

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

CENTRO TECNOLÓGICO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Laila de Oliveira Vaz

**Avaliação do risco microbiológico
decorrente do reúso de águas cinza em
uma edificação residencial de alto padrão**

VITÓRIA

2009

Laila de Oliveira Vaz

**Avaliação do risco microbiológico decorrente
do reúso de águas cinza em uma edificação
residencial de alto padrão**

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

Orientador: Prof. Dr Ricardo Franci Gonçalves

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

V393a Vaz, Laila de Oliveira, 1980-
Avaliação do risco microbiológico decorrente do reúso de
águas cinza em uma edificação residencial de alto padrão / Laila
de Oliveira Vaz. – 2009.
133 p. : il.

Orientador: Ricardo Franci Gonçalves.
Co-Orientador: Adelmo Inácio Bertoldi.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Espírito
Santo, Centro Tecnológico.

1. Água cinza. 2. Água - Reutilização. 3. Análise
microbiológica. I. Gonçalves, Ricardo Franci. II. Bertoldi, Adelmo
Inácio. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro
Tecnológico. IV. Título.

CDU: 628

Aos meus pais, Neuma e Antônio, irmãos e ao Alessandro pelo apoio e paciência.

Agradecimentos

À Deus, por me mostrar o caminho e me ajudar a seguir em frente, em cada momento de fraqueza.

Aos meus pais Antônio e Neuma, ao meu irmão Frederico e minha irmã Mônica pelo apoio, por acreditarem na minha capacidade;

Ao Alessandro, pela paciência, carinho e compreensão nas horas difíceis e nas visitas à ETAC;

Ao professor Ricardo Franci pela orientação e pelos ensinamentos;

Ao professor Adelmo pela orientação e pelos ensinamentos;

À Kelly pelos ensinamentos, enriquecimento pessoal e científico;

Às minhas companheiras Renata Spinassé e Monica Pertel. Sem vocês tudo seria muito mais difícil;

À Paula, Gerusa, Magda, Rafael, Letícia, Cláudia. Vocês foram meu braço direito! Muito obrigada;

Às meus amigos Camila, Priscilla, Thaís, Rose, Rosane e Renato pela paciência, amizade e ajuda nos momentos de dificuldade;

A todos os amigos da ETE e LABSAN, por todo apoio;

À Banca Examinadora: Prof. Sérgio Túlio e Prof^a. Paula Paulo, pela disponibilidade em me avaliar;

Aos Condôminos do edifício Royal Blue;

A Fluir Engenharia, em especial a Engenheira Giovana e Renate pelo apoio na pesquisa;

A Construtora Lorenge pela parceria;

Ao PROSAB 5 pelo apoio financeiro;

Ao CNPQ pela bolsa.

“É graça divina começar bem.

Graça maior persistir na caminhada certa.

Mas a graça das graças é não desistir nunca.”

--Dom Hélder Câmara.

Resumo

Qualquer atividade de reúso da água implica em considerações relativas à proteção da saúde. Nos casos de reúso de maior porte uma análise de riscos pode ser aplicada, a fim de avaliar os riscos envolvidos. Este trabalho tem como objetivo promover a caracterização físico-química e microbiológica da água cinza produzida em uma edificação residencial de alto padrão, no Município de Vitória (ES), e avaliar o risco microbiológico envolvido no reúso ao longo de todo o sistema hidro-sanitário da edificação. Para isso foi realizado um monitoramento físico-químico e microbiológico das diferentes etapas que compõem a Estação de Tratamento de Água Cinza (ETAC), cujo processo é baseado na associação de um Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC), de um Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS), de um Decantador (DEC), de um Tanque de Equalização de Vazão (TQE), de um Filtro Terciário (FT) e de desinfecção à base de cloro. O tratamento adotado apresentou elevada eficiência na remoção de turbidez, cor, DBO, DQO e *E. coli.*, e características compatíveis com diversos padrões estabelecidos para o reúso não potável. Não foi detectado a presença de *Salmonella spp.*, ovos de helmintos, *Cryptosporidium sp.* e *Giardia spp.* no efluente de nenhuma etapa do tratamento. A análise de risco foi realizada de acordo com HASS (1999), utilizando o modelo beta-poison e variáveis descritas por WESTRELL (2004). A probabilidade de infecção anual do selo hídrico do vaso sanitário abastecido com água de reúso comporta-se de acordo com a água de reúso no reservatório inferior de cloração apresentando risco anual aceitável de 1 caso de infecção em 1000 para diarreias leves (10^{-3}).

ABSTRACT

Any activity of water reuse leads to considerations relating to health protection. In cases of reuse on a large scale a risk analysis can be applied to assess the risks involved. This work aims to promote the characterization physical-chemical and microbiological of the greywater produced in a high standard of residential building in the city of Vitória (ES), and evaluate the microbiological risk involved in the water reuse throughout the hydro-health system building's. For this was done a monitoring physico-chemical and microbiological testing of different stages that make up the Greywater Treatment Plant (ETAC), whose process is based on the combination of a compartmentalised anaerobic reactor (RAC), a Submerged aerated biological filters (FBAS), a decanter (DEC), a tank of Equalization (TQE), a Tertiary Filter (TF) and chlorine-based disinfection. The treatment used had high efficiency in removing turbidity, color, BOD, COD and E. coli. and characteristics consistent with the various standards established for the non-potable reuse. The presence of Salmonella spp. was not detected neither Eggs of helminths, Cryptosporidium sp. and Giardia spp. in the effluent from any stage of treatment. The risk analysis was conducted according to HASS (1999), using the model beta-poisson and variables described by WESTRELL (2004). The annual probability of infection of the water seal toilet filled with water of reuse behaves according to the reuse of water in the bottom reservoir of chlorination showing acceptable annual risk of 1 case of infection in 1000 for mild diarrhea (10^{-3}).

Lista de Figuras

Figura 1: Linhas de produção de águas residuárias em uma residência.	35
Figura 2: Isomérico de água potável e de água de reúso da edificação do Núcleo Água – UFES.	37
Figura 3: Etapas da Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico.....	55
Figura 4: Etapas da fase de análise.....	56
Figura 5: Número de surtos por bactérias, Salmonellas e Salmonella Enteritidis em São Paulo.....	65
Figura 6: Edifício Royal Blue.....	73
Figura 7: Fluxograma do sistema de reúso.....	74
Figura 8: Fluxograma da ETAC.....	75
Figura 9: Caixa de entrada de água cinza bruta.....	76
Figura 10: Reator Anaeróbio Compartimentado.....	77
Figura 11: Filtro Biológico Aerado Submerso.....	78
Figura 12: Decantador Secundário.....	79
Figura 13: Tanque de Equalização de Vazão.....	80
Figura 14: A) Filtro Terciário, B) Unidades Filtrantes.	80
Figura 15: Cistos de Giardia (maiores) e oocistos de Cryptosporidium (menores) corados pela imunofluorescência.....	86
Figura 16: Remoção de Coliformes totais (A) e <i>E. coli</i> (B).....	99
Figura 17: Comparação entre a água do selo hídrico de reúso e potável.....	101

Figura 18: Probabilidade de infecção para uma única exposição	103
Figura 19: Probabilidade de risco anual	106
Figura 20: Probabilidade de risco para a água de reúso.....	108
Figura 21: Probabilidade de risco anual no selo hídrico da bacia sanitária abastecida com água potável.....	109
Figura 22: Probabilidade de risco para rotavírus na água de reúso	111

Lista de Tabelas

Tabela 1: Distribuição de recursos hídricos e população no Brasil	28
Tabela 2: Classificação das medidas conservadoras de água.....	32
Tabela 3: Normas internacionais para reúso urbano.....	39
Tabela 4: Normas brasileiras NBR 13.969/97 e padrões propostos pelo manual da FIESP para reúso de águas em descarga sanitária.	41
Tabela 5: Composição da água cinza	43
Tabela 6: Presença de organismos nas fezes.....	44
Tabela 7: Presença de microrganismos na água cinza conforme a fonte	45
Tabela 8: Patógenos na água cinza	46
Tabela 9: Bactérias eliminadas nas fezes humanas	62
Tabela 10: Risco tolerável de doença e DALY para rotavírus, <i>Campylobacter</i> e <i>Cryptosporidium</i>	70
Tabela 11: Pontos geradores de água cinza por apartamento.....	73
Tabela 12: Característica do meio suporte.....	78
Tabela 13: Características da pastilha de cloro.....	81
Tabela 14: Condições operacionais da ETAC.....	82
Tabela 15: Parâmetros de dose-resposta para os patógenos utilizados na avaliação de risco.....	89
Tabela 16: Características da água cinza bruta	91
Tabela 17: Características físicas de águas cinza obtidas em outras pesquisas ..	91

Tabela 18: Características típicas no esgoto bruto	92
Tabela 19: Caracterização microbiológica da água cinza bruta	93
Tabela 20: Monitoramento físico-químico da ETAC	94
Tabela 21: Características físico-químicas médias obtidas para água de reúso em outras pesquisas após tratamento da água cinza.	96
Tabela 22: Porcentagem de atendimento aos padrões mais e menos restritivos.	96
Tabela 23: Monitoramento microbiológico da ETAC	97
Tabela 24: Características microbiológicas da água de reúso	98

Lista de Símbolos e abreviaturas

%	Porcentagem
°C	Grau Celsius
CT	Coliforme total
d	Dia
D	Dose
DI ₅₀	Dose letal
kWh ⁻¹	Quilowatt-hora
Kg	Quilograma
Kg DQO/dia	Kilograma de Demanda Química de Oxigênio por dia
Kg DQO/m ³ dia	Kilograma de Demanda Química de Oxigênio por metro cúbico dia
L	Litro
max	Máximo
m	Metro
m/h	Metro por hora
m ²	Metro quadrado
m ³	Metro cúbico

$m^3/m^2.dia$	Metro cúbico por metro quadrado ao dia
μm	Micrômetro
mg	Miligrama
mm	Milímetro
mL	Mililitro
min	Mínimo
min	Minuto
N	Normal
n	Número de amostras
NMP/100 ml	Número mais provável por 100 mililitro
N-NO ₃	Nitrato
N-NO ₂	Nitrito
N-NH ₃	Amônia
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
Pt	Fósforo Total
S ²⁻	Sulfeto
SO ₄ ²⁻	Sulfato
ST	Sólidos totais

SST	Sólidos suspensos totais
SSD	Sólidos Sedimentáveis
SV	Sólidos Voláteis
α	Parâmetros característicos da interação agente-hospedeiro

Lista de Siglas

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AIH/DATASUS/MS	Banco de dados do Sistema Único de Saúde
ANA	Agência Nacional das Águas
APHA	“American Public Health Association”
AQRM	Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico
AWWA	“American Water Works Association”
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Governo de São Paulo
CLOR	Reservatório inferior com cloração
DALY	Carga de doença (“Disability Adjusted Life Years”)
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DEC	Decantador
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DTA	Documentos Técnicos de Apoio do PNCDA
ES	Espírito Santo
ETAC	Estação de Tratamento de Água Cinza
EUA	Estados Unidos da América
FBAS	Filtro biológico aerado submerso
FIESP	Federação das Indústrias do Estado de São Paulo
FT	Filtro terciário
IPT	Instituto de pesquisas tecnológicas
HPC	Bactérias heterotróficas em placa
HUS	Síndrome Urêmica Histolítica
LABSAN	Laboratório de Saneamento da UFES

NAS	National Academy of Sciences
NBR	Norma Brasileira
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
ONU	Organização das Nações Unidas
pH	Potencial Hidrogeniônico
PI	Probabilidade de Infecção para uma exposição
PI _(A)	Probabilidade de Infecção Anual
PROSAB	Programa de Saneamento Básico
PNCDA	Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água
PURA	Programa de Uso Racional da Água
RAC	Reator anaeróbio compartimentado
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do estado de São Paulo
Sinduscon/SP	Sindicato da Indústria da Construção Civil do Estado de São Paulo
SST	Sólidos suspensos totais
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TQE	Tanque de Equalização
TSI	Agar Ferro-Açúcar Triplo
UASB	Reator anaeróbio de leito de lodo de fluxo ascendente ("Upflow Anaerobic Sludge Blanket")
UFC	Unidade formadora de colônia
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância
UNICAMP	Universidade Estadual de Campinas
USEPA ou EPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
USP	Universidade de São Paulo

WC

Banheiro

WHO

Organização Mundial de Saúde

XLD

Agar Xilose-Lisina Desoxicolato

Sumário

1. INTRODUÇÃO	23
2. OBJETIVO GERAL	26
2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	26
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
3.1 A PROBLEMÁTICA DA ESCASSEZ DA ÁGUA NAS ÁREAS URBANAS	27
<i>Tabela 1: Distribuição de recursos hídricos e população no Brasil</i>	28
3.2 Uso racional da água	29
3.2.1 Medidas de conservação e uso racional da água	32
3.3 Fontes alternativas de água nas edificações	34
3.4 Tipos de sistemas hidro-sanitários em edificações	36
3.5 Normas internacionais de usos de fontes alternativas de água nas edificações	38
3.6 Normas Brasileiras de usos de fontes alternativas de água nas edificações	40
3.7 Características da água cinza	41
3.7.1 Características físico-químicas da água cinza	41
3.7.2 Características microbiológicas das águas cinza	43
3.8 Tratamento de águas cinza: práticas atuais	47
3.8.1 Sistemas de tratamento físico e físico-químico	48
3.8.2 Sistemas de tratamento biológico	50
3.9 Avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM)	51
3.9.1 Formulação do problema	55
3.9.2 Fase de análise	56
3.9.3 Caracterização do risco	60
3.9.4 Identificação do perigo:	60
3.9.5 Risco Aceitável de doença	68
4. Material e métodos	71
4.1 Contextualização da pesquisa	71

4.2	Aspectos do edifício Royal Blue	71
4.3	Sistema de reúso de água cinza	73
4.4	Aspectos específicos da ETAC	74
4.4.1	Caixa de entrada de água cinza bruta	76
4.4.2	Reator anaeróbio compartimentado (RAC)	76
4.4.3	Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS)	77
4.4.4	Decantador secundário (DEC)	79
4.4.5	Tanque de equalização de vazão	79
4.4.6	Filtro terciário (FT)	80
4.4.7	Reservatório Inferior com Cloração (CLOR)	81
4.5	Condições operacionais da ETAC	82
4.6	Monitoramento do sistema de reúso	82
4.6.1	Pontos de coleta	83
4.6.2	Caracterização da fase líquida	84
4.6.3	Análises microbiológicas e parasitológicas	84
4.7	Água do selo hídrico de um vaso sanitário abastecido com água de reúso X água do selo hídrico de um vaso sanitário abastecido com água potável	86
4.8	Avaliação do recrescimento de <i>E.coli</i> NA ÁGUA DE REÚSO	87
4.9	Avaliação do risco microbiológico envolvido no reúso ao longo de todo o sistema hidro-sanitário da edificação	87
4.9.1	Identificação do fator de risco	87
4.9.2	Vias de perigo e cenário de exposição	87
4.9.3	Análise de exposição	88
4.9.4	Caracterização do risco	88
4.9.5	Simulação de risco	90
4.10	Estatísticas	90
5.	<i>Resultados e discussão</i>	91
5.1	Caracterização qualitativa da água cinza bruta	91
5.2	Monitoramento físico-químico das diferentes etapas que compõem a ETAC	93
5.3	Monitoramento microbiológico e parasitológico das diferentes etapas que compõem a ETAC	97

5.4	Avaliação quantitativa de risco microbiológico	102
5.5	Probabilidade de infecção para uma exposição -PI(d)	102
5.6	Probabilidade de infecção anual -PI(a)	104
5.6.1	Simulação de risco para rotavírus	110
6.	<i>Conclusão</i>	112
	<i>Com relação à caracterização qualitativa da água cinza bruta</i>	112
	<i>Com relação à avaliação quantitativa de risco microbiológico</i>	114
	<i>Com relação à simulação de risco para rotavírus</i>	115
7.	<i>Recomendações</i>	116
8.	<i>Referências bibliográficas</i>	117
9.	<i>Anexos</i>	117
9.1	Anexo A	131
9.1.1	Metodologia das análises dos parâmetros físico-químicos	131
9.2	Anexo b	132
9.2.1	Geração da rotina para calculo do risco e plotagem dos gráficos no programa R	132

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, os grandes aglomerados urbanos, a industrialização, a falta de consciência ambiental, através da poluição de potenciais mananciais de captação superficial, fazem com que a água torne-se a cada dia um bem escasso e conseqüentemente precioso. Com aumento da demanda de água potável e a geração de águas residuárias, torna-se essencial a preservação da qualidade da água, o controle de perdas e de desperdícios e o desenvolvimento de técnicas que permitam o reaproveitamento dos subprodutos gerados.

Dessa forma, o uso racional para a conservação de água deve integrar a gestão da demanda com a gestão da oferta de água, de modo que usos menos nobres possam ser supridos, sempre que possível, por água de qualidade inferior (FIESP, 2005). Para isso, fazem-se necessárias alternativas para que a população possa ter água de qualidade e em quantidades suficientes para desempenhar suas funções diárias. Dentre essas ações está o reúso do esgoto sanitário.

O uso racional da água em uma edificação pode ser alcançado mediante o emprego de equipamentos hidráulicos e componentes economizadores, tais como reguladores de vazão, bacias sanitárias de volume reduzido, arejadores, torneiras hidromecânicas, e dentre outras ações, através do uso de fontes alternativas de água (OLIVEIRA, 2007).

Como fontes alternativas de água para fins não potáveis preveem-se a utilização de água de chuva e o reúso de águas cinza, de maneira consorciada ou não e o aproveitamento de águas amarelas (OTTERPOHL, 2001). O uso de águas de chuva tem um longo histórico no mundo inteiro, sendo utilizada em muitas sociedades modernas como um valioso recurso para irrigação, para consumo potável, quando devidamente tratada, e mais recentemente para promover descargas sanitárias e lavagem de roupas. Contudo, a sua utilização está

vinculada a um regime constante de chuvas, que possa suprir a demanda de uso. Por outro lado, com a segregação das águas em uma residência, a água cinza, que são as águas provenientes do lavatório, chuveiro e tanque/máquina de lavar roupa, pode ser obtida de forma mais regular e ser utilizada para fins menos nobres (PETERS, 2006).

O ponto de partida de qualquer projeto de reúso de água, independente do ponto de aplicação, é a segurança da saúde dos usuários (FIESP, 2005). Várias normas estrangeiras condicionam o reúso deste tipo de água residuária nas residências à obediência a padrões de qualidade, a procedimentos construtivos e a conduta específicos por parte dos usuários. No que se refere ao usuário, a legislação pertinente ao reúso de águas cinza tem como foco principal a preservação da saúde humana. Alguns critérios e padrões específicos reportam-se à preservação ambiental e à qualidade dos alimentos produzidos na agricultura. Não obstante, há uma ausência dos dados epidemiológicos a respeito dos riscos de doenças gastrointestinais no reúso de águas cinza para fins não potáveis.

O reúso de água requer medidas efetivas de proteção à saúde pública e ao meio ambiente, e ambas devem ser técnica e economicamente viáveis. Embora a água cinza não possua contribuição dos vasos sanitários, de onde provém a maior parte dos microrganismos patogênicos, a limpeza das mãos após o uso do toalete, lavagem de roupas e alimentos fecalmente contaminados ou o próprio banho são possíveis fontes de contaminação e inserção de risco no seu reúso (GONCALVES *et al.*, 2006).

Os riscos devido a produtos químicos na água de reúso são oriundos principalmente da presença de compostos a base de matéria orgânica, de nitrogênio, de enxofre e de metais pesados. Entretanto, esses riscos são menores do que os causados por microrganismos patogênicos. Em virtude disso, os

modelos de avaliação de risco para o reúso não potável são baseados nos riscos microbiológicos (GREGORY *et al.*, 1996)

A estrutura para avaliação quantitativa de risco microbiológico envolve quatro etapas preliminares: identificação do perigo, avaliação da exposição, avaliação da dose-resposta e caracterização do risco (HASS, 1999). É uma ferramenta de auxílio à decisão que possibilita orientar as medidas de controle e intervenção durante o processo de tratamento da água cinza.

O sistema de tratamento utilizado nessa pesquisa foi desenvolvido na Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) por Gonçalves (2004) no âmbito do edital 4 do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) em 2004. O processo foi baseado na associação de um reator anaeróbio compartimentado (RAC) seguido de um filtro biológico aerado submerso (FBAS), decantador (DEC), filtro terciário (FT) e de desinfecção a base de cloro, garantindo assim a qualidade da água de reúso.

Este estudo está inserido no edital 5 rede 5 do PROSAB: “Racionalização do uso da água e conservação de energia em sistema de abastecimento público e em edificações, por meio da redução do consumo, reaproveitamento de fontes alternativas e outras formas de uso racional da água”. Dentro deste contexto, esta pesquisa promoveu a caracterização físico-química e microbiológica da água cinza produzida em uma edificação residencial de alto padrão, no Município de Vitória (ES), e avaliou o risco microbiológico envolvido no reúso ao longo de todo o sistema hidro-sanitário da edificação.

2. OBJETIVO GERAL

Estudar as características físico-químicas e biológicas da água cinza gerada em uma edificação residencial de alto padrão e avaliar o desempenho de uma estação compacta de tratamento da água cinza na mitigação do risco microbiológico decorrente do reúso não potável de água cinza tratada na própria edificação.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Realizar a caracterização físico-química e biológica das águas cinza produzidas em uma edificação residencial de classe alta, no Município de Vitória (ES);
 2. Realizar o monitoramento físico-químico e microbiológico das diferentes etapas que compõem a ETAC;
 3. Avaliar o desempenho das diferentes etapas que compõem a estação de tratamento de águas cinza (ETAC) implantada na edificação na remoção de coliformes totais, *E.coli*, *Salmonella* spp., cistos de *Giardia* sp. , oocistos de *Cryptosporidium* spp., ovos de *Ascaris lumbricoides*;
 4. Quantificar o risco microbiológico envolvido nas diferentes etapas de tratamento da ETAC.
-

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 A PROBLEMÁTICA DA ESCASSEZ DA ÁGUA NAS ÁREAS URBANAS

Segundo a Unicef (Fundo das Nações Unidas para a Infância), menos da metade da população mundial tem acesso à água potável. A irrigação corresponde a 73% do consumo de água, 21% para a indústria e apenas 6% destina-se ao consumo doméstico.

Um bilhão e 200 milhões de pessoas (35% da população mundial) não têm acesso a água tratada. Um bilhão e 800 milhões de pessoas (43% da população mundial) não possuem com serviços adequados de saneamento básico. Diante desses dados, constata-se que de que dez milhões de pessoas morrem anualmente em decorrência de doenças intestinais transmitidas pela água (CETESB, 2006).

O Brasil é considerado um país rico em água, possuindo uma disponibilidade hídrica de $35.732\text{m}^3\text{hab}^{-1}\text{ano}^{-1}$ o que equivale a 12% da água doce do mundo. Mas essa água encontra-se mal distribuída, pois 70% desse recurso se encontra na região amazônica (TOMAZ, 2007). A tabela 1 apresenta a distribuição irregular de água no país.

O cenário de escassez de água deve-se não apenas à irregularidade na distribuição e ao aumento das demandas – o que muitas vezes pode gerar conflitos de uso – mas também ao fato de que, nos últimos 50 anos, a degradação da sua qualidade aumentou em níveis alarmantes. Atualmente, grandes centros urbanos, industriais e áreas de desenvolvimento agrícola, com uso de adubos químicos e agrotóxicos, já enfrentam problemas com a qualidade da água, o que pode gerar graves problemas de saúde pública.

Tabela 1: Distribuição de recursos hídricos e população no Brasil

Região	Recursos Hídricos	População
Norte	68%	7%
Nordeste	3%	29%
Sudeste	6%	43%
Centr-Oeste	16%	6%
Sul	7%	15%

Fonte: AMANATUREZA

Enquanto o semi-árido nordestino sofre com a escassez crônica de água, acarretada por elementos físicos e climáticos, as outras regiões, principalmente o sudeste, sofre com a escassez de qualidade de água. Este é um problema das grandes cidades, mas que se agrava dia-a-dia, principalmente dada a falta de políticas públicas de saúde preventiva (LIMA, 1999.)

Nessas grandes cidades o consumo da água é influenciado por fatores como o clima, o padrão econômico da população, o número de habitantes da cidade, os hábitos culturais da população, os sistemas de fornecimento e cobrança de água, dentre outros.

Por exemplo, em pequenas cidades do Nordeste, registrou-se o consumo diário em torno de 100 litros de água por habitante, enquanto que na cidade de São Paulo verifica-se um consumo diário por habitante da ordem de 200 litros.

Para atenuar as desvantagens dos sistemas convencionais de abastecimento de água e tratamento de esgotos sanitários, novas opções para a implementação de sistemas de saneamento propõem a separação dos ciclos urbanos da água e dos nutrientes (MANILA, 2003). O ciclo urbano da água estaria contemplando o reúso das águas servidas, bem como a racionalização

e preservação do uso de água potável para fins mais nobres. Essa visão facilitaria novos projetos de sistema de abastecimento público de água e de estações de tratamento de esgoto.

3.2 USO RACIONAL DA ÁGUA

A gestão das demandas ou formas de uso no meio urbano reflete-se, também, na necessidade do uso eficiente da água, tais como a redução do consumo, a medição individualizada em instalações prediais, o uso de equipamentos economizadores como bacias sanitárias com volume reduzido nas descargas, torneiras, chuveiros e mictórios com registro de fechamento automático e o uso de fontes alternativas de água nas demandas onde não necessita-se de água potável (PETERS, 2006).

Segundo Oliveira (1999), o gerenciamento da utilização da água para a preservação dos recursos hídricos deve ser realizado em três níveis sistêmicos: macro - sistemas hidrográficos; meso - sistemas públicos urbanos de abastecimento de água e de coleta de esgoto sanitário e micro - sistemas prediais.

Para a otimização do uso da água em seu conceito mais amplo, é importante destacar a evolução do conceito de uso racional da água para o de conservação desse recurso, conforme destacado em Sautchúk *et al.* (2005).

O uso racional da água, segundo Gonçalves (2002), é a otimização em busca do menor consumo de água possível, mantidas (em qualidade e quantidade) as atividades consumidoras.

O conceito de uso racional da água tem como princípio básico a atuação na demanda de água da edificação sistematizando as intervenções que podem ser tomadas através de ações de redução de consumo relativamente simples como: conservação da água, reparo de vazamentos, troca de equipamentos hidro-sanitários e mudança de hábitos. Entre as ações, o combate ao

desperdício é fundamental para o sucesso de um programa de conservação de água resultando em um amplo conhecimento do sistema, garantindo sempre a qualidade necessária para a realização das atividades consumidoras, com o mínimo de desperdício (OLIVEIRA, 2007).

Define-se desperdício como a junção de perdas e uso excessivo, sendo que ambos podem ser decorrentes do mau desempenho do sistema ou negligência e procedimentos inadequados do usuário (GONÇALVES, 2006).

A perda é considerada como sendo toda a água que escapa do sistema antes de ser utilizada para uma atividade fim, e pode ocorrer devido a vazamentos, mau desempenho do sistema e negligência do usuário (OLIVEIRA, 1999).

Segundo Oliveira (1999), para a redução do desperdício de água nos edifícios pode-se implementar ações econômicas, aplicando tarifas inibidoras de consumo e incentivando a população a adquirir sistemas e componentes economizadores de água e aumento de; ações sociais, por meio de campanhas educativas que impliquem na redução de consumo e ações tecnológicas como instalação de hidrômetros individuais, detecção e correção de vazamentos e uso e/ou reúso de água.

Diante dessa questão, os programas de economia de água de uso urbano, incluído os programas específicos em edificações, destacam-se como alternativas necessárias para o uso adequado desse recurso natural, disponibilizando o excedente e gerando benefícios sociais.

As principais ações em âmbito federal no Brasil em direção ao uso racional da água corresponderam ao lançamento, em 1997, pelo Ministério do Planejamento, do Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água (PNCDA). Este Programa, desenvolvido em âmbito nacional, teve por objetivos específicos definir e implementar um conjunto de ações e instrumentos tecnológicos, normativos, econômicos e institucionais, concorrentes para uma efetiva economia dos volumes de água demandados para consumo nas áreas

urbanas. Tratando-se da busca da eficiência no uso da água em todas as fases de seu ciclo de utilização, desde a captação até o consumo final (SILVA; CONEJO; GONÇALVES, 1997).

Pesquisas vêm desenvolvendo o PURA (Programa de Uso Racional da água) em diferentes tipologias de edifícios obtendo resultados expressivos de redução do consumo de água. O PURA foi criado em 1995, através de um convênio entre a Escola Politécnica da USP, a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) e o Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), o Programa foi estruturado em seis etapas desenvolvidas em paralelo, que incluem: banco de dados; laboratório institucional; avaliação e adequação de tecnologias; caracterização de demanda e impactos da economia de água em edifícios residenciais e habitações unifamiliares; programas da qualidade; e programas específicos de economia de água em diferentes tipos de edifícios (GONÇALVES; OLIVEIRA, 1997). Como resultado do Pura/USP (2002) foi relatado que ocorreu uma redução de aproximadamente 39% no consumo de água de sete unidades localizadas no campus da USP.

Vários pesquisadores vêm desenvolvendo diagnósticos e programas de uso racional da água em diferentes tipologias de edifícios, destacando-se outros programas de conservação como: Programa de Conservação de Água da Unicamp (Pró-Água UNICAMP), Programa de Uso Racional de Água da UFBA (ÁGUA PURA UFBA), PROAGUA / Semi-árido e as ações do PROSAB (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico) no sentido da conservação de água com foco principal no desenvolvimento de tecnologias para aproveitamento de fontes alternativas de água para uso em descargas sanitárias e desenvolvimento de dispositivos sanitários economizadores.

3.2.1 Medidas de conservação e uso racional da água

Segundo o documento técnico de apoio A5 (MARCKA, 2004) do Programa Nacional do combate ao Desperdício de Água (PNCDA) as medidas de conservação e uso racional da água podem ser classificadas de acordo com a função, caráter, grupo de interesse e inserção do ciclo da água (local de incidência da ação), conforme mostrado na Tabela 2.

Tabela 2: Classificação das medidas conservadoras de água

Grupo	Tipo	Descrição
Função	Estrutural	Modificam as características tecnológicas dos sistemas mediante obras e/ou equipamentos com horizonte de eficácia correspondente à vida útil remanescente
	Não estrutural	Atuam sobre as condições de trabalho do sistema, sem alterar significativamente suas especificações anteriores e são, de maneira geral, reversíveis ou temporárias.
Caráter	Ativa	Medidas passíveis de controle unilateral por parte dos agentes que a promovem, sejam elas estruturais ou não. Por exemplo, uma ação de manejo operacional no sistema adutor.
	Passiva	Sua observância ou não independe do agente que a promove. É o caso das campanhas de educação, das estruturas tarifárias crescentes e outras cujo sucesso vincula-se a uma expectativa de resposta da parte de outros agentes - os usuários - que não os promotores.
Grupo de Interesse	Gestão da oferta	Refere-se à disponibilidade de água bruta e, conforme o caso, em que mananciais, ou à oferta de água tratada no sistema de abastecimento.
	Gestão da demanda	Refere-se à demanda residencial estratificada em faixas ou à demanda não residencial, considerados separadamente os consumidores comerciais, institucionais e industriais, também estratificados.
Inserção no Ciclo da Água (local de incidência da ação)	Bacia hidrográfica	Têm objetivo ambiental de médio a longo prazo, cujos benefícios não são imediatamente realizáveis por cada usuário ou mesmo por cada sistema urbano abrangido.
	Sistema de abastecimento	Motivadoras internas dos prestadores de serviços, em função dos benefícios imediatos e tangíveis de sua aplicação. As reduções de perdas físicas e não físicas nos sistemas de produção e distribuição atendem ao duplo objetivo de melhoria de eficiência no uso da água e de maior rentabilidade do serviço.
	Sistemas prediais	Dependem de uma convergência mais complexa de objetivos e motivações. O apelo à economia na conta de água é bastante limitado ante a baixa elasticidade de demanda da água em relação a várias condições sociais e culturais e em face do relativamente baixo valor da conta de água no conjunto das despesas domésticas correntes.

Fonte: Gonçalves, 2006

Como citado no capítulo 3.2, as ações de uso racional da água são basicamente de combate ao desperdício quantitativo, como a priorização do uso de aparelhos sanitários economizadores de água, o incentivo à adoção da medição individualizada, a conscientização do usuário para não desperdiçar água no ato do uso, a detecção e controle de perdas de água no sistema predial de água fria, o estabelecimento de tarifas inibidoras do desperdício, entre outras (SANTOS, 2002).

O Documento Técnico de Apoio (DTA) F1 do PNCDA adota como medidas de racionalização do uso da água: medidas de controle de vazamento e medidas de redução de consumo.

As medidas de controle de vazamento visam não somente evitar o desperdício da água, mas também detecção e controle de vazamentos decorrentes do desgaste normal dos componentes principalmente devido ao fato de que a vida útil das tubulações em geral é menor do que a do edifício. As instalações de difícil vistoria podem encerrar vazamentos não visíveis por longos períodos, causando grandes desperdícios e danos à construção. Para a detecção de vazamentos, principalmente os não visíveis, os autores apresentam os principais indícios da existência dos mesmos: aumento do consumo de água sem causa justificada; manchas de umidade em paredes, lajes e pisos; acionamento contínuo do sistema de recalque; crescimento de vegetação em juntas de pavimentação. Um estudo realizado em uma escola de São Paulo observou a redução de consumo de água diário por aluno de 94% após a correção de vazamentos (GONÇALVES *et al.*, 1999).

Já as medidas de redução de consumo envolvem o emprego de equipamentos hidráulicos e componentes economizadores, tais como reguladores de vazão, bacias sanitárias de volume reduzido, arejadores, torneiras hidromecânicas que contribuirão para o uso racional da água em uma edificação, assim como a implantação de um sistema de hidrômetros individuais (OLIVEIRA *et al.*, 2007).

Dentro das edificações, o combate ao desperdício quantitativo de água segue por três vertentes complementares. A primeira, através da detecção e correção de perdas e vazamentos no sistema predial de água; a segunda, pela sensibilização e conscientização do usuário, seja por campanhas educativas, seja por micromedição e medição individualizada; e a terceira e última, independentemente da vontade do usuário, com a substituição dos aparelhos sanitários convencionais por aparelhos economizadores (HAFNER, 2007). Dessa forma, o uso racional para a conservação de água deve integrar a gestão da demanda com a gestão da oferta de água, de modo que usos menos nobres possam ser supridos, sempre que possível, por água de qualidade inferior (ANA, 2005).

3.3 FONTES ALTERNATIVAS DE ÁGUA NAS EDIFICAÇÕES

Outra forma de racionalização do uso da água é adotar fontes alternativas de água. As fontes alternativas de água são fontes opcionais àquelas normalmente disponibilizadas às habitações (água potável) (OTTERPOHL, 2001).

Para viabilizar a utilização de fontes alternativas de água nas edificações é necessária a segregação das águas residuárias produzidas nas edificações. A segregação de águas residuárias na escala residencial permite soluções diferenciadas para o gerenciamento de água e de resíduos em ambientes urbanos, aumentando a eficiência da reciclagem de água e de nutrientes, permitindo ao mesmo tempo uma redução no consumo de energia em atividades de saneamento (OTTERPOHL, 2001).

A Figura 1 apresenta um modelo de gerenciamento das águas em escala residencial, com linhas de suprimento de águas e de produção de águas residuárias diferenciadas conceitualmente pelas cores das águas. O modelo prevê linhas de suprimento de água diferentes, para fins potáveis ou para fins não potáveis. O suprimento de água potável (convencional) é assegurado pela

empresa concessionária do serviço de abastecimento público de água. Como fontes alternativas de água para fins não potáveis são previstas a utilização de água de chuva e o reúso de águas cinza, de maneira consorciada ou não.

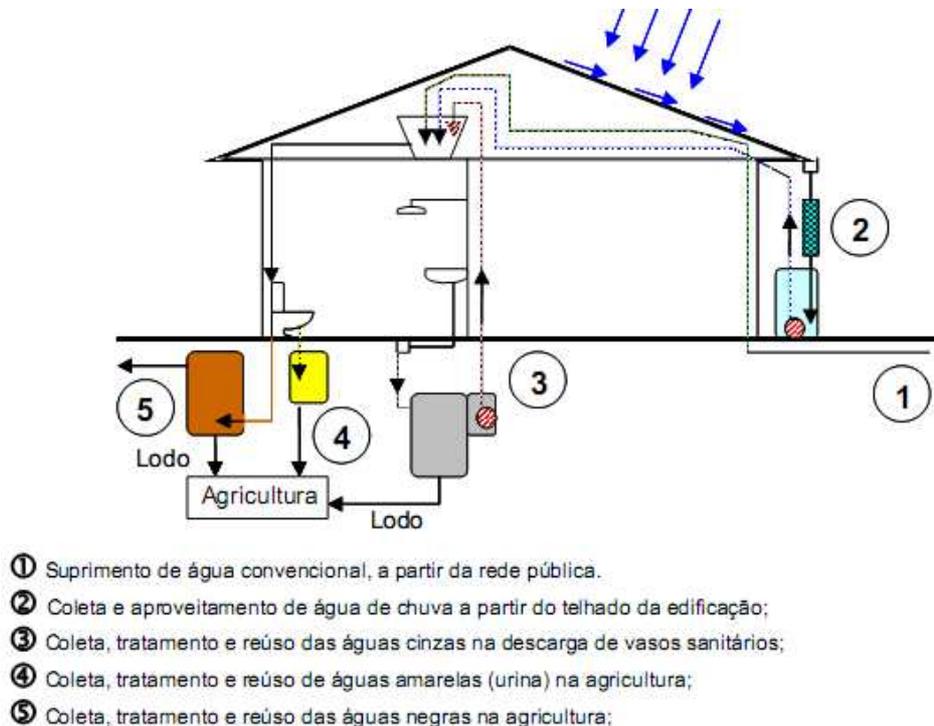


Figura 1: Linhas de produção de águas residuárias em uma residência.

Segundo Oterpholl (2001) o esgoto sanitário gerado nas residências pode ser segregado da seguinte forma:

- Águas negras: água residuária proveniente dos vasos sanitários, contendo basicamente água, fezes, urina e papel higiênico.
- Águas amarelas: água residuária proveniente de dispositivos separadores de fezes e urina. Podem ser geradas em mictórios ou em vasos sanitários com compartimentos separados para coleta de fezes e de urina. As águas amarelas podem ser recuperadas sem tratamento, sendo utilizadas como importante fonte de nitrogênio na agricultura.

- Águas marrons: água residuária proveniente de dispositivos separadores de fezes e urina, tendo em sua composição grandes quantidades de matéria fecal e papel higiênico. Águas marrons segregadas das demais resultam em estações de tratamento menores, operando de forma mais estável e produzindo menos sub-produtos.
- Águas cinza: águas servidas provenientes dos diversos pontos de consumo de água na edificação (lavatórios, chuveiros, banheiras, pias de cozinha, máquina de lavar roupa e tanque), excetuando-se água residuária proveniente dos vasos sanitários (JEFFERSON *et al.*, 2000; ERIKSSON *et al.*, 2002; OTTOSON & STENSTRÖM, 2003). Destaca-se nessa pesquisa a utilização da água cinza como fonte alternativa de água.

Alguns autores como Nolde (1999) e Christova-Boal *et al.* (1996) não consideram como água cinza a água residuária de cozinhas, devido às elevadas concentrações de matéria orgânica e de óleos e gorduras nelas presentes.

3.4 TIPOS DE SISTEMAS HIDRO-SANITÁRIOS EM EDIFICAÇÕES

Nos sistemas hidro-sanitários convencionais (edificações sem sistema de reúso) não ocorre à separação das águas residuárias. Todo o esgoto sanitário é conduzido através de uma única tubulação para a rede de esgoto.

No Brasil ainda não existe uma normalização específica e completa quanto aos requisitos necessários para a implantação de sistemas prediais de reúso de água. Entretanto, a NBR 13969 (ABNT, 1997) que trata de projeto, construção e operação de tanques sépticos (unidades de tratamento complementar e disposição final de efluentes líquidos) preconiza alguns aspectos básicos que devem ser observados quanto à concepção deste sistema (OLIVEIRA, 2007).

Edificações com sistemas de reúso de água cinza devem ser concebidas e executadas com sistemas hidráulicos prediais independentes, sendo um para

água de reúso e outro para água potável. Isso inclui diferenciações tanto na coleta do esgoto quanto no abastecimento de água. A rede predial de esgoto sanitário deve ser projetada com a segregação das águas residuárias, de maneira que, as águas cinza e as águas negras (provenientes dos vasos sanitários), sejam conduzidas através de tubulações distintas a tratamentos diferenciados (GONÇALVES, 2006). NA Figura 2 observa-se um isométrico de água potável e de água de reúso da edificação do Núcleo água – UFES.

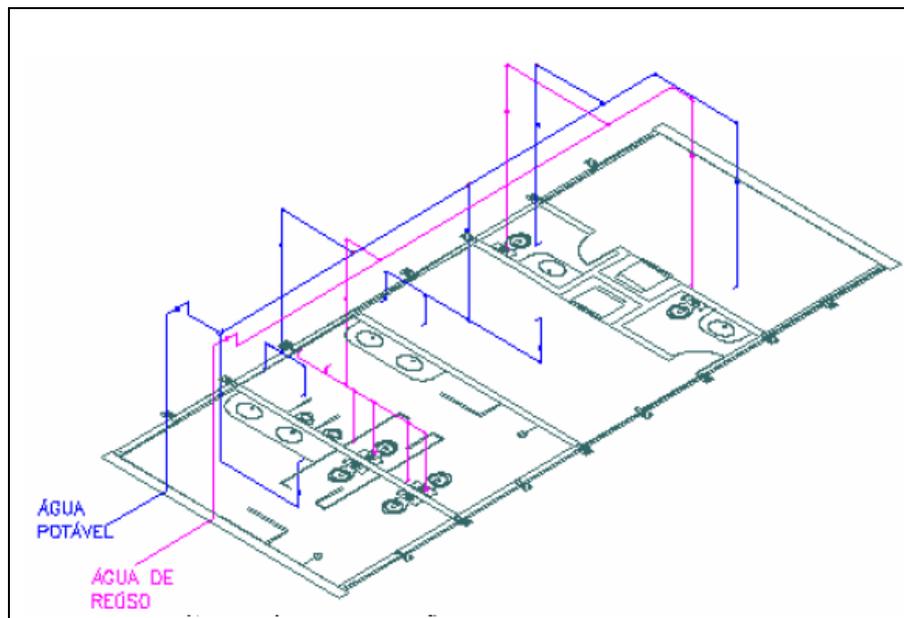


Figura 2: Isométrico de água potável e de água de reúso da edificação do Núcleo Água – UFES.

O abastecimento de água deve ser projetado com rede dupla, uma de água potável, atendendo pias, chuveiros, tanques, máquina de lavar, e outra de água de reúso, atendendo vasos sanitários, mictórios, torneiras para lavagem de calçadas e rega de jardins. As tubulações devem possuir cores distintas e nenhuma interligação entre elas. É recomendável que as válvulas e os registros de cada rede possuam abertura e fechamento diferenciados. No caso de falta de água de reúso, os vasos sanitários devem ser abastecidos com água potável.

Se as águas cinza forem utilizadas após um tratamento, é necessário que haja um reservatório inferior e outro superior, para armazenamento e distribuição da mesma. O volume de reservatório de armazenamento deverá ser determinado com base nas características ocupacionais do edifício e as vazões associadas às peças hidráulicas correspondentes (vazão de águas cinza), e na demanda de água dos aparelhos que integrarão o sistema de reúso (vazão de reúso) (GONÇALVES, 2006).

3.5 NORMAS INTERNACIONAIS DE USOS DE FONTES ALTERNATIVAS DE ÁGUA NAS EDIFICAÇÕES

Diversos países têm desenvolvido diferentes alternativas para proteção à saúde pública no reúso de água cinza em bacia sanitária. Os padrões de reúso, principalmente nos países desenvolvidos, são conservativos, utilizando normas restritivas principalmente quanto aos padrões microbiológicos.

Os padrões variam de um local para o outro em função de fatores como as condições climáticas, acesso aos recursos hídricos, processos de tratamento, entre outros. Países como Japão, EUA, Austrália, Alemanha, Canadá possuem limites estabelecidos para uso e/ou reúso de água cinza de acordo com a sua utilização.

No Japão, onde a prática do reúso de água cinza é decorrente, algumas instituições estabeleceram critérios quanto aos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos para o reúso de águas cinza em bacias sanitárias.

A USEPA (2004) ressalva que não há nenhuma regulamentação federal nos EUA, mas que diversos estados desenvolveram guias e regulamentações especificando a qualidade que deve ser alcançada de acordo com o uso destinado (Gonçalves, 2006).

O guia para o reúso de água estabelecido pelo governo da Austrália prevê quatro graus de qualidade para água reciclada em termos microbiológicos

(ANDERSON, 2001). Os graus de qualidade referem-se à densidade média de coliformes termotolerantes (CT), dependendo da intensidade do contato da água reciclada com o usuário: I) Contato alto: CT < 10 ufc/100ml, II) Contato Médio: CT < 100 ufc/100ml, III) Contato baixo: CT < 1000 ufc/100ml, IV) Acesso restrito: CT < 10000 ufc/100ml.

NA Tabela 3 pode-se observar uma série de normas internacionais para reúso urbano.

Tabela 3: Normas internacionais para reúso urbano

Órgão	Tratamento	Parâmetros				
		DBO ₅ (mg/L)	SST (mg/L)	Turbidez (NTU)	Coli. Total (ufc/100mL)	Coli. Fecal (ufc/100mL)
Arizona	Secundário, Filtração e Desinfecção	-	-	2 (méd) 5 (máx)	-	ND (méd) 23 (máx)
Califórnia	Oxidação, Coagulação, Filtração e Desinfecção	-	-	2 (méd) 5 (máx)	2,2 (méd) 23 (máx)	-
Flórida	Secundário, Filtração e Alto nível de desinfecção	20	5	-	-	ND (75%) 25 (máx)
Hawaii	Oxidação, Filtração e Desinfecção	-	-	2 (máx)	-	2,2 (méd) 23 (máx)
Nevada	Secundário, 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 (méd) 23 (máx)	-
NSW Health	Desinfecção	< 10 (90%) 20 (máx)	< 10 (90%) 20 (máx)	-	< 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	-
Austrália		<10 - 20	<10 - 20	-	500	10
Alemanha		20	30	1 - 2	500	100
Padrões Canadenses		30	30	5	200	200
Japão		10	-	5	10	10
Padrões Canadenses		30	30	5	200	200

Fonte: Adaptado de Bazzarella (2005)

3.6 NORMAS BRASILEIRAS DE USOS DE FONTES ALTERNATIVAS DE ÁGUA NAS EDIFICAÇÕES

Embora o reúso de águas residuárias em edificações seja objeto de interesse mundial, no Brasil existem apenas algumas legislações que se aplicam à utilização de fontes alternativas de água nas edificações.

A NBR 13969 (ABNT, 1997) descreve acerca do reúso de esgoto doméstico tratado, indicando os seus usos e a qualidade exigida de água não potável e sanitariamente segura. O manual elaborado pela FIESP (SAUTCHUK *et al.*, 2005) recomenda para a água de reúso classe 1 (descarga de bacias sanitárias, lavagem de pisos e fins ornamentais; lavagem de roupas e de veículos) a detecção do cloro residual combinado em todo sistema de distribuição e o controle de agentes tensoativos, devendo seu limite de detecção ser abaixo de 0,5mg/L e coliformes termotolerantes não detectáveis (Gonçalves, 2006).

Tabela 4: Normas brasileiras NBR 13.969/97 e padrões propostos pelo manual da FIESP para reúso de águas em descarga sanitária.

Parâmetros	Manual de "Conservação e reúso de águas em edificações" Classe 1 (FIESP, 2005)	NBR 13.969/97 item 5.6.4 classe 3
pH	6,0 - 9,0	-
Cor (UH)	≤ 10	-
Turbidez (NTU)	≤ 2	< 10
Óleos e Graxas (mg/L)	≤ 1	-
DBO ₅ (mg/L)	≤ 10	-
Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	Não detectáveis	< 500
Compostos Orgânicos Voláteis	Ausentes	-
Nitrato (mg/L)	≤ 10	-
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	≤ 20	-
Nitrito (mg/L)	≤ 1	-
Fósforo total (mg/L)	≤ 0,1	-
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	≤ 5	-
Sólidos Sedimentáveis Totais (mg/L)	≤ 500	-

Fonte: Gonçalves (2006)

3.7 CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA CINZA

As características das águas cinza variam de acordo com o estilo de vida, da fonte, dos costumes da população e do uso de produtos químicos domésticos. Além disso a sua composição irá variar significativamente devido às variações no consumo de água potável e em relação à quantidade de substâncias descarregadas. Variam também de acordo com a qualidade da água de abastecimento e das condições do sistema predial de abastecimento (ERIKSSON *et. al*, 2002)

3.7.1 Características físico-químicas da água cinza

Como mencionado anteriormente, as propriedades físico-químicas da água cinza dependem da sua fonte de origem. Segundo Eriksson *et al.* (2002) os

parâmetros físicos importantes a serem observados na água cinza são: temperatura, cor, turbidez e sólidos suspensos totais (SST). A turbidez e os sólidos suspensos fornecem indicações sobre o teor de partículas e colóides que podem, na presença de detergentes, solidificar-se e comprometer a eficiência do tratamento ou causar o entupimento das tubulações. Temperaturas elevadas podem favorecer o crescimento microbiano.

A concentração de sólidos suspensos e turbidez na água cinza é baixa, indicando que uma maior proporção dos contaminantes são dissolvidos. Além disso, embora a concentração dos compostos orgânicos seja bastante semelhante às águas residuárias, a sua natureza química é absolutamente diferente. A relação DQO:DBO pode ser de 4:1, valores muito superiores aos relatados para esgotos. Esse fato está associado a uma deficiência de macronutrientes como nitrogênio e fósforo, o que podem limitar a eficácia do tratamento biológico (AL-JAYYOUSI, 2003). A urina é a principal fonte de nitrogênio nas águas residuárias domésticas. A baixa concentração de nitrogênio é explicada pela baixa concentração de urina na água cinza (SCHÄFER *et al.*, 2006)

Para parâmetros como sólidos em suspensão e turbidez, por exemplo, a faixa reportada na literatura é ampla, variando de 17 a 330 mg/L e de 15 a 240 NTU, respectivamente.

Em termos de matéria orgânica carbonácea, expressa indiretamente como demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), faixa de valores de concentração variando de 40 a 1815 mg/L e 48 a 472 mg/L para DQO e DBO₅, respectivamente, são reportadas (ERIKSSON *et al.*, 2002; JEFFERSON *et al.*, 1999).

Friedler *et al.* (2004) relataram valores de DBO₅ entre 173 e 424 mg/L, DQO com valores de entre 230 e 645 mg/l e valores de sólidos suspensos totais

entre 78 e 303 mg/L para a água cinza originada do banho, chuveiro e lavatório.

A faixa de pH da água cinza é entre 5-10.9 sendo em geral mais alcalino que as águas residuais domésticas em que a faixa está entre 5.9-7.7. A alcalinidade provem principalmente do efluente da lavagem de roupas (ERIKSSON *et al.*, 2002).

A Tabela 5 apresenta uma faixa de concentração da água cinza típica e valores médios para as concentrações de água cinza com e sem a presença do efluente da cozinha.

Tabela 5: Composição da água cinza

Parâmetros	JEPPERSEN & SOLLEY (1994). Appud BORGES, 2003	Guy R. <i>et al.</i> (2004) ^b	Bazzarella , 2005 ^c
pH	6,6 – 8,7	8,5	7,05
Turbidez (NTU)	22 ->200	23	166
SST (mg/L)	45 – 330	29,8	134
DBO ₅ (mg/L)	90 – 290	78	571
DOQ (mg/l)	-	170	857
Fósforo Total (mg/L)	0,6 – 27	-	9,0
Nitrogênio total (mg/L)	2,1 – 31,5	-	6,6

a: água cinza típica, b: chuveiro, lavanderia e lavatório c: chuveiro, lavanderia, lavatórios e cozinha

3.7.2 Características microbiológicas das águas cinza

Patógenos na água cinza ocorrem em menor quantidade do que na águas residuárias domésticas. A presença de patógenos entéricos na água cinza está provavelmente relacionada com a introdução de bactérias presentes nas fezes para o sistema durante a higiene corporal, lavagem de roupas e muco proveniente do nariz potencialmente contaminado (SCHÄFER *et. al*, 2006). Os organismos mais comuns presente nas fezes estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6: Presença de organismos nas fezes

Organismos	Concentração por grama de fezes
Protozoários parasitas	10^6-10^7
Enterovirus	10^3-10^7
Rotavirus	10^{10}
Adenovrus	10^{12}
<i>Salmonella spp.</i>	10^4-10^{11}
<i>Shigella</i>	10^5-10^9
Ascaris	10^4-10^5
Coliforme total	10^7-10^9
Coliforme fecal	10^6-10^9

Fonte: FEACHEM, 1983.

Dependendo da origem da água cinza ela pode conter pele e mucosas com agentes patogênicos tais como a *Pseudomonas aeruginosa sp.* e *Staphylococcus aureus sp.* Estes foram encontradas nas concentrações de $2-4 \times 10^2$ e 5×10^5 ufc/100ml respectivamente (BURROWS *et al.*, 1991; NOLDE, 1999; CASANOVA *et al.*, 2001).

Mais de 120 tipos diferentes de vírus pode ser excretado nas fezes (HAAS *et al.*, 1999). A maioria dos agentes patogênicos virais comumente identificados são rotavírus, adenovírus e vírus do tipo Norwalk (TAUXE E COHEN 1995). Outros vírus importantes excretados nas fezes incluem enterovírus, reovirus e o vírus da hepatite A (FEACHEM *et al.*, 1983). Vírus entéricos são transmitidos principalmente pessoa para pessoa, mas surtos aquáticos de rotavírus e Norwalk - tem sido documentado (GERBA *et al.*, 1985; STENSTRÖM *et al.* 1994).

A presença de agentes microbianos na água cinza pode variar conforme a fonte como pode ser verificado na Tabela 7. Friedler *et al.* (2008) encontraram quantidades de coliformes fecais (CF) de 10^1 - 10^7 ufc/100ml e bactérias heterotróficas em placa de 10^5 - 10^7 ufc/100ml o que pode apresentar um perigo à saúde pública com relação ao reúso.

Tabela 7: Presença de microrganismos na água cinza conforme a fonte

Origem	Coliforme Termotolerante (UFC/100mL)		E. coli (NMP/100mL)	
	Rose <i>et al.</i> (1991)	Califórnia DHS (2002)	Borges (2003)	Bazzarella (2005)
Banheira/ Banho	$6,0 \times 10^3$	4×10^5	$2,0 - 1,6 \times 10^7$	$4,0 \times 10^4 - 7,3 \times 10^4$
Lavagem de roupas	126	$2 \times 10^3 - 10^7$	-	$1,0 - 2,6 \times 10^4$
Enxágüe de roupas	25	-	-	-
Cozinha	-	-	-	$1,0 - 1,9 \times 10^5$
Água cinza misturada	$1,8 \times 10^5 - 8 \times 10^6$	-	$2,4 \times 10^3 - 2,4 \times 10^5$	$1,0 \times 10^4 - 1,3 \times 10^5$

O foco da análise microbiológica tem sido mais sobre poluição fecal e patógenos entéricos. Rose *et al.* (1991) relataram concentrações de coliformes totais na água cinza variando de 10^4 - 10^6 UFC/100mL. Burrows *et al.* (1991) relataram concentrações baixas como 85 UFC/100mL na água cinza proveniente de lavanderia.

Além de organismos como coliformes totais, outros patógenos tais como *Salmonella*, *Shigella*, rotavírus, adenovírus, Polivírus do tipo 1 também tem sido encontrados na água cinza. Isso levanta preocupações com seu potencial de crescimento e persistência.

Rose *et al.* (1991) e Birks *et al.* (2004) detectaram em água cinza a presença de *Legionella*, *Enterococos fecais* e protozoários como *Cryptosporidium*, Giárdia. A Tabela 8 mostra algumas concentrações de patógenos na água cinza.

Tabela 8: Patógenos na água cinza

Patógenos	Concentração(NMP/100mL)	Referência
	20	Casanova et al (2001)
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	158-801	Gilboa and Friedler (2007)
<i>Legionella pneumophila</i>	$>2,0 \times 10^2$	Birks et al (2004)
<i>Enterococcus</i>	>1000	Birks et al (2004)
<i>Stafilococcus aureus</i>	50-158	Birks and Hills (2007)
<i>Cryptosporidium spp</i>	50-158	Birks et al (2004)
	$1-10^8$	Birks et al (2004)
<i>Giardia spp</i>	50-158	Birks and Hills (2007)

Vírus compreende um grave risco para a saúde devido à sua baixa dose infecciosa (DIXON *et al.*, 1999). A concentração de vírus encontrada na água cinza depende da saúde da população geradora da água.

O desenvolvimento das técnicas de cultura celular possibilitou uma expansão na área de virologia. Estudos comprovaram que, comparados às bactérias termotolerantes, os enterovírus permanecem infectivos por maior tempo no meio ambiente, são mais resistentes ao cloro e possuem uma dose infectiva 4 a 6 vezes menor que o número de bactérias necessário para iniciar uma infecção .

Com o desenvolvimento de técnicas moleculares a partir da década de 80 foi possível uma melhor detecção de patógenos virais não apenas nas fezes, mas também no meio ambiente, já que muitos estão em concentrações abaixo dos limites de detecção das outras técnicas. Assim, inúmeros estudos foram realizados para detecção de vírus entéricos no meio ambiente demonstrando

que a concentração deles no esgoto não cai drasticamente devido a presença de bactérias ou mesmo após o tratamento de esgoto (AZADPOUR-KEELEY *et al.*, 2003).

Devido às dificuldades na metodologia de detecção de vírus outros microrganismos são utilizados para indicar a presença deste. Höglund, (2002) utilizou a quantificação de bacteriófagos como modelo para estimar a inativação viral de Rotavírus. Ottoson, (2003) calculou a quantidade de rotavírus na água cinza a partir da seguinte equação:

$$(Dens.naAC) = \frac{(E.coli_nas_fezes) \times (Quant._fezes_na_AC)}{(Rel._E.coli : Patogênico) \times (Vol._AC)}$$

Essa equação leva em consideração, além de outros parâmetros, a quantidade de E. coli nas fezes e relação E.coli:rotavírus. De acordo com os cálculos de Ottoson, (2003) a faixa de rotavírus encontrada foi de $10^{-8} - 10^2$ /mL.

Westrell (2004) apresenta valores de rotavírus na faixa de 0,2-29/L para água potável. Já para esgoto cita valores com média de 215/L, variando de 40 – 520/L.

A presença de bactérias, protozoários patogênicos e vírus na água cinza destinada ao reúso terá impacto sobre os riscos causados à saúde associados à reutilização o que afeta tanto o tipo, quanto o grau de desinfecção exigido para garantir do reúso livre de microrganismos patogênicos. A desinfecção da água cinza terá impacto sobre o tratamento e será responsável pela qualidade da água de reúso e no potencial de recrescimento de bactérias.

3.8 TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZA: PRÁTICAS ATUAIS

Os principais critérios que direcionam um programa de reúso de água cinza são: a preservação da saúde dos usuários, preservação do meio ambiente, atendimento as exigências a que se destina e a quantidade suficiente ao uso a que será submetida (ANA, 2005).

As principais características a serem consideradas quando da definição do tipo de tratamento de dessas águas para reúso são a variação de vazão em períodos curtos de tempo e sua elevada biodegradabilidade.

Conforme Mancuso e Santos (2003), uma gama de sistemas ou processos podem ser concebidos para o reúso de água e isso se deve à grande variabilidade tanto da fonte quanto da finalidade a que se destina o efluente tratado. A seguir estão apresentados alguns sistemas de tratamento empregados para o tratamento de águas cinza.

3.8.1 Sistemas de tratamento físico e físico-químico

Os mecanismos físicos de remoção de poluentes têm por objetivo à remoção de sólidos sedimentáveis e, em decorrência, parte da matéria orgânica (VON SPERLING, 2005). O tratamento químico visa à remoção de sólidos, metais pesados, íons, nitrogênio, fósforo e também a desinfecção do efluente.

A presença de sólidos grosseiros (areia, cabelos, felpas de tecidos, restos de alimentos, entre outros tipos de material) nas águas cinza, embora de dimensões reduzidas devido à presença dos ralos e grelhas nas instalações hidro-sanitárias, impõe a necessidade de etapa física de retenção dos sólidos. A remoção destes sólidos pode ser realizada por meio de grades finas ou peneiras, raramente associadas a uma etapa posterior de sedimentação (caixa retentora de areia).

Em Israel um estudo avaliou um sistema de filtros precedidos de pré-tratamento. O sistema consistia de duas fases de filtros com membranas em série, sendo o primeiro módulo de ultrafiltração, e o seguinte de osmose reversa. Foram avaliadas quatro configurações de pré – tratamento: nenhum tratamento, pré-cloração, coagulação + sedimentação e coagulação + cloração. Os resultados indicam que a coagulação se mostrou superior a cloração e o pré-tratamento é um requisito para diminuir a obstrução biológica da membrana de ultrafiltração (FRIEDLER *et al.*, 2008).

A utilização de águas residuárias tratadas por processo físico-químico para descarga de sanitários foi monitorada num hotel para turistas na ilha de Mallorca, Espanha. Nessa localidade, a água de abastecimento público contém alta concentração de dureza. No caso do hotel, essa água é misturada a água cinza tratada, vinda dos chuveiros e lavabos. O tratamento consiste em um tanque de cloração, com hipoclorito de sódio, e duas etapas de filtração: primeiro por um filtro de nylon e depois por um filtro de areia (GUAL *et al.*, 2008).

Pidou *et al.* (2007) estudaram processos alternativos para o tratamento e reúso de águas cinza: coagulação e resina de troca iônica magnética,. A água cinza estudada foi proveniente do chuveiro e lavatório da Universidade Cranfield- UK. A resina de troca iônica utilizada foi MIEX (Orica, Austrália) e os coagulantes utilizados foram sulfato de alumínio e sulfato férrico. Embora com boa remoção orgânica, foi observado para diferentes sistemas testados, que estes mostraram limitações para atender as normas para reutilização. As soluções químicas testadas no estudo mostraram que tanto o MIEX como a coagulação química são tratamentos adequados para fontes de água cinza.

Na Coreia, ligninocelulose e membrana de metal foram testados como meio filtrante no tratamento de águas cinza combinada com água de chuva na proporção de 1:1. Nesse estudo concluiu-se que o meio filtrante de ligninocelulose removeu não somente sólidos, mas também nutrientes como nitrogênio e fosfato. A membrana de metal foi eficiente na remoção de sólidos (KIM, 2007).

Nghiem *et al.* (2006) estudaram a ultrafiltração como tecnologia de tratamento de água cinza sintética. Foi utilizada membrana com diâmetro nominal de 0,04 μ m e superfície efetiva de 0,047m². A membrana foi colocada em um reservatório de 2,25L. Os experimentos foram realizados com uma taxa de vazão constante de 50L/min e uma duração de 6h, tratando água cinza de variadas concentrações. O estudo concluiu que as incrustações na membrana

umentam linearmente com a presença da matéria orgânica, enquanto que a presença insignificante de cálcio aumenta a incrustação. O aumento das partículas em suspensão resulta em espessa camada de lodo.

3.8.2 Sistemas de tratamento biológico

O Principal objetivo do tratamento biológico é a remoção da matéria orgânica e eventualmente nutriente (nitrogênio e fósforo) (VON SPERLING, 1995).

Pesquisadores da UFES (BAZZARELA, 2005) estudaram um sistema de tratamento de águas cinza, dimensionado para tratar as águas cinza produzidas por 60 pessoas (24L/hab.dia), composto por reator anaeróbio seguido de filtro biológico aerado submerso, decantador e desinfecção por cloro. O sistema apresentou elevada eficiência na remoção de turbidez, cor, DBO₅, DQO e *E.coli*. e ainda baixa produção de lodo anaeróbio.

Lamine (2007), estudou o uso de reator em batelada seqüencial (SBR) com volume útil de 5L, agitação de 30rpm e aeração (5L/mim). O sistema foi operado alternando condições anóxicas e aeróbias durante 20 dias para estabilização do lodo inoculado. Para o *start up* do sistema com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 0,6d. Após a estabilização do sistema dois diferentes TDH foram aplicados: 0,6 e 2,5 dias. A água cinza a ser tratada apresentava as seguintes características: SST 33mg/L, DQO 102mg/L e DBO 97mg/L, NH₄-N 6,7mg/L, PO₄-P 3,5mg/L e NTK 8,1mg/L. O sistema pode remover efetivamente nutrientes e promover a biodegradação de matéria orgânica 90% de remoção de DQO. Quando o reator foi operado com TDH de 2,5d a taxa de nitrificação aumentou e o efluente ficou isento de amônia, mas o desempenho para remoção de fósforo diminuiu. A aplicação de dois TDH mostrou que a remoção de nitrogênio e fósforo pode ser melhorada com a necessária adaptação à variações de carga.

Pesquisadores da Universidade Ben-Gurion em Israel desenvolveram um biorreator modular de fluxo vertical (RVFB) para a remoção de contaminantes

químicos da água cinza. O sistema experimental tratou água cinza sintética enriquecida com resíduos provenientes da cozinha. O efluente foi recirculado por um período de do de 2-3 dias. Metade da água de cada sistema era removida e substituída por nova água cinza sintética. A remoção de produtos químicos e contaminantes microbiológicos foi determinada após 8 e 72h de tratamento no sistema. O RVFB reduziu concentrações de nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrito, sólidos suspensos totais, boro, e tenso ativos aniônicos em níveis considerados aceitáveis tanto para recreação ou irrigação. A redução de produtos químicos contaminantes foi associada a um significativo aumento do número de bactérias heterotróficas e bactérias surfactante-degradante dentro do RVFB. *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus* e *Pseudomonas aeruginosa* estiveram presentes no início de cada ciclo de tratamento. O sistema RVFB resultou no final em *E. coli* com concentrações que preencheram os critérios de qualidade de águas recreativas da USEPA. *S. aureus* e *Pseudomonas aeruginosa* foram constantemente presentes em amostras obtidas no final de 72h do tratamento. A sobrevivência destes agentes patogênicos não-entéricos oportunistas indica a necessidade de organismos indicadores adicionais para controlar e garantir o reúso de água cinza.

Otterpohl *et al.* (2007) estudaram a viabilidade do uso de um reator de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB) operando em diferentes tempos de detenção hidráulica no tratamento de águas cinza. Foi alcançado valores de biodegradabilidade de anaeróbio de 76% e remoção de 86% de carbono orgânico total.

3.9 AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM)

Qualquer atividade de reúso da água implica em considerações relativas à proteção da saúde. Para Jordão (2006), nos casos de reúso de maior porte uma análise de riscos pode ser aplicada, a fim de avaliar os riscos envolvidos. Mais do que uma simples análise de riscos, planos de segurança podem ser

desenvolvidos, no sentido de se acompanhar e gerenciar as atividades de reúso sob a ótica de minimização de riscos.

A avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM) foi desenvolvida primeiramente para água potável (REGLI *et al.*, 1991), mas tem sido aplicada a outras práticas tais como reúso da urina humana (HÖGLUND *et al.*, 2002), descarga de águas recreacionais (ASHBOLT *et al.*, 1997) e reúso de águas cinza (OTTOSON, 2003, WESTRELL, 2004).

A avaliação de risco é uma ferramenta de auxílio à decisão que possibilita orientar as medidas de controle e intervenção, bem como avaliar os impactos das ações realizadas, a partir da estimativa de efeitos adversos à saúde associados aos microrganismos patogênicos presentes em amostras de água tratada e recreacional. Ela dá suporte à tomada de decisão com base em resultados científicos, em vários níveis de atuação e nas decisões (RAZZOLINI, 2006). A Organização Mundial da Saúde, em seu Guia de qualidade para águas de consumo (WHO, 2004) considera a avaliação de risco microbiológico uma forma de se estimar os riscos à saúde humana associados à qualidade da água de consumo.

A AQRM é uma ferramenta valiosa para inicialmente estimar os riscos, mesmo quando o conjunto de dados é pobre, dando o potencial de tomar decisões racionais com custo inferior aos dos estudos epidemiológicos. Além disso, fornece informações que permitem tomar decisões sobre medidas preventivas no âmbito de estratégias de gestão de risco (ASHBOLT, 1997).

No tema reúso da água são utilizados os termos “risco potencial” e “risco real” correspondentes aos conceitos de perigo e risco na área da Epidemiologia. Perigo é uma característica intrínseca de uma situação que, podendo estar associada a determinado agente (químico, físico ou biológico) com propriedades tóxicas ou infecciosas, pode vir a causar efeitos adversos à saúde. O conceito de risco, em sua perspectiva quantitativa, está caracterizado

pela ocorrência de doença ou agravo à saúde e sua tradução em um valor numérico, possibilitando a quantificação ou previsão de eventos em saúde em uma população exposta (BASTOS, 2006).

Neste sentido, a utilização de esgotos sanitários constituiu um risco potencial, porém a “passagem” risco potencial ao risco real depende da combinação de uma série de fatores relativos ao agente transmissor da doença, ao tempo e intensidade da exposição a esse agente e a condição de saúde da população exposta (BASTOS, 2006).

Para que um organismo patogênico presente em um efluente chegue a provocar doença, o mesmo teria que: (1) resistir aos processos de tratamento de esgotos; (2) sobreviver no ambiente em número suficiente, ou se multiplicar no meio ambiente e atingir a dose infectante, para infectar um indivíduo suscetível com quem venha a ter contato (favorecido ou não pelo tipo de exposição); (3) a infecção resultar em doença ou transmissão posterior (casos secundários) (BASTOS, 2006)

Muitos estudos estão sendo realizados sobre a avaliação de risco em fontes alternativas de água, principalmente para reúso em agricultura. A AQRM tem sido aplicada a estudos de caso nos Estados Unidos (ASANO *et al.*, 1992; TANAKA *et al.*, 1998; DOWD *et al.*, 2000), Israel (SHUVAL *et al.* 1997) e Austrália (GARDNER *et al.*, 1998; PETERSON *et al.*, 2001, B; STOREY e ASHBOLT, 2002).

No Brasil, a rede Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB) teve grande importância no início dos estudos sobre a AQRM. No âmbito do PROSAB 4 iniciaram-se as pesquisa sobre AQRM no reúso de esgoto sanitário para irrigação. Pesquisas sobre AQRM envolvendo reúso de águas cinza em edificações e reúso de águas amarelas como fertilizante tiveram início no PROSAB 5, a partir do ano de 2006 na UFES.

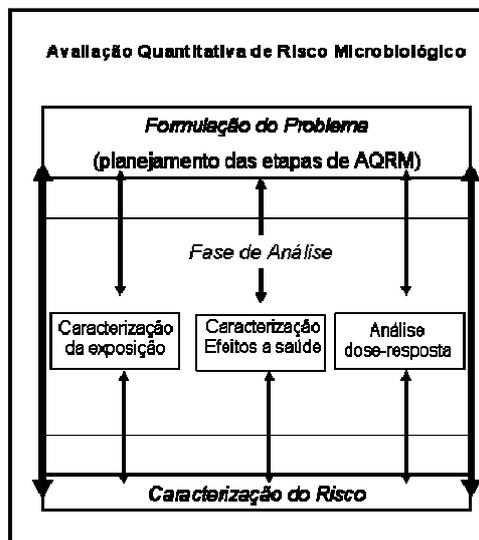
A primeira consolidação do conhecimento científico sobre a avaliação de risco foi desenvolvida pela National Academy of Sciences dos Estados Unidos da America (NAS) em 1983. A técnica para avaliação quantitativa de risco foi originalmente desenvolvida para avaliar o risco químico utilizando-se da estrutura do risco químico quatro etapas preliminares:

- a) Identificação do perigo: tem como objetivo a descrição dos efeitos, agudos e crônicos, associado a um microrganismo específico, incluindo desde a via de transmissão até o hospedeiro.
- b) Avaliação da exposição: determina o tamanho e a natureza da população exposta, a concentração e a duração da exposição.
- c) Avaliação da relação dose-resposta: objetiva caracterizar a relação entre várias doses administradas e os danos causados a saúde.
- d) Caracterização do risco: integra as informações conhecidas nas etapas anteriores para estimar a amplitude do problema. Nessa etapa as informações sobre o perfil da exposição e a dose-resposta são analisadas conjuntamente para os cálculos das probabilidades de infecção (risco) para um cenário de exposição de uma população a um organismo patogênico ou a um ambiente de interesse (PETTERSON E ASHOBOLT, 2002).

A utilização das etapas de avaliação de risco químico na AQRM permitiu o monitoramento do número de patógenos no ambiente. No entanto existem diferenças importantes entre agentes microbioanos e agentes químicos que levaram a limitações do uso dos padrões das etapas do risco químico para o caso microbiológico (CRAUN *et al.*, 1996).

O grupo de trabalho convocado pela *International Life Sciences Institute* (ILSI, 2000), *Risco Science Institute* (LER), em cooperação com as *US EPA (United States Environmental Protection Agency) Office of Water*” desenvolveram então um novo quadro conceitual adequado a água de reúso baseado na NAS

(*National Academy of Sciences*) para as etapas de AQRM. As etapas são: formulação do problema, fase de análise e caracterização do perigo (Figura 3).



Fonte: Modificado de ILSI, (2000)

Figura 3: Etapas da Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico

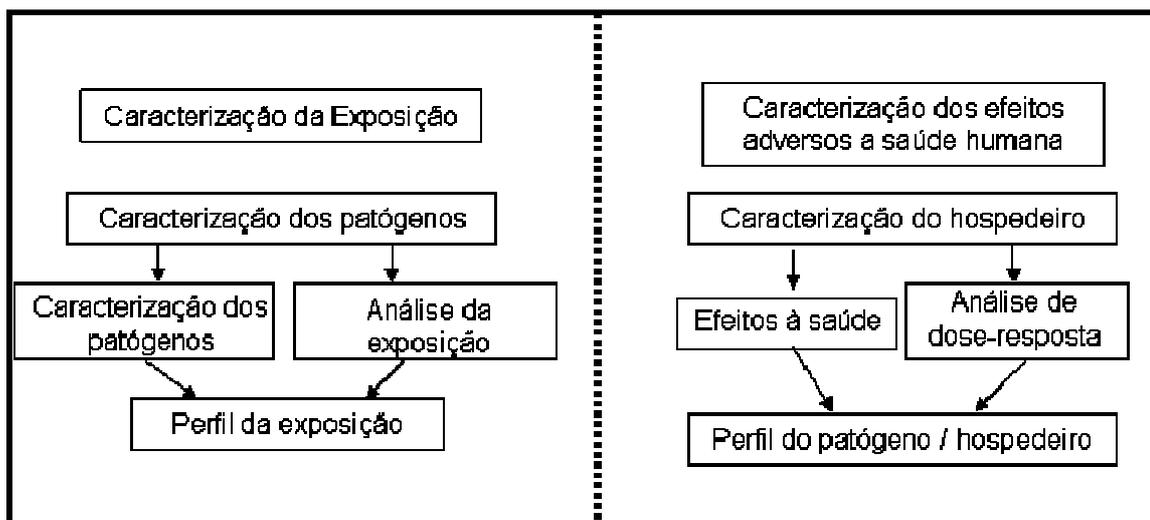
3.9.1 Formulação do problema

A fase de formulação do problema inicia-se com a caracterização da exposição e dos efeitos adversos. O modelo conceitual é desenvolvido descrevendo as interações de um determinado patógeno ou ambiente de interesse e população exposta. O modelo também descreve as questões a serem abordadas, as informações necessárias, os métodos que serão utilizados para analisar os dados e os pressupostos inerentes as análises. Este modelo é usado como ponto de partida para a fase de análise e avaliação de risco e, mais tarde, como uma ferramenta interativa junto com outros componentes desenvolvidos na fase de análise para dar início à caracterização de risco (SOLLER, 2001).

A formulação do problema consiste numa abordagem mais ampliada da etapa de identificação do perigo comparado com a metodologia de avaliação de risco químico (BASTOS, 2006).

3.9.2 Fase de análise

Nessa etapa a AQRM consiste na avaliação técnica dos dados relativos ao potencial de exposição associados aos efeitos na saúde. Informações de exposição e efeitos a saúde resultam em dados de interação entre patógeno, ambiente e população humana. Esta fase está dividida em dois blocos como pode ser verificado na Figura 4.



Fonte: Modificado de ILSI (2000)

Figura 4: Etapas da fase de análise

Bloco 1) Caracterização da exposição: determina as propriedades do patógeno que afetam a sua capacidade de transmissão e de provocar a doença a um hospedeiro. (PETTERSON & ASHBOLT, 2002). Alguns elementos como a virulência e a patogenicidade do microrganismo; as características patológicas; a sobrevivência e a multiplicação no meio ambiente; a resistência aos processos de tratamento e a suscetibilidade do hospedeiro, possibilitam a elaboração de um perfil de exposição com a descrição qualitativa e, ou quantitativa da magnitude, frequência e padrões de exposição para os cenários desenvolvidos durante a formulação do problema (ILSI, 2000). A ocorrência do patógeno é caracterizada pela ocorrência, distribuição e estado físico dos microrganismos patogênicos, incluindo informações sobre a capacidade do

microrganismo para sobreviver, persistir e multiplicar (PETTERSON & ASHBOLT, 2002).

Bloco 2) Caracterização dos efeitos adversos à saúde humana

Envolve a análise interativa de três componentes críticos a saber:

- Caracterização do hospedeiro: avaliação das características da população humana potencialmente exposta que podem influenciar a susceptibilidade a um determinado patógeno, incluindo idade, estado imunológico, uso de medicamentos, predisposição genética, gravidez e o estado nutricional. Deve-se levar em consideração também as características sociais e comportamentais que possam influenciar a suscetibilidade ao agente e, ou, a gravidade dos efeitos.
- Efeitos à saúde humana: são caracterizadas as doenças associadas com o patógeno ou meio, levando-se em consideração as manifestações clínicas da doença, incluindo manifestações não sintomáticas, avaliando-se também a duração da doença, seqüelas e letalidade.
- Análise da dose-resposta: avalia a relação entre dose, infectividade e as manifestações clínicas da doença a partir de estudos epidemiológicos ou experimentais. Os elementos envolvidos na avaliação da dose-resposta são: modelagem estatística para analisar a relação dose-resposta, dados de dose resposta humana e animal, utilização de dados de surto ou intervenções, rotas de exposição, características do patógeno, características da população exposta e duração da exposição.

O risco do hospedeiro em se tornar infectado é dependente da ocorrência de duas probabilidades condicionais: a probabilidade do organismo ser ingerido e uma vez ingerido, a probabilidade do organismo sobreviver e infectar o hospedeiro. O ambiente, o patógeno e o hospedeiro são variáveis que desempenham um papel importante na probabilidade de infecção. Influências

ambientais incluem os alimentos e a resistência do patógeno a microbiota do trato gastrointestinal.

As influências do patógeno incluem dose, virulência, colonização, as potencialidades do trato gastrointestinal do hospedeiro, estado imunológico, idade e conteúdo estomacal (COLEMAN e MARKS, 1999), que também influenciam na probabilidade condicional da doença causar infecção.

A avaliação dose-resposta tem como objetivo apresentar uma relação matemática entre a dose e a probabilidade de infecção ou doença em pessoas expostas. Modelos de dose-resposta podem ser montados por diferentes métodos matemáticos utilizando dados experimentais (CROCKETT *et al.*, 1996; TEUNIS *et al.*, 1996).

Para estabelecer uma relação entre a dose de um agente microbiano e a taxa de infecção em uma população, foram realizados estudos em voluntários humanos. Os resultados dos indivíduos infectados e inalterados foram utilizados para criar uma relação matemática entre a dose administrada e as probabilidades de infecção na população exposta.

Estudos realizados por Hass *et al.* (1999), Crockett *et al.* (1996); Teunis *et al.*, (1996) indicaram dois modelos experimentais matemáticos (modelo exponencial e modelo beta-poisson) como os que melhor se aproximam da infecciosidade experimental do microrganismo para expressar a probabilidade de infecção resultante da ingestão de um determinado volume de líquido contendo um número médio conhecido de microrganismos. Ambos estimam o risco de infecção associado a uma única exposição.

No modelo exponencial supõe-se que todos os organismos ingeridos têm a mesma probabilidade “r” de causar uma infecção, ou seja, o modelo é independente da dose ingerida, como pode ser visualizado na equação 1. Já o modelo beta-poisson é dependente da infectividade da dose ingerida, expresso na equação 2 (BUCHANAN, 2000).

$$PI(d) = 1 - e^{(-rd)} \quad \dots\dots\dots \quad \text{(equação 1)}$$

$$PI(d) = 1 - \left[\left[1 + \frac{DI}{DI_{50}} \times \left(2^{\frac{1}{\alpha}} - 1 \right) \right] \right]^{\alpha} \quad \text{(equação 2)}$$

Onde:

PI = Probabilidade de infecção para uma única exposição

D = Número de organismos ingeridos por exposição (dose)

DI₅₀ = Dose infectante média

α = Parâmetros característicos da interação agente-hospedeiro

(HAAS *et al...*, 1999)

A partir das equações 1 e 2 pode-se estimar o risco para períodos de tempo maiores ou seja, para múltiplas exposições à mesma dose, expresso na equação 3:

$$PI_{(A)}(d) = 1 - [1 - PI(d)]^n \quad \text{(equação 3)}$$

Onde:

PI_(A) = Probabilidade anual de infecção decorrente de n exposições à mesma dose (d)

N = Número de exposições por ano

Assim, conhecida a concentração de um determinado organismo na água e estimada a ingestão de determinado volume líquido, pode-se estimar o risco anual de infecção (BASTOS, 2006).

3.9.3 Caracterização do risco

Nessa etapa as informações sobre o perfil da exposição e a dose-resposta são analisadas conjuntamente para o cálculo das probabilidades de infecção (risco) para um cenário de exposição de uma população a um organismo patogênico ou a um ambiente de interesse.

A fase de caracterização do risco consiste em dois passos (BASTOS, 2006): a) estimativa de risco, que descreve os tipos e a magnitude dos efeitos esperados da exposição ao microrganismo ou ambiente e b) descrição do risco, onde todas as hipóteses que foram feitas ao longo de toda a avaliação de risco deverão ser claramente identificadas e o seu impacto descritos. As incertezas associadas formulação problema, análise, e caracterização dos riscos devem ser identificados e avaliados quando possível (PETTERSON & ASHBOLT, 2002). A caracterização dos riscos deve incluir uma discussão sobre uma resposta adequada às perguntas delineadas durante a formulação problema (ILSI, 2000).

3.9.4 Identificação do perigo:

Na identificação do perigo, agentes microbianos são identificados, incluindo uma análise de patogenicidade e virulência do microrganismo, os aspectos da aquisição, imunidade e exposições múltiplas

Existe uma grande variedade de agentes patogênicos representando os diferentes grupos; bactérias, vírus, protozoários (organismos unicelulares) e helmintos. Alguns, como o *Salmonella typhi* ou *Vibrio cholerae*, são conhecidos desde há muito tempo, enquanto outras, como norovírus e *Escherichia coli* O157, foram descobertos há pouco tempo (LECHEVALLIER *et al.*, 1999). Como não é viável avaliar o potencial impacto de todos os agentes patogênicos em uma avaliação de risco, alguns são escolhidos como patógenos referência (WHO, 2004). Uma vez que este estudo se preocupou com a água do solo hídrico como uma via de transmissão, a escolha dos agentes patogênicos

referenciados nesta dissertação enfatizou a transmissão oral de patógenos gastrointestinais, pois os principais riscos emanam da contaminação fecal da água cinza.

3.9.4.1 *Bactérias*

Bactérias (do grego *bakteria*, bastão) são organismos unicelulares, procariontes, que podem ser encontrados na forma isolada ou em colônias e pertencem ao Reino Monera. São microrganismos constituídos por uma célula, sem núcleo celular nem organelas membranares.

As bactérias penetram no corpo humano normalmente por ingestão de alimentos ou água contaminada, e muitas vezes através das próprias mãos. Há notícias de contaminações de pulmões por inalação ou aerossóis e de olhos através de dedos ou mãos contaminadas. Todas as infecções levam as bactérias a serem eliminadas pelas fezes e daí com a probabilidade de atingir um novo ser humano, fechando novamente um novo ciclo (ROQUE, 1997).

O sintoma mais comum originado de infecções por bactérias é a diarreia. Elas invadem o corpo através das paredes do intestino causando infecção generalizada ou mesmo localizada. Este tipo de invasão é normalmente uma característica das infecções tifóides e outras febres entéricas causadas pelas salmonelas. Quando as infecções ficam restritas ao intestino, as bactérias estão restritas às fezes. Outra característica da infecção por tifóides é a sua disseminação pela corrente sanguínea e, nos casos mais graves, pode ser eliminada pela urina (ROQUE, 1997). As bactérias patogênicas eliminadas pelas fezes são apresentadas na Tabela 9.

Tabela 9: Bactérias eliminadas nas fezes humanas

Bactéria	Doença	Reservatório
<i>Campylobacter jejui</i>	Gastroenterite	Animais e humanos
<i>Escherichia coli patog.</i>	Gastroenterite	Animais e humanos
<i>Salmonella. typhi</i>	Febre tifóide	Humano
<i>Salmonella. paratyphi</i>	Febre paratifóide	Humano
Outras	Intoxicação alimentos	Animais e humanos
<i>Shigella sp</i>	Desintéria bacilar	Animais e humano
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera	Humano
<i>Pseudomonas</i>	Infecções generalizadas	Humanos

Fonte: ROQUE, 1997

As Bactérias geralmente têm uma sobrevivência mais curta no ambiente, em comparação com vírus entéricos, parasitas protozoários e helmintos e muitas vezes são mais facilmente mortos por desinfecção. Por outro lado, as bactérias são o único grupo que podem se multiplicar no meio ambiente em condições favoráveis (WESTRELL, 2004).

As fezes de uma pessoa sadia contêm um grande número de bactérias comensais de várias espécies. Essas espécies variam em quantidade e tipo de acordo com hábitos e costumes da população. Esta grande variação de espécies levou os estudiosos a estabelecer indicadores de presença de contaminação como o *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosas*, *Enterococcus faecalis*.

a) *Escherichia coli*

Escherichia coli é um bacilo gram-negativo componente da flora normal do intestino humano e de animais saudáveis, impedindo o crescimento de espécies bacterianas nocivas e sintetizando apreciável quantidade de vitaminas (K e do complexo B). Atualmente, existem 6 grupos reconhecidos de *E. coli* patogênicas, referidas como EEC, que causam gastroenterites em humanos: as enteropatogênicas, as enterotoxigênicas, as enteroinvasivas, as enterohemorrágicas, as enteroagregativas e as difuso-adetentes. No grupo das enterohemorrágicas (EHEC), a *E. coli* O157:H7 é o sorotipo mais comum e mais estudado (YOUN-JOO *et al.*, 2002). Esta bactéria pode dar origem a diarréia sanguinolenta e 2.7% dos casos desenvolvem síndrome urêmica hemolítica (SUH), que podem causar síndromes graves nos rins e podem ser fatais. A dose infecciosa é baixa, porém existem algumas discrepâncias entre estudos (HAAS *et al.*, 2000; STRACHAN *et al.*, 2001; TEUNIS *et al.*, 2004).

A infecção humana por *E. coli* O157:H7 e outras STEC (*E. coli* produtora de toxina tipo Shiga) tem sido registradas em mais de 30 países de 6 continentes. A maior incidência de SUH é na Argentina, onde a enfermidade é endêmica. O Comitê de Nefrologia da Sociedade Argentina de Pediatria registra aproximadamente 250 casos novos por ano. Em 1998 a incidência foi de 8.2 por 100.000 em crianças menores de 5 anos.

No Brasil, a primeira cepa de *E. coli* O157:H7 foi isolada e identificada em Parelheiros, no município de São Paulo, a partir de uma amostra de água de poço. Há o registro de *E. coli* O 157:H7 em um paciente adético, de 1992, onde não foi possível estabelecer relação com alimentos ou origem da infecção. Não há dados sistematizados sobre a *E. coli* O157:H7 no Brasil e nem sobre a SUH (CVE, 2008).

Da avaliação de diagnósticos registrados pela AIH/DATASUS/MS, no período de 1998 a Julho de 2.000, no Estado de São Paulo, 12 casos são de SUH, com

história anterior de diarreia e de possível associação com a *E. coli* O157. Na Universidade Federal de Santa Maria, no Rio Grande do Sul, um estudo retrospectivo de casos de SUH ocorridos no Hospital Universitário, no período de março de 1987 a agosto de 1999 apontou a existência de 25 casos da doença em crianças, com idade variando entre 2 a 57 meses. (BARCELOS *et al.*, 2000)

b) *Salmonella spp.*

As salmonelas são bacilos Gram-negativos, anaeróbios facultativos caracterizados pelos antígenos O, H e Vi. Há mais de 2.463 sorotipos conhecidos de *Salmonella*. Em um dos sistemas de classificação adotado, os diferentes sorotipos são considerados variedades de uma mesma espécie, a *Salmonella enteritides*. Em outro, cada sorotipo é considerado uma espécie separada - o que legaria ao gênero *Salmonella* mais de duas mil espécies diferentes (BRENNER *et al.*, 2000)

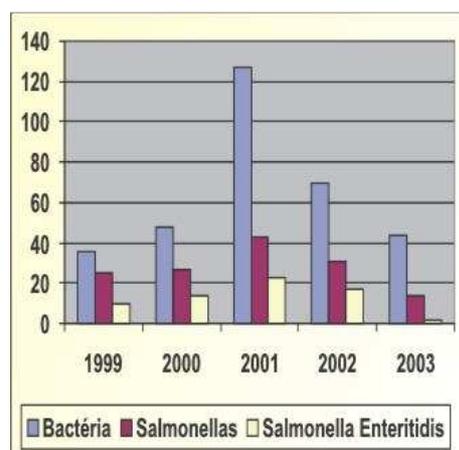
Espécies de *Salmonella* causam gastroenterites e febre tifóide, doenças que resultam em grande morbidade e mortalidade em todo o mundo. Salmonelas patogênicas ingeridas com água ou alimentos contaminados sobrevivem à passagem pela barreira ácida do estômago e invadem as células da mucosa dos intestinos delgado e grosso e liberam toxinas. A invasão das células epiteliais intestinais estimula a liberação de citocinas que induzem uma resposta inflamatória aguda. A reação inflamatória na mucosa intestinal induz diarreia e pode levar à ulceração e destruição da mucosa intestinal. Da mucosa, a bactéria pode disseminar-se para órgãos internos causando doença sistêmica. Existem três formas básicas de salmoneloses: gastroenterites, septicemia e febres entéricas (FOSTER *et al.*, 1995).

Os animais são os principais reservatórios e a doença está geralmente associada a alimentos manipulados sem condições adequadas de higiene e ingeridos mal-cozidos (intoxicação alimentar). As salmoneloses podem ser

transmitidas de pessoa a pessoa, por ingestão acidental de com matéria fecal contaminada (contágio direto) e por ingestão de água não-tratada (contágio indireto). O período de incubação para a gastroenterite depende da quantidade de bactérias ingeridas. Os sintomas começam de 6 a 48 horas após a ingestão de alimento ou água contaminada e duram de 2 a 7 dias (FOSTER, 1995).

A doença não apresenta alterações de sazonalidade. Não existe distribuição geográfica. A ocorrência da doença está diretamente relacionada às condições de saneamento básico existente e aos hábitos individuais. Estão mais sujeitas à infecção as pessoas que vivem em ambientes com precárias condições de saneamento. A doença acomete com maior frequência a faixa etária entre 15-45 anos em áreas endêmicas. As regiões Norte e Nordeste registram sempre números maiores devido à precariedade de suas condições sanitárias.

Em São Paulo a febre tifóide foi causa de mortalidade com 34 óbitos no período de 1980 a 2004. O número de óbitos é pequeno em relação ao período apresentado, pois poucos são os casos notificados (VRANJAC; 2005) A Figura 5 apresenta a distribuição do número de surtos por bactérias, *Salmonellas* e *Salmonella Enteritidis*, notificados ao Centro de Vigilância Epidemiológica de



Fonte: DDTHA/CVE-SES/SP

Figura 5: Número de surtos por bactérias, Salmonellas e Salmonella Enteritidis em São Paulo.

3.9.4.2 Protozoários

Existem várias espécies de protozoários que infetam o homem e que podem causar doenças. Várias dessas espécies habitam o trato intestinal do homem e de outros animais. Geralmente estão sobre a forma de cisto quando causam infecção ao serem ingeridos.

O protozoário *Cryptosporidium* é dividido em 23 espécies, das quais 3 demonstraram ser capazes de infectar humanos, embora, apenas os genótipos de *C. parvum* humanos e bovinos que parecem ter significado à saúde (KOSEK *et al.*, 2001). *Cryptosporidium* está presente no ambiente como oocistos medindo 4,5-6 µm de diâmetro esférico e de paredes espessas. Em soluções aquosas os oocistos podem permanecer infeccioso por até 6 meses e são viáveis por 9 meses (MEDEMA *et al.*, 1997).

Giardia é um flagelado pertencente à ordem Diplomanidida. *G. intestinalis* é provavelmente a única espécie que provoca doença em seres humanos e é considerado o parasita intestinal mais comum no mundo (MARSHALL *et al.*, 1997). A *Giardia* é um cisto oval, medindo de 10-12µm de comprimento e 5.8µm de largura altamente resistente pode sobreviver e permanecer infeccioso por vários meses em água (WOLFE, 1992). Com mais de 1500 casos humanos, a giárdia foi a terceira maior causa de infecção gastrointestinal na Suécia em 2000 (OTTOSON, 2003).

Os oocistos de *Cryptosporidium* causam diarreia auto-limitada, porém a criptosporidiose pode ser fatal em pessoas imunodeprimidas, visto que as evacuações provocadas pelo parasita tornam-se freqüentes e volumosas, causando considerável perda de peso. Em pessoas saudáveis, a patogenia provoca enterocolite aguda e autolimitada, ou seja, que se cura espontaneamente. A manifestação da giardíase em humanos varia de assintomática a diarreia crônica e é muito dependente do estado imunológico do hospedeiro.

A criptosporidiose tem sido assinalada com grande freqüência em todas as partes do mundo, sendo por isso considerada a zoonose emergente mais importante da atualidade. A giardíase alcança maior prevalência nas áreas quentes de países tropicais e subtropicais. Quando endêmica, a transmissão é contínua e o grau de infecção é sempre muito baixo nos adultos apresentando-se praticamente limitada às crianças.

Os (oo)cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia* são extremamente resistentes à cloração. O auto número de (oo)cistos excretados por indivíduos infectados, em torno de 10^9 a 10^{10} , assim como a ampla variedade de hospedeiros que atuam como reservatório aumentam o potencial de muitos surtos diarréicos mundiais. O maior surto de contaminação de água por *Cryptosporidium* no mundo foi em Milwaukee, onde mais de 400000 pessoas foram infectados pela água contaminada (ADDISS *et al.*, 1995).

3.9.4.3 *Ascaris lumbricoides*

A ascaridíase é uma das helmintoses mais comuns no Brasil e bem como em todo o mundo, principalmente nas regiões subtropicais do planeta. Nas sociedades de baixo nível socioeconômico, sua prevalência facilmente ultrapassa os 80%.

A ascaridíase é assintomática, embora muito sintomas graves podem ocorrer devido à migração de vermes adultos para o fígado, vesícula e apêndice (FEACHEM *et al.*, 1983). Os vermes podem levar seu hospedeiro a um estado nutricional comprometido (AWWA, 1999).

A AWWA estimou que existiam 1273 milhões de infectados por *Ascaris* no mundo em 1999. Os ovos de *Ascaris* podem sobreviver por vários anos em solos úmidos, embora eles sejam sensíveis à dessecação e sejam facilmente eliminados por altas temperaturas (FEACHEM, 1983).

3.9.4.4 Vírus entéricos

Entre os organismos patogênicos, os vírus são os que possuem menor dose infectante e maior concentração nas fezes (TOZE, 1997). A liberação dos patógenos nas fezes, urina e secreções respiratórias pode ocorrer em qualquer momento durante a infecção. A concentração de microrganismos liberados nas fezes varia conforme o microrganismo e a rota de transmissão: para helmintos é de 10^4 a 10^5 , para protozoários parasitas de 10^6 a 10^7 , enquanto para vírus entéricos chega a 10^{10} para rotavírus.

Entre as doenças causadas pelos vírus, a gastroenterite aguda tem um grande impacto na população. Os rotavírus respondem por quase metade do total de casos de diarreia em crianças menores de dois anos, e representam 5-10% dos casos esporádicos de diarreia em adultos (HRDY, 1987). Os sintomas da infecção por rotavírus são vômito e diarreia, mas as infecções ocorrem freqüentemente assintomáticas (ANDERSON E WEBER, 2004).

3.9.5 Risco Aceitável de doença

Risco é a probabilidade de que algum efeito adverso ocorra. Sendo o risco uma probabilidade, ele é expresso como uma fração, sem unidades, podendo assumir valores entre 0 e 1. O valor zero representa a absoluta certeza da não existência de risco, o que nunca pode ser demonstrado. O valor 1 é a certeza de que o dano efetivamente ocorrerá (RODRICKS, 1992 appud NARDOCCI, 2003). Segundo Hunter e Fewtrell (2001) uma vez que o risco zero é completamente irrealizável é possível definir diretrizes e normas para um risco aceitável. Um risco é aceitável quando:

- Está abaixo de um limite definido arbitrariamente;
 - Está abaixo de um nível já tolerado;
 - Está abaixo de uma fração total da carga de doença;
 - O custo de redução do risco excederia o valor economizado;
-

- Os custos de oportunidade da prevenção do risco seria melhor aplicado em outros problemas de saúde pública;
- Os profissionais da saúde pública dizem que é aceitável
- O público em geral e os políticos dizem que é aceitável ou não.

Assim, o risco aceitável para uma determinada infecção/doença pode ser consideravelmente diferente do de outra, dependendo dos variados efeitos adversos que são produzidos. Adicionalmente, no gerenciamento de risco é importante a consideração de diferentes formas de exposição e a comparação entre diferentes efeitos produzidos, o que não pode ser feito diretamente quando se trabalha com medidas de risco específicas para um desfecho (por exemplo, os impactos na saúde da população devido a diarreia e ao câncer são muito distintos um do outro, não permitindo uma comparação direta entre esses dois desfechos) (PETTERSON;ASHBOLT, 2002; WHO, 2004).

Na metodologia de AQRM a estimativa do risco e a caracterização do risco aceitável são feitas considerando um desfecho específico (por exemplo, câncer e diarreia). Entretanto, a expressão do risco dessa forma não leva em consideração características particulares de cada agente e, conseqüentemente, dos efeitos adversos produzidos, supondo-se que efeitos mais graves e duradouros devam ser mais significativos e prioritários. Também não considera a idade e o estado de saúde anterior à ocorrência da doença ou óbito.

O conceito de DALY (anos de vida ajustados para incapacidade) foi introduzido como uma unidade comum de risco para comparar diferentes efeitos para a saúde da população considerando a probabilidade da severidade da doença -- por exemplo, da diarreia leve para o desfecho mais grave, a morte (HAVELAAR e MELSE, 2003). A abordagem utilizada na construção desse indicador envolve a transformação de uma 'incapacidade vivenciada' (por exemplo, três dias com

diarréia ou óbito devido à diarréia) em 'anos de vida saudáveis perdidos' (BASTOS, 2006).

A Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA) admite um risco anual aceitável de infecção de 10^{-4} (um caso de infecção em 10.000) considerando uma ingestão diária de 2L de água. Para produtos químicos carcinogênicos na água potável a OMS admite um valor de risco de 10^{-5} (um caso de câncer em 100 000 pessoas ao longo de 70 anos). Admite ainda um risco anual de doença estimado para diarréias leves de 10^{-3} (um caso de diarréia em 1000 pessoas) (WHO, 2004). Para esse risco a carga de doença é equivalente a 10^{-6} "anos de vida ajustados para a incapacidade" (1u DALY) por pessoa por ano. Para a diarréia, segundo a OMS, o risco anual de doença é de 10^{-3} e a carga de doença estimada também é de 1u DALY por pessoa por ano (WHO, 2004).

Nas diretrizes da OMS, três organismos patogênicos foram adotados como índice: rotavírus (vírus), *Campylobacter* (bactéria) e *Cryptosporidium* (protozoário). Os valores de risco aceitável para cada microrganismo estão apresentados na Tabela 10.

Tabela 10: Risco tolerável de doença e DALY para rotavírus, *Campylobacter* e *Cryptosporidium*

Microrganismo	Risco tolerável de infecção	Risco de doença equivalente à 1u DALY
Rotavírus (países industrializados)	$1,4 \times 10^{-3}$	$7,1 \times 10^{-5}$
Rotavírus (países em desenvolvimento)	$7,7 \times 10^{-4}$	$3,8 \times 10^{-5}$
<i>Campylobacter</i>	$3,1 \times 10^{-4}$	$2,2 \times 10^{-4}$
<i>Cryptosporidium</i>	$2,2 \times 10^{-3}$	$6,7 \times 10^{-4}$

Fonte: WHO, 2004

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA

Esta pesquisa fez parte de um projeto de pesquisa da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) financiado pelo edital 5/2006 do PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), integrante da rede temática nº 5, que trata de novas tecnologias para minimização do consumo de água potável. A pesquisa foi realizada no período de novembro de 2007 a novembro de 2008, e foi desenvolvida em um edifício de alto padrão, onde se encontra construída a Estação de Tratamento de Água Cinza (ETAC) e o sistema de reúso.

A pesquisa foi desenvolvida de acordo com as seguintes etapas:

- Caracterização qualitativa (físico-química e biológica) das águas cinza produzidas em uma edificação residencial de classe alta, no Município de Vitória (ES);
- Avaliação do desempenho das diferentes etapas que compõem a ETAC;
- Avaliação do risco microbiológico envolvido no reúso ao longo de todo o sistema hidro-sanitário da edificação (ETAC, reservatório inferior de cloração e selo hídrico do vaso sanitário).

4.2 ASPECTOS DO EDIFÍCIO ROYAL BLUE

O edifício Royal Blue (Figura 6) é uma construção habitacional de alto padrão. Localiza-se na Rua Constante Sodré, nº 1323, no Bairro Barro Vermelho em Vitória, Espírito Santo. A ocupação deste prédio, iniciada em agosto de 2007, é do tipo residencial multifamiliar, com dois apartamentos por andar.

A edificação é constituída por 20 pavimentos, sendo: 1 térreo, 1 pavimento técnico, 2 pavimentos de garagem, 15 pavimentos de apartamentos e 1 cobertura, totalizando 8.427,03 m² de área de construção.

A estação de tratamento de água cinza (ETAC) localiza-se no pavimento técnico (correspondente ao primeiro pavimento) ocupando uma área total de 27m². Em seguida têm-se os dois pavimentos de garagem.

O pavimento tipo possui 147,51m² de área utilizada, sendo constituído por 4 quartos, 3 banheiros, 1 W.C., 1 lavabo, 1 sala, área de serviço, cozinha, dependência, circulação e 3 varandas. O edifício possui hidrometração individual além de medição individualizada de energia.

O edifício foi construído com sistema hidrosanitário compreendendo a segregação das águas residuárias. As águas cinza (provenientes do chuveiro, lavatórios, tanque e máquina de lavar roupa excluindo-se os efluentes da cozinha e do vaso sanitário) são conduzidas a tratamento diferenciado por tubulações distintas, enquanto o restante das águas residuárias são descartadas na rede de coletora de esgoto.

O abastecimento de água também é realizado de forma diferenciada. O edifício conta com uma rede dupla de abastecimento, sendo uma de água potável, destinada a atender a lavatórios, chuveiros, tanque, máquina de lavar roupa e pia de cozinha, e outra de água de reúso, que abastece os vasos sanitários. A água de reúso também é utilizada para limpeza das áreas comuns do prédio (área de lazer, garagens e escadas) além da rega de jardins.



Figura 6: Edifício Royal Blue

4.3 SISTEMA DE REÚSO DE ÁGUA CINZA

A água cinza foi gerada pelo uso dos lavatórios, chuveiros, tanque e máquina de lavar abastecidos por água potável como indicado na Tabela 11. A água cinza bruta gerada era encaminhada a ETAC por gravidade. Após o tratamento, a água cinza (água de reúso), era bombeada para o reservatório superior de água de reúso de onde ocorria a distribuição para os vasos sanitários (Figura 7).

Tabela 11: Pontos geradores de água cinza por apartamento

Pavimento	Acessórios
Térreo	1 chuveiro e 5 pias
4º ao 18º andar (apartamentos)	4 chuveiros, 6 pias, 1 tanque e 1 máquina de lavar roupas
Cobertura (área lazer)	2 chuveiros e 5 pias

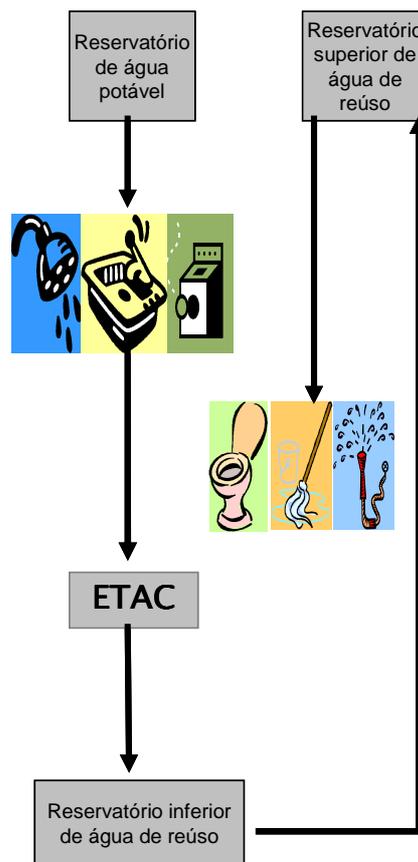


Figura 7: Fluxograma do sistema de reúso

4.4 ASPECTOS ESPECÍFICOS DA ETAC

A ETAC é composta por um Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC) composto de três câmaras (RAC1, RAC2 e RAC3), um Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS), um Decantador (DEC), um Tanque de Equalização de Vazão (TQE), um Filtro Terciário (FT) e um reservatório inferior de água de reúso com Cloração (CLOR) (Figura 8).

É constituída por 6 módulos em fibra de vidro com dimensões individuais útil de 1,35 x 1,35 x 2,05m (BxLxH) resultando em um volume útil de 3,74m³ para cada compartimento da ETAC. A área total da ETAC incluindo a circulação é de 27m².

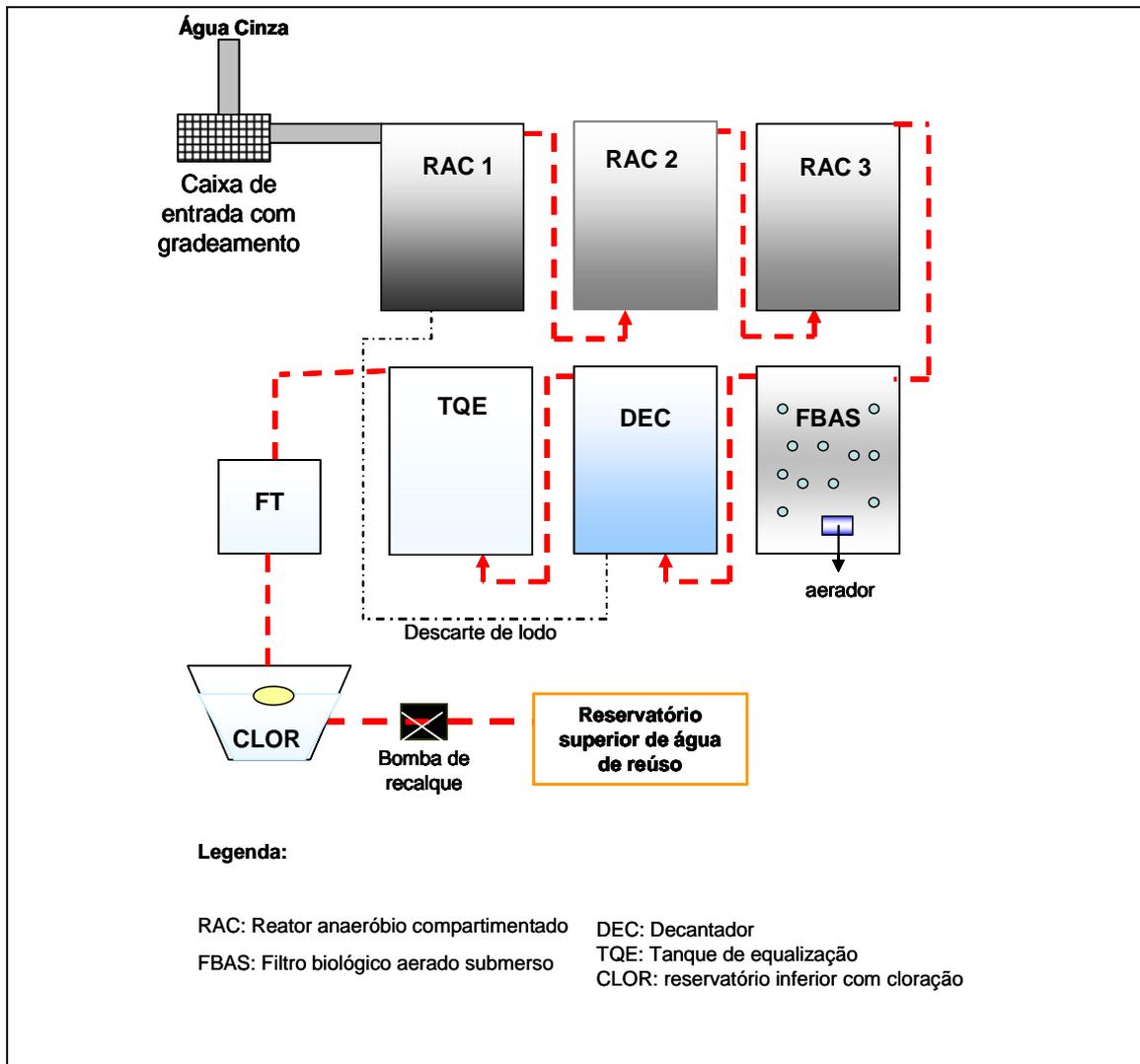


Figura 8: Fluxograma da ETAC

A água cinza entra pela parte superior do primeiro compartimento do RAC e é encaminhada por meio de tubulação vertical até 10 cm do fundo, de onde segue em fluxo ascendente até a parte superior da segunda câmara. O efluente segue para as demais câmaras da mesma forma.

A vazão de alimentação varia de acordo com os usos dos lavatórios e chuveiros dentro do prédio, com uma vazão média de $12\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ e a população atendida média é de $70 \text{ pessoas } \text{dia}^{-1}$.

4.4.1 Caixa de entrada de água cinza bruta

A caixa de entrada de água cinza bruta possui 80L. Nessa caixa ocorre um pré-tratamento por gradeamento fino, para a retenção de sólidos grosseiros como cabelo, areia, papel, linha e outros. É uma unidade de controle de vazão na entrada da ETAC direcionando o excesso de vazão para a rede coletora de esgoto. Possui formato prismático e, em seu interior dois vertedores tipo tulipas de 100mm de diâmetro (Figura 9). A água cinza vertida em uma tulipa é direcionada para a ETAC e o excesso, vertida na outra tulipa, é direcionado para a rede coletora de esgoto. O controle de vazão foi feito através do ajuste da altura das tulipas.



Figura 9: Caixa de entrada de água cinza bruta

4.4.2 Reator anaeróbico compartimentado (RAC)

As três câmaras do RAC (RAC1, RAC2 e RAC3) possuem forma troc prismáticas (Figura 10 **Erro! Fonte de referência não encontrada.**). Na primeira câmara ocorre a digestão, onde se localiza a manta de lodo e ocorrem, principalmente, as reações de estabilização de matéria orgânica. Na segunda câmara ocorre principalmente a sedimentação, onde os sólidos restantes sedimentam por gravidade formando o lodo. A terceira câmara nada mais é que um decantador de alta taxa. O biogás coletado no RAC é

canalizado e lançado para fora do edifício através de uma tubulação que coleta o biogás no RAC 3 e o lança na cobertura para fora do edifício.

O RAC além de tratar água cinza, também digere anaerobiamente o lodo proveniente do decantador secundário que é descartado por bombeamento para o RAC de duas em duas horas automaticamente.



Figura 10: Reator Anaeróbico Compartimentado

4.4.3 Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS)

O polimento do efluente do RAC é realizado em um filtro biológico aerado submerso (FBAS). Esse filtro funciona em fluxo normal ascendente e o seu leito é fluidizado (Figura 11).



Figura 11: Filtro Biológico Aerado Submerso

No FBAS não há retenção física da biomassa pela ação da filtração, sendo necessária uma etapa de decantação secundária para remoção do biofilme em excesso que cresce ao redor do meio suporte. Entretanto, ele não precisa ser retro-lavado (auto limpante), suprimindo assim, operações e instrumentações mais complexas e de maior custo. O suprimento de ar é feito através do aerador submerso Inject – Air com transferência de oxigênio de 1,8 Kg O₂ para cada kWh⁻¹. O meio suporte utilizado foi de material plástico, composto de conduítes elétricos corrugados de uma polegada, cortados em pedaços de aproximadamente 2cm, onde as colônias de microrganismos responsáveis pela degradação biológica se fixam (Tabela 12).

Tabela 12: Característica do meio suporte

Meio Suporte	Área Superficial Específica (m ² /m ³)	Porosidade (%)	Massa específica (Kg/m ³)
	202	92	53

4.4.4 Decantador secundário (DEC)

O decantador secundário possui forma tronco-prismática, opera em fluxo ascendente (Figura 12). O fundo em forma de tronco de pirâmide facilita o depósito do lodo e sua posterior remoção.



Figura 12: Decantador Secundário

O descarte do lodo aeróbio ocorre a cada 2h através do acionamento de uma bomba com tempo de descarte de 2 minutos enviando o lodo acumulado para a primeira câmara do RAC.

4.4.5 Tanque de equalização de vazão

O tanque de equalização de vazão é reservatório de água cinza após o decantador e tem a função de manter a vazão do sistema por um determinado período caso ocorra uma queda de vazão de água cinza bruta na entrada da ETAC (Figura 13).



Figura 13: Tanque de Equalização de Vazão

4.4.6 Filtro terciário (FT)

O filtro terciário é a unidade de polimento do tratamento biológico e sua finalidade é, principalmente, a retenção de sólidos suspensos remanescentes. É constituído por quatro unidades filtrantes em tela de nylon com 23 cm de diâmetro, 66 cm de comprimento com poros de 150 μ e 43 μ de superfície livre (Figura 14).

A)



B)



Figura 14: A) Filtro Terciário, B) Unidades Filtrantes.

Para a lavagem do FT, este foi esvaziado para a retirada das unidades filtrantes. A lavagem das unidades filtrantes foi feita com água potável. A água de lavagem das unidades filtrantes foi descartada na rede coletora de esgoto. A frequência de lavagem foi semanal.

4.4.7 Reservatório Inferior com Cloração (CLOR)

A etapa de desinfecção foi inserida com o objetivo da destruição de patógenos ainda presentes no efluente tratado, tornando-o mais seguro para seu uso posterior (descarga de vasos sanitários). Entretanto, a desinfecção não produz uma água esterilizada. A cloração ocorreu no reservatório inferior de água de reúso.

Foram utilizadas pastilhas de cloro de 200g, cujas características estão descritas na Tabela 13. A pastilha foi acoplada a um dispositivo flutuante de simples operação e instalada no reservatório inferior de cloração (CLOR). O dispositivo não requer energia elétrica para seu funcionamento, utilizando a energia hidráulica do sistema. A aplicação do cloro foi feita de forma gradativa na medida em que a pastilha de cloro dissolvia com a passagem do líquido a ser tratado. As pastilhas foram escolhidas por proporcionar a desinfecção no reservatório inferior e ainda deixar uma concentração residual garantindo a desinfecção em caso de recontaminação.

Tabela 13: Características da pastilha de cloro

Nome	Fornecedor	Características	Clorador de pastilha
Paste triclora (cloro estabilizado em tablete)	Hth	<p><i>Ingrediente ativo:</i> Tricloro-S-triazina_Triona (90% de cloro ativo)99%</p> <p><i>Composição:</i> água, hidróxido de cálcio ...1%</p>	

4.5 CONDIÇÕES OPERACIONAIS DA ETAC

As condições operacionais da ETAC estão apresentadas na Tabela 14.

Tabela 14: Condições operacionais da ETAC

Condições Operacionais	RAC	FBAS	DEC	FT
TDH (h)	27,2 ± 15	9,3 ± 5,6	9,3 ± 5,6	0,1
Velocidade Ascendente do Fluxo (m/h)	0,1 ± 0,04	0,3 ± 0,13	-	
Carga Superficial Aplicada (m ³ m ⁻² dia ⁻¹)	2,3 ± 1,01	6,8 ± 3,0	6,8 ± 3,1	
Carga Orgânica Volumétrica (Kg DQOm ⁻³ dia ⁻¹)	0,3 ± 0,24	0,3 ± 0,22	0,16 ± 0,13	

A temperatura, durante todo o período monitorado ficou entre 20°C e 30°C.

4.6 MONITORAMENTO DO SISTEMA DE REÚSO

Para a caracterização físico-química e microbiológica das diferentes etapas que compõem a ETAC foi realizado um monitoramento do sistema. O monitoramento da ETAC iniciou-se em novembro de 2007 e foi finalizado em novembro de 2008.

Para a caracterização da água cinza produzida na edificação foram realizadas 8 campanhas com coletas compostas de 24h. A coleta tinha início às 8h, e a cada duas horas era realizada a coleta de 1L de amostra da água cinza bruta na caixa de entrada da ETAC e acondicionada em reservatório plástico de 15L.

Para a caracterização físico-química da água cinza bruta foram realizadas as seguintes análises: turbidez, cor, pH, sólidos suspensos totais (SST), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos sedimentáveis (SSD), sulfeto (S²⁻), nitrato

(N-NO₃), nitrito (N-NO₂), amônia (N-NH₃), nitrogênio total (NTK), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), fósforo total (Pt). A metodologia de cada parâmetro analisado está citada no anexo A.

Para a realização das análises microbiológicas - coliformes totais (CT), *E. coli* e *Salmonella spp.*- foi coletada uma amostra em frasco estéril.

Para a realização das análises parasitológicas – ovos de helmintos, *Giardia spp* e *Cryptosporidium sp* foi retirada uma alíquota de 2l da amostra composta de 24h.

Após as coletas, as amostras foram transportadas para o Laboratório de Saneamento (LABSAN) da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), onde foram realizadas as análises.

4.6.1 Pontos de coleta

Para o monitoramento do sistema de reúso foram realizadas coletas simples e coletas compostas mensais para a análise do desempenho da ETAC.

As amostras para análises foram coletadas nos seguintes pontos:

Água cinza bruta, coletada na caixa de entrada de água cinza;

Água cinza efluente ao RAC 3 e afluente ao FBAS, coletada na saída do RAC 3;

Água cinza efluente ao FBAS e afluente ao DEC, coletada na saída do FBAS;

Água cinza efluente ao DEC e afluente ao TQE; coletada na saída do DEC;

Água cinza efluente ao TQE e afluente ao FT, coletada na saída do TQE;

Água cinza efluente ao FT e afluente ao CLOR, coletada na saída da filtração;

Água de reúso, coletada no CLOR

Água do selo hídrico, coletada na bacia sanitária do prédio; (apenas para análise microbiológica)

Lodo anaeróbio, coletado na saída dos extravasores no fundo do RAC1, RAC2 e RAC3.

Lodo aeróbio, coletado na saída do extravasor no fundo do DEC e TQE

4.6.2 Caracterização da fase líquida

Para fase líquida foram feitas coletas simples diárias para análises dos parâmetros turbidez, cor, pH. Três vezes por semana foram feitas coletas simples para análise de SST, DQO e coletas simples semanais para análise de SSD, SO_4^{2-} , S^{2-} , $N-NO_3$, $N-NO_2$, $N-NH_3$, NTK, DBO_5 , Pt, CT, *E. coli* e coletas quinzenais para a análise de *Salmonella spp.* Verificar as metodologias utilizadas no anexo A.

Foram realizadas 8 coletas compostas de 24h para acompanhar o comportamento do sistema. A coleta tinha início às 8h, e a cada duas horas eram realizadas as coletas de 1L de cada ponto de amostragem e acondicionadas separadamente em reservatórios plásticos de 15L. Foram analisados os mesmos parâmetros descritos acima além de ovos de helmintos, *Giardia sp.* e *Cryptosporidium spp.*

Após as coletas, as amostras foram transportadas para o LABSAN - UFES, onde foram realizadas as análises.

4.6.3 Análises microbiológicas e parasitológicas

Os parâmetros físico-químicos foram analisados segundo os procedimentos recomendados pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – 21ª edição (APHA, 2005) e encontram-se referenciadas no anexo A.

A densidade de *E.coli* foi avaliada através da determinação do número mais provável, utilizando a técnica do substrato cromofluorogênico (Colilerte), com quantificação por meio de cartela segundo o método Methods for the Examination of Water and Wastewater – 21ª edição (APHA, 2005).

A detecção de *Salmonella sp.* foi realizada através da técnica proposta pela CETESB (L5. 218 nov/93) para detecção de *Salmonella sp.* no esgoto. As amostras foram cultivadas em meio seletivo selenito com o antibiótico novobiocina a 42°C e Rappaport a 35°C por 24h, seguido por cultura em meio sólido XLD e incubados a 37°C por mais 24h. Com base nas características fenotípicas das colônias crescidas em meio XLD, foram retiradas algumas colônias para identificação bioquímica utilizando caldo peptonado, agar TSI e agar fenilalanina e sorologia (soro flagelar e somático).

Para detecção dos ovos de helmintos foi utilizada a técnica de incubação para efluentes (ZERBINE e CHERNICHARO, 2001), onde as amostras passam pelas seguintes etapas: sedimentação, centrifugações sucessivas com solução salina (NaCl 0,85%), flutuação com solução de sulfato de zinco (densidade 1,18), filtração em membrana de celulose 47mm e 0,45µm de porosidade, lavagem da membrana com 10ml de ácido sulfúrico 0,1N e incubação por 28 dias. Após os 28 dias, a contagem é realizada utilizando-se uma câmara de Sedgewick Rafter, com observação no microscópio óptico dos ovos viáveis e inviáveis.

Para a concentração das amostras e análise dos protozoários, *Cryptosporidium spp* e *Giardia sp.*, utilizou-se a técnica de floculação e precipitação por carbonato de cálcio segundo Vesey *et al.*, 1993, por ser um método simples, rápido, econômico e por analisar um pequeno volume. Foram utilizados 2L de cada amostra para a etapa de concentração. Os cistos e oocistos foram identificados e quantificados por imunofluorescência direta, utilizando o kit Merifluor para detecção de *Cryptosporidium* /*Giardia* (Meridian Diagnostics, Inc, Cincinnati, Ohio) (Figura 15). Onde uma alíquota de 10µL da amostra

concentrada é fixada e nela acrescenta-se o reagente de detecção contendo uma mistura de anticorpos monoclonais com FITC (marcador) que se dirigem contra os antígenos da parede dos cistos e oocistos onde se ligam.

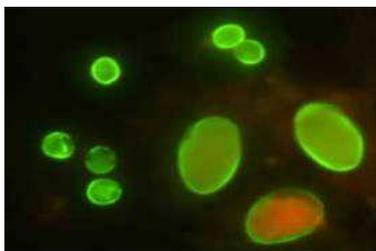


Figura 15: Cistos de Giardia (maiores) e oocistos de Cryptosporidium (menores) corados pela imunofluorescência

O número de cistos e oocistos para cada amostra foi obtido através da seguinte fórmula (PALMATEER *et al.*, 1996):

$$(\text{oo})\text{cistos/L} = \frac{\text{Média do N}^\circ \text{ de (oo)cistos contados} \times 100 \times \text{volume total do sedimento (mL)}}{\text{Volume total da amostra analisada (L)}}$$

As lâminas foram preparadas em duplicata para cada amostra. Após a leitura das lâminas fazia-se a média das leituras.

4.7 ÁGUA DO SELO HÍDRICO DE UM VASO SANITÁRIO ABASTECIDO COM ÁGUA DE REÚSO X ÁGUA DO SELO HÍDRICO DE UM VASO SANITÁRIO ABASTECIDO COM ÁGUA POTÁVEL

O teste de comparação qualitativa da água do selo hídrico com reuso e sem reuso foi feito para comparar a qualidade da água em ambos os casos e dar subsídio para o uso da água de reuso em descarga sanitária.

Foram realizadas 20 coletas em frasco estéril do selo hídrico do vaso sanitário abastecido com água de reuso e 25 coletas em frasco estéril do selo hídrico do vaso sanitário abastecido com água da concessionária.

A densidade de *E. coli* foi utilizada como parâmetro de comparação de contaminação fecal. As análises foram realizadas de acordo com o descrito no item 4.7.4.

4.8 AVALIAÇÃO DO RECRESCEMENTO DE *E.coli* NA ÁGUA DE REÚSO

Para garantir que não ocorreu recrescimento de *E.coli* foram realizados 3 testes. Foram coletadas amostras em frascos estéreis do reservatório inferior de água de reúso e do selo hídrico do vaso sanitário abastecido com água de reúso.

Foi avaliado o recrescimento de *E.coli* durante 10 dias. As análises foram realizadas de acordo com o descrito no item 4.7.4.

4.9 AVALIAÇÃO DO RISCO MICROBIOLÓGICO ENVOLVIDO NO REÚSO AO LONGO DE TODO O SISTEMA HIDRO-SANITÁRIO DA EDIFICAÇÃO

Como já apresentado no capítulo 3 item 3.8, a AQRM se completa em três etapas: formulação do problema, fase de análise e caracterização do risco.

4.9.1 Identificação do fator de risco

Na AQRM, o fator de risco é constituído por organismos enteropatogênicos. Nessa pesquisa foram utilizados como referência os seguintes patógenos: *E. coli*, *Salmonella sp.*, *Cryptosporidium spp* e rotavírus. Seguindo-se a diretriz da OMS (WHO, 2004).

4.9.2 Vias de perigo e cenário de exposição

As potenciais vias de exposição a agentes patogênicos são: 1) inalação dos aerossóis de água cinza contendo agentes patogênicos nas diferentes etapas do tratamento, 2) inalação dos aerossóis de água de reúso contendo agentes patogênicos no momento da descarga do vaso sanitário.

4.9.3 Análise de exposição

Para o uso pretendido, descarga em vaso sanitário, a exposição fica caracterizada pelo volume e pela frequência de uso. Foi levado em consideração uma distribuição triangular do volume com mínimo, moda e máximo de 0.01, 0.1e 0.5ml respectivamente, de acordo com a proposta de (ASHBOLT,2005). Para frequência de uso, foi utilizada uma distribuição normal com média de 1460 uso/ano e desvio padrão de 100 usos/ano recomendado pelo mesmo autor.

A dose ingerida em cada exposição é calculada de acordo com a equação 4:

$$\text{dose} = \text{densidade na água cinza (NMP/ml)} \times \text{volume ingerido} \quad (\text{equação 4})$$

4.9.4 Caracterização do risco

Para a caracterização do risco foi utilizada uma modelagem estocástica em que cada variável é descrita conforme uma particular distribuição de probabilidade, no caso aqui uma distribuição lognormal.

Em probabilidade e estatística, uma variável aleatória X tem a distribuição lognormal quando o seu logaritmo $Y = \log(x)$ tem a distribuição normal. Logo, sua função de densidade é:

$$f(x; \mu, \sigma) = \frac{1}{x\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left[-\frac{(\ln(x) - \mu)^2}{2\sigma^2}\right], x > 0 \quad \text{equação 5}$$

A importância da distribuição lognormal se deve a um resultado análogo ao Teorema do Limite Central: assim como uma distribuição normal aparece quando são somadas várias distribuições independentes a distribuição lognormal aparece naturalmente como o produto de várias distribuições independentes (sempre positivas).

Desse modo, foram geradas séries de 10mil valores através do teste de Monte Carlo para cada ponto da ETAC analisado, utilizando-se o pacote estatístico R versão 2.6.8.

O cálculo do risco seguiu os seguintes passos:

- 1- Análise laboratorial para encontrar as densidades de *E.coli*;
- 2- Cálculo do logaritmo das densidades de *E.coli*;
- 3- Cálculo da média e desvio padrão do log das densidades de *E.coli*;
- 4- Geração das 10mil densidades de *E.coli* para cada ponto analisado através do teste de Monte Carlo;
- 5- Geração da rotina para cálculo do risco e plotagem dos gráficos no programa R (anexo B).

O risco anual fica caracterizado pela equação 3 apresentada no item 3.7.1.2.

O modelo de equação e as relações dose-resposta utilizadas para a avaliação do risco estão apresentados na Tabela 15.

Tabela 15: Parâmetros de dose-resposta para os patógenos utilizados na avaliação de risco

Microrganismos	Modelo	Parâmetros	Referencias
<i>E. coli</i> O157:H7	Beta-Poisson	$\alpha = 0.2099$, $DI_{50} = 1\ 120$	CROCKETT <i>et al.</i> , (1996)
<i>Salmonella spp.</i>	Beta-Poisson	$\alpha = 0.3126$, $DI_{50} = 23600$	HASS <i>et al.</i> , (1999)
<i>Cryptosporidium sp</i>	Exponencial	$r = 0.00405$	TEUNIS <i>et al.</i> , (1996)
<i>Giardia spp</i>	Exponencial	$r = 0.0199$	TEUNIS <i>et al.</i> , (1996)
<i>Ascaris</i>	Exponencial	$r = 1$	

<i>Rotavírus</i>	Beta-Poisson	$\alpha = 0,265$ $DI_{50} = 5,6$	OTTOSON et al., (2003)
------------------	--------------	----------------------------------	------------------------

4.9.5 Simulação de risco

Além de *Cryptosporidium spp.* a OMS (WHO, 2004) utiliza como patógeno de referência para a AQRM o rotavírus, por ser segundo ela, um dos organismos mais abundantes, infecciosos e virulento.

A análise de risco para rotavírus foi feita de forma teórica, levando em consideração uma faixa média de contaminação da água cinza encontrada na literatura.

De acordo com o explanado na literatura, essa pesquisa utilizou uma faixa de $10^{-5} - 10^2$ /mL de rotavírus para a obtenção de uma curva de probabilidade de infecção anual.

4.10 ESTATÍSTICAS

A análise estatística dos resultados foi realizada utilizando o software Excel 2003, para a obtenção da estatística descritiva dos parâmetros analisados (média, mediana, desvio padrão, máximo, mínimo e percentis). Foram gerados gráficos do tipo Box plot e Whiskers e distribuição da frequência acumulada.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA DA ÁGUA CINZA BRUTA

As características físico-químicas da água cinza bruta foram: 62,19 uc (cor verdadeira), 89,82 NTU (turbidez), 69,25 mg/L (SST), 216,96 mg/L (DQO), 130,83 mg/L (DBO) (Tabela 16).

Tabela 16: Características da água cinza bruta

Parâmetro	N	Média	Mediana	Máx	Min	DP	Variância
pH	8	6,8	6,9	7,1	6,5	0,2	0,0
Turbidez (NTU)	8	89,8	74,6	189,0	55,0	45,8	2101,5
Cor (uc)	6	62,2	58,7	145,1	13,8	44,8	2005,5
SST (mg/L)	8	69,2	57,0	181,0	23,0	48,4	2343,6
SSD (mg/L)	8	0,6	0,4	2,0	0,3	0,6	0,3
DQO (mg/L)	8	217,0	207,7	315,3	149,1	48,6	2357,7
DBO ₅ (mg/L)	6	130,8	132,5	155,0	105,0	18,6	344,2
NTK (mg/L)	6	7,1	6,4	12,1	4,7	2,6	7,0
N-NH ₃ (mg/L)	6	1,1	1,0	2,4	0,0	0,8	0,7
N-NO ₃ (mg/L)	7	0,1	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0
N-NO ₂ (mg/L)	6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ptotal (mg/L)	6	2,5	2,2	4,3	1,8	0,9	0,8
ortofosfato (mg/L)	6	1,0	0,8	2,0	0,0	0,7	0,5

A Tabela 17 permite uma comparação das características físicas de águas cinza obtidas em outras pesquisas com as obtidas no presente estudo.

Tabela 17: Características físicas de águas cinza obtidas em outras pesquisas

Referência	Parâmetros			
	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)
Jeppersen & Solley (1994)	100	115	*	160
Cristova - Boal apud Santos				
Zabrocki (2001)	60-240	*	*	76-200
Santos Zabrocki (2001)	37,3	*	*	96,5
Guy R. et al. (2004) ^a	23	29,8	170	78
Bazzarella(2006) ^b	166	134	857	170

a: chuveiro, lavanderia e lavatório b: chuveiro, lavanderia, lavatórios e cozinha

Os resultados de turbidez da presente pesquisa apresentaram valores próximos aos apresentados por Jeppersen & Solley, (1994) e Cristova - Boal apud Santos Zabrocki (2001). Os resultados de DQO não se assemelham aos encontrados por nenhum autor apresentado, entretanto o resultado de DBO₅ aproximou-se ao encontrado por Bazzarella (2006).

Quando comparada com o esgoto doméstico, a água cinza possui concentrações de SST, DQO, DBO₅, NTK, nitrato, nitrito e Ptotal médias semelhantes às de um esgoto fraco, cujas características estão apresentadas na Tabela 18.

Tabela 18: Características típicas no esgoto bruto

Parâmetro	Esgoto forte	Esgoto médio	Esgoto Fraco
SST (mg/L)	360	230	100
DQO (mg/L)	800	400	200
DBO ₅ (mg/L)	400	200	100
NTK (mg/L)	85	40	20
N-NO ₃ (mg/L)	0,4	0,2	0,1
N-NO ₂ (mg/L)	0,1	0,05	0
P total (mg/L)	20	10	5

FONTE: Jordão e Pessoa (2005)

Quanto às características microbiológicas, a água cinza bruta apresentou $4,4 \times 10^3$ NMP/100mL (CT), $4,2 \times 10^0$ NMP/100mL (*E. coli*) (Tabela 19). A alta concentração de coliformes totais na AC bruta pode ser provocada por bactérias comuns da pele e a baixa prevalência de *E.coli* pode estar relacionada com a condição sócio-econômica alta dos moradores. As concentrações de *E. coli* e coliformes totais (CT) mostraram-se acima dos limites permitidos para reúso em descarga de vaso sanitário. Dessa forma, é necessária a desinfecção previamente ao reúso.

Apesar de a água cinza bruta apresentar uma concentração de *E.coli* baixa em relação à concentração no esgoto bruto, ela apresenta uma grande quantidade

de matéria orgânica que possibilita o crescimento dessas bactérias se a água cinza for estocada para posterior reúso.

Ao longo de 1 ano de monitoramento não foram detectados *Salmonella spp.*, ovos de helmintos, *Cryptosporidium sp* e *Giardia spp.* na água cinza bruta.

Tabela 19: Caracterização microbiológica da água cinza bruta

Parâmetro	N	Média	Mediana	Máx	Min	DP	Variância
Coliforme Total (NMP/100mL)	20	4,4E+03	2,6E+02	3,2E+07	2,6E+02	1,1E+07	1,3E+14
<i>E.coli</i> (NMP/ 100mL)	20	4,24E+00	5,75E+00	1,00E+02	5,00E-01	3,52E+01	1,24E+03
<i>Salmonella spp</i> (NMP/100mL)	12	0					
<i>Cryptosporidium spp.</i>	8	0					
<i>Giardia sp.</i>	8	0					
Ovos de helmintos	8	0					

5.2 MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DAS DIFERENTES ETAPAS QUE COMPÕEM A ETAC

A Tabela 20 apresenta a estatística descritiva do monitoramento das diferentes etapas que compõem a ETAC.

A turbidez na água cinza bruta foi bastante variável no período monitorado, assim como no tratamento anaeróbio e aeróbio. Na etapa aeróbia os sólidos aumentaram devido ao desprendimento da biomassa do meio suporte. A etapa de decantação foi de fundamental importância para a remoção desses sólidos. A etapa de filtração terciária (FT) atuou fazendo a remoção dos SST remanescentes provenientes do TQE. A ETAC apresentou eficiências médias de remoção de turbidez, SST, SSD e cor de 89%, 82%, 98% e 82% respectivamente.

Quanto à remoção de matéria orgânica a etapa anaeróbia proporcionou uma remoção em torno de 45% para DBO₅ e 60% para DQO. A ETAC apresentou eficiências de remoção de DQO e DBO de 91% e 89%, respectivamente.

Parâmetro	Ponto	N	Média	Mediana	Máx	Min	DP	Var
Turbidez (NTU)	AC bruta	104	73	60	274	15	47	2247,6
	RAC 3	105	47	36	150	5	30	916,5
	FBAS	105	45	35	146	9	30	891,0
	DEC	101	21	18	73	5	12	147,7
	TQE	97	18	17	50	3	10	104,9
	FT	78	17	15	40	2	11	112,5
	CLOR	69	8	7	21	2	5	26,8
SST (mg/L)	AC bruta	28	78	54	226	23	54	2903,6
	RAC 3	27	33	25	121	2	26	691,7
	FBAS	27	37	36	91	1	26	693,5
	DEC	26	17	12	70	0	16	261,4
	TQE	23	16	14	51	0	13	169,0
	FT	18	15	12	47	0	15	220,9
	CLOR	22	14	8	69	0	18	307,2
SSD (mg/L)	AC bruta	37	0,66	0,50	2,50	0,05	0,52	0,3
	RAC 3	37	0,14	0,05	1,00	0,00	0,20	0,0
	FBAS	36	1,48	1,00	9,00	0,00	2,01	4,0
	DEC	36	0,07	0,05	0,40	0,00	0,08	0,0
	TQE	35	0,06	0,05	0,50	0,00	0,08	0,0
	FT	30	0,03	0,00	0,20	0,00	0,04	0,0
	CLOR	30	0,01	0,00	0,05	0,00	0,02	0,0
Cor (uc)	AC bruta	57	85	69	321	7	69	4716,3
	RAC 3	55	39	31	121	7	24	580,8
	FBAS	57	28	21	155	0	26	651,7
	DEC	51	24	21	79	3	16	258,6
	TQE	51	24	21	73	0	17	286,7
	FT	37	21	17	59	0	14	206,8
	CLOR	33	15	14	45	0	13	162,0
DQO (mg/L)	AC bruta	37	237	200	558	71	122	14790,7
	RAC 3	38	97	92	164	48	30	872,6
	FBAS	31	43	39	98	10	21	421,5
	DEC	34	34	30	73	11	16	244,0
	TQE	33	32	33	65	6	15	227,4
	FT	23	28	27	52	7	11	129,6
	CLOR	19	22	22	37	1	9	75,6
DBO (mg/L)	AC bruta	19	106	90	235	40	53	2853,5
	RAC 3	14	59	55	85	50	10	97,8
	FBAS	12	29	30	35	20	5	23,3
	DEC	14	22	15	90	4	20	410,7
	FT	8	15	15	25	3	8	59,7
	CLOR	11	12	15	25	0	7	49,5
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	AC bruta	9	88	90	135	50	31	963
	RAC 3	10	43	38	63	30	12	148
	FBAS	10	60	58	79	45	13	160
	DEC	10	60	58	82	40	14	183
	TQE	9	62	57	87	49	14	195
	FT	6	55	55	82	24	20	406
	CLOR	6	66	63	88	51	14	185
S ²⁻ (mg/L)	AC bruta	15	1,56	1,40	3,00	0,00	1,07	1,15
	RAC 3	15	10,32	10,60	18,00	4,60	3,83	14,68
	FBAS	15	2,32	2,20	4,40	0,80	1,21	1,47
	DEC	15	2,31	2,20	4,60	0,20	1,32	1,75
	TQE	13	2,34	2,40	4,20	0,80	1,07	1,14
	FT	9	1,96	2,20	3,40	0,40	1,20	1,44
	CLOR	8	1,58	1,50	3,00	0,00	1,14	1,31

Tabela 20: Monitoramento físico-químico da ETAC

O odor característico de sistemas anaeróbios, proveniente do H_2S , foi detectado nas amostras coletadas desse reator, mas como a ETAC é fechada e o gás é canalizado para fora do prédio o odor não causou transtornos.

Apesar de apenas 32% das amostras apresentarem concentrações inferiores a 3mg/L, que é a concentração imperceptível pelo ser humano, não foram observados problemas de odor provocado pela ETAC. Nas demais etapas de tratamento, as concentrações tanto de sulfato quanto de sulfeto não apresentaram alteração significativa.

A ETAC não apresentou redução significativa de fósforo total, orto-fosfato e NTK, nitrato e nitrito. A presença desses nutrientes pode ser explicada pela pequena concentração de urina e sabões que fazem parte da água cinza principalmente da fração proveniente do banho. Segundo a lei de Liebig, existem fatores limitantes que controlam uma dada população. O nitrogênio e fósforo são essenciais para o crescimento bacteriano, e provavelmente estão em concentrações inferiores ao requerido pelos microrganismos na água cinza limitando o crescimento bacteriano influenciando na remoção da matéria orgânica.

A água cinza tratada (água de reúso) apresentou as seguintes características: 8NTU (turbidez), 14mg/L (SST), 0,01mL/L (SSD) e 15 uc (cor), 12mg/L (DBO_5), 22mg/L (DQO), 1,58mg/L (S^{2-}), 66mg/L (SO_4^{2-}), 3,6mg/L (NTK), 0 (zero) mg/L ($N-NO_3^-$), 0,1mg/L ($N-NO_2^-$), 2,7 mg/L (P_{total}), 2,2 mg/L (ortofosfato).

A Tabela 21 apresenta as características físico-químicas médias obtidas para água de reúso em outras pesquisas após tratamento da água cinza. Observa-se que, apesar dos tratamentos empregados serem diferentes as águas de reúso apresentam qualidades semelhantes. Entretanto, apesar do tratamento estudado por Bazzarella (2005) ser semelhante ao estudado nessa pesquisa a qualidade da água reúso apresentada é diferente. Isso provavelmente se deve ao fato da água cinza tratada por essa autora possuir efluente da cozinha, o

que aumenta a oferta de nitrogênio no efluente, possibilitando um maior crescimento bacteriano e conseqüentemente uma maior degradação da matéria orgânica.

Tabela 21: Características físico-químicas médias obtidas para água de reúso em outras pesquisas após tratamento da água cinza.

Tratamentos	Parâmetros					Referências
	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	NTK (mg/L)	
Reator de fluxo horizontal ^{a/b}	16,9/12,3	9/94	29/124	2/57	-	Jefferson et al. (2008)
Reator de fluxo Vertical ^{a/b}	8,1/2,2	2/10	21/31	1/5	-	Jefferson et al. (2008)
Biorreator de membrana	0,2/0,2	ND/1	47/53	1/1	-	Jefferson et al. (2008)
Reator de membrana química	0,1/0,72	ND/2	43/78	3/10	-	Jefferson et al. (2008)
Filtração + cloração	32	27,3	54,6	-	4,2	Gual et al. (2007)
Ultrafiltração	16,5	18,6	78	-	7,1	Nghiem et al. (2006)
Reator biológico em sequência ^{c/d}	-	23/23	12/20	7/7	-	Lamine et al. (2007)
Reator biológico + UV	1,5	-	47	3,7	-	Otterpohl et al. (2007)
RAC+FBAS+FT+cloração	1,2	0,6	16	0	-	Bazzarella (2005)
Esta pesquisa	8	14	22	12	3,6	

Foi realizada uma análise da freqüência de atendimento aos padrões (mais e menos restritivos) para a água de reúso em termos de porcentagem. Os resultados estão apresentados na Tabela 22.

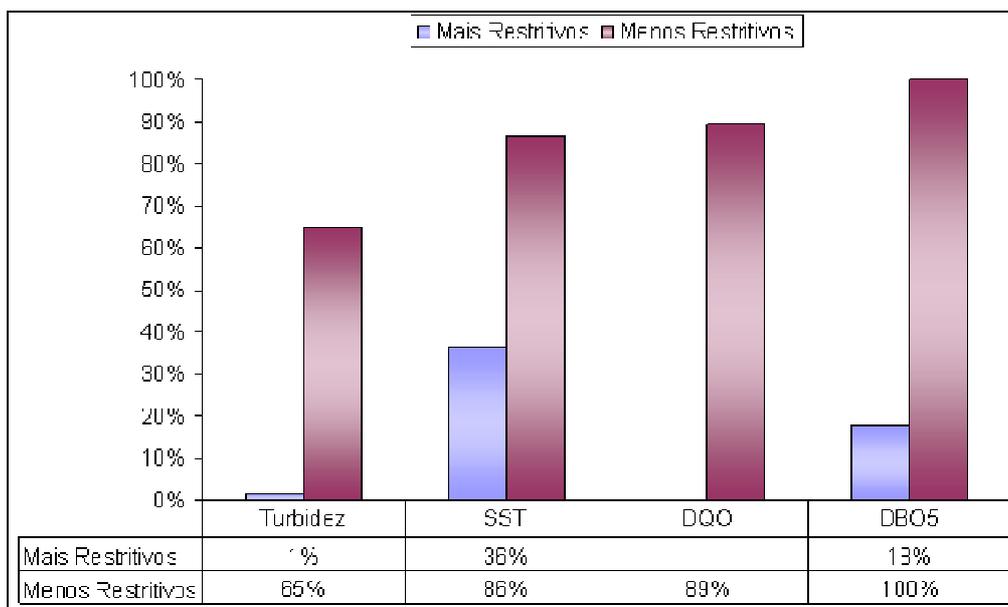


Tabela 22: Porcentagem de atendimento aos padrões mais e menos restritivos.

Dessa forma observa-se que para o parâmetro turbidez a água de reúso no CLOR atende a 1% dos limites mais restritivos que são inferiores a 2NTU. Já para os limites menos restritivos, que são inferiores a 10NTU, 65% das amostras atendem ao padrão. Para o parâmetro DQO as amostras de água de reúso atendem a 89% dos casos para o padrão menos restritivo (valores inferiores a 30 mg/L). No caso da DBO₅, para o padrão mais restritivo (inferiores a 5mg/L) apenas 18% das amostras atendem o limite, já para o padrão menos restritivo (valores inferiores a 30mg/L) 100% das amostras atendem aos limites.

5.3 MONITORAMENTO MICROBIOLÓGICO E PARASITOLÓGICO DAS DIFERENTES ETAPAS QUE COMPÕEM A ETAC

A estatística descritiva do monitoramento microbiológico da ETAC pode está apresentada na Tabela 23.

Tabela 23: Monitoramento microbiológico da ETAC

Parâmetro	Ponto	N	Média	Mediana	Máx	Min	DP
Coliforme total (NMP/100mL)	AC bruta	20	4,36E+03	2,60E+02	3,16E+07	2,60E+02	1,15E+07
	RAC 3	20	1,25E+04	2,42E+03	3,16E+07	2,60E+02	1,16E+07
	FBAS	20	8,29E+03	2,42E+03	1,00E+07	1,46E+02	3,66E+06
	DEC	20	8,95E+03	2,42E+03	1,00E+07	2,60E+02	3,77E+06
	TQE	20	1,06E+04	2,42E+03	1,00E+08	2,60E+02	3,66E+07
	FT	20	6,25E+03	2,42E+03	1,00E+07	2,60E+02	3,66E+06
	CLOR	20	3,29E+02	2,42E+03	2,42E+03	9,00E-01	1,13E+03
E. coli (NMP/100mL)	AC bruta	20	4,24E+00	5,75E+00	1,00E+02	5,00E-01	3,52E+01
	RAC 3	20	4,75E+00	1,21E+03	2,23E+03	0,00E+00	8,78E+02
	FBAS	20	4,67E+00	7,20E+02	1,20E+03	1,00E+00	5,64E+02
	DEC	20	4,28E+00	9,70E+00	1,00E+04	0,00E+00	4,43E+03
	TQE	20	4,18E+00	7,30E+01	1,00E+04	5,00E-01	4,69E+03
	FT	20	3,38E+00	4,10E+00	6,10E+01	0,00E+00	1,48E+01
	CLOR	20	3,88E+00	5,00E-01	1,00E+00	5,00E-01	1,83E-01

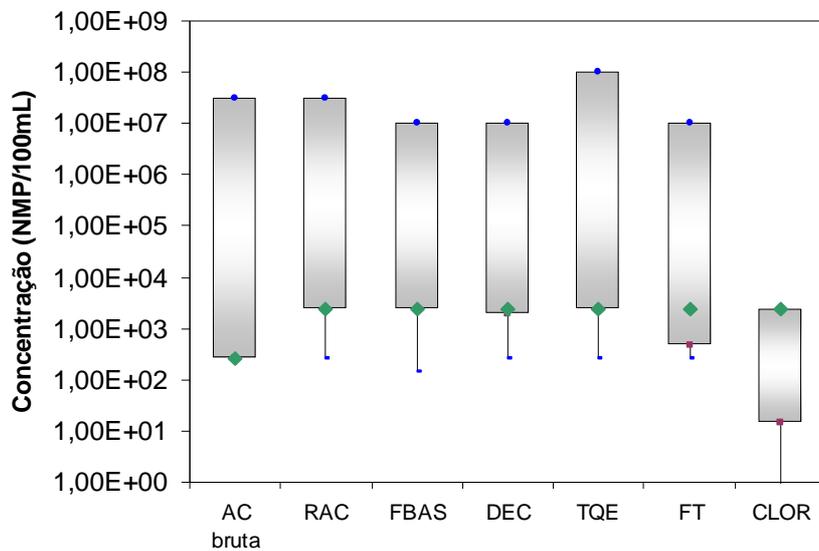
Não ocorreu remoção de CT e *E.coli* na ETAC, tornando-se essencial uma etapa de desinfecção ao final do tratamento. Como esperado, a cloração foi eficiente na remoção de CT e *E.coli* (Figura 16). A água de reúso apresentou valores de $3,3 \times 10^2$ NMP/100mL de CT e < 1 NMP/100mL. Valores próximos

foram encontrados por Bazzarella (2005) utilizando a mesma tecnologia de tratamento (Tabela 24).

Tabela 24: Características microbiológicas da água de reúso

Tratamentos	Parâmetros		Referências
	Coliformes totais (NMP/100mL)	E. coli (NMP/100mL)	
RAC+FBAS+FT+cloração	$5,4 \times 10^2$	$3,17 \times 10^1$	Bazzarella (2005)
Filtro biológico aerado	$3,0 \times 10^3$	$5,1 \times 10^0$	Birks et al. (2004)
Biorretato de fluxo vertical	-	1×10^{-1}	Gross et al.(2007)
Esta pesquisa	$3,3 \times 10^2$	<1	

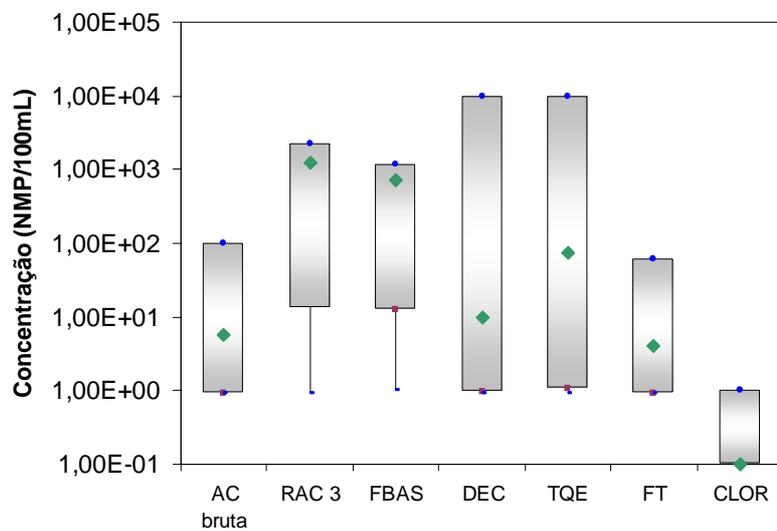
A)



Padrão Alemão: <10000 ufc/100mL

WHO: 200-1000 ufc/100mL

B)



Inglaterra/ Flória/ Arizona: ND

Japão: 10UFC/100mL

NBR 13.969/97: <500 ufc/100mL

Figura 16: Remoção de Coliformes totais (A) e *E. coli* (B)

Para alguns limites internacionais (EPA, Padrões Canadenses e Australianos) a densidade de CT na água de reúso está acima dos valores estabelecidos. Para outros limites menos rigorosos, como o padrão Alemão e os estabelecidos pela WHO, a densidade de CT na água de reúso é aceita (Figura 16 A).

Entretanto, densidade de *E.coli* na água de reúso é aceita por todos os padrões internacionais citados acima. No Brasil, segundo a norma NBR 13.969/97, que estabelece limites para reúso em descarga de vaso sanitário, a densidade de *E.coli* também se encontra dentro dos padrões estabelecidos (Figura 16 B).

A densidade de CT e *E.coli* na água do selo hídrico com reúso manteve-se igual à água de reúso no tanque de cloração, indicando que não ocorreu recrescimento na bacia sanitária, sendo o mesmo observado por Bazzarella (2005).

Foram realizadas também análises na água do selo hídrico de um vaso sanitário abastecido com água potável, com o objetivo de comparar a contaminação com o selo hídrico de um vaso abastecido com água de reúso. Observou-se que a água do selo hídrico abastecido com água potável apresentou em média $1,34 \times 10^1$ NMP/100mL de *E.coli*, mostrando-se mais contaminada que a água do selo hídrico abastecido com água de reúso (Figura 17).

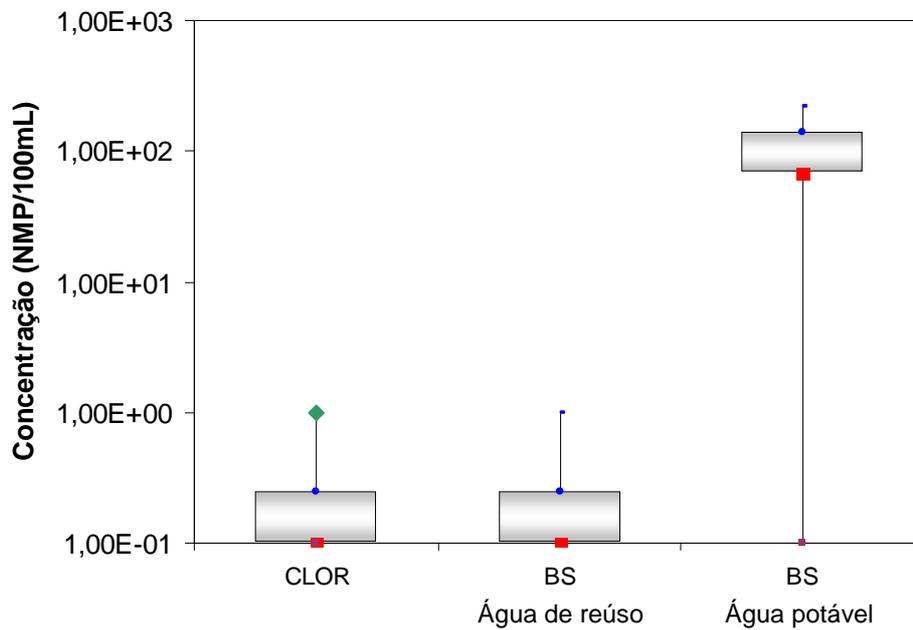


Figura 17: Comparação entre a água do selo hídrico de reúso e potável

A contaminação por coliformes termotolerantes em bacia sanitária já havia sido comprovada por Ornelas (2004), que em seu estudo mostrou que mesmo utilizando água potável nas descargas dos vasos sanitários, é possível encontrar densidade de coliformes termotolerantes na ordem de 10^3 .

Não foi observado o recrescimento de *E.coli* nas amostras do reservatório inferior de cloração e nas amostras do selo hídrico da bacia sanitária com reúso. A concentração de cloro residual encontrada nas duas amostras foi de 0,5mg/L.

A contaminação do selo hídrico das bacias sanitárias abastecidas com água potável abre a discussão sobre a qualidade mínima aceitável da água de reúso para o mesmo fim, visto que os limites internacionais são muito restritivos, tornando o tratamento mais custoso.

5.4 AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO

O risco anual aceitável adotado como referência neste trabalho é de 10^{-3} para diarreias leves o que é recomendado pela OMS equivalente 1μ DALY (WHO, 2006). A PI para uma exposição anual foi calculada utilizando o modelo Beta-Poison (equação 2) que é dependente da infectividade da dose ingerida (BUCHANAN, 2000). Para o cálculo do volume de água cinza e de água de reúso ingerido, foi utilizado uma distribuição triangular do volume com mínimo, moda e média 0,01,0,1e0,5. Por amostragem randômica de cada distribuição, com o método de Monte Carlo, pode-se obter o risco na forma de uma distribuição (ver item 4.10) .

5.5 PROBABILIDADE DE INFECÇÃO PARA UMA EXPOSIÇÃO -PI(D)

O risco para uma exposição é apenas uma etapa do cálculo do risco anual e expressa o valor intrínseco ao risco em uma exposição, não indicando um valor de risco real que a população estaria exposta. Portanto para o calculo do risco real é necessário o cálculo do anual. Observa-se na Figura 18 que mesmo o risco máximo, de acordo com a metodologia aplicada, é baixo, mas não indica que não há risco de infecção.

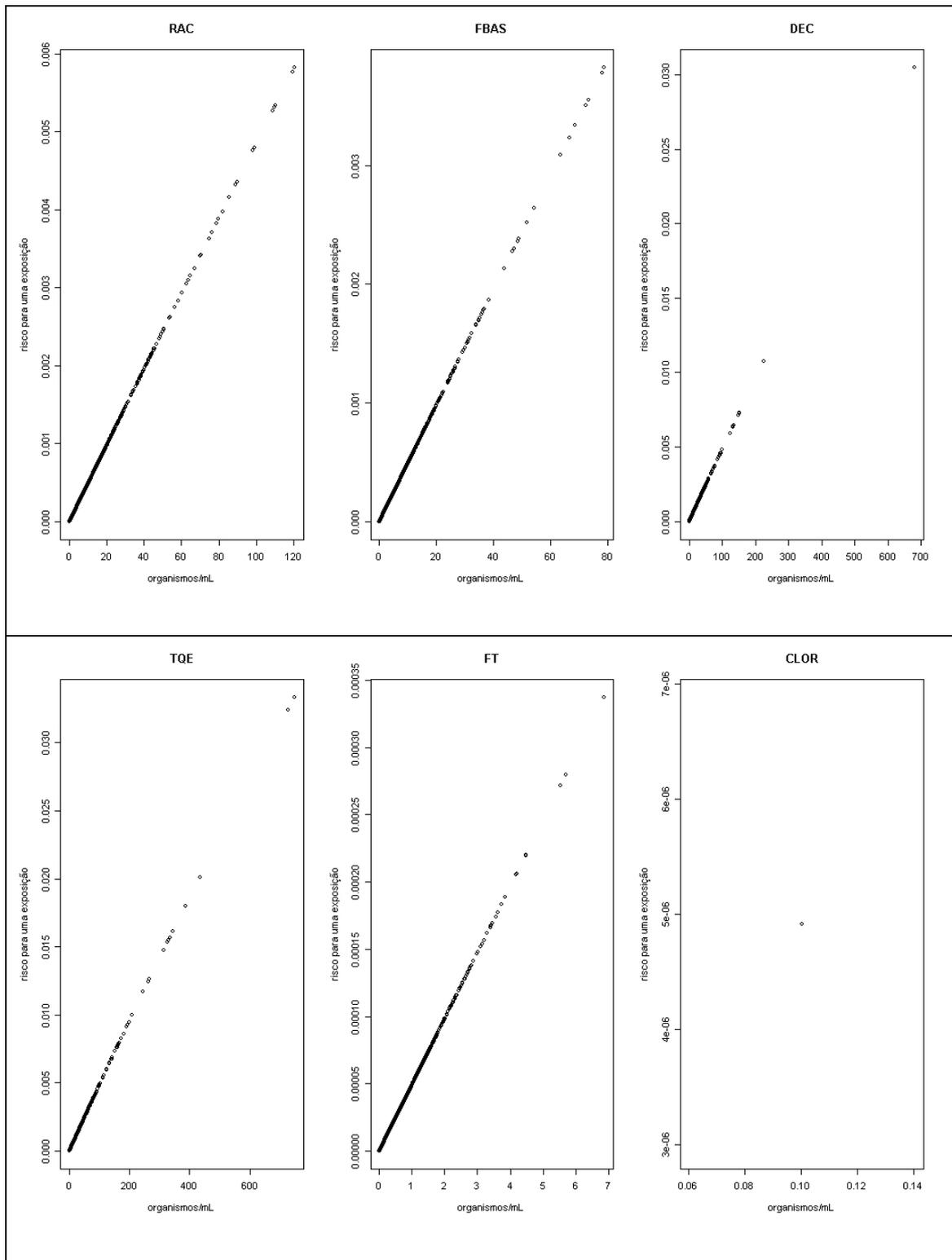


Figura 18: Probabilidade de infecção para uma única exposição

5.6 PROBABILIDADE DE INFECÇÃO ANUAL -PI(A)

A partir do cálculo da PI(d) é possível calcular a PI(a). A PI(a) leva em consideração múltiplas exposições ao longo do tempo. Conforme descrito no item 4.10.3 foi considerado uma frequência de 1460 usos por ano.

Segundo Westrell (2004), estimativas pontuais e determinísticas podem ser utilizadas, nas quais um valor é adotado para representar cada variável e o risco calculado. Valores médios são utilizados para calcular o risco médio enquanto que valores extremos tais como 90 ou 99 percentil podem ser utilizados para dar uma idéia da pior situação.

Analisando-se a densidade (média/ml) de *E.coli* encontrada no efluente após cada compartimentos da ETAC temos que o risco médio para o cenário de exposição a aerossóis de água cinza nas diferentes etapas do tratamento é de 2,1 casos de infecção em 10 para o RAC; 1,4 casos de infecção em 10 para o FBAS; 4,4 casos de infecção em 10 para o DEC. Nesse caso, para os efluentes do RAC, FBAS, DEC, TQE a PI(a), de acordo com a metodologia aplicada, estão acima do risco aceitável de 1 caso de infecção em 1000 para diarreias leves.

Após a filtração terciária o risco médio cai para 7 casos de infecção em 1000 anual, mas ainda está um pouco acima do risco aceitável. Apenas ao final do tratamento, no CLOR, é que o risco na água de reuso está dentro do limite do risco aceitável, apresentado 1 caso de infecção em 1000. Entretanto, se for calculado o risco com a densidade máxima de *E.coli* no CLOR o risco volta a ser alto, 2 casos de infecção em 100. Portanto, essa abordagem utilizando estimativas pontuais ou determinísticas não dá uma visão completa nem o peso devido a todas as combinações. Para que esse problema não ocorra, a modelagem estocástica, em que cada variável é descrita como uma distribuição, produz resultados mais robustos (WESTRELL, 2004). Para simular

centenas de cenários para as variáveis utilizadas no cálculo de risco e obter uma distribuição de resultados foi utilizado a simulação de Monte Carlo.

Os gráficos de risco anual obtido após a simulação são apresentados na Figura 19. Observa-se que os efluentes após o RAC, FBAS, DEC, TQE e FT continuam apresentando probabilidade de risco alta, exigindo uma etapa de desinfecção para possibilitar o reúso.

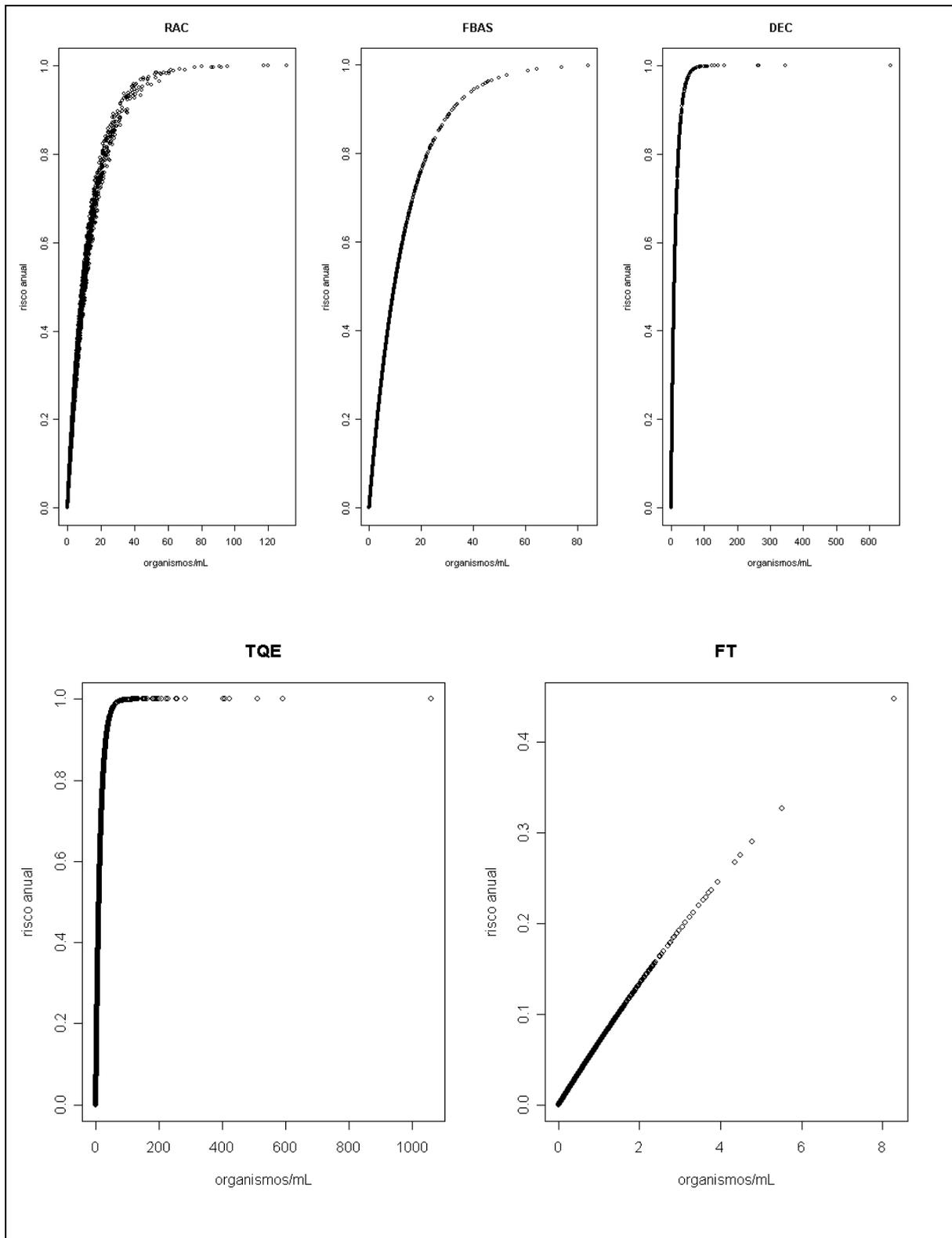


Figura 19: Probabilidade de risco anual

No reservatório inferior de cloração foi observado um problema operacional durante o tratamento onde no período anterior a troca da pastilha de cloro ocorria recrescimento bacteriano devido à queda do cloro residual elevando a concentração de *E.coli*. Por isso para a água de reúso no CLOR existem dois cenários de exposição ao risco: cenário 1) período anterior à troca da pastilha de cloro, onde o cloro residual estava abaixo de 0,5mg/L; cenário 2) período após a troca da pastilha de cloro, onde o cloro residual estava $\geq 0,5\text{mg/L}$.

Além da avaliação do risco nesses dois cenários, é preciso levar em consideração também o limite de detecção da metodologia aplicada para quantificação de *E.coli*. No período em que o cloro residual se mantinha $\geq 0,5\text{mg/L}$ na água de reúso não foi detectada a presença de *E.coli*, mas de acordo com a metodologia aplicada para quantificação desse microrganismo, não se pode afirmar que a água de reúso não apresentou contaminação, pois a metodologia não detecta valores menores que 1NMP/100mL de *E.coli*. Mesmo que fosse utilizada a técnica de membrana filtrante para detecção de *E.coli*, também não seria possível a detecção de valores mais baixos, pois segundo Lima (2001), ambas as técnicas não apresentam diferenças estatísticas significativas de detecção. Devido a esse fato, a probabilidade de risco foi calculada levando-se em consideração os dois cenários de exposição e o limite de detecção da técnica de quantificação de *E.coli*. Para isso foi realizada uma curva de risco utilizando o intervalo entre zero e 1NMP/100mL de *E.coli* para a caracterização do risco. O resultado está apresentado no gráfico da Figura 20.

A água de reúso apresenta risco mínimo, médio e máximo de zero, 5 probabilidades de infecção em 1000 e 25 probabilidades de infecção em 1000 respectivamente.

Foi verificado que em 80% das amostras de água de reúso no CLOR não foi detectado presença *E.coli*. Essas amostras correspondem ao período após a troca da pastilha de cloro (cloro residual $\geq 0,5\text{mg/L}$). Admitindo-se que essas

amostras não apresentam contaminação pode-se afirmar que em 80% dos casos a água de reúso apresenta uma PI inferior ao permitido pela OMS.

No entanto, no período anterior a troca da pastilha de cloro, onde ocorre a queda de cloro residual, foi detectada uma contaminação de 1NMP/100mL de *E.coli*, que corresponde aos 20% das amostras de água de reúso contaminadas. Nesse caso, a água de reúso apresenta PI de 2 probabilidades de infecção em 100.

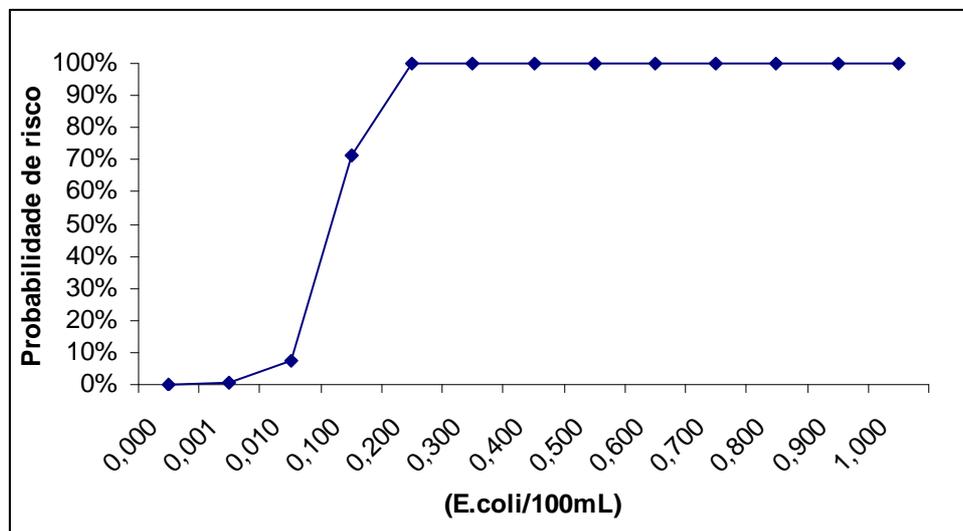


Figura 20: Probabilidade de risco para a água de reúso

O risco máximo ocorre na ingestão diária de 0,5 ml de água de reúso o que resulta na ingestão média de 730ml de água de reúso por ano provocando um risco acima do permitido pela OMS.

A contaminação da água do selo hídrico abastecida com água de reúso apresenta a mesma contaminação da água de reúso no CLOR. Nesse caso, o que foi descrito para a caracterização do risco na água de reúso é válido também para a água do selo hídrico abastecido com água de reúso.

Entretanto, o mesmo não ocorre quando se compara o risco entre a água do selo hídrico do vaso sanitário abastecido com água de reúso e a água do selo hídrico do vaso sanitário abastecido com água potável. A Figura 21 apresenta o risco anual da água do selo hídrico de um vaso sanitário abastecido com água potável.

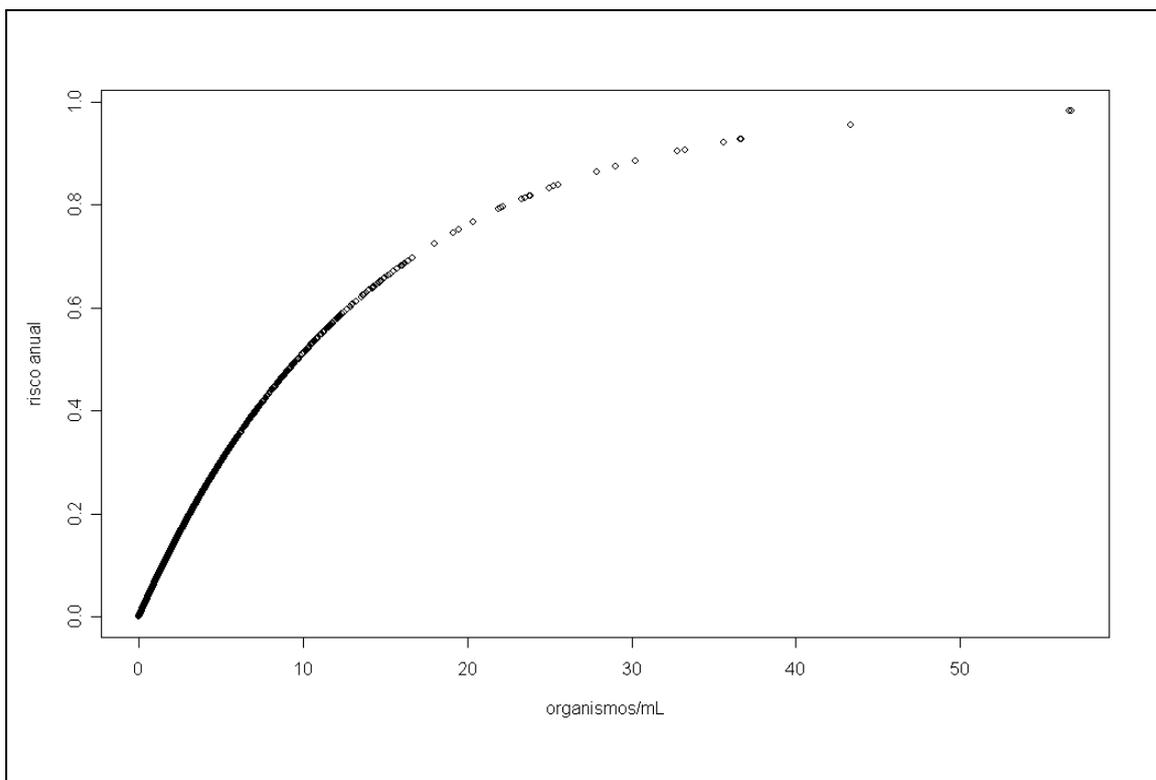


Figura 21: Probabilidade de risco anual no selo hídrico da bacia sanitária abastecida com água potável

O risco médio, levando-se em consideração a média da contaminação das amostras, para o água do selo hídrico é de 0,1, ou seja, 1 caso de infecção em cada 10. O risco existente apresentado pela água do selo hídrico das bacias sanitárias abastecidas com água potável fortalece a discussão que os limites para a qualidade mínima aceitável da água de reúso para uso em bacia sanitária são muito restritivos.

5.6.1 Simulação de risco para rotavírus

De acordo com a relação descrita por Mara *et al.* (2006), a cada 10^5 *E.coli* encontra-se uma faixa de 0,1-1 rotavírus no esgoto. Como na água de reúso a densidade de *E.coli* é inferior a 1NMP/100mL, levando-se em consideração essa relação, estima-se uma concentração média de rotavírus na água de reúso inferior a 1×10^{-6} organismos/100mL.

A análise de risco para rotavírus foi calculada de forma teórica, levando-se em consideração uma faixa média de contaminação da água cinza indicada na literatura de 10^{-8} - 10^2 rotavírus/100mL e uma ingestão de 0,1ml de água de reúso por exposição (10 vezes acima do que o recomendado pela OMS). Na Figura 22 observa-se a probabilidade de risco para rotavírus.

O risco aceitável para rotavírus é de $7,7 \times 10^{-4}$, correspondente a 1 μ DALY (WHO, 2004). Como indicado na Figura 22, a probabilidade máxima de risco para a densidade de rotavírus estimada é de $4,5 \times 10^{-5}$. Isso significa dizer que, de acordo com a metodologia de caracterização de risco aplicada, a água cinza não oferece risco de contaminação.

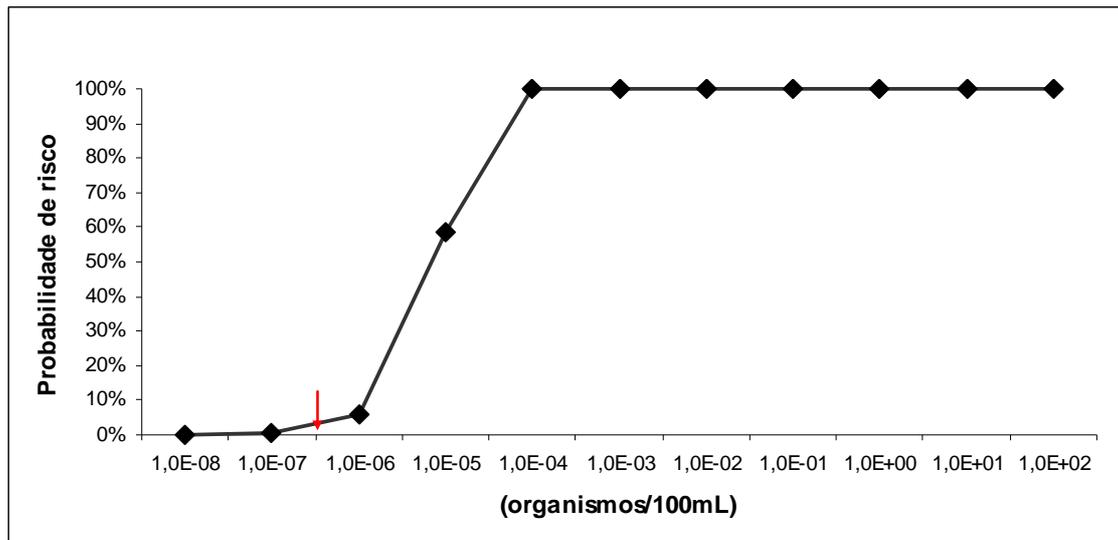


Figura 22: Probabilidade de risco para rotavírus na água de reúso

Segundo Ottoson (2003), o maior risco emana dos rotavírus que é excretado em elevados números em comparação com os outros agentes patogênicos. Nem por isso deixa de ser importante os outros patógenos como: Salmonella que tem uma alta dose infecciosa (ID50 = 23600 (Haas et al. 1996)), Giardia cistos e oocistos Cryptosporidium que têm baixas doses infecciosas e ovos de helmintos.

Porém, no caso desse estudo, os patógenos Salmonella, Giárdia, Cryptosporidium e ovos de helmintos não foram detectados durante todas as fases do tratamento incluindo na água de reúso, por isso não apresentam-se como um risco real.

6. CONCLUSÃO

Com relação à caracterização qualitativa da água cinza bruta

- As características físico-químicas da água cinza bruta foram: 62,19 uc (cor verdadeira), 89,82 NTU (turbidez), 69,25 mg/L (SST), 216,96 mg/L (DQO), 130,83 mg/L (DBO).
- A água cinza bruta apresentou $4,36 \times 10^3$ NMP/100mL (CT), $5,21 \times 10^0$ NMP/100mL (*E. coli*). Essas concentrações mostraram-se acima dos limites permitidos para reúso em descarga de vaso sanitário. Dessa forma, é necessária a desinfecção previamente ao reúso.
- Não foram detectados *Salmonella spp.*, ovos de helmintos, *Cryptosporidium sp* e *Giardia spp.* na água cinza bruta.

Com relação ao monitoramento físico-químico e microbiológico das diferentes etapas que compõem a ETAC

- A turbidez foi bastante variável no período monitorado, assim como no tratamento anaeróbio e aeróbio. A ETAC apresentou eficiências de remoção de turbidez, SST, SSD e cor de 89%, 82%, 98% e 82% respectivamente.
 - A ETAC apresentou eficiências de remoção de DBO₅ e DQO de 89%, e 91% respectivamente, sendo que a etapa anaeróbia proporcionou uma remoção de matéria orgânica, em torno de 45% para DBO₅ e 60% para DQO. O tratamento aeróbio promoveu o polimento do tratamento anaeróbio. A remoção da matéria orgânica nesta etapa foi de 51% para DBO₅ e 56% para DQO.
 - Não foram observados problemas de odor provocado pela ETAC. As concentrações tanto de sulfato quanto de sulfeto não apresentaram alterações significativas durante as etapas de tratamento.
-

-
- A ETAC, de maneira geral, não apresentou redução significativa de fósforo total, orto-fosfato e NTK, nitrato e nitrito.
 - Durante o tratamento ocorreu um crescimento bacteriano provocado pela grande oferta de matéria orgânica na água cinza. Devido a esse fato, não ocorre remoção de CT e *E.coli* na ETAC tornando-se essencial uma etapa de desinfecção ao final do tratamento.
 - A etapa de filtração terciária não reduziu significativamente o material particulado e orgânico. Apesar de uma redução de 2 logs de *E.coli* na FT, ele não foi capaz de remover *E.coli* a níveis aceitáveis pelos padrões internacionais.
 - A etapa de desinfecção foi de extrema importância na remoção de *E.coli* e CT, enquadrando o efluente tratado para o reúso em termos de concentrações de microrganismos nos padrões internacionais. O cloro removeu também a cor remanescente dos tratamentos anteriores e garantiu a completa desodorização.
 - Não foi detectado a presença de *Salmonella* spp., ovos de helmintos, *Cryptosporidium* sp. e *Giardia* spp. no efluente de nenhuma etapa do tratamento.
 - A água cinza tratada (água de reúso) apresentou as seguintes características: 8NTU (turbidez), 14mg/L (SST), 0,01mL/L (SSD) e 15 uc (cor), 12mg/L (DBO₅), 22mg/L (DQO), 1,58mg/L (S²⁻), 66mg/L(SO₄²⁻), 3,6 (NTK), 0,07mg/L (N-NO₃), 0,08m/L (N-NO₂), 2,65mg/L (Pt) e 2,24mg/L (ortofosfato), < 1 NMP/100mL *E.coli*.

-

Com relação a comparação entre a qualidade microbiológica da água do selo hídrico de um vaso sanitário abastecido com água de reúso e da água do selo hídrico de um vaso sanitário abastecido com água potável

- A água do selo hídrico abastecido com água potável apresentou em média $1,34 \times 10^1$ NMP/100mL de *E.coli*, mostrando-se mais contaminada que a água do selo hídrico abastecido com água de reúso que a apresentou densidade de <1 NMP/100mL de *E.coli*.

Com relação ao recrescimento de *E. coli* na água de reúso e no selo hídrico do vaso sanitário abastecido com água de reúso

- Não ocorreu recrescimento de CT e *E.coli* no reservatório inferior de cloração e na água do selo hídrico do vaso sanitário abastecido com água de reúso.

Com relação à avaliação quantitativa de risco microbiológico

- O risco anual para o cenário de exposição a aerossóis de água cinza no RAC, FBAS, TQE, e FT está acima do risco aceitável de 1 caso de infecção em 1000 para diarreias leves (10^{-3}).
 - No período após a troca da pastilha de cloro (cloro residual $\geq 0,5$ mg/L). segundo a metodologia de AQRM aplicada a PI anual é inferior ao permitido pela OMS.
 - No período anterior a troca da pastilha de cloro, onde ocorre a queda de cloro residual a água de reúso apresenta PI anual de 2 probabilidades de infecção em 100.
 - A probabilidade de infecção anual do selo hídrico do vaso sanitário abastecido com água de reúso comporta-se de acordo com a água de reúso no reservatório inferior de cloração.
-

- A água do selo hídrico do vaso sanitário abastecido com água potável apresenta um risco anual médio de 1 caso de infecção em cada 10.

-

Com relação à simulação de risco para rotavírus

- De acordo com a relação descrita por Mara *et al.* (2006) a água de reúso no reservatório inferior de cloração apresenta uma concentração média inferior a 1×10^{-6} rotavírus/100mL.
 - A probabilidade máxima de risco para a densidade de rotavírus estimada é de $4,5 \times 10^{-5}$. De acordo com a metodologia de caracterização de risco aplicada, a água cinza não oferece risco de contaminação para rotavírus, levando em consideração a ingestão de 0,1ml por exposição.
-

7. RECOMENDAÇÕES

Avaliar outros diversos cenários possíveis ao reúso ou não de água cinza de acordo com o risco oferecido em cada etapa do tratamento.

Investigar o volume do aerossol suspenso após a descarga do vaso sanitário para possibilitar uma melhor definição do volume ingerido para melhor utilização do modelo de AQRM.

Avaliar se há formação de organoclorados, como por exemplo, os trihalometanos, em virtude da desinfecção à base de cloro e investigar se há risco químico.

Padronizar metodologia de quantificação de rotavírus na água de reúso para uma melhor utilização do modelo de AQRM.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADDISS, OTTOSN D., MCKENZIE, W., HOXIE, N., GRADUS, M., BLAIR, K., PROCTOR, M., KAZMIERCZAK, J., SCHELL, W., OSEWE, P., FRISBY, H., CICERELLO, H., CORDELL, R., ROSE, J. & DAVIS, J. (1995). Epidemiologic Features and Implications of the Milwaukee Cryptosporidiosis Outbreak. In Ottosson J. **Hygiene Aspects of Greywater and Greywater Reuse**. 2003

AL-JAYYOUSI, ODEH R. Greywater reuse: towards sustainable water Management. **Desalination** 156 18 1-1 92, 2003.

AMANATUREZA. Disponível em:

<http://amanatureza.com/projeto/wpcontent/uploads/2007/05/distribuicao-dos-recursos-hidricos.jpg>, acesso novembro 2008.

ANA, FIESP e SindusCon-SP. **Conservação e Reúso de água em Edificações**. São Paulo:Prol Editora Gráfica. 2005.

ANDERSON, J. Prospect for international guidelines for water recycling. **Water** 21. p. 16-21, ago. 2001

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

ASANO, T., LEONG, L.Y.C., RIGBY, N.G., AND SAKAJI, R.H. Evaluation of the California Wastewater Reclamation Criteria using enteric virus monitoring data. *Water Science and Technology*, 26, 7-8, 1513-1524. (1992).

ASHBOLT, N.J. *et al.* Microbial Risk Assessment (MRA) Tool. Gothenburg: Urban Water, 2005

AZADPOUR-KEELEY A.; FAULKNER B.R.; CHEN J. Movement and longevity of viruses in the subsurface. **EPA/540/S-03/500**. Cicinatti: USEPA; p 24, april 2003.

BARCELOS, A.L. **Síndrome hemolítico-urêmica: análise retrospectiva de 25 casos**. Serviço de Nefrologia e Serviço de Pediatria. Hospital Universitário de Santa Maria/UFSM, ano 2000).

BASTOS, RKX; BEVILACQUA, P D. **Normas e critérios de qualidade para reuso da água**. In: SANTOS, M.L.F.; BASTOS, R.K.X.; AISSE, M.M. Tratamento e utilização de esgotos sanitários. 1.ed. Rio de Janeiro: ABES, 2006. cap.2, p.17-61. (PROSAB 4, v.2). Título secundário: Reúso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim.

BAZZARELLA, B. B. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não potável em edificações**. 2005. 165f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

BIRKS, R., COLBOURNE, J., HILLS, S., & HOBSON, R. Microbiological water quality in a large in-building recycling facility. **Water Science and Technology**, 50(2), 165–172. 2004.

BORGES L.Z., **Caracterização da água cinza para promoção da sustentabilidade dos recursos hídricos**. Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, setor de tecnologia, Universidade Federal do Paraná. 2003

BRENNER FW, VILLAR RG, ANGULO FJ, TAUXE R & SWAMINATHAN B.. Salmonella nomenclature. **Journal of Clinical Microbiology** 38: 2465–2467. 2000.

BUCHANAN, R.L., SMITH, J.L., & LONG, W. Microbial risk assessment: dose-response relations and risk characterization. **International Journal of Food Microbiology**, 58: 159–172. 2000

BURROWS, W.D., SCHMIDT, M.O., CARNEVALE, R.M., SCHAUB, S.A., Development of health criteria and technologies for shower water recycle. **Water Sci. Technol.** 24 (9), 81–88. 1991.

CASANOVA, L.M., GERBA, C.P., KARPISCAK, M. Chemical and microbial characterization of household graywater. **J. Environ. Sci. Health A Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.** 36 (4), 395–401. 2001.

CRAUN, G., DUFOUR, A., EISENBERG, J., FORAN, J., GAUNTT, C., GERBA, C., HAAS, C., HIGHSMITH, A., IRBE, R., JULKUNEN, P., JURANEK, D., LECHEVALLIER, M., LEVINE, M., MACLER, B., MURPHY, B., PAYMENT, P., PFAENDER, F., REGLI, S., ROBERSON, A., ROSE, J., SCHAUB, S., SCHIFF, G., SEED, J., SMITH, C., SOBSEY, M., SPEAR, R. A conceptual framework to assess the risks of human disease following exposure to pathogens. **Risk Analysis** 16 (6), 841-848. 1996

CETESB/L5.218 *Salmonella* Isolamento e Identificação - Método de Ensaio. São Paulo, Brasil, 1993.

CETESB. Gestão da água. O problema da escassez de água no mundo problema da escassez. São Paulo, 2006 Disponível em:< http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/gesta_escassez.asp>. Acesso em: Julho de 2008.

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

COLEMAN, M. E. AND MARKS, H. M. Qualitative and quantitative risk assessment. **Food Control** 10: 289-297. 1999.

CROCKETT, C. S., HAAS, C. N., FAZIL, A., ROSE, J. B. AND GERBA, C. P. Prevalence of shigellosis in the U.S.: consistency with dose-response information. **International Journal of Food Microbiology** 30: 87-99. 1996.

DIXON, A.; BUTLER, D.; FEWKES, A. - Water saving potential of domestic systems using greywater and rainwater in combination. **Water Science Technology**. v. 39, n. 5, p. 25-32. 1999.

DOWD, S. E., GERBA, C. P., PEPPER, I. L. AND PILLAI, S. D. Bioaerosol transport modeling and risk assessment in relation to biosolid placement. **Journal of Environmental Quality** 29 (1), 343-348, 2000.

.ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; MOGENS, H. LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**. v. 4, n.1, p. 58-104, 2002.

FEACHEM, R. G., BRADLEY, D. J., GARELICK, H. AND MARA, D. (1983). Sanitation and disease - health aspects of excreta and wastewater management. Chichester, Wiley & sons. AWWA, 1999) in WESTRELL, T. **Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems**. Faculdade de Artes e Ciências na Universidade de Linköping, Phd tese, capítulo 3, p. 35, 2004.

FOSTER JW & SPECTOR MP. How *Salmonella* survives against the odds. **Annual Reviews of Microbiology** 49: 145-174, 1995.

FRIEDLER, E., Quality of individual domestic greywater streams and its implication on on-site treatment and reuse possibilities. **Environ. Technol.** 25 (9), 997–1008. 2004.

FRIEDLER, E.; ILAN, K.; DOSORETZ, C. G.; Chlorination and coagulation as pretreatments for greywater desalination. **Desalination**. n.222, p.38-49, 2008.

GARDNER T., N. CHINIVASAGAM, A. RAO, A. VIERITZ, P. BALCKALL, F. RYNNE, R. THOMAS, A. KLIEVE, B. BLANEY, P. GREEN AND G. BARRY. Quantifying the health risk of spray irrigating treated sewage effluent.

GERBA, C.P., ROSE, J.B. AND SINGH, S.N. 1985. Waterborne gastroenteritis and viral hepatitis. *CRC Critical Reviews in Environmental Control* 15:213-236. in HÖGLUND, C., Evaluation of microbial health risks associated with the reuse of source-separated human urine, Stockholm 2001.

WaterTech , Australian Water and Wastewater Association, Brisbane. 1998

GONÇALVES, O. M.; OLIVEIRA, L. H.. Methodology for the development of an institutional and technological water conservation program in buildings. In: **Anais CIB W62 INTERNATIONAL SYMPOSIUM**, 23. 19 p., Yokohama, Japan, 1997.

GONÇALVES, O. M.; IOSHIMOTO, E.; OLIVEIRA, L. H. de. DTA F1 – **Tecnologias poupadoras de água nos sistemas prediais**. In: PNCDA – Plano Nacional de Combate ao Desperdício da Água. Brasília, 1999.

GONCALVES, O. M.; SILVA, G. S.; TAMAKI, H. O.. Implantation of water conservation programs in university campi. In: CIB-W62 - **Water Supply and Drainage for Buildings** - 28th International Symposium, 2002.

GONÇALVES, O. M. **Uso Racional da Água nos Edifícios**. Disponível em <http://pcc5100.pcc.usp.br/05_Agua/uso%20racional%20agua-25-03-2002.pdf>. São Paulo, 2002.

GONÇALVES, R. F. - **Plano de integração – Rede 5. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico**, Edital 4 (PROSAB 4). 12p., 2004.

GONÇALVES, R.F. **Uso racional da água em edificações**. 1.ed. Rio de Janeiro, cap.4, p. 153 – 222. (PROSAB 4, v.5). Título secundário:

Tecnologias de segregação e tratamento de esgotos domésticos na origem, visando a redução do consumo de água e da infra-estrutura de coleta, especificamente nas periferias urbanas. ABES, 2006

GREGORY, J. D., LUGG, R., SANDERS, B. Revision of the national reclaimed water guidelines. *Desalination*. v. 106, n. 1-3, p. 263-268, 1996.

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

GUY RAMON, MICHAL GREEN, RAPHAEL SEMIAT, CARLOS DOSORETZ Low strength graywater characterization and treatment by direct membrane filtration. *Desalination* 170 241-250, 2004.

HAAS, C. N., ROSE, J. B. & GERBA, C. P. **Quantitative Microbial Risk Assessment**. John Wiley and Sons Inc., New York. 1999

HAAS, C. N., THAYYAR-MADABUSI, A., ROSE, J. B. AND GERBA, C. P. Development of a dose-response relationship for Escherichia coli O157:H7. **International Journal of Food Microbiology** 56(2-3): 153-159. 2000

HAFNER, A.V. **Conservação e reúso de água em edificações – experiências nacionais e internacionais**. Dissertação Submetida Ao Corpo Docente da Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de mestre em Ciências em Engenharia Civil. Rio de Janeiro, Rj . Setembro de 2007.

HAVELAAR, A. AND MELSE, J.M. Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for Drinking-water Quality: a burden of disease approach. Rijkinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, Netherlands. **RIVM Report 734301022**. 2003.

HÖGLUND, C., ASHBOLT, N., STENSTRÖM, T.A., SVENSSON, L. Viral persistence in source-separated human urine. **Advances in Environmental Research**, 6 265-275, 2002.

HUNTER, P. R.; FEWTRELL, L: **Acceptable Risk in Water Quality - Guidelines, Standards and Health: Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease**, Edited by Lorna Fewtrell, Center for Research into Environment and Health, Aberystwyth, Wales and Jamie Bartram, World Health Organization, Geneva, Switzerland, 2001

ILSI, 2000 RISK SCIENCE INSTITUTE. **Revised Framework for microbial risk assessment**. 2000.

JEFFERSON, B., LAINE, A., PARSONS, S., STEPHENSON, T. & JUDD, S.,. Technologies for domestic wastewater recycling. **Urban Water**, 285-292. 1999

JORDÃO, E.P; SECKLER, S. **Análise Crítica in Uso Racional da Água**, capítulo 7, pág. 323. 2006.

KIM, R.H.; LEE, S.; JEONG, J.; LEE, J.H.; Reuse of greywater and rainwater using fiber filter media and metal membrane. **Desalination**. n.202, p.326-332, 2007

KOSEK, M., ALCANTARA, C., LIMA, A. A. & GUERRANT, R. L. Cryptosporidiosis: an update. **Lancet Infect Dis**, 1(4), 262-9. 2001.

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

LECHEVALLIER, M. W., ABBASZADEGAN, M., CAMPER, A. K., HURST, C. J., IZAGUIRRE, G., MARSHALL, M. M., NAUMOVITZ, D., PAYMENT, P., RICE, E. W., ROSE, J., SCHAUB, S., SLIFKO, T. R., SMITH, D. B., SMITH, H. V., STERLING, C. R., STEWART, M. AND CONT, A. R. D. M. Committee

report: Emerging pathogens - viruses, protozoa, and algal toxins. **Journal of American Water Works Association** 91(9): 110-121. 1999.

LIMA, J. F. Os recursos hídricos no Brasil: Algumas considerações preliminares. **Revista Econômica do Nordeste**, Fortaleza, v. 30, n. 1, p. 64-75, jan-mar 1999.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. **Reúso de água**. Barueri-SP: Manole, 2003.

MANILA, C. F. **Ecological Sanitation – An Introduction to the Philippines**. Philippines, 2003.

MARA, D. ‘**A Guide to the Guidelines**’: **A Numerical Guide to the 2006. WHO Guidelines on Wastewater Use in Agriculture and Practical Advice on how Transpose them into National Standards**. School of Civil Engineering, University of Leeds, Leeds LS2 9JT, UK, November, 2006.

MARCKA, E. Documento Técnico de Apoio nº A5. Planos Regionais e Locais de Combate ao Desperdício de Água – Diretrizes. Plano Nacional de Combate ao Desperdício de Água, Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Brasília, 2004.

MARSHALL, M. M., NAUMOVITZ, D., ORTEGA, Y. & STERLING, C. R. Waterborne Protozoan Pathogens. **Clin Microbiol Rev**, 10, 67-85. 1997.

MEDEMA, G. J., BAHAR, M. & SCHETS, F. M. Survival of *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli*, Faecal enterococci and *Clostridium perfringens* in river water: influence of temperature and autochthonous microorganism. **Water Sci Tech**, 35(11-12), 249-252. 1997.

NARDOCCI, A.C. **Avaliação de riscos em reúso de água**. In: SANTOS, H.F.; MANCUSO, P.C.S. (Orgs.) **Reúso de Água**. Barueri, SP: Manole, Cap. 11, 2003.

NBR 13969:1997 **Tanques sépticos - unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - projeto, construção e operação**: ABNT 60p. 1997.

NGHIEM L. D., OSCHMANN N., SCHÄFER A. I. Fouling in greywater recycling by direct ultrafiltration. **Desalination** 187 283–290, 2006.

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

OLIVEIRA, L.H. Metodologia para a implantação de programa de uso racional de água em edifício. 1999. 344 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

OLIVEIRA, L.H. de; ILHA, M.S. de O.; GONÇALVES, O. M.; YWASHIMA, L.; REIS, R.P.A. (2007) **Habitação mais sustentável**, Projeto FINEP 2386/04 – Tecnologias para construção habitacional mais sustentável – Documento Levantamento do estado da arte: Água, São Paulo, SP.

OTTERPOHL, R. Black, brown, yellow, grey- the new colors of sanitation. **Water** 21. p. 37-41, out. 2001.

OTTOSON, J.; STRENSTRÖM, T. A. Faecal contamination of greywater and associated microbial risk. **Water Research**. v. 37, n. 3, p. 645-655, 2003.

OTTERPOHL R.; ELMITWALLI T. A. Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Water Research** v 41 p. 1379– 1387. 2007

PALMATEER, G.; ALDOM, J.; CHAGLA, A.; BOLESZCZUK, P.; BRODSKY, M.; LANGRIDGE, M. UNGER, S. Field investigation for the detection of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts using a membrane filter dissolution method. In: Proceedings 1996 Annual Conference Water Research, vol. C.

AWWA, Toronto, ON. *Apud*. VIEIRA, M.B.C.M. **Avaliação da eficiência da Filtração Lenta na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* sp. E cistos de *Giardia* spp. em modelos reduzidos.** 2002 221f. Tese de Doutorado em Ciência Animal – Medicina Veterinária Preventiva e Epidemiologia. Escola de Veterinária, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

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

PETTERSON, S.A; ASHBOLT, N.J. **WHO Guidelines for safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture: microbial risk assessment** .section 200 p. 36. 2002.

PETTERSON S.R., TEUNIS P.F.M. AND ASHBOLT N.J. Modeling virus inactivation on salad crops using microbial count data. **Risk Analysis** 21:1097-1107. 2001.

PIDOU M.; AVERY L.; STEPHENSON T. ; JEFFREY P.; PARSONS S. A.; LIU S.; MEMON F. A.; JEFFERSON B.. Chemical solutions for greywater recycling. **Chemosphere**, accepted 24 October 2007.

RAZZOLINI, M T P; NARDOCCI, A C. **Avaliação de risco microbiológico: etapas e sua Aplicação na análise da qualidade da água.** Disponível em: < http://www.interfacehs.sp.senac.br/br/artigos.asp?ed=2&cod_artigo=30>. Acesso em junho 2007.

REGLI S., ROSE J.B., HAA C.N. *ET AL...* Modeling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water, **Journal of American Water Works Association**, v.83, n.11, 76-84. 1991.

ROSE, J. B., SUN, G., GERBA, C. P. & SINCLAIR, N. A. Microbial quality and persistence of enteric pathogens in gray water from various household sources. **Water Res**, 25(1), 37-42. 1991.

ROQUE, O.C.C. Sistemas Alternativas de Tratamento de Esgotos Aplicáveis as Condições Brasileiras – Tese de Doutorado em Saúde Pública, FIOCRUZ – Rio de Janeiro, 1997.

SANTOS, D. C. Os sistemas prediais e a promoção da sustentabilidade ambiental. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 2, n. 4, p. 7-18, 2002.

SAUTCHUK, C., FARINA, H., HESPANHOL, I., OLIVEIRA, L. H., COSTI, L. O., ILHA, M.S.O., GONÇALVES, O.M., MAY, S., BONI, S.S.N., SCHMIDT, W. **Conservação e reúso da água em edificações – Manual da FIESP**. São Paulo. 151 p., 2005.

SCHAFER A. I.; NGHIEMA L. D., OSCHMANN N.; AL-JAYYOUSI Bisphenol A retention in the direct ultrafiltration of greywater. **Journal of Membrane Science** Schafer A. I.; Nghiema L. D., Oschmann N.; Al-Jayyousi Bisphenol A retention in the direct ultrafiltration of greywater. *Journal of Membrane Science* V. 283 p. 233–243, 2006.

SHUVAL, H., LAMPERT, Y. AND FATTAL, B., Development of a risk assessment approach for evaluation wastewater reuse standards for agriculture. **Wat. Sci. Tech** 35(11–12), 15–20, 1997.

SILVA, R. T.; CONEJO, J. G. L.; GONÇALVES, O. M. **Apresentação do programa. Brasília: Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água**, (DTA - Documento Técnico de Apoio nº A1). 48 p. ,1998.

SOLLER J.N.S., J.A., OLIVIERI, A.W. Microbial risk assessment using disease transmission models. **1ST World Water Congress**, Paris, International Water Association, London. 2001

STRACHAN, N. J., FENLON, D. R. AND OGDEN, I. D. Modelling the vector pathway and infection of humans in an environmental outbreak of *Escherichia coli* O157. **FEMS Microbiology Letters** 203(1): 69-73. 2001.

STENSTRÖM, T.A., BOISEN, F., GEORGSSON, F., LAHTI, K., LUND, V., ANDERSSON, Y. AND ORMEROD, K. Waterborne infections in the Nordic countries. (Vattenburna infektioner i Norden). TemaNord 1994:585, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark. (In Swedish, English summary). 1994.

STOREY, M.V. AND N.J. ASHBOLT A risk model for enteric virus accumulation and release from reuse water biofilms. **Presented at the IWA 3rd World Water Congress**, Melbourne, 7-12 April, IWA Publishing. 2002.

TANAKA, H., ASANO, T., SCHROEDER, E.D., AND TCHOBANOGLOUS, G. Estimating the Safety of Wastewater Reclamation and Reuse Using Enteric Virus Monitoring Data, **Water Environment Research**, Vol. 70, No. 1, pp. 39-51. (1998).

TAUXE, R.V. AND COHEN, M.L. 1995. Epidemiology of diarrheal diseases in developed countries. In: HÖGLUND, C., Evaluation of microbial health risks associated with the reuse of source-separated human urine, Stockholm 2001.

TEUNIS, P. F. M., VAN DER HEIJDEN, O. G., VAN DER GIESSEN, J. W. B. & HAVELAAR, A. H. The dose-response relation in human volunteers for gastrointestinal pathogens. **RIVM**. 28450002. 1996

TEUNIS, P., TAKUMI, K. AND SHINAGAWA, K. Dose-response for infection by *Escherichia coli* O157:H7 from outbreak data. **Risk Anal.**, 24(2): 401-407. 2004

TOMAZ, P. **A água doce no mundo**. 2006. Disponível em: <http://www.acequarulhos.com.br/content.php?m=20060322001006>. Acesso em outubro, 2007.

TOZE, S. Microbial pathogens in the wastewater. Literatura review for urban water systems. **C SIRO Land and Water**. Australia. Technical report nº 1/97. 1997.

US EPA- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for water reuse**. EPA 625-R-04-108. Office of Water, Washington, DC, 2004.

VESEY, G.; SLADE, J.S.; BYRNE, M.; SHEPHERD. K; FRICKER, C.R. A new method for the concentration of *Cryptosporidium* oocysts from water. **Journal of Applied Bacteriology**, v.75, p.82-86, 1993.

VRANJAC, A. Investigação de surto de febre tifóide em Santos, SP, 2004, **Revista de Saúde pública**; 39(2): 321-4, 2005

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. DESA. UFMG, 452 p. , 2005.

ZERBINI, A. M.; CHERNICHARO, C.A Análise da influência de sólidos sedimentáveis na contagem de ovos de helmintos pelo método de Bailenger modificado. In: 21 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, João Pessoa. Anais do 21o. .2001.

YAMAGATA, H. On-site insight into reuse in Japan. **Water 21**, august 2002 in BORGES, LUCIANA ZABROCKI. **Caracterização da água cinza para promoção da sustentabilidade dos recursos hídricos** Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, setor de tecnologia, Universidade Federal do Paraná. Paraná, 2003.

YOUN-JOO AN; KAMPBELL, D.H.; BREIDENBACH, G.P. Escheriachia coli and total coliforms in water and sediments at marinas. **Enviromental Pollution V.** 120, p. 771-778, 2002.

WESTRELL, T. **Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems.** Faculdade de Artes e Ciências na Universidade de Linköping, Phd tese, capítulo 3, p. 35, 2004.

WOLFE, M. S. Giardiasis. **Clin Microbiol Rev**, 5, 93-100. 1992.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. 3rd **Drinking Water Guidelines**, 2004

9. ANEXOS

9.1 ANEXO A

9.1.1 Metodologia das análises dos parâmetros físico-químicos

Parâmetro	Métodos	Referência
Alcalinidade	Método Titulométrico	STANDARD METHODS 2320 B, 2005
Cloro Residual	Método DPD colorimétrico	STANDARD METHODS 4500 – Cl G, 1995
Cor verdadeira	Método Espectrofotométrico	STANDARD METHODS 2120 C, 2005
DBO ₅	Oxitop	
DQO	Método Colorimétrico	STANDARD METHODS 5220 D, 2005
Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	Método da Coluna Redutora de Cádmio	STANDARD METHODS 4500-NO ₃ ⁻ E, 2005
Nitrito (N-NO ₂ ⁻)	Método Colorimétrico	STANDARD METHODS 4500-NO ₂ ⁻ B, 2005
Nitrogênio Amoniacal	Método Semi-Micro-Kjeldahl	STANDARD METHODS 4500-N _{org} C, 2005
NTK (Nitrogênio Total Kjeldhal)	Método Semi-Micro-Kjeldahl	STANDARD METHODS 4500-N _{org} C, 2005
Orto-P (Orto fósforo)	Método do Ácido Ascórbico	STANDARD METHODS 4500-P , 2005
pH	Método Eletrométrico	STANDARD METHODS 4500 H ⁺ B, 2005
P-total (Fósforo total)	Método do Ácido Ascórbico	STANDARD METHODS 4500-P E, 2005
Sólidos Sedimentáveis	Método Gravimétrico	STANDARD METHODS 2540 F, 2005
Sólidos Suspensos Totais (SST)	Método Gravimétrico	STANDARD METHODS 2540 D, 2005
Sólidos Totais (ST)	Método Gravimétrico	STANDARD METHODS 2540 B, 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

9.2 ANEXO B

9.2.1 Geração da rotina para cálculo do risco e plotagem dos gráficos no programa R

```
#Programação para gerar a superfície de risco

nd=10000 # número de gerações aleatórias da densidade de E.coli

d1 <- rlnorm(10000, log da média das amostras coletadas, log do desvio
padrão) # densidade de E.coli

d1=sort(d1)

# Função para gerar valores de uma dist. triangular

rtriangle <- function(n=1, a=0, b=1, c=0.5){
  if(length(n)>1) n <- length(n)
  if(n<1 | is.na(n)) stop(paste("invalid argument: n =", n))
  n <- floor(n)
  if(any(is.na(c(a,b,c)))) return(rep(NaN, times=n)) # to match behavior of runif
  if(a > c | b < c) return(rep(NaN, times=n)) # to match behavior of runif
  if(any(is.infinite(c(a,b,c)))) return(rep(NaN, times=n))
  p <- runif(n)
  if(a != c){
    # if a = c then i is always true
    i <- which((a + sqrt(p * (b - a)*(c - a))) <= c)
    j <- which((b - sqrt((1 - p) * (b - a) * (b - c))) > c)
  } else {
    i <- which((a + sqrt(p * (b - a)*(c - a))) < c)
    j <- which((b - sqrt((1 - p) * (b - a) * (b - c))) >= c)
  }
}
```

```
if(length(i)!=0)
  p[i] <- a + sqrt(p[i] * (b - a) * (c - a))
if(length(j)!=0)
  p[j] <- b - sqrt((1 - p[j]) * (b - a) * (b - c))
return(p)
}

nv=10000 # número de gerações aleatórias da densidade de volume de água
de reuso ingerida

v <- rtriangle(nv,0.01,0.5,0.1) # densidade de volume

v=sort(v)

D1=d1*v # cálculo da dose de infecciosa

a=0.2099

risco1=(1-(1+ (D1/1120)*((2^(1/a))-1))^a)

n1<- rnorm(10000,1460,100) # média do número de usos e desvio padrão

risco1a= (1-((1-risco1)^n1))

plot(d1,risco1a, ylab="risco anual",xlab="organismos/mL")
```
