



Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)
Centro Tecnológico (CTC)
Departamento de Engenharia Civil (ECV)
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC)

Dissertação de Mestrado

**Uso racional de água em habitações de
interesse social como estratégia para a
conservação de energia em Florianópolis,
Santa Catarina**

Abel Silva Vieira

Florianópolis
Dezembro de 2012.

ABEL SILVA VIEIRA

**USO RACIONAL DE ÁGUA EM HABITAÇÕES DE INTERESSE
SOCIAL COMO ESTRATÉGIA PARA A CONSERVAÇÃO DE
ENERGIA EM FLORIANÓPOLIS, SANTA CATARINA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para obtenção do Título de MESTRE em Engenharia Civil.

Área de concentração: Construção Civil

Orientador: Prof. Enedir Ghisi, PhD.

Florianópolis, 13 de dezembro de 2012.

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Silva Vieira, Abel

Uso racional de água em habitações de interesse social
como estratégia para a conservação de energia em
Florianópolis, Santa Catarina [dissertação] / Abel Silva
Vieira ; orientador, Enedir Ghisi - Florianópolis, SC, 2012.
172 p. ; 21cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil.

Inclui referências

1. Engenharia Civil. 2. Interdependência água-energia.
3. Uso racional de água. 4. Abastecimento de água. 5.
Coleta e tratamento de esgoto. I. Ghisi, Enedir. II.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Civil. III. Título.

**USO RACIONAL DE ÁGUA EM HABITAÇÕES DE INTERESSE
SOCIAL COMO ESTRATÉGIA PARA A CONSERVAÇÃO DE
ENERGIA EM FLORIANÓPOLIS, SANTA CATARINA**

ABEL SILVA VIEIRA

Dissertação julgada adequada para a obtenção do título de
Mestre em Engenharia Civil
pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil
da Universidade Federal de Santa Catarina.

Prof. Roberto Caldas de Andrade Pinto, Ph.D.
Coordenador do PPGEC

Prof. EneDirGhisi, Ph.D.
Orientador

Banca examinadora:

Prof. Asher Kiperstok, Ph.D.
DEA/UFBA

Prof. Ramon Lucas Dalsasso, Dr.
ENS/UFSC

Prof. Roberto Lamberts, Ph.D.
ECV/UFSC

Florianópolis, 13 de dezembro de 2012.

AGRADECIMENTOS

Eu agradeço ao Professor Eneid Ghisi pela a orientação; aos coordenadores do Laboratório de Eficiência Energética em Edificações (LabEEE) do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) por disponibilizarem o espaço para o desenvolvimento deste trabalho; às famílias que participaram do estudo pela gentileza e hospitalidade; e aos órgãos financiadores - FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos) e CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) - pelo custeio do estudo.

Meu agradecimento especial é dedicado à minha esposa Mônica Luciano Widman pelo suporte nos últimos dois anos durante o mestrado, e aos meus pais Tânia Regina Silva Vieira e Luiz Carlos Vieira pelo incentivo acadêmico e profissional durante minha vida. Por último, mas com igual importância, agradeço a todos os familiares e amigos por compreenderem minha ausência em suas vidas nesta jornada durante o mestrado.

RESUMO

A interdependência entre o consumo de água e o consumo de energia é crescentemente reconhecida como uma das bases para o desenvolvimento sustentável. A escolha das tecnologias para promoção do uso racional de água impacta diretamente a energia incorporada à água. O objetivo geral deste trabalho é avaliar o potencial de economia de energia para operação de sistemas públicos de água e esgoto por meio do uso racional de água em habitações de interesse social em Florianópolis, Santa Catarina. O potencial de economia de energia em escala urbana com o uso racional de água em habitações de interesse social foi verificado para diferentes estratégias, considerando medidas, tais como: (i) instalação de equipamentos economizadores (bacias sanitárias de acionamento duplo e torneiras economizadoras no lavatório e na pia da cozinha); (ii) aproveitamento de água cinza do chuveiro, lavatório, lavadora de roupas e tanque para descarga de bacias sanitárias; e (iii) aproveitamento de água pluvial de coberturas para o abastecimento de lavadoras de roupas, tanques e bacias sanitárias. Para a avaliação do potencial de economia de energia através de estratégias compostas por uma ou mais medidas, estimou-se a parcela dos serviços de água e esgoto atendida por cada medida, bem como suas respectivas intensidades energéticas - unidade de energia por unidade de água ou esgoto. A intensidade energética média das estratégias analisadas variou consideravelmente. A maior intensidade energética média estimada foi para a estratégia que considera o uso de água pluvial sem outra medida para redução do consumo de água da rede pública - $0,86 \text{ kWh/m}^3$ -; enquanto, a menor, foi para o uso de equipamentos economizadores combinado com água cinza - $0,41 \text{ kWh/m}^3$. Observou-se que quanto maior a redução de efluentes destinados à rede pública de esgoto por uma estratégia, menor é a sua intensidade energética. Por outro lado, a economia de água potável não proporcionou redução significativa da intensidade energética das estratégias em relação aos sistemas públicos. O potencial de economia de energia gerado pelo aproveitamento de água cinza combinado com a instalação de equipamentos economizadores foi igual a $3,9 \text{ GWh/ano}$ em escala urbana.

Palavras-chave: Interdependência água-energia; Equipamentos economizadores de água; Aproveitamento de água pluvial; Aproveitamento de água cinza; Sistemas de abastecimento de água; Sistemas de coleta e tratamento de esgoto.

ABSTRACT

The water-energy nexus is increasingly recognized as one of the bases for the sustainable development. The strategies considered into an integrated water management plan have direct implications on the energy embodied into water. The aim of this study is to evaluate the potential for energy savings for operating public water and sewage systems by means of integrated water management strategies in low-income households in Florianópolis, Santa Catarina. The potential for energy savings in urban scale was assessed for different strategies considering water-efficient initiatives, such as: (i) installation of water-saving plumbing fixtures (dual flush toilets and water-efficient taps), (ii) reuse of greywater from shower, washing basin, and laundry for toilet flushing, and (iii) rainwater use for laundry and toilet flushing. In order to assess the potential for energy savings through strategies which encompass the use of one or more initiatives thereof, it was estimated the energy intensity - unit of energy per unit of water or sewage - and the share of water and sewage services met by each initiative. The average energy intensity of the strategies varied considerably. The highest average energy intensity was estimated for the strategy that encompass the use of rainwater without other initiatives to reduce mains water consumption - 0.86 kWh/m^3 -; while the lowest was for the use of water-saving plumbing fixtures combined with greywater reuse - 0.41 kWh/m^3 . It was observed that the strategies which promote the greatest reduction of sewage have the lowest energy intensities (e.g. greywater combined with installing water-saving plumbing fixtures). Therefore, the reduction of sewage is the main factor which underpins the energy efficiency of residential water-efficient strategies. On the other hand, water savings did not give rise to a significant reduction in the energy intensity of the strategies in relation to public systems. The potential for energy savings generated by the reuse of greywater combined with installing water-saving plumbing fixtures was equal to 3.9 GWh/year in an urban scale.

Keywords: Water-energy nexus; Water-saving plumbing fixtures; Rainwater harvesting; Greywater reuse; Wastewater treatment systems.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Interdependência água-energia.	10
Figura 2 - Consumo de água per capita em diferentes regiões.	15
Figura 3 - Usos finais de água por equipamento hidrossanitário em residências.	17
Figura 4 - Potencial de economia de água através do uso de equipamentos economizadores.	19
Figura 5 - Abastecimento de água através de sistemas de aproveitamento de água pluvial.	22
Figura 6 - Abastecimento de água através de sistemas de aproveitamento de efluentes.	28
Figura 7 - Intensidade energética para diferentes tecnologias para o tratamento de água em sistemas centralizados.	33
Figura 8 - Intensidade energética para diferentes etapas do tratamento de esgoto sanitário em sistemas centralizados.	35
Figura 9 – Intensidade energética em sistemas centralizados de tratamento e abastecimento de água (água) e sistemas centralizados de coleta e tratamento de esgoto (esgoto) em diferentes cidades.	36
Figura 10 - Intensidade energética em sistemas alternativos descentralizados de abastecimento de água (água cinza e água pluvial).	39
Figura 11 - Fluxograma do método.	46
Figura 12 – Estratégias para o abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto.	47
Figura 13 - Kit Smart Meter FTS com data logger (a), sensor de pulso instalado em chuveiro (b) e sensor de tempo instalado em bacia sanitária com válvula de descarga (c).	60
Figura 14 – Intensidade energética no sistema de tratamento e abastecimento de água (água) e sistema de coleta e tratamento de esgoto (esgoto) para a cidade de Florianópolis.	75
Figura 15 – Variação da intensidade energética do sistema público de coleta e tratamento de esgoto em função da precipitação pluviométrica em Florianópolis.	76
Figura 16 – Projeção da intensidade energética do sistema de abastecimento de água de Florianópolis para período entre 2011 e 2030.	77
Figura 17 - Relação entre turbidez e absorvância de UV-C na água.	79
Figura 18 - Variação da dose de radiação ultravioleta em função da turbidez (uT) e do afastamento da fonte de radiação.	80

Figura 19 - Variação da dose de radiação em função da vazão e da potência de lâmpadas ultravioletas para desinfecção de água pluvial.	81
Figura 20 - Variação da dose de radiação em função da vazão e da potência de lâmpadas ultravioletas para desinfecção de água cinza.	82
Figura 21 - Intensidade energética do sistema de desinfecção ultravioleta para água pluvial e cinza em sistema com reservatório superior de 200 litros com quatro ciclos de desinfecção diários.	83
Figura 22 - Intensidade energética do sistema de desinfecção ultravioleta com menor intensidade energética em função do volume do reservatório superior considerando quatro ciclos de desinfecção diários.....	85
Figura 23 - Intensidade energética de conjuntos motobomba entre 1/4 e 1 cv para o recalque de água do reservatório inferior para o superior de água cinza ou pluvial considerando uma partida ao dia do conjunto motobomba, consumo de 200 litros de água cinza ou pluvial diários e perdas por standby de 2 W.....	86
Figura 24 - Intensidade energética do sistema de bombeamento do reservatório inferior para o superior com menor intensidade energética em função da demanda de água cinza ou pluvial considerando um ciclo de bombeamento por dia e perdas por standby de 2 W.	88
Figura 25 - Intensidade energética do sistema de recalque de água pluvial ou cinza do reservatório inferior para o superior do sistema alternativo de abastecimento de água.....	89
Figura 26 - Intensidade energética dos sistemas alternativos e públicos de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto. ..	90
Figura 27 - Limites de temperatura para Inverno e Verão, temperatura média mensal para última década e temperatura média diária máxima e mínima para os meses do ano de 2012 em Florianópolis.	92
Figura 28 - Distribuição de dias com temperatura média classificada como Verão ($\geq 24,0^{\circ}\text{C}$), Meia estação ($< 24,0^{\circ}\text{C}$ e $> 18,6^{\circ}\text{C}$) e Inverno ($\leq 18,6^{\circ}\text{C}$) durante o período de janeiro de 2002 a setembro de 2012 em Florianópolis.	93
Figura 29 - Usos finais de água, consumo de água, renda familiar em salários mínimos (SM) e número de habitantes em dez habitações de interesse social (HIS) em Florianópolis.	94

Figura 30 - Índice pluviométrico mensal médio, máximo e mínimo no período entre janeiro de 2002 e dezembro de 2011 em Florianópolis.	110
Figura 31 - Potencial de atendimento aos serviços de abastecimento de água através do uso de água pluvial considerando diferentes volumes para o reservatório inferior nas habitações estudadas.	111
Figura 32 - Potencial de atendimento aos serviços de água e esgoto com a utilização de equipamentos economizadores e sistema de aproveitamento de água cinza.	114
Figura 33 - Potencial de atendimento aos serviços de abastecimento de água através do uso de água pluvial considerando diferentes volumes de reservação nas habitações estudadas após a instalação de equipamentos economizadores.	116
Figura 34 - Potencial de atendimento da demanda de água com a utilização de equipamentos economizadores e aproveitamento de água pluvial.	117
Figura 35 - Potencial de atendimento aos serviços de abastecimento de água através do uso de água pluvial considerando diferentes volumes de reservação nas habitações estudadas após a implantação de sistemas de aproveitamento de água cinza.	119
Figura 36 - Potencial de atendimento da demanda de água com a utilização de água cinza e água pluvial.	120
Figura 37 - Potencial de atendimento da demanda de água com a utilização de equipamentos economizadores, água cinza e água pluvial.	121
Figura 38 - Potencial médio de atendimento aos serviços de água e esgoto para as diferentes estratégias avaliadas.	122
Figura 39 - Intensidade energética média, máxima e mínima do sistema público e das estratégias analisadas dentre as habitações de interesse social estudadas.	126
Figura 40 - Intensidade energética média do sistema público e das estratégias analisadas considerando a parcela da energia destinada aos sistemas públicos de água e esgoto e aos sistemas alternativos de abastecimento no horizonte de estudo.	127
Figura 41 - Consumo energético acumulado dos serviços de água e esgoto para cada estratégia avaliada durante o horizonte de vinte anos para cidade de Florianópolis.	129

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Coeficiente de escoamento superficial para coberturas.....	67
Tabela 2 - Características de lâmpadas ultravioletas de baixa pressão.	78
Tabela 3 - Parâmetros para o cálculo da altura manométrica máxima entre os sistemas de recalque de fontes alternativas de água nas habitações estudadas.....	88
Tabela 4 - Torneiras convencionais existentes e torneiras economizadoras instaladas nas habitações de interesse social avaliadas.	96
Tabela 5 - Consumo e economia de água com o uso de equipamentos economizadores.	101
Tabela 6 - Sistema de aproveitamento de água cinza.....	107
Tabela 7 - Parâmetros para o cálculo do potencial de aproveitamento de água pluvial.....	109
Tabela 8 - Sistema de aproveitamento de água pluvial.....	111
Tabela 9 - Sistema de aproveitamento de água cinza após a economia de água gerada por equipamentos economizadores.....	113
Tabela 10 - Parâmetros para o cálculo do potencial de aproveitamento de água pluvial após a economia de água gerada por equipamentos economizadores.	115
Tabela 11 - Sistemas de aproveitamento de água pluvial após a economia de água gerada por equipamentos economizadores.	116
Tabela 12 - Parâmetros para o cálculo do potencial de aproveitamento de água pluvial após o aproveitamento de água cinza.	118
Tabela 13 - Sistema de aproveitamento de água pluvial após o aproveitamento de água cinza.....	119
Tabela 14 - Características, modelos e marcas das motobombas avaliadas para o sistema de desinfecção ultravioleta.	166
Tabela 15 - Características, modelos e marcas das lâmpadas avaliadas para o sistema de desinfecção ultravioleta.....	167
Tabela 16 - Características, modelos e marcas das motobombas avaliadas para o sistema de recalque de água entre o reservatório inferior e superior de sistemas alternativos de abastecimento.....	170

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	VII
RESUMO	VIII
ABSTRACT	IX
LISTA DE FIGURAS	XI
LISTA DE TABELAS	XIV
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 OBJETIVOS.....	4
1.1.1 <i>Objetivo geral</i>	4
1.1.2 <i>Objetivos específicos</i>	4
1.2 RELEVÂNCIA	5
1.3 ESTRUTURA DO TRABALHO	6
2 REVISÃO DE LITERATURA	7
2.1 GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS.....	7
2.2 INTERDEPENDÊNCIA ÁGUA-ENERGIA.....	10
2.2.1 <i>Visão geral</i>	10
2.2.2 <i>Programas governamentais brasileiros</i>	11
2.3 DEMANDA HÍDRICA RESIDENCIAL	13
2.3.1 <i>Perfil de consumo</i>	14
2.3.2 <i>Usos finais</i>	16
2.4 POTENCIAL DE ECONOMIA DE ÁGUA.....	19
2.4.1 <i>Equipamentos economizadores</i>	19
2.4.2 <i>Água pluvial</i>	22
2.4.3 <i>Água cinza</i>	27
2.5 POTENCIAL DE ECONOMIA DE ENERGIA	32
2.5.1 <i>Intensidade energética em sistemas convencionais</i>	32
2.5.2 <i>Intensidade energética em sistemas alternativos</i>	38
2.6 CONSIDERAÇÕES SOBRE A REVISÃO DE LITERATURA	45
3 MÉTODO	46
3.1 VISÃO GERAL.....	46
3.2 CONCEPÇÃO DO SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE FONTES ALTERNATIVAS DE ÁGUA	47
3.3 INTENSIDADE ENERGÉTICA.....	49
3.3.1 <i>Sistemas públicos centralizados de água e esgoto</i>	49

3.3.2	<i>Sistemas alternativos residenciais de água e esgoto.....</i>	51
3.3.3	<i>Estratégias combinadas para gestão hídrica.....</i>	59
3.4	CARACTERIZAÇÃO DOS USOS FINAIS DE ÁGUA.....	60
3.5	GESTÃO DA OFERTA E DA DEMANDA DE ÁGUA E ESGOTO EM HABITAÇÕES DE INTERESSE SOCIAL.....	62
3.5.1	<i>Equipamentos economizadores.....</i>	63
3.5.2	<i>Água pluvial.....</i>	65
3.5.3	<i>Água cinza.....</i>	68
3.6	POTENCIAL DE REDUÇÃO DA DEMANDA ENERGÉTICA EM SISTEMAS PÚBLICOS DE ÁGUA E ESGOTO.....	71
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	74
4.1	INTENSIDADE ENERGÉTICA.....	74
4.1.1	<i>Sistemas públicos centralizados de água e esgoto.....</i>	74
4.1.2	<i>Sistemas alternativos residenciais de água e esgoto.....</i>	77
4.1.3	<i>Intensidade energética total.....</i>	90
4.2	CARACTERIZAÇÃO DOS USOS FINAIS DE ÁGUA.....	91
4.3	ESTRATÉGIAS PARA GESTÃO DA OFERTA E DA DEMANDA DE ÁGUA E ESGOTO.....	95
4.3.1	<i>Estratégia 1 - Equipamentos economizadores.....</i>	96
4.3.2	<i>Estratégia 2 - Aproveitamento de água cinza.....</i>	106
4.3.3	<i>Estratégia 3 - Aproveitamento de água pluvial.....</i>	109
4.3.4	<i>Estratégia 4 - Equipamentos economizadores e aproveitamento de água cinza.....</i>	112
4.3.5	<i>Estratégia 5 - Equipamentos economizadores e aproveitamento de água pluvial.....</i>	115
4.3.6	<i>Estratégia 6 - Aproveitamento de água cinza e aproveitamento de água.....</i>	118
4.3.7	<i>Estratégia 7 - Equipamentos economizadores, aproveitamento de água cinza e aproveitamento de água pluvial</i>	120
4.3.8	<i>Comparação entre estratégias.....</i>	122
4.4	POTENCIAL DE REDUÇÃO DA DEMANDA ENERGÉTICA DE ÁGUA E ESGOTO.....	124
4.4.1	<i>Intensidade energética das estratégias.....</i>	125
4.4.2	<i>Potencial de economia de energia.....</i>	128
5	CONCLUSÃO.....	132
5.1	LIMITAÇÕES DO TRABALHO.....	134
5.2	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	135

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	137
APÊNDICES.....	157
APÊNDICE 1.....	159
APÊNDICE 2.....	165
APÊNDICE 3.....	169
APÊNDICE 4.....	171

1 INTRODUÇÃO

A interdependência entre o consumo de água e o consumo de energia é crescentemente reconhecida como uma das bases para o desenvolvimento sustentável. Diversos estudos demonstram que estratégias para maximizar a eficiência hídrica e energética apresentam melhores resultados quando consideradas conjuntamente (GLEICK, 1994; LOFMAN; PETERSEN; BOWER, 2002; MALIK, 2002; DOE, 2006; KAHRL; ROLAND-HOLST, 2007; HALL et al., 2009; RETAMAL et al., 2009; EICHELBERGER, 2010; GOBER, 2010; IEEE, 2010; GLASSMAN et al., 2011; HERATH et al., 2011; LIANG; ZHANG, 2011; PROENÇA et al., 2011; SCOTT et al., 2011; SIDDIQI; ANADON, 2011; TESCHNER et al., 2012). Conseqüentemente, a tomada de decisão nos setores hídrico e energético deve incorporar a interdependência água-energia a fim de reduzir impactos ambientais, como, por exemplo, emissões dos gases do efeito estufa (SCOTT et al., 2011).

O setor energético consome considerável quantidade de água para a produção de energia (GLASSMAN et al., 2011; HERATH et al., 2011). Utiliza-se água em termelétricas, hidroelétricas, plantas geotérmicas (IEEE, 2010). Assim, a produção de energia compete por recursos hídricos com a agricultura e o abastecimento público, bem como com a manutenção da vida dos ecossistemas aquáticos.

O setor hídrico demanda elevada quantidade de energia utilizada para o bombeamento e o tratamento de água (PROENÇA et al., 2011; ROTHAUSEN; CONWAY, 2011; LEE; TANSEL, 2012). Geralmente, gastos com energia elétrica estão entre os maiores custos das concessionárias de água no Brasil (SNIS, 2012) e no mundo (BARRY, 2007). Em 2010, as concessionárias de água brasileiras despenderam R\$ 2,94 bilhões com energia elétrica, consumindo aproximadamente 9,8 e 1,0 TWh com serviços de água e esgoto, respectivamente (SNIS, 2012). Este consumo representou 2,4% do consumo nacional de energia - 455,7 TWh em 2010 (EPE, 2011). Provavelmente, o consumo energético do setor hídrico aumentará com a ampliação dos serviços de esgotamento sanitário, onde mais de 50% dos recursos do setor são investidos. Apesar dos investimentos, apenas 46,2% da população brasileira é atendida com serviço de coleta de esgoto; e 37,9%, com serviço de coleta e tratamento de esgoto (SNIS, 2012). Outros fatores que também podem influenciar o aumento do consumo de energia pelo setor hídrico são: a ampliação do consumo de água (IEEE, 2010); a redução da disponibilidade hídrica (BARRY,

2007); o aumento da poluição dos mananciais de água (BRUGGEN; BORGHGRAEF; VINCKIER, 2010); a elevação dos padrões de qualidade de tratamento para água potável e esgoto (BARRY, 2007); e o estabelecimento de políticas para redução de gases do efeito estufa (IPCC, 2007).

As emissões de gases do efeito estufa do setor hídrico aumentarão devido ao maior consumo de energia por volume de água produzida - intensidade energética - e a ampliação da demanda por água, elevando seu atual impacto ambiental (LEE; TANSEL, 2012). Nos Estados Unidos, esse setor é responsável por 1,5% das emissões totais de gases do efeito estufa – 85 milhões de toneladas de CO₂ equivalente; enquanto, no Reino Unido, o setor emite 0,8% do total – 5 milhões de toneladas de CO₂ equivalente (ROTHAUSEN; CONWAY, 2011). Os sistemas de tratamento de esgoto são os que mais contribuem para as emissões das concessionárias de água e esgoto (ROTHAUSEN; CONWAY, 2011). Nesses sistemas, consome-se elevada quantidade de energia para o bombeamento e a aeração. Além disso, emite-se metano - gás com potencial de aquecimento global 21 vezes maior que o CO₂ – durante processos de tratamento anaeróbios. Por outro lado, o aproveitamento de metano gerado em estações de tratamento de esgoto pode minimizar impactos ambientais relacionados com as emissões de gases do efeito estufa e o consumo de energia.

Em alguns países, novas políticas públicas prevêem o gerenciamento integrado dos setores hídrico e energético para promoção de benefícios econômicos e ambientais. Por exemplo, nos últimos anos, os EUA (DOE, 2006), o Reino Unido (CST, 2009) e a Austrália (HALL et al., 2009) estabeleceram diretrizes para esse fim. No entanto, para a maioria dos países, as diretrizes para o setor hídrico são geralmente desconexas do setor energético (CHENG, 2002; CHIU; LIAW; CHEN, 2009; STILLWELL et al., 2009). Como apontado nos estudos de McMahan, Whitehead e Biermayer (2006), programas para o aumento da eficiência energética podem apresentar maior economia de energia e melhor custo-benefício com a introdução de medidas para conservação da água.

Após a crise energética brasileira de 2001, o Programa Nacional de Conservação de Energia Elétrica (PROCEL) vem sendo ampliado pela Eletrobrás. Neste contexto, o Programa de Eficiência Energética no Saneamento Ambiental (PROCEL Sanear) foi reestruturado em 2003. Atualmente, o PROCEL Sanear busca aumentar os investimentos em projetos de eficiência energética na área de saneamento ambiental, promovendo novas tecnologias e seus benefícios. Ao demais, o

programa procura estimular o uso racional de água e de energia entre concessionárias e consumidores. Este programa também visa promover a articulação dos setores hídrico e energético.

Em 2009, o Ministério das Cidades lançou o maior programa habitacional brasileiro - Programa Minha Casa Minha Vida. Através desse programa, investir-se-á R\$ 71,7 bilhões para a construção de dois milhões de habitações para famílias de baixa renda no período entre 2010 e 2014 (BRASIL, 2011a). Promovendo-se a economia de água potável nestas habitações, reduzir-se-ia a necessidade de investimentos em infraestrutura para a universalização dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário no Brasil, estimados em R\$ 178 bilhões. Não menos importante, ao se adotar medidas para eficiência hídrica em edificações, economiza-se energia nos sistemas públicos de água e esgoto (PROENÇA et al., 2011).

O aumento do poder aquisitivo de populações de interesse social pode contribuir para a elevação da demanda por água e energia nas cidades brasileiras. Em 2009, a parcela da sociedade brasileira com renda familiar de até R\$ 1.245,00 representava 36,9% da população nacional - 70,4 milhões de pessoas (IBGE, 2010a). As políticas habitacionais brasileiras preconizam o atendimento prioritário da população de interesse social com renda familiar de até três salários mínimos - R\$ 1.866,00 em 2012. Assim, o uso racional de água em habitações de interesse social pode ser uma importante medida para a promoção da economia de água em escala urbana devido ao elevado número de brasileiros nesta parcela da sociedade. Dentre as principais iniciativas para o uso racional de água em habitações de interesse social, destacam-se o uso de fontes alternativas de água (aproveitamento de água pluvial ou água cinza) e a instalação de equipamentos economizadores (OLIVEIRA et al., 2007).

A escolha das tecnologias para promoção do uso racional de água impacta diretamente a energia incorporada à água. Por exemplo, Retamalet al. (2009) demonstraram que sistemas de aproveitamento de água pluvial podem consumir maior quantidade de energia quando comparados com a água potável do abastecimento público. O maior consumo energético pode gerar maiores impactos ambientais (FRIEDRICH; PILLAY; BUCKLEY, 2007). Segundo Retamalet al. (2009), diante da variedade de tecnologias disponíveis recentemente, a seleção de estratégias para a gestão da oferta e da demanda de água deve considerar: (i) a economia de água potável; (ii) a produção de água de fontes alternativas; (iii) o consumo energético; (iv) a geração de gases do efeito estufa; e (v) os benefícios e custos econômicos, sociais e

ambientais.

Apesar da importância de estudos sobre a interdependência água-energia para tomada de decisão, esses ainda são escassos (RETAMAL et al., 2009). Rothausen e Conway (2011) salientam que, no Reino Unido, apesar da recente adoção de políticas públicas para redução dos gases do efeito estufa do setor hídrico, a falta de informações limita a implementação de tecnologias com menor impacto ambiental. O mesmo acontece nos EUA (BARRY, 2007), na Austrália (RETAMAL et al., 2009), dentre outros países.

Apesar da expansão de políticas públicas habitacionais, hídricas e energéticas no Brasil, ainda são escassos ou inexistentes estudos sobre a economia energética nos sistemas públicos de água e esgoto obtida a partir do uso racional de água em habitações de interesse social. Assim, o desenvolvimento de estudos com este escopo pode subsidiar a tomada de decisão, o desenvolvimento e a articulação entre os setores energético, hídrico e habitacional, os quais são estratégicos para o desenvolvimento do país.

1.1 *Objetivos*

1.1.1 **Objetivo geral**

O objetivo geral deste trabalho é avaliar o potencial de economia de energia para operação de sistemas públicos de água e esgoto por meio do uso racional de água em habitações de interesse social em Florianópolis, Santa Catarina.

1.1.2 **Objetivos específicos**

Os objetivos específicos deste trabalho são:

- Avaliar a intensidade energética de sistemas públicos de água e esgoto;
- Avaliar a intensidade energética de sistemas de aproveitamento de água pluvial em habitações de interesse social;
- Avaliar a intensidade energética de sistemas de aproveitamento de água cinza em habitações de interesse social;
- Avaliar o potencial de atendimento da demanda total de água por fontes alternativas (água pluvial e água

cinza) com a instalação de sistemas residenciais de abastecimento;

- Avaliar o potencial de atendimento ao serviço de esgoto através da utilização de sistemas residenciais de tratamento de água cinza;
- Avaliar o potencial de economia de água e redução de esgoto através da instalação de equipamentos economizadores em habitações de interesse social;
- Determinar a intensidade energética de diferentes estratégias (combinação de medidas) para gestão de água e esgoto em habitações de interesse social;
- Estimar o consumo de energia elétrica para diferentes estratégias de gestão de água e esgoto em habitações de interesse social para o horizonte de vinte anos.

1.2 *Relevância*

Sistemas de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto apresentam energia embutida em seus componentes, bem como demandam energia para sua operação e disposição final. Energia embutida inclui a energia consumida para extração e transporte de matéria-prima, para fabricação e transporte dos componentes e para a instalação e substituição de componentes. A energia de operação abrange a energia utilizada para o funcionamento dos sistemas.

Segundo Tarantini e Ferri (2001), Rihon, Lassaux e Germain (2002) e Friedrich, Pillay e Buckley (2007), o consumo energético na fase de operação causa a principal parcela dos impactos ambientais de sistemas públicos de água e esgoto. Kalbusch e Ghisi (2012) identificaram que a fase de operação de torneiras convencionais é responsável por 59% do consumo energético destes equipamentos, enquanto as fases de produção e disposição final correspondem a 38 e 3%, respectivamente. Parkes et al. (2010) demonstraram que, considerando somente a fase de operação, sistemas alternativos de abastecimento podem apresentar maior emissão de carbono associada ao consumo de energia em relação a sistemas convencionais. Desta forma, o escopo do presente trabalho compreende a análise do consumo energético de importante etapa do ciclo de vida de sistemas de água e esgoto – a operação.

1.3 *Estrutura do trabalho*

A estrutura deste trabalho é composta pelos seguintes capítulos: introdução (presente capítulo), revisão de literatura, método, resultados e discussão, e conclusão.

No capítulo introdutório, foi caracterizado o problema abordado no trabalho. Assim, contextualizou-se a interdependência água-energia e a necessidade de integração entre os setores hídrico e energético.

No segundo capítulo, a discussão iniciada na introdução sobre o tema do trabalho é ampliada. Por conseguinte, apresentam-se detalhadamente os estudos desenvolvidos pela comunidade acadêmica na área de pesquisa do trabalho.

No terceiro capítulo, descrevem-se os métodos, materiais e normas utilizados para alcançar os objetivos do trabalho.

No penúltimo capítulo, apresentam-se os resultados e a discussão do estudo. Neste capítulo, também são comparados os resultados encontrados neste estudo com outros trabalhos sobre a mesma temática.

Por último, no capítulo de conclusão, descrevem-se as descobertas realizadas através deste trabalho, bem como suas limitações e sugestões para trabalhos futuros.

2 REVISÃO DE LITERATURA

A revisão de literatura aqui apresentada é composta por duas seções. A primeira seção, correspondente aos subitens 2.1 a 2.3, expande a discussão iniciada na introdução sobre a gestão dos recursos hídricos e a interdependência água-energia. A segunda seção, correspondente aos subitens 2.4 e 2.5, apresenta estudos sobre a redução de esgoto e a economia de água e energia elétrica através do uso racional de água em edificações.

2.1 *Gestão dos recursos hídricos*

A partir do final do século XIX, com o crescimento populacional, a gestão dos recursos hídricos nas cidades foi modificada através dos primeiros sistemas centralizados de água e esgoto, principalmente, na Europa (HALLSTRÖM, 2002). O objetivo central dos investimentos em saneamento era reduzir a incidência de doenças com a implantação de serviços públicos de água e esgoto.

Além de garantir a segurança sanitária, os sistemas centralizados trouxeram grande segurança hídrica, viabilizando o crescimento de cidades mesmo em áreas com reduzida disponibilidade hídrica (RYGAARD; BINNING; ALBRECHTSEN, 2011). Para aumentar a oferta de água nas cidades, a transposição de água entre bacias hidrográficas e a utilização de água de aquíferos tornaram-se práticas comuns. Baseadas nessas práticas, as políticas hídricas atuais são fundamentadas na gestão da oferta, aumentando o suprimento de água em função da demanda (BARRETO, 2008).

Apesar dos benefícios de sistemas centralizados - aumento da oferta e da segurança sanitária da água abastecida às cidades - estes sistemas provaram ser insustentáveis em muitas regiões (BRUGGEN; BORGHGRAEF; VINCKIER, 2010). Nas últimas décadas, mesmo com a transposição de água entre bacias hidrográficas e a exploração de aquíferos, a segurança hídrica do abastecimento diminuiu em diversas regiões do mundo (ARBUES; GARCÍA-VALIÑAS; MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, 2003; HELD; ZHANG; MIHELIC, 2012).

A escassez de água tornou-se o principal problema hídrico em diversas cidades (JURY; VAUX, 2005) devido ao contínuo aumento da demanda hídrica urbana com o crescimento populacional (BRUGGEN; BORGHGRAEF; VINCKIER, 2010). Com a continuidade do crescimento demográfico, a disponibilidade hídrica reduzirá ainda mais em áreas urbanas, especialmente, em países em desenvolvimento (MURAD; NUAIMI; HAMMADI, 2006; ALADENOLA; ADEBOYE,

2010). No Brasil, as regiões Nordeste e Sudeste, onde a maior parte da população do país se concentra, podem apresentar considerável redução da disponibilidade de água nos próximos anos (GHISI, 2006).

Diante do presente cenário, Rygaard, Binning e Albrechtsen (2011) afirmam que novamente o crescimento populacional e urbano impulsiona o início de uma nova era da gestão hídrica. Segundo os autores, esta nova era caracteriza-se pela autossuficiência hídrica das cidades por meio de novas tecnologias e estratégias para o suprimento de água com fontes produzidas localmente. Além de fontes locais, a demanda de água precisa ser ajustada em função de sua disponibilidade (BARRETO, 2008). Para superar a escassez de água, as cidades também promoverão a gestão integrada dos recursos hídricos através da diversificação das fontes de água, o que aumentará a segurança hídrica local (RYGAARD; BINNING; ALBRECHTSEN, 2011; SCHRAMM; FELMEDEN, 2012). Para Lundin e Morrison (2002), com o crescimento populacional, a sustentabilidade de sistemas públicos de água e esgoto dependerá da adoção de tecnologias que: economizem água, aumentem a eficiência energética e possibilitem a reciclagem de água e nutrientes.

Desde a década de 90, mudanças à gestão hídrica estão acontecendo (ARBUES; GARCÍA-VALIÑAS; MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, 2003). A fim de garantir a sustentabilidade do setor hídrico, novas políticas para gestão integrada dos recursos hídricos vêm surgindo (WILLIS et al., 2011a). As ferramentas utilizadas nestas políticas incluem medidas e práticas financeiras (incentivos, ajuste tarifário), não financeiras (campanhas de conscientização, tecnologias para promoção da eficiência hídrica), mandatórias (leis) ou opcionais (certificados) (JONES et al., 2010).

Segundo Rygaard, Binning e Albrechtsen (2011), para determinação de estratégias e tecnologias para autossuficiência hídrica se faz necessário definir os limites da área estudada, tais como, bacia hidrográfica, cidade, edificação, etc. De acordo com Turner e White (2006), para realizar a gestão integrada dos recursos hídricos é necessário: calcular o balanço entre a oferta e a demanda de água; determinar as iniciativas que serão utilizadas para gestão da oferta, da demanda e de fontes alternativas; implantar as iniciativas; e monitorar, avaliar e revisar a eficiência das iniciativas implantadas.

A gestão hídrica em edificações é atingida principalmente através da gestão da demanda (redução do consumo) e da substituição ou diversificação de fontes de água (LUNDIN; MORRISON, 2002; OLIVEIRA et al., 2007; DOMÈNECH; SAURÍ, 2011; MUTHUKUMARAN; BASKARAN; SEXTON, 2011; RYGAARD;

BINNING; ALBRECHTSEN, 2011). Para gestão da demanda em edificações, crescentemente utiliza-se equipamentos economizadores (VIMIEIRO; PÁDUA, 2005; USEPA, 2010; KALBUSCH, 2011; CARRAGHER; STEWART; BEAL, 2012), os quais reduzem o consumo de água. Dentre o uso de fontes alternativas, destacam-se o uso de água cinza (PAULO et al., 2012) e água pluvial (GHISI; FERREIRA, 2007; GHISI; OLIVEIRA, 2007; ALADENOLA; ADEBOYE, 2010). Campanhas de conscientização do usuário também devem ser promovidas (CORRAL-VERDUGO; BECHTEL, 2003), pois a redução da demanda não pode ser atingida sem a mudança dos hábitos de consumo dos usuários (WAY et al., 2010). No Brasil, a gestão integrada dos recursos hídricos em edificações é realizada através de Programas de Uso Racional de Água (PURA).

Segundo Butler e Maksimovic (1999), Angelakis e Bontoux (2001), Vaes e Berlamont (2001), Mitchell (2006) e Kim, Han e Lee (2012), entre os benefícios da gestão integrada dos recursos hídricos em edificações, destacam-se: a economia de água potável; a redução da geração de efluentes sanitários; a mitigação de enchentes através da retenção ou detenção de água pluvial; a diversificação das fontes de água com o uso de fontes alternativas; e o aumento da eficiência de sistemas hidráulicos. Willis et al. (2011a) e Carragher, Stewart e Beal (2012) destacam que sistemas de abastecimento em regiões onde fontes alternativas são utilizadas apresentam significativa redução da demanda de ponta de água potável. Segundo os autores, a redução da demanda de ponta possibilita o dimensionamento de sistemas públicos de abastecimento menores.

A utilização de aparelhos economizadores, aproveitamento de água cinza e aproveitamento de água pluvial em edificações beneficia tanto seus habitantes, quanto as operadoras dos sistemas públicos de água e esgoto. Por exemplo, Friedler e Lahav (2006) descrevem que com a adoção de sistemas de aproveitamento de água cinza em edificações, seus habitantes reduzem gastos com água e esgoto; para as operadoras dos sistemas públicos, os benefícios incluem: menor consumo de energia na adução, tratamento e distribuição de água, bem como na coleta e tratamento de esgoto; postergação da necessidade de expansão de sistemas públicos de água e esgoto; e menor consumo de produtos químicos. Como principal contribuição, estas tecnologias promovem o aumento da autossuficiência hídrica de edificações, bairros e cidades, contribuindo para sustentabilidade dos sistemas públicos de água e esgoto.

Na seção 2.4, discutir-se-á de forma detalhada cada tecnologia supracitada para gestão dos recursos hídricos em edificações.

2.2 Interdependência água-energia

2.2.1 Visão geral

A produção e o consumo de água e energia são interdependentes. Necessita-se de água para se produzir energia (SOVACOOOL; SOVACOOOL, 2009) e de energia para aduzir, tratar e distribuir água, bem como para recalcar e tratar esgoto (OLSSON, 2011) (Figura 1).

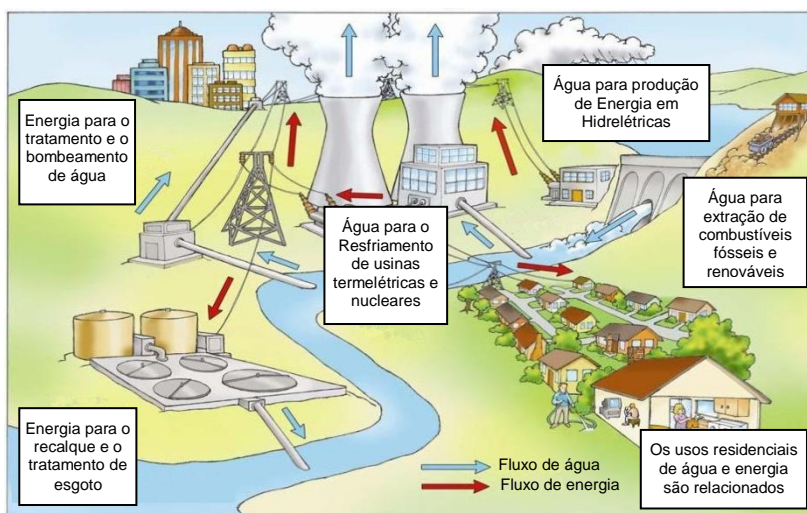


Figura 1 - Interdependência água-energia.

Fonte: adaptado de DOE (2006).

Água e energia são insumos básicos para o desenvolvimento econômico. Quando estes são escassos, o desenvolvimento é interrompido (OLSSON, 2011). No entanto, o crescimento sem planejamento conduz à escassez de ambos os recursos. A fim de se atingir o desenvolvimento econômico sustentável, evitando-se crises hídricas e energéticas, é necessário que o planejamento dos recursos água e energia complementem-se (DOE, 2006; TESCHNER et al., 2012). Assim, o equilíbrio entre a disponibilidade de água e energia deve ser alcançado a partir de estratégias holísticas, nas quais através do uso eficiente de água ou de energia conservam-se ambos os recursos (GLEICK, 1994).

A gestão da demanda de água por meio da introdução de fontes alternativas de água e do uso de equipamentos economizadores em

edificações apresenta oportunidades com benefícios efetivos ao setor energético (MCMAHON; WHITEHEAD; BIERMAYER, 2006). Todavia, dependendo do design e do tipo de tecnologia, sistemas para redução do consumo de água podem causar aumento do consumo energético e, assim, dos impactos ambientais em relação à infraestrutura convencional de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto (WAY et al., 2010).

A seleção de estratégias para o uso racional de água deve ser realizada considerando-se o consumo energético de cada alternativa (QI; CHANG, 2012). Contudo, raramente o consumo de energia é levado em consideração ao se definir tecnologias e estratégias para gestão da oferta e da demanda de água. Um dos fatores limitantes é a falta de estudos sobre a interdependência água-energia (ROTHAUSEN; CONWAY, 2011).

Usar a água de forma racional inclui produzir água e tratar esgoto consumindo-se pouca energia (OLSSON, 2011). Diante da atual diversidade de opções de gestão da oferta e da demanda de água, a adoção de estratégias para a economia de água potável precisa ser criteriosamente estudada, considerando-se não só o balanço hídrico, mas também o balanço energético (RETAMAL et al., 2009).

2.2.2 Programas governamentais brasileiros

Durante 2001, o Brasil vivenciou uma crise energética relacionada ao uso ineficiente de energia e à estiagem que reduziu a produção hidrelétrica nacional. Em resposta à crise, o governo brasileiro sancionou a Lei nº 10.295/2001 - Lei da Eficiência Energética – e ampliou o Programa Nacional de Conservação de Energia Elétrica (PROCEL) (MME, 2011).

Entre as ações adotadas desde 2001, destacam-se a criação do Programa Nacional de Eficiência Energética em Edificações (PROCEL EDIFICA) e a reestruturação do Programa de Eficiência Energética em Saneamento Ambiental (PROCEL SANEAR) (MME, 2011). O PROCEL EDIFICA determina diversas ações para promoção da eficiência energética em edificações públicas, comerciais e residenciais. O PROCEL SANEAR é integralmente dedicado à redução do consumo de energia nos serviços públicos de água e esgoto. Este programa concentra-se principalmente no aumento da eficiência energética nos sistemas de bombeamento, especialmente os de grande porte (MME, 2011).

Dentre os projetos do governo federal, investimentos em políticas habitacionais também serão realizados. Segundo o Ministério

de Minas e Energias (MME, 2011), serão adotadas as seguintes medidas para a promoção da eficiência energética em habitações de interesse social:

- Incentivar o uso eficiente de energia em projetos habitacionais financiados por agentes do governo nas esferas federal, estadual e municipal, como, por exemplo, o Programa Minha Casa Minha Vida;
- Estimular a integração das políticas energéticas e habitacionais;
- Promover o uso de Sistemas de Aquecimento Solar em habitações de interesse social.

Atualmente, o governo brasileiro lançou o Programa de Aceleração do Crescimento 2 (PAC 2). Os investimentos do programa concentrar-se-ão em áreas, como: saneamento ambiental, habitação de interesse social e energia (BRASIL, 2011b). Dentre as metas deste programa, está previsto (BRASIL, 2011b):

- A universalização dos serviços de abastecimento de água e energia nas residências brasileiras;
- A construção de dois milhões de habitações de interesse social entre 2010 e 2014, onde 60% das famílias contempladas devem possuir renda familiar até R\$ 1.395,00;
- O investimento em usinas hidrelétricas e redes de transmissão;
- A promoção da eficiência energética.

Com a expansão dos sistemas de saneamento ambiental e de habitações através do programa PAC-2, o consumo de energia associado com o fornecimento de água e, principalmente, com o tratamento de esgoto aumentarão. Uma das oportunidades de economia de energia é a economia de água, especialmente em edificações residenciais.

Residências demandam grande parte do consumo de água urbano (ARBUES; GARCÍA-VALIÑAS; MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, 2003). Segundo o SNIS (2011), o consumo residencial de água corresponde a 90,1% do consumo total na cidade de Maceió; 85,1%, em São Paulo e no Rio de Janeiro; e 78,3%, em Florianópolis. Associado com a alta demanda de água e o crescimento de políticas habitacionais nas cidades, o governo brasileiro lançou em 1997 o Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água e o Programa Brasileiro de Qualidade e Produtividade da Construção Habitacional. Dentre os

objetivos dos programas, destaca-se a promoção do uso racional de água em edificações residenciais.

Com a expansão dos setores hídrico, energético e habitacional no Brasil, existem oportunidades para se economizar energia através da economia de água no setor residencial de interesse social. Por exemplo, o uso de tecnologias simples, como o aproveitamento de fontes alternativas de água e o uso de equipamentos economizadores, tem o potencial de economia de energia e, conseqüentemente, de redução de gases do efeito estufa associados ao setor hídrico. Assim, estas tecnologias poderiam ser adotadas em habitações de interesse social brasileiras, promovendo economia de água e, conseqüentemente, redução do consumo de energia nos sistemas públicos de água e esgoto.

O uso racional de água em habitações de interesse social pode ser viabilizado com recursos do Programa de Eficiência Energética das Empresas de Distribuição (PEE), promulgado pela Lei nº 9.991, de 24 de julho de 2000. Através desse programa, torna-se compulsório que concessionárias e permissionárias do serviço público de distribuição de energia elétrica apliquem 0,5% da receita operacional líquida anual em ações que promovam a eficiência energética (ANEEL, 2008). Metade deste montante deve ser aplicada em programas que contemplem áreas de interesse social. Além disso, este programa visa o financiamento de projetos que promovam melhorias socioambientais ou estimulem a aplicação de novas tecnologias e o uso racional de energia. O uso racional de água em habitações de interesse social contempla medidas socioambientais através da conservação de água e, conseqüentemente, de energia em escala residencial e urbana.

2.3 *Demanda hídrica residencial*

Cada população, região, país apresenta padrões de consumo de água próprios; assim, o levantamento de usos finais específicos em cada estudo é crucial para a previsão da demanda de água (INMAN; JEFFREY, 2006). A identificação do perfil de consumo e os usos finais de água são informações essenciais para a determinação de estratégias de controle da demanda, bem como para o uso de fontes alternativas de água (BARRETO, 2008; GIURCO et al., 2008). Os usos finais com elevada demanda apresentam maior potencial para economia de água (THACKRAY; COCKER; ARCHIBALD, 1978).

Nesta seção, apresentar-se-á os resultados de trabalhos sobre o uso de água em edificações residenciais. A primeira parte inclui informações sobre o consumo total de água; e a segunda, sobre os usos

finais de água em cada equipamento hidrossanitário.

2.3.1 Perfil de consumo

O perfil de uso de água varia de acordo com a população, o clima, a estação do ano, o dia da semana e a edificação (ZHOU et al., 2002). Na Figura 2, observa-se que o consumo médio brasileiro de água (159,0 L/hab.dia (SNIS, 2012)), sem considerar perdas de água no sistema de distribuição, é superior ao consumo dos cidadãos da cidade de Gold Coast na Austrália (WILLIS et al., 2009). Por outro lado, o consumo médio brasileiro é inferior ao consumo em estudos realizados em regiões dos EUA (262,3 L/hab.dia (AWWA, 1999)) e da Nova Zelândia (entre 168,1 e 203,9 L/hab.dia (HEINRICH, 2007)).

Em nível nacional, o maior consumo per capita acontece na região Sudeste (185,9 L/hab.dia), onde o poder aquisitivo dos cidadãos é maior. No Nordeste, observa-se o menor consumo (117,3 L/hab.dia). A região com maior desenvolvimento econômico consome mais água. Além da economia, o clima apresenta grande influência no consumo de água. Por exemplo, o consumo da região Nordeste é 18% menor que o consumo da região Norte. Ambas as regiões apresentam índices de desenvolvimento econômico similares; todavia, o Norte possui os maiores índices pluviométricos nacionais, enquanto o Nordeste, os menores (GHISI, 2006).

Entre os estados brasileiros, o Rio de Janeiro apresenta a maior demanda per capita de água - 236,3 L/hab.dia. Os cidadãos desse estado têm maior poder aquisitivo em relação à média nacional. Também, a cidade do Rio de Janeiro, maior consumo total e per capita do estado (259,8 L/hab.dia), apresenta clima com altas temperaturas, o que favorece o uso de água em atividades, tais como: irrigação, banho, etc. O estado de Alagoas possui o menor consumo per capita nacional – 91,6 L/hab.dia.

Em estudo realizado por Oliveira e Filho (2004) na cidade de Natal no Rio Grande do Norte, demonstrou-se que o consumo de água em residências de alto padrão superava o consumo em habitações de médio e baixo padrão em 43% (141,0 L/hab.dia) e 55% (110,0 L/hab.dia), respectivamente. Cohim, Garcia e Kiperstok (2008) e Vimieiro e Pádua (2005) observaram consumo médio aproximado de 80,0 L/hab.dia em habitações de interesse social em Simões Filho - região metropolitana de Salvador/BA - e Belo Horizonte/MG, respectivamente. Os dados apresentados por Barreto (2008) demonstram que o consumo de água em grupo de habitações com renda familiar entre R\$ 500,00 e R\$ 2.500,00 na zona oeste de São Paulo foi igual ao

consumo norte americano – 262,7 L/hab.dia.

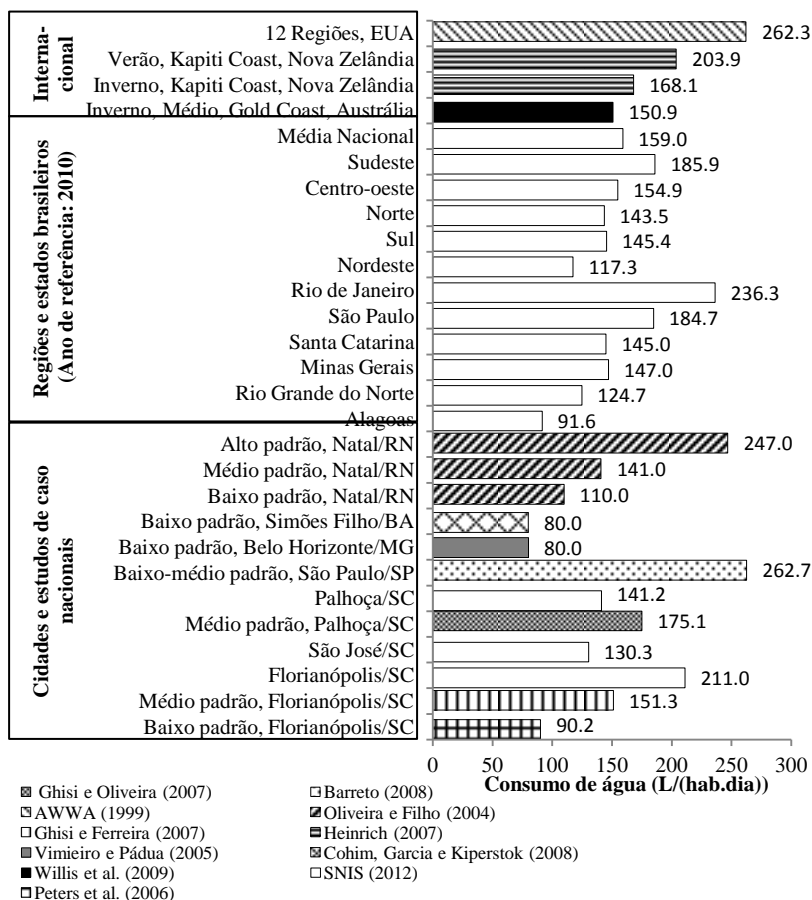


Figura 2 - Consumo de água per capita em diferentes regiões.

Para a região metropolitana de Florianópolis, as populações das cidades de São José, Palhoça e Florianópolis consumiram 130,3, 157,6 e 137,1 L/hab.dia, respectivamente, em 2010 (SNIS, 2012). Nesta mesma região, o consumo encontrado nos estudos de Ghisi e Oliveira (2007), Ghisi e Ferreira (2007) e Peters et al. (2006) variaram. No primeiro estudo, encontrou-se consumo médio de aproximadamente 175,0 L/hab.dia para duas edificações unifamiliares térreas de médio padrão localizadas na cidade de Palhoça. No segundo, verificou-se o consumo médio de 151,3 L/hab.dia para edificação multifamiliar em Florianópolis. No terceiro, Peters et al. (2006) monitoraram consumo

igual a 90,2 L/hab.dia em habitação de baixo padrão em Florianópolis. A renda familiar apresenta correlação com o consumo de água, sendo que quanto menor a renda, menor o consumo (SPERLING et al., 2001; COHIM; GARCIA; KIPERSTOK, 2008).

2.3.2 Usos finais

A determinação dos usos finais de água nas edificações permite identificar quando, onde e como a água é consumida. Essas informações são essenciais para a identificação da parcela da demanda total que pode ser economizada através de fontes alternativas e equipamentos economizadores (GIURCO et al., 2008; WILLIS et al., 2011b). A determinação dos usos finais de água em edificações existentes é realizada geralmente por meio de entrevista com os usuários ou monitoramento *in loco*.

Realiza-se o primeiro método por meio da aplicação de questionários e determinação da vazão instantânea dos equipamentos hidrossanitários. Para aplicação deste método não são necessários equipamentos, o que facilita a realização da pesquisa. Diversos estudos aplicaram este método: Thackray, Cocker e Archibald (1978), Ghisi e Ferreira (2007), Aladenola e Adeboye (2010), dentre outros. Para aferição dos resultados, o somatório dos usos finais estimados deve ser comparado com o consumo total monitorado pela concessionária de água (PROENÇA; GHISI, 2009).

O segundo método monitora o consumo em cada equipamento hidrossanitário através da instalação de equipamentos monitoradores - hidrômetros. Este procedimento pode ser difícil em alguns casos dependendo das características do equipamento monitorador utilizado e das instalações hidráulicas prediais. Por outro lado, este método fornece informações precisas sobre os usos finais de água (MEAD; ARAVINTHAN, 2009; DARBY, 2010; GIURCO; WHITE; STEWART, 2010; ANGLANI et al., 2011).

A Figura 3 apresenta os usos finais de água em edificações residenciais determinados em diferentes estudos. Considerou-se somente as contribuições dos principais equipamentos hidrossanitários (bacia sanitária, lavanderia - lavadora de roupas e tanque -, externo, chuveiro, lavatório e pia da cozinha); desconsiderou-se outros usos finais ou percentuais indeterminados.

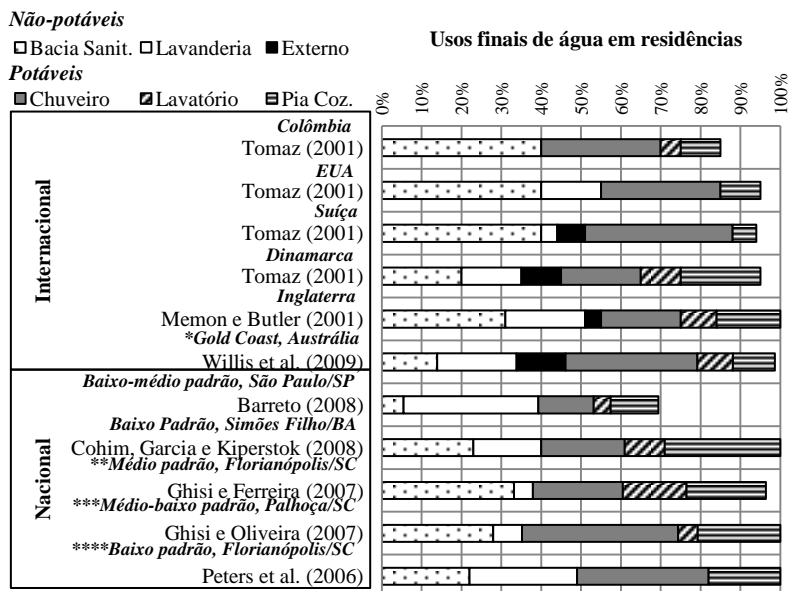


Figura 3 - Usos finais de água por equipamento hidrossanitário em residências.

Nota: * Torneiras de lavatório e cozinha combinadas no estudo original; ** Multifamiliar; ***Média entre duas casas; **** Chuveiro combinado com lavatório.

Nos estudos apresentados na Figura 3, a contribuição média dos equipamentos que devem ser exclusivamente abastecidos com água potável (chuveiro, lavatório e pia da cozinha) foi de 49%, variando entre 30 e 65% da demanda total. Observou-se a maior utilização de usos potáveis no trabalho de Ghisi e Oliveira (2007), onde o chuveiro correspondeu a 39,2% da demanda total. Encontrou-se a menor contribuição de usos potáveis para demanda total no estudo de Barreto (2008); no entanto, não se classificou 30,6% do consumo de água neste estudo e, assim, possivelmente subestimou-se o consumo para fins potáveis.

Em média, os usos finais que podem ser abastecidos com água pluvial (bacia sanitária, lavanderia e externo) corresponderam a 45% da demanda total, variando de 35 a 55% entre os estudos avaliados; enquanto os que podem ser abastecidos com água cinza (bacia sanitária e externo) representaram 30% do total, oscilando entre 6 e 47%. De forma geral, os estudos internacionais apresentaram maior potencial para utilização de fontes alternativas de água (49% água pluvial e 38% água cinza) em relação aos estudos nacionais (40% água pluvial e 22%

água cinza). Considerou-se que água pluvial poderia abastecer os usos finais da bacia sanitária, externo e lavanderia; e água cinza, bacia sanitária e externo.

Os estudos revisados demonstraram que o maior consumo acontece em média no chuveiro e na bacia sanitária, com 27% para cada uso final. Desta forma, estes equipamentos apresentam o maior potencial de economia de água. Segundo Oliveira et al. (2007), o consumo no chuveiro e na bacia sanitária são geralmente maiores que o consumo nos demais equipamentos devido ao longo período de utilização do primeiro e à elevada vazão do segundo.

Como observado na Figura 3, os usos finais de água variam entre as diferentes regiões e populações. Mesmo em regiões próximas e com características econômicas similares, como observado através da comparação entre os estudos de Ghisi e Oliveira (2007) e Ghisi e Ferreira (2007), os usos finais são diferentes. Assim, é de extrema importância que se determinem os usos finais de água para cada população a fim de selecionar estratégias ou tecnologias para economia de água (INMAN; JEFFREY, 2006).

Os usos finais também variaram entre os estudos com populações de interesse social. Em habitações de interesse social da região metropolitana de Salvador, Cohim, Garcia e Kiperstok (2008) monitoraram consumos iguais a 21 e 23% do total para o abastecimento de chuveiros e bacias sanitárias, respectivamente. Em comparação a outros estudos, Cohim, Garcia e Kiperstok (2008) registraram a maior contribuição da pia da cozinha para o consumo total de água. De acordo com os usos finais determinados pelos pesquisadores, 21 e 40% da demanda de água pode ser suprida por água cinza e água pluvial, respectivamente.

No estudo de Barreto (2008) em região de interesse social em São Paulo, o potencial de aproveitamento de água pluvial foi similar ao estudo anterior – igual a 39%. Entretanto, neste estudo, verificou-se que somente 6% da demanda total poderia ser abastecida por água cinza. Certamente, o baixo potencial de aproveitamento de água cinza é devido à imprecisão na medição dos usos finais (30,6% indeterminado).

Na pesquisa realizada em habitações de interesse social em Florianópolis por Peters et al. (2006), 49% da demanda total poderia ser suprida com água pluvial. Este é o maior potencial de substituição de água potável por pluvial entre os estudos nacionais avaliados. Neste mesmo estudo, verificou-se que água cinza pode suprir 22% do consumo total de água destinado à descarga de bacias sanitárias.

Os potenciais de aproveitamento de água pluvial e cinza apresentados nessa seção poderiam variar dependendo do padrão de

qualidade exigido em cada ponto de consumo e da tecnologia de tratamento da água adotada.

2.4 *Potencial de economia de água*

Neste item descreve-se o potencial de economia de água potável através do uso de equipamentos economizadores, de sistemas de aproveitamento de água pluvial e de sistemas de aproveitamento de efluentes (principalmente água cinza). Devido ao reduzido número de estudos que abordem o uso dessas tecnologias em habitações de interesse social (VIMIEIRO; PÁDUA, 2005), pesquisou-se o potencial de eficiência para diferentes tipologias de edificações residenciais.

2.4.1 Equipamentos economizadores

Equipamentos economizadores reduzem a demanda total de água e a produção de efluentes. A Figura 4 ilustra os resultados e estimativas de estudos sobre o uso de equipamentos economizadores e seu respectivo potencial de economia de água para diferentes equipamentos hidrossanitários, bem como para toda a edificação.

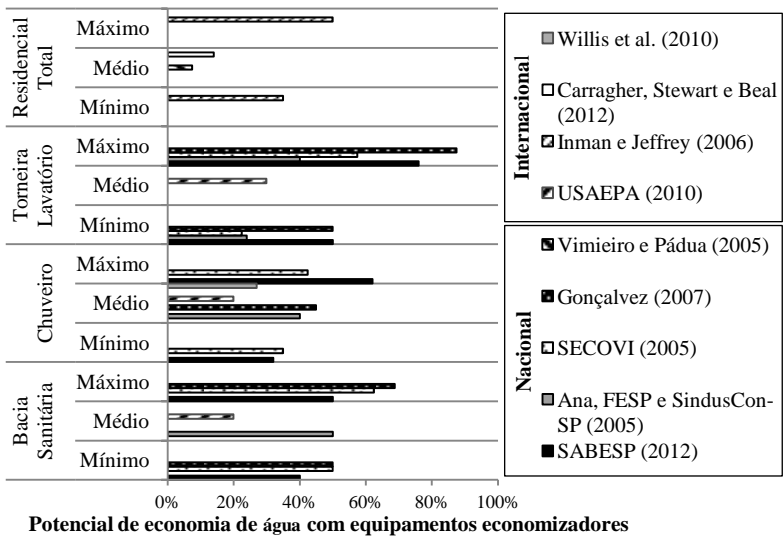


Figura 4 - Potencial de economia de água através do uso de equipamentos economizadores.

O potencial de economia de água com a instalação de equipamentos economizadores varia de acordo com as características do uso de água (tempo de uso) e do sistema hidráulico predial (vazão dos equipamentos hidrossanitários). Desta forma, os estudos apresentados na Figura 4, realizados em diferentes países, regiões e edificações, apresentam resultados diferentes.

Na revisão realizada por Inman e Jeffrey (2006), estimou-se que 35 a 50% do consumo de água em edificações residenciais poderia ser reduzido instalando-se equipamentos economizadores. O estudo apontou o potencial de economia com o uso de duchas, bacias sanitárias e lavadoras de roupas com baixo consumo de água em países desenvolvidos. Nestes países, o padrão de consumo é elevado, o que aumenta o potencial de economia de água.

Nos estudos de Carragher, Stewart e Beal (2012), encontrou-se potencial de redução do consumo total de água residencial igual a 14%, de 141,4 para 121,8 L/hab.dia. O estudo comparou o consumo de 89 e 102 residências com e sem equipamentos economizadores, respectivamente, localizadas no sul do estado de *Queensland*, Austrália. A economia de água foi alcançada com a substituição de duchas, torneiras, bacias sanitárias e lavadoras de roupas convencionais por economizadoras de água.

Vimieiro e Pádua (2005) relataram economia igual a 7,5% do consumo total de água em habitações de interesse social na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais. Atingiu-se a redução do consumo através da substituição de equipamentos e componentes hidráulicos convencionais por economizadores no banheiro. Os componentes e equipamentos economizadores utilizados foram: torneira de fechamento automático, regulador de vazão para torneira, válvula de descarga com vazão regulável e caixa embutida de descarga. Dentre as 35 famílias que participaram do estudo, 8% relataram algum grau de insatisfação em relação à operação de torneiras de fechamento automático e reguladores de vazão. Os autores relatam também a falta de estudos sobre o uso de equipamentos economizadores em habitações de interesse social no Brasil, apesar da importância do tema.

Comparando-se os estudos de Inman e Jeffrey (2006), Carragher, Stewart e Beal (2012) e Vimieiro e Pádua (2005), o potencial mínimo de redução de água para edificações residenciais no primeiro estudo – revisão de literatura – apresentou valores aproximadamente 2,5 e 4,7 vezes superiores aos dois últimos estudos - levantamento *in loco*. Possivelmente, o potencial de economia nos estudos *in loco* foi menor em relação ao estudo teórico devido ao aumento da demanda ao instalar-se equipamentos economizadores. Este fenômeno é determinado como

reboundeffect ou *take-backeffect* (efeito de retomada).

Gonçalves (2007) e SABESP (2012) relataram o maior potencial de economia de água em torneiras de lavatórios, 87,5% (sensor de presença) e 76,0% (arejador em sistema com pressão entre 150 e 200 kPa), respectivamente. Estes dois estudos estimam economia de 50% de água em torneiras com o uso de arejadores, sendo que para esta economia a SABESP (2012) define pressão máxima de 60kPa. Normalmente, encontrar-se-á pressões inferiores a 60 kPa em sistemas hidráulicos prediais de habitações de interesse social térreas. Os estudos realizados por ANA, FIESP e SINDUSCONSP (2005) e SECOVI (2005) relatam os menores potenciais de economia, 24,0 e 22,5%, respectivamente. Determinaram-se estes potenciais de economia para torneiras com arejadores. Nos Estados Unidos, a USEPA (2010) define que a economia média com a instalação de equipamentos economizadores em torneiras é de 30%.

Para economia de água em chuveiros, a SABESP (2012) define o maior potencial de economia entre a literatura pesquisada, 62% de redução da vazão - de 20,4 para 8,0 L/min - em ducha com o uso de restritor de vazão. A vazão considerada no estudo é significativamente elevada em relação à geralmente utilizada em habitações de interesse social térreas. Para esta última tipologia, normalmente utiliza-se chuveiros elétricos, equipamentos que operam idealmente com vazões entre 3 e 5 L/min (INMETRO, 2011). Desta forma, para diminuir o consumo neste equipamento em habitações de interesse social térreas deve-se buscar diminuir o tempo de banho. Willis et al. (2010) relataram uma redução de 27% do consumo de água com a instalação de hidrômetros que indicam ao usuário o tempo de banho, vazão, temperatura e o consumo de água no chuveiro. Segundo os autores, instalando-se estes equipamentos em 50% das residências na Gold Coast, Austrália, 3,0% do consumo de água e 2,4% do consumo de energia da cidade poderiam ser evitados. Os monitoradores não alteram as características hidráulicas do chuveiro, mas promovem a conscientização do usuário quanto ao seu consumo. Esta tecnologia também pode promover a redução do consumo de água e energia em habitações de interesse social, pois em chuveiros utiliza-se considerável parcela da água e da energia consumidas nesta tipologia.

Os artigos e estudos revisados apontaram economia média de aproximadamente 50% no consumo de água para descarga com a instalação de bacias sanitárias com volume de descarga reduzido – 6 L/descarga. Para SABESP (2012), este potencial varia entre 40 e 50% de economia. Segundo SECOVI (2005) e Gonçalves (2007), com o uso de bacias sanitárias com sistema duplo de acionamento – 3 e 6

L/descarga - a economia de água pode alcançar 63 e 69%, respectivamente. Este tipo de equipamento também apresenta grande potencial para promover a redução do consumo de água em habitações de interesse social.

2.4.2 Água pluvial

O potencial de uso de água pluvial de coberturas varia em função da quantidade e qualidade da precipitação local, das características da cobertura, do sistema hidráulico predial, dos hábitos de consumo de água e do padrão de qualidade exigido para cada uso final. A Figura 5 apresenta o potencial de uso de água pluvial levantado por diferentes estudos.

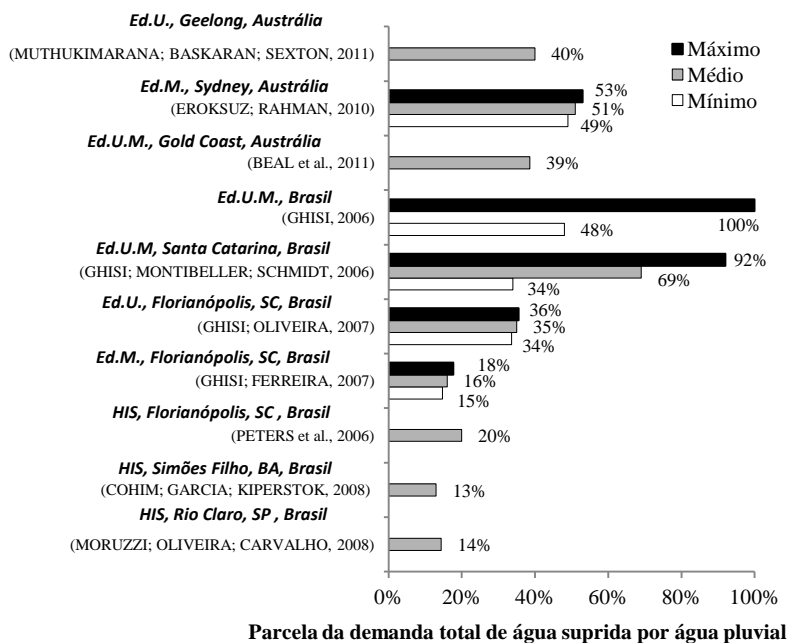


Figura 5 - Abastecimento de água através de sistemas de aproveitamento de água pluvial.

Nota: Ed.U. = edificação unifamiliar; Ed.M. = edificação multifamiliar; Ed.U.M. = edificações uni- e multifamiliares; HIS = habitação de interesse social unifamiliar.

Muthukumaran, Baskaran e Sexton (2011) estudaram a redução do consumo de água potável em residências unifamiliares em *Geelong, Victoria*, Austrália. Dentre as iniciativas para redução do consumo, utilizou-se fontes alternativas de água, equipamentos economizadores e jardins com plantas nativas resistentes às secas. Comparando-se os padrões de consumo das residências da região durante a década de 90 com os padrões das residências estudadas, observou-se economia de aproximadamente 77% do consumo de água potável. O uso de água pluvial promoveu a redução de 40% do consumo de água potável; deste total, 17,0% correspondem à economia em bacias sanitárias, 17,6%, em lavadoras de roupas, 0,8%, em lavadoras de louças e 4,6%, em jardins.

Eroksuz e Rahman (2010) avaliaram o potencial de economia de água potável com o aproveitamento de água pluvial em edificações multifamiliares na região de Sydney, Austrália. A precipitação média da região é de aproximadamente 1.200 mm/ano. Além da aplicação de água pluvial para o abastecimento de bacias sanitárias e pontos de consumo na lavanderia, considerou-se que água pluvial também seria empregada para o abastecimento dos usos finais que demandam água quente. Os parâmetros de cálculo do estudo incluem: 2.000 m² de área de cobertura (28,6 m²/habitante); 2.000 m² de área verde; e 70 habitantes distribuídos em 27 apartamentos (2,6 habitantes por apartamento). Os resultados do estudo demonstraram potencial de economia com a utilização de água pluvial entre 49 e 53% da demanda total de água potável para o volume ideal de reservação calculado - 70 m³ (1m³/habitante).

Beal et al. (2011) calcularam redução de 38,6% do consumo de água potável com o uso de água pluvial. Elaborou-se o estudo através da média de consumo de água potável em 422 residências com reservatórios de água pluvial e 2993 sem reservatório na Gold Coast, Austrália. A latitude da região de 27°50'S e a precipitação média de 1.285 mm/ano são similares às encontradas na região de Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. Em geral, as residências da Gold Coast com reservatório de água pluvial são unifamiliares térreas. O número de habitantes médio nelas é igual a 3,2. Os sistemas de aproveitamento de água pluvial são compostos por área mínima de captação igual a 100 m² (31,25 m²/habitante), componente para o descarte de 2mm do escoamento inicial e reservatórios com volume mínimo iguais a 3 m³ (casas geminadas) e 5 m³ (casas individuais) (média de 1,25 m³/habitante). Utiliza-se água pluvial nessas habitações para descarga de bacias sanitárias, bem como em lavadoras de roupas em 78% das habitações (22% da água é suprida pela concessionária de água quente). A diferença média entre a demanda de água para os dois grupos de

habitações é de 41 L/hab.dia - 25,8% da demanda total de água em edificações residenciais sem reservatórios de água pluvial.

Ghisi (2006) avaliou o potencial de economia de água potável com o uso de água pluvial para as diversas regiões brasileiras. Neste estudo, considerou-se a aplicação de água pluvial para o suprimento da demanda total per capita de água. A fim de se avaliar o potencial de economia em escala regional, obtiveram-se os índices pluviométricos, a demanda de água per capita, a população média das residências e a área de captação de água pluvial per capita para cada região brasileira. No estudo, desconsideraram-se perdas nos sistemas de aproveitamento de água pluvial. As regiões Sudeste e Nordeste apresentaram os menores potenciais de economia de água potável, 48 e 61%, respectivamente; enquanto as regiões Centro-oeste, Sul e Norte obtiveram potencial de economia de 74, 82 e 100%, respectivamente.

Ghisi, Montibeller e Schmidt (2006) avaliaram o potencial de redução da demanda de água potável com o uso de água pluvial em 62 cidades do estado de Santa Catarina. De forma análoga ao estudo de Ghisi (2006), considerou-se que a água pluvial poderia suprir a demanda total de água residencial. Para determinação do potencial de economia em cada cidade, obtiveram-se seus respectivos dados, incluindo: índices pluviométricos, consumo de água potável per capita, população, número de residências, área de captação per capita e coeficiente de escoamento superficial. O potencial de economia de água potável calculado para as 62 cidades variou entre 34 e 92%, com média igual a 69%.

Ghisi e Oliveira (2007) estimaram a economia de água potável em duas habitações de médio padrão em Palhoça (latitude igual a 27°38'S), Santa Catarina. Os resultados indicaram que água pluvial supriria 35,5% e 33,6% da demanda total das habitações A e B, respectivamente. Os pesquisadores utilizaram o programa computacional Netuno para calcular o potencial de economia para diferentes volumes de reservação. Os parâmetros utilizados na simulação para as habitações A e B foram: usos finais de água para descarga de bacias sanitárias e lavagem de roupas (36,6% e 33,8%); coeficiente de escoamento superficial (0,8); área de captação (67,9 e 106,2 m²/habitante); número de habitantes (3 e 2); demanda total de água (202,2 e 147,9 L/hab.dia); e precipitação com resolução temporal diária (média de 1706 mm/ano e mínimo de aproximadamente 80 mm/mês). Determinou-se que o volume de reservação seria igual a 5 m³ (1,75 m³/habitante) e 3 m³ (1,63 m³/habitante) para as habitações A e B, respectivamente.

Ghisi e Ferreira (2007) estimaram o potencial de economia de

água potável em três blocos de condomínio com edificações multifamiliares de médio padrão em Florianópolis, Santa Catarina. Os pesquisadores determinaram potencial de economia de água potável entre 14,7% e 17,7% através do aproveitamento de água pluvial. Utilizou-se o programa Netuno para simular a eficiência do sistema para diferentes volumes de reservação. Considerou-se os seguintes parâmetros na simulação: usos finais de água para descarga de bacias sanitárias, lavagem de roupas e limpeza nos blocos A, B e C (39,2, 40,1 e 42,7%); coeficiente de escoamento superficial (0,85); área de captação (9,0, 7,1 e 8,7 m²/habitante); número de habitantes (2,25, 2,67 e 2,33); demanda total de água (179,1, 133,3 e 141,4 L/hab.dia); e precipitação com resolução temporal diária (média de 1544 mm/ano e mínimo de 80 mm/mês). Determinou-se que o volume de reservação seria igual a 0,36, 0,29 e 0,35 m³/habitante para os blocos A, B e C, respectivamente. Em cada bloco, instalar-se-ia reservatório superior de 3 m³ e reservatório inferior de 10 m³. Em relação aos estudos de Eroksuz e Rahman (2010), Beal et al. (2011) e Ghisi e Oliveira (2007), Ghisi e Ferreira (2007) calcularam um menor volume de reservação por habitante e obtiveram um menor potencial de economia principalmente devido à menor relação entre a área de captação e o número de habitantes.

Peterset al. (2006) monitoraram o uso de água pluvial em habitação de interesse social localizada em Florianópolis. No estudo, constatou-se que 20,46% da demanda total de água foi suprida com água pluvial. O sistema de aproveitamento de água pluvial operava na habitação aplicando água pluvial exclusivamente para descarga de bacias sanitárias. O sistema compunha-se por área de captação de 35m² (11,67 m²/habitante) e componente para o descarte dos primeiros 1,4 mm de chuva. O volume de reservação não foi especificado. Os três habitantes da residência demandaram aproximadamente 20 L/hab.dia de água pluvial (22% da demanda total). Quando a oferta de água pluvial não atingiu a demanda, utilizou-se água cinza para suprir a demanda da bacia sanitária. O potencial de substituição de água potável por água pluvial em habitações de interesse social tende a ser inferior ao encontrado para habitações térreas de médio e alto padrão. De forma similar a edificações multifamiliares, habitações de interesse social possuem menor relação entre a área de captação e o número de habitantes devido à menor área construída e ao maior número de habitantes. Por outro lado, a demanda per capita de água é menor, o que possibilita o dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água pluvial menores em habitações de interesse social com número reduzido de moradores.

Cohim, Garcia e Kiperstok (2008) avaliaram a utilização de água pluvial em oito habitações de interesse social localizadas em Simões Filho - região metropolitana de Salvador, Bahia. De acordo com o estudo, reduziu-se em média 13% do consumo total de água potável com a instalação de sistemas de aproveitamento de água pluvial para lavagem de roupas. Nas habitações de interesse social estudadas, residem em média 3,3 habitantes, os quais consomem aproximadamente 80 L/hab.dia. Deste consumo, 17% são destinados à lavagem de roupas. As habitações de interesse social possuem em média 50 m² de área de captação – valor estimado. O sistema de aproveitamento de água pluvial instalado nas habitações é composto por reservatório elevado a 1,9 m com capacidade para 0,25 m³. Os condutores verticais e horizontais de água pluvial alimentam diretamente o reservatório, sendo desnecessário o bombeamento de água no sistema. Durante os 12 meses de estudo, monitorou-se a precipitação local através de pluviômetro instalado em uma das habitações. Os registros pluviométricos indicaram precipitação igual a 300 mm/ano, com 205 mm de chuva nos meses de agosto e setembro. Não foram utilizados componentes para o descarte do primeiro escoamento superficial. A pesquisa apresentou o menor aproveitamento de água de chuva entre os estudos avaliados, pois os índices pluviométricos foram baixos durante o período estudado.

Moruzzi, Oliveira e Carvalho (2008) estimaram o potencial de aproveitamento de água pluvial para descarga de bacias sanitárias em habitações na cidade de Rio Claro, São Paulo. No estudo, utilizaram-se dados pluviométricos coletados durante o ano de 2003 na região. Consideraram-se três áreas de captação (80, 100 e 120 m²), quatro alturas de chuva para o descarte do escoamento inicial (0, 1, 2 e 4 mm) e três populações residenciais (3, 4 e 5 habitantes/residência). Estimou-se a demanda de água pluvial assumindo-se 5 descargas/hab.dia e 6 L/descarga, e a oferta considerando-se o coeficiente de escoamento superficial igual a 0,8. Para residências menores, assumiu-se os seguintes parâmetros: três habitantes, área de captação de 80 m² (27 m²/habitante), reservatório de água pluvial de 0,5 m³ (0,17 m³/habitante) e 2mm de descarte do escoamento inicial. Estimou-se potencial de economia em bacias sanitárias igual a 48,2% para as residências menores. Este percentual corresponde a aproximadamente 14% da demanda residencial de água em habitações onde o consumo em bacias sanitárias equivale a 30% do consumo total.

Entre os estudos revisados, o aproveitamento de água pluvial apresentou variado potencial para redução do consumo de água potável, sendo função da demanda de água pluvial, área de captação e índices

pluviométricos. Em habitações de interesse social, alguns fatores podem limitar a utilização de água pluvial. Dentre estes fatores, destacam-se: a elevada contribuição de fins potáveis - principalmente do chuveiro e da pia da cozinha -, a menor relação entre a área de cobertura e o número de moradores e a limitação de espaço para instalação de reservatório de água pluvial. Por outro lado, o potencial de substituição de água potável por água pluvial aumentará em habitações de interesse social onde a lavagem de roupas é realizada diretamente no tanque, sem o uso de lavadora de roupa, o que contribuirá consideravelmente para o aumento do consumo total de água. Esta prática pode aumentar a geração de efluentes em edificações residenciais.

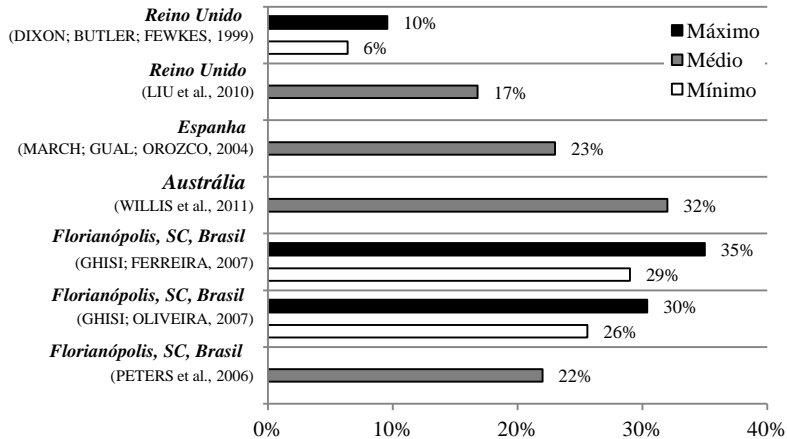
O baixo padrão de consumo de água em habitações de interesse social aumenta o potencial de uso de água pluvial em regiões com baixa precipitação e possibilita o dimensionamento de sistemas de aproveitamento de água pluvial menores. Entretanto, alguns cuidados devem ser tomados para utilização de água pluvial a fim de garantir a segurança sanitária da população de interesse. De acordo com a NBR 15.527 (ABNT, 2007), a água pluvial utilizada em lavadoras de roupas deve possuir turbidez inferior a 2uT e ausência de coliformes termotolerantes.

2.4.3 Água cinza

O potencial de aproveitamento de água cinza em edificações depende diretamente da qualidade e da quantidade da oferta e da demanda de água cinza. A Figura 6 apresenta o potencial de aproveitamento de água cinza encontrado em alguns estudos.

Dixon, Butler e Fewkes (1999) estimaram redução entre aproximadamente 6 e 10% do consumo total de água potável através da instalação de reservatórios com volume entre 10 e 20 L para o aproveitamento de água cinza. O estudo foi realizado em 28 residências localizadas no Reino Unido, as quais possuíam ocupação média de 2,7 habitantes e consumo de água igual a 93,9 L/hab.dia. A concepção do sistema de aproveitamento considera o armazenamento de efluentes dos lavatórios em reservatório pequeno para posterior descarga de bacias sanitárias. Sistemas pequenos de aproveitamento de água cinza, com volume de reservação inferior a 50 L, requerem menor espaço para instalação. Segundo os autores, estes sistemas têm a vantagem de serem compactos, o que facilita o *retrofit* em relação a sistemas com volumes superiores a 150L. Os autores observam que a simplicidade da tecnologia possibilita sua implantação de forma econômica. O menor

volume do sistema reduz o tempo de reservação, o que evita a deterioração da qualidade da água cinza. Com base nos usos finais de água obtidos neste estudo, o potencial máximo de aproveitamento de água cinza é igual a 32% do consumo de água das residências; todavia, precisar-se-ia reservar em média 30L/hab.dia (81 L/dia).



Parcela da demanda total de água suprida por água reciclada

Figura 6 - Abastecimento de água através de sistemas de aproveitamento de efluentes.

Liu et al. (2010) determinaram o potencial de aproveitamento de água cinza assumindo o tempo máximo de reservação igual a 48 horas para água cinza bruta e tratada; o curto tempo de reservação evita a deterioração da qualidade da água. Para determinar a oferta e a demanda de água cinza, eles também monitoraram o balanço hídrico entre os equipamentos hidrossanitários. Assim, avaliou-se o potencial de aproveitamento de efluentes gerados em lavadoras de roupas, lavatórios, chuveiros e banheiras para descarga de bacias sanitárias em residências com três habitantes no Reino Unido. O sistema estudado considerou o tratamento de efluentes em *wetland*. A fim de se definir os usos finais e a frequência de uso dos equipamentos hidrossanitários, utilizaram-se hidrômetros e *data loggers* que registram a vazão de uso dos equipamentos hidrossanitários. O sistema empregado coleta dados por até duas semanas em intervalos de 1 segundo com precisão volumétrica igual a 10 ml. Os resultados do estudo demonstraram que a oferta superou a demanda de água cinza - 28% da demanda total de água potável (34,7 L/hab.dia). Apesar da maior oferta de água cinza,

determinou-se potencial de aproveitamento em bacias sanitárias igual a 60%, a fim de se evitar tempo de reservação superior a 48 horas. Portanto, obteve-se potencial de economia de água potável igual a 16,8% da demanda total. A fim de garantir a segurança sanitária do aproveitamento de água cinza, os autores recomendam volumes de reservação pequenos – iguais ou menores a 200 L – para água cinza bruta e tratada. Eles também recomendam a utilização de desinfecção (exemplo: cloração) para tempos de detenção superiores a 48 horas.

March, Gual e Orozco (2004) avaliaram o potencial de economia de água potável com o aproveitamento de água cinza em um hotel da Espanha. O hotel possuía sistema segregador de água cinza dos lavatórios, dos chuveiros, da lavanderia e da piscina. Utilizaram-se dois processos de tratamento: sedimentação e cloração. O tempo médio de reservação da água cinza tratada foi igual a 38 horas, consumindo-se sempre água cinza com concentrações de cloro superiores a 1 mg/L nas bacias sanitárias. Para se evitar tempo de reservação superior a 48 horas, acionou-se a descarga de bacias sanitárias em quartos desocupados diariamente. Análises da qualidade da água cinza tratada apresentaram ausência de coliformes totais, sendo, assim, própria para o aproveitamento. Além disso, os hóspedes demonstraram boa aceitação ao sistema de aproveitamento, o qual proporcionou economia média de 23% do consumo total de água no hotel. A elevada eficiência do sistema de desinfecção poderia ser reduzida para níveis mais econômicos, pois a eliminação completa de coliformes totais não é necessário para a água utilizada em bacias sanitárias.

Willis et al. (2011a) avaliaram a redução do consumo de água potável através do aproveitamento de esgoto tratado na região de *PimpamaCommera, Gold Coast*, Austrália. Nesta região, o abastecimento público de água é realizado por duas redes: a primeira de água potável; e a segunda de água não-potável reciclada em sistema centralizado de tratamento e distribuição. A água proveniente da rede não-potável é utilizada para abastecer bacias sanitárias e irrigar áreas verdes. Após a implantação da rede não-potável, reduziu-se o consumo de água potável em 32,2% (59,1 L/hab.dia), com significativo decréscimo da demanda de ponta de água potável. Segundo os autores, a redução da demanda de ponta permite o dimensionamento de redes de abastecimento de água menores. No estudo, constatou-se maior consumo de água reciclada em relação ao consumo previsto na fase de concepção do projeto. Este fato pode estar relacionado à ampliação da demanda de água quando consumidores utilizam sistemas com maior eficiência – *take-backeffect*.

Ghisi e Ferreira (2007) determinaram potencial de economia média de água potável com o aproveitamento de água cinza igual a 31,1% para três blocos de condomínio com edificações multifamiliares de médio padrão em Florianópolis, Santa Catarina. Respectivamente para os blocos A, B e C, residiam aproximadamente 36, 45 e 37 habitantes e consumia-se 179,1, 133,3 e 141,4 L/hab.dia. Para o sistema de aproveitamento, considerou-se o tratamento de efluentes segregados de lavatórios, chuveiros e lavadoras de roupas para descarga de bacias sanitárias. Realizar-se-ia o tratamento em *wetland* com área superficial de 0,8 m²/habitante – aproximadamente 29, 36 e 30 m² para os blocos A, B e C, respectivamente. A demanda de água cinza (35,1% do consumo total) superou a oferta (28,7% do consumo total de água) no bloco A. Nos blocos B e C, a oferta (52,5 e 48,6% do consumo total de água, respectivamente) superou a demanda de água cinza (29,7 e 34,8% da demanda total, respectivamente). Para o armazenamento da água cinza, os autores dimensionaram reservatório com volume igual a 2000L em cada bloco, produzindo-se uma oferta de 55,6, 44,4 e 54,1 L/hab.dia de água cinza para os blocos A, B e C, respectivamente.

Ghisi e Oliveira (2007) estimaram potencial de economia de água potável de 25,6% e 30,4% com o aproveitamento de água cinza para duas habitações de médio padrão em Palhoça, Santa Catarina. Os três habitantes da habitação A consumiram em média 202,2 L/hab.dia, enquanto os dois habitantes da habitação B consumiram em média 147,9 L/hab.dia. No estudo, considerou-se que água cinza seria segregada do lavatório, do chuveiro e da lavadora de roupas para descarga de bacias sanitárias. A oferta de água cinza superou a demanda nas habitações A e B. Para a habitação A, a oferta foi igual a 41,7% dos usos finais de água, e a demanda, 30,4%; enquanto, para a habitação B, a oferta correspondeu a 60,8% dos usos finais de água, e a demanda, 25,6%. De forma análoga ao descrito no estudo de Ghisi e Ferreira (2007), o sistema de aproveitamento proposto incluía tratamento dos efluentes brutos segregados em *wetland* com área superficial de 0,8 m²/habitante – 2,4 e 1,6 m² para as habitações A e B, respectivamente. Ainda, os autores dimensionaram reservatório igual a 250 L (menor reservatório disponível no mercado) para o armazenamento do efluente tratado.

Peters et al. (2006) monitoraram a oferta e a demanda de água cinza em habitação de interesse social unifamiliar térrea localizada em Florianópolis. Os pesquisadores determinaram potencial igual a 22% para a economia de água potável e a redução de efluentes sanitários domésticos por meio do aproveitamento de água cinza para descarga. O sistema construído na edificação utilizava água pluvial para descarga de

bacias sanitárias, empregando-se água cinza para complementar o déficit de água pluvial. A demanda de água para descarga (22% da demanda total de água) apresentou volume inferior à oferta de água cinza (60% da demanda total de água) para todos os 12 meses durante o estudo. Os pesquisadores reportaram a oferta contínua de água cinza para descarga de sanitários. Para este estudo, a oferta de água cinza é consideravelmente superior à demanda.

Entre os estudos analisados, os resultados de Ghisi e Ferreira (2007) demonstraram o maior potencial de economia de água potável com o aproveitamento de água cinza para descarga. Este resultado pode ser associado à maior contribuição de bacias sanitárias para o consumo total de água encontrado por Ghisi e Ferreira (2007).

Comparando-se os estudos que avaliaram o aproveitamento de efluentes em edificações residenciais unifamiliares, o potencial de aproveitamento encontrado por Ghisi e Oliveira (2007) - entre 25,6 e 30,4% - é maior que o potencial calculado por Dixon, Butler e Fewkes (1999) para volumes de reservação pequenos - entre 6 e 10%. No entanto, o sistema de aproveitamento descrito por Ghisi e Oliveira (2007) apresenta maior dificuldade e custo para instalação. Avaliando os resultados encontrados por Liu et al. (2010) e Ghisi e Oliveira (2007), o primeiro estudo apresenta potencial de aproveitamento 11% menor apesar da similaridade entre a configuração dos sistemas de aproveitamento e a contribuição do uso final das bacias sanitárias. Possivelmente, o potencial de aproveitamento avaliado no estudo de Liu et al. (2010) é menor, pois analisa o consumo em intervalos de 10 minutos e considera o descarte de água cinza bruta e tratada quando o tempo de reservação supera 48 horas. Willis et al. (2011a) obtiveram maior potencial de aproveitamento para residências unifamiliares, pois a demanda de água não-potável é superior à observada nos demais estudos.

Na maioria dos estudos revisados, a oferta de água cinza superou a demanda. Considerou-se o aproveitamento de efluentes prioritariamente para descarga de bacias sanitárias. O aproveitamento de efluentes para usos externos (exemplo: irrigação) também foi descrito no estudo de Willis et al. (2011a).

A segregação e o tratamento *in loco* também contribuem para redução de efluentes. Mesmo quando a oferta supera a demanda de água cinza, a água cinza excedente pode ser infiltrada *in loco*, reduzindo a coleta e o tratamento de esgoto pelos sistemas públicos. Em locais sem viabilidade para a instalação de tratamento *in loco*, o aproveitamento pode ser realizado armazenando-se água cinza em reservatórios com

volume inferior a 50 L, como descrito por Dixon, Butler e Fewkes (1999). Assim, pode-se reservar efluentes do lavatório ou lavadora de roupas para descarga de bacias sanitárias. Este sistema apresenta maior potencial de *retrofit* em habitações existentes, onde os sistemas de esgoto não segregam água cinza e negra.

Em habitações de interesse social, a água cinza pode ser tratada *in loco*, sendo possível o aproveitamento de todo seu potencial de aproveitamento para descarga de bacias sanitárias. Todavia, habitações de interesse social podem possuir restrição de área para implantação de sistemas residenciais de tratamento em *wetlands* construídos - tecnologia simples de tratamento de água cinza. Segundo o Plano Municipal de Habitação de Interesse Social de Florianópolis (PFM, 2012), a área mínima do lote de habitações para famílias com renda de até três salários mínimos deve ser igual a 90 m² com habitação de 50 m²; e, para famílias com renda entre três e seis salários mínimos, lote igual a 120 m² com habitação de 90 m². Assim, os sistemas de tratamento devem possuir elevada eficiência a fim de reduzir a área necessária para sua implantação.

Outra limitação para o aproveitamento de água cinza está associada à segurança sanitária da população. Desta forma, alguns cuidados devem ser tomados para utilização de água cinza. De acordo com a NBR 13.969 (ABNT, 1997), efluentes tratados podem ser reutilizados para a descarga de bacias sanitárias desde que possuam turbidez inferior a 10 uT e concentração de coliformes termotolerantes inferior a 500 NMP em 100 ml. Em outros estudos, por exemplo em Kim, Lee e Kim (2005) e Brasil (2006), o limite máximo determinado de coliformes termotolerantes para descarga de bacias sanitárias com água cinza foi igual a 1000 NPM em 100 ml.

2.5 *Potencial de economia de energia*

2.5.1 **Intensidade energética em sistemas convencionais**

A quantidade de energia do setor hídrico varia consideravelmente de acordo com o contexto local (VINCE et al., 2008), pois depende da distância pela qual a água é aduzida através de bombeamento, bem como do nível de qualidade e da tecnologia empregados para o tratamento de água e esgoto (MCMAHON; WHITEHEAD; BIERMAYER, 2006; BONTON et al., 2012).

A Figura 7 ilustra os dados sobre a intensidade energética - unidade de energia por unidade de água fornecida - de diferentes etapas

do sistema de abastecimento de água, o qual é dividido em captação, tratamento e distribuição de água.

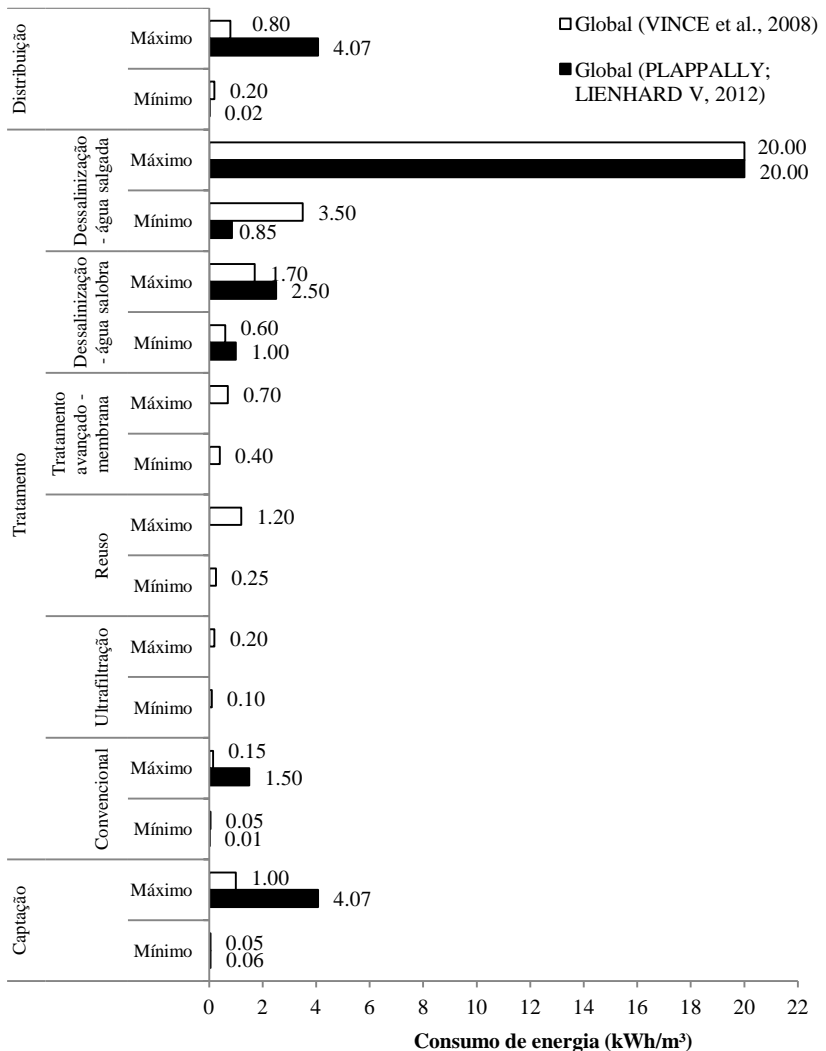


Figura 7 - Intensidade energética para diferentes tecnologias para o tratamento de água em sistemas centralizados.

A maior parcela da intensidade energética em sistemas que utilizam tratamento convencional (coagulação e filtração direta) é

relacionada ao bombeamento para captação e distribuição de água. Por conseguinte, o bombeamento é responsável por considerável parcela do consumo total de energia em sistemas de abastecimento de água. Por exemplo, nos Estados Unidos, o bombeamento de sistemas de distribuição de água corresponde a 85% do consumo energético em sistemas de abastecimento de água (ARPKE; HUTZLER, 2006).

Em alguns locais com menor disponibilidade hídrica, o abastecimento de água vem sendo realizado com fontes de água com menor qualidade, sendo necessário processos de tratamento mais complexos para atingir a qualidade requerida para o abastecimento público. Em geral, esses processos demandam mais energia. Por exemplo, a produção de água doce a partir de água salgada - dessalinização - é o sistema de tratamento de água com maior intensidade energética devido à alta concentração de sais na água bruta, atingindo 20 kWh/m³ em plantas de dessalinização por processos térmicos. Através do reaproveitamento de energia (coogeração) e novas tecnologias que alteram a pressão osmótica do afluente, processos de dessalinização por osmose reversa podem atingir elevada eficiência energética para produção de água doce (PLAPPALLY; LIENHARD V, 2012). Por exemplo, McGinnis e Elimelech (2007) descrevem processo de dessalinização inovador por osmose reversa com intensidade energética igual a 0,85 kWh/m³.

Outra opção para o aumento da oferta de água é o transporte de água através de longas distâncias ou o bombeamento de água de aquíferos profundos. Estas práticas tornaram-se comuns principalmente em grandes cidades (BARRETO; MEDEIROS, 2008). No entanto, elas aumentam a intensidade energética do abastecimento público. Por exemplo, a costa sul do Estado da Califórnia nos Estados Unidos, onde a maior parte da população californiana reside, é abastecida com água aduzida por longas distâncias do norte do estado. Esta transposição de água ao longo de mais de 1.000 km consome 19% da energia elétrica e 30% do gás natural utilizados na Califórnia (HORVATH; STOKES, 2011). Apesar da intensidade energética do sistema de distribuição depender diretamente da extensão da rede, ela também é função do relevo do terreno e da pressão requerida no ponto de consumo (PLAPPALLY; LIENHARD V, 2012).

Quanto ao tratamento de esgoto, Plappally e Lienhard V (2012) afirmam que a energia consumida depende de múltiplos fatores, incluindo: (i) o tamanho da estação de tratamento; (ii) a localização da estação de tratamento; (iii) a população atendida pelo sistema de tratamento; (iv) o tipo de poluentes contidos no efluente; (v) o processo

de tratamento empregado; (vi) o padrão de consumo de água da população atendida; (vii) o nível de tratamento requerido; e (viii) a experiência dos operadores do sistema de tratamento. De forma geral, utiliza-se maior quantidade de energia para níveis de tratamento mais elevados (Figura 8).

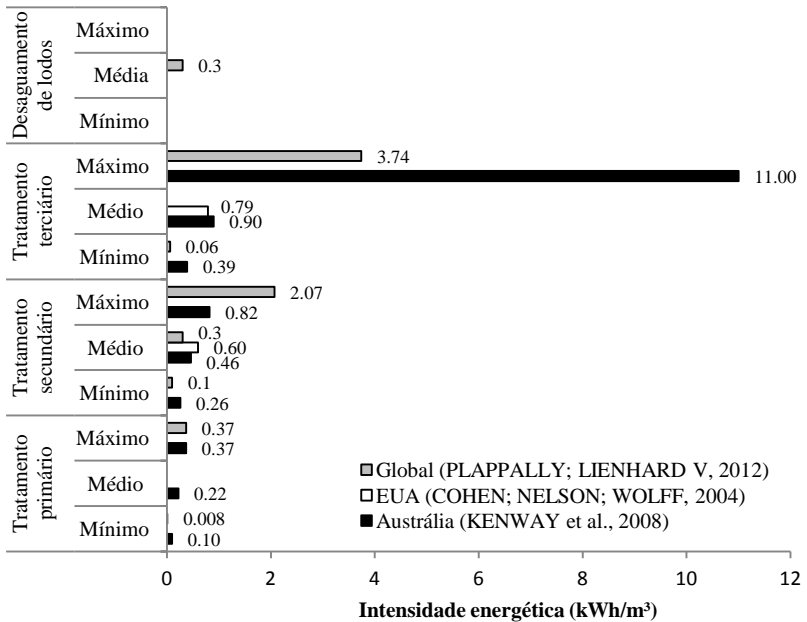


Figura 8 - Intensidade energética para diferentes etapas do tratamento de esgoto sanitário em sistemas centralizados.

Depois dos sistemas de bombeamento de água, o tratamento de esgoto causa o segundo maior impacto ambiental dos sistemas de água e esgoto (RIHON; LASSAUX; GERMAIN, 2002). Dentre as principais causas, destaca-se o elevado consumo energético desses sistemas. Quanto maior o nível de tratamento do esgoto, maior sua intensidade energética - unidade de energia por unidade de esgoto tratado - e, consequentemente, maior será o seu consumo energético. Com a ampliação dos sistemas públicos de esgoto, o consumo energético das cidades aumentará.

Os sistemas de água e esgoto do mundo consomem quantidades de energia distintas (Figura 9). A demanda energética depende da oferta e da demanda de água, das características locais, da qualidade de água

bruta e abastecida e do nível de tratamento de efluentes. Estes fatores, conjuntamente com diretrizes do setor hídrico e aspectos econômicos, influenciam o tipo de sistema utilizado para o abastecimento público de água e a coleta e o tratamento de esgoto.

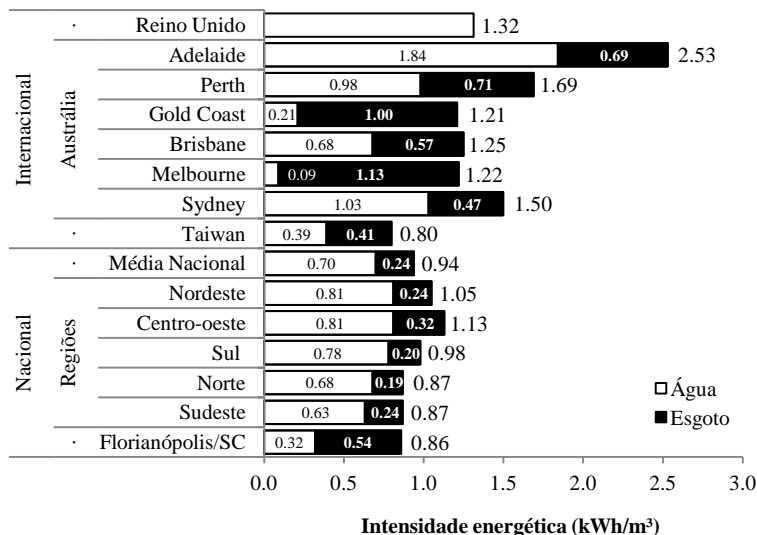


Figura 9 – Intensidade energética em sistemas centralizados de tratamento e abastecimento de água (água) e sistemas centralizados de coleta e tratamento de esgoto (esgoto) em diferentes cidades.

Fonte: Water UK (2008a) apud Fidar, Memon e Butler (2010) – Reino Unido; Kenway et al. (2008) – Austrália; Cheng (2002) – Taiwan (China); e SNIS (2011) – Brasil.

Taiwan (China) apresentou a menor intensidade energética para os serviços de água e esgoto dentre as cidades e regiões apresentadas na Figura 9. Esta ilha de 35.883 km² possui elevados índices pluviométricos (2.500mm/ano). Por outro lado, Adelaide, Perth e Sydney na Austrália estão dentre as três com maior intensidade energética. Em Adelaide e Sydney, o bombeamento através de longas distâncias devido a estiagens nos últimos anos aumentou o consumo energético nos sistemas de água em duas e quatro vezes, respectivamente (KENWAY et al., 2008).

No Brasil, de acordo com pesquisa desenvolvida pelo SNIS (2011), consome-se em média 0,70 kWh/m³ nos sistemas de abastecimento de água e 0,24 kWh/m³ nos sistemas de coleta e tratamento de esgoto. Comparando-se a quantidade de energia

consumida nos diferentes níveis de tratamento de esgoto (Figura 8) com a energia gasta nos sistemas de tratamento de esgoto brasileiros (Figura 9), percebe-se que, de forma geral, o esgoto coletado no país recebe níveis mínimos de tratamento. Em diversos sistemas, o esgoto coletado é diluído em seu corpo receptor, como, por exemplo, nos emissários submarinos da cidade do Rio de Janeiro, o qual apresentava intensidade energética de 0,10 kWh/m³ em 2010 (SNIS, 2012). A fim de atender às legislações ambientais brasileiras, o tratamento de esgoto ampliará sua cobertura e sua eficiência de tratamento, causando, conseqüentemente, a intensificação da demanda energética do setor nos próximos anos.

Em 2010, os sistemas brasileiros de abastecimento de água consumiram aproximadamente 9,8 TWh para produção de 15 km³ de água potável (SNIS, 2012); os sistemas públicos de esgoto consumiram aproximadamente 1 TWh para a coleta e o tratamento de 4,7 e 3,1 km³ de esgoto, respectivamente (SNIS, 2011). Para aquele ano, o consumo energético com serviços de água e esgoto representou 26,4% do consumo público de energia - 37,0 TWh (EPE, 2011) - e 2,4% do consumo nacional brasileiro - 455,7 TWh (EPE, 2011). A contribuição do setor hídrico para o consumo total de energia no Brasil é levemente inferior à observada nos Estados Unidos e no Reino Unido - igual a 3,0% dos consumos nacionais. Por outro lado, o consumo proporcional do setor hídrico sueco, 1,0% da energia demandada naquele país (OLSSON, 2011), é inferior ao consumo brasileiro.

Em 2010, o consumo energético representou a terceira maior despesa operacional para a maioria das concessionárias de água no Brasil - 13,6% dos custos totais (R\$ 2,9 milhões) -, sendo inferior às despesas com pagamento de pessoal (R\$ 8,4 milhões) e produtos químicos (R\$ 4,2 milhões) (SNIS, 2012). Provavelmente, com o crescimento da população e do consumo de água, a demanda por energia das concessionárias aumentará nos próximos anos.

Em Florianópolis no ano de 2009, o sistema de coleta e tratamento de esgoto apresentava elevada intensidade energética (0,54 kWh/m³) em relação à média brasileira (0,24 kWh/m³) (SNIS, 2011). A principal estação de tratamento de esgoto da cidade, Estação de Tratamento de Esgoto Insular, utiliza a tecnologia de lodo ativado com aeração prolongada (PMF, 2010). Segundo Olsson (2011), sistemas de lodo ativado consomem elevada quantidade de energia, principalmente devido à aeração. Plappally e Lienhard V (2012) descreveram intensidade energética entre 0,33 e 0,60 kWh/m³ para sistemas de lodo ativado nos Estados Unidos.

Apesar da grande disponibilidade hídrica na maioria das cidades brasileiras, a intensidade energética dos sistemas públicos de

abastecimento nacionais apresenta valores elevados em relação a locais que utilizam tecnologias convencionais de tratamento de água. Segundo relatório do MME (2011), existe grande potencial de economia de energia no sistema de abastecimento de água brasileiro. O relatório aponta que dentre os principais fatores que proporcionam a ineficiência do sistema de distribuição de água, destacam-se: grandes perdas de água no sistema; dimensionamento inadequado de equipamentos elétricos e eletromecânicos; controle inadequado do volume dos reservatórios com consequente aumento da operação de bombas no horário de ponta; e falta de controle de pressão do sistema.

2.5.2 Intensidade energética em sistemas alternativos

Através da redução do consumo de água potável é possível minimizar o consumo de energia do setor hídrico. Por exemplo, a aplicação de tecnologias economizadoras de água potável pode proporcionar a redução do volume total de água perdido em vazamentos do sistema de distribuição público. Também, tais tecnologias diminuem a demanda de ponta (WILLIS et al., 2010), o que reduz a vazão máxima em redes de distribuição de água. Desta forma, torna-se possível dimensionar sistemas de abastecimento com: (i) menor dimensão; (ii) menor consumo energético; (iii) maior facilidade para gerenciar o volume dos reservatórios, reduzindo-se o bombeamento no horário de ponta; (iv) maior equilíbrio da pressão da rede de abastecimento, minimizando-se a possibilidade de rompimento de tubulações (WILLIS et al., 2010).

O uso eficiente de água em edificações residenciais apresenta elevado potencial para o aumento da eficiência energética do setor hídrico (CHENG, 2002). Como apresentado nos itens anteriores, pode-se ampliar a eficiência hídrica através da instalação de equipamentos economizadores e fontes alternativas de água, bem como por meio de mudanças de hábitos (redução do tempo de banho, etc.). Essas medidas podem aumentar a eficiência energética do setor hídrico (MCMAHON; WHITEHEAD; BIERMAYER, 2006). A redução do consumo de água contribui para conservação da energia utilizada para o tratamento e a distribuição de água potável e a coleta e o tratamento de esgoto, proporcionando economia de energia em escala urbana (HUBACEK et al., 2009).

Por outro lado, a seleção de estratégias deve ser criteriosa, pois nem todas as tecnologias ou conjunto de medidas que economizam água reduzem o consumo de energia (FIDAR; MEMON; BUTLER, 2010). Assim, o uso “racional” de água pode promover aumento do consumo

de energia e, conseqüentemente, a ampliação de impactos ambientais, como, por exemplo, maiores emissões de gases do efeito estufa.

Nos estudos de Clarke, Grant e Tornton (2009), Retamalet al. (2009) e Way et al. (2010), observa-se que a instalação de sistemas de aproveitamento de água pluvial pode apresentar impacto ambiental superior à utilização de água do sistema público de abastecimento; enquanto Fidar, Memon e Butler (2010) aponta o mesmo problema para sistema de aproveitamento de água cinza. Para que a economia de água em residências proporcione a economia de energia, deve-se adotar estratégias que considerem a energia embutida tanto na água tratada e distribuída quanto no efluente coletado e tratado (MACLEOD; FILION, 2011; BONTON et al., 2012). Segundo Nolde (1999), sistemas alternativos de água são sustentáveis quando consomem menos energia e produtos químicos que sistemas convencionais.

A Figura 10 ilustra a intensidade energética de sistemas de aproveitamento de água pluvial e aproveitamento de água cinza.

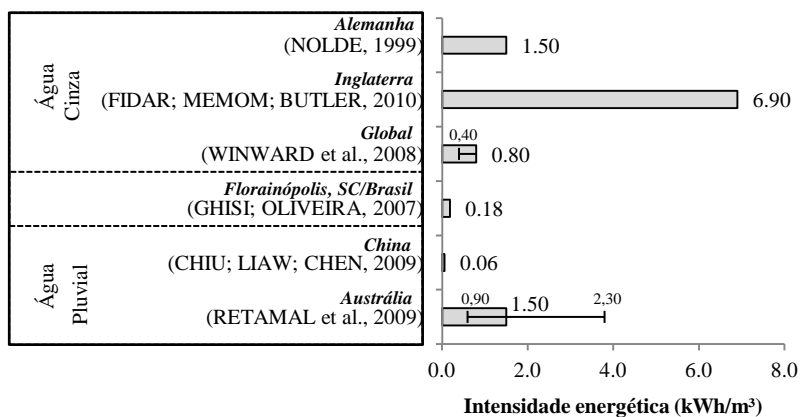


Figura 10 - Intensidade energética em sistemas alternativos descentralizados de abastecimento de água (água cinza e água pluvial).

Nolde (1999) descreveu o funcionamento de dois sistemas biológicos de tratamento e aproveitamento de água cinza em duas edificações em Berlin, Alemanha. Instalou-se o primeiro sistema, Biodisco - *RotatoryBiologicalContactor*, em 1989 em edificação multifamiliar com 70 habitantes; instalou-se o segundo, Reator de leito Fluidizado - *Fluidized-bedreactor*, em 1995, em edificação unifamiliar com dois habitantes. O tratamento biológico nos dois sistemas foi antecedido por tanque de sedimentação e sucedido por desinfecção com

radiação ultravioleta. O efluente tratado era armazenado em reservatório de 60 litros para o posterior abastecimento de bacias sanitárias. Otimizou-se a operação dos sistemas para alcançar boa eficiência de tratamento com o menor custo energético e necessidade de manutenção durante dez e quatro anos para os sistemas 1 e 2, respectivamente. Incluindo as fases de tratamento biológico, desinfecção e distribuição de água cinza, o sistema da edificação multifamiliar apresentou intensidade energética inferior a 1,5 kWh/m³. Segundo os autores, quanto menor o sistema de tratamento e distribuição, maior sua intensidade energética.

Fidar, Memon e Butler (2010), em estudo teórico, determinaram as emissões de gases do efeito estufa para diferentes estratégias que promovem a redução do consumo de água. O estudo demonstrou que o desempenho ambiental de medidas para economia de água potável diminuiu com o aproveitamento de água cinza. Neste estudo, considerou-se que sistemas de aproveitamento de água cinza necessitam de 0,6 kWh/dia de energia elétrica para o tratamento de água. Estimou-se que o consumo total de água cinza seria igual a 87 L/dia (29 L/hab.dia em uma residência com três moradores); assim, calculou-se intensidade energética para o sistema de aproveitamento de água cinza igual a 6,9 kWh/m³. Os autores afirmam que existem sistemas de aproveitamento de água cinza com menor consumo energético; entretanto, estes requerem maior espaço e atenção dos usuários.

Li, WichMann e Otterpohl (2009) revisaram diversos estudos sobre a eficiência de sistemas de tratamento de água cinza, incluindo tratamentos: físicos – filtração através de areia e membrana; químicos – coagulação, oxidação fotocatalítica, troca iônica e carvão ativado granular; e biológicos – biorreatores com e sem membrana e *wetlands*. Sistemas físicos com membrana e biológicos apresentaram boa eficiência de tratamento. No entanto, os autores alertam sobre o alto consumo de energia em tratamentos físicos com membrana. Entre os sistemas estudados, tratamentos biológicos demonstraram a maior viabilidade econômica devido à baixa intensidade energética.

Winwardet al. (2008) avaliaram sistemas de tratamento em escala piloto para aproveitamento de água cinza construídos no campus da Universidade Cranfield, Reino Unido. No estudo, pesquisou-se a eficiência de um sistema de tratamento em telhado jardim, duas *wetlands* (uma de fluxo vertical e outra de fluxo horizontal) e dois reatores de membrana (um biológico e outro químico). Todos os sistemas avaliados no estudo possuem no mínimo um equipamento elétrico para operá-los. Entre os sistemas avaliados, a *wetland* de fluxo vertical apresentou a menor intensidade energética (0,4 kWh/m³), sendo

até duas vezes mais eficiente em relação aos outros sistemas. A baixa intensidade energética de *wetlands* verticais é associado ao seu fluxo intermitente, demandando, assim, bombeamento inferior a 1 hora/dia no estudo de Winward et al. (2008). Os autores apontam que o consumo de energia em escala piloto é subestimado quando comparado ao consumo em escala real. Aliado à baixa intensidade energética, o sistema de *wetland* de fluxo vertical apresentou elevada remoção de matéria orgânica e coliformes, destacando-se dentre as tecnologias com melhor eficiência para o tratamento de água cinza.

Como descrito por Paulo et al. (2012), o tratamento de água cinza em *wetlands* construídas também vem sendo utilizado em residências no Brasil. Os autores destacam que o sistema demanda pouca ou nenhuma energia elétrica, mas precisa de ampla área externa para implantação. Ghisi e Oliveira (2007) calcularam o consumo teórico de energia para sistema residencial de aproveitamento de água cinza com tratamento em *wetland*. Os autores estimaram o consumo do sistema considerando o bombeamento da demanda diária de água cinza para reservatório superior. De forma análoga, eles também calcularam o consumo de energia em sistema de aproveitamento de água pluvial para as residências estudadas. Ambos os sistemas alternativos de água apresentaram intensidade energética igual a 0,18 kWh/m³ para o bombeamento de água.

Chiu, Liaw e Chen (2009) calcularam a economia de energia com a adoção de sistemas de aproveitamento de água pluvial em residências unifamiliares em área de encosta em Taiwan, China. Estimou-se intensidade energética igual a 0,06 kWh/m³ no sistema de aproveitamento de água pluvial; enquanto a intensidade energética do sistema de abastecimento público de água potável na região estudada foi igual a 3,25 kWh/m³. Da mesma forma que descrita por Ghisi e Oliveira (2007), Chiu, Liaw e Chen (2009) consideraram que o bombeamento de água pluvial aconteceria somente uma vez ao dia para reservatório superior. Os sistemas de aproveitamento de água pluvial demonstraram viabilidade econômica somente quando se considerou concomitantemente a redução do consumo de água e de energia no estudo de Chiu, Liaw e Chen (2009).

Retamalet al. (2009) avaliaram a eficiência energética de sistemas de aproveitamento de água pluvial instalados em residências australianas. Nesta pesquisa, verificou-se que a intensidade energética em sistemas de aproveitamento de água pluvial variou entre 0,9 e 2,3 kWh/m³. Segundo os autores, a elevada intensidade energética dos sistemas é devido ao elevado número de partidas do conjunto

motobomba. Na Austrália, a distribuição de água ao ponto de consumo em sistemas de aproveitamento de água pluvial é geralmente realizada por meio do bombeamento de água do reservatório inferior localizado ao nível do solo, sem o uso de reservatório superior. Desta forma, a cada evento de uso, o sistema de bombeamento é acionado. De acordo com dados levantados neste estudo, cada partida de uma motobomba de $\frac{1}{2}$ cv equivale a aproximadamente 30 segundos de operação em regime contínuo.

Em relação ao modelo australiano, a configuração apresentada por Ghisi e Oliveira (2007) e Chiu, Liaw e Chen (2009) apresenta maior eficiência energética, pois não há a necessidade de múltiplos acionamentos do sistema de bombeamento. Nestes sistemas, a demanda diária de água é recalçada para reservatório superior e, posteriormente, é distribuída por gravidade aos pontos de consumo. Além de evitar múltiplas partidas da bomba, o recalque de água em vazões constantes ao reservatório superior permite que conjuntos motobomba operem em sua eficiência máxima. Todavia, a operação no ponto de eficiência máxima depende do dimensionamento correto do conjunto motobomba.

A eficiência de conjuntos motobomba adotada nos estudos também influenciou a diferença entre a intensidade energética calculada por Ghisi e Oliveira (2007) e Chiu, Liaw e Chen (2009) em relação à intensidade energética medida por Retamalet al. (2009). Chiu, Liaw e Chen (2009) utilizaram a equação deduzida por Cheng (2002) para calcular a eficiência do conjunto motobomba. Nesta equação, considera-se a eficiência da bomba e do motor igual a 65 e 100%, respectivamente, obtendo-se eficiência global de 65%. No estudo de Ghisi e Oliveira (2007), considerou-se a eficiência do conjunto motobomba igual a 37%. Retamalet al. (2009) relatam que pequenas bombas e motores possuem baixa eficiência, obtendo-se eficiência global do conjunto motobomba de aproximadamente 35%.

No estudo de Retamalel al. (2009) são descritas algumas das opções tecnológicas para reduzir o uso de energia em sistemas de aproveitamento de água pluvial, incluindo o uso de: reservatórios de distribuição suspensos e sistemas de bombeamento hidropneumáticos ou com velocidade variável (multiestágio). Com estas tecnologias, conjuntos motobomba podem operar com maior eficiência energética devido à redução do número de partidas e à operação dentro do ponto de eficiência máxima. No entanto, apesar do uso dessas tecnologias, o aumento da eficiência energética depende do design do sistema de acordo com as características das edificações (RETAMAL et al., 2009).

Cohim, Garcia e Kiperstok (2008) avaliaram a eficiência de

sistemas de aproveitamento de água pluvial em habitações de interesse social na região metropolitana de Salvador. Cada sistema era composto por reservatório de 250 L suspenso a 1,9 m, o qual era alimentado diretamente pelos coletores de água pluvial. O sistema abastecia a lavanderia das habitações sem a necessidade de bombeamento. Esta configuração possibilita o uso de água pluvial sem o consumo de energia para bombeamento; no entanto, ela apresenta limitações dependendo do volume de reservação adotado devido a possíveis restrições de espaço e estrutura. Além disso, dependendo da altura na qual o reservatório é posicionado, tais sistemas podem apresentar limitações quanto à pressão requerida para o abastecimento de um determinado ponto de consumo (RETAMAL et al., 2009).

Como descrito por Dixon, Butler e Fewkes (1999), sistemas compactos de aproveitamento de água cinza com volume de reservação inferior a 50 L também podem ser utilizados sem o uso de energia. Estes sistemas de aproveitamento não demandam tratamento devido ao curto tempo de reservação da água cinza. Nestes sistemas, a água cinza é distribuída ao ponto de consumo por gravidade. Alguns modelos comerciais desse tipo de sistema estão disponíveis no mercado, como, por exemplo, o modelo W+W da marca Roca (ROCA, 2012).

Equipamentos economizadores de água para uso residencial geralmente não apresentam consumo de energia. Assim, estes aparelhos reduzem o consumo de água e proporcionam diretamente a economia de energia nos sistemas públicos de água e esgoto. Segundo Lee e Tansel (2012), considerando-se todo o ciclo de vida de equipamentos economizadores, a substituição de equipamentos convencionais por economizadores traz benefícios energéticos e climáticos globais imediatos. Fidar, Memon e Butler (2010) também demonstram que a instalação de bacias sanitárias com volume de descarga de 4 litros e a instalação de chuveiros com vazão máxima de 9 L/min proporciona economia de energia e redução de gases do efeito estufa.

Além da economia de água, Carragher, Stewart e Beal (2012) observam que existe grande potencial para redução da demanda de ponta de água através de programas de *retrofit* de equipamentos comuns por equipamentos economizadores. Esta redução permitiria diminuir a dimensão de redes de abastecimento, reduzindo custos de instalação e operação (redução do consumo energético). Além disso, equipamentos economizadores também reduzem o volume de esgoto produzido, postergando a necessidade de ampliação ou construção de novas estações de tratamento (VIMIEIRO; PÁDUA, 2005), responsáveis por grande consumo energético.

Clarke, Grant e Tornton (2009), em estudo para a Agência Ambiental do Reino Unido, recomendam que programas de *retrofit* para promoção da eficiência energética em residências incluam medidas para o aumento da eficiência hídrica. Segundo os autores, a substituição de duchas e bacias sanitárias convencionais, vazões de 16 L/min e 9 L/ciclo, respectivamente, por economizadoras com vazões de 6 L/min e 4,5 L/ciclo, respectivamente, resultaria na economia de 67 m³/ano por habitação. Com esta economia de água, reduzir-se-ia o consumo energético com serviços de água e esgoto, bem como com o aquecimento de água para banho, abatendo-se emissões em 371 kg de CO₂ por residência por ano no Reino Unido.

Proença et al. (2011) calcularam a redução do consumo de energia nos sistemas públicos de água e esgoto através do uso racional de água para as edificações da cidade de Florianópolis, Santa Catarina. No estudo, consideraram-se todas as tipologias de edificações: públicas, comerciais e residenciais. Estudaram-se as seguintes estratégias para promoção do uso racional de água: adoção de equipamentos economizadores (bacia sanitária com acionamento duplo); e aproveitamento de água cinza e aproveitamento de água pluvial para descarga de bacias sanitárias e mictórios, irrigação e limpeza de áreas externas. Através do aproveitamento de água cinza e da instalação de equipamentos economizadores, calculou-se redução do consumo de água potável e da produção de esgoto em escala urbana igual a 10,15 (40,2%) e 2,06 (17,7%) GLitros/ano, respectivamente. No estudo, calculou-se o potencial de economia de energia com as iniciativas supracitadas de aproximadamente 4,4 GWh/ano considerando a intensidade energética do sistema de água e esgoto de Florianópolis em 2006, 0,34 e 0,56 kWh/m³, respectivamente.

No estudo de Proença et al. (2011), desconsiderou-se que para edificações onde o reservatório superior de distribuição é localizado a mais de 10 m de altura é comum o uso de sistema de recalque no sistema de abastecimento de água predial. Considerando-se a parcela de energia consumida nos sistemas prediais de edificações multifamiliares, aumentar-se-ia o potencial de economia de energia na escala urbana.

Com o aumento da intensidade energética de sistemas públicos de água e esgoto, bem como com a expansão da população, o uso racional de água tem crescente importância para economia de energia nas cidades. Contudo, a viabilidade energética das estratégias para o uso racional dependerá de suas respectivas intensidades energéticas, bem como da intensidade energética de sistemas públicos de água potável e esgoto. Sistemas de abastecimento de água potável e não-

potável apresentam variada demanda energética, sendo necessário estudo criterioso para seleção do melhor conjunto de tecnologias.

2.6 *Considerações sobre a revisão de literatura*

A maior parcela da energia elétrica consumida atualmente demanda água para sua produção (SOVACOOOL; SOVACOOOL, 2009); enquanto, a maior parcela da água consumida demanda energia elétrica para seu tratamento e distribuição. Para promoção do desenvolvimento sustentável, a infraestrutura do setor hídrico deve consumir menos energia e reduzir emissões de gases do efeito estufa (MACLEOD; FILION, 2011; BONTON et al., 2012). O uso racional de água, largamente difundido para a conservação dos recursos hídricos, pode gerar maiores ou menores impactos ambientais dependendo da intensidade energética da tecnologia empregada. Portanto, estratégias para a redução do consumo de água precisam ser pensadas conjuntamente com suas consequências sobre o consumo de energia.

Neste contexto, a interdependência água-energia vem sendo crescentemente estudada no mundo. Como apontado por Friedrich, Pillay e Buckley (2007), o consumo de energia pode ser utilizado como indicador de sustentabilidade de sistemas de água e esgoto. A análise da intensidade energética de tecnologias para redução do consumo de água é importante para a seleção de tecnologias e estratégias com maior benefício ambiental. Dentre as estratégias para o uso racional de água, o uso de água pluvial, o aproveitamento de água cinza e a instalação de equipamentos economizadores são as principais iniciativas para economia de água potável em edificações (OLIVEIRA et al., 2007). As duas últimas também promovem a redução do volume de efluentes.

Com a ampliação das políticas públicas habitacionais, o uso racional de água em habitações de interesse social tem potencial para redução da energia dos sistemas públicos de água e esgoto. O aumento da eficiência hídrica e energética de habitações de interesse social pode reduzir a necessidade de investimento em infraestrutura dos setores hídrico e energético. Através dos programas habitacionais, existem oportunidades para construção de habitações de interesse social mais eficientes. Todavia, necessita-se conhecer quais estratégias apresentam os maiores benefícios para se maximizar resultados a fim de alcançar a maior eficiência hídrica e energética para habitações de interesse social, bem como para os sistemas públicos de água e esgoto.

3 MÉTODO

3.1 Visão geral

Neste capítulo é apresentado o método utilizado para alcançar os objetivos do trabalho. As tecnologias promotoras do uso racional de água avaliadas neste estudo são: (i) torneiras economizadoras e bacias sanitárias de volume de descarga reduzido; (ii) aproveitamento de água pluvial de coberturas; e (iii) aproveitamento de água cinza.

A Figura 11 ilustra o fluxograma do método.

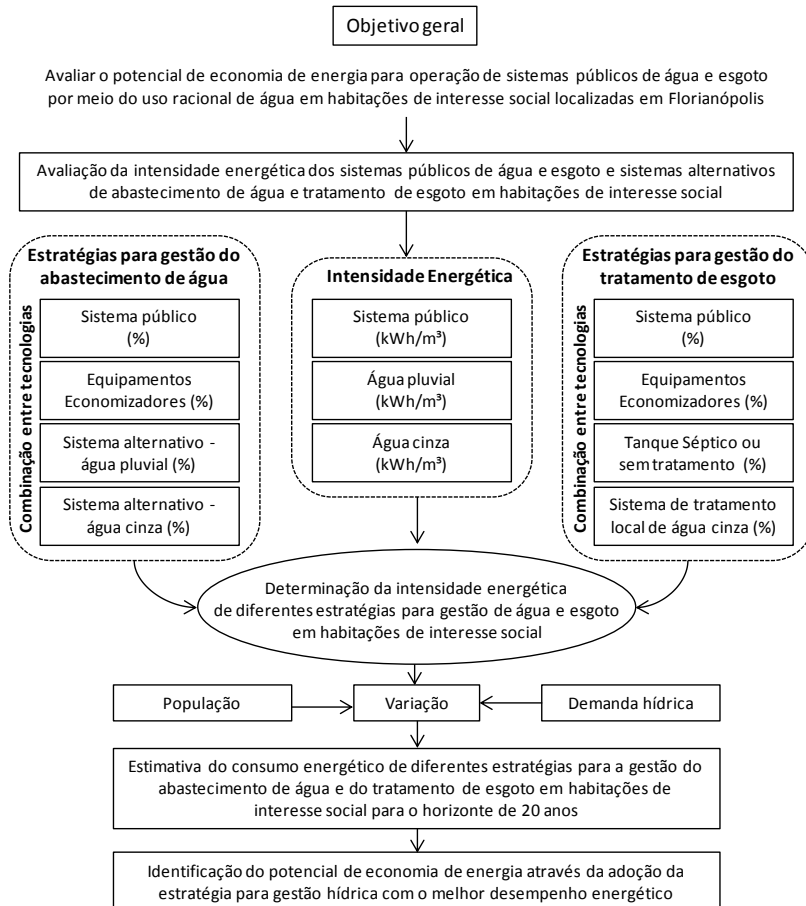


Figura 11 - Fluxograma do método.

Nos subitens a seguir, descrever-se-ão todos os materiais, equipamentos, procedimentos e programas que serão utilizados para alcançar os objetivos do trabalho.

3.2 *Concepção do sistema de aproveitamento de fontes alternativas de água*

Considerou-se a utilização de fontes alternativas de água (água pluvial de coberturas e água cinza) exclusivamente para o abastecimento de usos finais não-potáveis. Assim, desconsiderou-se o uso de fontes alternativas para consumo humano, incluindo: preparação e produção de alimentos, higiene pessoal e ingestão. Desconsiderou-se o uso de fontes alternativas para usos externos (exemplo: irrigação, lavagem de pátio e lavagem de carros), pois tais usos finais não apresentaram relevância para as habitações estudadas.

A Figura 12 ilustra a concepção do sistema de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto utilizando água potável, pluvial e cinza.

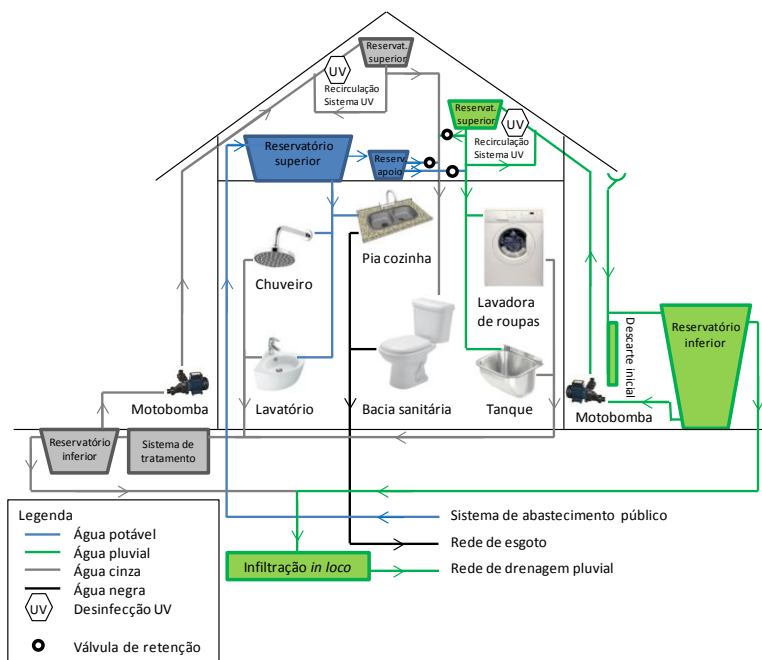


Figura 12 – Estratégias para o abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto.

Para o sistema de água cinza, assumiu-se sua produção em chuveiros, lavatórios, lavadora de roupas e tanques; enquanto, seu aproveitamento para abastecer bacias sanitárias. Além disso, determinou-se que o sistema de abastecimento de água cinza possui abastecimento auxiliar primário por água pluvial e secundário por água potável. Assumiu-se que o excesso de água cinza tratada poderia ser infiltrado *in loco* ou destinado ao sistema público de drenagem pluvial.

Para o sistema pluvial, considerou-se que água pluvial proveniente de coberturas é adequada para o abastecimento de lavadora de roupas, tanque e bacia sanitária. Considerou-se também que o sistema de abastecimento de água pluvial possui abastecimento auxiliar por água potável.

Para o sistema de distribuição de fontes alternativas de água (água cinza e água pluvial), considerou-se o uso de sistema composto por reservatório inferior e superior com recalque entre os reservatório através de motobomba. Desconsiderou-se o uso de sistemas de aproveitamento de fontes alternativas sem o uso de bombeamento, como, por exemplo: captação de água pluvial em reservatório suspenso; e aproveitamento de água cinza em sistema compacto por gravidade.

A fim de se evitar conexão cruzada entre fontes potáveis e não potáveis, assumiu-se o uso de reservatório de apoio de água potável para o abastecimento de pontos de consumo não potáveis em eventos com falta de fontes alternativas de água. O reservatório de apoio é abastecido pelo reservatório superior principal de água potável através de válvula (torneira) bóia, e abastece as prumadas não potáveis através de tubulações adaptadas com válvula de retenção. As válvulas de retenção são utilizadas com dois objetivos: (i) evitar conexão cruzada e consequente contaminação da água do reservatório de apoio por fontes não potáveis (para isso, duas válvulas de retenção em série podem ser utilizadas); e (ii) garantir que a água potável será utilizada somente em eventos com falta de fontes alternativas.

Como os reservatórios de fontes alternativas estão posicionados acima do nível do reservatório de apoio, as válvulas de retenção permanecem fechadas em eventos onde fontes alternativas estão disponíveis devido ao aumento de pressão no sentido de fechamento da válvula. A pressão é reduzida em eventos onde existe a falta de fontes alternativas, permitindo a abertura da válvula de retenção do reservatório de apoio. Este mesmo design foi assumido para a conexão entre água cinza e pluvial a fim de que a água pluvial abasteça bacias sanitárias somente em eventos com falta de água cinza.

3.3 *Intensidade energética*

Nesta seção, apresentar-se-á o método para determinação da intensidade energética do abastecimento de água e do tratamento de efluentes por diferentes sistemas.

Dentre as tecnologias para gestão da oferta de água, estudou-se o sistema público de abastecimento de água e sistemas alternativos de abastecimento - aproveitamento de água pluvial de coberturas e aproveitamento de água cinza em escala residencial. Ainda, estudou-se o consumo energético em sistemas públicos centralizados de coleta e tratamento de esgoto.

Desconsiderou-se o consumo energético em sistemas de tratamento de água cinza – *wetland* (filtro de raízes) - e esgoto doméstico - tanque séptico com vala de infiltração - em escala residencial, pois tais sistemas operam em sua maioria por gravidade. Além disso, o consumo de energia em equipamentos economizadores também foi considerado nulo, pois os modelos estudados não demandam energia elétrica para o seu funcionamento.

Como realizado por Chiu, Liaw e Chen (2009), Marinowski (2010) e Proença et al. (2011), analisou-se o consumo energético total para o horizonte de vinte anos. Assim, avaliou-se o período compreendido entre 2010 e 2030. O início do horizonte de estudo foi determinado com base nos dados disponíveis no Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS), o qual publicou em 2012 dados referentes ao ano de 2010.

3.3.1 **Sistemas públicos centralizados de água e esgoto**

Adotaram-se dados de intensidade energética levantados através do SNIS referentes ao período entre 2004 e 2010 para os sistemas de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto. Os dados do SNIS são fornecidos pelas concessionárias de água do país para suas respectivas regiões de abrangência. Estes podem apresentar elevado nível de incerteza dependendo dos sistemas de controle e medição utilizados por cada concessionária. O nível de incerteza dos dados de intensidade energética para os sistemas públicos de água e esgoto utilizados neste trabalho não são apresentados no SNIS e, assim, são desconhecidos.

O cálculo da intensidade energética para os sistemas de água e esgoto - determinados no SNIS como índices IN058 e IN059, respectivamente - foi realizado por meio das Equações 1 e 2, respectivamente.

$$IE_{AP} = \frac{CE_{AP}}{V_{AP} + V_{AI}} \quad (1)$$

Onde:

IE_{AP} é a intensidade energética do sistema público de abastecimento de água (kWh/m³);

CE_{AP} é o consumo total de energia em todas as unidades dos sistemas públicos de abastecimento de água (kWh/ano);

V_{AP} é o volume de água potável produzido pelos agentes fornecedores para o abastecimento público disponibilizado na entrada do sistema de distribuição (m³/ano);

V_{AI} é o volume de água potável importado de outros municípios ou agentes fornecedores disponibilizado na entrada do sistema de distribuição (m³/ano).

O volume de água potável produzido é a quantidade total de água produzida em estações de tratamento de água potável. Este volume é superior ao volume de água consumido pelos usuários, pois existem perdas no sistema de distribuição de água.

$$IE_{EP} = \frac{CE_{EP}}{V_{EP}} \quad (2)$$

Onde:

IE_{EP} é a intensidade energética do sistema público de coleta e tratamento de esgoto (kWh/m³);

CE_{EP} é o consumo total de energia em todas as unidades dos sistemas públicos de coleta e tratamento de esgoto (kWh/ano);

V_{EP} é o volume de esgoto lançado na rede pública coletora de esgoto (m³/ano).

Realizou-se a projeção da intensidade energética dos sistemas públicos de água e esgoto para cada ano entre 2010 e 2030 através de equação calculada a partir dos dados levantados pelo SNIS no período entre 2004 e 2010. Com o auxílio de planilha de cálculo computacional, escolheu-se a equação que melhor se ajustava aos dados levantados a partir do maior coeficiente de determinação encontrado para regressões lineares e não lineares. As funções testadas foram linear, exponencial, logarítmica e potência.

Após calcular a projeção da intensidade energética para cada ano por meio da equação escolhida, obteve-se a intensidade energética média para o horizonte de estudo através da média dos valores

encontrados para cada ano. Quando a intensidade energética do sistema não apresentou tendência definida de crescimento ou decréscimo em função do tempo, assumiu-se seu valor médio entre o período com dados - 2004 a 2010 - como representativo dos próximos vinte anos.

3.3.2 Sistemas alternativos residenciais de água e esgoto

O consumo de energia em sistemas alternativos de abastecimento é decorrente, principalmente, da operação dos sistemas de bombeamento e de desinfecção. Para os sistemas de bombeamento e desinfecção ultravioleta estudados, determinou-se o consumo energético através de equações, sem experimento *in loco*.

Neste estudo, considerou-se teoricamente o uso de sistemas de desinfecção por radiação ultravioleta em reatores com lâmpadas imersas de baixa pressão. Os sistemas de desinfecção ultravioleta apresentam vantagens em relação a sistemas por cloração. Por exemplo, segundo Friedler e Gilboa (2010), dentre as vantagens do sistema de desinfecção por irradiação ultravioleta, destacam-se: a ausência de estoque e manipulação de produtos químicos; a maior segurança do usuário; e a elevada efetividade de desinfecção, incluindo a eliminação de microorganismos patogênicos resistentes à cloração. Hoffmann e Platzer (2010) também discutem a melhor eficiência de desinfecção por ultravioleta em relação à cloração em estudo sobre o design de *wetlands* para o tratamento de água cinza e efluentes domésticos em países em desenvolvimento.

Quanto à operação de sistemas de desinfecção ultravioleta, esta é simplificada em relação a sistemas por cloração, pois o sistema opera de forma independente, sem a necessidade de acompanhamento diário do usuário. As lâmpadas ultravioletas disponíveis no mercado atualmente apresentam vida útil aproximada de 10.000 horas e, em caso de falha, a maioria dos sistemas de desinfecção ultravioleta acionam alarme sonoro ou visual. Devido à baixa manutenção dos sistemas de desinfecção ultravioleta, entidades governamentais poderiam fazer o acompanhamento dos sistemas instalados em habitações de interesse social com o apoio do usuário, o qual ligaria para agentes do governo para substituição de lâmpadas danificadas. Outra alternativa para a manutenção dos sistemas seria a implantação de postos de substituição de lâmpadas, onde o usuário traria sua lâmpada danificada e receberia uma nova. As lâmpadas poderiam ser subsidiadas com recurso de programas para o aumento da eficiência energética como apresentado no item 2.2.2.

A potência e a intensidade energética dos sistemas de desinfecção ultravioleta foram calculadas através das Equações 3 e 5, respectivamente. A Equação 3 é válida para reatores de desinfecção fechados cilíndricos com lâmpadas imersas que emitem radiação ultravioleta C para o comprimento de onda com maior eficácia de tratamento - 254 nm. O Apêndice 1 apresenta a dedução desta equação elaborada a partir das equações apresentadas pela Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (USEPA, 2006) para determinação da dose (fluência) e da intensidade da radiação em sistemas de desinfecção ultravioleta com reatores cilíndricos. Considerou-se que a potência instalada nos sistemas de desinfecção ultravioleta é igual à potência de sistemas disponíveis no mercado com potência equivalente ou imediatamente superior ao valor calculado através da Equação 3.

$$P_{UV} \geq \frac{2 \times D \times Q \times (r_2 - r_1) \times e^{\alpha(r_2 - r_1)}}{E \times R \times (r_2^2 - r_1^2)} \quad (3)$$

Onde:

- P_{UV} é a potência da lâmpada instalada no sistema de desinfecção ultravioleta (Watt);
- D é a dose de radiação ultravioleta com comprimento de onda de 254 nm no ponto de desinfecção mais afastado da lâmpada ($mW.s/cm^2$);
- Q é a vazão do sistema de desinfecção (L/s);
- r_1 é o raio externo da lâmpada ultravioleta (cm);
- r_2 é o raio interno do reator de desinfecção ultravioleta (cm);
- e é o número “e” (2,718281828);
- α é o coeficiente de absorvância da água em tratamento para o comprimento de onda de 254 nm multiplicado pelo logaritmo natural de 10 (cm^{-1});
- E é o coeficiente de eficiência de transformação de energia elétrica em radiação ultravioleta com comprimento de onda de 254 nm – (adimensional);
- R é o coeficiente de redução de emissão de radiação ultravioleta para vida útil de lâmpadas (adimensional).

Os parâmetros empregados para o cálculo da Equação 3 foram adquiridos através do levantamento de informações da literatura. Além disso, levantaram-se informações sobre as características dos sistemas de desinfecção ultravioleta e lâmpadas ultravioletas disponíveis no mercado. Desconsiderou-se zonas mortas nos reatores, pois adotou-se vazões superiores 28,2 L/h para avaliação dos reatores ultravioletas

neste estudo. Friedler e Gilboa (2010) relatam que para esta vazão a fração de zonas mortas é igual a 3%.

Determinou-se a quantidade de luz ultravioleta absorvida por substâncias contidas em fontes alternativas de água - absorvância da radiação ultravioleta - correlacionando este parâmetro com a turbidez - medida de atenuação da luz ao atravessar um líquido. Os dados de absorvância e turbidez foram obtidos através de revisão bibliográfica. Adotou-se este procedimento, pois: (i) a absorvância não é incluída em normas de qualidade da água; (ii) a turbidez é largamente empregada como indicador de qualidade de água em normas e trabalhos científicos; e (iii) ambos os parâmetros possuem correlação. Assim, determinou-se a absorvância máxima de fontes alternativas de água a ser tratada por desinfecção ultravioleta através dos limites máximos de turbidez para o aproveitamento de esgoto tratado em bacias sanitárias - inferior a 10 uT (ABNT, 1997) - e para o uso de água pluvial em lavadoras de roupas - inferior a 2 uT (ABNT, 2007).

Para o cálculo da dose de radiação ultravioleta requerida para a desinfecção, deduziu-se a Equação 4 com base no estudo de Gilboa e Friedler (2008). Neste estudo, demonstrou-se que a remoção de agentes patogênicos por radiação ultravioleta com baixa dose (doses até 69 mW.s/cm²) em água cinza segue o comportamento descrito através da Lei de Chick (CHICK, 1908). Gonçalves et al. (2003) também afirmam que a taxa de inativação de agentes patogênicos por radiação ultravioleta em efluentes sanitários tratados é descrita através da Lei de Chick. Esta lei define a relação entre a eficiência de eliminação de microorganismos em função do tempo de contato com o desinfetante.

$$D = \frac{\ln(N_0) - \ln(N_t)}{k} \quad (4)$$

Onde:

- D é a dose de radiação ultravioleta com comprimento de onda de 254 nm no ponto de desinfecção mais afastado da lâmpada (mW.s/cm²);
- No é o número de organismos presentes antes da desinfecção;
- Nt é o número de organismos remanescentes após a exposição à dose de radiação ultravioleta;
- k é o coeficiente de inativação de primeira ordem (cm²/mW.s).

Gilboa e Friedler (2008) determinaram coeficiente de inativação de primeira ordem igual a 0,0687 cm²/mW.s para coliformes termotolerantes, bactérias mais resistentes ao tratamento ultravioleta

com baixa dosagem. Este coeficiente foi adotado no presente estudo para o cálculo de doses de radiação ultravioleta até 69 mW.s/cm^2 . Para doses entre 69 e 439 mW.s/cm^2 , Gilboa e Friedler (2008) demonstraram que coliformes termotolerantes são totalmente eliminados do efluente. Assim, de forma conservadora, adotou-se dose igual a 120 mW.s/cm^2 quando a dose calculada através da Equação 4 superou 69 mW.s/cm^2 .

A fim de calcular a dose de radiação ultravioleta, empregou-se a concentração de coliformes termotolerantes levantada em estudo sobre sistemas de aproveitamento de água pluvial e aproveitamento de água cinza localizados em residência em Florianópolis/SC. Para a mesma finalidade, também foram utilizados os limites máximos de coliformes termotolerantes estabelecidos em norma para o aproveitamento de água cinza em bacias sanitárias - 500 NMP em 100 ml (ABNT, 1997) - e o uso de água pluvial em lavadoras de roupas - ausência em 100 ml (ABNT, 2007).

Considerou-se que o sistema de desinfecção ultravioleta promoverá a desinfecção do volume total de água armazenado no reservatório superior de água cinza ou pluvial a cada seis horas. Este procedimento foi considerado a fim de evitar o crescimento e a regeneração de agentes patogênicos na água tratada destinada ao ponto de consumo final. Segundo Friedler et al. (2011), a desinfecção ultravioleta de água cinza tratada apresenta poder de inativação de microorganismos patogênicos por seis horas. Nos sistemas estudados, determinou-se que um dos quatro ciclos diários de desinfecção acontece imediatamente após ao recalque de água cinza ou pluvial tratada do reservatório inferior para o superior.

Calculou-se a intensidade energética dos sistemas de desinfecção ultravioleta por meio da Equação 5. De forma conservadora, assumiu-se que o sistema de desinfecção trata o volume máximo armazenado no reservatório superior durante os quatro ciclos de desinfecção diários. Além disso, considerou-se que lâmpadas fluorescentes ultravioletas de baixa pressão levam um período para atingir a potência máxima - tempo de acionamento da lâmpada. Assim, determinou-se que a desinfecção aconteceria somente após 100 segundos para lâmpadas com potência inferior a $10,0 \text{ W}$ (FRIEDLER; GILBOA, 2010) e 240 segundos (4 minutos) para lâmpadas com potência entre $30,0$ e $40,0 \text{ W}$ (USEPA, 2006). Para potência entre $10,0$ e $30,0 \text{ W}$ foram adotados valores intermediários ao supracitado, sendo 150 segundos para lâmpadas com potência entre $10,0$ e $19,0 \text{ W}$ e 195 segundos, entre $20,0$ a $29,9 \text{ W}$.

$$IE_{UV} = \sum_{i=1}^n P_{UV} \times \left(\frac{1}{Q} + \frac{t_i}{V} \right) \quad (5)$$

Onde:

- IE_{UV} é a intensidade energética do sistema de desinfecção ultravioleta (kWh/m³);
- P_{UV} é a potência instalada no sistema de desinfecção ultravioleta (lâmpadas e bomba de circulação) (kW);
- Q é a vazão do sistema de desinfecção (m³/h);
- t_i é o tempo para a lâmpada ultravioleta atingir intensidade máxima após ligada (horas);
- V é o volume de água a ser tratado no sistema de desinfecção ultravioleta a cada ciclo de operação - volume do reservatório superior (m³);
- n é o número de ciclos de operação do sistema de desinfecção ultravioleta para um mesmo volume de água armazenado (adimensional).

A projeção da intensidade energética dos sistemas de desinfecção ultravioleta em vinte anos foi realizada considerando a utilização de lâmpadas LED (*Light Emitting Diode*). Assumiu-se que lâmpadas LED teriam eficiência de conversão de energia elétrica em radiação ultravioleta 80% superior a lâmpadas fluorescentes de baixa pressão. Esta proposição foi adotada considerando o limite inferior de eficiência de lâmpadas fluorescentes igual a 50 lm/W (KHAN; ABAS, 2011), e o limite superior de eficiência de novas tecnologias de lâmpadas LED igual a 249 lm/W (NARUKAWA et al., 2010). Além disso, lâmpadas LED teriam produção da máxima intensidade de radiação ultravioleta instantaneamente após o seu acionamento. Para análise do potencial de economia de energia ao longo do horizonte de vinte anos, assumindo-se tendência linear de adoção de lâmpadas LED nos sistemas de desinfecção ultravioleta de fontes alternativas de água. Esta proposição foi adotada devido à implantação contínua de programas para o aumento da eficiência energética (ex.: PROCEL) no país.

Considerou-se a utilização de duas motobombas em cada sistema de abastecimento com fontes alternativas. A primeira motobomba realiza a recirculação do volume total armazenado no reservatório superior através do reator ultravioleta a cada seis horas. A segunda motobomba opera uma vez ao dia, recalcando o volume referente à demanda total diária de água pluvial ou cinza do reservatório inferior para o superior dos sistemas alternativos de abastecimento.

A energia requerida para o bombeamento do volume referente à demanda de água é função da altura manométrica (altura geométrica mais perdas de carga), vazão, eficiência do conjunto motobomba e eficiência de transmissão (CHIU; LIAW; CHEN, 2009). Além disso, o número de partidas do conjunto motobomba influencia o seu consumo total de energia, pois o consumo de partida é superior ao consumo de regime (ABNT, 1998).

Calculou-se a potência e a intensidade energética dos sistemas de bombeamento através das Equações 6 e 7, respectivamente. Considerou-se que a potência dos sistemas de bombeamento é igual à potência de motobombas disponíveis no mercado com potência equivalente ou imediatamente superior ao valor calculado através da Equação 6.

$$P_{MB} \geq \frac{\rho \times g \times H \times Q}{\eta_M \times \eta_B} \quad (6)$$

Onde:

P_{MB} é a potência média instantânea do motor do sistema de bombeamento (Watt);

ρ é a densidade do fluido bombeado – para a água igual a 1000 (kg/m³);

g é a aceleração da gravidade – igual a 9,80665 (m/s²);

H é a altura manométrica de bombeamento – somatório da altura geométrica e perdas de carga (m);

Q é a vazão do sistema de bombeamento (m³/s);

η_M é a eficiência do motor do conjunto motobomba – relação entre a potência mecânica e a elétrica consumida (adimensional);

η_B é eficiência da bomba do conjunto motobomba – relação entre a potência hidráulica e a mecânica (adimensional).

Obs.: 1 Joule é igual a 1 Watt.s e a 1 kg.m²/s².

A Equação 7 demonstra o procedimento de cálculo que foi utilizado para obtenção da intensidade energética de conjuntos motobomba. Nesta equação, considera-se três parcelas da intensidade energética de motobombas: partida, bombeamento e modo *standby*.

$$IE_{MB} = \left[\frac{P_{MB}}{Q} \right] + \left[\frac{(C_p \times N_p) + (P_{sb} \times t_{sb})}{V} \right] \quad (7)$$

Onde:

IE_{MB} é a intensidade energética do conjunto motobomba para o bombeamento de água (kWh/m³);

P_{MB} é a potência média instantânea do motor do sistema de bombeamento (kW);

Q é a vazão do sistema de bombeamento (m³/h);

C_p é o consumo de energia por partida (kWh/partida);

N_p é o número de partidas (partidas/dia);

P_{sb} é a potência média instantânea perdida em *standby* no sistema de bombeamento (kW);

t_{sb} é o tempo de permanência em *standby* do sistema de bombeamento (horas/dia);

V é o volume de água consumido (m³/dia).

Desconsiderou-se o consumo energético para partida e modo *standby* em motobombas que alimentam o sistema de desinfecção. Para este fim, analisou-se as especificações técnicas de 25 motobombas que possuem baixa potência (inferior a 1/4 cv) (Apêndice 2), mínimo consumo energético para partida e reduzida perda de energia por *standby*. A seleção de conjuntos motobomba com baixa potência é decorrente da baixa vazão e pressão requerida para recircular a água no reator ultravioleta.

A seguir, são apresentadas as proposições utilizadas para a seleção e a análise da eficiência energética do conjunto motobomba para o recalque de água do reservatório inferior para o superior dos sistemas alternativos de abastecimento:

- Adotou-se a eficiência do conjunto motobomba determinada pelo Programa Brasileiro de Etiquetagem do Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO, 2012) (Apêndice 3);
- Considerou-se perdas de energia de 2 W no sistema de bombeamento quando em modo *standby* a todo momento, conforme relatado por Retamal et al. (2009). Mesmo quando o conjunto motobomba não está operando existem perdas de energia no sistema do motor, controladores e sensores;
- Com base no estudo de Retamalet al. (2009), assumiu-se que o consumo energético de partida de conjuntos

motobomba é equivalente a operação de regime por 30 segundos;

- Calculou-se a altura manométrica de acordo com o método descrito na NBR 5.626 (ABNT, 1998).

A projeção da intensidade energética dos sistemas de bombeamento de água pluvial ou cinza em vinte anos foi realizada considerando o aumento da eficiência da partida e em modo *standby* das motobombas avaliadas. Assumiu-se que ambas as operações teriam redução igual a 50% de suas intensidades energéticas em vinte anos. Desconsiderou-se o aumento da eficiência da operação de bombeamento das motobombas. Determinou-se adoção linear ao longo do horizonte de vinte anos de motobombas com partida e modo *standby* mais eficientes.

Determinou-se a intensidade energética total dos sistemas alternativos de abastecimento através da soma da intensidade energética dos sistemas de desinfecção ultravioleta e bombeamento - Equação 8.

$$IE_{AA} = IE_{UV} + IE_{MB} \quad (8)$$

Onde:

IE_{AA} é a intensidade energética do sistema de abastecimento alternativo de água (kWh/m³);

IE_{UV} é a intensidade energética do sistema de desinfecção ultravioleta (kWh/m³);

IE_{MB} é a intensidade energética do conjunto motobomba para bombeamento de água do reservatório inferior para o superior (kWh/m³).

Variando-se a demanda diária de água cinza em intervalos de 100 L, determinou-se a intensidade energética para os sistemas alternativos de abastecimento.

Em sistemas de aproveitamento de água cinza, o sistema de tratamento de esgoto (água cinza) também pode representar considerável parcela do consumo de energia total. Neste trabalho, considerou-se que o tratamento de esgoto foi realizado em sistemas que operam por gravidade, sem a utilização de energia elétrica (ex.: *wetlands* construídas para o tratamento de água cinza). Também, considerou-se que a coleta de esgoto foi realizada por gravidade, sem uso de energia elétrica. Assim, o consumo energético para a coleta e o tratamento de esgoto em sistemas de aproveitamento de água cinza foi considerado igual a zero ($IE_{EA} = 0$).

3.3.3 Estratégias combinadas para gestão hídrica

Determinou-se a intensidade energética de diferentes estratégias para o abastecimento de água e a coleta e o tratamento de esgoto em habitações de interesse social. Para cada estratégia, considerou-se que o abastecimento de água e a coleta e o tratamento de esgoto podem ser realizados por diferentes tecnologias, atribuindo-se um percentual de atendimento da demanda total de água ou esgoto para cada tecnologia.

Com a intensidade energética e o potencial de atendimento aos serviços de água e esgoto de cada tecnologia, calculou-se a intensidade energética das estratégias – Equação 9. As tecnologias para a oferta de água também podem ser combinadas com o uso de tecnologias para o controle da demanda (ex.: uso de equipamentos economizadores) através do coeficiente de variação da demanda. Além da redução da demanda, este coeficiente pode ser utilizado para representar o aumento da demanda de água associado a uma determinada tecnologia (ex.: aumento da demanda de água para descarga com o uso de fontes alternativas de água). Por último, a intensidade energética também depende do coeficiente de perdas do sistema; para perdas anteriores e posteriores aos componentes com demanda energética, este coeficiente é negativo e positivo, respectivamente.

$$IE_{EST} = \sum_{i=1}^n [IE_n \times A_n \times (1 \pm C_n) \times (1 \pm P_n)] \quad (9)$$

Onde:

- IE_{EST} é a intensidade energética da estratégia para o abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto (kWh/m³);
- n é o número de tecnologias adotadas na estratégia para o abastecimento de água ou coleta e tratamento de esgoto (adimensional);
- IE_n é a intensidade energética de determinada tecnologia para abastecer água ou coletar e tratar esgoto (kWh/m³);
- A_n é o coeficiente de atendimento aos serviços de água ou esgoto por determinada tecnologia (adimensional);
- C_n é o coeficiente de variação da demanda com a adoção de determinada tecnologia - positivo ou negativo para tecnologias que promovam o aumento ou a redução do consumo, respectivamente – (adimensional);
- P_n é o coeficiente de perdas – positivo ou negativo para perdas posteriores ou anteriores a componentes do sistema que consomem energia elétrica, respectivamente (adimensional).

3.4 Caracterização dos usos finais de água

A fim de se determinar a fração da demanda total de água ou esgoto que pode ser atendida por determinada tecnologia para gestão hídrica, avaliou-se os usos finais de água em dez habitações de interesse social localizadas em Florianópolis/SC.

Para a determinação do perfil de consumo, das vazões típicas e da frequência e duração de uso dos equipamentos hidrossanitários das habitações, utilizou-se *data loggers* SmartMeter FTS da empresa Sustentare Soluções Tecnológicas Ltda ME (Figura 13). Este equipamento possui resolução temporal igual a 1s e resolução volumétrica igual a 0,014 L/pulso. O equipamento monitora o uso de água através de dois tipos de sensores, um de pulso, que registra o volume e a duração de cada evento, e outro de tempo, que registra somente a duração de cada evento. O primeiro tipo de sensor foi utilizado para o monitoramento do consumo de água e do tempo de uso em torneiras, chuveiros e bacias sanitárias com caixa acoplada ou suspensa. O segundo tipo de sensor foi utilizado para registrar-se o tempo de descarga em bacias sanitárias com válvula de descarga.

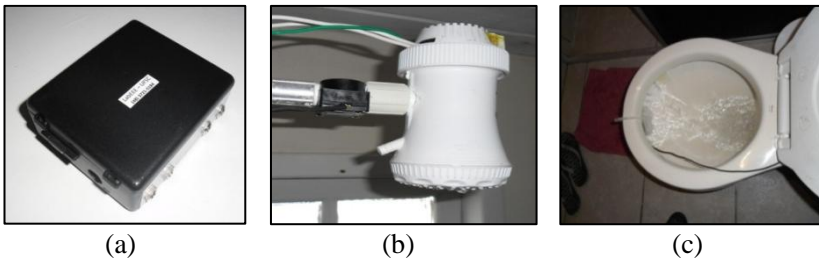


Figura 13 - Kit Smart Meter FTS com *data logger* (a), sensor de pulso instalado em chuveiro (b) e sensor de tempo instalado em bacia sanitária com válvula de descarga (c).

Através de teste laboratorial, determinou-se o erro máximo do sensor de pulso sendo igual a 10% para vazões variando entre 0,03 e 0,3 L/s. Realizou-se o teste coletando o volume total de água e medindo o respectivo peso de vinte eventos de uso de uma torneira nova com 1/4 de volta de abertura da marca Docol. Os eventos foram realizados com e sem arejador na saída da torneira. Concomitantemente, monitorou-se cada evento com um *datalogger*. Posteriormente, comparou-se os dados registrados pelo *datalogger* com os dados levantados manualmente considerando a densidade da água igual a 1 kg/L. A balança utilizada para medir o peso de água de cada evento apresentava precisão de 1

grama. A mesma possuía etiqueta de calibração do INMETRO (Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia) emitida pela Fundação Centros de Referência em Tecnologias Inovadoras (CERTI) de acordo com a NBR ISO/IEC 17.025. Ainda, determinou-se o erro do sensor de tempo em aproximadamente 1 segundo por meio do monitoramento com cronômetro dos eventos supracitados e posterior comparação com os dados registrados pelo *datalogger*.

Em cada habitação, instalou-se de 2 a 4 *dataloggers* a fim de registrar o volume consumido em todos os equipamentos hidrossanitários existentes. O monitoramento das habitações foi realizado durante o período mínimo de uma semana, dependendo da permissão dos moradores, no período compreendido entre 3 de agosto e 16 de setembro de 2012.

Para determinar o consumo de água em bacias sanitárias com válvula de descarga, mediu-se a vazão destes equipamentos *in loco* por meio do método descrito no Apêndice 4 - método de monitoramento do volume de descarga de bacias sanitárias. Calculou-se o volume de cada descarga através da vazão medida e do tempo de uso por evento monitorado com o *datalogger* - Equação 10.

$$VD = Q_m \times t \quad (10)$$

Onde:

VD é o volume de descarga (L);

Q_m é a vazão de descarga (L/s);

t é o tempo de descarga por evento monitorado (s).

Classificou-se os dias monitorados em dias de "Verão", "Inverno" e "Meia estação", pois o consumo de água tem relação com a temperatura do ar de cada dia. Para determinação da temperatura do ar característica para cada classe de dia, utilizou-se dados de temperatura mínima e máxima diária para Florianópolis durante o período entre 2002 e 2012 disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Com estes dados, determinaram-se as médias mensais de temperatura para cada ano. O agrupamento dos dias classe "Verão", "Inverno" e "Meia estação" foi realizado considerando as temperaturas médias para cada mês durante os anos analisados. Verificou-se a similaridade de meses agrupados em uma mesma classe através do teste de Análise de Variância (ANOVA) fator único. Assim, foi avaliado se os dados de temperatura média mensal para cada classe eram significativamente diferentes para confiabilidade de 99,9%. Por último, determinou-se a temperatura limite entre as classes, a qual foi definida

através da temperatura média para cada mês durante a década analisada. O limite inferior para classe com maior temperatura - "Verão" - foi definido como sendo a sua mínima média de temperatura mensal; enquanto, o limite superior para classe com menor temperatura - "Inverno", a sua máxima média de temperatura mensal. Cada dia com temperatura média compreendida entre a faixa de temperaturas limites foi classificado como "Meia estação"; enquanto dias com temperatura acima e abaixo desta faixa foram classificados como "Verão" e "Inverno", respectivamente.

O tratamento dos dados levantados através do monitoramento foi realizado em planilha de cálculo computacional. Nesta etapa, classificaram-se os dias monitorados em "Inverno", "Meia estação" e "Verão". Com os dados de consumo divididos por classe, determinou-se o consumo de água em cada equipamento hidrossanitário durante o período monitorado. Assim, determinou-se a contribuição de cada equipamento para o consumo total de água - usos finais de água - em cada habitação estudada.

Com os dados de usos finais de água, calculou-se a produção de água cinza em lavadoras de roupas, chuveiros, lavatórios e tanques. Além disso, definiu-se a demanda de água para três tipos de equipamentos hidrossanitários, os quais foram divididos em: (i) abastecidos exclusivamente por água potável - Potáveis; (ii) abastecidos por água pluvial de coberturas ou fonte com padrão de qualidade superior - Não-potáveis água pluvial; (iii) e abastecidos por água cinza ou fonte com padrão de qualidade superior - Não-potáveis água cinza. O segundo tipo de equipamentos abrange lavadora de roupas, tanque e bacia sanitária; o terceiro inclui somente bacias sanitárias neste trabalho.

Com os dados de usos finais de água para cada habitação, verificou-se o consumo para dois grupos de habitação, sendo o primeiro para famílias com renda inferior a três salários mínimos e o segundo para famílias com renda entre três e cinco salários mínimos. Adotou-se esta separação de acordo com diretrizes estabelecidas pela Política Habitacional de Florianópolis. Esta política tem por objetivo: "Atender diretamente, como recursos públicos, demandas com renda familiar de até 5 S.M., tendo como prioridade famílias com renda de até 3 S.M." (PMF, 2012).

3.5 Gestão da oferta e da demanda de água e esgoto em habitações de interesse social

Como descrito no item 3.3.3, avaliou-se o desempenho de diferentes estratégias para gestão hídrica em habitações de interesse

social, incluindo a gestão do abastecimento de água e a gestão da coleta e do tratamento de esgoto.

Cada estratégia foi composta por uma ou mais medidas, apresentando percentuais variados de atendimento da demanda total por diferentes fontes de água. Tais fontes incluem a oferta de água potável dos sistemas públicos e não-potável de sistemas de aproveitamento de água cinza e aproveitamento de água pluvial de coberturas. As estratégias também foram formadas por diferentes medidas para o controle da demanda de água, incluindo o uso de equipamentos economizadores de água em torneiras e bacias sanitárias. O impacto de cada estratégia sobre a coleta e o tratamento de esgoto também foi avaliado.

No presente item, apresentar-se-á o método para determinação do potencial de atendimento ou redução da demanda total de água e esgoto através da utilização das medidas supracitadas: equipamentos economizadores; aproveitamento de água pluvial de coberturas; e aproveitamento de água cinza.

3.5.1 Equipamentos economizadores

Neste item, apresenta-se o método que foi utilizado para avaliar o desempenho de equipamentos hidrossanitários economizadores. Com esta finalidade, estudou-se o potencial de redução da demanda de água e da produção de efluentes em torneiras e bacias sanitárias. Para os primeiros equipamentos, conduziu-se estudo experimental *in loco*; enquanto, para os últimos, estudo teórico.

O experimento *in loco* foi desenvolvido em dez habitações de interesse social em Florianópolis, onde torneiras convencionais foram substituídas por torneiras economizadoras. As habitações que participaram deste experimento foram as mesmas onde foram instalados os equipamentos de monitoramento dos usos finais, como descrito no item 3.4. Substituiu-se torneiras existentes por torneiras novas com arejadores nas duas torneiras que apresentaram o maior consumo de água dentre as torneiras avaliadas - torneira da cozinha e torneira do lavatório.

O monitoramento das dez habitações de interesse social estudadas foi realizado entre 3 de agosto e 16 de setembro de 2012. Registrou-se o volume consumido, o horário e a duração de cada evento de uso em todos os equipamentos hidrossanitários existentes nas habitações de interesse social durante o período mínimo de uma semana – primeira fase de monitoramento. O mesmo procedimento foi repetido após a substituição das torneiras convencionais por economizadoras –

segunda fase de monitoramento.

Com os dados de consumo anteriores e posteriores à instalação de torneiras economizadoras, determinou-se a redução do consumo de água por evento de uso com a utilização desta tecnologia. Avaliou-se a redução de consumo por evento de uso, porque se admitiu que o evento representa as funções desempenhadas por torneiras, como por exemplo: lavar as mãos, lavar louças. Desta forma, pode-se comparar períodos com diferentes frequências de uso.

Para o cálculo do volume consumido por evento, utilizou-se a Equação 11.

$$V = \frac{\sum_{i=1}^n Q \times t}{n} \quad (11)$$

Onde:

- V é o volume médio consumido por evento (L);
- Q é a vazão do evento "n" monitorado (L/s);
- t é a duração do evento "n" monitorado (s);
- n é o número de eventos durante o período de monitoramento.

Avaliou-se o potencial de economia em torneiras através da Equação 12.

$$C_{EE} = \frac{V_1 - V_2}{V_1} \quad (12)$$

Onde:

- C_{EE} é o coeficiente de variação da demanda com a instalação de equipamentos economizadores (adimensional);
- V_1 é o volume médio de água consumido por evento na primeira fase de monitoramento – com equipamentos convencionais (L);
- V_2 é o volume médio de água consumido por evento na segunda fase de monitoramento – com equipamentos economizadores (L).

De forma similar, determinou-se o potencial de economia de água em bacias sanitárias supondo-se a mudança do volume de descarga com a instalação de bacias sanitárias de volume de descarga reduzido de acionamento duplo - 3 e 6 L/descarga. Posteriormente, determinou-se o volume de descarga das bacias sanitárias existentes nas habitações de interesse social estudadas por meio do método descrito no item 3.4.

A fim de se determinar o potencial de redução da demanda de água com a instalação de bacias sanitárias de volume de descarga reduzido com acionamento duplo, dividiu-se os eventos de descarga monitorados em eventos longos e curtos de acordo com a duração da descarga. Classificou-se eventos longos como aqueles que possuem tempo de acionamento acima do tempo médio de descarga; enquanto, classificou-se eventos curtos como aqueles que possuem tempo de acionamento igual ou abaixo do tempo médio de descarga.

De forma empírica, eventos longos de descarga seriam utilizados para o carregamento de fezes, e, eventos curtos, de urina. No entanto, a determinação da exata finalidade de diferentes eventos de descarga - carregamento de urina ou fezes - não foi considerada neste trabalho, levando-se em consideração somente o tempo de duração de cada evento de descarga.

A redução do consumo foi calculada considerando-se a utilização de dois volumes de descarga, um para eventos de longa duração e outro para eventos de curta duração. Assim, o volume de descarga para eventos longos (eventos com duração superior à duração média dos eventos monitorados) foi considerado igual ao maior volume de descarga de bacias sanitárias com caixa acoplada de acionamento duplo. Analogamente, o volume de descarga de eventos curtos (eventos com duração igual ou inferior à duração média dos eventos monitorados) será considerado igual ao menor volume de descarga.

Avaliou-se a redução da produção de efluentes de forma análoga ao método utilizado para determinação da redução da demanda de água. Após estimar o potencial de redução da demanda de água e da produção de esgoto de cada tecnologia, verificou-se a redução total obtida com o uso de torneiras economizadoras e bacias sanitárias de acionamento duplo. Por último, considerou-se o mesmo potencial de economia de água para redução de efluentes domésticos com a utilização de equipamentos economizadores.

3.5.2 Água pluvial

Neste subitem é descrito o método utilizado para definir o potencial de utilização de água pluvial de coberturas para o abastecimento de usos finais que não demandam água potável, tais como: bacias sanitárias, lavadora de roupas e tanque. Desconsiderou-se o uso de água pluvial para o abastecimento de torneiras externas e sistema de irrigação, pois as habitações estudadas possuem uso de água desprezível para estes fins.

O aproveitamento de água pluvial não promove a redução de

efluentes domésticos (esgoto). Assim, considerou-se que o serviço de esgoto foi suprido integralmente pelo sistema público de coleta e tratamento quando esta medida foi considerada independentemente de outras medidas para minimização de esgoto e coleta e tratamento de esgoto.

A avaliação sobre o potencial de economia de água do sistema público de abastecimento por meio do aproveitamento de água pluvial foi realizada através do levantamento de informações em campo e simulações computacionais. Não foi realizado experimento *in loco*. Os sistemas de aproveitamento de água pluvial estudados são compostos por: reservatório inferior apoiado, reservatório superior, conjunto motobomba, dispositivo de descarte do escoamento inicial, sistema de desinfecção ultravioleta, válvulas de retenção, válvula bóia, controladores dos sistemas de bombeamento e desinfecção, condutores verticais e horizontais e outras tubulações e conexões (ver Figura 12 na página 47). Considerou-se somente o uso de sistema de desinfecção por radiação ultravioleta, pois tais sistemas possuem operação simplificada e produzem água com melhor qualidade em relação a sistemas por cloração (ver item 3.3.2).

O volume ideal de reservação foi dimensionado por meio de simulações computacionais. Para este fim, utilizou-se o programa computacional Netuno versão 4.0 desenvolvido por Ghisi, Cordova e Rocha (2011). O método aqui utilizado, também é descrito em outros estudos (MARINOSKI; GHISI, 2008; ROCHA, 2009; GHISI, 2010). Os resultados das simulações permitiram conhecer o potencial de abastecimento da demanda de água pluvial para diferentes volumes de reservação nas habitações de interesse social estudadas.

Os dados de entrada do programa Netuno são: precipitação com resolução temporal diária, área de captação, demanda total de água, número de habitantes, demanda de água pluvial, coeficiente de escoamento superficial e volume do reservatório superior. Lançada em 2012, a Versão 4 do programa inclui o parâmetro: descarte de escoamento inicial.

Para o desenvolvimento das simulações neste trabalho, utilizou-se série histórica de dez anos - entre janeiro de 2002 e dezembro de 2011 - de precipitação com resolução temporal diária para a cidade de Florianópolis. Obteve-se os dados junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Simulações realizadas com séries históricas iguais ou superiores a dez anos não apresentam diferenças significativas para os resultados referentes ao potencial de uso de água pluvial (GHISI; CARDOSO; RUPP, 2012).

Através de levantamentos em campo e do método descrito pela

NBR 10.844 (ABNT, 1989), determinou-se a área de captação das dez habitações descritas no item 3.4, a fim de se calcular o potencial de atendimento da demanda total de água através do aproveitamento de água pluvial em cada habitação. O coeficiente de escoamento superficial adotado dependeu do material das coberturas, sendo definido como a média do valor inferior e superior para cada material apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 – Coeficiente de escoamento superficial para coberturas.

Tipo de Telha	Coeficiente
Cerâmica	0,56 - 0,90
Metálica	0,70 - 0,95
Esmaltada	0,85 - 0,95
Fibrocimento	0,80 - 0,90

Fonte: adaptado de ROCHA (2009).

Além das perdas da parcela de precipitação absorvida e evaporada ao contato com a cobertura, contabilizada no coeficiente de escoamento superficial, considerou-se perdas através do sistema de descarte do escoamento inicial. Como descrito na NBR 15.527 (ABNT, 2007), assumiu-se descarte dos 2 mm iniciais de precipitação a fim de se evitar o ingresso excessivo de poeira, fuligem, folhas, galhos e detritos, bem como outros poluentes atmosféricos.

A demanda total e a demanda pluvial de água per capita foram calculadas dividindo-se as demandas determinadas através do método descrito no item 3.4 pelo número de habitantes de cada habitação. Considerou-se o volume do reservatório superior como sendo o volume do reservatório disponível no mercado igual ou imediatamente acima da demanda diária de água pluvial. Assumiu-se, então, o uso de volumes de reservação múltiplos de 100 Litros.

Com o programa, identificou-se o potencial de aproveitamento de água pluvial para volumes de reservação variando de 0 a 10 m³ em intervalos de 0,5 m³. Definiu-se o volume ideal entre os volumes calculados através da avaliação do acréscimo do potencial de atendimento da demanda entre volumes de reservação sucessivos. Assim, calculou-se o volume ideal do reservatório inferior considerando a diferença entre os potenciais de atendimento da demanda igual a 2 %/m³.

O potencial de atendimento da demanda de água por água pluvial de coberturas foi igual ao potencial encontrado no programa computacional Netuno para o reservatório inferior com volume ideal. Assim, determinou-se a fração da demanda total de água que pode ser

abastecida por água pluvial para cada uma das dez habitações descritas no item 3.4.

3.5.3 Água cinza

Neste item é descrito o método utilizado para definir o potencial de aproveitamento de água cinza. No presente estudo, considerou-se o aproveitamento de efluentes provenientes da lavadora de roupas, tanque, lavatório e chuveiro, desconsiderando-se efluentes da pia da cozinha.

O aproveitamento de água cinza proporciona a coleta e o tratamento de esgoto e o abastecimento de água para fins que não demandam água potável, incluindo: descarga de bacias sanitárias, irrigação e lavagem de pavimentos. Outros fins não-potáveis (exemplo: lavagem de roupas) que demandam padrão de qualidade superior não podem ser abastecidos por esta fonte alternativa de água. Neste estudo, considerou-se o aproveitamento de água cinza exclusivamente para descarga de bacias sanitárias, pois as habitações avaliadas possuíam uso desprezível de água para irrigação e lavagem de pavimentos.

Estimou-se potencial de atendimento por esta medida tanto para o abastecimento de água, quanto para o tratamento de efluentes. Esta avaliação foi realizada de forma teórica, sem a construção de experimento *in situ*. Considerou-se que os sistemas de aproveitamento de água cinza são compostos por: coleta segregada de efluentes por gravidade, sistema de tratamento de água cinza, reservatório inferior, desinfecção com lâmpadas ultravioletas (UV), bombeamento, reservatório superior e distribuição.

Calculou-se a geração de água cinza nas habitações estudadas através da Equação 13.

$$G_{\text{cin}} = \sum_{i=1}^n g_n \quad (13)$$

Onde:

G_{cin} é a geração de água cinza total (L/dia);

g_n é a geração de efluentes em equipamentos hidrossanitários que podem ofertar água cinza (L/dia).

Para o cálculo do potencial de abastecimento de água para fins não potáveis através do aproveitamento de água cinza, assumiu-se que este efluente passará por tratamento *in situ* em sistema de *wetland*. Adotou-se esta proposição de acordo com as tecnologias desenvolvidas para o tratamento de água cinza em escala domiciliar. Dentre as tecnologias para o tratamento de água cinza *in situ*, *wetlands* geralmente

apresentam desempenho superior, pois possuem: elevada eficiência de tratamento (WINWARD et al., 2008); pouca necessidade de manutenção (PAULO et al., 2012); e consumo de energia elétrica reduzido ou inexistente (WINWARD et al., 2008). Assim, de forma geral, esta tecnologia possui maior viabilidade para o tratamento de água cinza em habitações de interesse social.

Para o tratamento de água cinza, escolheu-se o sistema constituído por *wetlands* subsuperficial de fluxo vertical. Este tipo de sistema apresenta elevada eficiência e menor área de implantação para o tratamento de efluentes (HOFFMAN e PLATZER, 2010). Como descrito por Rousseau et al. (2008), a eficiência de *wetlands* construídas depende principalmente do tempo de detenção hidráulico, da temperatura e da carga de poluentes. Quanto menor o tempo de detenção, menor a área requerida para instalação do sistema. A área do sistema de *wetland* foi calculada a partir da Equação 14.

$$A_w = \frac{G_{cin} \times T_h \times (1+p-et)}{V\% \times H} \quad (14)$$

Onde:

- A_w é a área superficial da *wetland* construída (m²);
- G_{cin} é a geração de água cinza bruta (L/dia);
- T_h é o tempo de detenção hidráulica (dia);
- p é a fração de água acrescida ao sistema devido à precipitação (adimensional);
- et é a fração de água perdida do sistema devido à evapotranspiração (adimensional);
- $V\%$ é o índice de vazios do meio filtrante (adimensional);
- H é a altura útil do sistema de *wetland* (mm).

Nos estudos de Niyonzima et al. (2007), demonstrou-se elevada eficiência de tratamento para água cinza com o uso de *wetland* com tempo de detenção hidráulico igual a 15 horas, alcançando-se eficiência para remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Sólidos Suspensos igual a 72 e 79%, respectivamente. Os resultados do estudo de Winward et al. (2008) também apontaram reduzido tempo de detenção hidráulica (2 horas) para o tratamento de água cinza em *wetland* de fluxo vertical com eficiência de tratamento equivalente a tratamento com membrana.

Os sistemas de *wetland* são abertos e, assim, podem apresentar perdas e ganhos de água devido à evapotranspiração e à precipitação atmosférica, respectivamente. Por meio de revisão bibliográfica,

determinou-se a fração de perdas de água. O cálculo dos ganhos de água devido à precipitação pluviométrica foi realizado multiplicando-se a área superficial do sistema pela precipitação para cidade de Florianópolis. As frações de água acrescida por precipitação e perdida por evapotranspiração à água cinza gerada nos equipamentos hidrossanitários foram utilizadas para o cálculo da oferta de água cinza através da Equação 15.

$$O_{\text{cin}} = G_{\text{cin}} \times (1 + p - et) \quad (15)$$

Onde:

O_{cin} é a oferta média de água cinza tratada (L/dia);

G_{cin} é a geração de água cinza bruta (L/dia);

p é a fração de água acrescida ao sistema devido à precipitação (adimensional);

et é a fração de água perdida do sistema devido à evapotranspiração (adimensional).

Como descrito por Ghisi e Oliveira (2007), quando a oferta superar a demanda, o potencial de aproveitamento de água cinza é igual à demanda; quando a demanda superar a oferta, o potencial de aproveitamento é igual à oferta. Assim, quando a demanda encontrada foi maior que a oferta, considerou-se o volume máximo a ser reutilizado igual à produção média de água cinza calculada durante os meses do ano. Quando a oferta superou a demanda, calculou-se o potencial de atendimento da demanda de água para descarga de bacias sanitárias por meio do método descrito no item 3.4.

A fração da demanda total de água que pode ser atendida por água cinza foi calculada utilizando-se a Equação 16.

$$A_{\text{cin}} = \frac{V_{\text{cin}}}{D_{\text{total}}} \quad (16)$$

Onde:

A_{cin} é o coeficiente de atendimento da demanda total de água por água cinza (adimensional);

V_{cin} é o volume de água que poderia ser abastecido com água cinza (L/dia);

D_{total} é a demanda total de água (L/dia).

De forma análoga à equação anterior, calculou-se o potencial de atendimento ao serviço de esgoto pelos sistemas de tratamento de água

cinza. No entanto, considerou-se que o volume de água cinza tratado é sempre igual à geração de efluentes no chuveiro, lavatório, lavadora de roupas e tanque. Também, considerou-se que o volume de água cinza tratada não reutilizada será infiltrado no terreno ou destinado ao sistema de drenagem de água pluvial.

3.6 *Potencial de redução da demanda energética em sistemas públicos de água e esgoto*

Com o crescimento da população e a variação da demanda hídrica e da intensidade energética nos sistemas de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto, o consumo de energia com serviços de água e esgoto apresentará mudanças ao longo do tempo. Através da Equação 17, estimou-se o consumo de energia na fase de operação para as diferentes estratégias de gestão hídrica avaliadas através do método apresentado no item 3.3.3.

$$E_n = \sum_{i=0}^n IE_i \times P_i \times D_i \times A_i \quad (17)$$

Onde:

- E_n é o consumo de energia para o horizonte de tempo estudado (kWh);
- n é o horizonte de estudo (anos);
- IE_i é a intensidade energética das estratégias (kWh/m³);
- P_i é a população de interesse na região estudada (habitantes);
- D_i é a demanda hídrica (m³/hab.ano);
- A_i é o coeficiente de atendimento da população de interesse na região estudada (adimensional).

Como descrito anteriormente no item 3.3.3, tais estratégias foram compostas por diferentes medidas. Assim, para cada estratégia, atribuiu-se diferentes percentuais de atendimento da demanda através da oferta de água por sistemas públicos e sistemas alternativos de abastecimento, bem como por meio da redução da demanda por equipamentos economizadores. Desta forma, as estratégias foram compostas exclusivamente por sistemas públicos de água e esgoto, como também pela combinação entre o uso de sistemas convencionais e alternativos de água e esgoto e equipamentos economizadores.

Dados sobre o crescimento da população e da intensidade energética de sistemas públicos de água e esgoto na região foram obtidos através de revisão de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), do Plano Municipal de Habitação de Florianópolis

(PFM, 2012), do Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico de Florianópolis (PMF, 2010) e do Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS). A demanda hídrica da população de interesse foi assumida conforme valores determinados nos levantamentos em campo. Com estes dados, determinou-se a taxa de crescimento e os valores presentes das variáveis supracitadas.

A projeção da intensidade energética de sistemas públicos de água e esgoto foi calculada através da Equação 18. De forma análoga, estimou-se a projeção da população e o aumento da cobertura da rede de esgoto e a redução de perdas de água no sistema de distribuição através de dados disponibilizados pelo Plano Municipal de Habitação de Florianópolis (PMF, 2012) e o Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico de Florianópolis (PMF, 2010), respectivamente. Desconsiderou-se o aumento da demanda hídrica per capita no horizonte de estudo.

$$IE_i = IE_o \times (1 + ie)^i \quad (18)$$

Onde:

- IE_i é a projeção da intensidade energética (kWh/m³);
- IE_o é a intensidade energética no presente (kWh/m³);
- ie é a taxa de variação da intensidade energética (adimensional);
- i é o período de projeção (anos).

Com base nas informações do SNIS, analisou-se a variação da intensidade energética dos sistemas públicos de água e esgoto. Além disso, estimou-se o aumento da eficiência de lâmpadas ultravioletas e de sistemas de desinfecção.

Após determinar o consumo energético para cada estratégia para o horizonte de vinte anos, comparou-se o consumo energético total dentre as estratégias. Através dessa informação, indicou-se a estratégia composta por uma ou mais tecnologias para gestão hídrica em habitações de interesse social com o menor consumo energético para o horizonte de estudo. Comparando-se o consumo energético destas estratégias com o consumo energético dos serviços de água e esgoto prestados exclusivamente por sistemas públicos, identificou-se o potencial de economia de energia em escala urbana com o uso racional de água em habitações de interesse social (Equação 19).

$$P_e = E_p - E_n \quad (19)$$

Onde:

P_e é o potencial de economia de energia em escala urbana com o uso racional de água em habitações de interesse social (kWh);

E_p é o consumo de energia para o horizonte de tempo estudado considerando a utilização exclusiva dos serviços públicos de água e esgoto (kWh);

E_n é o consumo de energia para o horizonte de tempo estudado considerando a utilização de uma das estratégias para o uso racional de água (kWh).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, são apresentados os resultados obtidos através do método descrito no capítulo anterior. A estrutura deste capítulo segue a mesma ordem exibida no método: (i) determinação da intensidade energética; (ii) caracterização dos usos finais de água; (iii) estratégias para a gestão dos serviços de água e esgoto; e (iv) potencial de redução da demanda energética dos serviços de água e esgoto.

4.1 *Intensidade energética*

O consumo de energia em sistemas de coleta e tratamento de esgoto *in loco* é considerado nulo neste estudo, pois se considerou que o tratamento foi efetuado em *wetlands* sem a utilização de energia para operação. Apesar de *wetlands* ainda não apresentaram consolidação no mercado, esta tecnologia destaca-se como uma das mais promissoras dentre as tecnologias para o tratamento de efluentes de forma eficiência e com baixo ou nenhum consumo energético (PAULO et al., 2012).

Os equipamentos economizadores de água estudados – torneiras com arejadores e bacias sanitárias de acionamento duplo - também não apresentam consumo de energia.

Os itens a seguir apresentam a intensidade energética de sistemas públicos e sistemas alternativos residenciais de água e esgoto.

4.1.1 **Sistemas públicos centralizados de água e esgoto**

A intensidade energética média do sistema público de abastecimento de água em Florianópolis nos últimos seis anos foi igual a 0,38 kWh/m³; enquanto, do sistema de coleta e tratamento de esgoto, igual a 0,57 kWh/m³ (Figura 14). Estes dados foram obtidos junto ao SNIS e apresentam elevada incerteza devido ao método de levantamento através de questionários respondidos pelas concessionárias de água e esgoto.

Na Figura 14, observa-se que o consumo energético nos sistemas de abastecimento de água apresentou tendência de redução entre 2004 e 2010. Por outro lado, a intensidade energética do sistema de coleta e tratamento de esgoto não apresentou tendência de redução ou aumento para o mesmo período. Desta forma, considerou-se que a intensidade energética média para o sistema de esgoto no horizonte de vinte anos é igual à média observada entre 2004 e 2010 – 0,57 kWh/m³.

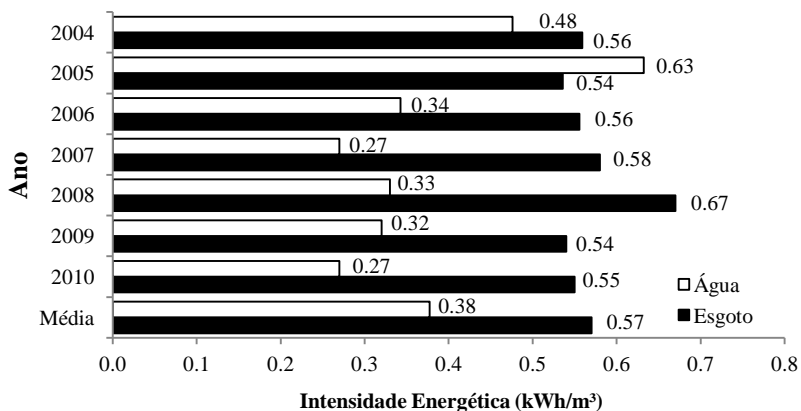


Figura 14 – Intensidade energética no sistema de tratamento e abastecimento de água (água) e sistema de coleta e tratamento de esgoto (esgoto) para a cidade de Florianópolis.

Fonte: SNIS (2006); SNIS (2007); SNIS (2008); SNIS (2009); SNIS (2010); SNIS (2011); SNIS (2012).

O valor médio da intensidade energética do sistema de coleta e tratamento de esgoto ($0,57 \text{ kWh/m}^3$) determinado para o horizonte de vinte anos é levemente superior ao observado em países desenvolvidos. Segundo Plappally e Lienhard V (2012), a intensidade energética média dos sistemas públicos de coleta e tratamento de esgoto no estado da Nova Gales do Sul na Austrália é igual a $0,36 \text{ kWh/m}^3$; em Taiwan, $0,41 \text{ kWh/m}^3$; nos Estados Unidos, $0,43 \text{ kWh/m}^3$; no estado de Ontário no Canadá, $0,46 \text{ kWh/m}^3$; e na Nova Zelândia, $0,49 \text{ kWh/m}^3$.

A maior intensidade energética do sistema de coleta e tratamento de esgoto de Florianópolis em relação à média dos sistemas de países desenvolvidos pode ser atribuída à elevada taxa de infiltração pluvial no sistema de esgoto da cidade. Assim, com o aumento da precipitação, o volume recalcado em estações elevatórias de esgoto também ascende. Observou-se este problema em Nova Gales do Sul, Austrália, quando o consumo energético nos sistemas de esgoto variaram de $0,36 \text{ kWh/m}^3$ em 2001 para $0,42 \text{ kWh/m}^3$ em 2002 com o aumento da precipitação (RADCLIFFE, 2004 apud PLAPPALLY; LIENHARD V, 2012). Similarmente, o consumo de energia no sistema público de esgoto em Florianópolis apresenta tendência crescente com o aumento da precipitação. Entre 2006 e 2008, observou-se correlação entre precipitação e intensidade energética do sistema de esgoto em Florianópolis igual a 99,85% ($R^2=0,9971$) (Figura 15).

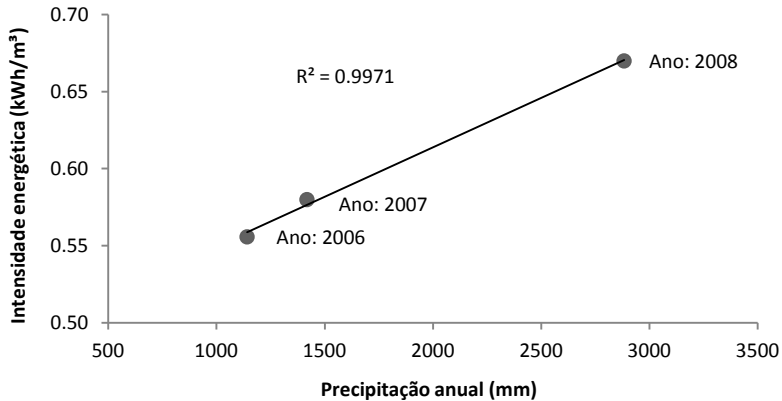


Figura 15 – Variação da intensidade energética do sistema público de coleta e tratamento de esgoto em função da precipitação pluviométrica em Florianópolis.

Outro fator que pode influenciar a elevada demanda energética do sistema de esgoto é a tecnologia utilizada na principal estação de tratamento de esgoto da cidade, a qual opera por lodo ativado com aeração prolongada. Esta tecnologia apresenta elevada demanda energética (OLSSON, 2011).

A redução da intensidade energética do sistema de abastecimento de água em função do tempo pode ser representada através da função potência $0,5534x^{-0,352}$ (Figura 16). Esta função apresenta coeficiente de determinação (R^2) igual a 0,60 em relação aos valores de intensidade energética apresentados pelo SNIS. Aplicando-se esta função para o horizonte de vinte anos a partir do ano de 2011, obteve-se intensidade energética média para o sistema de abastecimento de água igual a 0,21 kWh/m³. Calculou-se este valor considerando a água produzida e fornecida ao sistema de abastecimento, desconsiderando-se, assim, perdas do sistema de abastecimento.

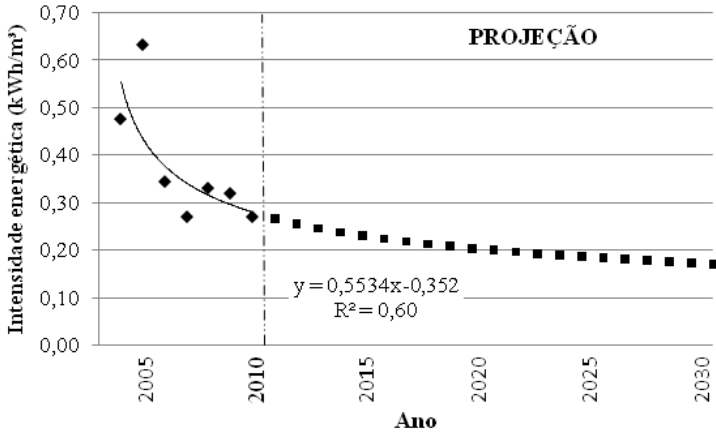


Figura 16 – Projeção da intensidade energética do sistema de abastecimento de água de Florianópolis para período entre 2011 e 2030.

O valor médio da intensidade energética para o sistema de abastecimento de água (0,21 kWh/m³) determinado para o período entre 2011 e 2030 está compreendido entre valores de intensidade energética de sistemas de abastecimento de água em países desenvolvidos. De acordo com a revisão realizada por Plappally e Lienhard V (2012), o consumo energético de sistemas de abastecimento de água na Austrália variam entre 0,01 e 0,20 kWh/m³; em Taiwan, entre 0,16 e 0,25 kWh/m³; nos EUA, entre 0,18 e 0,47 kWh/m³; e na Nova Zelândia, entre 0,15 e 0,44 kWh/m³.

4.1.2 Sistemas alternativos residenciais de água e esgoto

Avaliou-se o consumo energético para o uso de desinfecção ultravioleta e para o bombeamento de água em sistemas alternativos residenciais de água e esgoto.

Em geral, reatores de desinfecção ultravioleta para uso residencial operam com lâmpadas de vapor de mercúrio de baixa pressão com potências variando entre 5 e 40W. A Tabela 2 apresenta as características de lâmpadas ultravioletas vendidas pela empresa 1000 Bulbs (2012), maior vendedora de lâmpadas encontrada durante a pesquisa. Desconsiderou-se da amostra as lâmpadas com eficiência de conversão de eletricidade em radiação ultravioleta significativamente superior ou inferior a média dos valores encontrados para confiabilidade de 95%.

Tabela 2 - Características de lâmpadas ultravioletas de baixa pressão.

Classe de lâmpadas agrupadas por potência nominal		5,0W 9,9W	10,0W 19,9W	20,0W 29,9W	30,0W 40,0W
Potência total (W)	Potência média	7,8	15,3	22,4	37,8
	Desvio padrão	1,7	2,4	2,3	1,8
	Número de lâmpadas	6	11	8	5
Energia convertida em UV-C(%)	Conversão média	27%	30%	32%	34%
	Desvio padrão	3%	4%	3%	2%
	Tempo de acionamento	100	150	195	240

Fonte: USEPA (2006); Friedler e Gilboa (2010); 1000bulbs (2012).

A maioria das lâmpadas pesquisadas apresenta potência entre 10 e 30 W. A eficiência das lâmpadas para produção de radiação ultravioleta aumentou em função de suas respectivas potências nominais. Segundo informação técnica dos fabricantes disponibilizada no site do vendedor pesquisado, para lâmpadas com potência inferior a 10 W, a eficiência média encontrada foi de 27%; enquanto, para lâmpadas com potência igual ou superior a 30 W, a eficiência média encontrada foi de 34%. Estes dados são levemente inferiores aos apresentados pela USEPA (2006), onde se indicou variação da eficiência de lâmpadas ultravioletas de baixa pressão entre 35 e 38%.

Assumiu-se que lâmpadas com potência inferior a 10,0 W levam 100 segundos para atingir sua intensidade máxima - tempo de acionamento -, como descrito por Friedler e Gilboa (2010) para lâmpada de 4,0 W. Para lâmpadas com potência igual ou superior a 30,0 W, assumiu-se tempo de acionamento igual a 4 minutos (240 segundos) a partir das informações trazidas por USEPA (2006). Em relação às outras duas classes de lâmpadas - 10,0 a 19,9 W e 30,0 a 40,0 W -, assumiu-se tempos de acionamento intermediários aos apresentados por USEPA (2006) e Friedler e Gilboa (2010).

USEPA (2006) também descreve redução para 90% da radiação produzida durante a vida útil de lâmpadas ultravioletas. Além desta redução, a radiação ultravioleta também é atenuada ao passar pela proteção entre a lâmpada e o líquido dentro de reatores (USEPA, 2006). Em sistemas com lâmpada imersa de baixa pressão, o anteparo que protege a lâmpada do líquido é geralmente formado por tubo de quartzo com 1 mm de espessura, diâmetro nominal entre 2,5 e 5 cm e afastamento de 1 cm da lâmpada (USEPA, 2006). A atenuação da

radiação através do anteparado de proteção da lâmpada é aproximadamente igual a 13% (USEPA, 2006).

Por último, há a redução da intensidade da radiação ao passar pelo fluido em tratamento até atingir a superfície interna do envoltório do reator, parte mais afastada da fonte de radiação ultravioleta. Esta redução pode ser mensurada através de medidas de absorvância da água.

Determinou-se a absorvância da água a partir da turbidez por meio da função polinomial deduzida através dos dados experimentais de turbidez e absorvância à radiação ultravioleta com comprimento de onda de 254nm levantados nos estudos de Gilboa e Friedler (2008), Friedler e Gilboa (2010) e PUC-PR (GONÇALVES et al. 2003) (Figura 17).

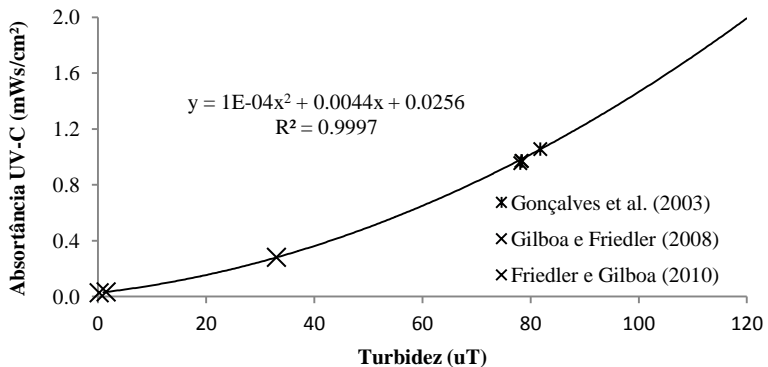


Figura 17 - Relação entre turbidez e absorvância de UV-C na água.

Segundo Knoerzer et al. (2011), a absorvância de líquidos semi-transparentes varia entre 1 e 2 cm^{-1} , sendo valores abaixo de 1 considerados como líquidos transparentes e, acima de dois, líquidos opacos. Através da função apresentada na Figura 17, obteve-se valor de absorvância igual a 2 cm^{-1} para turbidez igual a 120 uT. Esta turbidez encontra-se dentro dos valores determinados para efluentes domésticos (ERIKSSON et al., 2002; MAGRI, et al., 2008), sendo classificada por Miller et al. (2008) como próxima ao limite máximo para baixa turbidez (125 uT). Para turbidez igual a 5uT, limite máximo determinado pela portaria MS No 2.914/11 (BRASIL, 2011) para qualquer amostra pontual de água potável da rede de distribuição, a absorvância calculada foi igual a 0,050 cm^{-1} . Este valor de absorvância é próximo ao limite máximo de absorvância determinado por Snicer (1997) para água com padrão potável - 0,054 cm^{-1} . Obteve-se absorvância igual a 0,035 e 0,080 cm^{-1} ao considerar-se o valor da turbidez igual aos limites máximos estabelecidos para uso de água pluvial em lavadoras de roupas - 2

uT (ABNT, 2007) - e o aproveitamento de efluentes domésticos tratados em bacias sanitárias - 10 uT (ABNT, 1997) -, respectivamente.

O dimensionamento da potência nominal da lâmpada instalada no sistema de desinfecção é realizado em função da dose de radiação no ponto mais afastado da fonte de radiação ultravioleta. Devido à absorvância da radiação através da água, a dose de ultravioleta neste ponto varia com sua distância em relação à fonte de radiação. A Figura 18 ilustra a redução da dose de radiação na superfície interna do reator em função da turbidez da água e do afastamento em relação ao tubo de quartzo que envolve a lâmpada ultravioleta obtida através da Equação 3.

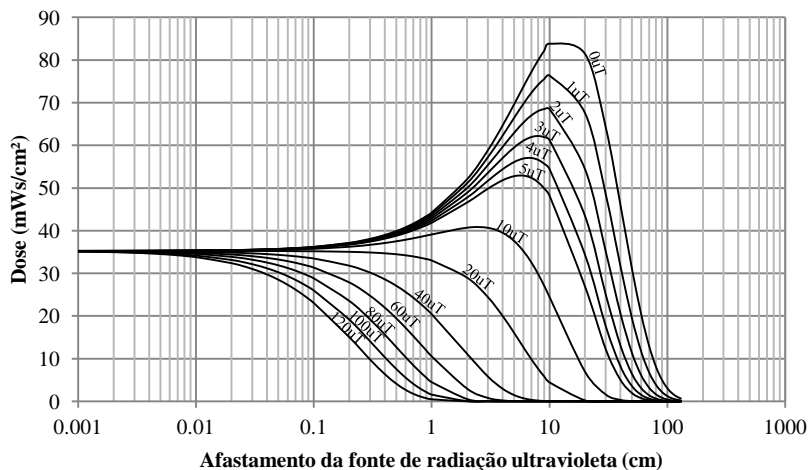


Figura 18 - Variação da dose de radiação ultravioleta em função da turbidez (uT) e do afastamento da fonte de radiação.

Nota: Sistema de desinfecção com potência das lâmpadas de 20 W, vazão de 0,2 L/s, diâmetro do tubo de quartzo de 3 cm, perdas de radiação no tubo de quartzo de 13%, conversão de eletricidade em ultravioleta de 30% e redução da potência ultravioleta na vida útil para 90%.

Para afastamentos mínimos entre o tubo de quartzo e a superfície interna do reator - inferiores a 1 mm, a turbidez apresentou pouca influência sobre a dose de radiação no ponto mais desfavorável do sistema. Por outro lado, a dose de radiação variou consideravelmente com o aumento da turbidez a partir de afastamentos superiores a 1mm. O aumento do afastamento promoveu a ampliação da taxa de atenuação da dose de radiação em efluentes com turbidez até 20 uT; enquanto, a dose de radiação aumentou para afastamentos crescentes até valores entre 2 e 10 cm para água com turbidez inferior a 10 uT. Este aumento

da dose é proveniente do acréscimo do tempo de contato devido à redução da velocidade do escoamento com a ampliação da seção pela qual a água flui. A dose de radiação decresceu acentuadamente com afastamentos superiores a 10 cm em efluentes com turbidez inferior a 10 uT, extinguindo-se com afastamento entre 60 e 130 cm.

Através da Figura 18, determinou-se os afastamentos que proporcionam a maior eficiência do sistema de desinfecção - atendimento à dose para a inativação de microorganismos patogênicos com a menor potência nominal de lâmpadas. Para sistemas de desinfecção de água pluvial com turbidez igual a 2uT, calculou-se afastamento ótimo igual a 9 cm. Para sistemas de desinfecção de água cinza com turbidez igual a 10 uT, definiu-se afastamento ótimo de 2 cm.

As Figuras 19 e 20 ilustram a oscilação da dose de radiação em função da vazão e da potência da lâmpada de reatores dimensionados com o afastamento ótimo supracitado para água pluvial e cinza, respectivamente. Os valores destas figuras foram obtidos através da Equação 3.

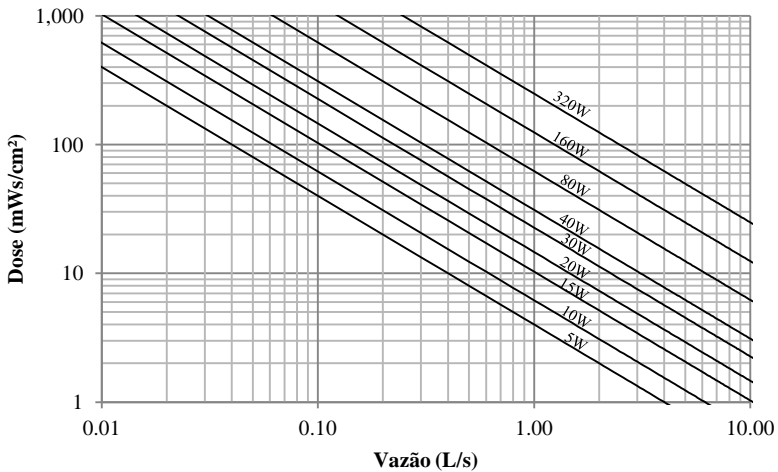


Figura 19 - Variação da dose de radiação em função da vazão e da potência de lâmpadas ultravioletas para desinfecção de água pluvial.

Nota: Sistema de desinfecção com diâmetro interno de 21 cm, diâmetro do tubo de quartzo de 3 cm, absorvância da água correspondente a 2 uT, perdas de radiação no tubo de quartzo de 13% e redução da potência ultravioleta na vida útil para 90%.

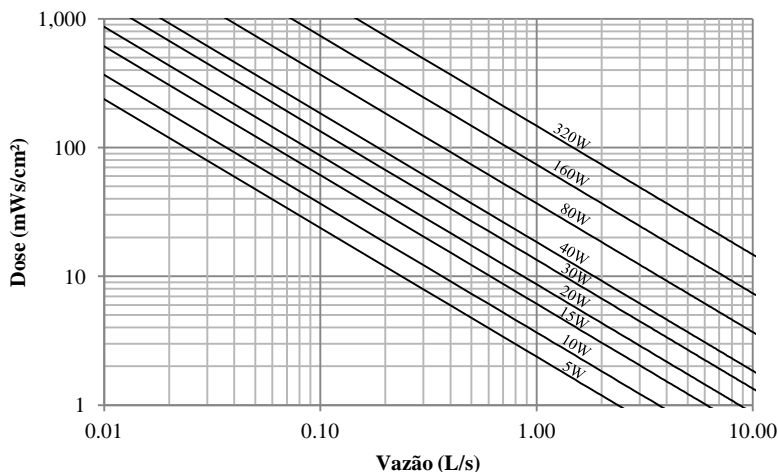


Figura 20 - Variação da dose de radiação em função da vazão e da potência de lâmpadas ultravioletas para desinfecção de água cinza.

Nota: Sistema de desinfecção com diâmetro interno de 7 cm, diâmetro do tubo de quartzo de 3 cm, absorvância da água correspondente a 10 uT, perdas de radiação no tubo de quartzo de 13% e redução da potência ultravioleta na vida útil para 90%.

A dose de radiação calculada através da Equação 4 para a desinfecção de água pluvial e cinza foi igual a 21,9 e 12,8 mW.s/cm², respectivamente. Obteve-se estes valores a partir do limite máximo de coliformes termotolerantes em água pluvial e cinza - 0 e 500 NMP/100ml, respectivamente - e da concentração desta bactéria em água pluvial e água cinza tratada descrita por Peters et al. (2006) em estudo em uma habitação de baixa renda em Florianópolis. Assim, adotou-se concentrações de coliformes termotolerantes em água pluvial e cinza tratada sem desinfecção iguais a 4,5 e 1210,0 NMP/100ml, respectivamente. De acordo com resultados apresentados nas Figuras 19 e 20, a potência e a vazão requerida para atingir a dose necessária para desinfecção da água pluvial e da água cinza são aproximadamente iguais.

A dose de desinfecção poderia ser menor se limites de desinfecção menos conservadores fossem adotados, como, por exemplo, o limite de 1000 NMP em 100 ml para descarga de bacias sanitárias descrito nos estudos de Kim, Lee e Kim (2005) e Brasil (2006). Utilizando-se este limite para sistemas de aproveitamento de água cinza tratada em bacias sanitárias, possivelmente o sistema de desinfecção ultravioleta seria desnecessário.

A Figura 21 ilustra a vazão, a potência de lâmpadas e a intensidade energética de sistemas de desinfecção ultravioleta para o fornecimento da dose de radiação requerida para desinfecção nos sistemas de água pluvial e água cinza. Os valores apresentados nesta figura foram obtidos através das Equações 3 e 5. A fim de se definir qual a combinação entre lâmpada e motobomba com maior eficiência energética para tratar a água, levantou-se as especificações técnicas de 25 motobombas com potência inferior a 1/4 cv (184 W) e 30 lâmpadas ultravioletas de baixa pressão disponíveis no mercado (Apêndice 2). O consumo energético dos sistemas de desinfecção foi dividido em: energia gasta por lâmpadas para a desinfecção da água (Desinfecção lâmpadas); energia gasta por lâmpadas para atingir a máxima intensidade a partir de seu acionamento (Acionamento lâmpada); e energia gasta por motobombas para circulação da água no reator ultravioleta (Motobomba).

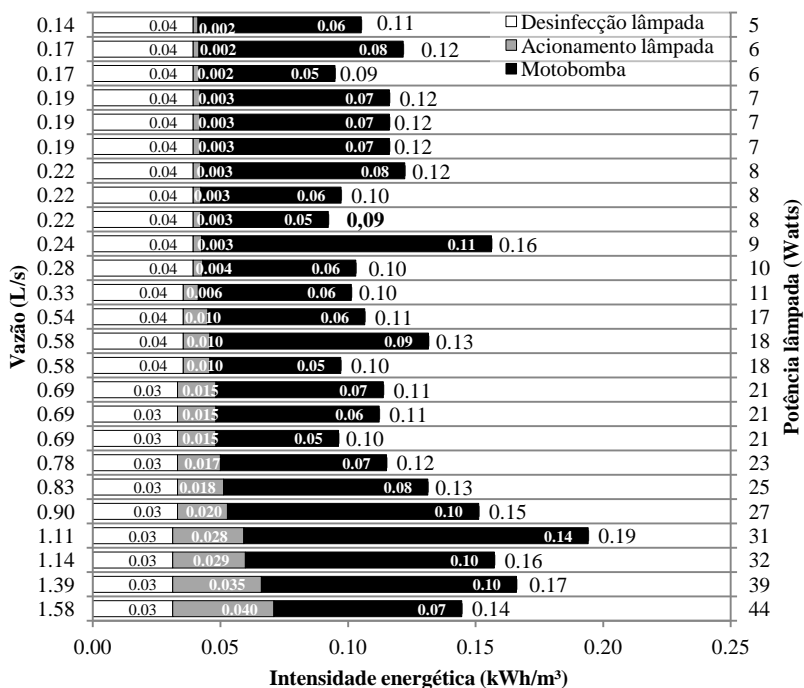


Figura 21 - Intensidade energética do sistema de desinfecção ultravioleta para água pluvial e cinza em sistema com reservatório superior de 200 litros com quatro ciclos de desinfecção diários.

A potência das lâmpadas ultravioletas foi diretamente proporcional às vazões de cada conjunto motobomba, pois a dose para desinfecção é função da intensidade e do tempo de exposição à radiação. Assim, quanto maior a vazão do sistema, menor será o seu tempo de contato e, conseqüentemente, maior será a potência requerida para atingir a dose de radiação necessária para desinfecção. Desta forma, a intensidade energética independe da potência da lâmpada utilizada quando considerada somente a energia gasta efetivamente com a desinfecção da água.

Por outro lado, a eficiência de lâmpadas ultravioletas influencia a intensidade energética do processo de desinfecção da água, pois lâmpadas eficientes produzem a mesma quantidade de radiação a partir de uma menor quantidade de eletricidade. Os sistemas com lâmpadas mais eficientes, que possuem maior potência (Tabela 2), apresentaram menor intensidade energética para desinfecção da água em relação a sistemas com lâmpadas menos eficientes (Figura 21).

A potência apresenta considerável influência sobre a energia gasta para o acionamento de lâmpadas, pois lâmpadas com maior potência consomem mais energia durante mais tempo para atingir sua intensidade máxima. Deste modo, a intensidade energética relacionada ao acionamento de lâmpadas aumentou para vazões crescentes (Figura 21).

Para maioria dos sistemas avaliados, a maior parcela da energia incorporada à água é decorrente da operação de motobombas. Portanto, a eficiência do conjunto motobomba utilizado para circulação da água no reator é o fator com maior influência sobre a intensidade energética do sistema de desinfecção. Dentre os sistemas avaliados, verificou-se que a menor intensidade energética total ($0,09 \text{ kWh/m}^3$) foi atingida pelo sistema com a segunda menor intensidade energética para bombeamento ($0,05 \text{ kWh/m}^3$) e com baixa vazão de operação ($0,22 \text{ L/s}$). Assim, este sistema combinou a baixa intensidade energética para o bombeamento com a reduzida intensidade energética para o acionamento de lâmpadas de 8 W ($0,003 \text{ kWh/m}^3$), atingindo a melhor eficiência de operação, apesar de sua menor eficiência para produção de radiação ultravioleta (27%) ($0,04 \text{ kWh/m}^3$).

O consumo de energia relacionada à operação de lâmpadas no sistema de desinfecção ultravioleta tende a decrescer com o aumento da eficiência de lâmpadas. Atualmente, diversas empresas investem em P&D (Pesquisa e Desenvolvimento) de lâmpadas fluorescentes com menor tempo para atingir a intensidade máxima e maior eficiência para produção de radiação ultravioleta. Além disso, lâmpadas LED ultravioletas também estão sendo desenvolvidas, as quais apresentam

elevada eficiência e emitem a máxima intensidade de radiação ultravioleta imediatamente após o seu acionamento.

Com a introdução de lâmpadas LED, sistemas de desinfecção ultravioleta certamente reduzirão sua intensidade energética relacionada à desinfecção efetiva da água em 80%. Esta taxa é proporcional ao aumento da eficiência energética para produção de radiação ultravioleta. Ademais, os sistemas não consumirão energia para o acionamento de lâmpadas por atingirem a intensidade máxima instantaneamente. Portanto, para o horizonte de vinte anos, considerou-se que a atual menor intensidade energética calculada para o sistema de desinfecção de água pluvial e cinza, igual a 0,09 kWh/m³, reduzirá para 0,06 kWh/m³. Esta redução será atingida com o aumento de 80% da eficiência e acionamento com intensidade máxima instantânea através do uso de lâmpadas LED. Assumindo-se que a adoção desta tecnologia é linear ao longo dos anos, a intensidade energética média para os sistemas de desinfecção ultravioleta seria igual a 0,08 kWh/m³ para sistema com reservatório superior de 200 L durante o horizonte de vinte anos (Figura 22). Os valores apresentados nesta figura foram obtidos através da Equação 5.

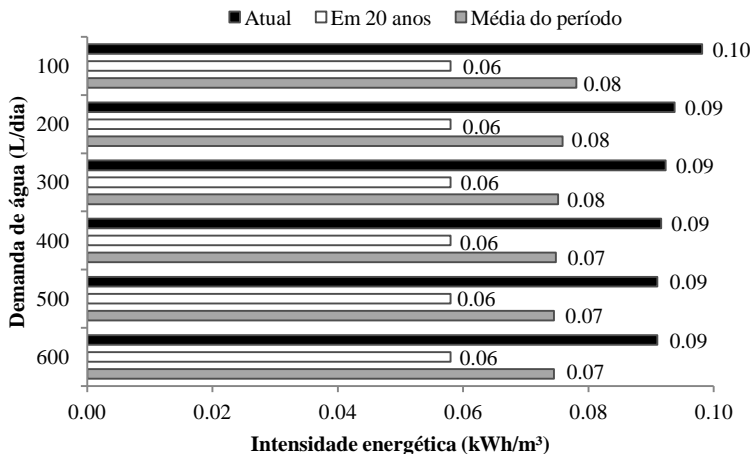


Figura 22 - Intensidade energética do sistema de desinfecção ultravioleta com menor intensidade energética em função do volume do reservatório superior considerando quatro ciclos de desinfecção diários.

Como observado na Figura 22, a intensidade energética é inversamente proporcional ao aumento da demanda diária de fontes alternativas de água. Esta tendência é decorrente do consumo de energia

para o acionamento de lâmpadas UV, o qual independe da quantidade de água que passa pelo sistema de desinfecção. Assim, quanto maior for o volume de água consumido, menor será a intensidade energética do sistema de desinfecção, pois uma maior quantidade de água será tratada para uma mesma unidade de energia gasta para o acionamento de lâmpadas.

Para o recalque de água do reservatório inferior ao reservatório superior nos sistemas alternativos de abastecimento, analisou-se a eficiência energética de motobombas diferentes em relação às utilizadas no sistema de desinfecção ultravioleta. Essas motobombas possuem maior potência em comparação às motobombas do sistema de desinfecção a fim de possibilitar o recalque entre os reservatórios. Ao total, foram avaliadas 15 motobombas monofásicas e monoestágio de eixo horizontal para este fim (Apêndice 3). A potência das motobombas selecionadas variou entre 1/4 e 1 cv; enquanto, a altura manométrica, entre 5,8 e 10,0 m. A Figura 23 ilustra a intensidade energética para cada motobomba avaliada, especificando: (i) a intensidade energética decorrente de períodos em modo *standby* (*Standby*); (ii) a intensidade energética relacionada à partida (*Partida*); e (iii) a intensidade energética proveniente do bombeamento do fluido (*Bombeamento*). Os valores apresentados nesta figura foram obtidos através da Equação 7.

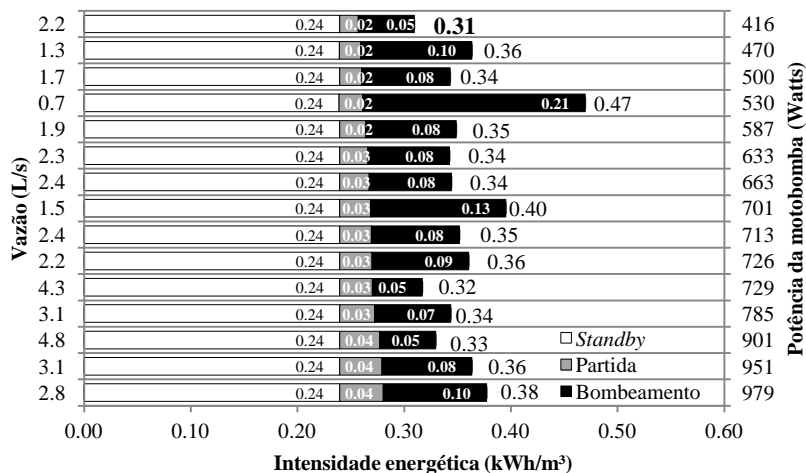


Figura 23 - Intensidade energética de conjuntos motobomba entre 1/4 e 1 cv para o recalque de água do reservatório inferior para o superior de água cinza ou pluvial considerando uma partida ao dia do conjunto motobomba, consumo de 200 litros de água cinza ou pluvial diários e perdas por *standby* de 2 W.

A maior parcela da intensidade energética para o recalque de 200 L/dia de água cinza ou pluvial foi associada ao período em modo *standby*, o qual apresentou valor igual a 0,24 kWh/m³ para todos os sistemas. Esta parcela representou entre 51 e 77% da intensidade energética total dos sistemas avaliados. Os conjuntos motobomba apresentaram aproximadamente a mesma intensidade energética referente ao consumo energético em modo *standby*, pois o tempo de bombeamento para o suprimento da demanda diária variou entre 0,7 e 4,7 minutos. Assim, o período em *standby* foi próximo a 24 horas para todas as motobombas, resultando no mesmo consumo de energia.

O consumo energético relacionado à partida das bombas aumentou em função da potência do conjunto motobomba, oscilando entre 0,02 e 0,04 kWh/m³ para potências iguais a 416 e 979 W, respectivamente. Para este uso, observou-se o menor percentual de contribuição para o consumo total do sistema de bombeamento, pois se considerou um ciclo de operação diário. Como descrito por Retamalet al. (2009), em sistemas com múltiplos acionamentos diários, a partida de motobombas corresponde ao maior uso final de energia no sistema de bombeamento. Por exemplo, a intensidade energética relacionada à partida tornar-se-ia o uso com maior intensidade energética considerando 14 acionamentos diários para as motobombas avaliadas. Com isso, a intensidade energética dos conjuntos motobomba com a menor e a maior potência aumentaria de 0,31 para 0,53 kWh/m³ e de 0,38 para 0,91 kWh/m³, respectivamente.

A energia gasta com o bombeamento foi a parcela com maior variação dentre os três usos avaliados. A variação da intensidade energética não apresentou correlação com a vazão e a potência dos equipamentos. Entretanto, a intensidade energética para bombeamento demonstrou tendência de crescimento com o aumento da altura manométrica ($R^2=0,45$) e de decréscimo com a eficiência da bomba do conjunto motobomba ($R^2=0,72$). Assim, verificou-se a elevada influência da seleção de motobombas sobre o consumo energético, bem como a importância da correta especificação da pressão manométrica e da escolha de bombas eficientes para composição do conjunto motobomba.

O conjunto motobomba mais eficiente apresentou intensidade energética de 0,31 kWh/m³ para o recalque de 200 L/dia a uma vazão igual a 2,2 L/s e a altura manométrica de 5,8 m. Considerando-se a vazão e a altura manométrica deste conjunto motobomba, obteve-se altura manométrica máxima igual a 5,7 m dentre os sistemas de recalque de água pluvial e cinza para as habitações estudadas. Como a altura manométrica do conjunto motobomba foi maior que a altura geométrica

mais perdas de carga em tubulações e conexões, comprovou-se que o conjunto motobomba atenderia a pressão requerida para o bombeamento de água. Os parâmetros utilizados para o cálculo da altura manométrica são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Parâmetros para o cálculo da altura manométrica máxima entre os sistemas de recalque de fontes alternativas de água nas habitações estudadas.

Parâmetro	Valor	Unidade
Altura do reservatório superior	0,4	m
Elevação do reservatório superior	5,2	m
Altura do reservatório inferior	0,7	m
Elevação do reservatório inferior	0,5	m
Comprimento da tubulação de recalque	16,0	m
Diâmetro da tubulação de recalque	50,0	mm
Material da tubulação	-	PVC
Perdas de carga equivalentes ao comprimento de tubulação de PVC 50mm	11,4	m

Variando-se a demanda diária de água cinza ou pluvial de 100 a 600 L em intervalos de 100 L, obtiveram-se as intensidades energéticas ilustradas na Figura 24. Os valores apresentados nesta figura foram obtidos através da Equação 7.

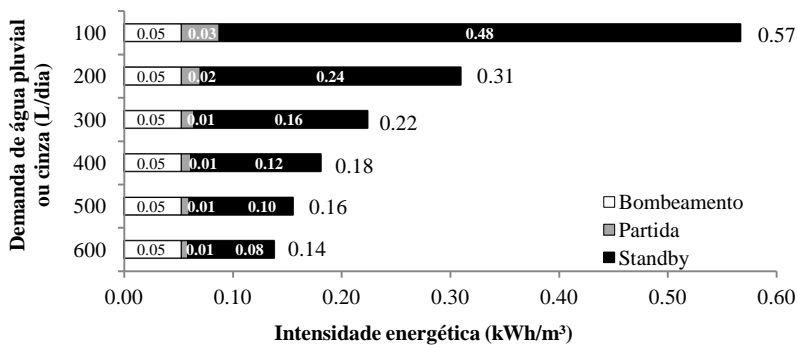


Figura 24 - Intensidade energética do sistema de bombeamento do reservatório inferior para o superior com menor intensidade energética em função da demanda de água cinza ou pluvial considerando um ciclo de bombeamento por dia e perdas por *standby* de 2 W.

A intensidade energética - unidade de energia por unidade de água - para o bombeamento de água é independente do volume de água recalcado, sendo diretamente proporcional à potência do conjunto motobomba e inversamente proporcional à vazão do sistema. Desta forma, a intensidade energética da motobomba selecionada (Figura 23) é

constante para diferentes demandas diárias de água (Figura 24), sendo independente do volume de água recalcado (demanda diária).

Por outro lado, o consumo de energia em modo *standby* e para partida de motobombas é independente do volume de água recalcado para os sistemas avaliados. Assim, a intensidade energética referente a estes dois usos reduziu com o aumento da demanda diária de água, pois um maior volume de água é recalcado para um mesmo consumo energético. A redução da frequência de bombeamento através da instalação de reservatório superior com maior volume poderia reduzir a intensidade energética referente à partida; no entanto, o consumo de energia com desinfecção aumentaria com esta medida.

Considerando-se um aumento da eficiência energética de 50% relacionado à energia consumida em modo *standby* e para partida de motobombas no horizonte de vinte anos, reduzir-se-ia a intensidade energética para os valores apresentados na Figura 25. O valor médio da intensidade energética dos conjuntos motobomba para o período de vinte anos foi calculado considerando redução linear da intensidade energética devido à implantação contínua de programas para o aumento da eficiência energética no país. Os valores apresentados nesta figura foram obtidos através da Equação 7.

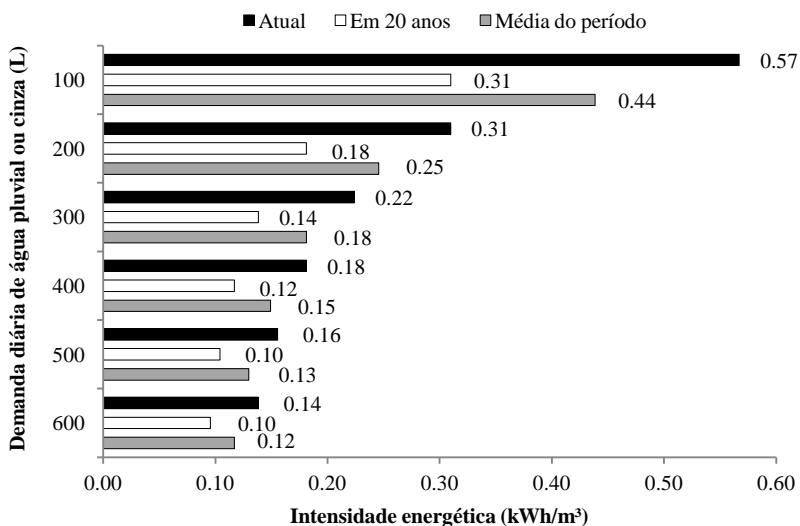


Figura 25 - Intensidade energética do sistema de recalque de água pluvial ou cinza do reservatório inferior para o superior do sistema alternativo de abastecimento de água.

Com o aumento da eficiência energética de 50% para a partida e o modo *standby*, a intensidade energética diminui de forma significativa para todos os padrões de consumo, alcançando redução entre 55 e 69%. A redução da intensidade energética foi maior quanto menor o padrão de consumo de água, pois para pequenas demandas de água o consumo energético com *standby* e partida contribui com uma maior parcela para intensidade energética total dos sistemas de recalque.

4.1.3 Intensidade energética total

A intensidade energética total para cada sistema alternativo de abastecimento - aproveitamento de água cinza ou aproveitamento de água pluvial - variou entre 0,19 e 0,52 kWh/m³ durante o horizonte de vinte anos considerado neste estudo (Figura 26). Os valores apresentados nesta figura foram obtidos a partir das Equações 1 e 2 (sistemas públicos) e Equação 8 (Sistemas alternativos).

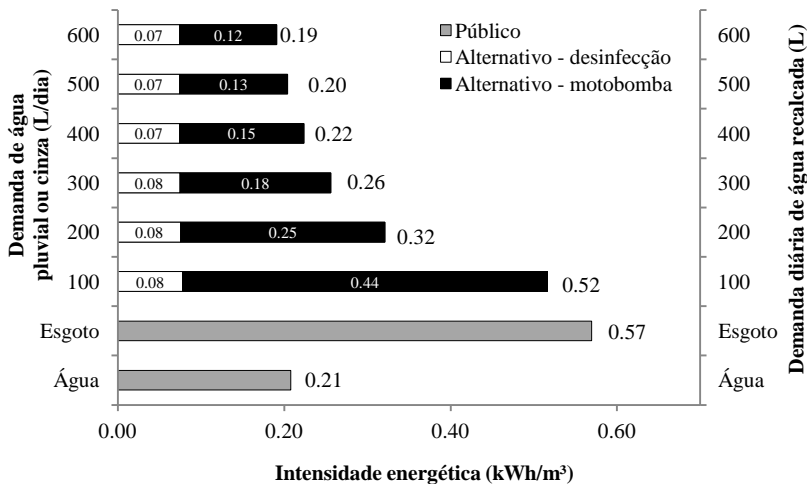


Figura 26 - Intensidade energética dos sistemas alternativos e públicos de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto.

A maior intensidade energética para fontes alternativas foi calculada para os padrões com menor demanda de água; enquanto a menor, para os padrões com maior demanda. Em sistemas alternativos, a intensidade energética variou principalmente em função da energia consumida no sistema de bombeamento, pois este uso representou entre 60 e 85% da intensidade energética total.

Em relação à intensidade energética do sistema público de água, o abastecimento com sistemas alternativos apresentou menores intensidades energéticas a partir de demandas diárias superiores a 400 L. O sistema público de esgoto obteve intensidade energética superior a todos os sistemas avaliados. Assim, a redução da energia associada à coleta e ao tratamento de esgoto em sistemas públicos oferece o maior potencial de economia de energia.

Com base nos dados apresentados na Figura 26, demonstrou-se que sistemas de aproveitamento de água cinza podem alcançar redução da intensidade energética entre 0,22 e 0,59 kWh/m³ em relação aos serviços públicos de água e esgoto. Por outro lado, sistemas de aproveitamento de água pluvial podem atingir redução máxima de 0,02 kWh/m³, causando aumento da intensidade energética para volumes de aproveitamento inferiores a 400 L/dia. Estes valores foram obtidos comparando-se a intensidade energética dos sistemas públicos de água (0,57 kWh/m³) e esgoto (0,21 kWh/m³) com a intensidade energética de sistemas alternativos. Por atender aos serviços de água e esgoto concomitantemente, o aproveitamento de água cinza apresentou maior potencial de redução da intensidade energética em relação ao aproveitamento de água pluvial, o qual promove exclusivamente a economia de água potável.

Neste item, observou-se que a intensidade energética de fontes alternativas de água depende diretamente de suas respectivas demandas e, conseqüentemente, do potencial de atendimento aos serviços de água e esgoto de cada tecnologia. Assim, a viabilidade energética do uso de cada fonte alternativa deve ser analisada através de seu respectivo potencial de atendimento, bem como da intensidade energética associada a este potencial. Para isto, deve-se caracterizar os usos finais de água a fim de determinar o potencial de utilização de cada medida.

4.2 Caracterização dos usos finais de água

Os usos finais de água foram determinados para dez habitações de interesse social localizadas em Florianópolis no período entre 3 de agosto e 16 de setembro de 2012. Classificou-se os dias monitorados em "Verão", "Meia estação" e "Inverno" de acordo com suas respectivas temperaturas médias do ar.

Por meio de teste estatístico de Análise de Variância (ANOVA) fator único, determinou-se que as médias mensais de temperatura do ar para os meses de "Verão" (dezembro, janeiro, fevereiro e março), de "Meia estação" (abril, maio, outubro e novembro) e de "Inverno" (junho, julho, agosto e setembro) diferem significativamente com 99,9% de

confiabilidade ($p < 0,001$). A Figura 27 ilustra a variação da temperatura média mensal e os limites de temperatura entre as três classes determinadas: "Verão", "Meia estação" e "Inverno".

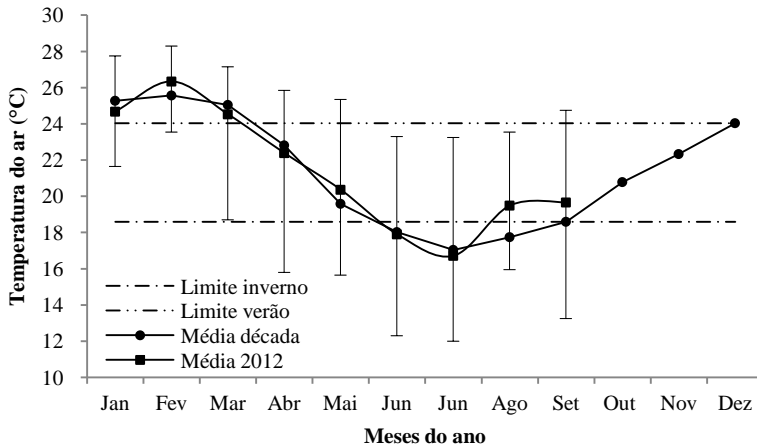


Figura 27 - Limites de temperatura para Inverno e Verão, temperatura média mensal para última década e temperatura média diária máxima e mínima para os meses do ano de 2012 em Florianópolis.

Comparando-se a variação da média mensal de temperatura observada na última década com a média do ano atual, verificou-se aumento da temperatura média para os meses de agosto e setembro em 2012. Desta forma, ambos os meses caracterizaram-se por dias mais quentes em relação à média histórica.

De acordo com o método descrito no item 3.4, determinou-se 24,0°C como o limite entre as classes de dias de "Verão" e de "Meia estação", e 18,6°C como o limite entre as classes de dias de "Meia estação" e de "Inverno". A Figura 28 ilustra a prevalência de dias de "Verão", "Meia estação" e "Inverno" a fim de se verificar a representatividade de cada classe.

Assumiu-se que os usos finais de água durante dias de "Meia estação" representam a média dos usos finais de água durante o ano. Esta proposição foi realizada levando em consideração dois fatores: (i) a faixa de temperatura de dias de "Meia estação" inclui aproximadamente 50% das médias diárias de temperatura observadas na última década; (ii) dias de "Meia estação" possuem temperatura entre as temperaturas de "Verão" e "Inverno", representando, assim, a temperatura média entre extremos de frio e calor.

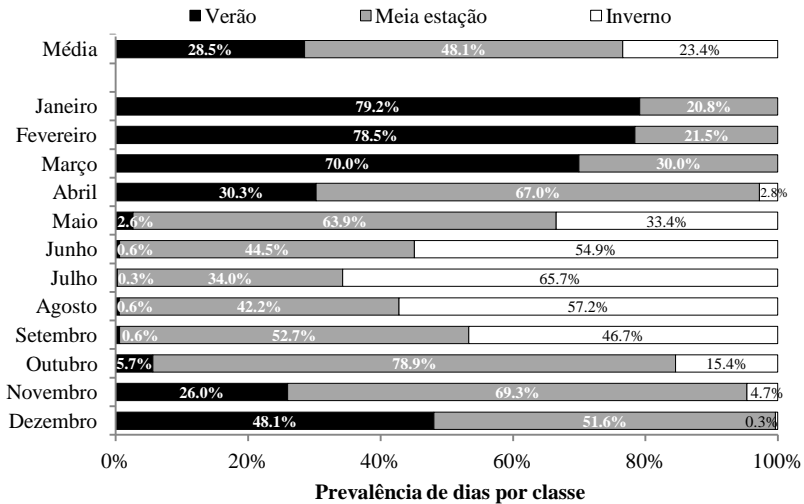


Figura 28 - Distribuição de dias com temperatura média classificada como Verão ($\geq 24,0^{\circ}\text{C}$), Meia estação ($< 24,0^{\circ}\text{C}$ e $> 18,6^{\circ}\text{C}$) e Inverno ($\leq 18,6^{\circ}\text{C}$) durante o período de janeiro de 2002 a setembro de 2012 em Florianópolis.

A Figura 29 ilustra os usos finais de água determinados em dez habitações de interesse social localizadas em Florianópolis durante dias de "Meia estação". Dentre as famílias participantes, sete possuíam rendimento mensal de até três salários mínimos, e entre três e cinco salários mínimos. Portanto, a faixa salarial destas famílias atende ao critério de seleção para participação em programas habitacionais, compreendendo-se dentro dos dois grupos com maior interesse para a Política Habitacional de Florianópolis (PMF, 2012). Esta política estabelece que famílias com renda de até três salários mínimos têm atendimento prioritário, com posterior atendimento a famílias com renda entre três e cinco salários mínimos. A Política Habitacional de Florianópolis também inclui benefícios a famílias com renda entre cinco e dez salários mínimos; entretanto, esta faixa salarial não foi avaliada neste estudo.

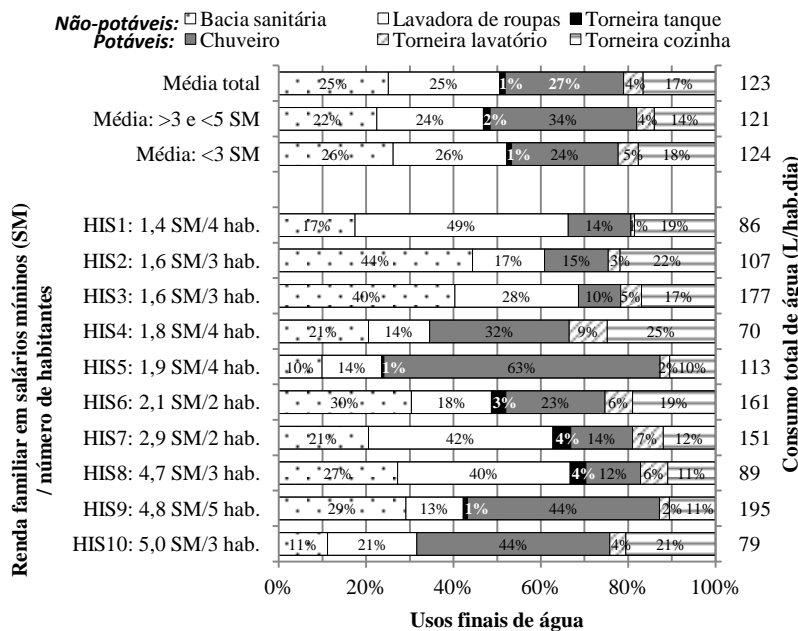


Figura 29 - Usos finais de água, consumo de água, renda familiar em salários mínimos (SM) e número de habitantes em dez habitações de interesse social (HIS) em Florianópolis.

O consumo médio de água dentre as duas faixas de renda avaliadas não apresentou diferença considerável. Famílias com renda de até três salários mínimos consumiram em média 124 L/hab.dia, enquanto, famílias com renda entre três e cinco salários mínimos, 121 L/hab.dia. Avaliando-se o consumo individualmente para cada habitação estudada, percebeu-se que o consumo de água não está relacionado à renda, tampouco ao número de habitantes. Esta tendência pode estar associada à tarifa mínima cobrada pela concessionária, a qual não estimula reduções contínuas do consumo, pois apresenta tarifa fixa para consumos mensais entre 0 e 10 m³. Dentre as dez habitações avaliadas, sete obtiveram consumo médio mensal igual ou inferior a 10 m³. Por outro lado, o consumo de água esteve principalmente relacionado ao padrão de ocupação da habitação. Assim, em habitações ocupadas durante todo o dia, observou-se maior consumo em relação a habitações ocupadas durante somente um período do dia.

O maior consumo de água foi observado para a bacia sanitária, a lavadora de roupas e o chuveiro, com médias iguais a 25, 25 e 27%, respectivamente. Assim, em média, 77% da água consumida nas casas

estudadas é destinada a estes três usos finais. No entanto, a contribuição de cada equipamento hidrossanitário variou consideravelmente dentre as habitações.

Verificou-se que água pluvial para o abastecimento de bacias sanitárias, lavadoras de roupas e tanques (usos não-potáveis pluviais) representam entre 24 e 70% da demanda total de água. Em média, os usos finais "não- potáveis pluviais" corresponderam a 51% do consumo total de água nas habitações. Este potencial é próximo ao descrito por Peterset al. (2006), onde determinou-se que 49% da demanda de água poderia ser suprida por água pluvial em habitação de interesse social localizada em Florianópolis.

A bacia sanitária foi o único uso final não-potável considerado para o aproveitamento de água cinza dentre os usos estudados, representando, assim, a demanda de água cinza. Esta proposição foi adotada, porque as habitações estudadas não apresentaram consumo significativo de água para fins externos (irrigação e lavagem de pisos). Além disso, a água cinza tratada não foi considerada para lavagem de roupas, bem como para higienização e cozição, devido a segurança sanitária da população de interesse.

A oferta de água cinza foi considerada a partir dos efluentes do chuveiro, lavatório, lavadora de roupas e tanque. As habitações de ambas as faixas salariais avaliadas possuíram maior oferta de água cinza em relação à demanda. Em habitações com renda de até três salários mínimos, a demanda de água cinza foi igual a 26% do consumo total, enquanto a oferta, igual a 56%. Por sua vez, as habitações com renda entre três e cinco salários mínimos obtiveram demanda e oferta de água cinza iguais a 48 e 64% da demanda total, respectivamente.

Em média, a bacia sanitária correspondeu a 25% do consumo de água. Consumo similar foi encontrado nos estudos de Peterset al. (2006) - 22% (baixa renda/Florianópolis) -, Cohim, Garcia e Kiperstok (2008) - 23% (baixa renda/Região metropolitana de Salvador) - e Ghisi e Oliveira (2007) - 27% (média renda/Região metropolitana de Florianópolis).

4.3 Estratégias para gestão da oferta e da demanda de água e esgoto

Diferentes estratégias foram avaliadas para o suprimento dos serviços de água e esgoto em habitações de interesse social. Cada estratégia foi composta por uma ou mais medidas, incluindo o uso de equipamentos economizadores e fontes alternativas de água (água pluvial e água cinza). Na análise de cada estratégia, verificou-se o

potencial de atendimento dos serviços de água e esgoto por cada medida. Serviços públicos foram considerados para o atendimento do parcela que não pode ser suprida pelas medidas alternativas estudadas.

4.3.1 Estratégia 1 - Equipamentos economizadores

Avaliou-se a variação do consumo de água e da produção de esgoto através do uso de torneiras economizadoras em nove das dez habitações estudadas. Dentre as nove habitações participantes deste experimento, trocou-se as torneiras da cozinha e do lavatório em seis habitações (HIS 1, 2, 3, 7, 9 e 10), somente a torneira da cozinha em duas (HIS 4 e 6) e somente a torneira do lavatório em uma (HIS 5). A Tabela 4 apresenta as características tanto das torneiras novas instaladas, quanto das torneiras antigas existentes nas habitações.

Tabela 4 - Torneiras convencionais existentes e torneiras economizadoras instaladas nas habitações de interesse social avaliadas.


Situação / Local	Torneira lavatório (Modelo / Marca)	Torneira cozinha (Modelo / Marca)	Características
Instaladas nas HIS	Torneira mesa Trio / Docol (economizadora) 	Torneira parede Trio / Docol (economizadora) 	<p>Torneira lavatório</p> <ul style="list-style-type: none"> - Material principal: latão; - Acionamento máximo: 1/4 volta; - Vedação: pastilha cerâmica; - Arejador: sim; - Garantia: 10 anos. <p>Torneira cozinha</p> <ul style="list-style-type: none"> - Material principal: latão; - Acionamento máximo: 1/4 volta; - Vedação: pastilha cerâmica; - Arejador: sim; - Garantia: 10 anos; - Mobilidade: 360°.

Tabela 4- Torneiras convencionais existentes e torneiras economizadoras instaladas nas habitações de interesse social avaliadas (continuação).




Situação / Local	Torneira lavatório (Modelo / Marca)	Torneira cozinha (Modelo / Marca)	Características
Existente HIS 1	<p>Torneira mesa / Viqua</p> 	<p>Torneira parede / Durin</p> 	<p>Torneira lavatório</p> <ul style="list-style-type: none"> - Material principal: plástico; - Acionamento máximo: 1 1/2 voltas; - Vedação: borracha; - Arejador: não; - Tempo de uso: 1 ano. <p>Torneira cozinha</p> <ul style="list-style-type: none"> - Material principal: plástico; - Acionamento máximo: 2 voltas; - Vedação: borracha; - Arejador: não; - Tempo de uso: 1 ano; - Mobilidade: 360°.
Existente HIS 2	<p>Torneira mesa Linha Foz / Viqua</p> 	<p>Não foi instalada torneira nova na cozinha, pois modelo existente possuía filtro.</p>	<p>Torneira lavatório</p> <ul style="list-style-type: none"> - Material principal: plástico; - Acionamento máximo: 1 1/2 voltas; - Vedação: borracha; - Arejador: sim; - Tempo de uso: 3 meses.

Tabela 4- Torneiras convencionais existentes e torneiras economizadoras instaladas nas habitações de interesse social avaliadas (continuação).

Situação / Local	Torneira lavatório (Modelo / Marca)	Torneira cozinha (Modelo / Marca)	Características
Existente HIS 3	Torneira mesa Plus / Herc 	Torneira parede / Sem identificação 	Torneira lavatório - Material principal: plástico; - Acionamento máximo: 2 voltas; - Vedação: borracha; - Arejador: não; - Tempo de uso: 2 anos. Torneira cozinha - Material principal: latão; - Acionamento máximo: 1 3/4 voltas; Vedação: borracha; - Arejador: não; - Tempo de uso: 8 anos; - Mobilidade: 360°.
Existente HIS 4	Não foi instalada torneira nova no lavatório, pois o modelo existente possuía encaixe de parede - modelo igual ao da torneira da cozinha (ver foto ao lado).	Torneira parede / Herc 	Torneira cozinha - Material principal: plástico; - Acionamento máximo: 2 voltas; - Vedação: borracha; - Arejador: não; - Mobilidade: fixa; - Tempo de uso: 2 anos.
Existente HIS 5	Torneira mesa Porto Belo / Durin 	Não foi instalada torneira nova na cozinha, pois modelo existente possuía aquecedor.	Torneira lavatório - Material principal: plástico; - Acionamento máximo: 1 1/2 voltas; - Vedação: borracha; - Arejador: não; - Tempo de uso: > 1,5 anos.

Tabela 4- Torneiras convencionais existentes e torneiras economizadoras instaladas nas habitações de interesse social avaliadas (continuação).

Situação / Local	Torneira lavatório (Modelo / Marca)	Torneira cozinha (Modelo / Marca)	Características
Existente HIS 6	Não foi instalada torneira nova no lavatório, pois o modelo existente foi fixado permanentemente no lavatório.	Torneira parede / Sem identificação 	Torneira cozinha - Material principal: latão; - Acionamento máximo: 2 1/4 voltas; - Vedação: borracha; - Arejador: danificado; - Mobilidade: 360°; - Tempo de uso: 1 ano.
Existente HIS 7	Torneira mesa / Mafal 	Torneira parede / Sem identificação 	Torneira lavatório - Material principal: latão; - Acionamento máximo: 1 1/4 voltas; - Vedação: borracha; - Arejador: não; - Tempo de uso: >10 anos. Torneira cozinha - Material principal: plástico; - Acionamento máximo: 1 1/4 voltas; - Vedação: borracha; - Arejador: não; - Tempo de uso: >10 anos; - Mobilidade: 360°.
Existente HIS 8	Não foi instalada torneira nova no lavatório, pois o modelo existente - torneira mesa Itapema Bella Docol - possuía as mesmas características do modelo novo.	Não foi instalada torneira nova na cozinha, pois modelo existente possuía aquecedor.	

Tabela 4- Torneiras convencionais existentes e torneiras economizadoras instaladas nas habitações de interesse social avaliadas (continuação).

Situação / Local	Torneira lavatório (Modelo / Marca)	Torneira cozinha (Modelo / Marca)	Características
Existente HIS 9	<p>Torneira mesa / Docol</p> 	<p>Torneira parede / Admo</p> 	<p>Torneira lavatório</p> <ul style="list-style-type: none"> - Material principal: latão; - Acionamento máximo: 4 voltas; - Vedação: borracha; - Arejador: não; - Tempo de uso: >10 anos. <p>Torneira cozinha</p> <ul style="list-style-type: none"> - Material principal: latão; - Acionamento máximo: 2 1/4 voltas; - Vedação: borracha; - Arejador: não; - Tempo de uso: >10 anos; - Mobilidade: 360°.
Existente HIS 10	<p>Torneira mesa / Poly</p> 	<p>Torneira parede / Sem identificação</p> 	<p>Torneira lavatório</p> <ul style="list-style-type: none"> - Material principal: latão; - Acionamento máximo: 1 1/2 voltas; - Vedação: borracha; - Arejador: não; - Tempo de uso: >10 anos. <p>Torneira cozinha</p> <ul style="list-style-type: none"> - Material principal: latão; - Acionamento máximo: 1 1/2 voltas; - Vedação: borracha; - Arejador: não; - Tempo de uso: >10 anos; - Mobilidade: 360°.

Em relação às torneiras existentes, as torneiras novas instaladas são operadas com um menor número de voltas para abertura e fechamento. As últimas também possuíam arejador, peça que mistura ar ao fluxo de água. Ambas as características têm a finalidade de promover

a economia de água por evento de uso, sendo o uso do arejador para redução da vazão e o acionamento mais eficaz para diminuir o tempo de uso.

Observou-se que as famílias com renda de até dois salários mínimos (HIS 1 a HIS 5) possuíam torneiras plásticas em seus lavatórios. As quatro habitações com renda entre dois e meio e cinco salários mínimos (HIS 7 a HIS 10) possuíam torneiras metálicas. O número de voltas para operação de máxima abertura e fechamento para as torneiras existentes nos lavatórios variou de 1,25 a 4,00 dentre as habitações avaliadas. Somente as torneiras do lavatório das habitações 2 e 8 possuíam arejador; no entanto, a torneira da habitação 8 não foi avaliada por possuir características similares a torneira economizadora nova instalada nas habitações.

Com exceção da habitação 5, todas as habitações possuíam torneiras da cozinha com mobilidade de rotação igual a 360°. Na habitação 6, encontrou-se a única torneira de cozinha com arejador dentre as torneiras avaliadas; entretanto, o arejador estava danificado, operando de forma similar a torneiras sem arejador. O número de voltas máximo para operação de abertura e fechamento das torneiras da cozinha existentes variou entre 1,50 e 4,00.

A variação do consumo de água com a substituição de equipamentos hidrossanitários convencionais por economizadores nas habitações estudadas é apresentada na Tabela 5. A economia de água total foi obtida comparando-se os eventos de uso levantados em campo para equipamentos convencionais e economizadores através da Equação 12.

Tabela 5 - Consumo e economia de água com o uso de equipamentos economizadores.

Parâmetros	Habitações estudadas									
	HIS 1	HIS 2	HIS 3	HIS 4	HIS 5	HIS 6	HIS 7	HIS 8	HIS 9	HIS 10
<i>Torneira da Cozinha Convencional</i>										
Duração por evento (s)	14	-	47	15	-	14	19	-	14	13
Vazão média (L/s)	0,071	-	0,029	0,066	-	0,057	0,062	-	0,076	0,073
Volume por evento (L)	0,987	-	1,340	1,007	-	0,793	1,170	-	1,049	0,954
<i>Torneira da Cozinha Economizadora</i>										
Duração por evento (s)	16	-	47	16	-	13	19	-	14	14
Vazão média (L/s)	0,050	-	0,021	0,049	-	0,049	0,054	-	0,058	0,063
Volume por evento (L)	0,782	-	0,992	0,797	-	0,635	1,031	-	0,822	0,860
<i>Economia de água Cozinha (%)</i>	21	-	26	21	-	20	12	-	22	10

Tabela 5 - Consumo e economia de água com o uso de equipamentos economizadores (continuação).

Parâmetros	Habitações estudadas									
	HIS 1	HIS 2	HIS 3	HIS 4	HIS 5	HIS 6	HIS 7	HIS 8	HIS 9	HIS 10
Torneira do Lavatório Convencional										
Duração por evento (s)	23	9	21	-	13	-	18	-	12	15
Vazão média (L/s)	0,037	0,055	0,035	-	0,046	-	0,078	-	0,059	0,032
Volume por evento (L)	0,840	0,497	0,750	-	0,619	-	1,404	-	0,720	0,483
Torneira do Lavatório Economizadora										
Duração por evento (s)	16	10	19	-	14	-	18	-	9	13
Vazão média (L/s)	0,047	0,036	0,071	-	0,054	-	0,052	-	0,059	0,030
Volume por evento (L)	0,740	0,346	1,353	-	0,762	-	0,954	-	0,552	0,381
Economia de água Lavatório (%)	12	30	-80	-	-23	-	32	-	23	21
Bacia Sanitária Convencional										
Duração por evento (s)	-	-	10	-	-	7	7	8	-	4
Vazão média (L/s)	-	-	1,430	-	-	1,500	1,500	1,300	-	1,335
Volume por evento (L)	11,7	8,3	14,8	8,3	6,5	10,5	10,9	10,9	11,6	5,8
Bacia Sanitária Economizadora										
Volume por evento (L)	5,0	5,6	4,4	4,2	4,7	4,6	4,9	4,5	5,0	4,6
Economia de água Bacia Sanitária (%)	57	33	70	49	28	56	55	59	57	21
Total habitação										
Consumo (L/hab.dia) Equip. Convencionais	86,0	107,2	177,0	70,3	112,8	161,1	151,5	89,2	194,8	79,4
Consumo (L/hab.dia) Equip. Economizadores	74,0	90,4	125,8	59,5	110,3	127,5	128,6	75,0	157,1	75,4
Economia de água Total (%)	14	16	29	15	2	21	15	16	19	5

Na cozinha das habitações avaliadas, torneiras economizadoras promoveram redução do consumo de água por evento de uso oscilando entre 10 e 26%, com média igual a 19%. No lavatório das habitações, a instalação das torneiras economizadoras promoveu tanto a redução, quanto o aumento do consumo de água. Na maioria das habitações, observou-se economia, variando entre 12 e 32%, com média para as habitações com redução do consumo igual a 24,0%. Este valor é igual ao encontrado para torneiras de lavatórios por ANA, FIESP e SINDUSCONSP (2005) - 24,0% - e próximo ao descrito por SECOVI (2005) - 22,5% - e USEPA (2010) - 30%.

Apesar da economia de água na maioria das habitações, a instalação de torneiras economizadoras no lavatório promoveu aumento

do consumo de água igual a 80 e 23% nas habitações 3 e 5, respectivamente. Segundo os moradores destas habitações, com a instalação das torneiras economizadoras, a abertura da torneira do lavatório passou a ser máxima. Como observado em campo, ambas as habitações possuíam lavatórios com distância de aproximadamente 10 cm entre a saída de água da torneira e o dreno do lavatório, o que ocasionava o derramamento de água com o uso de torneiras convencionais. O posicionamento da torneira nova permitiu que o fluxo de água fosse diretamente direcionado para o dreno, evitando que a água derramasse durante o uso e, por conseguinte, permitindo que os usuários aumentassem a vazão de uso. Além disso, com o uso de arejadores, a água deixou de derramar ao lavar as mãos devido à incorporação de ar à água, possibilitando a maior abertura da torneira. Assim, a vazão média de uso da torneira do lavatório na habitação 3 aumentou de 0,035 para 0,071 L/s; e, na habitação 5, de 0,460 para 0,054 L/s.

A habitação 1 também possuía o mesmo tipo de lavatório que o encontrado nas habitações 3 e 5. Nesta habitação, também foi observado o aumento da vazão de uso após a instalação da torneira economizadora, variando de 0,037 para 0,047 L/s. A diferença entre as vazões observadas nas habitações 1, 3 e 5 certamente é relacionada à diferença de pressão entre os sistemas hidráulicos que servem o lavatório. Enquanto a primeira habitação é abastecida por reservatório suspenso a 2,8 metros, as outras duas são abastecidas por reservatórios suspensos a mais de 5 metros localizados em edificações adjacentes.

A habitação 1 foi a única dentre as habitações estudadas que obteve considerável redução do tempo de uso da torneira do lavatório com a instalação de equipamentos economizadores, diminuindo a duração média por evento de uso de 23 para 16 segundos. Assim, apesar do aumento da vazão, esta habitação alcançou economia de água igual a 12% no lavatório. Segundo o morador, a torneira economizadora pode ser operada com maior facilidade, possibilitando o uso mais eficiente para a mesma função. A torneira do lavatório existente na habitação apresentava problemas de fixação, sendo necessário segurá-la para as operações de abertura e fechamento.

A avaliação do potencial de redução do consumo de água em bacias sanitárias foi realizada supondo a instalação de bacias sanitárias de acionamento duplo, 3 L/descarga para eventos curtos e 6 L/descarga para eventos longos. As bacias sanitárias monitoradas possuíam três tipos de mecanismos de descarga: (i) válvula de descarga; (ii) caixa acoplada com volume de 12 litros; e (iii) caixa suspensa com volume de 9 litros.

Dentre as cinco habitações com bacias sanitárias com válvula

de descarga (HIS 3, 6, 7, 8 e 10), observou-se a ampla variação do potencial de economia - entre 21 e 70% -, com média igual a 52%. Esta variação foi diretamente proporcional ao tempo de acionamento médio da descarga, com coeficiente de determinação (R^2) entre os dois parâmetros igual a 0,89. O tempo médio de acionamento da descarga observado nas habitações apresentou valores entre 4 e 10 segundos. A vazão média das bacias sanitárias monitoradas oscilou entre 1,3 a 1,5 L/s.

Encontrou-se o maior potencial médio de economia para bacias sanitárias com caixa acoplada de 12 litros. As duas habitações com este tipo de descarga (HIS 1 e 9), apresentaram potenciais de economia iguais a 57 e 58%, respectivamente. Para este tipo de equipamento, todas as descargas consumiam aproximadamente 12 litros devido ao mecanismo de acionamento que libera integralmente o volume armazenado na caixa acoplada. Assim, mesmo em eventos onde o usuário poderia acionar a descarga brevemente, o volume de acionamento foi igual a 12 litros.

Habitações com caixa suspensa (HIS 2, 4 e 5) apresentaram o menor potencial médio de economia de água para a bacia sanitária - 37%. O menor consumo de água em bacias sanitárias com caixa suspensa em relação a outras bacias sanitárias existentes nas habitações é decorrente do menor volume de descarga nestas bacias, sendo este igual ou inferior a 9 litros, dependendo do seu tempo de acionamento. Observou-se o menor (27%) e o maior (50%) potencial de economia para caixas suspensas para as habitações 5 e 4, respectivamente. Assim, verificou-se que o padrão de uso tem considerável influência sobre o consumo total de água mesmo para equipamentos com características similares.

O tipo mais simples de bacia sanitária - caixa suspensa - demonstrou ser o com menor potencial médio de economia de água com a instalação de bacias sanitárias de acionamento duplo. Portanto, este tipo é o mais eficiente, apresentando potencial para economia de água em relação a bacias com válvula de descarga e caixa acoplado de 12 L/descarga com acionamento único.

Dentre as dez habitações estudadas, seis apresentaram potencial de economia entre 50 e 60% para descarga com o uso de bacias sanitárias com acionamento duplo. Os resultados para estas habitações compreendem-se entre os valores de economia descritos pela SABESP (2012) - de 40 a 50% para caixa acoplada de 6L/descarga - e por SECOVI (2005) - de 63 a 69% para caixa acoplada de acionamento duplo (3 e 6 Litros/descarga).

A Tabela 5 também apresenta a economia que pode ser

alcançada nas habitações estudadas combinando-se o uso de torneiras economizadoras com bacias sanitárias de acionamento duplo. O potencial total de economia de água decorrente da instalação de equipamentos economizadores nas habitações estudadas concentrou-se principalmente entre 10 e 20%, com média igual a 15%. As habitações 5 e 10 obtiveram potencial de economia total inferior a 10% devido ao baixo consumo de água para descarga de bacias sanitárias. Por outro lado, calcularam-se potenciais de economia iguais a 19, 21 e 29% para as habitações 9, 6 e 3, respectivamente. Considerou-se o mesmo potencial de economia de água para redução de efluentes domésticos com a utilização de equipamentos economizadores.

Apesar do aumento do consumo de água no lavatório com o uso de torneira economizadora na habitação 3, o uso final de água e o potencial de economia para bacia sanitária corresponderam a 40% e 70%, respectivamente. Assim, a habitação 3 apresentou o maior potencial total de economia (29%) com o uso de equipamentos economizadores.

O potencial médio de economia encontrado - 15,0% - é similar ao descrito por Carragher, Stewart e Beal (2012) - 14,0% - em estudo na costa sul de Queensland na Austrália, localizada na mesma latitude de Florianópolis. Por outro lado, os resultados foram superiores ao encontrado por Vimieiro e Pádua (2005) - 7,5% - para habitações de baixa renda em Belo Horizonte/MG.

Inman e Jeffrey (2006) descreveram o potencial de economia de água entre 35 e 50% em residências com o uso de duchas, bacias sanitárias e lavadoras de roupas eficientes. Certamente, a economia de água calculada neste estudo seria próxima à descrita por Inman e Jeffrey (2006) considerando-se o uso de equipamentos economizadores em chuveiros e lavadoras de roupas. Estes dois usos finais de água representaram em média 52% do consumo de água dentre as dez habitações estudadas.

Como a vazão de água nos chuveiros das habitações estudadas é baixa - média de 0,055 L/s (3,3 L/minuto) - a redução do consumo de água para este uso final pode ser promovida através da redução do tempo de uso. Para isto, pode-se utilizar displays que indicam ao usuário o tempo e o consumo de água durante o banho. Willis et al. (2010) relataram redução de 27% do consumo de água no chuveiro com este tipo de equipamento.

4.3.2 Estratégia 2 - Aproveitamento de água cinza

O potencial de aproveitamento de água cinza foi avaliado de forma teórica (sem experimento *in loco*) com base no levantamento dos usos finais de água apresentado no item 4.2. Considerou-se a produção de água cinza a partir de efluentes da lavadora de roupas, tanque, chuveiro e lavatório, e seu consumo para descarga de bacias sanitárias.

Assumiu-se que o potencial de atendimento ao serviço de esgoto por meio do aproveitamento de água cinza é igual à oferta total de água cinza. Dentre os pressupostos do sistema, considerou-se que a água cinza tratada seria reaproveitada e seu excedente infiltrado *in loco* ou encaminhado à rede de água pluvial. Desta forma, para o sistema avaliado, o aproveitamento de água cinza promove tanto a redução da demanda de água potável em bacias sanitárias, quanto diminui o volume de efluentes destinados à rede pública de esgoto.

Para o tratamento de água cinza, escolheu-se o sistema constituído por *wetlands* subsuperficial de fluxo vertical. Este tipo de sistema apresenta elevada eficiência de tratamento e, conseqüentemente, menor área de implantação para o tratamento de efluentes (HOFFMAN e PLATZER, 2010). Como descrito por Rousseau et al. (2008), a eficiência de *wetlands* construídas depende principalmente do tempo de detenção hidráulica, da temperatura e da carga de poluentes. Quanto menor o tempo de detenção, menor a área requerida para instalação do sistema.

Nos estudos de Niyonzimaet al. (2007), demonstrou-se elevada eficiência de tratamento para água cinza com o uso de *wetland* com tempo de detenção hidráulica igual a 15 horas, alcançando-se eficiência para remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Sólidos Suspensos entre 72 e 79%, respectivamente. Os resultados do estudo de Winwardet al. (2008) também apontaram reduzido tempo de detenção hidráulica (2 horas) para o tratamento de água cinza em *wetland* de fluxo vertical com eficiência de tratamento equivalente a tratamento com membrana.

As características do sistema de tratamento por *wetland* considerado neste estudo incluem: (i) tempo de detenção hidráulica igual a 2 dias (medida conservadora); (ii) índice de vazios do meio filtrante igual a 40%; (iii) altura útil do sistema igual a 50 cm; (iv) taxa de perdas por evapotranspiração igual a 10% do volume do afluente; e (v) taxa de ganhos por precipitação igual a 5% do volume do afluente. A taxa de ganhos por precipitação foi calculada com base na área superficial dos sistemas e dados de precipitação em Florianópolis. A taxa de evapotranspiração foi estimada a partir dos resultados do estudo

de Headley et al. (2012) para região subtropical úmida. Com base nestes dados e na oferta de água, calculou-se a área superficial dos sistemas de tratamento para cada habitação através da Equação 14. A Tabela 6 apresenta os resultados obtidos para o sistema de aproveitamento de água cinza.

Tabela 6 - Sistema de aproveitamento de água cinza.

Parâmetros	Habitações estudadas									
	HIS 1	HIS 2	HIS 3	HIS 4	HIS 5	HIS 6	HIS 7	HIS 8	HIS 9	HIS 10
<i>Características das habitações</i>										
Número de habitantes	4	3	3	4	4	2	2	3	5	3
Renda familiar (R\$)	900	1000	1000	1100	1200	1300	1800	2900	3000	3100
Consumo de água (L/hab.dia)	86,0	107,2	177,0	70,3	112,8	161,1	151,5	89,2	194,8	79,4
Área mínima do terreno (m ²)*	90,0	90,0	90,0	90,0	90,0	90,0	90,0	120,0	120,0	120,0
<i>Sistema de tratamento - wetland</i>										
Oferta de água cinza (%)	61	32	41	52	76	48	64	59	57	65
Produção de água cinza (L/dia)	209,3	103,3	215,4	146,2	341,0	155,1	194,4	156,9	558,3	154,7
Área superficial do sistema de tratamento (m ²)	2,1	1,0	2,2	1,5	3,4	1,6	1,9	1,6	5,6	1,5
Área ocupada do terreno pelo sistema de tratamento (%)	2,3	1,1	2,4	1,6	3,8	1,7	2,2	1,3	4,7	1,3
<i>Aproveitamento de água cinza</i>										
Demanda de água cinza (%)	17	44	40	21	10	30	21	27	29	11
Volume de reservação (L)	100	200	300	100	100	100	100	100	300	100
Consumo da água cinza produzida (%)	29	100	100	40	13	63	32	47	51	17
<i>Potencial de atendimento aos serviços de água e esgoto</i>										
Água (%)	17	32	40	21	10	30	21	27	29	11
Esgoto (%)	64	34	43	55	80	51	68	62	60	68

Nota: * Área mínima do terreno estabelecida pelo Plano Municipal de Habitação de Interesse Social de Florianópolis segundo a faixa de renda familiar.

Calculou-se a área superficial dos sistemas de *wetland* nas habitações estudadas com variação entre 1,0 e 5,6 m² de acordo com o volume de água cinza total a ser tratado - oferta de água cinza. Em habitações de interesse social, a área do lote pode inviabilizar a instalação de sistemas de tratamento por *wetland*. O Plano Municipal de Habitação de Interesse Social de Florianópolis (PFM, 2012) estabelece área mínima do lote igual a 90 m² com habitação de 50 m² para famílias com renda de até três salários mínimos (R\$ 1.866,00); e lote igual a 120

m² com habitação de 90 m² para famílias com renda entre três e seis salários mínimos.

Os sistemas de tratamento por *wetland* vertical para tratamento de água cinza calculados são compactos, ocupando aproximadamente 2,2% da área supracitada dos lotes para as faixas de renda das habitações estudadas. Além da pequena área requerida, os sistemas de tratamento por *wetland* vertical podem ser integrados ao paisagismo das habitações, possibilitando seu uso em locais destinados ao jardim da habitação.

A concepção do sistema de aproveitamento de água cinza considerou a utilização de reservatório superior para distribuição de água cinza exclusivamente para bacias sanitárias. Dimensionou-se o volume do reservatório superior para o suprimento da demanda diária de água cinza através da seleção de volumes entre 100 e 300 litros em intervalos de 100 L dependendo da demanda diária de água. O volume do reservatório inferior é igual ao volume do reservatório superior, pois considerou-se o armazenamento da demanda diária de água em ambos os reservatórios.

O potencial de atendimento aos serviços de água e esgoto para cada habitação estudada através do aproveitamento de água cinza foi obtido por meio da Equação 16. Com exceção da habitação 2, a oferta de água cinza foi superior à demanda nas habitações estudadas. Assim, o potencial de abastecimento da demanda de água apresentou valores consideravelmente inferiores ao potencial de tratamento de esgoto. Além disso, mesmo para a habitação 3, onde a demanda de água cinza foi maior que a oferta, obteve-se potencial de atendimento para esgoto superior ao encontrado para água, pois o balanço hídrico no sistema de *wetland* apresenta perda igual a 5%.

Em média, o potencial de atendimento ao serviço de esgoto através do tratamento de água cinza em *wetlands* foi de 58%, com variação entre 34 e 80%. Observou-se potencial de abastecimento igual a 24% da demanda total de água, com oscilação entre 10 e 40%. Como as habitações estudadas não possuem consumo significativo de água para fins externos, conforme descrito pelos usuários, o uso de água cinza limitou-se a descarga de bacias sanitárias.

Mesmo com a elevada oferta de água cinza para as habitações estudadas, o potencial de aproveitamento de água cinza é reduzido. Todavia, o potencial de 24,0% encontrado é próximo ao descrito nos estudos revisados no item 2.4.3, incluindo os valores de 22 e 23% encontrados nos estudos de Peter et al. (2006) e March, Gual e Orozco (2004), respectivamente.

4.3.3 Estratégia 3 - Aproveitamento de água pluvial

Avaliou-se o potencial de aproveitamento de água pluvial com base no levantamento dos usos finais de água apresentado no item 4.2, bem como nos índices pluviométricos da cidade de Florianópolis e nas características da área de captação (cobertura das habitação).

A Tabela 7 apresenta a área e o coeficiente de escoamento superficial das coberturas das habitações estudadas. Através de visitas às habitações estudadas, determinou-se a área e o material das coberturas. Utilizando informações sobre o material das coberturas, estimou-se o coeficiente de escoamento superficial das coberturas através dos dados apresentados no estudo de Rocha (2009). A demanda de água pluvial foi determinada com base nos usos finais de água não-potáveis que podem ser abastecidos com água pluvial, incluindo: bacia sanitária, lavadora de roupas e tanque.

Tabela 7 - Parâmetros para o cálculo do potencial de aproveitamento de água pluvial.

Parâmetros	Habitações estudadas									
	HIS 1	HIS 2	HIS 3	HIS 4	HIS 5	HIS 6	HIS 7	HIS 8	HIS 9	HIS 10
Número de habitantes	4	3	3	4	4	2	2	3	5	3
Consumo de água (L/hab.dia)	86,0	107,2	177,0	70,3	112,8	161,1	151,5	89,2	194,8	79,4
Área de captação (m ²)	83	56	60	77	60	122	120	98	120	77
Coeficiente de escoamento superficial (adimensional)	0,85	0,73	0,73	0,85	0,73	0,85	0,73	0,73	0,73	0,90
Demanda de água pluvial (%)	66	61	69	35	24	52	67	70	43	32

A área de captação das habitações estudadas variou entre 56 e 122 m², com média igual a 83 e 98 m² para residências de famílias com renda de até três salários mínimos (HIS 1 a 7) e entre três e cinco salários mínimos (HIS 8 a 10), respectivamente. Em sua maioria, as coberturas eram compostas por telha cerâmica ou fibrocimento, as quais possuem coeficiente de escoamento superficial médio igual a 0,73 e 0,85, respectivamente (ROCHA, 2009). Somente a habitação 10 possuía telha esmaltada com coeficiente de escoamento superficial de 0,90.

Para as duas faixas de renda estudadas, o Plano Municipal de Habitação de Interesse Social estabelece a construção de unidades habitacionais com área mínima de 50 e 90 m² para menor e a maior renda familiar, respectivamente. Considerando-se beiral de 80 cm em todas as fachadas, a área de captação das habitações de 50 m² seria igual a 77 m².

Esta área aproxima-se da encontrada para as habitações estudadas com renda familiar de até três salários mínimos. Para habitações com 90 m² de área construída, a área de captação com beirais de 80 cm seria igual a 123 m². Este valor é próximo ao encontrado para a área máxima de captação dentre as habitações estudadas.

Para a avaliação do potencial de aproveitamento de água de chuva, utilizou-se a precipitação diária no período compreendido entre janeiro de 2002 e dezembro de 2011. A Figura 30 ilustra os índices pluviométricos mensais para a cidade de Florianópolis neste período.

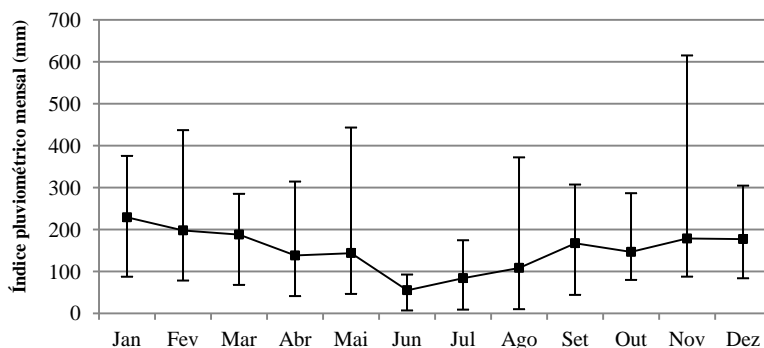


Figura 30 - Índice pluviométrico mensal médio, máximo e mínimo no período entre janeiro de 2002 e dezembro de 2011 em Florianópolis.

Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), 2012.

Os potenciais de atendimento ao serviço de abastecimento de água e os volumes ideais do reservatório inferior foram obtidos a partir de simulações realizadas no programa computacional Netuno versão 4.0. A Figura 31 apresenta os resultados das simulações para diferentes volumes de reservação.

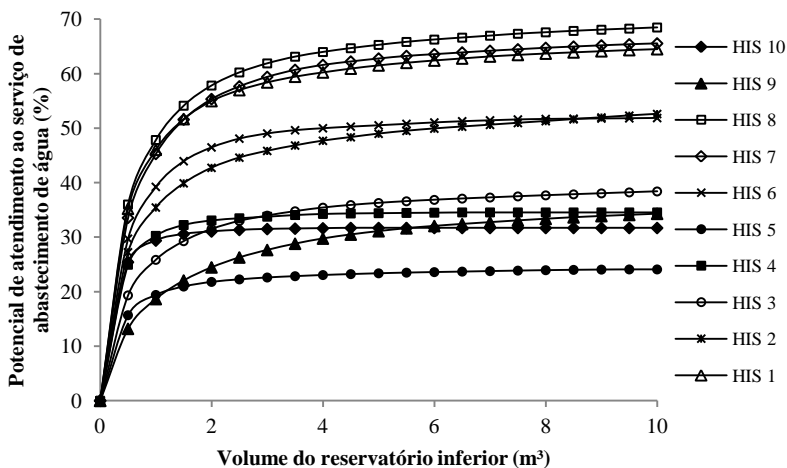


Figura 31 - Potencial de atendimento aos serviços de abastecimento de água através do uso de água pluvial considerando diferentes volumes para o reservatório inferior nas habitações estudadas.

O potencial de atendimento da demanda total de água por água pluvial variou consideravelmente dentre as habitações de acordo com suas respectivas demandas de água pluvial e áreas de captação. A Tabela 8 apresenta os volumes ideais de reservação e o potencial de atendimento ao serviço de água por água pluvial.

Tabela 8 - Sistema de aproveitamento de água pluvial.

Parâmetros	Habitações estudadas									
	HIS 1	HIS 2	HIS 3	HIS 4	HIS 5	HIS 6	HIS 7	HIS 8	HIS 9	HIS 10
Volume ideal de reservação										
Volume do reservatório superior (L)	300	200	400	100	200	200	300	200	500	100
Volume do reservatório inferior (L)	4000	3500	3000	1500	2000	3000	4000	4000	4000	2000
Potencial de atendimento ao serviço de água										
Água (%)	60	47	34	33	22	49	62	64	30	31

O volume ideal do reservatório inferior para captação de água pluvial foi determinado quando o volume subsequente apresentou acréscimo inferior a 2 %/m³ para o atendimento da demanda de água. Os volumes calculados para estes reservatórios variaram entre 1500 e 4000 L nas habitações estudadas. Para os reservatórios superiores, os quais abastecem a demanda diária de água pluvial, os volumes calculados

oscilaram entre 100 e 500 L.

Encontraram-se valores máximo, mínimo e médio para o potencial de atendimento ao serviço de água por água pluvial iguais a 64, 22 e 43%, respectivamente. Para habitações com alta demanda de água pluvial e menor área de captação (exemplo: habitação 3), observou-se limitação do aumento da fração da demanda total abastecida por água pluvial devido à reduzida oferta desta fonte alternativa. No entanto, para a maioria das habitações estudadas, a demanda de água pluvial foi o principal fator que restringiu a expansão do uso de água pluvial. Desta forma, esta fonte tem potencial para o abastecimento de outros usos finais de água além dos usos não-potáveis estudados dependendo de sua qualidade e do sistema de tratamento utilizado.

O valor médio para o potencial de atendimento da demanda de água com o aproveitamento de água pluvial - 43% - foi próximo ao encontrado nos estudos de Muthukimarana, Baskaran e Sexton (2011) - 40% - e Beal et al. (2011) - 39%. Em relação aos estudos sobre aproveitamento de água pluvial em habitações de interesse social revisados no item 2.4.2, observou potencial maior de aproveitamento de água pluvial.

4.3.4 Estratégia 4 - Equipamentos economizadores e aproveitamento de água cinza

Nesta estratégia, considerou-se a minimização do consumo da demanda de água através da combinação de duas medidas: (i) equipamentos economizadores; (ii) aproveitamento de água cinza para o abastecimento de bacias sanitárias.

De forma análoga à apresentada no item 4.3.1, determinou-se a redução do consumo de água com o uso de torneiras economizadoras e bacias sanitárias de acionamento duplo. De acordo com a redução da oferta e da demanda de água cinza com a instalação de equipamentos economizadores, avaliou-se o potencial de aproveitamento de água cinza em bacias sanitárias (Tabela 9).

Tabela 9 - Sistema de aproveitamento de água cinza após a economia de água gerada por equipamentos economizadores.

Parâmetros	Habitações estudadas									
	HIS 1	HIS 2	HIS 3	HIS 4	HIS 5	HIS 6	HIS 7	HIS 8	HIS 9	HIS 10
Características das habitações										
Número de habitantes	4	3	3	4	4	2	2	3	5	3
Renda familiar (R\$)	900	1000	1000	1100	1200	1300	1800	2900	3000	3100
Consumo de água (L/hab.dia)	74,0	90,4	125,8	59,5	110,3	127,5	128,6	75,0	157,1	75,4
Área mínima do terreno (m ²)	90,0	90,0	90,0	90,0	90,0	90,0	90,0	120,0	120,0	120,0
Sistema de tratamento - wetland										
Oferta de água cinza (%)	71	37	62	61	78	61	73	70	70	68
Produção de água cinza (L/dia)	209,0	100,7	234,7	146,2	343,1	155,1	187,9	157,3	553,5	153,0
Área superficial do sistema de tratamento (m ²)	2,1	1,0	2,3	1,5	3,4	1,6	1,9	1,6	5,5	1,5
Área ocupada do terreno pelo sistema de tratamento (%)	2,3	1,1	2,6	1,6	3,8	1,7	2,1	1,3	4,6	1,3
Aproveitamento de água cinza										
Demanda de água cinza (%)	9	35	17	12	7	17	11	13	16	9
Volume de reservação (L)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Potencial de atendimento aos serviços de água e esgoto - água cinza										
Água (%)	8	30	12	10	7	13	9	11	13	9
Esgoto (%)	64	33	47	55	80	51	65	62	60	68

Devido à redução da demanda de água cinza com a utilização de bacias sanitárias com acionamento duplo, o volume dos reservatórios superiores e inferiores para o suprimento da demanda diária de água cinza foi igual a 100 L para todas as habitações. Com o uso de equipamentos economizadores, a área superficial de *wetlands* para o tratamento de água cinza apresentou valores similares aos encontrados com o uso de equipamentos convencionais (item 4.3.2). Este resultado é devido à limitada influência do uso de equipamentos economizadores sobre a oferta de água cinza.

A Figura 32 apresenta o potencial de atendimento para os serviços de água e esgoto através da combinação entre o uso de equipamentos economizadores e o aproveitamento de água cinza.

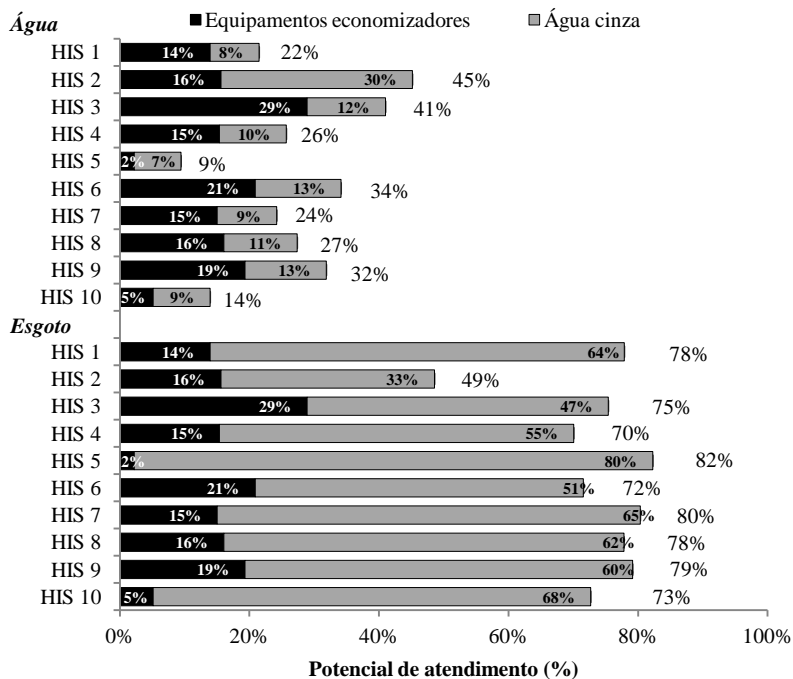


Figura 32 - Potencial de atendimento aos serviços de água e esgoto com a utilização de equipamentos economizadores e sistema de aproveitamento de água cinza.

O potencial de atendimento ao serviço de esgoto com o uso de ambas as tecnologias analisadas variou entre 49 a 82%, com média igual a 74%. Dentre as habitações avaliadas, o sistema de aproveitamento de água cinza promoveu maior redução de efluentes para o sistema público de esgoto - 58%; enquanto, os equipamentos economizadores minimizaram a geração de efluentes em 15%.

Obteve-se maior potencial de atendimento ao serviço de esgoto combinando-se o uso de equipamentos economizadores e o aproveitamento de água cinza, o que reduziu o volume de efluentes destinados à rede pública de esgoto. Enquanto o sistema de aproveitamento de água cinza trata o efluente do chuveiro, lavadora de roupas, tanque e lavatório, a utilização de equipamentos economizadores reduz principalmente a produção de efluentes provenientes da bacia sanitária e da cozinha.

O potencial de atendimento ao serviço de água por esta estratégia variou entre 9 e 45%, com média igual a 27%. O uso de equipamentos economizadores, principalmente bacias sanitárias com

acionamento duplo, promoveu a maior redução média do consumo de água - 15%. Por sua vez, o aproveitamento de água cinza contribuiu para o atendimento de 12% da demanda total de água. Todavia, a contribuição de cada tecnologia para o atendimento da demanda total de água variou consideravelmente dentre as habitações estudadas de acordo com os usos finais de água em cada habitação.

4.3.5 Estratégia 5 - Equipamentos economizadores e aproveitamento de água pluvial

Nesta estratégia, avaliou-se a combinação entre o uso de equipamentos economizadores e o aproveitamento de água pluvial. A primeira medida reduz a demanda de água; e a segunda abastece bacias sanitárias, lavadoras de roupas e tanques. Esta estratégia também atende parcialmente ao serviço de esgoto por meio do uso de equipamentos economizadores de forma análoga à descrita no item 4.3.1.

Calculou-se o potencial de aproveitamento de água pluvial com base nos usos finais de água após a instalação de equipamentos economizadores (Tabela 10). Para este cálculo, utilizou-se os mesmos dados de precipitação, área de cobertura e número de habitantes apresentados no item 4.3.3.

Tabela 10 - Parâmetros para o cálculo do potencial de aproveitamento de água pluvial após a economia de água gerada por equipamentos economizadores.

Parâmetros	Habitações estudadas									
	HIS 1	HIS 2	HIS 3	HIS 4	HIS 5	HIS 6	HIS 7	HIS 8	HIS 9	HIS 10
<i>Características das habitações</i>										
Número de habitantes	4	3	3	4	4	2	2	3	5	3
Consumo de água (L/hab.dia)	74,0	90,4	125,8	59,5	110,3	127,5	128,6	75,0	157,1	75,4
Área de captação (m ²)	83	56	60	77	60	122	120	98	120	77
Coefficiente de escoamento superficial (adimensional)	0,85	0,73	0,73	0,85	0,73	0,85	0,73	0,73	0,73	0,90
Demanda de água pluvial (%)	65	55	57	29	22	44	65	65	33	31

A Figura 33 apresenta os potenciais de atendimento da demanda total de água por água pluvial após a economia de água gerado por equipamentos economizadores. Os calculados para diferentes volumes de reservação foram realizados por meio de simulações no programa computacional Netuno versão 4.0.

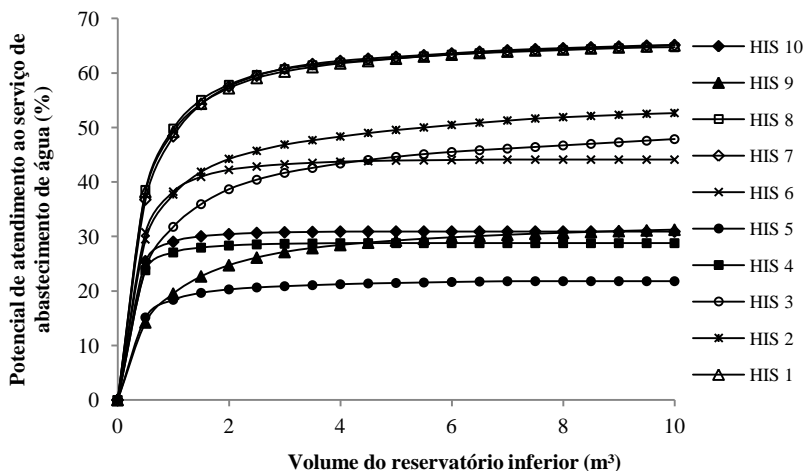


Figura 33 - Potencial de atendimento aos serviços de abastecimento de água através do uso de água pluvial considerando diferentes volumes de reservação nas habitações estudadas após a instalação de equipamentos economizadores.

A Tabela 11 apresenta os volumes ideais de reservação e o potencial de atendimento ao serviço de água por água pluvial após a redução da demande de água gerada por equipamentos economizadores.

Tabela 11 - Sistemas de aproveitamento de água pluvial após a economia de água gerada por equipamentos economizadores.

Parâmetros	Habitações estudadas									
	HIS 1	HIS 2	HIS 3	HIS 4	HIS 5	HIS 6	HIS 7	HIS 8	HIS 9	HIS 10
Aproveitamento de água pluvial										
Volume do reservatório superior (L)	200	200	300	100	100	200	200	200	300	100
Volume do reservatório inferior (L)	3500	3500	3000	1000	2000	2500	3500	3500	3500	1500
Potencial de atendimento ao serviço de água - água pluvial										
Água (%)	53	40	30	24	20	27	52	52	22	28

O volume ideal dos reservatórios inferiores para captação de água pluvial, considerando o uso de equipamentos economizadores nas habitações estudadas, variou entre 1000 e 3500 L. Para o reservatório superior, calculou-se volume entre 100 e 300 L.

Em relação as simulações para sistemas pluviais sem considerar

o uso de equipamentos economizadores, o volume de reservação do sistema de água pluvial reduziu para a maioria das habitações devido à diminuição da demanda de água pluvial. Com a menor demanda de água pluvial, o potencial de atendimento ao serviço de abastecimento de água por água pluvial reduziu em média de 43%, sem o uso de equipamentos economizadores, para 35%, com o uso de equipamentos economizadores.

O potencial de atendimento da demanda de água através da combinação entre equipamentos economizadores e aproveitamento de água pluvial é ilustrado na Figura 34. O potencial de atendimento da primeira tecnologia foi calculado de forma análoga à apresentada no item 4.3.1, enquanto, da segunda tecnologia, como demonstrado na Tabela 11 neste item.

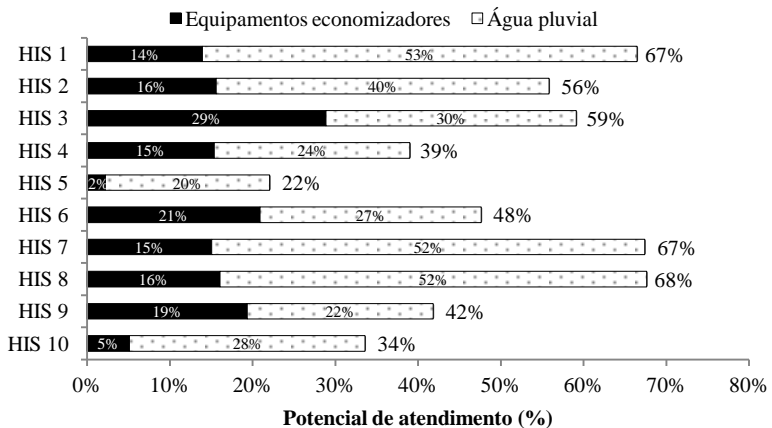


Figura 34 - Potencial de atendimento da demanda de água com a utilização de equipamentos economizadores e aproveitamento de água pluvial.

O potencial de atendimento da demanda total por meio do uso de equipamentos economizadores e água pluvial variou entre 22 e 68%, com média igual a 50%. Calculou-se a economia de água com o uso de equipamentos economizadores da mesma forma à apresentada no item 4.3.1, obtendo-se potencial de atendimento médio igual a 15%. O atendimento à demanda de água médio através do aproveitamento de água pluvial foi igual a 35% da demanda total.

4.3.6 Estratégia 6 - Aproveitamento de água cinza e aproveitamento de água

O potencial de atendimento da demanda total de água através da combinação entre água cinza e água pluvial foi calculado considerando o abastecimento de bacias sanitárias com água cinza, e o abastecimento de lavadoras de roupa e tanques com água pluvial. Quando a oferta de água cinza foi inferior à demanda de água em bacias sanitárias, assumiu-se seu abastecimento prioritariamente com o uso de água pluvial.

O potencial de atendimento aos serviços de água e esgoto através do uso de sistemas de água cinza é igual ao calculado no item 4.3.2. Os parâmetros para o cálculo do atendimento ao serviço de água pelo sistema de água pluvial após o aproveitamento de água cinza são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - Parâmetros para o cálculo do potencial de aproveitamento de água pluvial após o aproveitamento de água cinza.

Parâmetros	Habitações estudadas									
	HIS 1	HIS 2	HIS 3	HIS 4	HIS 5	HIS 6	HIS 7	HIS 8	HIS 9	HIS 10
<i>Características das habitações</i>										
Número de habitantes	4	3	3	4	4	2	2	3	5	3
Consumo de água (L/hab.dia)	86,0	107,2	177,0	70,3	112,8	161,1	151,5	89,2	194,8	79,4
Área de captação (m ²)	83	56	60	77	60	122	120	98	120	77
Coefficiente de escoamento superficial (adimensional)	0,85	0,73	0,73	0,85	0,73	0,85	0,73	0,73	0,73	0,90
Demanda de água pluvial (%)	49	17	28	14	14	22	46	43	14	21

A Figura 35 apresenta os potenciais de atendimento da demanda total de água por água pluvial após o atendimento da demanda de água em bacias sanitárias por água cinza. Água pluvial foi considerada prioritariamente para o suprimento de água em lavadoras de roupas e tanques. Os calculados por meio de simulações para diferentes volumes de reservação foram realizadas no programa computacional Netuno versão 4.0.

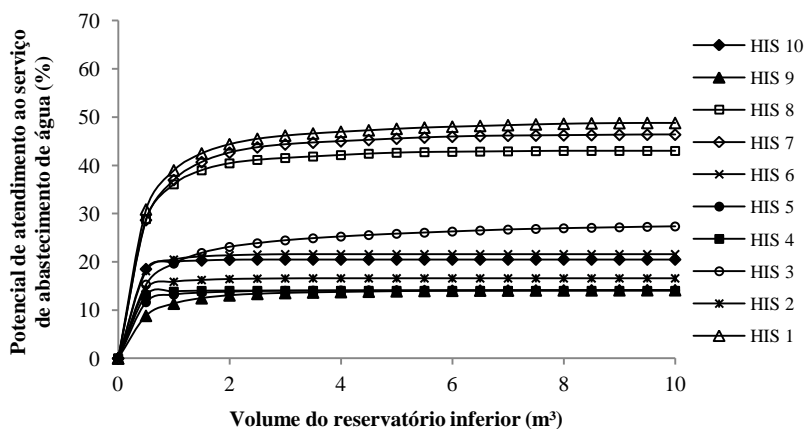


Figura 35 - Potencial de atendimento aos serviços de abastecimento de água através do uso de água pluvial considerando diferentes volumes de reservação nas habitações estudadas após a implantação de sistemas de aproveitamento de água cinza.

A Tabela 13 apresenta os volumes ideais de reservação e o potencial de atendimento ao serviço de água por água pluvial após o aproveitamento de água cinza.

Tabela 13 - Sistema de aproveitamento de água pluvial após o aproveitamento de água cinza.

Parâmetros	Habitações estudadas									
	HIS 1	HIS 2	HIS 3	HIS 4	HIS 5	HIS 6	HIS 7	HIS 8	HIS 9	HIS 10
<i>Aproveitamento de água pluvial</i>										
Volume do reservatório superior (L)	200	100	200	100	100	100	200	200	200	100
Volume do reservatório inferior (L)	3000	1500	2500	1000	1500	1500	3000	2500	2000	1500
<i>Potencial de atendimento ao serviço de água - água pluvial</i>										
Água (%)	46	16	24	14	14	21	44	41	13	20

O volume ideal dos reservatórios inferiores para captação de água pluvial considerando o uso combinado com água cinza variou entre 1000 e 3000 L. Para os reservatórios superiores, o volume calculado oscilou entre 100 e 200 L. Em relação aos sistemas de aproveitamento de água pluvial com e sem o uso de equipamentos economizadores, o sistema de água pluvial após o aproveitamento de água cinza apresentou volumes menores de reservação. Para este sistema, obteve-se potencial médio de atendimento da demanda de água igual a 24%, enquanto

sistemas de aproveitamento de água pluvial com e sem o uso de equipamentos economizadores obtiveram valores médios iguais 35 e 43%, respectivamente.

Os potenciais de atendimento aos serviços de água e esgoto pelo sistema de aproveitamento de água cinza nesta estratégia é análogo aos potenciais apresentados no item 4.3.2. A Figura 36 ilustra o potencial de atendimento da demanda de água através do aproveitamento de água cinza e do aproveitamento de água pluvial para as habitações estudadas.

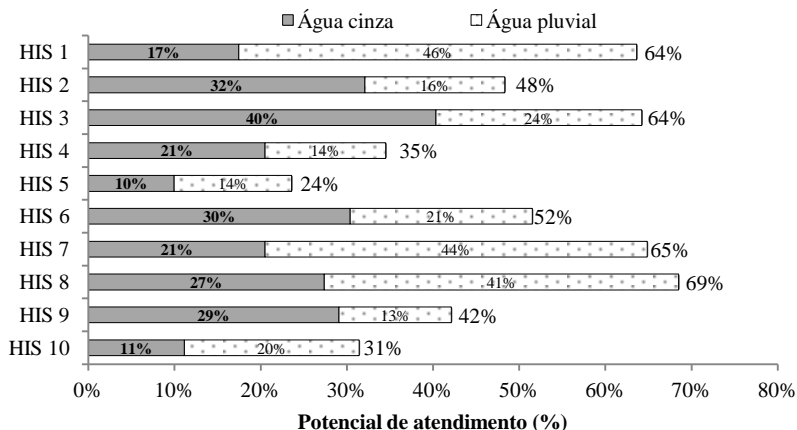


Figura 36 - Potencial de atendimento da demanda de água com a utilização de água cinza e água pluvial.

Com o uso de água cinza e pluvial, alcançou-se potencial de atendimento médio da demanda de água variando entre 24 e 69%, com média igual a 49%. Em média, as duas fontes alternativas apresentaram aproximadamente o mesmo potencial para o atendimento da demanda total de água quando combinadas. Com o aproveitamento de água cinza, atendeu-se em média 24% da demanda de água, e, com o aproveitamento de água pluvial, 25%. No entanto, o potencial de atendimento das duas fontes alternativas de água variou consideravelmente dentre as habitações estudadas.

4.3.7 Estratégia 7 - Equipamentos economizadores, aproveitamento de água cinza e aproveitamento de água pluvial

Nesta estratégia, avaliou-se o potencial de atendimento da demanda de água através da combinação entre o uso de equipamentos economizadores, água cinza e água pluvial. Primeiramente, determinou-

se o potencial de redução da demanda de água e esgoto através da instalação de equipamentos economizadores. Posteriormente, estimou-se o potencial de atendimento aos serviços de água e esgoto através do aproveitamento de água cinza de forma análoga à apresentada no item 4.3.4. Por último, calculou-se o potencial de utilização de água pluvial para o abastecimento da lavadora de roupas e do tanque. Desconsiderou-se o uso de água pluvial para descarga de bacias sanitárias, pois a oferta de água cinza em todas as habitações foi superior à demanda de água para descarga em bacias sanitárias.

O volume ótimo de reservação dos sistemas de aproveitamento de água cinza e aproveitamento de água pluvial são iguais aos calculados nos itens 4.3.4 e 4.3.6, respectivamente. Calculou-se o potencial de atendimento aos serviços de esgoto da mesma forma à apresentada no item 4.3.4. O potencial de atendimento ao serviço de água por água pluvial foi igual ao calculado no item 4.3.6. O potencial de atendimento à demanda total de água por meio das medidas adotadas nesta estratégia é apresentado na Figura 37.

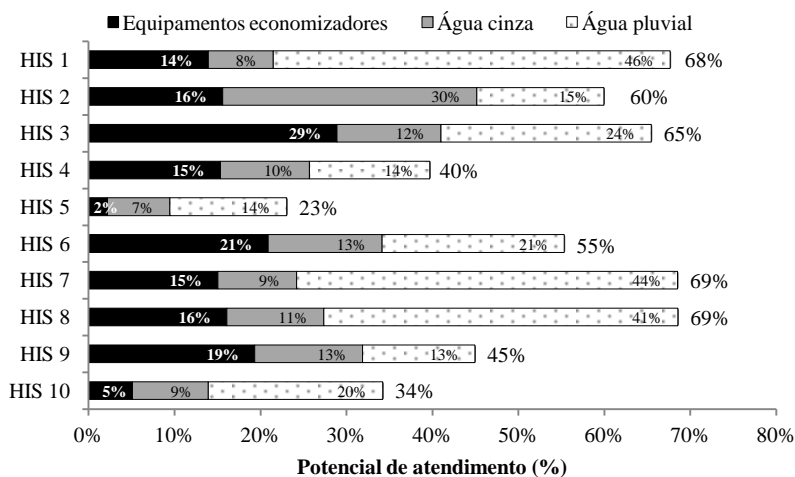


Figura 37 - Potencial de atendimento da demanda de água com a utilização de equipamentos economizadores, água cinza e água pluvial.

Com o uso das três estratégias combinadas, verificou-se o potencial de atendimento da demanda total de água variando entre 23 e 69%, com média igual a 53%. Cada medida da estratégia apresentou diferentes percentuais de atendimento da demanda total de água, sendo que água pluvial contribui com 25% da redução, equipamentos economizadores com 15% e aproveitamento de água cinza com 12%.

Observou-se maior potencial de atendimento da demanda de água por água pluvial, pois esta fonte foi utilizada para atender integralmente lavadoras de roupas - 25% dos usos finais de água. Por outro lado, o potencial de abastecimento de água do sistema de aproveitamento de água cinza foi minimizado pelo uso de equipamentos economizadores. Todavia, o potencial de atendimento ao serviço de esgoto foi ampliada com a combinação entre o uso de equipamentos economizadores e aproveitamento de água cinza, atingindo média de 74% como descrito no item 4.3.4.

4.3.8 Comparação entre estratégias

O potencial de atendimento dos serviços de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto variou dentre as estratégias estudadas. A Figura 38 ilustra a média do potencial de atendimento das medidas consideradas em cada estratégia.

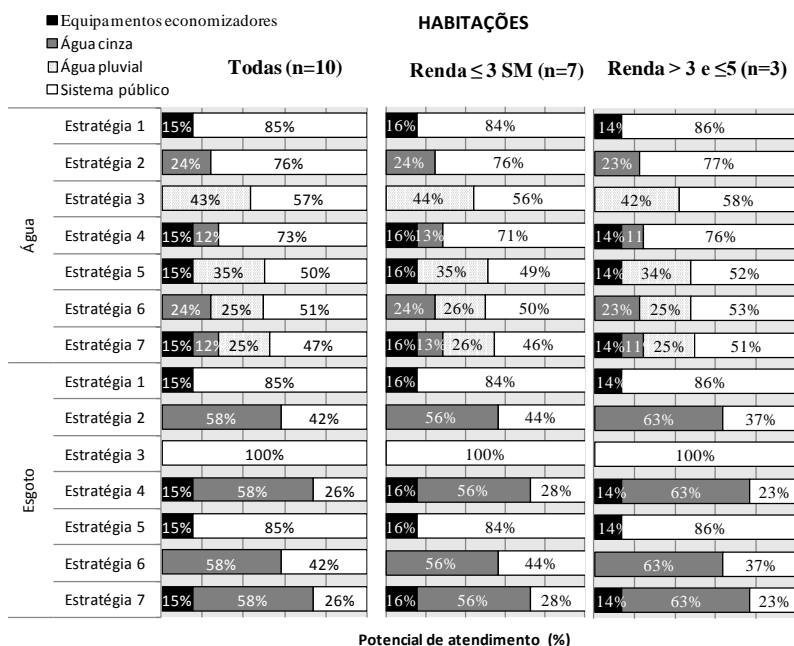


Figura 38 - Potencial médio de atendimento aos serviços de água e esgoto para as diferentes estratégias avaliadas.

O potencial de atendimento ao serviço de água através do uso de equipamentos economizadores e fontes alternativas de água foi similar para as duas faixas de renda estudadas - renda familiar até três salários mínimos e renda familiar de três a cinco salários mínimos. Todavia, famílias com renda de até três salários mínimos obtiveram em média potencial de atendimento ligeiramente maior para os serviços de água e esgoto, dependendo menos dos sistemas públicos.

Dentre as estratégias onde se considerou o uso exclusivo de uma medida, a Estratégia 1 - equipamentos economizadores - apresentou menor potencial de atendimento ao serviço de água - 15% - em relação a água cinza - 24% - e água pluvial - 43%. A diferença entre os potenciais de atendimento dentre as medidas é função dos usos finais de água atendidos e da eficiência da tecnologia. O aproveitamento de água pluvial apresentou maior potencial de atendimento da demanda total de água, pois esta fonte alternativa pode ser utilizada para abastecer tanto a bacia sanitária quanto a lavadora de roupas. Estes dois usos finais correspondem em média a 52% do consumo total de água nas habitações estudadas.

Como esperado, a combinação entre duas medidas (Estratégias 4, 5 e 6) promoveu o aumento do potencial de atendimento ao serviço de água. Entre estas estratégias, observou-se o menor potencial de atendimento da demanda de água (27%) para a estratégia 4 - equipamentos economizadores combinados com aproveitamento de água cinza. As duas medidas consideradas nessa estratégia promovem o atendimento do mesmo equipamento hidrossanitário - a bacia sanitária. Assim, a Estratégia 4 é limitada pela demanda de água em bacias sanitárias.

As Estratégias 5 e 6 alcançaram maior potencial de atendimento da demanda de água - 50 e 49%, respectivamente -, pois abastecem tanto lavadoras de roupas, quanto bacias sanitárias. Como observado para estas duas estratégias, a combinação de medidas para economia de água da rede pública apresenta maior efetividade quando distribuída entre usos finais com elevada demanda de água.

Alcançou-se o maior potencial de economia de água da rede pública de abastecimento quando as três medidas estudadas foram consideradas concomitantemente (Estratégia 7). Com isto, verificou-se aumento médio do atendimento da demanda de água igual a 3% em relação ao uso de água cinza e pluvial devido à economia promovida por torneiras economizadoras. Em média, atingiu-se redução do consumo igual a 53% com esta estratégia, sendo observado maior potencial para economia de água da rede pública em habitações com renda de até três salários mínimos.

Verificou-se que a combinação entre medidas possibilita a instalação de sistemas menores. Por exemplo, considerando-se o uso de água pluvial e equipamentos economizadores, os volumes médios para os reservatórios inferiores e superiores de água pluvial reduziram em 10 e 33%, respectivamente. Similarmente, combinando-se água pluvial e água cinza, os volumes médios dos reservatórios inferiores e superiores de água pluvial diminuíram em 32 e 33%, respectivamente.

Dentre as três medidas para redução do consumo de água do sistema público, água pluvial apresentou maior potencial médio de atendimento à demanda total de água quando comparado com água cinza e equipamentos economizadores, pois foi utilizada para o atendimento de usos finais com maior demanda de água. A estratégia 3, a qual considera o uso de água pluvial separadamente de outras medidas, obteve potencial médio de economia de água do sistema público igual a 43%. Em média, este potencial é apenas 10% inferior ao potencial máximo de economia de água do sistema público encontrado por meio da combinação das três medidas estudadas (Estratégia 7).

Apesar do elevado potencial da Estratégia 3 para o atendimento dos serviços de água, esta estratégia não promove a minimização de esgoto destinado à rede pública. Sendo assim, as outras estratégias podem promover maior benefício, pois minimizam tanto o consumo de água quanto a produção de esgoto através do uso de equipamentos economizadores e do aproveitamento de água cinza.

As estratégias onde se considerou a combinação do uso de equipamentos economizadores e aproveitamento de água cinza apresentaram maior potencial de redução de esgoto. Estas duas medidas reduzem a quantidade de diferentes frações de esgoto das habitações. Enquanto o uso de equipamentos economizadores promove a minimização principalmente de efluentes da bacia sanitária e da pia da cozinha, o aproveitamento de água cinza coleta e trata os efluentes do chuveiro, lavatório, tanque e lavadora de roupas. Desta forma, o uso combinado dessas medidas promoveu a máxima redução de esgoto dentre as estratégias avaliadas, alcançando potencial de atendimento dentre as habitações estudadas igual a 74% dos efluentes.

4.4 *Potencial de redução da demanda energética de água e esgoto*

O potencial de redução do consumo de energia para o abastecimento de água e a coleta e o tratamento de esgoto através do uso de fontes alternativas de água e equipamentos economizadores dependem primeiramente da intensidade energética das medidas consideradas, bem como dos seus respectivos potenciais de

atendimento. Com o uso dessas informações, determina-se a intensidade energética de estratégia (combinação de medidas) para prestação dos serviços de água e esgoto.

Além da intensidade energética das estratégias utilizadas, o número de habitantes e o padrão de consumo de água e produção de esgoto influenciam o consumo total de energia nos sistemas de água e esgoto. Perdas de água no sistema de distribuição e ganhos de água no sistema de coleta de esgoto também podem causar considerável aumento da demanda energética do setor hídrico.

Nos subitens a seguir, apresenta-se a intensidade energética de cada estratégia e o consumo energético para diferentes cenários em um horizonte de vinte anos. Por último, aponta-se a estratégia para gestão de água e esgoto com menor consumo energético para o horizonte avaliado.

4.4.1 Intensidade energética das estratégias

Neste item, apresenta-se a intensidade energética média das estratégias estudadas. Desta forma, utilizou-se os dados obtidos para intensidade energética das medidas analisadas (item 4.1) e o potencial de atendimento entre a combinação dessas medidas (estratégias) aos serviços de água e esgoto (item 4.3).

A fim de calcular a intensidade energética relacionada a perdas de água no sistema de distribuição, considerou-se índice de perdas igual a 27,4% durante o horizonte de estudo - vinte anos. Calculou-se o índice de perdas a partir das perdas no sistema de água de Florianópolis - 31,4% em 2010 (SNIS, 2012) -, bem como na meta de redução de perdas - 25,0% até 2025 - estabelecida pelo Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico de Florianópolis (PMF, 2010).

Como discutido no item 3.3.1, a intensidade energética dos sistemas de esgoto também depende dos ganhos de água pluvial. No entanto, estes ganhos já foram considerados para determinação da intensidade energética de sistemas públicos de esgoto e, desta forma, não serão considerados no presente item.

Com base nos resultados obtidos em cada habitação, calcularam-se as intensidades energéticas médias para o sistema público e as estratégias apresentadas no item 4.3 (Figura 39). A intensidade energética média para cada estratégia foi estimada através da média entre os valores observados para cada habitação estudada. A intensidade energética máxima foi determinada através do maior valor observado de intensidade energética para cada estratégia dentre as habitações estudadas; enquanto, a intensidade energética mínima, através do menor valor.

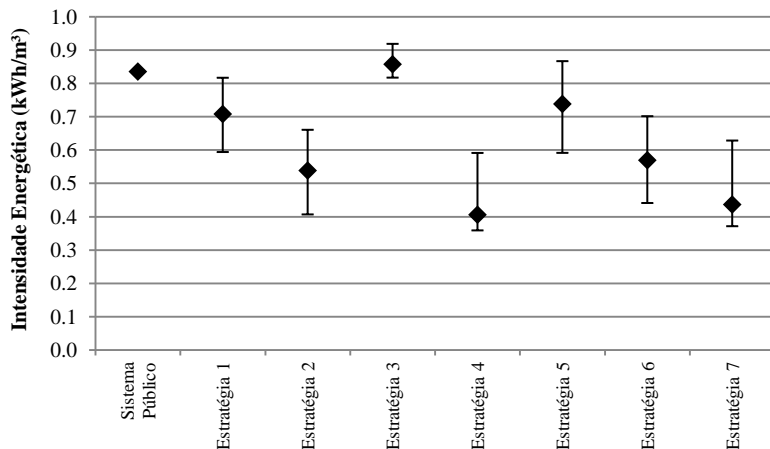


Figura 39 - Intensidade energética média, máxima e mínima do sistema público e das estratégias analisadas dentre as habitações de interesse social estudadas.

Em geral, o sistema público apresentou intensidade energética - $0,83 \text{ kWh/m}^3$ - superior à intensidade das estratégias analisadas. Somente a Estratégia 3 - aproveitamento de água pluvial - apresentou para a maioria das habitações valores de intensidade levemente superiores aos observados para o sistema público, variando entre $0,82$ e $0,92 \text{ kWh/m}^3$ e com média igual a $0,86 \text{ kWh/m}^3$. Este valor é próximo ao valor mínimo de intensidade energética para sistemas de aproveitamento de água pluvial ($0,90 \text{ kWh/m}^3$) encontrado por Retamal et al. (2009).

Os valores de intensidade energética para o sistema de aproveitamento de água cinza - Estratégia 2 - apresentaram variação entre $0,59$ e $0,82 \text{ kWh/m}^3$. Winward et al. (2008) encontraram intensidade energética similar para diferentes sistemas de aproveitamento de água cinza, com variação entre $0,40$ e $0,80 \text{ kWh/m}^3$.

As estratégias onde se considerou a instalação de equipamentos economizadores e o aproveitamento de água cinza proporcionaram a redução do consumo energético associado tanto à água quanto ao esgoto. Verificou-se as menores intensidades energéticas para as estratégias que contemplaram ambas as medidas. Por exemplo, a Estratégia 4 - aproveitamento de água cinza combinado com equipamentos economizadores - apresentou a menor intensidade energética dentre as estratégias analisadas - $0,41 \text{ kWh/m}^3$ -, seguida pela

Estratégia 7 - Estratégia 4 combinada com uso de água pluvial - 0,44 kWh/m³. Este resultado ocorre principalmente devido à redução do consumo energético com a coleta e o tratamento de esgoto, como apresentado na Figura 40. Os valores apresentados nesta figura foram obtidos através da Equação 17.

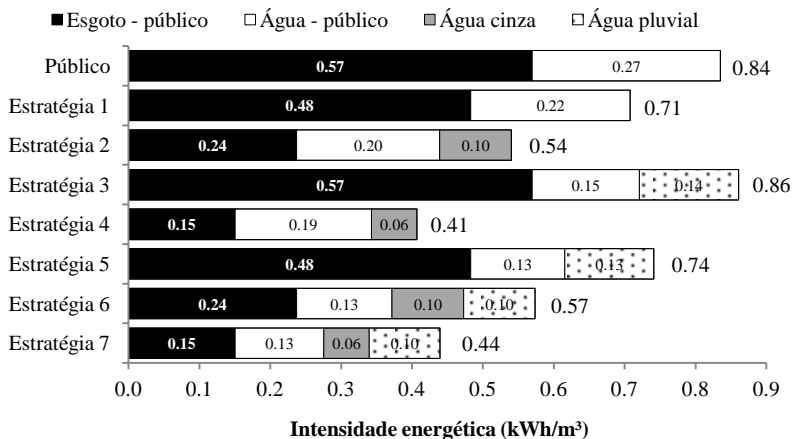


Figura 40 - Intensidade energética média do sistema público e das estratégias analisadas considerando a parcela da energia destinada aos sistemas públicos de água e esgoto e aos sistemas alternativos de abastecimento no horizonte de estudo.

Para a Estratégia 1 - Equipamentos economizadores -, a maior parcela de redução da intensidade energética em relação ao sistema público é referente ao serviço de esgoto. Nesta estratégia, a intensidade energética dos serviços de esgotamento sanitário (0,09 kWh/m³) foi superior ao dobro em comparação aos serviços de abastecimento de água (0,04 kWh/m³) considerando a média para o horizonte de estudo.

As estratégias com menor intensidade energética - Estratégias 4 e 7 - reduziram o volume de esgoto destinado a rede pública em 74% através do uso de equipamentos economizadores e o tratamento de água cinza *in loco*. Nestas estratégias, a redução da intensidade energética em relação ao sistema público para a parcela referente ao esgoto foi igual a 0,42 kWh/m³. Em contrapartida, a variação da intensidade energética da água foi mínima, observando-se redução de 0,01 kWh/m³ e aumento de 0,02 kWh/m³ para as Estratégias 4 e 7, respectivamente.

4.4.2 Potencial de economia de energia

O potencial de economia de energia através das estratégias estudadas foi avaliado para o horizonte de vinte anos. Para este fim, considerou-se a projeção do crescimento da população de interesse social, a demanda de água, a projeção do aumento da cobertura dos serviços de água e esgoto e a intensidade energética de cada estratégia.

Em 2010, a população residente em Florianópolis era de 421.240 habitantes (IBGE, 2010b). Deste total, as parcelas da população de interesse social com renda familiar de até três salários mínimos e renda de três a cinco salários mínimos correspondem a 31,3% (132 mil habitantes) e 16,4% (69 mil habitantes), respectivamente (PMF, 2012). O Plano Municipal de Habitação indica projeção de crescimento populacional igual a 12,2% entre 2010 e 2015, 10,2% entre 2015 e 2020, 8,5% entre 2020 e 2025 e 7,2% entre 2025 e 2030. Considerou-se que o percentual de crescimento da população total de Florianópolis também é representativo para a população de interesse social.

Os sistemas de água e esgoto atendiam a 98,1 e 53,9% da população na cidade de Florianópolis em 2010, respectivamente (SNIS, 2012). Enquanto os serviços de água atendem quase toda população, a coleta e o tratamento de esgoto precisam ser expandidos. Com base no Plano Municipal de Saneamento Básico (PMF, 2012), onde se estabelece que os serviços de esgoto devem atender toda a população até 2030, assumiu-se que os sistemas de esgoto atenderiam a 65%, 77%, 88% e 100% da população em 2015, 2020, 2025 e 2030, respectivamente. O atendimento do sistema de água foi considerado igual a 100% para todo horizonte de estudo. Considerou-se que a taxa de crescimento da cobertura dos serviços de esgoto na cidade também é representativa para as áreas de interesse social.

Assumiu-se que o consumo médio de água e a intensidade energética média das estratégias obtidos a partir das sete habitações com renda familiar de até três salários mínimos são representativos para a população nesta faixa de renda residente em Florianópolis. Considerou-se a mesma proposição para as três habitações estudadas com renda familiar entre três e cinco salários mínimos.

Com os dados supracitados neste item, calculou-se a consumo energético para atender a população de interesse social com renda entre zero e cinco salários mínimos com os serviços de água e esgoto. Na Figura 41 é ilustrado o consumo energético no horizonte de estudo para as diferentes estratégias estudadas, bem como para o uso exclusivo do sistema público de água e esgoto. Os valores apresentados nesta figura foram obtidos através da Equação 17.

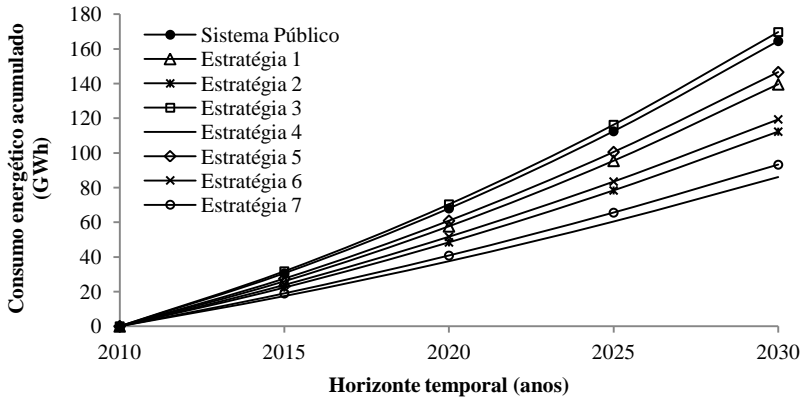


Figura 41- Consumo energético acumulado dos serviços de água e esgoto para cada estratégia avaliada durante o horizonte de vinte anos para cidade de Florianópolis.

Observou-se que a taxa de crescimento do consumo energético de todas as estratégias de abastecimento aumentou ao longo do tempo devido ao crescimento populacional e ao aumento da cobertura dos sistemas de esgoto. Ao final do horizonte de vinte anos, verificou-se que o consumo energético relacionado à operação dos serviços públicos de água e esgoto para o atendimento da população de interesse social é igual a 164,5 GWh, com média igual a 8,2 GWh/ano.

A Estratégia 3 - aproveitamento de água pluvial - apresentou consumo igual a 170,5 GWh no horizonte de estudo (8,5 GWh/ano). Este consumo foi 4% superior ao consumo do sistema público, proporcionando aumento do consumo energético igual a 0,3 GWh/ano. O elevado consumo energético associado a esta estratégia em relação a outras estratégias é decorrente da ausência de redução de efluentes domésticos destinados à rede pública de esgoto. O consumo energético nesta estratégia poderia ser ainda maior, considerando-se que em alguns sistemas de aproveitamento de água pluvial o sistema de recalque opera diversas vezes ao dia e, usualmente, com motobombas ineficientes.

A Estratégia 5 - aproveitamento de água pluvial combinado com equipamentos economizadores - apresentou consumo energético igual a 146,0 GWh em vinte anos (7,3 GWh/ano). Em comparação ao uso exclusivo do sistema público de água e esgoto, esta estratégia apresentou redução do consumo energético igual a 11% (0,9 GWh/ano). Este consumo foi menor em relação ao da Estratégia 3, pois, com o uso de equipamentos economizadores, a produção de efluentes é minimizada. Em relação à Estratégia 1 - equipamentos economizadores

-, o consumo foi um pouco maior, pois o uso de água pluvial apresenta intensidade energética ligeiramente acima da intensidade energética do sistema de abastecimento de água público. A Estratégia 3 promoveu consumo energético igual a 140 GWh no horizonte de estudo (7,0 GWh/ano) e economia em comparação ao sistema público igual a 15% (1,2 GWh/ano).

O uso de água pluvial combinado com água cinza descrito na Estratégia 6 apresentou menor consumo energético em relação as duas estratégias supracitadas que consideram o aproveitamento de água pluvial. Seu consumo foi igual a 119 GWh no horizonte de estudo (5,9 GWh/ano). A economia de energia através da Estratégia 6 em relação ao uso exclusivo do sistema público foi igual a 28% (2,3 GWh/ano).

A Estratégia 2 - aproveitamento de água cinza - apresentou consumo energético igual a 112,3 GWh no horizonte de estudo (5,6 GWh/ano). Este consumo foi menor em relação a Estratégia 6, pois não considerou-se o uso de água pluvial. Além disso, a demanda diária de água cinza na Estratégia 2 é superior a demanda de água pluvial ou cinza na Estratégia 6. Quanto maior o consumo de água nos sistemas de aproveitamento de água cinza ou pluvial, menor é a intensidade energética relacionada à partida e ao modo *standby* de motobombas, bem como ao acionamento de lâmpadas ultravioletas. Através da Estratégia 2 reduziu-se o consumo energético em relação ao uso exclusivo dos serviços públicos de água e esgoto em 32% (2,6 GWh/ano).

A Estratégia 7 - combinação entre todas as medidas analisadas - apresentou a segunda maior economia de energia - 43% (3,6 GWh/ano), com consumo em vinte anos de 92,5 GWh. O elevado potencial de economia desta estratégia é decorrente da redução de esgoto que proporciona. Enquanto o uso de equipamentos economizadores minimiza efluentes da bacia sanitária e da pia da cozinha, o aproveitamento de água cinza trata os efluentes provenientes do chuveiro, lavatório, lavadora de roupas e tanque. Através dessas duas medidas, evita-se em média o despejo de 74% do esgoto doméstico gerados em habitações de interesse social na rede pública de coleta e tratamento de esgoto, a qual apresenta a maior intensidade energética dentre os sistemas avaliados.

O consumo energético estimado para a Estratégia 4 - aproveitamento de água cinza combinado com equipamentos economizadores - foi igual a 86,5 GWh (4,3 GWh/ano). Com esta estratégia, alcançou-se a maior economia energética - 48% (3,9 GWh/ano) - no horizonte de estudo em relação ao uso exclusivo dos sistemas públicos de água e esgoto. Esta estratégia promoveu maior economia em relação à Estratégia 7, pois não utilizou água pluvial. Por

utilizar água pluvial, a Estratégia 7 apresenta menores volumes de aproveitamento de cada fonte alternativa e, conseqüente, maior intensidade energética em relação à Estratégia 4.

Proença, Ghisi e Tavares (2011) estimaram redução do consumo de eletricidade associada aos sistemas públicos de água e esgoto igual a 4,4 GWh/ano através da adoção de bacias sanitárias de acionamento duplo e aproveitamento de água cinza e pluvial em todas edificações de Florianópolis. O potencial de economia de energia máximo encontrado no presente estudo (3,9 GWh/ano) é inferior ao supracitado; no entanto, ele foi calculado considerando somente a população de interesse social com renda familiar entre zero e cinco salários mínimos - 48% da população do município.

Sob a perspectiva energética, neste trabalho demonstrou-se que a sustentabilidade dos serviços de água e esgoto está prioritariamente relacionada à redução de efluentes para o sistema público de coleta e tratamento de esgoto. Com a ampliação da cobertura dos sistemas públicos de esgoto, o consumo de energia do setor hídrico aumentará devido ao aumento do volume de esgoto coletado e tratado. Além disso, a fim de atender legislações ambientais que regulamentam o lançamento de efluentes, novas estações de tratamento de esgoto tendem a adotar tecnologias aeróbias com elevada taxa de remoção de nitrogênio (exemplo: lodo ativado com aeração prolongada), as quais apresentam elevada intensidade energética. Para se mitigar os impactos referentes ao aumento do consumo energético no setor hídrico, estratégias que incorporem medidas para minimização de efluentes devem ser adotadas no contexto do sistema público de água e esgoto de Florianópolis.

5 CONCLUSÃO

Neste trabalho, avaliou-se o potencial de economia de energia para operação de sistemas públicos de água e esgoto por meio do uso racional de água em habitações de interesse social em Florianópolis, Santa Catarina.

O potencial de economia de energia em escala urbana com o uso racional de água em habitações de interesse social foi verificado para diferentes estratégias, considerando medidas como: (i) instalação de equipamentos economizadores (bacias sanitárias de acionamento duplo e torneiras economizadoras no lavatório e na pia da cozinha); (ii) aproveitamento de água cinza do chuveiro, lavatório, lavadora de roupas e tanque para descarga de bacias sanitárias; e (iii) aproveitamento de água pluvial de coberturas para o abastecimento de lavadoras de roupas, tanques e bacias sanitárias.

A fim de se determinar o potencial de economia de energia no horizonte de vinte anos para cada estratégia, avaliou-se a intensidade energética de sistemas públicos de água e esgoto, sistemas de aproveitamento de água pluvial e água cinza. Desconsiderou-se o consumo de energia em equipamentos economizadores de água.

Encontrou-se intensidade energética dos sistemas públicos para prestação dos serviços de água e esgoto igual a 0,21 e 0,57 kWh/m³ para o horizonte de estudo - 2010 a 2030, respectivamente. Considerando-se perdas no sistema de abastecimento iguais a 27,5%, obteve-se intensidade energética total para o sistema público de água e esgoto igual a 0,83 kWh/m³.

A intensidade energética dos sistemas alternativos de abastecimento oscilou consideravelmente em função da demanda diária de água pluvial ou cinza - entre 0,19 e 0,52 kWh/m³ para volumes iguais a 600 e 100 L/dia, respectivamente. Assim, demonstrou-se que a demanda de água não-potável apresenta grande influência sobre a intensidade energética dos sistemas de aproveitamento de água pluvial e cinza, pois quanto maior a demanda de água menor é a intensidade energética do sistema de desinfecção ultravioleta e do sistema de bombeamento. Esta relação é decorrente da energia gasta independentemente do volume de água consumido para o acionamento de lâmpadas ultravioletas no sistema de desinfecção e para a partida e o modo *standby* de motobombas.

Através do levantamento de usos finais de água com *data logger*, determinou-se a demanda potencial de água não-potável, bem

como o consumo de água total em dez habitações de interesse social localizadas em Florianópolis. Verificou-se que equipamentos economizadores tem potencial para minimizar em média 15% do consumo de água e da produção de esgoto; enquanto água cinza pode atender 24% e 58% dos serviços de água e esgoto, respectivamente. Água pluvial apresentou potencial de abastecimento da demanda média de água igual a 43%. No estudo considerou-se estratégias combinando o uso de sistemas públicos e o uso de equipamentos economizadores, água cinza e água pluvial. A maior economia de água (53%) foi atingida através do uso concomitante das três medidas anteriormente citadas; e a maior redução de esgoto (74%), combinando-se equipamentos economizadores e o tratamento de água cinza.

A intensidade energética das estratégias analisadas variou consideravelmente. A maior intensidade energética média estimada foi para a estratégia que considera o uso de água pluvial sem outra medida para redução do consumo de água da rede pública - 0,86 kWh/m³ -; a menor, foi para o uso de equipamentos economizadores combinado com água cinza - 0,41 kWh/m³. Observou-se que quanto maior a redução de efluentes destinados à rede pública de esgoto por uma estratégia, menor é sua intensidade energética. Por outro lado, a economia de água potável não proporcionou redução significativa da intensidade energética das estratégias em relação aos sistemas públicos. Por exemplo, o uso de água pluvial proporcionou aumento de 4% da demanda energética para o atendimento dos serviços de água e esgoto, ampliando impactos ambientais associados ao consumo de energia.

A maior redução do consumo energético foi associada a minimização de efluentes destinados à rede pública de esgoto através do uso de equipamento economizadores e o tratamento de água cinza *in loco*. Através do uso destas duas tecnologias combinadas, alcançou-se redução de 48% (3,9 GWh/ano) do consumo energético no horizonte de vinte anos para todo setor hídrico em Florianópolis.

Sob a perspectiva energética, neste trabalho demonstrou-se que a sustentabilidade dos serviços de água e esgoto está prioritariamente relacionada à redução de efluentes para o sistema público de coleta e tratamento de esgoto. Com a ampliação da cobertura dos sistemas públicos de esgoto, o consumo de energia do setor hídrico aumentará devido ao aumento do volume de esgoto coletado e tratado. Além disso, a fim de atender legislações ambientais que regulamentam o lançamento de efluentes, novas estações de tratamento de esgoto tendem a adotar tecnologias aeróbias com elevada taxa de remoção de nitrogênio (exemplo: lodo ativado com aeração prolongada), as quais apresentam

elevada intensidade energética. Para se mitigar os impactos referentes ao aumento do consumo energético no setor hídrico em Florianópolis, estratégias que incorporem medidas para minimização de efluentes em habitações de interesse social devem ser adotadas.

A sustentabilidade energética dos serviços de água e esgoto para habitações de interesse social em Florianópolis é função da redução de efluentes. Esta redução pode ser alcançada através do uso de equipamentos economizadores e do tratamento de água cinza *in loco*. O resultado deste trabalho pode ser utilizado para a construção de habitações de interesse social mais sustentáveis tanto na escala da edificação, quanto na escala urbana para a cidade de Florianópolis.

5.1 *Limitações do trabalho*

O presente trabalho limitou-se à avaliação da energia elétrica consumida diretamente para o abastecimento de água e a coleta e o tratamento de esgoto – operação dos sistemas. Dentre as principais limitações identificadas, destacam-se:

- Considerar somente a energia diretamente gasta para a produção de água e esgoto tratados. Os demais insumos são desconsiderados, como: energia embutida nos componentes dos sistemas, na manutenção dos sistemas, nos produtos químicos, no transporte de componentes e funcionários, dentre outros gastos energéticos;
- Desconsiderar que as populações de interesse social podem estar concentradas em áreas que possuem sistemas públicos de água e esgoto com consumo energético diferente da média da cidade de Florianópolis. As características dos sistemas de água e esgoto podem variar em cada bairro devido à utilização de diferentes tecnologias, equipamentos, insumos, geometria, operação e eficiência de tratamento;
- Considerar a adoção instantânea das medidas estudadas para toda população de interesse social durante a horizonte de estudo;
- Desconsiderar o uso de sistemas de aproveitamento de água cinza e pluvial que não demandam energia, operando por gravidade;

- Considerar os dados de intensidade energética dos sistemas públicos de água e esgoto trazidos pelo SNIS apesar da grande incerteza dessas informações;
- Desconsiderar a variação da demanda de água com o tempo;
- Desconsiderar o aumento da intensidade energética com o crescimento da população e o consequente afastamento das fontes de água.

5.2 *Sugestões para trabalhos futuros*

Ao final deste trabalho, sugere-se a elaboração dos estudos elencados abaixo:

- Determinação da absorvância de radiação ultravioleta em fontes alternativas de água (água cinza e pluvial);
- Determinação do balanço hídrico em sistemas de tratamento por *wetland* construído: ganhos por precipitação e perdas por evapotranspiração;
- Análise do ciclo de vida de sistemas de bombeamento de água para o abastecimento de água em escala residencial: uso de sistemas convencionais e sistemas alternativos;
- Análise do ciclo de vida de sistemas de bombeamento a partir de células fotovoltaicas: benefícios e limitações ambientais;
- Potencial de economia de água em habitações de interesse social através da instalação de bacias sanitárias de acionamento duplo: estudo experimental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10.844 - Instalações prediais de águas pluviais**. Rio de Janeiro, 1989.

ABNT– Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13.969 - Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

ABNT– Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 5.626 - Instalação predial de água fria**. Rio de Janeiro, 1998.

ABNT– Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 15.527 - Água de chuva - Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não-potáveis - Requisitos**. Rio de Janeiro, 2007.

ALADENOLA, O. O.; ADEBOYE, O. B. Assessing the Potential for Rainwater Harvesting. **Water Resources Management**, v. 24, n. 10, p. 2129-2137, Springer, 2010.

ANA; FIESP; SINDUSCONSP. **Manual de Conservação e Reuso da água em Edificações**. Agência Nacional de Águas (ANA), Federação das Indústrias do Estado de São Paulo (FIESP), Sindicato da Construção do Estado de São Paulo (SINDUSCONSP), 152 p., São Paulo, 2005.

ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica. **Manual do Programa de Eficiência Energética** - 2008. SPE – Superintendência de Pesquisa e Desenvolvimento e Eficiência Energética, Brasília, DF, 2008.

ANGELAKIS, A. N.; BONToux, L. Wastewater reclamation and reuse in European countries. **Water Policy**, v. 3, n.1, p. 47-59, Elsevier, 2001.

ANGLANI, N.; BASSI, E.; BENZI, F.; FROSINI, L.; TRAINO, T. Energy smart meters integration in favor of the end user. IEEE (Institute of Electrical and Electronics Engineer) - International Conference on Smart Measurements of Future Grids SMFG Proceedings. **Anis...** Bologna (Itália), 2011.

ARBUES, F.; GARCÍA-VALIÑAS, M. A.; MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, R. Estimation of residential water demand: a state-of-the-art review. **Journal of Socio-Economics**, v. 32, n. 1, p. 81-102, North-holland, 2003.

ARPKE, A.; HUTZLER, N. Domestic water use in the United States: a life-cycle approach. **Journal of Industrial Ecology**, v. 10, n. 1-2, p. 169-184., Wiley, 2006.

BARRETO, D. Perfil do consumo residencial e usos finais da água. **Ambiente Construído**, v. 8, n. 2, p. 23-40, Antac, Porto Alegre, 2008.

BARRETO, D.; MEDEIROS, O. Caracterização da vazão e frequência de uso de aparelhos sanitários. **Ambiente Construído**, v. 8, n. 4, p. 137-149, Antac, 2008.

BARRY, J. A. **WATERGY: Energy and Water Efficiency in Municipal Water Supply and Wastewater Treatment, Cost-effective savings of water and energy.** The Alliance to Save Energy, Watergy, 2007.

BEAL, C.; GARDNER, T.; SHARMA, A.; BARTON, R; CHONG, M.A. **Desktop Analysis of Potable Water Savings from Internally Plumbed Rainwater Tanks in South East Qld.** Urban Water Security Research Alliance Technical Report No. 26, ISSN 1836-5566 (Online), Austrália, 2011.

BONTON, A.; BOUCHARD, C.; BARBEAU, B.; JEDRZEJAK, S. Comparative life cycle assessment of water treatment plants. **Desalination**, v. 284, n. 1, p. 42-54, Elsevier, 2012.

BRASIL. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico - PROSAB. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários.** Rio de Janeiro, ABES, 2006.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Habitação, Gabinete da Secretaria. **Programa Minha Casa, Minha Vida (PMCMV).** Medida Provisória nº 514, de 2010, Destaques, Brasília, DF, 2011a.

BRASIL . Ministério das Cidades. **Relatório** – Programa de Aceleração do Crescimento – PAC 2. Governo Federal. Brasília, 2011b. Disponível em: <http://www.brasil.gov.br/pac/pac-2>. Acesso em: maio de 2012.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria Nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html. Acesso em: outubro de 2012.

BRUGGEN, B. V. der; BORGHGRAEF, K.; VINCKIER, C. Causes of Water Supply Problems in Urbanised Regions in Developing Countries. **Water Resources Management**, v. 24, n. 9, p. 1885-1902. Springer, 2010.

BUTLER, D.; MAKSIMOVIC, C. Urban water management - challenges for the third millennium. **Progress in Environmental Science**, v. 1, n. 3, p. 213-236, Arnold, 1999.

CARRAGHER, B. J.; STEWART, R. A.; BEAL, C. D. Quantifying the influence of residential water appliance efficiency on average day diurnal demand patterns at an end use level: A precursor to optimised water service infrastructure planning. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 62, n. 1, p. 81-90, Elsevier, 2012.

CHENG, C.-L. Study of the inter-relationship between water use and energy conservation for a building. **Energy and buildings**, v. 34, n. 3, p. 261-266. Elsevier, 2002.

CHICK, H. An investigation of the laws of disinfection. **Journal of Hygiene**, v. 8, n. 1, p. 92-158, Cambridge Journals, 1908.

CHIU, Y.-R.; LIAW, C.-H.; CHEN, L.-C. Optimizing rainwater harvesting systems as an innovative approach to saving energy in hilly communities. **Renewable Energy**, v. 34, n. 3, p. 492-498, Elsevier, 2009.

- CLARKE, A.; GRANT, N.; TORNTON, J. **Quantifying the Energy and Carbon Effects of Water Saving**. Energy Saving Trust, Environment Agency UK, Reino Unido, 2009.
- COHEN, R.; NELSON, B; WOLFF, G. **Energy down the drain - the hidden costs of California's Water Supply**. Natural Resource Defence Council, Nova York, EUA: 88p, 2004.
- COHIM, E.; GARCIA, A.; KIPERSTOK, A. Captação e Utilização de Água Pluvial em Residências para População de Baixa Renda em Áreas Urbanas. In: IX Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. **Anais...** Salvador, Bahia, 2008.
- CORRAL-VERDUGO, V.; BECHTEL, R. Environmental beliefs and water conservation: An empirical study. **Journal of Environmental Psychology**, v. 23, p. 247-257, 2003.
- CST – Council for Science and Technology. **Improving innovation in the water industry** : 21st century challenges and opportunities. Council for Science and Technology, Londres, Reino Unido, 2009.
- DARBY, S. Smart metering: what potential for householder engagement?. **Building Research Information**, v. 38, n. 5, p. 442-457, Routledge, 2010.
- DIXON, A.; BUTLER, D.; FEWKES, A. Water saving potential of domestic water reuse systems using greywater and rainwater in combination. **Water Science & Technology**, v. 39, n. 5, p. 25–32. 1999.
- DOE – Departamento de Energia dos Estados Unidos. **Energy Demands on Water Resources - Report to Congress on The Interdependency of Energy and Water**. Departamento de Energia dos Estados Unidos, Power, Estados Unidos, 2006.
- DOMÈNECH, L.; SAURÍ, D. A comparative appraisal of the use of rainwater harvesting in single and multi-family buildings of the Metropolitan Area of Barcelona (Spain): social experience, drinking water savings and economic costs. **Journal of Cleaner Production**, v. 19, n. 6-7, p. 598-608, Elsevier, 2011.

- EICHELBERGER, L. P. Living in utility scarcity: energy and water insecurity in Northwest Alaska. **American journal of public health**, v. 100, n. 6, p. 1010-1018, 2010.
- EPE – Empresa de Pesquisa Energética. **Balço Energético Nacional 2011**: ano base 2010. Empresa de Pesquisa Energética. - Rio de Janeiro: EPE, 2011.
- ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**, v. 4, n. 1, p. 85-104., Elsevier, 2002.
- EROKSUZ, E.; RAHMAN, A. Rainwater tanks in multi-unit buildings: A case study for three Australian cities. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, n. 12, p. 1449-1452, doi:10.1016/j.resconrec.2010.06.010, 2010.
- FIDAR, A.; MEMON, F. A.; BUTLER, D. Environmental implications of water efficient microcomponents in residential buildings. **Science of the total environment**, v. 408, n. 23, p. 5828-5835, Elsevier, 2010.
- FRIEDLER, E.; GILBOA, Y. Performance of UV disinfection and the microbial quality of greywater effluent along a reuse system for toilet flushing. **Science of the total environment**, v. 408, n. 9, p. 2109-2126, Elsevier, 2010.
- FRIEDLER, E.; LAHAV, O. Centralised urban wastewater reuse: what is the public attitude? **Water Science and Technology**, v. 54, n. 6-7, p. 423-430, IWA Publishing, 2006.
- FRIEDLER, E.; YARDENI, A.; GILBOA, Y.; ALFIYA, Y. Disinfection of greywater effluent and regrowth potential of selected bacteria. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 5, p. 931-940, IWA Publishing, 2011.
- FRIEDRICH, E; PILLAY, S; BUCKLEY, C.A. The use of LCA in the water industry and the case for an environmental performance indicator. **Water S.A.**, v. 33, n. 4, p. 443-452, ISSN (Online): 1816-7950, 2007.

GILBOA, Y.; FRIEDLER, E. UV disinfection of RBC-treated light greywater effluent: kinetics, survival and regrowth of selected microorganisms. **Water research**, v. 42, n.4-5, p. 1043-1050, Elsevier, 2008.

GHISI, E. Potential for potable water savings by using rainwater in the residential sector of Brazil. **Building and Environment**, v. 41, n. 11, p. 1544-1550, Elsevier, 2006.

GHISI, E. Parameters Influencing the Sizing of Rainwater Tanks for Use in Houses. **Water Resources Management**, v. 24, n. 10, p. 2381-2403, Springer, 2010.

GHISI, E.; CARDOSO, K. A.; RUPP, R. F. Short-term versus long-term rainfall time series in the assessment of potable water savings by using rainwater in houses. **Journal of Environmental Management**, v. 100, 15 June 2012, p. 109-19, Elsevier, 2012.

GHISI, E.; CORDOVA, M.M.; ROCHA, V. L. **Netuno 3.0. Programa computacional**. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Civil. Disponível em: <http://www.labee.ufsc.br/>. 2011. Acesso em: janeiro 2011.

GHISI, E.; FERREIRA, D. F. Potential for potable water savings by using rainwater and greywater in a multi-storey residential building in southern Brazil. **Building and Environment**, v. 42, n. 7, p. 2512-2522, Elsevier, 2007.

GHISI, E.; MONTIBELLER, A.; SCHMIDT, R. W. Potential for potable water savings by using rainwater: An analysis over 62 cities in southern Brazil. **Building and Environment**, v. 41, n. 2, p. 204-210, 2006.

GHISI, E.; OLIVEIRA, S. M. de. Potential for potable water savings by combining the use of rainwater and greywater in houses in southern Brazil. **Building and Environment**, v. 42, n. 4, p. 1731-1742, Elsevier, 2007.

GIURCO, D.P.; CARRARD, N.; MCFALLAN, S.; NALBANTOGLU, M.; INMAN, M.; THORNTON, N.; WHITE, S. **Residential end-use measurement Guidebook**: a guide to study design, sampling and technology. Prepared by the Institute for Sustainable Futures, UTS and CSIRO for the Smart Water Fund, Victoria, Austrália, 2008.

GIURCO, D. P.; WHITE, S. B.; STEWART, R. A. Smart Metering and Water End-Use Data: Conservation Benefits and Privacy Risks. **Water**, v. 2, n. 3, p. 461-467, ISSN 20734441. 2010.

GLASSMAN, D.; WUCKER, M.; ISAACMAN, T.; CHAMPILOU, C. **The Water-Energy Nexus - Adding Water to the Energy Agenda**. World Policy Paper. Nova York, EUA, 2011.

GLEICK, P. H. Water and energy. **Annual Review of Energy and the Environment**, v. 19, n. 1, p.267-299, 1994.

GOBER, P. Desert urbanization and the challenges of water sustainability. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 2, n. 3, p. 144-150, Elsevier, 2010.

GONÇALVES, O. M. **Manual de Conservação de Água**. Programa de Conservação de Águas, Gênese Takaoka, 107 p., São Paulo, 2007.

GONÇALVES, R.F.; HAANDEL, A.V.; FILHO, C.B.; SPERLING, M.V.; MELO, G.N.S.; LUCA, S.J.; KATO, M.T; AISSE, M.M.; LAPOLLI, F.R.; BASTOS, R.K.X.; PIVELI, R.P. **Desinfecção de efluentes sanitários**. Projeto PROSAB, 435 p., Rio de Janeiro, ABES, 2003.

HALL, M.; WEST, J.; LANE, J.; DE HAAS, D.; SHERMAN, B. **Energy and Greenhouse Gas Emissions for the SEQ Water Strategy**. Urban Water Security Research Alliance Technical Report No. 14., ISSN 1836-5566 (Online), ISSN 1836-5558 (Impresso), 2009.

HALLSTRÖM, J. **Constructing a Pipe-Bound City: a history of water supply, sewerage, and excreta removal in Norrköping and Linköping, Sweden, 1860e1910**. Tese de doutorado. Department of Water and Environmental Studies, Linköping University, Suécia, 2002.

- HEADLEY, T.R.; DAVISON, L.; HUETT, D.O.; MÜLLET, R. Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in sub-tropical Australia. **Water research**, v. 46, n. 2, p. 345-354, Elsevier, 2012.
- HEINRICH, M. Water End-use and Efficiency Project (WEEP) – A Case Study. SB07 NZ Conference: Transforming our Built Environment. **Anais...** p.14-16. Auckland, BRANZ, ISSN: 1178-4946, Nova Zelândia, 2007.
- HELD, R. B.; ZHANG, Q.; MIHELICIC, J. R. Quantification of human and embodied energy of improved water provided by source and household interventions. **Journal of Cleaner Production**, In Press, Corrected Proof, 24 January 2012, p 1-10, Elsevier, 2012.
- HERATH, I.; DEURER, M.; HORNE, D.; SINGH, R.; CLOTHIER, B. The water footprint of hydroelectricity: a methodological comparison from a case study in New Zealand. **Journal of Cleaner Production**, v. 19, n. 14, p. 1582-1589, Elsevier, 2011.
- HOFFMANN, H.; PLATZER, C. **Constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment in developing countries**. Ecosan - Sustainable sanitation and ecosan program of Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Alemanha, 2010.
- HORVATH, A.; STOKES, J. **Life-cycle Energy Assessment of Alternative Water Supply Systems in California**. University of California, Berkeley Department of Civil and Environmental Engineering, California Energy Commission, Berkeley, EUA, 2011.
- HUBACEK, K.; GUAN, D.; BARRETT, J.; WIEDMANN, T. Environmental implications of urbanization and lifestyle change in China: ecological and water footprints. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, n. 14, p. 1241-1248, Elsevier, 2009.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa de Orçamentos Familiares (POF): 2008-2009**. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, ISBN 978-85-240-4133-5, Rio de Janeiro, 2010.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo 2010**. IBGE cidades, 2010b. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/painel/painel.php?codmun=420540#>. Acesso em: 19 de outubro de 2012.

IEEE – Institute of Electrical and Electronics Engineer. The Coming Clash Between Water and Energy. **IEEE Spectrum**, v. 47, n. 6, p. 22-23, 2010.

INMAN, D.; JEFFREY, P. A review of residential water conservation tool performance and influences on implementation effectiveness. **Urban Water Journal**, v. 3, n. 3, p. 127-143, Taylor & Francis, 2006.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados de precipitação para cidade de Florianópolis**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acesso em: janeiro de 2012.

INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia. **Programa Brasileiro de Etiquetagem** - Tabela de Consumo de Energia Elétrica - Chuveiros Elétricos. Brasília, 2011.

INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia. **Programa Brasileiro de Etiquetagem** - Tabela de Consumo de Energia Elétrica - Motobombas. Brasília, 2012. Disponível em: <http://www.inmetro.gov.br/consumidor/pbe/motobomba.pdf>. Acesso em: 30 setembro de 2012.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate change 2007: mitigation of climate change**. In: Metz B, Davidson O, Bosch P, Dave R, Meyer L (eds), Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, Nova York, EUA, 2007.

JONES, N.; EVANGELINOS, K.; GAGANIS, P.; POLYZOU, E. Citizens' Perceptions on Water Conservation Policies and the Role of Social Capital. **Water Resources Management**, v. 25, n. 2, p. 509-522, Elsevier, 2010.

JURY, W. A.; VAUX, H. The role of science in solving the world's emerging water problems. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 102, n. 44, p. 15715-15720, 2005.

KAHRL, F; ROLAND-HOLST, D. **China 's Water-Energy Nexus**: 2007. Research Paper – Center for Energy, Resource, and Economic Sustainability. Department of Agricultural and Resource Economics, University of California, Berkeley, EUA, 2007.

KALBUSCH, A. **Método para avaliação do impacto ambiental da substituição de equipamentos convencionais por equipamentos economizadores de água a partir da avaliação do ciclo de vida**. Tese de doutorado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, 2011.

KALBUSCH, A.; GHISI, E. Comparison of energy consumption in the life cycle of two types of taps. In: 7th Conference on sustainable development of energy, water and environment systems, UNESCO. **Anais...** Ohrid, Macedônia, 2012.

KENWAY, S. J.; PRIESTLEY, A.; COOK, S.; SEO, S.; INMAN, M.; GREGORY, A.; HALL, M. **Energy use in the provision and consumption of urban water in Australia and New Zealand**, **CSIRO: Water for a Healthy Country**. National Research Flagship, Sydney, Austrália, 2008.

KHAN, N.; ABAS, N. Comparative study of energy saving light sources. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 1, p. 296-309, Elsevier, 2011.

KIM, H.; HAN, M.; LEE, J. Y. The application of an analytical probabilistic model for estimating the rainfall – runoff reductions achieved using a rainwater harvesting system. **Science of the Total Environment**, v. 424, 1 May 2012, p. 213-218, Elsevier, 2012.

KIM, R.-H.; LEE, S.; KIM, J.-O. Application of a metal membrane for rainwater utilization: filtration characteristics and membrane fouling. **Desalination**, v. 177, n. 1-3, p. 121-132, Elsevier, 2005.

KNOERZER, K.; JULIANO, P.; VERSTEEG, C. **Innovative food processing technologies**: advances in multiphysics simulation. Ed. 1, p. 448, ISBN: 978-0-8138-1754-5, Wiley-blackwell, 2011.

LEE, M.; TANSEL, B. Life cycle based analysis of demands and emissions for residential water-using appliances. **Journal of Environmental Management**, v., 101, 30 June 2012, p. 75-81, Elsevier, 2012.

LI, F.; WICHMANN, K.; OTTERPOHL, R. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. **The Science of the total environment**, v. 407, n. 11, p. 3229-3449, Elsevier, 2009.

LIANG, S.; ZHANG, T. Interactions of energy technology development and new energy exploitation with water technology development in China. **Energy**, v. 36, n. 12, p. 6960-6966, Elsevier, 2011.

LIU, S.; BUTLER, D.; MEMON, F. A.; MAKROPOULOS, C.; AVERY, L.; JEFFERSON, B. Impacts of residence time during storage on potential of water saving for grey water recycling system. **Water Research**, v. 44, n. 1, p. 267-277, Elsevier, 2010.

LOFMAN, D.; PETERSEN, M.; BOWER, A. Water, Energy and Environment Nexus : The California experience. **International Journal of Water Resources Development**, v. 18, n. 1, p. 73-85. 2002.

LUNDIN, M.; MORRISON, G. M. A life cycle assessment based procedure for development of environmental sustainability indicators for urban water systems. **Urban Water**, v. 4, n. 2, p. 145-152, Elsevier, 2002.

MACLEOD, S. P.; FILION, Y. R. Issues and Implications of Carbon-Abatement Discounting and Pricing for Drinking Water System Design in Canada. **WaterResources Management**, v. 26, n. 1, p. 43-61, Springer, 2011.

- MAGRI, M. E.; FENELON, F. R.; RABELO, L. ROSSETO, T. S.; PHILLIPI, L. S. Reúso de águas cinzas tratadas em descarga de vaso sanitário e rega de jardim. In: XIII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária E Ambiental. **Anais...** Belém, Brasil, 2008.
- MALIK, R. P. S. Water–energy Nexus in resource-poor economies : The Indian experience. **International Journal of Water Resources Development**, v. 18, n. 1, p. 47-58, Taylor & Francis, 2002.
- MARCH, J. G.; GUAL, M.; OROZCO, F. Experiences on greywater re-use for toilet flushing in a hotel (Mallorca Island, Spain). **Desalination**, v. 164, n. 3, p. 241-247, Elsevier, 2004.
- MARINOSKI, A. K. **Método para avaliação de viabilidade ambiental e econômica de sistemas de aproveitamento de água pluvial.** Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, 2010.
- MARINOSKI, A. K.; GHISI, E. Aproveitamento de água pluvial para usos não-potáveis em instituição de ensino: estudo de caso em Florianópolis - SC. **Ambiente Construído**. V. 8, n. 2, p. 67-84, Antac, 2008.
- MAYER, P.; DEOREO, W. B. **Residential end uses of water.** AWWA Research Foundation, American Water Works Association, Denver, EUA, 1999.
- MCGINNIS, R.; ELIMELECH, M. Energy requirements of ammonia-carbon dioxide forward osmosis desalination. **Desalination**. V.207, n. 1-3, p. 370-382, Elsevier, 2007.
- MCCMAHON, J. E.; WHITEHEAD, C. D.; BIERMAYER, P. **Saving Water Saves Energy.** Lawrence Berkeley National Laboratory, University of California, Berkeley, EUA, 2006.
- MEAD, N.; ARAVINTHAN, V. Investigation of household water consumption using smart metering system. **Desalination and Water Treatment**, v. 11, n. 1-3, p. 115-123, doi:10.5004/dwt.2009.850, Balaban Publishers, 2009.

- MILLER, S. M.; FUGATE, E. J.; CRAVER, V. O.; SMITH, J. A.; ZIMMERMAN, J. B. Toward understanding the efficacy and mechanism of *Opuntia ssp.* as a natural coagulant for potential application in water treatment. **Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 12, p. 4274-4279, ACS Publications, 2008.
- MITCHELL, V. G. Applying Integrated Urban Water Management Concepts: A Review of Australia Experience. **Journal of Environmental Management**, v. 37, n. 5, p. 589-605, Springer, 2006.
- MME – Ministério de Minas e Energia. **Plano Nacional de Eficiência Energética: Premissas e Diretrizes Básicas**. Ministério de Minas e Energia, Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Energético, Departamento de Desenvolvimento Energético, Brasília, DF, 2011.
- MORUZZI, R. B.; OLIVEIRA, S. C. de; CARVALHO, G. Volume do reservatório de aproveitamento de água pluvial baseado no conceito do balanço de vazões para uma residência unifamiliar. **Publ.UEPG Ci. Exatas Terra, Ci. Agr. Eng.**, v. 14, n. 3, p. 217-227, 2008.
- MURAD, A. A.; NUAIMI, H.; HAMMADI, M. Comprehensive Assessment of Water Resources in the United Arab Emirates (UAE). **Water Resources Management**, v. 21, n. 9, p. 1449-1463, Springer, 2006.
- MUTHUKUMARAN, S.; BASKARAN, K.; SEXTON, N. Quantification of potable water savings by residential water conservation and reuse – A case study. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 11, p. 945-952, Elsevier, 2011.
- NARUKAWA, Y.; ICHIKAWA, M.; SANGA, D.; SANO, M.; MUKAI, T. White light emitting diodes with super-high luminous efficacy. **Journal of physics D: Applied physics**, v. 43, n. 35, p. 1-6, IOP Science, 2010.
- NIYONZIMA, S.; AWUAH, E., ANAKWA, A. O. Grey water treatment using constructed *wetlands* in Ghana. In: 2nd Scientific Meeting of Switch Managing Water for the City of the Future. **Anais...** Tel Aviv, Israel, 2007.

NOLDE, E. Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings — over ten years experience in Berlin. **UrbanWater**, v. 1, n. 4, p. 275-284, Elsevier, 1999.

OLIVEIRA, J. I. de; FILHO, M. L. Consumo per Capita de Água na Cidade de Natal segundo a Estratificação Socioeconômica. In: Seminário Hispano-Brasileiro sobre Sistemas de Abastecimento Urbano de Água. **Anais...** João Pessoa, Brasil, 2004.

OLIVEIRA, L. H. DE; ILHA, M. S. DE O.; GONÇALVES, O. M.; YWASHIMA, L.; REIS, R. P. A. **Tecnologias para construção habitacional mais sustentável: Levantamento do Estado da Arte - água.** FINEP – Financiadora de Estudos e Pesquisas, Ministério de Ciência e Tecnologia, São Paulo, 2007.

OLSSON, G. Water and Energy Nexus. **Science**. New York: Encyclopedia of Sustainability Science and Technology, Springer Verlag, 2011.

PARKES, C.; KERSHAW, H.; HART, J.; SIBILLE, R.; GRANT, Z. **Energy and Carbon Implications of Rainwater Harvesting and Greywater Recycling.** Final Report, Science Project Number: SC090018, Environment Agency UK, Bristol, Inglaterra, 2010.

PAULO, P. L.; AZEVEDO, C.; BEGOSSO, L.; GALBIATI, A. F.; BONCZ, M. A. Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecological Engineering**, In Press, Corrected Proof, 1 May 2012, p 1-6, Elsevier, 2012.

PETERS, M. R.; SEZERINO, P. H.; MELO, K. M. DE S.; PHILIPPI, L. S. IV-046–Potencialidade de Reúso Residencial Utilizando Fontes Alternativas de Água. In: VIII Simpósio Ítalo-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**, Fortaleza, 2006.

PLAPPALLY, A.K.; LIENHARD V, J.H. Energy requirements for water production, treatment, end use, reclamation, and disposal. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 7, p. 4818-4848, Elsevier, 2012.

PMF – Prefeitura Municipal de Florianópolis. **Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico – FLORIANÓPOLIS**. MPB Engenharia, Secretaria de Habitação e Saneamento Ambiental – SMHSA, Prefeitura Municipal de Florianópolis - PMF, p. 300, Florianópolis, 2010.

PMF - Prefeitura Municipal de Florianópolis. **Plano Municipal de Habitação de Interesse Social: Produto 08**. Secretaria Municipal de Habitação e Saneamento Ambiental (SMHSA), Florianópolis, SC, jun. 2011. Disponível em: <http://www.pmf.sc.gov.br/entidades/habitacao/?cms=plano+de+habitacao+de+interesse+social>. Acesso em: outubro de 2012.

PROENÇA, L. C.; GHISI, E. Estimativa de usos finais de água em quatro edifícios de escritórios localizados em Florianópolis. **Ambiente Construído**, v. 9, n. 3, p. 95-108, Antac, 2009.

PROENÇA, L. C.; GHISI, E.; TAVARES, D. DA F.; COELHO, G. M. Potential for electricity savings by reducing potable water consumption in a city scale. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 11, p. 960-965. Elsevier, 2011.

QI, C.; CHANG, N.-B. Integrated carbon footprint and cost evaluation of a drinking water infrastructure system for screening expansion alternatives. **Journal of Cleaner Production**, v. 27, 1 May 2012, p. 51-63, Elsevier, 2012.

RETAMAL, M.; GLASSMIRE, J.; ABEYSURIYA, K.; TURNER, A.; WHITE, S. **The Water-Energy Nexus: Investigation into the Energy Implications of Household Rainwater System**. Prepared for CSIRO, Institute for Sustainable Futures, University of Technology, Sydney, Austrália, 2009.

RIHON, A. C.; LASSAUX, S.; GERMAIN, A. Application of the LCA methodology to water management from the pumping station to the wastewater treatment plant. In: 10th Studies Symposium. **Anais...** Barcelona, Espanha, 2002.

ROCA. **Catálogo de produtos:** W+W / Washbasin + Watercloset.

Disponível em:

<http://www.br.roca.com/wps/wcm/connect/roca_br/pt_br/our-products/ww>. Acesso em: abril de 2012.

ROCHA, V. L. **Validação do Algoritmo do Programa Netuno para Avaliação do Potencial de Economia de Água Potável e Dimensionamento de Reservatórios de Sistemas de Aproveitamento de Água Pluvial em Edificações.** Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, 2009.

ROTHAUSEN, S.; CONWAY, D. Greenhouse-gas emissions from energy use in the water sector. **Nature Climate Change**, 26 June 2011, p. 1-10, Nature, 2011.

ROUSSEAU, D. P. L.; LESAGE, E.; VANROLLEGHEM, P. A.; PAUM, de N. Constructed *wetlands* for water reclamation. **Desalination**, v.218, n. 1-3, p. 181-189, Elsevier, 2008.

RYGAARD, M.; BINNING, P. J.; ALBRECHTSEN, H.-J. Increasing urban water self-sufficiency: new era, new challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 1, p. 185-194, Elsevier, 2011.

SABESP – Companhia de Saneamento Básico de São Paulo.

Equipamentos Economizadores. Disponível em:

<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=145>>.

Acesso em: maio de 2012.

SCHRAMM, E.; FELMEDEN, J. **Towards more resilient Water Infrastructures.** In: Resilient Cities 2 - Local Sustainability 2. Springer Science+Business Media B.V, Frankfurt, Alemanha, 2012.

SCOTT, C. A.; PIERCE, S. A.; PASQUALETTI, M. J.; JONES, A. L.; MONTZ, B. E.; HOOVER, J. H. Policy and institutional dimensions of the water–energy nexus. **Energy Policy**, v. 39, n. 10, p. 6622-6630, Elsevier, 2011.

SECOVI - Sindicato das empresas de compra, venda, locação e administração de imóveis residenciais e comerciais de São Paulo. **Manual do Uso Racional da Água**. Secovi, p. 25, São Paulo, 2005.

SIDDIQI, A.; ANADON, L. D. The water–energy nexus in Middle East and North Africa. **Energy Policy**, v. 39, n. 8, p. 4529-4540, Elsevier, 2011.

SNICER, G. A. **Pilot scale evaluation of ultraviolet technology in drinking water treatment**. Ed. 1, 332 p., University of New Hampshire, EUA, 1997.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto** - 2004. Ministério das Cidades, Brasília: Ministério das Cidades – SNSA, 2006.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto** - 2005. Ministério das Cidades, Brasília: Ministério das Cidades – SNSA, 2007.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto** - 2006. Ministério das Cidades, Brasília: Ministério das Cidades – SNSA, 2008.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto** - 2007. Ministério das Cidades, Brasília: Ministério das Cidades – SNSA, 2009.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto** - 2008. Ministério das Cidades, Brasília: Ministério das Cidades – SNSA, 2010.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto** - 2009. Ministério das Cidades, Brasília: Ministério das Cidades – SNSA, 2011.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto** - 2010. Ministério das Cidades, Brasília: Ministério das Cidades – SNSA, 2012.

SOVACOOOL, B. K.; SOVACOOOL, K. E. Identifying future electricity–water tradeoffs in the United States. **Energy Policy**, v. 37, n. 7, p. 2763-2773, Elsevier, 2009.

SPERLING, M. VON; SANTOS, A. S. P.; MELO, M. C. DE; LIBÂNIO, M. I-004-Investigação de fatores de influência no consumo per capita de água em estados brasileiros e em cidades de Minas Gerais. VI Simpósio Ítalo-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. **Anais...** Vitória, 2001.

STILLWELL, A.S.; KING, C.W.; WEBBER, M.E.; DUNCAN, I.J.; HARDBERGER, A. **Energy–Water Nexus in Texas**. The University of Texas at Austin and the Environmental Defence Fund, 2009. Disponível em: http://www.edf.org/documents/9479_Energy-WaterNexusinTexasApr2009.pdf. Acessado em maio de 2012.

TARANTINI, M.; FERRI, F. LCA of drinking and wastewater treatment systems of Bologna City: Final results. In: 4th IRCEW - Inter-regional Conference on Environmental Water. **Anais...** Fortaleza, Brasil, 2001.

TESCHNER, N.; MCDONALD, A.; FOXON, T. J.; PAAVOLA, J. Integrated transitions toward sustainability: The case of water and energy policies in Israel. **Technological Forecasting and Social Change**, v. 79, n. 3, p. 457-468. Elsevier, 2012.

THACKRAY, J. E.; COCKER, V.; ARCHIBALD, G. Discussion: the Malvern and Mansfield Studies of Domestic Water Usage. **ICE Proceedings**, v. 64, n. 3, p. 483-502, doi:10.1680/icep.1978.2681, 1978.

TOMAZ, P. **Economia de Água para Empresas e Residências** – Um Estudo Atualizado sobre o Uso Racional da Água. Navegar Editora, São Paulo, 2001.

TURNER, A; WHITE, S. Does demand management work over the long term? What are the critical success factors? In: Water in The Urban Environment - Conference, Sippy Downs. **Anais...** Queensland, Austrália, 2006.

USEPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.

Ultraviolet disinfection guidance manual for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule. Office of Water (4601), EPA 815-R-06-007, Washington, Estados Unidos, 2006.

USEPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. **EPA WaterSense.** Agência Ambiental dos Estados Unidos, 2010. Disponível em: <www.epa.gov/watersense>. Acesso em: maio de 2012.

VAES, G.; BERLAMONT, J. The effect of rainwater storage tanks on design storms. **UrbanWater**, v. 3, n. 4, p. 303-307, Elsevier, 2001.

VIMIEIRO, G. V.; PÁDUA, V. L. de. Emprego de Equipamentos Especiais na Economia de Água em Residências de Baixa Renda. In: 23^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Campo Grande, 2005.

VINCE, F.; AOUSTIN, E.; BRÉANT, P.; MARECHAL, F. LCA tool for the environmental evaluation of potable water production. **Desalination**, v. 220, n. 1-3, p. 37-56, Elsevier, 2008.

WAY, C.; MARTINSON, B.; HESLOP, S.; COOKE, R. Rainwater harvesting: environmentally beneficial for the UK? **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 10, n. 5, p. 776-782, 2010.

WILLIS, R.M.; STEWART, R.A.; PANUWATWANICH, K.; CAPATI, B.; GIURCO, D. Gold Coast Domestic Water End Use Study. **WATER**, v. 36, n. 6, p. 79-85, Australian Water Association, 2009.

WILLIS, R. M.; STEWART, R. A.; PANUWATWANICH, K.; JONES, S.; KYRIAKIDES, A. Alarming visual display monitors affecting shower end use water and energy conservation in Australian residential households. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, n. 12, p. 1117-1127, Elsevier, 2010.

WILLIS, R. M.; STEWART, R. A.; WILLIAMS, P. R.; HACKER, C. H.; EMMONDS, S. C.; CAPATI, G. Residential potable and recycled water end uses in a dual reticulated supply system. **Desalination**, v. 272, n. 1-3, p. 201-211, Elsevier, 2011a.

WILLIS, R.M.; STEWART, R.A.; GIURCO, D. P.; TALEBPOUR, M. R.; MOUSAVINEJAD, A. End use water consumption in households: impact of socio-demographic factors and efficient devices. **Journal of Cleaner Production**, p. 1-9, doi:10.1016/j.jclepro.2011.08.006, Elsevier, 2011b.

WINWARD, G. P.; AVERY, L. M.; FRAZER-WILLIAMS, R.; PIDOU, M.; JEFFREY, P.; STEPHENSON, T.; JEFFERSON, B. A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. **Ecological Engineering**, v. 32, n. 2, p. 187-197, Elsevier, 2008.

ZHOU, S. L.; MCMAHON, T. A.; WALTON, A.; LEWIS, J. Forecasting operational demand for an urban water supply zone. **Journal of Hydrology**, v. 259, n. 1-4, p. 189-202, Elsevier, 2002.

1000 Bulbs. Disponível em: www.1000bulbs.com. Acesso em: setembro de 2012.

APÊNDICES

APÊNDICE 1

DEDUÇÃO DA EQUAÇÃO PARA DETERMINAÇÃO DA POTÊNCIA INSTALADA DE LÂMPADAS EM REATORES DE DESINFECÇÃO ULTRAVIOLETA CILÍNDRICOS

A seguir serão apresentadas as equações utilizadas para a dedução da equação de determinação da potência de lâmpadas ultravioletas em reatores cilíndricos (Equação 3) descrita no método deste trabalho. A Equação 20 é demonstrada pela USEPA (2006) para o cálculo da intensidade da radiação em reatores ultravioletas cilíndricos.

$$I_{(r)} = \frac{P_L \times e^{-\alpha r}}{2\pi r} \quad (20)$$

Onde:

- $I_{(r)}$ é a potência emitida por unidade de comprimento de arco da superfície da(s) lâmpa(s) (mWatt/cm);
 P_L é a potência de radiação ultravioleta emitida por unidade de comprimento de arco da superfície da lâmpada (mWatt/cm);
 r é a distância radial entre o ponto de desinfecção mais afastado da fonte de luz ultravioleta (cm);
 α é o coeficiente de absorvância da água em tratamento para o comprimento de onda de 254 nm multiplicado pelo logaritmo natural de 10 (cm^{-1}).

A distância radial entre o ponto de desinfecção mais afastado da fonte de luz ultravioleta é a diferença entre o raio externo da lâmpada ultravioleta e o raio interno do reator. Desta forma, determinou-se a Equação 21.

$$I_{(r)} = \int_{r_1}^{r_2} \frac{P_L \times e^{-\alpha r}}{2\pi r} dr = \frac{P_L \times e^{-\alpha(r_2-r_1)}}{2\pi(r_2-r_1)} \quad (21)$$

Onde:

- $I_{(r)}$ é a potência emitida por unidade de comprimento de arco da superfície da(s) lâmpada(s) (mWatt/cm);
 P_L é a potência de radiação ultravioleta emitida por unidade de comprimento de arco da superfície da lâmpada (mWatt/cm);
 r_1 é o raio externo da lâmpada ultravioleta (cm);
 r_2 é o raio interno do reator de desinfecção ultravioleta (cm);
 e é o número “e” (2,718281828);
 α é o coeficiente de absorvância da água em tratamento para o comprimento de onda de 254 nm multiplicado pelo logaritmo natural de 10 (cm^{-1}).

A potência total do sistema de desinfecção ultravioleta (P_{UV}) é a

integral da potência emitida por comprimento de arco da superfície ao longo de todo o comprimento interno do reator ultravioleta. Desta forma, determinou-se a Equação 22.

$$I_{(r)} = \int_0^L \frac{P_L \times e^{-\alpha(r_2-r_1)}}{2\pi(r_2-r_1)} dL = \frac{P_{UV'} \times e^{-\alpha(r_2-r_1)}}{2\pi(r_2-r_1)} \quad (22)$$

Onde:

- $I_{(r)}$ é a potência emitida por unidade de comprimento de arco da superfície da(s) lâmpada(s) (mWatt/cm);
 P_L é a potência de radiação ultravioleta emitida por unidade de comprimento de arco da superfície da lâmpada (mWatt/cm);
 $P_{UV'}$ é a potência de radiação ultravioleta emitida pela lâmpada (Watt);
 L é o comprimento da lâmpada ultravioleta (cm);
 r_1 é o raio externo da lâmpada ultravioleta (cm);
 r_2 é o raio interno do reator de desinfecção ultravioleta (cm);
 e é o número “e” (2,718281828);
 α é o coeficiente de absorvância da água em tratamento para o comprimento de onda de 254 nm multiplicado pelo logaritmo natural de 10 (cm^{-1}).

A dose de radiação ultravioleta é igual à intensidade da radiação multiplicada pelo tempo de exposição à radiação. Com isso, deduziu-se a Equação 23.

$$I = \frac{P_{UV'} \times e^{-\alpha(r_2-r_1)}}{2\pi(r_2-r_1)} = \frac{D}{t} \therefore \quad (23)$$

$$P_{UV'} = \frac{2\pi(r_2-r_1) \times e^{\alpha(r_2-r_1)}}{D} \times \frac{D}{t}$$

Onde:

- I é a potência emitida pela lâmpada ultravioleta em toda a extensão do reator (mWatt/cm);
 $P_{UV'}$ é a potência de radiação ultravioleta emitida pela lâmpada (Watt);
 r_1 é o raio externo da lâmpada ultravioleta (cm);
 r_2 é o raio interno do reator de desinfecção ultravioleta (cm);
 e é o número “e” (2,718281828);
 α é o coeficiente de absorvância da água em tratamento para o comprimento de onda de 254 nm multiplicado pelo logaritmo

- natural de 10 (cm^{-1});
- D é a dose de radiação ultravioleta com comprimento de onda de 254 nm no ponto de desinfecção mais afastado da lâmpada - distância entre "r1" e "r2" - (mW.s/cm^2);
- t é o tempo de exposição do afluente à radiação ultravioleta (s).

O tempo de permanência do efluente dentro do reator é igual ao volume do sistema dividido por sua respectiva vazão. Assim, deduziu-se Equação 24.

$$P_{UV} = \frac{2\pi(r_2-r_1) \times e^{\alpha(r_2-r_1)}}{t} \times \frac{D}{t} = \frac{2\pi(r_2-r_1) \times e^{\alpha(r_2-r_1)}}{t} \times \frac{D \times Q}{V} \therefore (24)$$

$$P_{UV} = \frac{2\pi(r_2-r_1) \times e^{\alpha(r_2-r_1)}}{\pi(r_2^2-r_1^2)} \times \frac{D \times Q}{t} \therefore$$

$$P_{UV} = \frac{2 \times D \times Q \times (r_2-r_1) \times e^{\alpha(r_2-r_1)}}{(r_2^2-r_1^2)}$$

Onde:

- P_{UV} é a potência de radiação ultravioleta emitida pela lâmpada (Watt);
- r_1 é o raio externo da lâmpada ultravioleta (cm);
- r_2 é o raio interno do reator de desinfecção ultravioleta (cm);
- e é o número "e" (2,718281828);
- α é o coeficiente de absorvância da água em tratamento para o comprimento de onda de 254 nm multiplicado pelo logaritmo natural de 10 (cm^{-1});
- D é a dose de radiação ultravioleta com comprimento de onda de 254 nm no ponto de desinfecção mais afastado da lâmpada - distância entre "r1" e "r2" - (mW.s/cm^2);
- t é o tempo de exposição do afluente à radiação ultravioleta (s);
- Q é a vazão do sistema de desinfecção (L/s);
- V é o volume máximo de líquido que o sistema de desinfecção comporta (L).

As lâmpadas ultravioletas possuem percentual de conversão de eletricidade em radiação ultravioleta. Além disso, a potência efetiva transformada em ultravioleta por lâmpadas sobre redução durante seu tempo de vida útil. Assim, a potência da lâmpada deve ser superior à potência de radiação ultravioleta emitida. Por conseguinte, determinou-

se a Equação 3.

$$P_{UV} = \frac{P_{UV'}}{E \times R} = \frac{2 \times D \times Q \times (r_2 - r_1) \times e^{\alpha(r_2 - r_1)}}{E \times R \times (r_2^2 - r_1^2)} \quad (3)$$

Onde:

P_{UV} é a potência da lâmpada instalada no sistema de desinfecção ultravioleta (Watt);

$P_{UV'}$ é a potência de radiação ultravioleta emitida pela lâmpada (Watt);

E é o coeficiente de eficiência de transformação de energia elétrica em radiação ultravioleta com comprimento de onda de 254 nm – (adimensional);

R é o coeficiente de redução de emissão de radiação ultravioleta para vida útil de lâmpadas (adimensional);

D é a dose de radiação ultravioleta com comprimento de onda de 254 nm no ponto de desinfecção mais afastado da lâmpada (mW.s/cm²);

Q é a vazão do sistema de desinfecção (L/s);

r_1 é o raio externo da lâmpada ultravioleta (cm);

r_2 é o raio interno do reator de desinfecção ultravioleta (cm);

e é o número “e” (2,718281828);

α é o coeficiente de absorvância da água em tratamento para o comprimento de onda de 254 nm multiplicado pelo logaritmo natural de 10 (cm⁻¹).

APÊNDICE 2

CARACTERÍSTICAS, MODELOS E MARCAS DAS LÂMPADAS E MOTOBOMBAS AVALIADAS PARA O SISTEMA DE DESINFECÇÃO ULTRAVIOLETA

Tabela 14 - Características, modelos e marcas das motobombas avaliadas para o sistema de desinfecção ultravioleta.

Marca	Modelo	Vazão		Altura manométrica (m.c.a)	Potência elétrica média (W)	Eficiência total (%)
		m³/h	L/s			
Atman	MP 5500	5,7	1,58	3,0	105	44,4
ViaAqua	VA 4900	5,0	1,39	4,3	125	46,9
Cubos	Jato 4000	4,1	1,14	2,8	100	31,3
Atman	PH4000	4,0	1,11	3,4	135	27,5
Atman	PH3500	3,3	0,90	2,9	80	32,1
Resun	S3000	3,0	0,83	2,7	60	36,8
ViaAqua	VA 2600	2,8	0,78	2,4	46	39,4
Boyu	FP 58	2,5	0,69	1,7	30	38,6
Cubos	Jato 2500	2,5	0,69	2,4	40	40,0
Boyu	FP 58A	2,5	0,69	1,6	41	26,6
Boyu	FP 48A	2,1	0,58	1,3	27	27,6
Atman	AT105	2,1	0,58	2,5	45	31,8
SarloBetter	SB2000	2,0	0,54	2,1	30	37,2
Atman	AT305	1,2	0,33	1,3	18	23,6
Resun	S1000	1,0	0,28	1,1	15	20,0
Deal extreme	PF-7102	0,9	0,24	1,2	25	11,5
Atman	AT201	0,8	0,22	1,0	10	21,8
Atman	AT304	0,8	0,22	1,1	11	21,8
Deal extreme	AH-1	0,8	0,22	1,5	16	20,4
Boyu	SP1800	0,7	0,19	2,0	13	29,3
SarloBetter	SB1000A	0,7	0,19	2,0	13	29,3
SarloBetter	1000A	0,7	0,19	2,0	13	29,3
Deal extreme	-	0,6	0,17	1,0	8	20,4
Deal extreme	-	0,6	0,17	1,0	12	13,6
Deal extreme	-	0,5	0,14	0,9	8	15,3

Tabela 15 - Características, modelos e marcas das lâmpadas avaliadas para o sistema de desinfecção ultravioleta.

Marca	Modelo	Potência total(W)	Potência UV (W)	Eficiência de conversão de eletricidade em UV (%)
PrecisionLighting&Transformers	G23 PL-S5W/TUV	5,5	1,2	21,8
PrecisionLighting&Transformers	GPH212T5L	10,0	2,3	23,0
Ushio	3000322	11,8	3,0	25,4
Philips	32512-6 PL-S9W/TUV	9,0	2,4	26,7
PrecisionLighting&Transformers	PL-S9W/TU	9,0	2,4	26,7
Ushio	3000008	25,0	6,9	27,6
PrecisionLighting&Transformers	G25T8 PLT LG25T8	25,0	6,9	27,6
PrecisionLighting&Transformers	GPH330T5VH /4	16,0	4,5	28,1
PrecisionLighting&Transformers	G6T5 PLT LG06T5	6,0	1,7	28,3
Hikari	G10T8	9,5	2,7	28,4
PrecisionLighting&Transformers	G14T5L4	14,0	4,0	28,6
AtlanticUltraviolet	GPH357T5VH /4	17,0	5,0	29,4
PrecisionLighting&Transformers	PL-L18W/TUV 2611	18,0	5,5	30,6
PrecisionLighting&Transformers	GPH330T5L/4 P	16,0	4,9	30,6
PrecisionLighting&Transformers	G36T5L4	39,0	12,0	30,8
PrecisionLighting&Transformers	G8T5 PLT LG08T5	8,0	2,5	31,3
PrecisionLighting&Transformers	GPH450T5L4	21,0	6,6	31,4
PrecisionLighting&Transformers	GPH450T5VH /4	21,0	6,6	31,4
Ushio	3000350	22,0	7,0	31,8
PrecisionLighting&Transformers	GPH436T5VH /4	20,0	6,4	32,0
PrecisionLighting&Transformers	G15T8 LG15T8	15,0	4,9	32,7
Hikari	G10T5L4	16,0	5,3	33,1
Ushio	GPL36K	36,0	12,0	33,3
PrecisionLighting&Transformers	PL-L36W/TUV 2G11	36,0	12,0	33,3
PrecisionLighting&Transformers	G17T5	17,0	5,7	33,5
PrecisionLighting&Transformers	G24T5L	25,0	8,5	34,0
PrecisionLighting&Transformers	G18T5L	17,0	5,8	34,1
PrecisionLighting&Transformers	GPH810T5L4	38,0	13,1	34,5
PrecisionLighting&Transformers	LG20T10	20,0	7,5	37,5
Philips	292672	40,0	15,0	37,5

APÊNDICE 3

CARACTERÍSTICAS, MODELOS E MARCAS DAS MOTOBOMBAS AVALIADAS PARA O SISTEMA DE RECALQUE DE ÁGUA ENTRE O RESERVATÓRIO INFERIOR E SUPERIOR DE SISTEMAS ALTERNATIVOS DE ABASTECIMENTO

Tabela 16 - Características, modelos e marcas das motobombas avaliadas para o sistema de recalque de água entre o reservatório inferior e superior de sistemas alternativos de abastecimento.

Marca	Modelo	Vazão		Altura manométrica (m.c.a)	Potência motor (cv)	Potência eixo (cv)	Potência elétrica média (W)	Eficiência bomba (%)	Eficiência motor (no BEP*) (%)	Eficiência total (%)
		m³/h	L/s							
SODRAMAR	BMC-75 MONOF	10,1	2,81	9,5	0,75	0,87	979	40,8	65,4	26,7
SODRAMAR	BM-75 MONOF	11,3	3,14	10	0,75	0,88	951	47,4	68,1	32,3
FAMAC	FBX-20 29221	17,23	4,79	7,1	1	0,74	901	61,1	60,4	36,9
FAMAC	FBX-10 0,75/87	10,99	3,05	8,9	0,75	0,72	785	50,2	67,5	33,9
FAMAC	FBX-20 0,75/75	15,56	4,32	5,5	0,75	0,67	729	47,2	67,6	31,9
SODRAMAR	BM-25 MONOF	8,01	2,23	7,1	0,25	0,5	726	42	50,7	21,3
SODRAMAR	BM-50 MONOF	8,64	2,40	8,2	0,5	0,63	713	41,6	65	27
TEXIUS	TBHS-RB-FF 1/4CV	5,54	1,54	10	0,25	0,54	701	37,9	56,7	21,5
SODRAMAR	BMC-50 MONOF	8,61	2,39	7,7	0,5	0,55	663	44,5	61,1	27,2
SODRAMAR	BMC-33 MONOF	8,27	2,30	7,1	0,33	0,47	633	46,2	54,6	25,2
HENRIMAR	HM-BPF 35	6,93	1,93	8,7	0,33	0,5	587	44,6	62,7	28
FAMAC	FSG-P 0,33/114	2,54	0,71	9,4	0,33	0,37	530	23,8	51,4	12,2
HENRIMAR	HM-BPF 28	6,05	1,68	6,6	0,25	0,29	500	50,9	42,7	21,7
FAMAC	FOX/FOX CI 0,5/90	4,5	1,25	9,5	0,5	0,39	470	40,5	61,1	24,7
SODRAMAR	BH 50 MONO	7,89	2,19	5,8	0,5	0,35	416	48,3	61,9	29,9

Nota: *BEP - Ponto de eficiência máxima (Best Efficiency Point).

Fonte: INMETRO, 2012.

APÊNDICE 4

MÉTODO DE MONITORAMENTO DO VOLUME DE DESCARGA DE BACIAS SANITÁRIAS

A vazão de válvulas de descarga em bacias sanitárias foi determinada através de monitoramento *in loco*, conforme as etapas descritas a seguir:

1. Medir o nível da água dentro da bacia sanitária com uma régua;
2. Bloquear totalmente o sifão de saída da bacia sanitária;
3. Acionar a descarga durante três segundos;
Obs.: Este tempo foi determinado como ideal para medir o volume de descarga sem causar transbordamento de água na bacia sanitária.
4. Medir o nível de elevação da água na bacia sanitária após o término da descarga ainda com o sifão bloqueado;
5. Retirar o bloqueio do sifão para que a água escoe, retornando ao seu nível original;
6. Repetir as Etapas 1 e 2;
Obs.: Assegurar que o nível de água é igual à primeira medição. Caso o nível for diferente, este deve ser corrigido acrescentando-se ou retirando-se água até atingir o nível desejado.
7. Encher a bacia sanitária com recipiente graduado de volume conhecido até o nível medido na Etapa 4;
8. Anotar o volume utilizado para encher a bacia sanitária;
9. Determinar a vazão da bacia sanitária com o dado do volume utilizado para encher a bacia sanitária. Este volume é igual ao volume consumido durante os 3 segundos de descarga;
10. Repetir o procedimento dos passos anteriores três vezes;
11. Determinar a vazão da bacia sanitária através da média das três vazões determinadas.