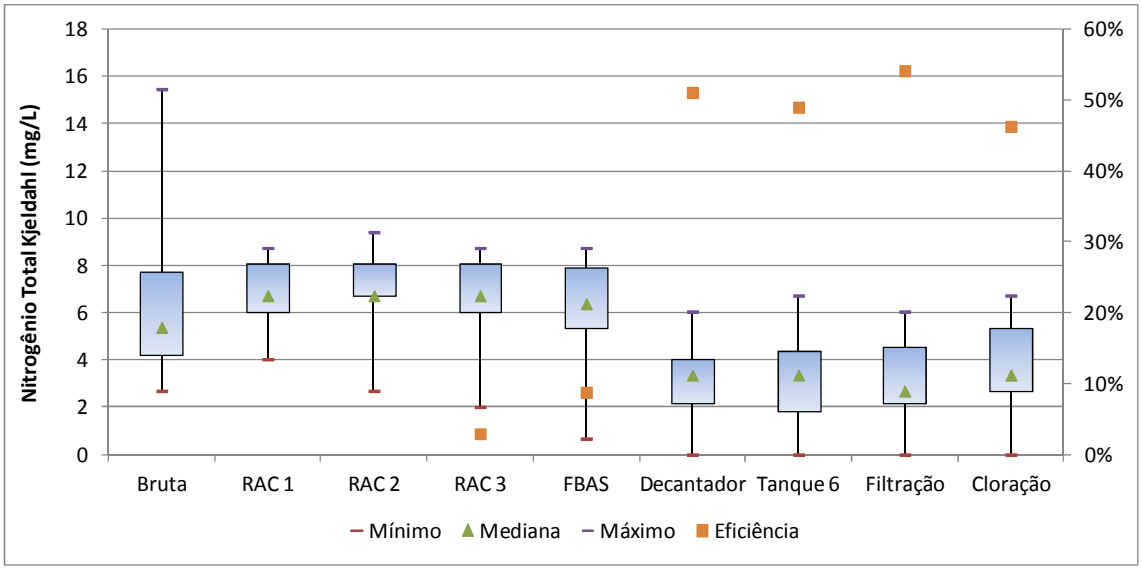

Figura 39 - Evolução do NTK.

Observou-se que no tratamento biológico os teores de NTK mantiveram-se praticamente constantes, sofrendo uma redução no decantador, devido, principalmente, à remoção de nitrogênio orgânico, e mantendo-se quase constante até o fim do tratamento. A remoção média encontrada foi de 46%. A Figura 40 e a Figura 41 permitem a análise o nitrogênio orgânico e amoniacal de forma separada.

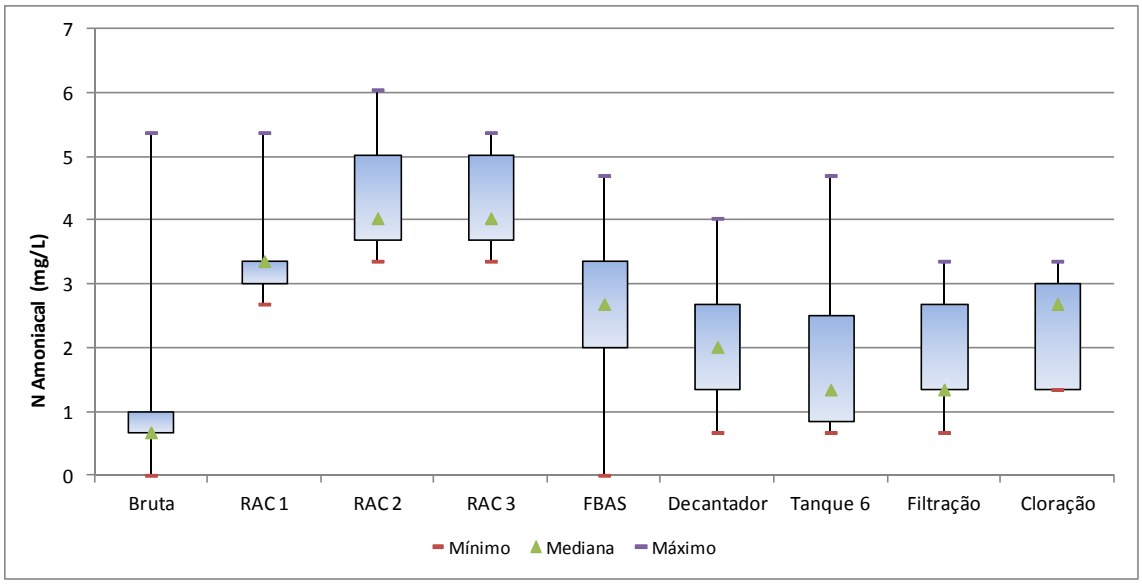

Figura 40 - Evolução dos teores de nitrogênio amoniacal nas etapas do tratamento.

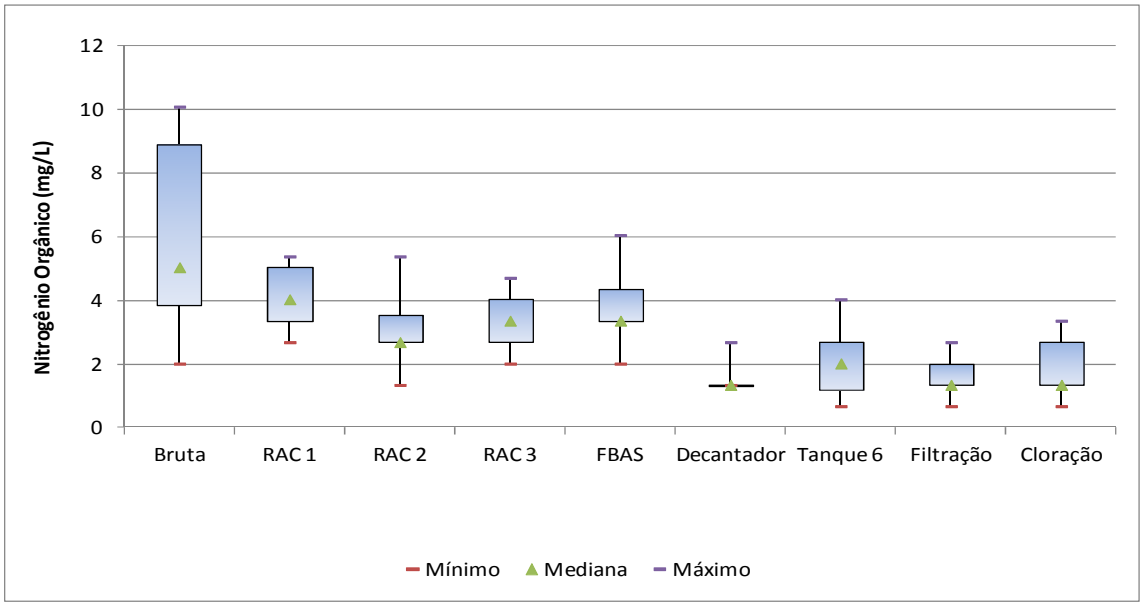

Figura 41 - Evolução dos teores de nitrogênio orgânico nas etapas do tratamento

O aumento da concentração de amônia durante a fase anaeróbia deve-se à transformação do nitrogênio orgânico em amônia (amonificação), enquanto que a diminuição da concentração na fase aeróbia deve-se ao processo de nitrificação.

A Figura 42 e a Figura 43 mostram o comportamento do nitrito e nitrato durante o tratamento.

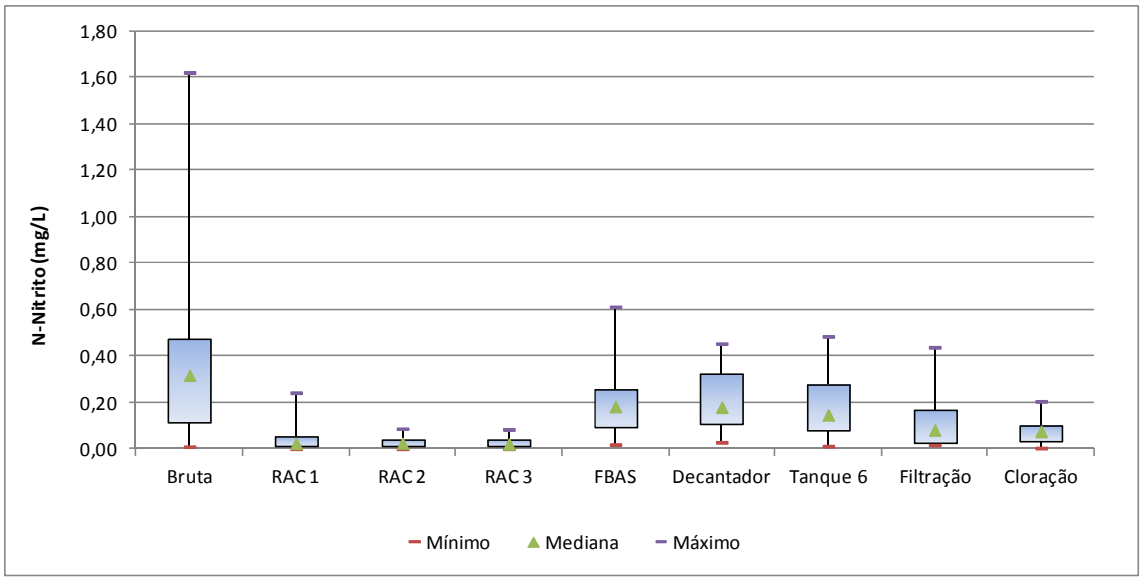

Figura 42 - Evolução dos teores de N-nitrito nas etapas do tratamento.

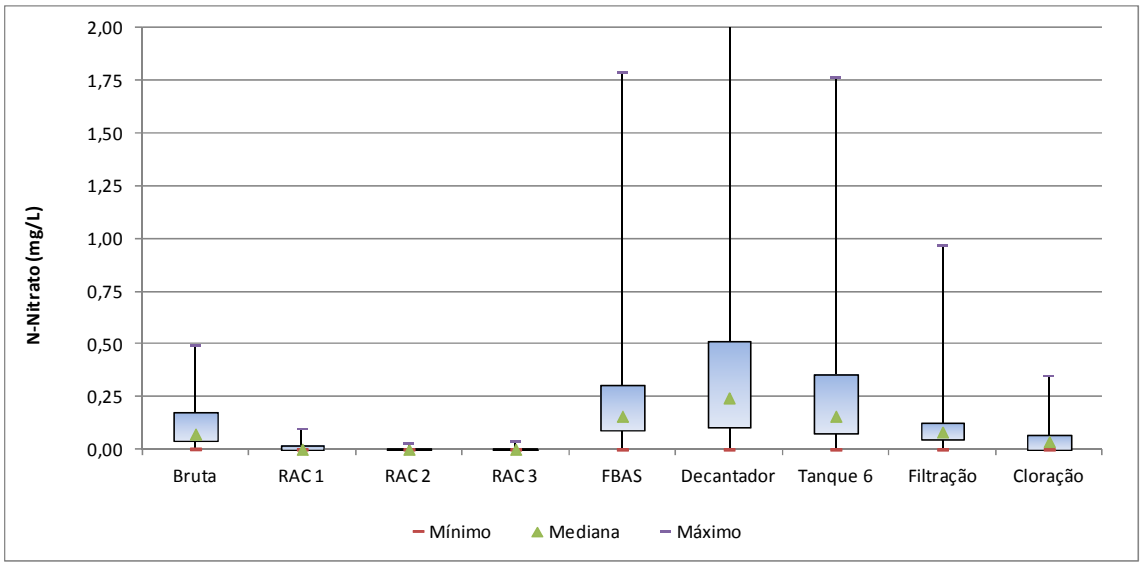

Figura 43 - Evolução dos teores de N-nitrato nas etapas do tratamento.

Observou-se que os teores de nitrito e nitrato são bem pequenos quando comparados às concentrações de NTK, com todas as médias ao longo do tratamento menores que 0,6 mg/L. Na fase anaeróbia há uma diminuição significativa na concentração de nitrito e nitrato. Isto ocorre pois, segundo Chernicharo (2007), nestas formas eles são reduzidos à forma gasosa e liberados para atmosfera. Já o acréscimo de nitrito e nitrato que ocorre na fase biológica, é devido à nitrificação do amônio, onde ocorre a oxidação da amônia a nitrato e, posteriormente, este vem a se transformar em nitrito.

A Tabela 12 compara os valores de nitrogênio da água bruta com alguns autores. Observa-se valores discrepantes apresentados por Niyonzima (2007), devido provavelmente ao estudo do autor ter sido realizado em Gana, país com elevado índice de pobreza, fator que influencia nas características da água cinza, o restante dos valores encontram-se relativamente próximos.

Tabela 12 - Comparação da água cinza bruta com outros autores.

Parâmetro	Média Analisada	Bazzarella (2005)	Rebelo e Magri (2008)	Saccon (2009)	Elmitwalli et al (2007)	Niyonzima (2007)	Peters (2006)
N-Nitrito (mg/L)	0,40 ± 0,41	0,09 ± 0,07	0,1 ± 0,1	-	-	57,5 ± 20,09	0,21
N-Nitrato (mg/L)	0,14 ± 0,16	0,46 ± 0,34	0,3 ± 0,8	-	-	12,25 ± 3,21	0,26
N-Amoniacal (mg/L)	1,28 ± 1,52	1,9 ± 1,1	3,9 ± 3,1	-	2,9 à 6,4	-	3,1
N orgânico (mg/L)	5,96 ± 3,04	-	-	-	-	-	-
NTK (mg/L)	6,14 ± 3,81	6,6 ± 3,4	-	22,4	27,2 ± 4,5	-	10,7

A Tabela 13 apresenta a comparação dos teores de nitrogênio do efluente final para reúso com alguns outros autores.

Tabela 13 - Comparação da água de reúso com outros autores.

Parâmetro	Média Analisada	Rebelo e Magri (2008)	Zeeman et al (2009)	Niyonzima (2007)
N-Nitrito (mg/L)	0,08 ± 0,06	0,1 ± 0,2	-	2,6 ± 2,8
N-Nitrato (mg/L)	0,07 ± 0,12	7,8 ± 3,6	-	7,59 ± 2,75
N-Amoniacal (mg/L)	2,34 ± 0,94	0,6 ± 1	4,16 à 7,25	-
N orgânico (mg/L)	1,88 ± 1,1	-	-	-
NTK (mg/L)	3,3 ± 2,3	-	7,9 à 19,36	-

Pode-se ressaltar que o sistema removeu apenas uma porção do nitrogênio orgânico presente na água cinza principalmente pelo processo de decantação, enquanto que nas formas amoniacal, nitrito e nitrato as concentrações variaram em cada etapa de tratamento, devido às reações de nitrificação e amonificação.

5.8. ENXOFRE

A água cinza bruta apresentou concentrações médias de sulfato e sulfeto de 88,41 ± 31,03 mg/L e 1,56 ± 1,07 mg/L, respectivamente, valores superiores aos 16,6 mg/L de sulfato e 0,18 mg/L de sulfeto encontrado por Peters (2006) e, também, aos 29 mg/L de sulfato e 0,19 mg/L de sulfeto encontrados por Bazzarella (2005).

A água de reúso apresentou teores de sulfato e sulfeto de 65,52 ± 13,61 mg/L e 1,58 ± 1,14 mg/L, respectivamente. Esses valores são ambos superiores às médias de sulfato e sulfeto encontradas por Bazzarella (2005), 50 e 0,1 mg/L, respectivamente, e Peters (2006), 20 e 0,04 mg/L, respectivamente.

O comportamento do sulfato e sulfeto nos reatores anaeróbios indica que a degradação da matéria orgânica ocorre pela via sulfetogênica e não pela metanogênica. Ao analisar a Figura 44 e a Figura 45 verifica-se que os teores de sulfato diminuem da água cinza bruta para o RAC 1, o que caracteriza a redução do sulfato e, consequentemente, produção de sulfeto. Apenas no RAC 1 é verificado a redução dos teores de sulfato, pois nos RAC's 2 e 3 os teores permanecem praticamente constantes.

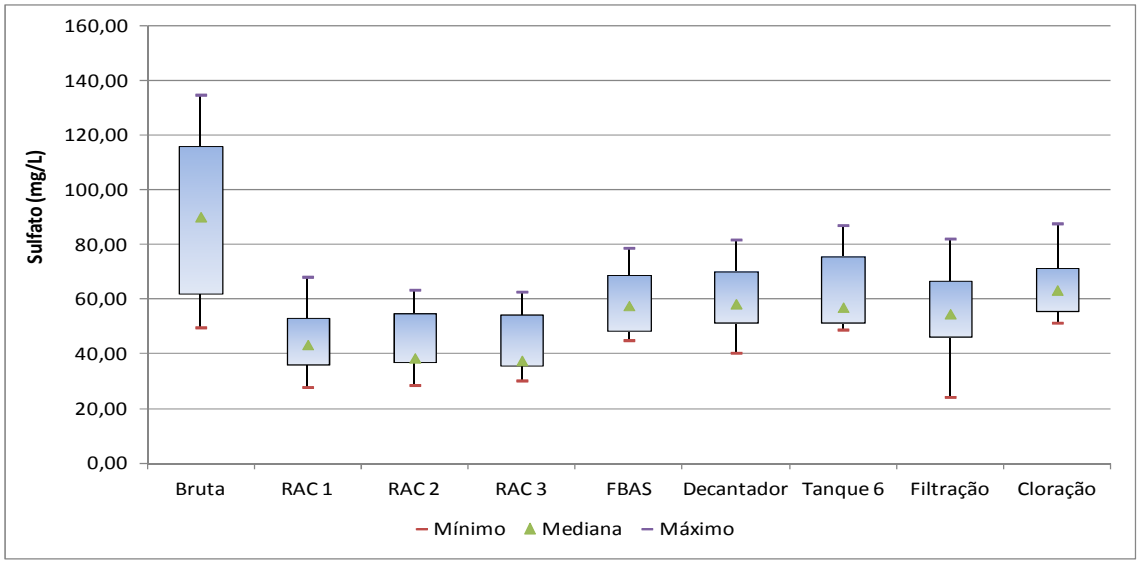

Figura 44 - Evolução dos teores de sulfato nas etapas do tratamento.

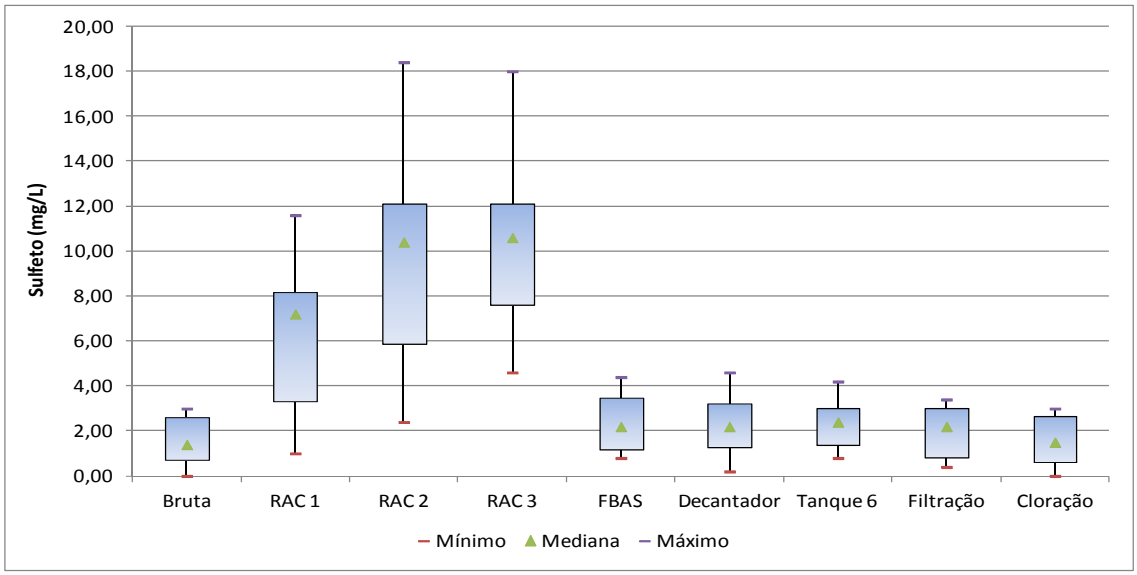

Figura 45 - Evolução dos teores de sulfeto nas etapas do tratamento.

Verificou-se que a redução de 45,16 mg/L na concentração média de sulfato da água cinza bruta para o RAC 3, redução esta que ocorre apenas no RAC 1, com os RAC's 2 e 3 apenas mantendo a concentração obtida no RAC 1, é mais acentuada do que o aumento de 8,76 mg/L na concentração de sulfeto ocorrida entre as mesmas etapas. Isto indica que nem todo o sulfato foi reduzido a sulfeto e este, por sua vez, transformou-se em outros compostos. De fato, a conversão do sulfato a sulfeto pode-se dar, segundo Subtil (2007), de forma assimilativa, com este tornando-se parte da biomassa como enxofre orgânico, ou desassimilativa, sendo o mesmo liberado para o meio. O sulfeto que é levado para o meio pode-se precipitar com os metais presentes no efluente e acumular-se no lodo (JONG et al, 2003 apud SUBTIL, 2007) ou ser liberado para a atmosfera como H_2S. Hulshoff Pol e outros (1998) ainda reforçam que condições anaeróbias favorecem a oxidação parcial do sulfeto a enxofre orgânico e que, como estes são insolúveis, os mesmos agregam-se ao lodo no reator.

Já na etapa aeróbia, constatou-se que o sulfeto remanescente na água é oxidado pelo oxigênio retornando à forma de sulfato. A partir daí a concentração pouco varia até o fim do tratamento.

Em nenhum momento a concentração de sulfeto foi próxima ao valor de 50 mg/L que, segundo McCartney e Oleszkiewicz apud (1993) Hulshoff Pol e outros (1998) causa a inibição de 50% da atividade bacteriana devido à toxicidade.

5.9. ÓLEOS E GRAXAS

Segundo Bazzarella (2005), a presença de óleos e graxas (O&G) na água cinza deve-se aos óleos e gorduras utilizados no preparo de alimento e aos resíduos presentes no corpo e nas roupas, oriundos da transpiração humana. Apesar de não haver contribuição do efluente da pia da cozinha na água cinza do edifício estudado, a água do tanque poderia apresentar considerável concentração de O&G devido ao uso esporádico do mesmo para lavagem de materiais contaminados com óleo, como tabuleiros, bandejas, panelas, etc.

A concentração média de O&G encontrada na água cinza bruta foi de 39,25 ± 26,56 mg/L, valor acima dos 23,22 mg/L encontrados por Rapoport (2004), porém dentro da faixa encontrada pelo mesmo autor, de 7 a 80 mg/L. Em comparação com Bazzarella (2005), o valor obtido foi bem inferior aos 101,3 mg/L encontrados pela autora para a água cinza misturada artificialmente, provavelmente devido à contribuição do efluente da pia da cozinha na água cinza estudada pela autora. Essa diferença mostra a grande vantagem que se obtém ao separar o efluente da pia da cozinha das demais fontes de água cinza. Ao se segregar os efluentes desta forma, pode-se obter uma água de reúso de melhor qualidade com um tratamento mais simplificado.

A água de reúso apresentou uma concentração média de 10,86 ± 3,34 mg/L, valor superior aos 1,0 mg/L encontrados por Bazzarella, que utilizou uma configuração de ETAC bastante semelhante à deste estudo. Essa diferença explica-se pela baixa concentração de O&G que chegava na ETAC estudada pela autora em questão, igual a 8,5 mg/L.

A remoção mais significativa de óleos e graxas ocorreu após a etapa do decantador (Filtro terciário, Tanque de Equalização e Cloração), com uma remoção média de 31%. A remoção média total de O&G foi de 72%. A Figura 46 mostra a evolução da concentração de O&G durante o tratamento na ETAC estudada.

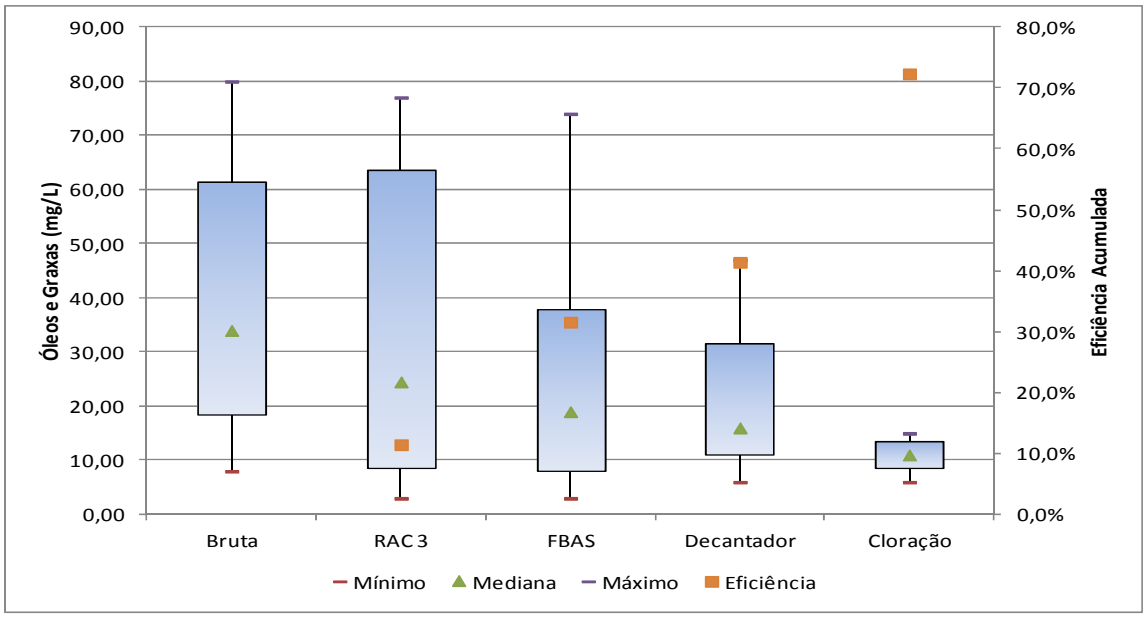

Figura 46 - Evolução da concentração de O&G.

5.10. PERFIL 24 HS

Foram realizadas 3 campanhas de amostragem desse tipo. As análises foram feitas com amostras coletadas a cada 2 hs, totalizando 24 hs de monitoramento e 13 amostras por campanha. Essas análises mostraram a variabilidade das características da água cinza produzida ao longo do dia. Os parâmetros analisados foram pH, OD, turbidez, DQO e SST.

O gráfico da Figura 47 mostra os resultados obtidos para o pH das amostras. Nele pode-se observar que houve certa homogeneidade do pH durante o tratamento da água cinza, com valores variando entre 6,8 e 7,5 ao longo do dia. Já o pH da água cinza bruta apresentou relativa variação, o que reflete os hábitos da população que vive no edifício. Os maiores valores de pH da água bruta foram registrados no período da manhã, com pico às 12 hs igual à 9,13. Esse resultado reflete o costume de utilização da máquina de lavar roupas no período matutino, fato que pôde ser observado com a formação de espuma na caixa de entrada da ETAC durante a coleta da amostra. O uso de sabão e detergente é o principal responsável por essa

variação do pH da água cinza bruta. Também no período da manhã é quando há uma maior frequência de utilização do chuveiro.

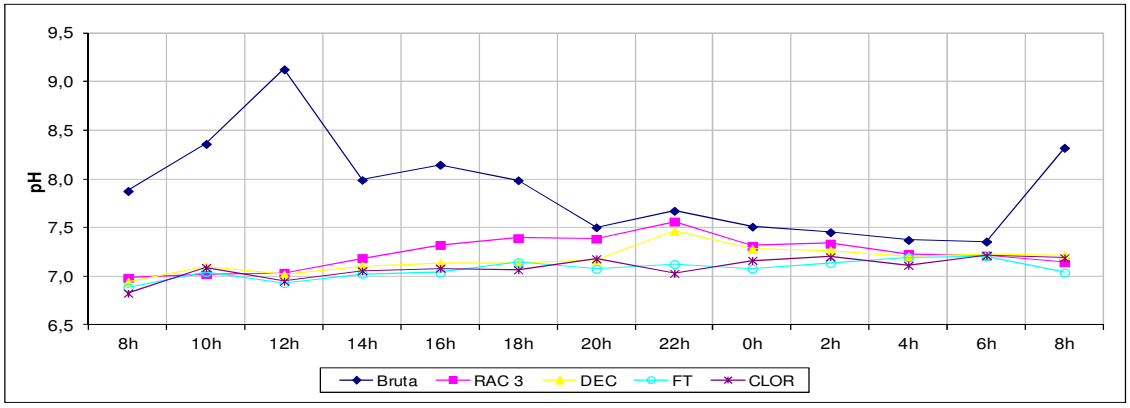

Figura 47 - Perfil 24 hs de pH.

O parâmetro OD da água cinza bruta teve o pico de 12 mg/L no mesmo horário do pico de pH, às 12 hs. A OD da amostra do RAC 3 teve quase todos os valores registrados iguais a 0,0 mg/L, devido às características intrínsecas ao reator anaeróbio. No decantador, a água tem o OD maior do que no RAC 3 devido à aeração no FBAS, sendo o OD da água na etapa de desinfecção bem parecido com o OD do decantador na maior parte do dia. No gráfico da Figura 48 é apresentado o perfil de OD ao longo das 24 hs, podem ser observadas algumas falhas na linha do FT, que ocorreram devido à falta de efluente para realizar a análise.

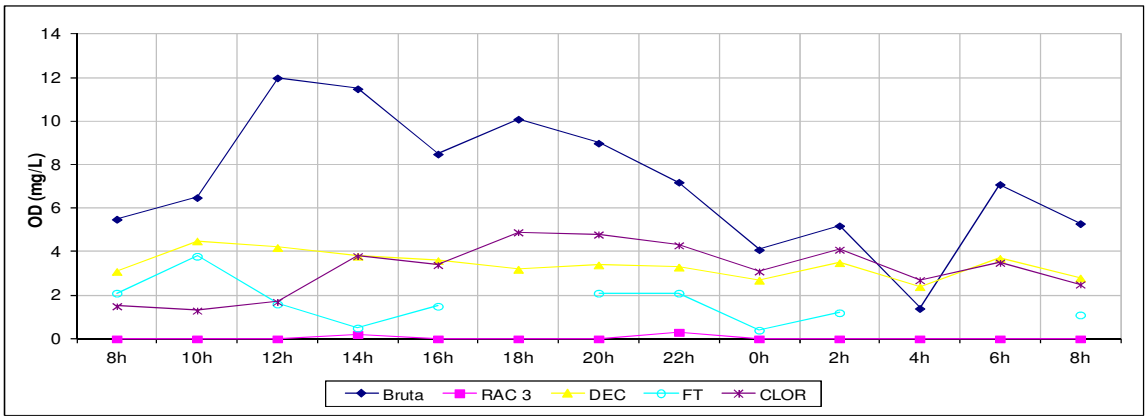

Figura 48 - Perfil 24 hs de OD.

Assim como para o pH e o OD, o pico de turbidez da água cinza bruta foi registrado às 12 hs, com um valor médio igual a 95 NTU. Pelo mesmo motivo do pH, atribui-se à esse elevado valor de turbidez a contribuição do efluente da máquina de lavar roupas à parcela de água cinza bruta que chega à ETAC. Durante o resto do dia, o

valor da turbidez da água cinza bruta é bastante variado, com os menores valores sendo registrados às 2 e 4 hs, horários que, de acordo com Emery (2009), são também os de menor geração de água cinza. Nas demais etapas, pode-se observar a redução da turbidez até à cloração, que apresenta uma turbidez praticamente estável ao longo do dia. Os valores da turbidez do RAC 3 e do DEC foram parecidos, provavelmente devido aos fatos já mencionados de que, devido ao elevado TDH, o RAC 3 estava funcionando como um decantador e haver um aumento da turbidez no FBAS, etapa anterior ao DEC. O perfil 24 hs de turbidez é apresentado na Figura 49.

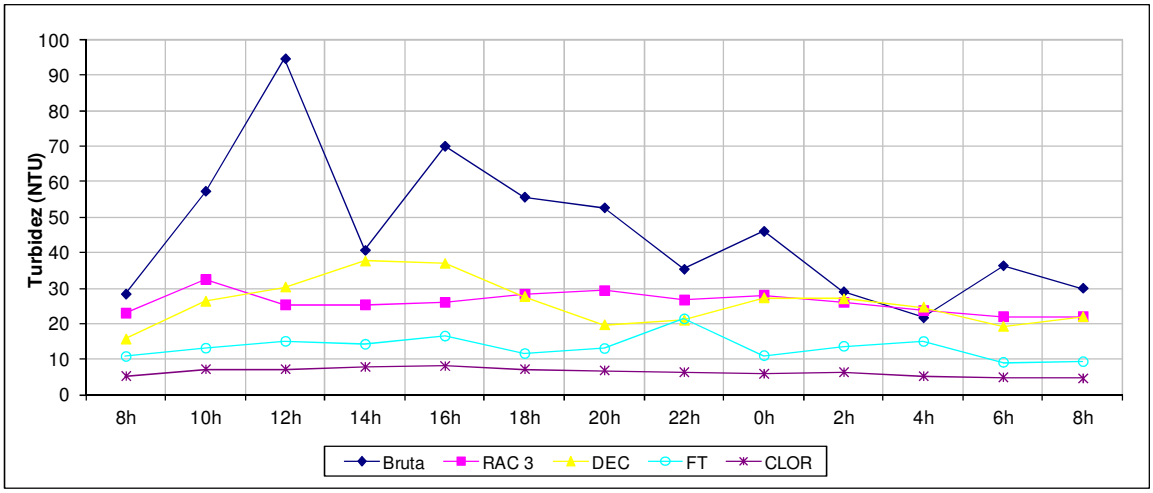

Figura 49 - Perfil 24 hs de turbidez.

A DQO da água bruta apresentou grande variabilidade, com valores máximo e mínimo de 337 mg/L às 12 hs e 64 mg/L às 4 hs, respectivamente. Essa variabilidade é explicada pela diferente parcela de contribuição das fontes de água cinza na água cinza bruta ao longo do dia. Às 0, 2 e 6 hs os valores médios da DQO no RAC 3 foram maiores do que na água cinza bruta, provavelmente devido à contribuição da matéria orgânica presente no lodo suspenso na amostra do RAC 3. Nas demais etapas do tratamento, a variação da DQO foi pequena e semelhante para os efluentes do decantador, filtro terciário e cloração, como pode ser observado na Figura 50.

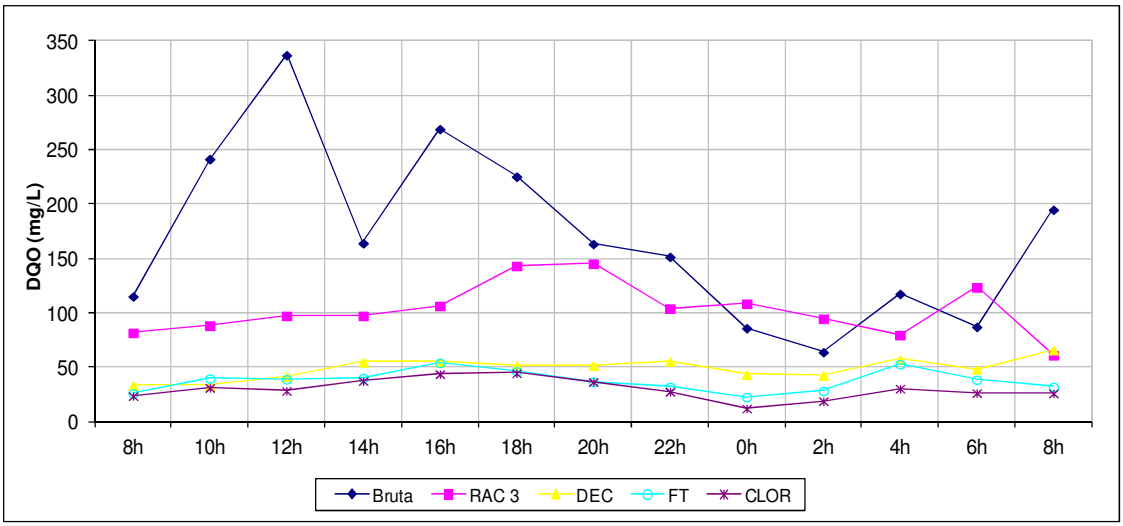

Figura 50 - Perfil 24 hs de DQO.

Os valores de SST da água cinza bruta variaram bastante ao longo do dia, com pico de 57 mg/L às 10 hs e valor mínimo de 8 mg/L às 4 hs. A concentração de SST no efluente das etapas do tratamento analisadas também variou ao longo do dia, devido às características da água bruta e às condições operacionais do sistema. Porém, de uma forma geral, é possível observar a diminuição da concentração de SST ao longo do tratamento, conforme mostra a Figura 51.

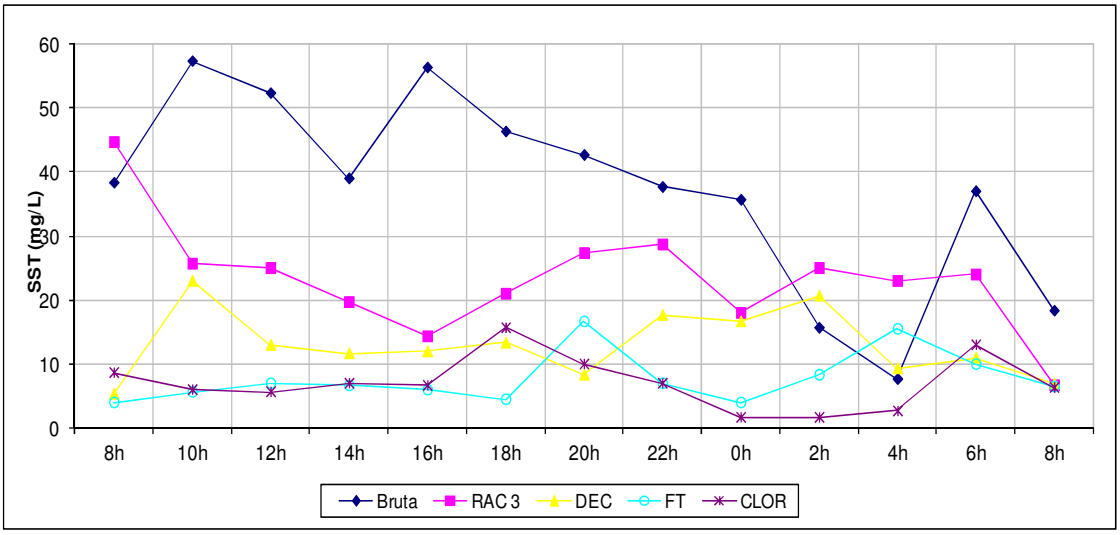

Figura 51 - Perfil 24 hs de SST.

5.11. RELAÇÕES IMPORTANTES PARA O TRATAMENTO

5.11.1. RELAÇÃO DQO/DBO5

A relação DQO/ DBO5 média encontrada para a água cinza bruta neste estudo foi de 2,1 ± 0,8, com valor mínimo de 1,4 e máximo de 4,03. Este resultado indica uma boa biodegradabilidade da matéria orgânica presente na água cinza bruta, estando o valor encontrado dentro da faixa típica de esgotos domésticos brutos, de 1,7 a 2,4, apresentada por Von Sperling (1996). Os valores da relação encontrados no estudo são apresentados na Figura 52.

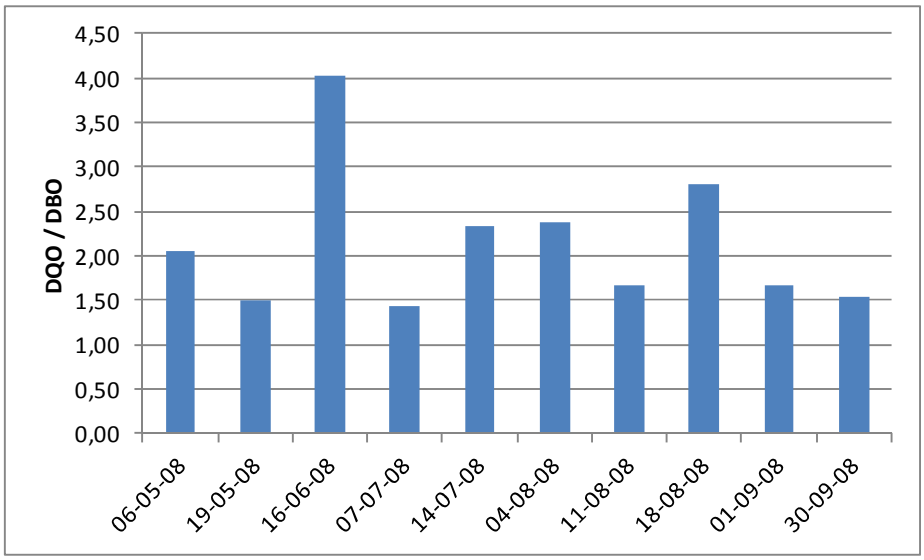

Figura 52 - Relação DQO/DBO5 da água cinza bruta.

Os valores obtidos estão, em sua maioria, próximos ao limiar de DQO/DBO5 igual a 2 propostos por Braile e Cavalcanti (1993) no que diz respeito ao tipo de tratamento a ser empregado. Cinqüenta por cento dos valores obtidos neste estudo estão abaixo de 2, o que indica a susceptibilidade ao tratamento biológico da água cinza, porém, o valor médio ficou acima de 2, devido, principalmente ao alto valor encontrado para a amostra do dia 16/06/2008, igual a 4. Em comparação com outros autores, os valores obtidos neste estudo foram todos, com exceção da amostra citada anteriormente, abaixo dos 3,5 encontrados por Pidou e outros (2008). A média deste estudo está dentro da faixa de 1,6 a 2,9 apresentada por Morel e Diener

(2006) para estudos em países subdesenvolvidos e muito próxima ao valor de 2,15 encontrado por Burnat e Mahmoud (2005) apud Morel e Diener (2006).

5.11.2. RELAÇÃO DQO/SULFATO

O valor médio da relação DQO/SO_4^{-2} encontrado na água cinza bruta deste estudo foi 3,8. Este valor está abaixo do proposto por Chernicharo (2007) e Hulshoff Pol e outros (1998) como indicativo de inibição da atividade metanogênica devido à competição entre as bactérias metanogênicas e as BRS pelo substrato presente na água cinza. Os autores apresentam efluentes com valor da relação menor do que 10 podem apresentam problemas na degradação anaeróbia e para valores menores do que 7 pode haver uma inibição acentuada das bactérias metanogênicas, favorecendo a via sulfetogênica. Isto é um forte indicativo de que a degradação de matéria orgânica no RAC 1 ocorre por via sulfetogênica. De fato, no RAC 1 observa-se um consumo acentuado de sulfato e produção de sulfeto, além da liberação de sulfeto gasoso conforme foi observado pelos autores deste estudo durante a coleta das amostras.

A Figura 53 apresenta os valores da relação obtidos neste estudo.

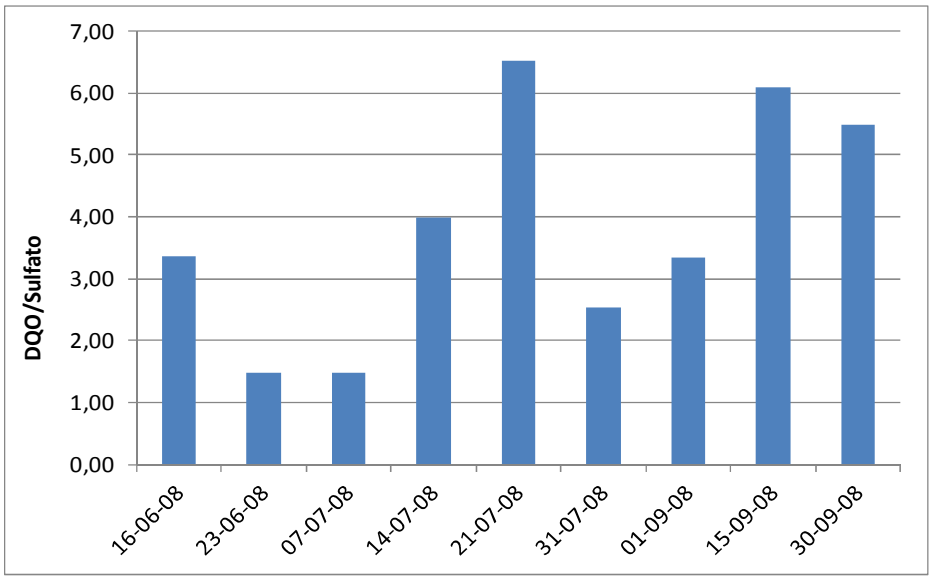

Figura 53 – Relação DQO/Sulfato da água cinza bruta.

Todos os valores estão acima de 0,67, valor este que, teoricamente, mostra que há matéria orgânica suficiente para reduzir completamente o sulfato presente (RINZEMA; LETTINGA, 1988 apud HULSHOFF POL et al, 1998). Porém, em nenhum momento ocorreu a remoção de 100% do sulfato presente na água cinza em tratamento.

5.11.3. RELAÇÃO DQO:N:P

A relação média de DQO:N:P encontrada na água cinza bruta nesse estudo foi de 100:2,92:1,02. Ao se comparar esse resultado com os valores propostos por diversos autores de 100:5:1 e 100:20:1 (NUVOLARI, 2003; METCALF; EDDY, 1991 apud LI et al, 2009; VON SPERLING, 2005; EL BAYOUMY et al, 1999), observa-se que a água cinza bruta deste estudo é pobre em nitrogênio, o que pode limitar o crescimento das BRS, prejudicando a produção de sulfeto, através da remoção de sulfato, e, consequentemente, remoção da matéria orgânica.

Ao analisar os teores de sulfato e DQO no efluente do RAC 1, verifica-se que ainda havia quantidades para serem consumidas, porém isto não acontece nos RAC's 2 e 3, evidenciando que o déficit de nutrientes não viabilizou a remoção até baixas quantidades tanto do sulfato quanto da DQO.

A Tabela 14 apresenta a relação DQO:N:P obtida neste estudo nas diferentes amostragens analisadas.

Tabela 14 - Relação DQO:N:P na água cinza bruta.

Data	DQO	NTK	P-TOTAL
23/06/2008	100	3,02	1,64
07/07/2008	100	8,35	2,98
14/07/2008	100	1,69	0,34
21/07/2008	100	1,01	0,57
01/09/2008	100	3,87	0,88
15/09/2008	100	0,97	0,31
30/09/2008	100	1,52	0,43
Média	100	2,92	1,02

Observa-se, através da Tabela 14, que apenas um dos valores apresentou relação DQO:N:P que satisfaz a relação de 100:5:1. Porém, na maioria das relações

encontradas, a água cinza apresentou deficiência tanto em nitrogênio quanto em fósforo.

Algumas medidas podem ser adotadas para aumentar os teores de nutrientes na água cinza bruta, como estimular as pessoas urinarem durante o banho, o que aumentaria os níveis de nitrogênio na água cinza do chuveiro e, nos casos em que a tecnologia empregada no tratamento permitir, a incorporação da água da pia da cozinha na água cinza iria aumentar a disponibilidade de nutrientes.

5.12. COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS COM OUTROS AUTORES

Comparando-se as características da água cinza bruta encontrada nessa pesquisa com os resultados obtidos por outros autores, pela análise da Tabela 15, observa-se que há uma grande disparidade de resultados em relação aos valores obtidos por outros autores. A razão dessa variação é que as características da água cinza depende dos hábitos da população que faz uso da água potável para consumo. Por exemplo, residências de alto padrão econômico tendem a produzir mais águas cinzas que residências de baixo padrão, devido ao consumo de água ser maior nas residências de alto padrão. Verifica-se também que os resultados obtidos nessa pesquisa são, em sua grande maioria, inferiores ao obtidos pelos outros autores. Pode-se atribuir esse resultado a três fatores principais:

- Alguns dos autores estudaram águas cinzas com contribuição do efluente da pia de cozinha, o que gera um aumento na concentração de matéria orgânica, sólidos e nutrientes na mesma;
- Em alguns países, principalmente os subdesenvolvidos, nos quais não há proibição e nem campanhas para prevenção do uso de fósforo na composição de sabões e detergentes, os mesmos contribuem significativamente para a elevada concentração de fósforo nos efluentes gerados;
- A residência estudada é de um padrão econômico elevado, com isso, as águas residuárias tendem a ser mais diluídas.

Diante do exposto, observa-se que os maiores resultados foram obtidos por Niyonzima (2007), cuja pesquisa foi realizada em Gana que, além de ser um país extremamente subdesenvolvido, a água da pia da cozinha foi misturada à água cinza das demais instalações hidrossanitárias.

Tabela 15 - Comparação das características da água cinza bruta.

Parâmetros	Média analisada	Bazzarella (2005)	Peters (2006)	Rabelo e Magri (2008)	Niyonzima (2007)	Friedler (2004) apud Morel e Diener (2006)	Pidou e outros (2008)	Suren e outros (1999) apud Jefferson e outros (2004)	Jefferson e outros (2004)	Paulo e outros (2007) apud Valentina (2009)
pH	7,82	7,07	7,6	7,7	7,74	6,5-8,2	6,6-7,6	7,7	-	6,5
Turbidez (UNT)	78,7	168	155	174,4	-	-	35	57	100,6	171,9
Cor (UC)	85,3	533	214	294,2	-	-	-	-	-	-
DBO5 (mg/L)	106	283	267	-	538,5	477	39	96	146	359
DQO (mg/L)	241	498	280	391,7	874	822	144	168	451	533
SST (mg/L)	77,6	11,8	129	100,4	347,43	330	-	45	100	129,8
SD (mL/L)	0,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)	55,20	90,3	115,1	89,3	-	-	-	-	-	161
NTK (mg/L)	6,14	11,9	10,7	-	-	-	-	-	-	4,5
N. Orgânico (mg/L)	5,96	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrato (mg/L)	0,14	-	0,26	0,3	15,25	-	3,9	1,3	-	0,12
Nitrito (mg/L)	0,40	-	0,21	0,1	57,5	-	-	-	-	0,06
Amônia	1,28	6,1	3,1	3,9	-	1,6	0,7	0,8	-	2,81
N total (mg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	8,73	-
P-Total (mg/L)	1,99	2,3	7,7	5,9	26,18	-	-	-	-	-
O Fosfato (mg/L)	1,11	-	-	-	-	126	0,5	2,4	0,35	-
Sulfato (mg/L)	88,41	29	16,6	-	-	-	-	-	-	-
Sulfeto (mg/L)	1,56	0,19	0,18	-	-	-	-	-	-	-
O&G (mg/L)	39,25	8,5	-	-	287,3	193	-	-	-	151
DQO/DBO5	2,1	-	-	-	-	1,72	-	-	-	-
DQO/SO_4^{-2}	3,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-

A Tabela 16 apresenta a comparação das características da água de reúso gerada com quatro autores. Verifica-se que os resultados obtidos por Bazzarella (2005), em termos de DBO5, DQO, O&G, turbidez e Cor, foi o que alcançou os menores valores e, consequentemente, resultou em uma água de reúso de boa qualidade, atendendo a algumas normas internacionais. A boa qualidade da água de reúso obtida por esta autora está relacionada, dentro outros fatores, à baixa concentração de poluentes na água cinza afluente ao sistema de tratamento estudado pela mesma.

Tabela 16 - Comparação das características da água de reúso.

Parâmetros	Média analisada	Bazzarella (2005)	Peters (2006)	Rabelo e Magri (2008)	Niyonzima (2007)
pH	7,14	6,8	7,28	7,5	7,08
Turbidez (UNT)	7,6	1	39,6	15,2	-
Cor (UC)	15,4	5	109,4	32,7	-
DBO5 (mg/L)	12	0	31,8	-	83,5
DQO (mg/L)	21	16	71,7	20,6	98,8
SST (mg/L)	13,9	0,6	26,3	23,2	33,65
SD (mL/L)	0,0	-	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)	68,91	77,1	110,5	109,1	-
NTK (mg/L)	3,30	7,3	13,8	-	-
N-Orgânico (mg/L)	1,88	-	-	-	-
N-Nitrato (mg/L)	0,07	-	0,24	7,8	4,59
N-Nitrito (mg/L)	0,08	-	0,1	0,1	2,67
N Amoniacal (mg/L)	2,30	0,1	3	0,6	-
P-Total (mg/L)	2,65	3	2,7	2,1	7,09
O Fosfato (mg/L)	2,24	-	-	-	-
Sulfato (mg/L)	65,52	50	20	-	-
Sulfeto (mg/L)	1,58	0,1	0,039	-	-
O&G (mg/L)	10,86	1	-	-	36,45

A qualidade obtida pelos outros autores já não são tão boa pelos altos teores de DBO5, SST e turbidez. Isto ocorreu em consequência da simplicidade do tratamento proposto. Peters (2006) utilizou como tratamento um filtro de pedra seguido de cloração, Rabelo e Magri (2008) utilizou um filtro anaeróbio de brita seguido de um filtro aeróbio de brita e, Niyonzima (2007), um wetland. Esta pesquisa obteve uma água de reúso de ótima qualidade para o reúso proposto, entretanto, para que a qualidade da água pudesse se adequar às normas internacionais mais restritas deve-se melhorar a eficiência do tratamento para, principalmente, diminuir os teores de turbidez, cor, DBO5 e DQO e SST.

6. CONCLUSÕES

As características da água cinza bruta são bastante variáveis, dependendo fortemente dos hábitos do uso das instalações hidrossanitárias pela população. A relação DQO/DBO5 média de 2,1 indica que a água cinza estudada possui características semelhantes a de um esgoto doméstico no que diz respeito à biodegradabilidade. Além disso, a relação média de DQO:N:P encontrada na água cinza bruta, de 100:2,92:1,02, indica que houve limitação do crescimento microbiano e conseqüente déficit na biodegradação da matéria orgânica devido à falta de, principalmente, nitrogênio como substrato.

Os resultados dos perfis 24 hs mostraram que os picos e vales de turbidez e concentração de matéria orgânica na água cinza ocorrem no mesmo horário onde sua produção alcança seus volumes máximos e mínimos, respectivamente. Além disso, a água bruta apresenta qualidade bastante variada ao longo do dia.

O RAC 1 é a primeira etapa onde ocorre efetivamente a digestão da matéria orgânica. Os RAC's 2 e 3 não foram eficientes na remoção de matéria orgânica e, devido ao elevado TDH nos mesmos e deficiência de nutrientes, funcionaram apenas como decantadores e complementaram a separação das fases sólida, líquida e gasosa do efluente da etapa anaeróbia. A baixa relação DQO/Sulfato, com média igual a 3,8, da água cinza bruta indica que o RAC 1 funciona pela via sulfetogênica, resultando na elevada produção de H_2S.

O filtro biológico aerado submerso mostrou-se fundamental na remoção de sulfeto do efluente, composto que é um possível responsável por causar incômodo à população em contato com a água de reúso devido ao seu odor característico. Além disso, ele mostrou-se eficiente na remoção da matéria orgânica remanescente do reator anaeróbio compartimentado, polindo o efluente da etapa anaeróbia.

O decantador foi eficiente na remoção dos sólidos suspensos e sedimentáveis presentes em seu afluente, sendo a maior parte deles oriundos do desprendimento da biomassa aderida no filtro biológico.

O tanque de equalização não causou variação significativa na qualidade do efluente tratado, cumprindo sua função única de equalizar as vazões durante o tratamento.

O filtro terciário não apresentou a eficiência esperada na remoção de sólidos, pelo contrário, por algumas vezes piorou a qualidade da água advinda da etapa de tratamento anterior, devido, principalmente, à manutenção ineficaz do mesmo.

A cloração, além de sua função de desinfecção, atuou de forma significativa na remoção de óleos e graxas e removeu uma pequena parcela da matéria orgânica remanescente através da oxidação. Esta etapa também mostrou-se eficiente na manutenção da qualidade da água de reúso ao longo do dia, tendo uma boa estabilidade de sua performance durante as campanhas de monitoramento 24 hs realizadas.

O desempenho da ETAC como um todo apresentou eficiência na remoção de DBO5, DQO, Turbidez, SST, SD e Cor real de 85%, 87%, 90%, 86%, 94% e 82%, respectivamente. Essas eficiências demonstram a eficácia do tipo de tratamento escolhido para tratamento de águas cinzas, porém, para atendimento à alguns dos parâmetros mais restritos, algumas medidas poderiam ser tomadas, como a mudança do sistema de aeração no FBAS e mudança no tipo de filtro terciário empregado.

7. RECOMENDAÇÕES

- Avaliar as características das colônias bacterianas presentes nos RAC`s 1, 2 e 3.
- Estudar o comportamento da ETAC sem as etapas dos RAC`s 2 e 3 e sem o filtro terciário.
- Avaliar a composição do biogás.
- Avaliar as características dos lodos produzidos nos reatores biológicos.
- Avaliar a composição detalhada da matéria orgânica da água cinza bruta e dos efluentes dos reatores anaeróbios.
- Estudar o comportamento do RAC 1 sob diferentes tempos de detenção hidráulica.
- Avaliar o comportamento da temperatura do efluente ao longo do tratamento.

8. REFERÊNCIAS

A-BOAL, D. C. LECHTE, P. SHIPTON, R. **Installation and Evaluation of Domestic Greywater Reuse Systems.** Publicação do Departamento de Engenharia Civil e Construção, Universidade de Tecnologia Victoria, Victoria – Austrália, 1999.

ABREU, D. ; MACÊDO, M. A. A. . **Desenvolvimento agrícola e reúso de águas residuais no semi-árido brasileiro: proposta de um modelo de ações baseada na experiência israelense.** In: I Congresso Baiano de Engenharia Sanitária e Ambiental - I COBESA, 11 a 16 de julho de 2010, Salvador, BA.

AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. ATLAS Brasil: **Abastecimento urbano de água: Panorama Nacional**. Agência Nacional de Águas, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos; Consórcio Engecorps/Cobrape, Brasília, v. 1, 2010.

AGUIAR, K. C. **Comparação dos Potenciais de Conservação de Água com a Prática do Reúso De Águas Cinza e com a Coleta Segregada da Urina Humana em uma Edificação Residencial Multifamiliar.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 2010.

ALLEN, L. CHRISTIAN-SMITH, J. PALANIAPPAN, M. **Overview of Greywater Reuse: The Potential of Greywater Systems to Aid Sustainable Water Management**. Oakland, Califórnia: Pacific Institute, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.969**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9649**: Projeto de redes de esgoto. Rio de Janeiro, 1986

BAE, J-S. SHIN, C. H. **Operational Performance of an Electrolytic Reactor in Configurating a Greywater Treatment System for Sewage / Wastewater Reuse.** J. Ind. Eng. Chem., v. 13, n^{o} 7, p. 1091-1097, 2007.

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

BEHRENDT, J. et al. **Resources and Nutrients Oriented Greywater Treatment for Non-potable Reuses.** Water Science and Technology, v. 57, n° 12, p. 1901-1907, 2008.

BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: CETESB, 1993.

CHEREMISINOFF, N. P. **HanDBO5ok of Water and Wastewater Treatment** Technologies. EUA: Butterworth-Heinemann, 2001, 453 p.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Reatores Anaeróbios**. V. 5, 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L. ; ARAÚJO, V. L. ; GONÇALVES, R. F. **Estudos Sobre o Pós-tratamento de Efluentes de Reatores UASB Através de Biofiltros Aerados Submersos.** In: XXV Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 1996, México. Anais do XXV Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, v. 1, p. 357-360, 1996.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução CONAMA nº 274.** Brasília, 29 de novembro de 2000.

DIAS, D. M.; MARTINEZ, C. B.; LIBANIO, M. **Avaliação do impacto da variação da renda no consumo domiciliar de água.** Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p. 155-166, 2010 .

DIXON, A. BUTLER, D. FEWKES, A. **Water Saving Potential of Domestic Water Reuse Systems Using Greywater and Rainwater in Combination**. Water Science and Technology, v. 39, n°. 5, p. 25-32, 1999.

EL BAYOUMY, M. A et al. **Sulfide Production by Sulfate Reducing Bacteria with Lactate as Feed in an Upflow Anaerobic Fixed Film Reactor**. Water, air & soil pollution, v. 112, p. 67-84, 1999.

ELMITWALLI, T. A. et al. **Grey water treatment in UASB reactor at ambient temperature.** Water Science and Technology, vol. 55, n° 7, p.173-180, 2007.

EMERY, R. D. B. **Avaliação do Desempenho de um Sistema de Reuso de Águas Cinza na Conservação de Água e de Energia em uma Edificação Residencial.** In: Jornada de Iniciação Científica 2008/2009, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 2009.

ENGIN, G. O. UCAR, B. S. SENTURK, E. **Reuse feasibility of pre-treated grey water and domestic wastewater with a compact household reverse osmosis system.** Desalination and Water Treatment Journal, v. 29, p. 103-109, 2011.

FIORI, S. **Avaliação Qualitativa e Quantitativa do Potencial de Reúso de Água Cinza em Edifícios Residenciais Multifamiliares**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, RS, 2005.

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

FRIEDLER, E. KOVALIO, R. GALIL, N. I. **On-site greywater treatment and reuse in multistory buildings**. Water Science and Technology, v. 51, n° 10, p. 187–194, 2005.

GALAVOTI, R. C. **Efeito das relações DQO/SO_4^{-2} e das variações progressivas da concentração de sulfatos no desempenho de reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2003.

GONÇALVES, R. F. et al. Gerenciamento de Águas Cinzas. In: GONÇALVES, R. F. (coord.). **Uso Racional das Águas em Edificações**. 1 ed., Rio de Janeiro: ABES, v. 1, 2006. cap.4, p. 153-222.

GONÇALVES, R. F. (coord.). **Conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água**. Rio de Janeiro: ABES, 2009

GUAL, M. MOIÀ, J. MARCH, J. G. **Monitoring of an indoor pilot plant for osmosis rejection and greywater reuse to flush toilets in a hotel.** Desalination Journal, v. 219, p. 81-88, 2008.

HERNÁNDEZ, L. L. et al. **Characterisation and biological treatment of greywater.** Water Science and Technology, v. 56, n° 5, p. 193-200, 2007.

HOROCHOSKI, L.; WIECHETECK, G. K.; VAZ, M. S. M. G.. **Avaliação do coeficiente de retorno de esgoto na bacia hidrográfica do arroio gertrudes – Ponta Grossa (PR)**. Revista de Engenharia e Tecnologia, v. 3, n° 1, p. 59-68, 2011.

HULSHOFF-POL, L. W. et al. **Anaerobic treatment of sulphate-rich wastewaters.** Biodegradation, v. 9, p. 213–224, 1998.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**, 2008. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf. Acesso em 15 de nov. de 2011.

JEFFERSON, B. et al. **Technologies for domestic wastewater recycling**. Urban Water, v. 1, p. 285-292, 1999.

JEFFERSON, B. et al. **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.

LAMINE, M.; BOUSSELMI, L.; GHRABI, A. **Biological treatment of grey water using sequencing batch reactor.** Desalination, v. 215, p. 127–132, 2007.

LEAL, L.H. et al**. Characterization and biological treatment of greywater.** In: IWA Advanced Sanitation Congress, Aachen, Alemanha, 2007.

LENS, P. ZEEMAN, G. LETTINGA, G. **Decentralised Sanitation and Reuse: Concepts, Systems and Implementation**. Londres: IWA Publ, 2001.

LI, F. KNUT, W. OTTERPOHL, W. **Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses**. Science of the Total Environment, n° 407, p. 3439–3449, 2009.

LIMA, J. E. F. W. **Recursos hídricos no Brasil e no mundo**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001.

METCALF, B. EDDY, I. N. C. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. 3 ed. Nova Iorque: McGraw-Hill, 1991.

MOREL, A. DIENER, S.. **Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, Review of different treatment systems for households or neighbourhoods**. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Dübendorf, Suíça, 2006.

NIYONZIMA, S. **Grey water treatment using constructed wetland**. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Ciência e Tecnologia de Kwame Nkrumah, Kumasi, Gana, 2007.

NUNES, R. T. S. **Conservação de Água em Edifícios Comerciais: Potencial de Uso Racional e Reúso em Shopping Center**. Dissertação (Mestrado em Ciências em Planejamento Energético) – Programa de Pós-graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, COOPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, 2007.

NUVOLARI, A. (coord.). **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. 1 ed. São Paulo: Edgard Blucher do Brasil, 2003.

PAULO, P. L. et al. **Tratamento de água cinza em uma unidade residencial de banhados construídos.** In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 02 a 07 de setembro de 2007 - Belo Horizonte, MG.

PETERS, M. R. **Potencialidade de uso de fontes alternativas de água para fins não potáveis em uma unidade residencial**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2006.

PHILIPPI, L. S. et al. **Reúso Combinado de Águas Cinzas (Grey Water) e Água de Chuva em Uma Unidade Residencial**. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 18 a 23 de setembro de 2005 - Campo Grande, MS.

PIDOU, M et al. **Chemical solutions for greywater recycling**. Chemosphere, n° 71, p. 147–155, 2008.

RABELO, L. P. MAGRI, M. E. . **Reúso de Águas Cinzas Tratadas em Descarga de Vaso Sanitário e Rega de Jardim.** In: XIII SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 10 a 14 de março de 2008, Belém, PA.

RAPORPORT, B. **Águas cinzas**: **Caracterização, avaliação financeira e tratamento para reúso domiciliar e condominial**. Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, RJ, 2004.

ROSE, J. B. et al. **Microbial Quality and Persistence of Enteric Pathogens in Greywater From Various Household Sources**. Water Research, Britain, v. 25, n.1, p. 37-42, 1991.

SACCON, S. **Uso de Leitos Cultivados com Macrófitas no Estudo da Eficiência do Tratamento de Águas Cinza**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Departamento de Engenharia Ambiental, Faculdade Dinâmica de Cataratas, Foz do Iguaçu, PR, 2009

SANTOS, E. S. et al . **Avaliação da sustentabilidade ambiental do uso de esgoto doméstico tratado na piscicultura**. Eng. Sanitária e Ambiental: Rio de Janeiro, v. 16, nº 1, 2011.

Standard methods for the examination of water and wastewater. 21 ed. Washington, DC, EUA, 2005.

SUBTIL, E. L. **Avaliação da redução de sulfato e produção de sulfeto dissolvido em reator anaeróbio de manta de lodo (uasb) tratando esgoto sanitário em escala real**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 2007.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Guidelines for water reuse**. Office of Water: Washington, DC, 2004.

UNITED STATES GREEN BUILDING COUNCIL - USGBC. **LEED For New Construction & Major Renovations**. Washington, DC – EUA. 2005.

VALENTINA, R. S. D. **Gerenciamento da Qualidade e da Quantidade de Água Cinza em Uma Edificação Residencial de Alto Padrão Com Vistas ao Seu Reúso Não Potável.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 2009.

VARGUESE, J. K. **Effects of the Implementation of Grey Water Reuse Systems on Construction Cost and Project Schedule**. Dissertação (Mestrado em Ciência) - Escritório de Pós-Graduação, Universidade Texas A&M, Texas, EUA, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v. 1, 2 ed., Belo Horizonte: Departamento de engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v. 1, 3 ed., Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

ZEEMAN, G. et al. **Anaerobic treatment as a core technology for energy, nutrients and water recovery from source-separated domestic waste(water).** Water Science and Technology, v. 57, n° 8, p.1207-1212, 2008.

ZORZAL, F. M. B. **Indicador de qualidade ambiental urbana para o município de Vitória**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 1998.

APÊNDICE A – RESULTADOS DETALHADOS DE CADA PARÂMETRO

DQO

Parâmetros	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	TQE	Filtração	Cloração
1° Quartil	138	81	81	81	32	23	22	20	17
Mínimo	71	47	48	48	10	11	6	7	1
Mediana	204	101	100	93	39	30	33	28	21
Máximo	558	250	176	164	98	73	65	52	37
3° Quartil	310	117	117	115	51	46	39	33	29
N	36	35	35	37	30	33	32	22	18
Média	241	104	100	99	43	35	32	28	21
DP	120	39	27	29	21	16	15	11	9
Eficiência		52%	50%	52%	81%	83%	85%	86%	87%

DBO5

Parâmetros	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	Filtração	Cloração
1° Quartil	75	49	47	50	25	15	10	7
Mínimo	40	45	45	50	20	3	3	0
Mediana	90	52	50	55	30	15	15	15
Máximo	235	80	65	85	35	90	25	25
3° Quartil	123	61	60	65	30	20	21	15
N	18	12	11	13	11	14	8	11
Média	106	55	53	58	28	22	15	12
DP	55	10	7	10	5	20	8	7
Eficiência		41%	41%	39%	68%	75%	84%	85%

O&G

Parâmetros	Bruta	RAC 3	FBAS	DEC	Cloração
1° Quartil	18,50	8,50	8,00	11,00	8,50
Mínimo	8,00	3,00	3,00	6,00	6,00
Mediana	34,00	24,50	19,00	16,00	11,00
Máximo	80,00	77,00	74,00	47,00	15,00
3° Quartil	61,50	63,75	38,00	31,50	13,50
N	8	8	7	3	7
Média	39,25	34,75	26,86	23,00	10,86
DP	26,56	30,60	27,50	21,38	3,34
Eficiência		11%	32%	41%	72%

SD (Sólidos Sedimentáveis)

Parâmetros	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	TQE	Filtração	Cloração
1° Quartil	0,30	0,05	0,05	0,05	0,28	0,05	0,00	0,00	0,00
Mínimo	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mediana	0,50	0,20	0,10	0,05	1,00	0,05	0,05	0,00	0,00
Máximo	2,50	1,40	0,70	1,00	9,00	0,40	0,50	0,20	0,05
3° Quartil	0,90	0,30	0,20	0,20	1,58	0,05	0,05	0,05	0,04
N	37	37	36	37	36	36	35	30	30
Média	0,66	0,26	0,16	0,14	1,48	0,07	0,06	0,03	0,01
DP	0,52	0,32	0,16	0,20	2,01	0,08	0,08	0,04	0,02
Eficiência		35%	40%	63%	-232%	79%	83%	90%	94%

SST (Sólidos Suspensos)

Parâmetros	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	TQE	Filtração	Cloração
1° Quartil	40,0	25,0	23,0	19,0	15,0	5,5	7,5	2,0	0,2
Mínimo	23,0	8,0	4,0	2,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mediana	54,0	31,0	31,0	25,0	36,0	12,0	14,0	12,5	7,5
Máximo	226,0	108,0	185,0	121,0	91,0	70,0	51,0	47,0	69,0
3° Quartil	97,0	37,7	38,5	36,0	56,5	27,0	22,5	23,0	20,7
N	28	26	27	27	27	26	23	18	22
Média	77,6	36,2	36,0	33,0	36,9	16,8	16,1	15,1	13,9
DP	53,9	22,3	33,0	26,3	26,3	16,1	13,0	14,9	17,5
Eficiência		33%	41%	48%	33%	74%	78%	79%	86%

Alcalinidade

Parâmetros	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	TQE	Filtração	Cloração
1º Quartil	31,2	72	79,75	78,6	64,35	59,55	60,00	58,95	61,17
Mínimo	20,30	48,00	57,60	67,20	38,40	43,20	48,00	48,00	52,20
Mediana	48,00	79,20	88,80	91,20	69,60	66,00	64,80	64,08	64,80
Máximo	188,10	113,85	153,45	143,55	89,10	89,10	99,00	113,85	115,20
3º Quartil	64,8	94,05	100,8	105,19	74,25	69,6	72	72,94	74,25
N	29	29	29	30	30	30	29	24	23
Média	55,20	80,62	93,30	94,21	68,59	65,56	66,29	68,30	68,91
DP	36,81	15,20	21,49	18,78	10,21	10,03	10,49	15,57	13,16

pH

Parâmetros	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	TQE	Filtração	Cloração
1° Quartil	7,34	7,14	7,15	7,14	7,11	7,06	7,02	7,00	7,01
Mínimo	6,67	6,15	6,75	6,69	6,65	6,41	6,66	6,68	6,50
Mediana	7,58	7,25	7,24	7,24	7,19	7,15	7,15	7,11	7,14
Máximo	10,46	7,96	7,86	7,59	7,60	7,70	7,71	7,49	7,76
3° Quartil	8,17	7,44	7,36	7,35	7,29	7,28	7,27	7,22	7,26
N	93	94	94	94	94	92	92	70	62
Média	7,82	7,29	7,25	7,23	7,19	7,16	7,15	7,11	7,14
DP	0,74	0,26	0,19	0,17	0,18	0,20	0,18	0,18	0,24

Turbidez

Parâmetros	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	TQE	Filtração	Cloração
1° Quartil	44,4	35,5	30,5	27,1	25,0	12,7	9,1	7,0	3,3
Mínimo	15,0	19,0	17,0	12,0	9,2	4,8	3,0	2,0	1,1
Mediana	60,5	49,6	44,5	35,0	36,2	17,3	15,8	15,0	6,5
Máximo	529,7	650,0	251,3	214,2	290,0	73,4	75,0	95,0	21,0
3° Quartil	93,5	73,8	80,00	50	61,1	25,2	22,2	21,6	10,9
N	93	93	93	94	94	92	92	70	63
Média	78,7	70,7	64,1	47,2	49,2	20,7	18,4	17,1	7,6
DP	66,2	75,8	51,2	34,3	39,7	12,2	12,3	13,9	5,2
Eficiência		10%	22%	40%	37%	74%	77%	78%	90%

Cor

Parâmetros	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	TQE	Filtração	Cloração
1° Quartil	38,0	24,2	20,7	20,7	10,4	13,8	10,4	13,8	3,4
Mínimo	6,9	10,4	3,5	6,9	0,0	3,5	0,0	0,0	0,0
Mediana	69,1	34,5	31,1	31,1	20,7	20,7	20,7	17,3	13,8
Máximo	321,3	217,7	107,1	120,9	155,5	79,5	72,6	58,7	44,9
3° Quartil	107,1	58,7	50,1	53,5	34,5	34,5	34,5	27,6	24,2
N	57	57	55	55	57	51	51	37	33
Média	85,3	46,1	39,4	39,4	27,7	23,8	23,6	21,4	15,4
DP	68,7	35,8	24,7	24,1	25,5	16,1	16,9	14,4	12,7
Eficiência		46%	54%	54%	67%	72%	72%	75%	82%

NTK

Parâmetros	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	TQE	Filtração	Cloração
1º Quartil	4,20	6,05	6,72	6,05	5,38	2,18	1,85	2,18	2,69
Mínimo	2,69	4,03	2,69	2,02	0,67	0,00	0,00	0,00	0,00
Mediana	5,38	6,72	6,72	6,72	6,38	3,36	3,36	2,69	3,36
Máximo	15,46	8,74	9,41	8,74	8,74	6,05	6,72	6,05	6,72
3º Quartil	7,73	8,06	8,06	8,06	7,90	4,03	4,37	4,54	5,38
N	15	14	14	15	15	15	13	11	10
Média	6,14	6,34	6,25	5,96	5,61	3,01	3,13	2,82	3,30
DP	3,81	2,17	2,44	2,53	2,73	1,86	2,10	1,91	2,33
Eficiência		-3%	-2%	3%	9%	51%	49%	54%	46%

Nitrogênio Orgânico

Parâmetros	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	TQE	Filtração	Cloração
1º Quartil	3,86	3,36	2,69	2,69	3,36	1,34	1,18	1,34	1,34
Mínimo	2,02	2,69	1,34	2,02	2,02	1,34	0,67	0,67	0,67
Mediana	5,04	4,03	2,69	3,36	3,36	1,34	2,02	1,34	1,34
Máximo	10,08	5,38	5,38	4,70	6,05	2,69	4,03	2,69	3,36
3º Quartil	8,90	5,04	3,53	4,032	4,37	1,34	2,69	2,02	2,69
N	8	7	8	8	8	8	8	5	5
Média	5,96	4,13	3,11	3,36	3,86	1,51	2,02	1,61	1,88
DP	3,04	1,06	1,19	0,88	1,28	0,48	1,14	0,77	1,10

N-Nitrato

Parâmetros	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	TQE	Filtração	Cloração
1° Quartil	0,04	0,00	0,00	0,00	0,09	0,11	0,07	0,04	0,00
Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mediana	0,07	0,00	0,00	0,00	0,16	0,24	0,16	0,08	0,04
Máximo	0,49	0,10	0,03	0,03	1,79	2,13	1,77	0,97	0,35
3° Quartil	0,18	0,01	0,00	0,00	0,30	0,51	0,36	0,12	0,07
N	12	12	12	12	12	12	11	8	8
Média	0,14	0,02	0,00	0,00	0,32	0,44	0,33	0,19	0,07
DP	0,16	0,03	0,01	0,01	0,49	0,58	0,50	0,32	0,12

N-Nitrito

Parâmetros	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	TQE	Filtração	Cloração
1° Quartil	0,12	0,02	0,01	0,01	0,09	0,11	0,08	0,03	0,04
Mínimo	0,01	0,00	0,00	0,00	0,02	0,03	0,01	0,02	0,00
Mediana	0,32	0,02	0,02	0,02	0,18	0,18	0,15	0,08	0,07
Máximo	1,62	0,24	0,09	0,08	0,61	0,45	0,48	0,44	0,20
3° Quartil	0,48	0,05	0,04	0,04	0,26	0,32	0,28	0,17	0,10
N	14	14	14	14	14	14	13	10	10
Média	0,40	0,05	0,03	0,03	0,22	0,22	0,19	0,13	0,08
DP	0,41	0,06	0,02	0,02	0,18	0,14	0,14	0,13	0,06

N-Amoniacal

Parâmetros	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	TQE	Filtração	Cloração
1º Quartil	0,67	3,02	3,70	3,70	2,02	1,34	0,84	1,34	1,34
Mínimo	0,00	2,69	3,36	3,36	0,00	0,67	0,67	0,67	1,34
Mediana	0,67	3,36	4,03	4,03	2,69	2,02	1,34	1,34	2,69
Máximo	5,38	5,38	6,05	5,38	4,70	4,03	4,70	3,36	3,36
3º Quartil	1,00	3,36	5,04	5,04	3,36	2,69	2,52	2,69	3,02
N	11	11	11	11	11	11	10	7	7
Média	1,28	3,42	4,34	4,34	2,69	2,08	1,88	1,92	2,30
DP	1,52	0,76	0,92	0,82	1,28	1,06	1,34	1,06	0,94

P-Total

Parâmetros	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	TQE	Filtração	Cloração
1° Quartil	0,68	1,83	2,12	2,17	2,12	2,08	2,03	2,24	2,35
Mínimo	0,00	1,06	0,99	1,89	1,43	1,30	0,47	2,07	1,12
Mediana	1,78	2,25	2,45	2,56	2,59	2,56	2,34	2,59	2,45
Máximo	5,64	3,66	4,24	5,73	6,35	6,26	6,61	3,94	4,97
3° Quartil	2,78	2,57	2,91	3,29	3,24	3,01	2,91	3,13	2,96
N	16	17	17	19	19	19	18	12	15
Média	1,99	2,23	2,48	2,79	2,82	2,68	2,54	2,76	2,65
DP	1,74	0,65	0,80	0,89	1,07	1,04	1,22	0,64	0,88

Ortofosfato

Parâmetros	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	TQE	Filtração	Cloração
1° Quartil	0,30	1,60	1,75	1,73	1,93	1,84	1,80	1,98	1,84
Mínimo	0,12	1,36	1,48	1,39	1,44	1,32	1,29	1,35	1,64
Mediana	1,07	1,86	2,18	2,46	2,09	2,24	2,23	2,09	2,20
Máximo	4,13	4,18	6,04	7,03	7,20	7,39	6,98	5,00	3,41
3° Quartil	1,38	2,14	2,46	2,85	2,55	2,57	2,81	2,66	2,37
N	14	17	17	17	17	17	15	13	13
Média	1,11	2,07	2,33	2,58	2,47	2,46	2,61	2,54	2,24
DP	1,02	0,74	1,04	1,32	1,32	1,37	1,41	1,03	0,53

Sulfato

Parâmetro	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	TQE	Filtração	Cloração
1° Quartil	62,28	36,36	36,96	35,63	48,40	51,63	51,41	46,47	55,64
Mínimo	49,72	27,88	28,60	30,29	45,02	40,43	48,88	24,26	51,41
Mediana	90,16	43,39	38,50	37,59	57,69	58,29	57,09	54,67	63,36
Máximo	134,81	68,19	63,48	62,76	78,81	81,84	87,10	82,19	87,75
3° Quartil	116,10	53,31	54,95	54,24	68,82	70,12	75,55	66,86	71,45
N	9	10	10	10	10	10	9	6	6
Média	88,41	45,47	43,77	43,25	59,70	60,15	61,91	55,07	65,52
DP	31,03	13,38	12,73	12,18	12,65	13,53	13,97	20,14	13,61

Sulfeto

Parâmetro	Bruta	RAC 1	RAC 2	RAC 3	FBAS	DEC	TQE	Filtração	Cloração
1° Quartil	0,70	3,30	5,90	7,60	1,20	1,30	1,40	0,80	0,60
Mínimo	0,00	1,00	2,40	4,60	0,80	0,20	0,80	0,40	0,00
Mediana	1,40	7,20	10,40	10,60	2,20	2,20	2,40	2,20	1,50
Máximo	3,00	11,60	18,40	18,00	4,40	4,60	4,20	3,40	3,00
3° Quartil	2,60	8,20	12,10	12,10	3,50	3,20	3,00	3,00	2,65
N	15	15	15	15	15	15	13	9	8
Média	1,56	6,36	9,68	10,32	2,32	2,31	2,34	1,96	1,58
DP	1,07	3,17	4,69	3,83	1,21	1,32	1,07	1,20	1,14