



Fundação Nacional de Saúde

CADERNO DE PESQUISA EM ENGENHARIA DE SAÚDE PÚBLICA



10º

Fundação Nacional de Saúde

**10º Caderno de Pesquisa em
Engenharia de Saúde Pública**

Estudos e pesquisas

**Funasa
Brasília/DF, 2020**

2020. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde.



Essa obra é disponibilizada nos termos da Licença Creative Commons – Atribuição – Não Comercial – Compartilhamento pela mesma licença 4.0 Internacional. É permitida a reprodução parcial ou total dessa obra, desde que citada a fonte. A coleção institucional do Ministério da Saúde pode ser acessada, na íntegra, na Biblioteca Virtual em Saúde do Ministério da Saúde: <<http://www.saude.gov.br/bvs>>; e na Biblioteca Virtual do Departamento de Engenharia de Saúde Pública, no Portal da Fundação Nacional de Saúde: <<http://www.funasa.gov.br/site/publicacoes/>>

Tiragem: 1ª edição – 2020 – 300 exemplares

ELABORAÇÃO, DISTRIBUIÇÃO E INFORMAÇÕES

Fundação Nacional de Saúde
Departamento de Engenharia de Saúde Pública (Densp)
Coordenação Geral de Cooperação Técnica em
Saneamento (Cgct)
Coordenação de Informação e Tecnologia em
Saneamento (Codet)
Setor de Rádio e Televisão Norte (SRTVN) - Quadra
701- Edifício PO 700 - Lote D - 2º andar - Asa Norte-
Brasília/DFCEP: 70.719-040
Telefone: (61) 3314-6233, 3314-6518/ Home page:
<http://www.funasa.gov.br>

ELABORAÇÃO

Filomena Kotaka
Cibele Medeiros Brito Leite
Cristine Diniz Santiago
Maria das Graças Dias
Selma Irene Antonio

ELABORAÇÃO DE TEXTO

Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira
Carlos Augusto de Lemos Chernicharo
Ernane José Xavier Costa
Maurício Luiz Sens
Pablo Heleno Sezerino
Paula Loureiro Paulo
Ramon Lucas Dalsasso
Servio Túlio Alves Cassini
Valter Lúcio de Pádua

EDITOR:

Coordenação de Comunicação Social (Coesc/GabPr/
Funasa)
Setor de Rádio e Televisão Norte (SRTVN) - Quadra 701
- Edifício PO 700 - Lote D - 2º andar -
Asa Norte- Brasília/DF
CEP: 70.719-040

DIAGRAMAÇÃO:

All Type Assessoria Editorial EIRELI
Marcus Vinícius Mota de Araújo
Fone: (61) 928420-3636

Impresso no Brasil/Printed in Brazil

Ficha Catalográfica

Brasil. Fundação Nacional de Saúde.

10º caderno de pesquisa em Engenharia de Saúde Pública: estudos e pesquisas/ Fundação Nacional de Saúde. – Brasília : Funasa, 2020

324 p.

ISBN: 978-65-5603-002-9

1. Saneamento Básico. 2. Pesquisa I. Título.

CDU.628

Catalogação na fonte – Divisão de Museu e Biblioteca – Funasa

Títulos para indexação:

Em inglês: 10th Research Book in Public Health Engineering: studies and research

Em espanhol: 10º Caderno de Investigación de Ingeniería de Salud Pública: estudios e investigaciones

Sumário

Apresentação	7
Metodologia para formulação de consórcios para gestão integrada em saneamento ambiental	11
Desenvolvimento de uma ferramenta para o processo de planejamento, implementação e gestão de sistemas sustentáveis de saneamento para comunidades isoladas	39
Desenvolvimento de um sistema de monitoramento eletrônico <i>in situ</i> de água usando tecnologia de rede de sensores sem fio alimentado com energia solar	71
Avaliação da eficiência da filtração lenta com retrolavagem na remoção de protozoários (<i>giárdia</i> e <i>cryptosporidium</i>) como tratamento de água para consumo humano	99
Tratamento de água por filtração em margem para o abastecimento de populações dispersas e pequenas comunidades	143
Sistema de avaliação qualitativa (P/A) de microcistina em amostras de água	179
Tratamento simplificado de águas superficiais com alta turbidez para abastecimento de pequenas comunidades localizadas em várzeas	203
Desenvolvimento de biofiltro com meio suporte constituído de lodo desidratado e escória de alto-forno para a remoção simultânea de sulfeto de hidrogênio e metano presentes no gás residual de reatores anaeróbios	237
Filtros plantados com macrófitas (<i>Wetlands</i> construídos) empregados no tratamento descentralizado de esgotos	271
Relação das Pesquisas conveniadas/selecionadas pela Funasa Programa de Pesquisa em Saúde e Saneamento	303
Relação das pesquisas publicadas nos Cadernos de Pesquisa em Engenharia de Saúde Pública	313
Relação dos Participantes e Colaboradores do Programa de Pesquisa em Saúde e Saneamento	321

Apresentação

Os Cadernos de Pesquisa em Engenharia de Saúde Pública (CPESP) são publicações da Fundação Nacional de Saúde (Funasa) destinados a divulgar os resumos executivos oriundos das pesquisas financiadas pelo Programa de Pesquisa em Saúde e Saneamento dos Editais de Convocação dos anos de 2000, 2001, 2003, 2007 e 2011. Os resumos executivos possuem um formato análogo a um artigo técnico-científico, contendo os aspectos mais relevantes dos relatórios finais das pesquisas, cujos temas foram definidos considerando as áreas de atuação da Funasa.

As áreas temáticas que estiveram presentes em todos os Editais são abastecimento de água, esgotamento sanitário, resíduos sólidos, gestão em engenharia de saúde pública, melhorias sanitárias domiciliares e engenharia de saúde pública para áreas especiais.

Os Cadernos de Pesquisa não consistem em uma publicação periódica e são integrados por 5 (cinco) a 7 (sete) resumos executivos. Entre 2004 e 2018 foram publicados 9 (nove) Cadernos de Pesquisa, contemplando 55 resumos executivos.

O 10º Caderno de Pesquisa em Engenharia de Saúde Pública apresenta 9 (nove) resumos executivos das pesquisas resultantes do Edital 01/2011, sendo a última versão da série.

As pesquisas apresentadas neste Caderno são nas áreas de gestão em engenharia de saúde pública, abastecimento de água e esgotamento sanitário, temas relevantes para o desenvolvimento do saneamento básico no País, contribuindo para a missão da Funasa de “promover a saúde pública e a inclusão social por meio de ações de saneamento e saúde ambiental”.

Na área de gestão em engenharia de saúde pública, foram desenvolvidas duas pesquisas.

A pesquisa “Metodologia para formulação de consórcios para gestão integrada em saneamento ambiental”, realizada pela Universidade Federal de São Carlos, propõe uma metodologia participativa para formação de consórcios. Para tanto efetuaram-se levantamento bibliográfico, visitas técnicas a diversos consórcios públicos e a realização de oficinas de trabalhos. Como resultado foi possível estruturar a proposição da metodologia em 5 (cinco) passos para implementação e consolidação de consorciamento para a gestão integrada em saneamento ambiental.

A pesquisa “Desenvolvimento de uma ferramenta para o processo de planejamento, implementação e gestão de sistemas sustentáveis de saneamento para comunidades isoladas”, realizada pela Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, teve como objetivo criar uma ferramenta para auxílio na seleção de soluções técnicas e gestão de serviços de saneamento em áreas isoladas, garantindo a sustentabilidade econômica, ambiental e operacional dos serviços, por meio da apresentação de um programa de computador. O estudo foi desenvolvido em comunidades quilombolas do estado do Mato Grosso do Sul e os resultados inferem que a ferramenta é de grande utilidade e poderá auxiliar o processo decisório perpassando pelo diagnóstico, escolha de soluções técnicas, assim como na operação e manutenção dos sistemas na área de abastecimento de água e esgotamento sanitário.

Na área de abastecimento de água foram desenvolvidas (5) cinco pesquisas em tratamento e qualidade da água.

A pesquisa “Desenvolvimento de um sistema de monitoramento eletrônico *in situ* de água usando tecnologia de rede de sensores sem fio alimentado com energia solar”, realizada pela Universidade de São Paulo, visou o teste e a análise teórica e prática de um sistema integrado de monitoração de água, usando um sensor de baixo custo, integrado a um sistema de transmissão sem fio, alimentado com energia solar para monitorar sistemas de tratamento de água e de mananciais superficiais. Os resultados mostraram que o sistema desenvolvido possui resultados satisfatórios na medição do parâmetro turbidez, bem como ser capaz de transmitir dados desenvolvidos entre laboratórios de diferentes países, como no Brasil e nos Estados Unidos.

A pesquisa “Avaliação da eficiência da filtração lenta com retrolavagem na remoção de protozoários (*Giardia* e *Cryptosporidium*) como tratamento de água para consumo humano”, realizada pela Universidade Federal de Santa Catarina, procurou avaliar e aprimorar a tecnologia de filtração lenta com retrolavagem, como um sistema de tratamento de água, na remoção de cistos de protozoários (*Giardia* e *Cryptosporidium*), na obtenção de água potável, de maneira eficiente e a baixo custo. Também foram analisadas tecnologias de filtração lenta existentes no estado de Santa Catarina, com o objetivo de propor modificações, como implantação de sistema de retrolavagem nos filtros lentos. Os filtros estudados foram capazes de remover quantidades significativas de cistos dos protozoários e a retrolavagem se apresentou como uma boa alternativa para a limpeza, uma vez que a mão de obra e tempo envolvidos são menores e a areia é limpa dentro do filtro sem desperdícios.

A pesquisa “Tratamento de água por filtração em margem para o abastecimento de populações dispersas e pequenas comunidades”, realizada pela Universidade Federal de Santa Catarina, objetivou implantar e avaliar a aplicação da tecnologia de

filtração em margem utilizando bombeamento fotovoltaico, como tratamento de água para remoção de cor e turbidez, direcionada para populações isoladas. A eficiência da técnica foi avaliada por meio do monitoramento da qualidade da água bruta e da água tratada, sendo que esta apresentou melhora significativa em relação àquela, com remoções satisfatórias em termos de cor e turbidez. Demonstrou ser uma tecnologia efetiva na produção de água de qualidade de forma simplificada, indicada para populações isoladas.

A pesquisa “Desenvolvimento de sistema cromofluorogênico qualitativo (P/A) de avaliação de microcistina visando o suporte às ações de vigilância da qualidade de águas (MICROCIST)”, realizada pela Universidade Federal do Espírito Santo, teve como objetivo desenvolver um sistema analítico qualitativo de presença-ausência (P/A) para análise de microcistinas em amostras de águas, utilizando metodologia de inibição enzimática e detecção visual cromofluotogênica. Analisou-se a qualidade de águas das lagoas na região da Grande Vitória/ES por meio de parâmetros físico-químicos e da presença de cianobactérias com potencial tóxico (*Microcystis sp.*) e microcistinas. Os resultados das análises físico-químicas da água das três lagoas avaliadas e a presença do gene *mcy* indicaram condições ambientais favoráveis para o desenvolvimento de florações de cianobactérias com potencial tóxico. Um sistema simplificado para a detecção qualitativa de microcistinas em amostras de águas foi desenvolvido utilizando enzima fosfatase imobilizada com análises de fácil execução e baixo custo, no qual demonstrou altas taxas de confiabilidade.

A pesquisa “Tratamento simplificado de águas superficiais com alta turbidez para abastecimento de pequenas comunidades localizadas em várzeas”, realizada pela Universidade Federal de Minas Gerais, desenvolveu estudo por meio da discussão, escolha, construção e operação de instalações de tratamento de água com turbidez elevada em uma comunidade quilombola de Minas Gerais, com uso do método participativo. Sendo este usado como ferramenta dialógica entre pesquisadores (acadêmicos) e co-pesquisadores (moradores) para tomada de decisões. Foram investigadas técnicas de desinfecção e de tratamento de água visando a remoção de turbidez. A experiência contribuiu para as discussões sobre o uso do método participativo por profissionais, estudantes, pesquisadores da área de engenharia, bem como capacitação de moradores para a gestão dos sistemas.

Na área de esgotamento sanitário foram desenvolvidas duas pesquisas para o tratamento de esgoto.

A pesquisa “Desenvolvimento de biofiltro com meio suporte constituído de lodo desidratado e escória de alto-forno para a remoção simultânea de sulfeto de hidrogênio e metano presentes no gás residual de reatores anaeróbios”, realizada pela

Universidade Federal de Minas Gerais, investigou os processos de biofiltração e de biopercolação do metano (CH_4) e do sulfeto de hidrogênio (H_2S) em mistura com ar em concentrações típicas das emissões fugitivas geradas a partir da dessorção de gases dissolvidos nos efluentes de reatores anaeróbios utilizados no tratamento de esgoto sanitário, denominados gases residuais, sendo o estudo operado em escala de banhada. Os resultados foram promissores; no entanto, foram encontradas restrições em algumas situações quanto ao biopercolador, bem como a biofiltração conjunta do H_2S e do CH_4 .

A pesquisa “Filtros plantados com macrófitas (*Wetlands* construídos) empregados no tratamento descentralizado de esgotos”, realizada pela Universidade Federal de Santa Catarina, avaliou os sistemas *Wetlands* construídos para tratar esgotos sanitários e estabelecer parâmetros operacionais para tomada de decisão quanto à utilização da tecnologia. Os *Wetlands* em estudo apresentaram resultados satisfatórios com elevada eficiência, caracterizando-se como unidades alcançando níveis de tratamento secundários e avançado nos esgotos com a remoção de matéria orgânica, nutrientes e frações de sólidos.

Os Cadernos de Pesquisa estão disponibilizados na página eletrônica da Funasa <<http://www.funasa.gov.br/biblioteca-eletronica/publicacoes/estudos-e-pesquisas1>>.

Metodologia para formulação de consórcios para gestão integrada em saneamento ambiental

Coordenador da Pesquisa: Bernardo Arantes do N. Teixeira (UFSCar)

Participantes: Katia Sakihama Ventura (UFSCar); Maria Lucia Passarelli Sassiotto; Maria Cecília Rodrigues; Thais Almeida da Costa; Sidnei Peirera da Silva (UFSCar); Maria Lygia B.B.G. Nasser (UFSCar); Camila T. Kussaba (UFSCar).

Instituição Executora: Departamento de Engenharia Civil- Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Instituição Convenente: Fundação de Apoio Institucional ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico/FAI.UFSCar

Resumo

Os consórcios públicos foram adotados como instrumentos úteis para atingir a universalização dos serviços de saneamento, especialmente com a publicação da Lei Federal nº 11.107/2005. Há falta de dados atualizados sobre consórcios públicos existentes e atuantes em saneamento no país. Nesse sentido, o objetivo da proposta foi elaborar metodologia participativa para formação de consórcios para gestão integrada de saneamento ambiental. O método adotado foi levantamento bibliográfico em meio digital, visita técnica a consórcios públicos e realização de oficina de trabalho com os membros da equipe e com membros de alguns consórcios selecionados. De 156 consórcios públicos identificados em saneamento, somente 83 estavam com informações detalhadas e atualizadas. As informações disponibilizadas em meio digital não foram suficientes para esclarecer a vigência e abrangência dos consórcios no setor. Os documentos de estudo foram o Protocolo de Intenções e o Estatuto Social e os consórcios selecionados foram agrupados pelo principal tipo de serviço. O resultado da pesquisa contemplou a elaboração de artigos científicos e a proposição da metodologia, a qual foi estruturada em cinco principais passos para implementação e consolidação de consorciamento.

Palavras-chave: gestão consorciada, protocolo de intenções, estatuto social, meio ambiente, saneamento.

Abstract

Public consortia are useful instruments to achieve the universalization of sanitation services, especially with the publication of Federal Law no. 11.107 / 2005. There is a lack of up-to-date data on existing public consortia and those involved in sanitation in the country. In this sense, the objective of the proposal was to develop a participatory methodology for the formation of consortia for integrated management of environmental sanitation. The method adopted was a bibliographical survey in digital media, a technical visit to public consortia and a workshop with members of the team and members of selected consortia. From 156 public consortia identified in sanitation area, only 83 were detailed and updated information. The information available in digital media was not sufficient to clarify the validity and scope of the consortia in the sector. Study documents were Protocol of Intentions and Social Statute and the selected consortia were grouped by main type of service. The research results included the elaboration of scientific articles and the proposal of the methodology, which was structured in 5 main steps for implementation and consolidation of consortium management.

Keywords: consortium management, protocol of intentions, social status, environment, sanitation.

1 Introdução

O consórcio público se constitui a partir de uma necessidade específica de interesse comum a mais de um município, sendo motivado entre os entes consorciados (municípios, Estado ou União).

A Lei de Consórcios (Lei nº 11.107/2005) e o Decreto nº 6.017/2007 possibilitaram a formação de parcerias e organização jurídica dessas parcerias, permitindo aos entes federativos obter maior liberdade de associação e abranger distintas áreas de atuação (BRASIL, 2005; BRASIL, 2007).

Os consórcios públicos representam a alternativa para os municípios com interesse em comum que buscam pela melhoria do saneamento básico no país. A Lei dos Consórcios Públicos – Lei nº 11.107/2005 possibilitou a organização jurídica de arranjos institucionais como esses (BRASIL, 2005).

Esses instrumentos legais auxiliaram a organização dos municípios em outra personalidade jurídica exclusiva para consórcios públicos. No entanto, existem poucas informações disponíveis sobre o assunto com atualização de dados. Os documentos disponíveis não ilustram claramente a formação deles ou aspectos que auxiliaram sua consolidação em escala regional.

Com base nesse breve contexto, o projeto de pesquisa buscou estruturar a metodologia de formação de consórcios públicos em cinco passos principais.

2 Objetivo

O objetivo geral do presente projeto foi propor metodologia para formulação de consórcio público, visando a gestão integrada em serviços de saneamento ambiental (abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, drenagem e manejo das águas pluviais urbanas).

3 Metodologia

A pesquisa teve início com o levantamento das regulamentações vigentes no país pertinentes a consórcios públicos (Lei Federal nº 11.107/2005, o Decreto Federal nº 6.017/2007 e a Lei Federal nº 11.445/2007) para nortear o presente projeto.

Essa pesquisa possibilitou identificar três grandes áreas de atuação dos consórcios públicos:

- a) Saneamento e outros (Tipo 1): consórcios que abrangem diversos temas em que o saneamento está inserido, tais como ecoturismo, educação, saúde, entre outros.
- b) Saneamento (Tipo 2): consórcios que são específicos para saneamento (abastecimento de água, esgotamento sanitário e manejo de águas pluviais, exceto resíduos sólidos).
- c) Resíduos sólidos (Tipo 3): consórcios criados especialmente com foco em resíduos sólidos.

Essa concepção foi critério adotado pela equipe para auxiliar a compreensão do assunto e organizar as informações obtidas, uma vez que não existe padronização entre elas.

Com a organização desses grupos, todos os consórcios públicos foram estudados com o protocolo de intenções e o estatuto social, de modo a caracterizar o tipo de serviço consorciado, abrangência territorial, data de constituição, entre outros ele-

mentos. Assim, procurou-se investigar algumas variáveis para formação desse arranjo municipal, tais como:

- Iniciativa: induzida pelo Estado ou pelos municípios.
- Níveis de participação: realizada entre municípios; municípios e Estado; municípios, Estado e União.
- Objeto consorciado: identifica o serviço. Por exemplo, operação e disposição final em aterro sanitário, compartilhamento de laboratório e de equipamentos.
- Competências/atribuições: identifica as atribuições do consórcio.
- Motivação: aponta o motivo que induziu a formação do consórcio (problema específico, melhoria da qualidade do serviço, acesso a financiamento específico, redução de gastos públicos).
- Composição da estrutura administrativa: representa os cargos e funções existentes na estrutura pessoal.
- Território: identifica a proximidade entre municípios (distantes ou contíguos).
- Fontes de recursos: aponta a origem do recurso de apoio à rotina do consórcio (cobrança de tarifas ou taxas, doações, renda própria, entidades, outras formas).
- Após esse estudo, foram realizadas oficinas de trabalho entre os membros da equipe do presente projeto para identificar pontos semelhantes que pudessem auxiliar o agrupamento dos consórcios pelos serviços consorciados.

O intuito dessas oficinas foi identificar modelos de formação dos consórcios públicos. Após avaliação do material e do debate técnico, a equipe propôs os seguintes eixos como referência dos serviços consorciados:

- TDRS (Tratamento e Destinação de Resíduos Sólidos): serviços públicos consorciados que atuam com o tratamento e destinação de resíduos sólidos, tais como construção e operação de aterro sanitário, implantação de usina de triagem e compostagem.
- GRS (Gestão de Resíduos Sólidos): serviços de gerenciamento de resíduos sólidos, como caminhões para coleta de lixo, campanhas socioambientais, compartilhamento de equipamentos (máquinas, laboratórios).
- SAN (Serviços de Saneamento): serviços consorciados relativos somente a saneamento, tais como expansão e melhoria da rede coletora de esgoto, construção da estação de tratamento de esgoto, melhoria no sistema de abastecimento de água.
- MULTI (Ações Multissetoriais): serviços de saneamento entre outros temas de interesse como implantação de ecoturismo, melhoria em saúde, investimentos em desenvolvimento sustentável e socioeconômico, entre outros.

Cabe observar que a visita aos consórcios foi realizada para compreender o funcionamento do próprio consórcio, como também para apresentação e avaliação da metodologia proposta. Essa etapa não estava prevista, mas entendeu-se ser fundamental para o estudo dos consórcios.

4 Resultados alcançados frente aos objetivos propostos e discussão

Meta 1 – Realizar o diagnóstico de experiências de consórcios públicos

Os resultados apresentados foram organizados por categoria (Tipo 1 – Saneamento e Outros; Tipo 2 – Saneamento e Tipo 3 – Resíduos Sólidos) e contemplam, de forma breve, o conjunto de dados instituído pela equipe de trabalho. Foram identificados 156 consórcios públicos atuantes em saneamento ambiental. Porém, em virtude da dificuldade de acesso às informações, foram obtidos resultados de 83 deles em plataforma digital, cujo número indica o universo desta pesquisa.

4.1 Consórcios de saneamento e outros (Tipo 1)

As informações padronizadas e obtidas de consórcios atuantes em saneamento foram 7 (sete) experiências do Tipo 1, que atendeu cerca de 10,2 milhões de pessoas (Quadro 1).

Cabe ressaltar que foram obtidas apenas quatro respostas pela ficha de caracterização, cujas informações permitiram elaborar a planilha de informações (Quadro 2):

- 1) CISAMUSEP – Consórcio Público Intermunicipal de Saúde do Setentrião Paranaense
- 2) CONSAB – Consórcio Intermunicipal na Área de Saneamento Básico
- 3) Consórcio ABC – Consórcio Intermunicipal do Grande ABC
- 4) Consórcio PCJ – Consórcio Piracicaba, Capivari e Jundiaí

Quadro 1 – Consórcios públicos na área de saneamento e outros temas correlatos

	Estado	Consórcio	Serviços	Número de Municípios	População abastecida (total) IBGE (2010)	ANO início
1	RS	Consórcio Intermunicipal do Vale do Jacuí	Gestão de serviços, educação, recursos naturais, recursos hídricos, patrimônio urbanístico, ecológico, paisagístico, cultural e turístico; previdência social.	13	204.618	2004

	Estado	Consórcio	Serviços	Número de Municípios	População abastecida (total) IBGE (2010)	ANO início
2	MG	CODAP – Consórcio Público para Desenvolvimento do Alto Paraopeba	Gestão de serviços, educação, recursos naturais, recursos hídricos, patrimônio urbanístico, ecológico, paisagístico, cultural e turístico; previdência social.	7	230.985	2006
3	SP	Consórcio Intermunicipal Grande ABC	Consórcio atua em 8 eixos: Infraestrutura, Desenvolvimento econômico, Desenvolvimento Urbano e Gestão Ambiental, Saúde, Educação, Cultura e Esportes, Assistência Inclusão Social e Direitos Humanos, Segurança Pública.	7	2.551.328	1990
4	SP	Consórcio PCJ	Prestar serviços na apresentação de palestras, cursos, estruturação e apoio técnico de comitês de bacias e consórcios, locação da Casa Modelo Experimental, projetos de educação ambiental e reflorestamento, dentre outras atividades.	43	5.585.262	1989
5	SP	CONSAB	Planejar; executar projetos e medidas conjuntas destinadas a assegurar o desenvolvimento urbano sustentável na região, buscando a qualificação de "Município Verde" aos municípios consorciados e a melhoria da qualidade de vida de seus cidadãos.	7	241.758	2009
6	CE	Consórcio Público de Saúde da Microrregião de Sobral – CPSMS	Gerenciar as unidades de saúde ingressas no Programa de Expansão e Melhoria da Assistência Especializada à Saúde do Estado do Ceará – PROEXMAES, que são o Centro de Especialidades Odontológicas Reitor Ícaro de Sousa Moreira e a Policlínica Bernardo Félix da Silva.	25	608.006	2010
7	PR	CISAMUSEP – Consórcio Público Intermunicipal de Saúde do Setentrião Paranaense	Consórcio foi criado para investir em atendimento a consultas e especialidades médicas, conta com ambulatório, médicos de diversas especialidades, e equipamentos para exames como ultrassonografia, teste de esforço, eletrocardiograma, eletroencefalograma.	30	739.412	2002
			Total	132	10.161.369	

Fonte: Elaborado pelos AUTORES (2017).

Quadro 2 – Consórcios públicos na área de saneamento e outros temas correlatos respondentes da ficha de caracterização

Sede	CISAMUSEP (PR)	CONSAB (SP)	ABC (SP)	Ar
Maringá		Cosmópolis	Santo André	
Participantes/Municípios	30	05	07	39

Sede	CISAMUSEP (PR) Maringá	CONSAB (SP) Cosmópolis	ABC (SP) Santo André	PCJ (SP) Americana
Fundação/ Criação	-----	31/07/2009	19/12/1990	06/05/2011
Início do Funcionamento	01/07/2002	01/01/2010	19/12/1990	01/11/2011
Adequação à Lei nº 11.107/2005	Sim	Sim	Sim	Sim
Foco	Saúde (consultas médicas e odontológicas)	Somente saneamento de forma integrada	Saneamento como um dos objetivos do consórcio entre outros temas	Somente saneamento de forma integrada
Pessoal envolvido	67 equipe técnica, 48 equipe administrativa e 11 limpeza e vigilância	04 equipe técnica e 02 pessoal administrativo	22 permanentes e 154 eventuais	10 permanentes, 06 eventuais e 03 outros (comissionados)
Maioria da Fonte de Recursos Financeiros	Orçamento municipal, estaduais e União	Arrecadação própria, orçamento municipal e recursos estaduais	Orçamento municipal	Arrecadação própria
Atividades que podem ser realizadas	-----	Atividades de capacitação / formação Compartilhamento de laboratórios; Atendimento sanitário; Compostagem; Beneficiamento de recicláveis; Captação, distribuição e tratamento de água; Tratamento de esgoto; Reaproveitamento de lodo; Manutenção da drenagem urbana	Administração do sistema Compartilhamento de equipamentos Outros tratamentos de resíduos Manutenção da drenagem urbana	Elaboração de projetos Compartilhamento de equipamentos
Motivação para Criação do Consórcio	– Acesso à captação de recursos financeiros; Apoio mútuo entre municípios de pequeno porte; Apoio mútuo entre municípios de porte variado; Articulação política; Exigência legal; Articulação federal; Apoio / iniciativa federal; Aumento da capacitação técnica local/ regional; Resolução de problema específico; coleta de resíduos sólidos	– Acesso à captação de recursos financeiros; Apoio mútuo entre municípios de pequeno porte; Articulação política; Aumento da capacitação técnica local/ regional; Resolução de problema específico; coleta de resíduos sólidos	– Acesso à captação de recursos financeiros; Apoio mútuo entre municípios de porte pequeno e variado – Incentivo pela sociedade/ mobilização social; Articulação política; Apoio / iniciativa federal e estadual; Aumento da capacitação técnica local/regional; Resolução de problema específica. Outros: aumento do poder de pressão, contratação de serviços obras e insumos conjuntamente, resolução de problemas de maneira mais eficiente	– Exigência legal – Apoio mútuo entre municípios de pequeno porte e porte variado – Aumento da capacitação técnica local/ regional Resolução de problema específico

Sede	CISAMUSEP (PR) Maringá	CONSAB (SP) Cosmópolis	ABC (SP) Santo André	PCJ (SP) Americana
Principais desafios/obstáculos/problemas Para IMPLANTAÇÃO	<ul style="list-style-type: none"> – Recursos insuficientes (humanos, financeiros, estruturais) 	<ul style="list-style-type: none"> – Recursos insuficientes (humanos, financeiros, estruturais) 	<ul style="list-style-type: none"> – Dificuldade na integração entre participantes – Desconhecimento sobre a atuação do consórcio – Dificuldade na articulação política (menor importância) 	<ul style="list-style-type: none"> – Dificuldade na integração entre participantes – Desconhecimento sobre a atuação do consórcio – Recursos insuficientes
Principais desafios/obstáculos/problemas Para OPERAÇÃO	<p>– O não reconhecimento por parte do Ministério da Saúde do instrumento consórcio para solução de problemas regionais na área da saúde, bem como a não inclusão até a data de envio da ficha pela Receita Federal da atividade consórcio público no CNPI.</p>	<p>– Recursos insuficientes (humanos, financeiros, estruturais)</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Recursos insuficientes – Outros: legislação sobre consórcio ainda incipiente, falta de linhas de financiamento para consórcios 	
Vantagens do consórcio	<ul style="list-style-type: none"> – Redução de custos Melhoria em infraestrutura – Capacitação/formação de pessoal – Aquisição de ferramentas de gestão de gestão (software) – Aquisição de maquinário/ equipamentos – Aumento da capacidade de articulação política – Resolução / equacionamento de problemas específicos 	<ul style="list-style-type: none"> – Redução de custos Melhoria em infraestrutura – Capacitação / formação de pessoal – Aquisição de ferramentas de gestão de gestão – Aquisição de maquinário / equipamentos – Aumento da capacidade de negociação / articulação política – Resolução / equacionamento de problema específico – Outros; planejamento regional 	<ul style="list-style-type: none"> – Redução de custos Melhoria em infraestrutura – Capacitação / formação de pessoal – Aquisição de ferramentas de gestão de gestão – Aquisição de maquinário / equipamentos – Aumento da capacidade de negociação / articulação política – Resolução / equacionamento de problema específico – Outros; planejamento regional 	<ul style="list-style-type: none"> – Redução de custos Melhoria em infraestrutura – Melhoria em infraestrutura – Instalação de laboratório / realização de análises – Aumento da capacidade de negociação / articulação política – Resolução / equacionamento de problema específico – Outros; planejamento regional

Fonte: Elaborado pelos AUTORES(2017).

4.2 Consórcios de Saneamento (Tipo 2)

Os resultados do Tipo 2 foram obtidos a partir do estudo de 15 experiências em consórcios públicos em saneamento, o qual agrupou 211 municípios e atendeu cerca de 5,3 milhões de habitantes (Quadro 3).

Quadro 3 – Consórcios públicos na área de saneamento

	Estado	Consórcio (sigla)	Serviços	Número de Municípios	População atendida (total) (IBGE, 2010)
1	SC	SIMAE	Abastecimento de água e o tratamento de esgoto	4	53.837
2	SC	CISAM – Meio oeste	Abastecimento de água e o tratamento de esgoto	14	174.464
3	SC	CISAM – Sul	Abastecimento de água e o tratamento de esgoto	17	271.205
4	RS	Pró-Sinos	Abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas	23	1.700.000
5	MG	CISAB	Abastecimento de água e o tratamento de esgoto	23	539.603
7	PR	CISMASA	Abastecimento de água, de coleta e tratamento de esgoto	10	140.576
8	RN	CONISA	Abastecimento de água, de coleta e tratamento de esgoto	7	61.524
9	PI	CORESA Sul	Abastecimento de água, de coleta e tratamento de esgoto	29	238.971
10	MS	CIDEMA	Drenagem	14	225.948
11	RJ	CILSJ	Gestão Ambiental (apoio à implementação)	12	830.093
13	ES	CISABES	Planejamento e Gestão para abastecimento de água, esgotamento sanitário, resíduos sólidos e drenagem	25	886.000
14	MT	COINTA	Recursos Hídricos e meio ambiente, desenvolvimento social, econômico e institucional	9	140.550
15	PR	CISMAE	Controle de Qualidade da água e esgoto	24	88.446
Total				211	5.351.217

Fonte: Elaborado pelos AUTORES, 2017.

OBS: O nome completo dos consórcios encontra-se no relatório completo.

4.3 Consórcios de Resíduos Sólidos (Tipo 3)

Identificaram-se 92 experiências em consórcios públicos em resíduos sólidos. No entanto, obteve-se o acesso a 61 documentos padronizados pela ficha de caracterização para consórcios dessa natureza (Tipo 3).

Os principais serviços compartilhados foram disposição em aterro sanitário, gestão de resíduos sólidos (aterro sanitário, coleta seletiva, cooperativa) e destino final de resíduos sólidos (aterro sanitário e tratamento), atendendo aproximadamente 30 milhões de habitantes em 514 municípios (Quadro 4).

A motivação para criação dos consórcios foi principalmente a busca de apoio mútuo entre municípios e acesso a recursos financeiros. Os principais desafios e os problemas enfrentados na implantação e operação dos consórcios foram a dificuldade na integração dos participantes, recursos insuficientes e desconhecimento sobre atuação do consórcio. As principais vantagens destacadas por eles com a formação do consórcio foram: a redução de custo, melhoria de infraestrutura, aquisição de maquinário e equipamentos e construção de sede e laboratório.

Analizando os consórcios estudados, observou-se que:

- a maioria dos consórcios tem estrutura administrativa baseada nas orientações da Lei de Consórcios;
- a sede do consórcio está em um dos municípios onde as atividades foram contratadas, mas o aterro sanitário está posicionado na parte central do consórcio, de modo a atender, em termos logísticos, todos os municípios envolvidos;
- a maioria dos consórcios estudados não prevê em seus estatutos remuneração para cargos administrativos do consórcio, porém possibilita a contratação de pessoal especializado para organização de responsabilidades técnicas no quesito meio ambiente e saneamento;
- esses consórcios utilizam a venda de materiais originários da coleta seletiva e da compostagem para cobrir parte dos seus gastos com todo o sistema de transporte e armazenagem de resíduos sólidos urbanos, que tem custo muito elevado.

Foram cinco respostas obtidas pela planilha de informações (Quadro 5):

- 1) CIRSURES – Consórcio Intermunicipal de Resíduos Sólidos da Região Sul
- 2) CIMVI – Consórcio Intermunicipal do Médio Vale do Itajaí
- 3) ECOTRES – Consórcio Público Intermunicipal de Tratamento de Resíduos Sólidos
- 4) CONRESOL – Consórcio Intermunicipal para Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos
- 5) COINCO – Consórcio Intermunicipal do Contestado.

Quadro 4 – Consórcios públicos de resíduos sólidos com informações disponibilizadas publicamente

	Estado	Consórcio (sigla)	Número de Municípios		Estado	Consórcio	Número de Municípios
1	RS	Citresu	11	32	RJ	Lagos 1	3
2	RS	Consórcio Metropolitano Rio Grande do Sul	4	33	RJ	Centro Sul	5
3	RS	CRESU	3	34	RJ	Sul Fluminense 2	5
4	RS	Comandaí	2	35	RJ	Vale do Café	4
5	RS	CIGRES – Três de Maio	4	36	RJ	Noroeste	15
6	RS	CIGRES – Seberi	30	37	RJ	Serrana 1	4
7	RS	CONILIXO	9	38	RJ	Serrana 2	6
8	RS	Esmeralda e Pinhal da Serra	2	39	MG	João Monlevade	4
9	RS	Consórcio Intermunicipal Centro Sul	13	40	MG	ECOTRES	3
10	SC	CIMVI	9	41	MG	Triângulo Mineiro	11
11	SC	CIRSURES	6	42	SE	Agreste Central	15
12	SC	COINCO	9	43	AL	CONISUL	5
13	SC	Quiriri	4	44	AL	Região Agreste	22
14	SC	Bem-te-vi	4	45	AL	Região Metropolitana	9
15	SC	CISSM	4	46	AL	Região da Mata	14
16	PR	Conresol	20	47	AL	CIGRES	18
17	PR	Região de Londrina	7	48	PE	COMETRO	14
18	PR	Região de Foz do Iguaçu	9	49	PB	CONSIRES	21
19	PR	Região de Apucarana	13	50	CE	CODESSUL	7
20	PR	Região de Maringá	14	51	CE	COMARES	3
21	PR	Região de Umuarama	10	52	CE	CIRSM – Sede Sobral	14
22	PR	Região de Cascavel	9	53	CE	CIRSM – Sede Camocim	6
23	PR	Região de Guarapuava	2	54	CE	CIRSM – Sede São Benedito	6
24	PR	Região de Campo Mourão	8	55	CE	CIRSM – Sede Baturité	8
25	PR	Região de Ponta Grossa	3	56	CE	CIRSM – Sede Paracuru	3
26	SP	CIPAS	2	57	CE	CIRSM – Sede Crato	10
27	SP	Consórcio Intermunicipal Gestão Resíduos	4	58	CE	CIRSM – Sede Icó	9
28	SP	Consórcio Intermunicipal Aterro Sanitário	6	59	CE	CIRSM – Sede Milagres	9
29	SP	CODRALIX	5	60	CE	CISAN-SUL	18
30	SP	CONSIMARES	8	61	AM	Consórcio Intermunicipal Resíduos Sólidos	3
31	RJ	Baixada Fluminense	6	TOTAL		514	

Fonte: Elaborado pelos AUTORES, 2017.

OBS: O nome completo dos consórcios encontra-se no relatório completo.

Quadro 5 – Síntese de informações obtidas pela ficha de caracterização de consórcio público em resíduos sólidos

Sede	CIRSURES (SC)	CIMVI (SC)	ECOTRES (MG)	CONRESOL - PR	COINCO - SC
Participantes/ Municípios	07	Urussanga	Timbó	Lafaiete	Curitiba
Participantes/ Municípios	07	09	03	21	09
Participantes/ Municípios	06/06/2001	27.08.1998 – Consórcio de Bacia Hidrográfica (art. 47 – Lei nº 9.433/97) 19.07.2007 – adequação à Lei nº 11.107/05	27/05/2008	29/08/2001	04/10/2001
Participantes/ Municípios	06/04/2004	27.08.1998 – como Associação Civil 17.12.2007 – como Associação Pública (Data do Contrato de Consórcio)	-----	29/08/2001	14/07/2003
Adequação a Lei nº 11.107/2005	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
Foco	Somente uma área do saneamento (resíduos sólidos)	Saneamento como um dos objetivos do consórcio, entre outros temas	Somente uma área do saneamento (resíduos sólidos)	Somente uma área do saneamento (resíduos sólidos)	Saneamento como um dos objetivos do consórcio, entre outros temas
Pessoal envolvido	09 permanentes e 02 eventuais	02 permanentes e 0 eventuais	06 permanentes e 02 eventuais	05 permanentes, 06 eventuais e 05 outros (mão de obra)	03 permanentes e 02 outros
Majoria da Fonte de Recursos Financeiros	Orcamento municipal e União	Orcamento municipal e União	Orcamento municipal e União	Orcamento municipal	Arrecadação própria Recursos dos orçamentos municipais Recursos estaduais e da União (eventual)
Atividades que podem ser realizadas	Elaboração de projetos (realiza); Aterro sanitário (realiza); Compostagem (pode realizar); Outros tratamentos de resíduos (idem) e Commercialização de recicláveis (idem)	Atividades de capacitação / formação (realiza); Administração do sistema (realiza); Administração do sistema (pode realizar); Aterro sanitário (realiza); Outros tratamentos de resíduos (idem) e Commercialização de recicláveis (idem)	Administração do sistema (realiza); Compartilhamento de equipamentos e de laboratórios; Aterro sanitário; Compostagem Outros tratamentos de resíduos (pode realizar); Atividades de capacitação/formação; Commercialização de recicláveis Beneficiamento de recicláveis Reaproveitamento de lodo	Elaboração de projetos (realiza); Administração do sistema (realiza); Aterro sanitário; Beneficiamento de resíduos; Aterro sanitário; Compostagem (pode realizar); Outros tratamentos de resíduos (pode realizar); Atividades de capacitação/formação; Commercialização de recicláveis Beneficiamento de recicláveis Reaproveitamento de lodo	Elaboração de projetos (realiza); Administração do sistema (realiza); Aterro sanitário; Beneficiamento de resíduos; Aterro sanitário; Compostagem (pode realizar); Outros tratamentos de resíduos (pode realizar); Atividades de capacitação/formação; Commercialização de recicláveis Beneficiamento de recicláveis Reaproveitamento de lodo

Sede	CIRSURES (SC) Urussanga	CIMVI (SC) Timbó	ECOTRIES (MG) Latiaete	CONRESOL - PR Curitiba	COINCO - SC Curitibanos
Motivação para Criação do Consórcio	<p>Acesso à captação de cursos financeiros; Apoio mítimo entre municípios de pequeno porte;</p> <p>Exigência legal; Articulação política; Apoio / iniciativa federal;</p> <p>Aumento da capacitação técnica local/regional; Resolução de problema específico: Tratamento dos Resíduos Sólidos Urbanos</p>	<p>Apóio mítimo entre municípios de pequeno porte e de porte variado</p> <p>Aumento da capacitação técnica local/regional</p> <p>Resolução de problema específico</p>	<p>Acesso à captação de recursos financeiros</p> <p>Apóio mítimo entre municípios de porte variado</p> <p>Exigência legal</p>	<p>Apóio mútuo entre municípios de porte variado</p> <p>Aumento da capacitação técnica local/regional</p> <p>Resolução de problema específico: Encerramento dos lixões</p>	<p>Apóio mútuo entre municípios de pequeno porte</p> <p>Exigência legal</p>
Principais desafios / obstáculos / problemas para IMPLANTAÇÃO	Recursos insuficientes	Desconhecimento sobre atuação do consórcio Outros: falta de capacitação dos agentes públicos em administração pública	Desconhecimento na integração entre participantes	----	Desconhecimento sobre atuação do consórcio Recursos insuficientes
Principais desafios/obstáculos/ problemas para OPERAÇÃO	Recursos insuficientes	Desconhecimento sobre atuação do consórcio Outros: desconfiança nas Administrações dos entes. A cada 4 anos ou menos, agentes públicos são substituídos por outras que desconhecem administração pública.	Ações de ambientalistas e ----	----	Desconhecimento sobre atuação do consórcio Recursos insuficientes
Vantagens do consórcio	<p>Redução de custos</p> <p>Melhoria em infraestrutura</p> <p>Capacitação/formação de pessoal; Aquisição / construção de sede própria</p> <p>Aumento da capacidade de negociação / articulação política; Resolução / equacionamento de problemas específicos</p>	<p>Redução de custos</p> <p>Melhoria em infraestrutura</p> <p>Capacitação/formação de pessoal</p> <p>Resolução / equacionamento de problemas específicos</p>	<p>Redução de custos</p> <p>Melhoria em infraestrutura</p> <p>Aquisição de maquinário / equipamentos</p> <p>Resolução / equacionamento de problema específico: encerramento dos lixões</p>	<p>Resolução / equacionamento de problemas específicos</p> <p>Ainda não foi possível dimensionar melhorias no sistema em andamento</p>	<p>Redução de custos</p> <p>Melhoria em infraestrutura</p> <p>Capacitação/formação de pessoal;</p> <p>Aquisição / construção de sede própria</p> <p>Aumento da capacidade de negociação / articulação política; Resolução / equacionamento de problemas específicos</p>

Fonte: Elaborado pelos AUTORES, 2017

É possível observar que todos foram criados ou se adaptaram à Lei de Consórcios; constam com número enxuto de pessoal de trabalho; os principais temas em comum a eles foram a disposição ou adequação da disposição em aterro sanitário e apoio a municípios de pequeno porte, bem como a maioria apresentou aumento da capacitação técnica para formação de consórcios. Entre as dificuldades para implantação e operação, destacam-se os recursos insuficientes e desconhecimento da atuação do consórcio na esfera municipal.

Meta 2 – Avaliar as metodologias de Consórcios Públicos em Saneamento Ambiental

Para iniciar a avaliação das metodologias, houve a necessidade de estudar com mais detalhes a formação de consórcios, bem como realizar visitas a alguns deles para ter uma proposta metodológica baseada em casos bem-sucedidos e que pudesse ser aplicada de forma simplificada e prática.

4.4 Identificação de Consórcios Públicos

Inicialmente, estimava-se que o número de consórcios públicos em saneamento ambiental não fosse elevado e pouco estruturado. Após realizar a busca em provedores da internet, encontrou-se um número bem superior ao estimado previamente ao início da pesquisa, exigindo esforços concentrados e maior tempo para estudo, interpretação, discussão e classificação deles. Verificou-se também a extinção, criação e agrupamento de alguns consórcios, o que fez com que a relação de consórcios públicos fosse alterada de 179 experiências, inicialmente concebidas no estudo para 158 consórcios.

Cabe ressaltar que o intuito (não foi elaborar um banco de dados dos consórcios existentes. O critério adotado foi identificar o maior número de consórcios com informações, registros e dados publicados em plataforma digital e que, consequentemente, pudessem auxiliar o desenvolvimento da presente metodologia. Resumidamente, tem-se a distribuição dos consórcios públicos por macrorregião como se observa pela Tabela 1.

Tabela 1 – Consórcios públicos em saneamento ambiental até dezembro de 2017

Macrorregião do Brasil	Type 1	Type 2	Type 3
	Saneamento e outros	Saneamento	Resíduos Sólidos
Sul	04	04	20
Sudeste	28	04	27
Centro-Oeste	08	08	NC
Nordeste	NC	02	44
Norte	06	NC	01
Total	46	18	92
TOTAL		158	

NC = nada consta.

Fonte: Elaborado pelos AUTORES, 2017.

Do total de consórcios públicos em saneamento ambiental (156), a maioria é de Resíduos Sólidos (59%), com destaque de atuação para a macrorregião Nordeste. Ficando, praticamente na mesma posição, em segundo lugar, as macrorregiões Sudeste e Sul (Tabela 1). Assim, constata-se que de 179 experiências inicialmente observadas, apenas 156 puderam ser consideradas neste estudo.

Ao fazer o detalhamento das informações, o número reduziu para 83 consórcios em geral (7 em saneamento e outros; 15 em saneamento e 61 em resíduos sólidos), em virtude da dificuldade de informações atualizadas.

4.5 Leitura e interpretação de Protocolo de Intenções e Estatuto Social

Para melhor compreensão de atuação dos consórcios, considerou-se a área de atuação planejada pelos consórcios que foram realizadas por eles. Com a leitura e interpretação desses documentos, foi elaborada uma ficha-resumo dos consórcios para rápida identificação dos serviços consorciados. Alguns consórcios tiveram suas informações levantadas com base em endereço eletrônico de órgãos públicos e do próprio consórcio. Há consórcios em que essas informações não puderam ser esclarecidas por falta de dados, pela ausência de estatuto e de protocolo, bem como pela falta de site oficial do consórcio.

4.6 Consolidação da matriz de formação de Consórcios Públicos

Optou-se pela interpretação do Protocolo de Intenções e Estatuto Social para melhor compreensão das variáveis de análise e segregação dos consórcios na matriz. É importante esclarecer que alguns consórcios não dispõem desses documentos em

formato digital e, neste caso, as informações pertinentes foram baseadas nos *sites* de referência (consórcio, associações municipais e estaduais), publicações técnicas e científicas que estavam acessíveis publicamente.

Os consórcios foram, então, organizados por serviço em 4 grupos:

- TDRS: Tratamento e Disposição de Resíduos Sólidos
- GRS: Gestão de Resíduos Sólidos
- SAN: Saneamento
- MULTI: Multifinalitário

A organização considerou o tipo de serviços que, predominantemente, foi destacado nos documentos jurídicos dos consórcios estudados. Observam-se 18 consórcios públicos com foco em TDRS, 30 em GRS e 15 em SAN.

Foram identificados 93 consórcios públicos com abrangência multisectorial, isso é, o saneamento é um dos aspectos contemplados entre os serviços consorciados. Deste total, a maioria (76) representa os modelos de consórcios públicos com iniciativa municipal, dos quais 45 não estão em Região Metropolitana (RM) e 31 consórcios públicos apresentam a Bacia Hidrográfica (BH) como elemento integrador à formação dos arranjos consorciados.

Foram observados 17 consórcios com participação do Governo do Estado, dos quais 15 consórcios estão localizados em regiões não metropolitanas. Destaca-se também um número expressivo de consórcios públicos com iniciativa municipal em bacia hidrográfica (38), como se observa pela Tabela 2.

Tabela 2 – Estatística dos modelos de formação de consórcios públicos

EIXO	ESTADO (38)			MUNICÍPIO (118)		
	Não RM	RM	BH	Não RM	RM	BH
TDRS (18)	02	-	-	15	-	01
GRS (30)	17	01	-	10	02	-
SAN (15)	01	-	-	09	01	04
MULTI (93)	16	01	-	43	02	31
BRASIL (156)	36	02	-	77	05	36

Fonte: Elaborado pelos AUTORES, 2017.

4.7 Análise de dados consolidados

Observa-se que a maioria dos consórcios públicos em saneamento ambiental são de iniciativa municipal (118), mas a participação do Governo do Estado (38) tem tido boa representatividade. Em ambos os casos, em áreas não pertencentes à região metropolitana e tendo como principal elemento integrador para formação dos consórcios públicos o eixo multissetorial.

Meta 3 – Elaborar a metodologia para Constituição dos Consórcios Pùblicos em Saneamento Ambiental

A proposta metodológica foi elaborada com base na discussão da equipe de trabalho e passou, posteriormente, pela percepção de gestores de alguns consórcios públicos para sua avaliação. O resultado encontra-se no item 5 – Metodologia para Formação de Consórcios Pùblicos.

Meta 4 – Realizar *workshops* de apresentação da metodologia proposta

O workshop consistiu na apresentação da metodologia aos consórcios públicos visitados: CISBRA (SP), Consórcio PCJ (SP), Consimares (SP) e CISPAR (PR). O material apresentado foram os slides para contextualização do assunto e a própria metodologia para discussão.

5 Metodologia para formação de Consórcios Públicos

ETAPA 1- MOTIVAÇÃO / INDUÇÃO

1 – FINALIDADE (o que queremos? por que fazer?)

- Identificar possibilidades de implantação e atuação do CP
- Sensibilizar interessados quanto à importância e oportunidade do CP

2 – ATIVIDADES / AÇÕES (o que fazer?)

- Estabelecer aproximação/diálogo entre os agentes envolvidos
- Promover a sensibilização para a criação do CP

3 – FERRAMENTAS (como fazer?)

- Conversas entre os membros potenciais do consórcio e agentes envolvidos (contato: reunião, telefônico, e-mail, convite)
- Eventos específicos; participação com o tema CP em outros eventos (em reuniões e eventos programados como ponto de partida e para agregar os interessados nessa discussão)
- Conhecimento/disseminação de experiências (visitas, palestras, entrevistas etc.)
- Inclusão do tema nas pautas dos conselhos municipais relacionados e dos colegiados regionais (CBH, AM, outros)
- Dar visibilidade: divulgação em jornal, rádio, televisão, internet

4 – AGENTES (quem?)

- Poder executivo municipal
- Poder legislativo municipal
- Sociedade Civil
- Setores técnicos
- Prestadores públicos e privados de serviços de saneamento
- Outros participantes
- Assessoria Jurídica/Procuradoria Jurídica
- Governo Estadual e/ou Federal
- Setor privado/produtivo
- Imprensa

5 – DURAÇÃO (quanto tempo dura essa etapa?)

- A motivação pode ser rápida (semanas até poucos meses) onde já exista um interesse, necessidade, conhecimento prévios; ou pode demorar vários meses onde o interesse ou o conhecimento sejam ainda incipientes

6 – PRODUTOS (resultados: onde queremos chegar?)

- Formação de um grupo de trabalho para elaboração da proposta
- Indicação dos participantes iniciais e potenciais do CP
- Identificação de problemas comuns e indicação da(s) área(s) de atuação do CP
- Proposta de atividades para a etapa seguinte (cronograma, etapas, atividades)

O resultado do projeto de pesquisa é a própria metodologia de formulação de consórcios públicos em saneamento ambiental. A metodologia foi proposta em cinco etapas, descritas a seguir. Cabe observar que o texto explicativo auxilia os esclarecimentos sobre a própria etapa.

Texto Explicativo – Etapa 1: Motivação / Indução

A finalidade desta etapa é identificar os elementos que motivaram ou induziram a formação de consórcios públicos. As possibilidades de implantação e atuação do consórcio público referem-se às áreas de atuação, tais como, promover incentivos

de outras esferas do governo (estadual e federal); apresentar solução de problemas em comum; compartilhar máquinas, equipamentos e equipe técnica; otimizar investimentos; replicar boas práticas e experiências bem-sucedidas, entre outras.

Entende-se por sensibilização a estratégia adotada para tornar o participante do consórcio atento e envolvido com as questões do consórcio. A sensibilização tem o intuito de despertar interesse à formação do consórcio, ressaltando sua importância e oportunidades de atuação deste. Assim, a sensibilização tem o intuito de favorecer a compreensão do papel do consórcio público para sua criação.

A aproximação entre os municípios permite que eles se conheçam, troquem experiências e abordem seus desafios e conflitos, de modo a serem minimizados pelo consórcio. Quanto aos eventos específicos, citam-se alguns exemplos: Semana do Meio Ambiente, Dia internacional da Água, Cidade Sustentável, entre outros. A finalidade dos representantes indicados pelo consórcio em outros eventos é divulgar o consórcio em formação e conhecer outros exemplos. As experiências podem ser obtidas por meio de visitas, palestras, entrevistas, entre outras formas. Possibilitar que o tema (consórcio público) seja discutido em comitê de bacia hidrográfica, associação de municípios, conselhos municipais de meio ambiente, entre outros. O contato para realização das conversas, diálogos, encontros e eventos pode acontecer por e-mail, contato telefônico ou por convite.

Entende-se como agentes aqueles que são responsáveis ou atuam como participantes do processo como um todo. Cabe esclarecer que cada um tem maior ou menor participação por etapa. Caberá ao consórcio estabelecer o grau de participação desses representantes. Exemplo:

- Sociedade Civil: organizações da sociedade civil, terceiro setor
- Prestadoras de serviço de saneamento: concessionárias
- Setores técnicos: prefeitura, autarquias e departamentos
- Outros participantes: associação de municípios, comitês / agências de bacia ou outras formas de organização, entidades de financiamento (Funasa, Fundos de Apoio)
- Setor privado: 2º setor: indústria, agricultura.

Recomenda-se que a duração dessa Etapa (1 – Motivação) seja rápida, isso é, que varie de semanas até poucos meses. Cabe esclarecer que a duração depende da existência ou não de algum interesse/conhecimento prévios sobre formas de associação integrada. O Grupo de Trabalho (GT) compreende os participantes essenciais para consolidação do consórcio, pois são eles que irão elaborar, apresentar, estruturar e finalizar as propostas discutidas nas próximas etapas. Para nomeação de participantes,

é desejável que seja avaliado o perfil desse representante na sociedade local, no que se refere ao conhecimento dos problemas locais e regionais.

É interessante que seja feito levantamento de problemas por ordem de prioridade, em escala regional, para que se possa indicar ou definir as áreas de atuação do consórcio a curto, médio e longo prazos. Para isso, é essencial um cronograma de atividades, estruturado por exemplo por área de atuação. Recomenda-se atenção no trato de algumas questões que podem comprometer o andamento dessa etapa, tais como o estudo de viabilidade do consórcio público para confirmar a relevância desse arranjo intermunicipal e, pouca representatividade do número de participantes, o que pode impedir o avanço para etapas posteriores, devido à espera de sua adesão a esse propósito.

ETAPA 2 – FORMATAÇÃO / PLANEJAMENTO

1 – FINALIDADE (o que queremos? Por que fazer?)

- Estruturar e planejar áreas de atuação do consórcio
- Envolver agentes interessados
- Viabilizar recursos necessários e ampliar fontes de financiamento
- Estabelecer o tipo de natureza de pessoa jurídica (Direito Público – associação pública ou Direito Privado; Associação Privada sem fins econômicos)
- Identificar instrumentos legais

2 – ATIVIDADES / AÇÕES (o que fazer?)

- Promover a formação e implantação do GT
- Elaborar diagnóstico dos problemas de saneamento nos municípios com intenção de se consorciar
- Indicar campo de atuação e plano de metas
- Estabelecer apoio jurídico para atuação/realização dessas atividades

3 – FERRAMENTAS (como fazer?)

- Diálogo / debate
- Reuniões
- Depoimentos
- Divulgação para ter reconhecimento do consórcio e para atender a pressões da sociedade

4 – AGENTES (quem?)

- Poder executivo municipal
- Poder legislativo municipal
- Sociedade Civil
- Setores técnicos
- Outros participantes
- Assessoria Jurídica/Procuradoria Jurídica
- Governo Estadual e/ou Federal
- Imprensa

5 – DURAÇÃO (quando tempo dura essa etapa?)

- A formatação deve ser rápida (semanas até poucos meses)

6 – PRODUTOS (resultados: onde queremos chegar?)

- Minuta do Protocolo de intenções para leitura e consolidação
- Formato do consórcio público estabelecido

Texto Explicativo – Etapa 2: Formatação / Planejamento

A Etapa 2 tem o objetivo de viabilizar o formato do consórcio público. Por isso, estabelecer suas características é essencial. Dessa forma, recomenda-se que o GT, formado na etapa anterior, auxilie na elaboração de diagnóstico dos problemas de saneamento ambiental para que se possa definir, a partir de um plano de metas, os campos de atuação do consórcio e, assim, planejar as áreas de atuação e definir o tipo de natureza de pessoa jurídica e os recursos necessários (legais, infraestrutura) para sua formatação.

As ferramentas necessárias são o debate, diálogo, reuniões, depoimentos para apresentação de experiências bem-sucedidas, de depoimentos relevantes (históricos) e do diagnóstico levantado na área de abrangência dos municípios com interesse a se consorciar. Cabe ressaltar que as reuniões podem ser tanto com a comunidade externa quanto para a equipe do GT (reuniões internas) para estruturação da proposta.

A participação da Procuradoria Jurídica ou Assessoria Jurídica que desempenha esse papel é fundamental em todas as etapas, particularmente na formatação e formalização (etapa posterior), devido aos trâmites legais necessários à formação do consórcio público.

Os resultados dessa etapa são a minuta do Protocolo de Intenções para discussão e a definição do formato do consórcio público em escala regional. Os pontos que merecem atenção são:

- Engajamento do poder público e discussão com participantes, pois isso pode implicar em dificuldades de constituição do consórcio devido à mudança de gestão.
- Encontros para discussão: programar o número de encontros, papel do mediador e estratégia para agrupamento de ideias, bem como forma de integração de agentes para que sejam gerados resultados rápidos.
- Definição da natureza jurídica, analisando as possibilidades e restrições de cada caso.
- Definição da área de atuação (específica ou abrangente) e plano de metas (recursos existentes, tempo): avaliar e planejar o consórcio ao longo do tempo e como será o início da atuação do consórcio. Isso é, inicia-se com algumas áreas de atuação e amplia essas áreas progressivamente em intervalos de tempo definidos ou, se define apenas um foco de atuação e, somente quando estiver consolidado, amplia para outras áreas e atuação.
- Formatos de consórcios que foram testados e bem utilizados podem elucidar possíveis conflitos e evitar insucessos.

ETAPA 3 – FORMALIZAÇÃO LEGAL

1 – FINALIDADE (o que queremos? por que fazer?)

- Promover a regularização e a forma legal do consórcio público

2 – ATIVIDADES / AÇÕES (o que fazer?)

- Finalizar o protocolo de intenções
- Promover assinatura do protocolo de intenções pelos prefeitos
- Aprovar o protocolo de intenções (em lei) no poder legislativo de cada município integrante
- Elaboração do Estatuto (gestão, estrutura e organização do consórcio conforme estabelecido no Protocolo de Intenções)

3 – FERRAMENTAS (como fazer?)

- Reunião
- Evento para assinatura do protocolo de intenções
- Articulação política junto ao poder legislativo de cada município para aprovação da lei
- Assembleia Geral para discussão e aprovação do Estatuto
- Procuradoria/assessoria jurídica
- Divulgação para ter reconhecimento do consórcio e para atender a pressões da sociedade

4 – AGENTES (quem?)

- Poder executivo municipal
- Poder legislativo municipal
- Sociedade Civil
- Setores técnicos (prefeitura, autarquias e departamentos)
- Convidados: associação de municípios, comitê de bacia
- Assessoria jurídica e Imprensa

5 – DURAÇÃO (quanto tempo dura essa etapa?)

- Formalização (preparação da minuta do Protocolo de Intenção) deve ser rápida (semanas até 1 mês)
- Aprovação pode durar alguns meses

6 – PRODUTOS (resultados: onde queremos chegar?)

- Protocolo de intenções ratificado
- Número mínimo de aprovações obtidas na esfera municipal
- Estatuto social finalizado e inscrição na Receita Federal (CNPJ)
- Definição da Sede do consórcio público

Texto Explicativo – Etapa 3: Formalização Legal

A Etapa 3 tem o objetivo de promover a regularização e a forma legal do consórcio público, ou seja, o foco é elaborar o Protocolo de Intenções, obter assinatura dos entes consorciados e ratificar tal instrumento em lei, de acordo com o número mínimo de municípios estabelecidos nele.

Para isso, é fundamental que ocorram reuniões participativas e eventos específicos com os agentes desse processo, bem como articulação entre os poderes legislativo e executivo de cada ente em seu município para aprovação em lei. Esses encontros serão para apresentar o documento elaborado aos entes consorciados, sensibilizar sua aprovação, promover aproximação com as câmaras do poder legislativo municipal e para iniciar ou propor diretrizes à estruturação do Estatuto Social (pelo GT ou Conselho).

Após a ratificação do Protocolo de Intenções em lei, o consórcio público está formalizado. Neste caso, as ações necessárias são a configuração da pessoa jurídica (inscrição na Receita Federal CNPJ¹) e elaboração do Estatuto Social que disporá sobre a organização do Consórcio, a estrutura administrativa, sede, cargos, funções, atribuições e competências, forma de eleição, de organização e demais regras para sua funcionalidade, conforme estabelecido no Protocolo de Intenções.

Recomenda-se atenção para o apoio jurídico que é fundamental para garantir as exigências legais e resultados em consonância com os entes federativos e para o planejamento da estrutura e do conteúdo do Estatuto Social.

ETAPA 4 – IMPLEMENTAÇÃO

1 – FINALIDADE (o que queremos? por que fazer?)

- Realizar a implantação das atividades e ações do consórcio
- Implantar as instalações físicas

2 – ATIVIDADES / AÇÕES (o que fazer?)

- Elaboração do plano de metas a curto, médio e longo prazos
- Elaboração de site do consórcio
- Contratação de pessoal (concurso público, por exemplo)
- Estabelecimento de comissão para seleção de funcionários

3 – FERRAMENTAS (como fazer?)

- Apresentação do protocolo de intenções
- Eleição dos membros do conselho/diretoria/assembleia
- Levantamento de ações prioridades de projetos – atividades iniciais/preliminares

4 – AGENTES (quem?)

- Membros da diretoria/conselhos
- Pessoal contratado / cedido (temporário/concursado)
- Poder executivo local

5 – DURAÇÃO (quanto tempo dura essa etapa?)

- A implantação deve ser rápida (semanas até poucos meses)

6 – PRODUTOS (resultados: onde queremos chegar?)

- Plano de trabalho estruturado
- Relatórios iniciais de acompanhamento
- Meio digital (site) estruturado para divulgação das atividades do consórcio
- Funcionamento efetivo do consórcio público

1 Consórcio Público de Direito Público (Associação Pública): Data de vigência do último ato legal ratificador. Atos legais de ratificação do protocolo de intenções firmado pelos entes federativos consorciados, publicados na forma da lei, acompanhados do ato de nomeação ou eleição/posse do seu dirigente, publicado na forma da lei ou registrado em órgão competente, conforme o caso. CC, art. 41; Lei nº 11.107/2005, arts. 1º a 7º, 11, 12, 15.
Consórcio Público de Direito Privado. Data de registro do estatuto. Estatuto, acompanhado da ata de assembleia de constituição e de eleição/posse do seu dirigente, registrados no RCPJ. CC, arts. 53 a 60; Lei nº 6.015/73, arts. 114, 120. Lei nº 9.532/97, arts. 12 a 15; Lei nº 11.107/2005, arts. 1º a 7º, 11, 12, 15.
fonte: <<http://www.receita.fazenda.gov.br/PessoaJuridica/CNPJ/tabelas/DocumentosEventos.htm>>

Texto Explicativo – Etapa 4: Implementação

A Etapa 4 tem a finalidade de realizar a implementação das atividades e ações do consórcio programadas no início das discussões sobre as áreas de atuação. Assim entende-se que, nesse contexto, destacam-se a estruturação de atividades iniciais (infraestrutura, contratação temporária ou definitiva de pessoal, sede, parceiros) e de divulgação das informações e de documentos (projeto, protocolo, texto informativo, mapa dos entes consorciados) por meio digital (site).

Essa etapa é a primeira, após a constituição do consórcio. Também é ela que necessita ser revisada para avaliar atividades atingidas ou não. Ela representa as ações de rotina e, portanto, infraestrutura e recursos disponíveis são os pontos que exigem maior atenção para o pleno funcionamento do consórcio.

Para implantar as ações previstas, recomenda-se reuniões periódicas (de apoio com a equipe) e específicas (com os GTs) para avaliar as atividades diárias e futuras, conforme plano de trabalho estruturado. Para o plano de trabalho, recomenda-se ressaltar, de acordo com o Protocolo de Intenções (itens obrigatórios e itens recomendáveis), as atividades prioritárias e outras de menor relevância.

Os resultados obtidos poderão ser lidos pelos relatórios de acompanhamento que associam as atividades programadas com aquelas realizadas, sua finalidade e parceiros, bem com a disponibilização desses documentos em meio digital.

ETAPA 5 – EXECUÇÃO E MONITORAMENTO DAS AÇÕES

1 – FINALIDADE (o que queremos? por que fazer?)

- Manter as atividades permanentes previstas no planejamento

2 – ATIVIDADES / AÇÕES (o que fazer?)

- Execução do plano de trabalho a curto, médio e longo prazos

3 – FERRAMENTAS (como fazer?)

- Reuniões para apresentação dos resultados
- Relatórios de acompanhamento
- Divulgação dos resultados obtidos

4 – AGENTES (quem?)

- Membros do consórcio
- Pessoal contratado / cedido
- Poder executivo municipal
- Sociedade Civil
- Parceiros

5 – DURAÇÃO (quanto tempo dura essa etapa?)

- Etapa permanente

6 – PRODUTOS (resultados: onde queremos chegar?)

- Projetos e atividades executados
- Relatórios de monitoramento
- Meio digital (site) atualizado
- Atualização (alteração) dos instrumentos legais quando necessário

Texto Explicativo – Etapa 5: Execução e Monitoramento das Ações

A Etapa 5 tem como objetivo manter as atividades permanentes do consórcio, segundo plano de trabalho acordado entre os entes consorciados. Isso é, considerar a avaliação dos trabalhos desenvolvidos e resultados obtidos, procurar estabelecer novas prioridades e, neste caso, revisar o plano de metas, bem como realizar a busca de parceiros e instituições de apoios financeiros e motivacionais.

Entende-se como atividades permanentes: contatos, relatórios, visitas, participação em eventos, licitações, contratos, pagamentos, fiscalização.

Com isso, será possível avaliar a necessidade ou não de se ampliar o quadro de pessoal e o melhor momento para se fazer essa contratação, manter ou adaptar atividades previstas e Estatuto Social (se estiver elaborado), discutir com entes consorciados a gestão de etapas futuras, implantar mecanismos de monitoramento e melhoria de resultados, entre outras possibilidades.

Os resultados dessa etapa poderão ser avaliados pelo relatório de acompanhamento que poderão ser disponibilizados em meio digital, nas publicações da página do consórcio público. Nesse documento, poderá ter destaque para projetos e ações executados por área e de forma cronológica desde o início das atividades.

Nessa etapa, a diretoria, conselhos e pessoal (temporário ou concursado) definidos no Protocolo de Intenções é que exercerá a representatividade diária do consórcio. O poder executivo municipal, a sociedade civil e os parceiros também poderão ser consultados quando necessário.

Os pontos que merecem atenção são:

- Previsão orçamentária: como é feita essa cobrança em caso de débito? Quantos tempo será aceita participação de ente consorciado em débito ao consórcio? Existe a possibilidade de vincular o rateio a algum tributo (forma de rateio evolui, por exemplo, com o crescimento populacional ou ICMS)?
- Avaliação de novas atividades e propostas, além daquelas programadas no plano de trabalho: o consórcio pode não ter condições de absorver nova demanda, principalmente quando não foi prevista e isso pode dificultar a rotina do consórcio. Neste caso, é interessante refletir sobre quais são as prioridades? Isso trará benefício comum a todos entes consorciados? Os custos estimados estão cobertos pelo planejamento financeiro do consórcio? E os entes consorciados em débito, participam? Existe recurso financeiro disponí-

vel que garanta a contribuição municipal mesmo com a inclusão dessa nova prioridade?

- Reforma, ampliação e construção de infraestrutura necessária.
- Avaliação do plano de carreira de pessoal contratado.
- Busca de subsídios financeiros para auxiliar as atividades programadas e manutenção do consórcio.
- Apoio de setores de contabilidade e jurídico para auxílio na prestação de contas.
- Atualização frequente do site.
- Atendimento às atividades planejadas no protocolo de intenções.

6 Conclusão

As atividades realizadas concentraram-se, basicamente, na obtenção de dados relativos a consórcios associados ao saneamento que puderam ser identificados a partir, sobretudo, de buscas na internet e outros meios de comunicação.

O número de consórcios identificados foi surpreendentemente alto (179 inicialmente, e estudados juridicamente foram 156), embora estejam incluídos os efetivamente implantados e alguns ainda em fase inicial.

Após a identificação e obtenção dos dados básicos dos referidos consórcios, os formulários com informações mais detalhadas, enviados por correio eletrônico, permitiram maior nível de detalhamento, mas o retorno deles foi relativamente lento (houve demora no retorno das respostas por e-mail). Por isso, optou-se pelos contatos telefônicos a alguns consórcios para suprir parte das informações, mas a equipe não obteve muito sucesso pelo elevado tempo demandado para realizar as ligações (telefones desatualizados), identificar o responsável para fornecer a informação (profissionais não pertencem ao quadro de pessoal) e efetivamente fornecer a informação desejada (algumas desconhecidas pelo próprio consórcio).

A classificação dos consórcios em três grupos (saneamento como uma das atividades, saneamento em geral ou somente uma atividade dentro do saneamento) foi consequência das informações obtidas pelo levantamento. A presente pesquisa ilustrou, em termos numéricos, a predominância da atividade de Resíduos Sólidos.

A maior parte dos consórcios públicos em saneamento ambiental possuem articulação intermunicipal e em regiões não metropolitanas.

Pela ficha de caracterização, o agrupamento dos consórcios identificou o consórcio público com ações multisectoriais (MULTI) com a maior representatividade em

iniciativas do Estado e intermunicipais. Enquanto os demais modelos (TDRS, GRS e SAN) apresentam propostas mais específicas para o consorciamento, conforme problemas enfrentados localmente.

Cabe destacar que se apresenta o material de divulgação além da metodologia proposta. Esse material tem a função de manual orientativo, denominado *Guia de Implantação Participativo de Consórcios Públicos em Municípios*, cuja abordagem é mais explicativa e menos sintética que a metodologia.

7 Recomendações e indicativos de custos

Recomenda-se que o conteúdo deles seja divulgado em escala nacional, mas especialmente para prefeituras e autarquias municipais de pequeno porte. Eventos que visem esse público, como realizados pela ASSEMAE – Associação Nacional de Serviços Municipais de Saneamento (<http://www.assemae.org.br/>) e ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (<http://abes-dn.org.br/>), podem representar os meios iniciais para obter boa repercussão e uso dos materiais.

Estima-se que os custos sejam menores que o custo total do projeto. Estima-se que cerca de R\$ 5.000,00 (cinco mil reais) seja viável para realizar os serviços de edição da metodologia em formato de cartilha. O custo da impressão depende da quantidade de exemplares, tipo de papel, presença de cores e outros detalhes de edição. Por isso, não foi previsto de custo para sua reprodução.

Referências bibliográficas

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Disponível <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constitucionaocompilado.htm>. Acesso em 01/03/2016

BRASIL. **Lei Federal nº 11.107 de 6 de abril de 2005**. Dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos e dá outras providências. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2005/lei/l11107.htm>. Acesso em 05/04/2013.

BRASIL. **Lei nº 11.445, de 05 de Janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>. Acesso em: 05 abr. 2013.

BRASIL. **Decreto Federal nº 6.017 de 17 de janeiro de 2007**. Regulamenta a Lei nº 11.107 de 6 de abril de 2005, que dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios

públicos. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/decreto/d6017.htm> Acesso em 05/04/2013.

BRASIL. Lei Federal 12.305 de 2010 – Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em 01/03/2016

CALDERAN, T. B. Consórcio Público Intermunicipal de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Domésticos: Um Estudo de Caso. 2013. 224f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização) – Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, 2013.

CAIXA ECONOMICA FEDERAL – CEF. Guia dos Consórcios Públicos – O papel dos prefeitos e das prefeitas na criação e na gestão dos consórcios públicos. Brasília, 2011a. (Caderno 1). Disponível em <http://www.caixa.gov.br/Downloads/consorcios-publicos-guia/guia_consorcios_publicos_Vol1.pdf>.

_____. **Guia dos Consórcios Públicos – O papel dos dirigentes municipais e regionais na criação e gestão dos consórcios públicos.** Brasília, 2011b. (Caderno 2). Disponível em <http://www.caixa.gov.br/Downloads/consorcios-publicos-guia/guia_consorcios_publicos_Vol2.pdf>.

_____. **Guia dos Consórcios Públicos – As possibilidades de implementação do consórcio público.** Brasília, 2011c. (caderno 3) Disponível em http://www.caixa.gov.br/Downloads/consorcios-publicos-guia/guia_consorcios_publicos_Vol3.pdf

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Perfil dos Municípios Brasileiros 2015. Disponível em <<https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=295942>>. Acesso em 24/04/2014

OBSERVATÓRIO DOS CONSÓRCIOS PÚBLICOS E DO FEDERALISMO – OCFF. Consórcios Públicos. Disponível em <<http://www.ocpf.org.br/>>.

OLIVEIRA, I.C.E. Estatuto da cidade para compreender. Rio de Janeiro: IBAM/DUMA, 2001. Disponível em <http://polis.org.br/wp-content/uploads/estatuto_cidade_compreender.pdf>.

Desenvolvimento de uma ferramenta para o processo de planejamento, implementação e gestão de sistemas sustentáveis de saneamento para comunidades isoladas

Coordenadora da Pesquisa: Paula Loureiro Paulo (UFMS)

Participantes da UFMS: Adriane Angélica Farias Santos Lopes de Queiroz; Adriana Farina Galbiati; Márcia Loureiro Paulo; Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho; Priscila de Moraes Lima; Dayana Medeiros Garcia; Letícia Queiroz; Laís Luna Zara; Jacques Bulhões; Isabela Klein.

Instituição Executora: Centro de Ciências Exatas e Tecnologia – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS)

Instituição Convenente: Fundação de Apoio à Pesquisa, ao Ensino e à Cultura/FAPEC.UFMS

Resumo

O objetivo do presente projeto foi criar uma ferramenta para auxílio na seleção de soluções técnicas e gestão de serviços de saneamento em áreas isoladas, garantindo a sustentabilidade econômica, ambiental e operacional dos serviços, baseada nas diretrizes de três métodos existentes na literatura. A ideia central era desenvolver uma ferramenta de fácil manuseio, ajudando a Funasa desde o processo decisório, na escolha das soluções técnicas, até a gestão da operação e manutenção dos sistemas, sendo que a ferramenta conta com duas intervenções além da aplicação do *software*: uma intervenção técnica e a segunda junto à comunidade. A ferramenta foi desenvolvida em quatro etapas: i) estruturação do conceito da ferramenta de gestão sustentável de saneamento; ii) desenvolvimento de um banco de dados para elaborar um diagnóstico das condições de abastecimento de água e esgotamento doméstico; iii) seleção de tecnologias e critérios de decisão; e iv) programa computacional com árvore de decisão baseado em diagnóstico e alternativas de saneamento. Os principais produtos da pesquisa são: i) Catálogo

de soluções sustentáveis de saneamento (Catalosan); ii) sistema online e, iii) manual do usuário para aplicação da ferramenta completa. Por meio da pesquisa realizada nas comunidades quilombolas rurais do MS, observou-se que não há um modelo de gestão participativo na tomada de decisão da escolha de alternativas para tratamento de água e esgoto, visto que há somente um modelo de sistema, tanto para água como para esgoto, baseado em captação de água subterrânea, com falhas na operação e manutenção e sem tratamento adequado. Para esgoto, a única alternativa é a fossa seca ou absorvente, sem possibilidades de reuso e reaproveitamento dos nutrientes presentes no esgoto, inviabilizando a busca de um sistema de saneamento sustentável. O diagnóstico indicou que é importante uma avaliação por unidade domiciliar das condições de abastecimento e esgotamento, pois há diferenças entre residências, que permitem diversas opções tecnológicas dentro de uma mesma comunidade. O estudo demonstrativo foi realizado na comunidade Furnas de Dionísio, para demonstrar o uso e aplicação da ferramenta desde a coleta de dados (diagnóstico) até a seleção do arranjo tecnológico para o esgoto doméstico. O estudo demonstrativo também foi eficiente para avaliarmos a metodologia participativa escolhida, que teve grande aceitação pela comunidade e resultados positivos quanto ao consenso em relação as tecnologias escolhidas. Os resultados obtidos, tanto do diagnóstico realizado nas comunidades rurais quilombolas do Estado de Mato Grosso do Sul quanto o estudo demonstrativo, indicam que a ferramenta proposta neste projeto de pesquisa será de grande valia auxiliando desde o processo decisório, na escolha das soluções técnicas, até a gestão da operação e manutenção dos sistemas. Dentre os grupos de pesquisa ou técnicos para os quais já apresentamos e discutimos a ferramenta percebemos que a mesma apresenta potencial de aplicação, desde o âmbito da Funasa, para a qual foi desenvolvida, até para elaboração de planos municipais de saneamento, auxiliando técnicos de prefeituras e órgãos de licenciamento, projetistas, estudantes de engenharia, entre outros. Na versão atual o *software* apresenta soluções para esgoto sanitário, podendo ser ampliado para sistemas de abastecimento de água e resíduos sólidos domésticos, como proposto no objetivo original.

Palavras-chave: diretrizes, gerenciamento, saneamento básico, zona rural, website.

Abstract

The objective of this project was to create a tool to assist in the selection of technical and management solutions of sanitation services in isolated areas, ensuring the economic, environmental and operational sustainability of the services, based on 3 methods available in the literature. The main idea was to develop an easy-to-use tool, helping Funasa from the decision-making process, choosing the technical solu-

tions, to managing the operation and maintenance of the systems. The tool has two interventions besides the software application: one technical intervention and an intervention with the community. The tool was developed in 4 steps: i) structuring the concept of the sustainable sanitation management tool; ii) development of a database to analyse the basic sanitation situation related to water supply and domestic sewage; iii) selection of technologies and decision criteria; and iv) computational program with decision tree based on the analysis of the situation and alternatives of technologies. The main research products are: i) Catalogue of sustainable sanitation solutions (CataloSan); ii) on line system and, iii) user manual for application of the complete tool. Through the survey conducted in the rural Quilombola communities of the MS, it was observed that there is no participatory management model in the decision-making process for choosing alternatives for water and sewage treatment, since there is only one system model, both for water and sewage, based on groundwater collection, with lack of operation and maintenance and without adequate treatment. For sewage, the only alternative is the dry or absorbent pit, with no possibility of reuse and reutilisation of the nutrients present in the sewage, making it impossible to find a sustainable sanitation system. The survey indicated that an individual household evaluation of the water supply and sewage conditions is important, since there are differences between residences, which allow several technological options within the same community. The demonstrative study was carried out in the community Furnas do Dionísio to demonstrate the use and application of the tool from data collection (diagnosis) to the selection of the technological arrangement for domestic sewage. The demonstrative study was also efficient to evaluate the chosen participatory methodology, which was widely accepted by the community and showed positive results regarding the consensus on the chosen technologies. The results obtained from the survey carried out in rural communities in the state of Mato Grosso do Sul and the demonstrative study, indicate that the tool proposed in this research project will be of great value, helping from the decision making process, to the choice of technical solutions and also to the operation and maintenance of the systems. When presenting and discussing the tool with research groups and technicians, we could notice that it has great potential for application, from the scope of Funasa, to which it was developed and even for the elaboration of municipal sanitation plans, assisting technicians of municipalities and environmental licensing agencies, designers and engineering students, among others. In the current version, the software presents solutions for domestic sewage, being able to be extended to systems of water supply and domestic solid waste, as proposed in the original objective.

Keywords: *guidelines, management, basic sanitation, rural area, website.*

1 Introdução

A problemática na gestão de água, esgoto e resíduos sólidos na área rural, ou em comunidades isoladas, é um desafio muito maior em relação à área urbana na implementação e operação desses serviços.

Atualmente, estão disponíveis 3 (três) ferramentas elaboradas por grupos multidisciplinares que visam auxiliar na escolha de um sistema de saneamento sustentável. O Compêndio de Sistemas de Saneamento e Tecnologia da EAWAG- SANDEC (TILLEY et al., 2008), que reúne em um volume uma ampla gama de sistemas de saneamento e tecnologias inovadoras, ajudando o usuário a compreender e trabalhar com o conceito de sistema, pelo processo iterativo de escolha ligando à tecnologia apropriada (EAWAG, 2005).

Outra ferramenta é o *Sanitation 21* da IWA (IWA, 2006), que tem como objetivo apoiar as autoridades municipais e locais em preparar planos de saneamento municipais de forma racional e realista. Propõe o planejamento em 3 (três) diferentes fases: i) compreender o contexto existente e assegurar compromisso; ii) analisar as técnicas e opções de gerenciamento; iii) avaliar as opções e preparar o plano.

A *SSWM toolbox* (Caixa de Ferramentas – Saneamento Sustentável e Gestão da Água) é a coleção mais abrangente de ferramentas (CONRADIN et al., 2011). O principal benefício é a sua abordagem holística: não apenas focada no planejamento, mas sobre as diferentes etapas que são necessárias a partir de uma ideia para uma solução de trabalho: i) ajudando a identificar os problemas locais, ii) apoiando o processo de planejamento e, iii) apresentando inúmeras soluções que são susceptíveis a melhorar a situação local específica.

Nesse sentido, o objetivo desse projeto é apresentar a proposta de integrar essas 3 (três) ferramentas existentes em um programa (*software online*), com um banco de dados específicos da comunidade, incluindo desde as opções de soluções tecnológicas já desenvolvidas para auxiliar no processo decisório, até a gestão da operação e manutenção dos sistemas, de modo que não se limitem as opções de arranjos tecnológicos e de gestão.

2 Objetivos

2.1 Geral

Criar uma ferramenta que auxilie na seleção de soluções técnicas e gestão de serviços de saneamento em áreas isoladas, garantindo a sustentabilidade econômica,

ambiental e operacional dos serviços, por meio da apresentação de um programa, baseado nas diretrizes de três métodos existentes na literatura. O projeto terá a aplicação de um estudo de caso para comunidades quilombolas no intuito de ser demonstrado o uso e aplicação da ferramenta proposta desde a coleta de dados, até a seleção do arranjo tecnológico para abastecimento de água, esgoto e resíduos sólidos, apresentação para a comunidade e implementação da unidade demonstrativa.

2.2 Específicos

- 1) Transformar dados disponíveis nos sistemas do Ministério da Saúde em informações para alimentar a ferramenta proposta.
- 2) Criar um banco de dados integrando dados sobre saúde, cultura, tecnologias ambientais e inventário ambiental, entre outros, que pode ser utilizado e atualizado pelo usuário.
- 3) Desenvolver um sistema online que cruze as informações contidas no banco de dados desenvolvido de forma inteligente, considerando a vasta gama de informações sobre a comunidade de interesse.
- 4) Compilar na forma de um catálogo, soluções sustentáveis de sistemas de saneamento descentralizado (água, esgoto e resíduos sólidos), aplicáveis às condições brasileiras, reunindo também todas as experiências desenvolvidas no âmbito dos editais anteriores da Funasa.
- 5) Disponibilizar um banco de dados completo sobre as comunidades quilombolas no estado de Mato Grosso do Sul, servindo como ponto de partida para o uso da ferramenta pela Funasa.
- 6) Propor uma metodologia de apresentação do arranjo tecnológico aos interessados (usuários, entidades governamentais, etc.) que se enquadre nas possibilidades de trabalho da Funasa.
- 7) Implementar o projeto em escala demonstrativa em comunidades quilombolas para testar e adequar a ferramenta e a metodologia proposta (teste piloto).
- 8) Capacitar membros da equipe técnica da Funasa (estadual e/ou nacional) para o uso da ferramenta.

3 Metodologia

3.1 Diagnóstico

Na primeira etapa do diagnóstico foram coletados dados referentes às comunidades quilombolas de Mato Grosso do Sul. Os dados foram colhidos a partir de relatórios antropológicos e relatórios governamentais publicados e não publicados, elaborados pela Fundação Nacional de Saúde (Funasa) e Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (Incra), entre outros.

Para a elaboração do diagnóstico da situação socioeconômica, de saneamento e do manejo de resíduos sólidos nas comunidades rurais, foram aplicados questionários à população quilombola, por uma empresa terceirizada, acompanhada e supervisoria pela equipe de pesquisa deste trabalho. As informações foram obtidas por meio da aplicação de um questionário pré-estruturado, elaborado por equipe multidisciplinar que buscou abordar os diversos fatores ambientais e de saúde que possam afetar a qualidade de vida das famílias quilombolas.

O universo do estudo foi composto pelas famílias quilombolas residentes nas 12 comunidades rurais de Mato Grosso do Sul e para a coleta de dados foi utilizada a técnica de entrevista pessoal com abordagem nos lares, sendo o respondente a pessoa responsável pelo domicílio. Para a realização da pesquisa, foi feita uma amostra quantitativa probabilística, selecionada por meio do modelo estatístico de conglomerados (PPT – Probabilidade Proporcional ao Tamanho) em 02 estágios.

Os municípios foram selecionados por sorteio sistemático, utilizando-se o número de famílias como parâmetro. Para a realização do sorteio, foram organizados os municípios que possuem comunidades na zona rural, em ordem decrescente de famílias, determinando um início aleatório para o sorteio e calculando-se um salto constante, considerando-se a população total do universo e o número de pontos amostrais a serem realizados.

A amostra foi de 85 (oitenta e cinco) entrevistas distribuídas em 07 (sete) das comunidades quilombolas rurais de Mato Grosso do Sul, com margem de erro total para mais ou para menos de 3 pontos percentuais, considerando-se um nível de confiança de 95%.

Os domicílios foram selecionados por sorteio sistemático com início aleatório e com salto constante. Posteriormente, a partir da seleção do domicílio, os indivíduos entrevistados foram selecionados de acordo com o perfil pré-estabelecido.

3.1.1 Análise da co-criação de valor

Para a análise da co-criação de valor, a metodologia utilizada foi a pesquisa exploratória descritiva com uma análise qualitativa dos dados. A abordagem qualitativa que considera dados secundários e primários a partir do estudo de caso, parece ser adequada nesse contexto por se tratar de uma leitura exploratória focada em compreender quais aspectos de fato dificultam a gestão sustentável dos investimentos realizados pela Funasa em comunidades quilombolas.

O primeiro passo para responder ao objetivo deste trabalho foi fundamentado em uma entrevista realizada com gestores da Funasa-MS com questionário semiestruturado para coleta dos dados. Além disso, buscou-se verificar as evidências da existência de um ambiente propício para a co-criação de valor sustentável, aplicando-se questionários semiestruturado na comunidade Família Bispo em Sonora/MS e na Comunidade Família Dos Pretos em Terenos/MS, ambas já com sistemas implantados pela Funasa.

Para identificar elementos facilitadores e dificultadores da co-criação de valor neste processo, foi utilizada a análise categorial. Para isso, foram selecionados atributos de acordo com os elementos básicos da co-criação de valor, sugeridos por Prahalad e Ramaswamy (2004). Essas categorias de análise procuram evidenciar facilitadores e dificultadores ao se implementar a co-criação de valor sustentável para uma comunidade quilombola pela Funasa.

3.2 Ferramenta online

A ferramenta online foi desenvolvida nas seguintes fases: (i) estruturação do conceito da ferramenta de gestão sustentável de saneamento; (ii) desenvolvimento de um banco de dados para elaborar um diagnóstico das condições de abastecimento de água e esgotamento doméstico; (iii) seleção de tecnologias e critérios de decisão; e (iv) programa computacional com árvore de decisão baseado em diagnóstico e alternativas de saneamento.

A concepção na forma de aplicação é baseada na integração do *Sanitation 21* e do *Sanitation Safety Planning*, além do Termo de Referência da Funasa para Planos Municipais de Saneamento (TR PMSB); o diagnóstico segue recomendações da *Sustainable Sanitation and Water Management toolbox – SSWM toolbox*, com banco de dados acoplado; e seleção e critérios de escolhas de sistemas e tecnologias de saneamento baseado no *Compendium*, *Greywater Management*, NBRs (informações também de dados da Funasa) e *Household water treatment and safe storage*.

Após a realização do diagnóstico, os dados são enviados para um banco de dados. Por meio de uma árvore de decisão é feito o cruzamento das informações da área de estudo com as tecnologias que estão cadastradas no banco de dados da ferramenta, sendo apresentados possíveis sistemas e tecnologias de saneamento.

Depois dessa etapa ainda é necessário que sejam analisadas as opções técnicas de cada tecnologia, como aspectos ambientais (nível do lençol freático, solo rochoso e de difícil escavação, etc) e culturais (uso de urina no solo, defecação de cócoras, aspectos religiosos com relação à água, fezes e urina, entre outros).

Por fim, são levadas para a comunidade as possíveis tecnologias, e por meio de oficinas e capacitações, com objetivo de selecionar as tecnologias, são apresentados, usando um Catálogo de Soluções Sustentáveis em Saneamento (CataloSan), os critérios de dimensionamento e adequação, aspectos de operação e manutenção e outros detalhes, que serão discutidos com os membros locais.

3.3 Estudo demonstrativo

A comunidade selecionada foi Furnas de Dionísio, situada no município de Jaraguari/MS. Para o estudo-piloto foi feita uma análise das condições sociais, econômicas, de saúde, água, esgoto e resíduos sólidos nas comunidades quilombolas de Mato Grosso do Sul, baseada na aplicação de questionários (dados primários) e em algumas informações referentes aos investimentos (dados secundários). Utilizando os dados dessa análise, foram selecionadas as respostas com relação: (1) ao contexto que a comunidade está inserida (rural, urbana e periurbana), que no caso foram apenas comunidades rurais; (2) com relação ao transporte das fezes, se é com ou sem água, proveniente de instalação predial, ou se há falhas e eventualmente há necessidade de usar algum recipiente, de forma manual, para enviar (transportar) as fezes e urina com água para coleta, armazenamento ou tratamento; (3) se separação ou não entre água cinza e água negra. Foram realizadas uma oficina participativa de Saneamento Focado em Recursos e uma oficina prática, durante a qual foi implantado o sistema-piloto de tratamento de efluentes.

Também foi elaborado um manual do usuário, baseado no passo-a-passo para o uso do *software*.

3.4 Elaboração do Catalosan – Catálogo de Soluções Sustentáveis de Saneamento

O catálogo foi elaborado de uma forma que possa alimentar o banco de dados da ferramenta online, no que diz respeito a tecnologias de saneamento. Ao mesmo tempo, poderá, em seu formato digital ou impresso, servir de guia para interessados em aplicar os conceitos do Saneamento descentralizado e focado em recursos ao tratamento de efluentes, especialmente os domiciliares.

4 Resultados alcançados frente aos objetivos propostos e discussão

4.1 Diagnóstico

4.1.1 Pesquisa de campo nas comunidades

Foi observado que dentre os entrevistados 57% são do sexo masculino e 43% do sexo feminino. A idade média dos entrevistados foi de 49,3 anos e dos familiares de 32,5 anos, sendo a idade média dos filhos de 14,9 anos.

A distribuição da população por faixa etária é de: 17,3% de 0 a 10 anos, 18,7% de 11 a 20 anos, 9,3% de 21 a 30 anos, 14,7% de 31 a 40 anos, 13,3% de 41 a 50 anos, 10% de 41 a 50 anos e 10% mais de 60 anos. Ainda teve um grupo de 6,7% que não souberam responder a idade. Há um número maior de crianças e adolescentes, embora haja uma tendência no aumento da idade média da população, que se deve ao fato das pessoas saírem da comunidade em busca de estudo e emprego nas áreas urbanas.

Foi observado que a população apresenta baixa escolaridade, sendo que apenas 14,1% possuem ensino superior completo e 8,2% finalizaram o ensino médio. A maioria, 31,8% não concluiu o ensino fundamental.

A maior parte da população (37,6%) é natural do município de Campo Grande e Corguinho (15,3%). Ainda há pessoas de outros municípios no Estado, tais como: Terenos, Nioaque, Maracaju, Jaraguari, Figueirão, Sidrolândia, Camapuã e Aquidauana, além de outros Estados, como: Paraná, Bahia, Piauí e Ceará.

A média salarial da população Quilombola com maior proporção é de 1 a 2 salários mínimos, o que equivale a R\$ 788,00 a R\$ 1.576,00, representando 54,1% dos entrevistados. A renda máxima de 3 a 5 salários mínimos alcança apenas 4,7% da população.

Dessas pessoas, 65,9% possuem atividade remunerada, onde 52,9% (maioria) são autônomos e 35,3% não possuem vínculo empregatício. Apenas 5,9% são servidores públicos e a mesma proporção possui carteira assinada.

Há 11,8% de aposentados, e o mais preocupante, apenas 2,4% estudam e 21,2% não estudam nem trabalham. A maioria das pessoas (61,2%) trabalham na própria comunidade, e somente 5,9% atuam fora das comunidades quilombolas.

Nesse sentido, observou-se também que grande maioria da população: 28,2%, 36,5% e 21,2%, está na classe C1, C2 e D, respectivamente, de acordo com o Critério de Classificação Econômica do Brasil – CCEB. Onde a comunidade Família Malaquias possui o maior nível de classe e Furnas de Boa Sorte a menor.

A maior proporção dos entrevistados (88,2%) não possui deficiência, 8,2% possuem deficiência física e 3,5% mental.

Dos entrevistados, 95,3% afirmam que há um líder na comunidade, sendo que 85,2% responderam que a liderança foi escolhida pelo voto e 72,9% entendem que a importância desses líderes é na administração.

Verificou-se que 81,5% dos líderes não recebem apoio financeiro para as atividades na comunidade, além disso 82,4% afirmam que não há ajuda financeira de empresas privadas.

Entretanto, 77,6% disseram que realizam mutirões em suas comunidades. Sendo que 66,7% dos mutirões foram com foco em limpeza e 16,7% com relação as atividades de plantação e criação de animais.

A comunicação é basicamente por meio de telefone próprio (54,1%) e telefone celular (48,2%). Interessante ressaltar que apenas 3,5% e 1,2% da população, respectivamente, utilizam internet e rádio.

Isso revela que o telefone, próprio ou celular, pode ser uma alternativa para divulgar informações de cunho socioambiental, e até mesmo uma maneira para coleta de dados e informações pertinentes à água e esgoto.

Quase a totalidade dos entrevistados (96,5%) possui residência de alvenaria e 3,5% de madeira, com 82,4% tendo sua propriedade cercada. Desses residências, 97,6% possuem casa própria e somente 2,4% são alugada ou emprestadas.

A grande maioria das comunidades de Mato Grosso do Sul possuem sua edificação de alvenaria, diferente de Caiana dos Crioulos, na Paraíba (SILVA, 2014), onde grande parte das residências são de taipa, de madeira, enxertadas com barro.

Foi identificado que mais de 89% da população mora na comunidade e está há mais de 10 anos na mesma, com uma média de 2,8 pessoas por habitação. A média da área construída das residências é de 53,6 m², no entanto, há uma variação no terreno de 300 m² (39%) até 20 ha, com média de 5 cômodos por habitação.

De acordo com os moradores, os responsáveis pelo abastecimento são basicamente a prefeitura, a associação ou comunidade e o proprietário, embora 15% não souberam responder esse questionamento; sendo que 14,1% já entraram em contato com o responsável para reclamar de falhas no sistema de abastecimento de água, sendo que mais de 80% reclamaram de falta de água ou vazamentos, comprometendo o sistema. Embora 67% avaliam como “bom” o atendimento em relação aos problemas no abastecimento.

Em se tratando do tipo de manancial nas comunidades, 8,2% captam água para consumo de uma mina ou fonte de água; 75,3% a água da captação é proveniente de poço comunitário; 16,5% possuem poço particular como manancial; e 98,8% dos entrevistados possuem instalação hidráulica predial em pelo menos um dos cômodos, como cozinha, banheiro e lavanderia.

Haja vista, um dos maiores problemas seja a falta de água nos sistemas (disponibilidade), decorre ocasionalmente quando não há um responsável para operar o sistema (25%); em função da falta da luz (12,5%) sendo o principal motivo o período de estiagem (37,5%).

Esses dados revelam situações diferentes de outras comunidades, como o estudo de Amorim et al. (2013), na comunidade Boqueirão Afro, na Bahia, onde 88% da comunidade não possuem água encanada e 82,6% consomem água de poço, mina, ou fonte. Na comunidade Caiana dos Crioulos, na Paraíba, nenhum dos 128 domicílios contam com água encanada e em mais de 46% a fonte de água é poço domiciliar, cisternas, cacimbas e nascentes.

Mais de 96% da população das comunidades possuem caixa d’água (reservatório interno), embora, quase 90% não promovam a desinfecção da água com cloro. Apenas 4 residências utilizam cloro, e 50% adquiriram o cloro comprando. Entretanto, mais de 84% da comunidade relatam realizar a manutenção e limpeza da caixa d’água regularmente.

As formas de tratamento adotadas além da cloração nas caixas d’água, são: coar a água (peneira) e fervura (2,4%) e filtração (9,4%). Sendo que mais de 88% não realizam nenhum tipo tratamento da água para consumo. Situação diferente do estudo de Silva (2014), em uma comunidade na Paraíba, onde 82,8% da população usam cloro e apenas 15% não realizam qualquer tratamento da água.

Nas comunidades, foi observado que 85% da população não conhecem algum morador que paga pela água, entretanto, 15% conhecem pessoas em suas respectivas comunidades que pagam pelo serviço; onde 46,2% pagam entre R\$ 10,00 a R\$ 30,00.

Em todas as comunidades, mais de 60% da população dizem que pagaria pelo serviço, apenas em Furnas dos Baianos que 50% alegaram que não pagaria. Além disso, mais de 88% dos quilombolas não acreditam ser necessário a ajuda de outras pessoas, como uma equipe técnica especializada, que não resida na comunidade, para auxiliar na melhoria da qualidade da água.

Com relação ao esgotamento doméstico, foi observado que 4,7% da população lançam seus efluentes a céu aberto; 3,5% em córrego e rios e mais de 98% lançam alguma parte do esgoto gerado na residência (cozinha, banheiro, lavanderia) em fossa séptica. Não foi possível avaliar a qualidade dos aspectos construtivos das fossas sépticas, que devem ser vedadas, para que o esgoto não infiltre ou percole no solo.

Embora foi constatado que em muitos casos há somente a fossa séptica, sem sumidouro, logo entende-se que provavelmente são fossas absorventes.

Foi avaliado que 47% possuem uma fossa em casa, 46% possuem duas fossas e em torno de 10% possuem de três a quatro fossas (sépticas ou absorventes).

Foi observado que em todos os vasos sanitários é utilizado água para transporte das excretas, não havendo sistemas secos (sem água), sendo que 98% informaram ser proveniente de água encanada (de uma instalação predial) e apenas 1 (uma) residência apresentou utilizar mangueira como alternativa para descarga; 100% dessas residências destinam as fezes e urina para uma fossa (séptica ou absorvente).

Semelhante a bacia sanitária, 98% das residências possuem encanamento (instalação predial) para o lavatório e chuveiro, e 1 (uma) residência utiliza uma mangueira, sendo lançado o efluente em fossas (sépticas ou absorventes). Há 3 (três) residências que dispõe o esgoto (água cinza clara) a céu aberto, sem nenhuma coleta ou tratamento.

Na pia da cozinha, foi observado que a mesma residência possui o uso de uma mangueira para lavar os alimentos, lavar a louça, etc, embora, mais de 98% possuem instalação predial. Em torno de 12% da população lançam o esgoto (água cinza escura, com a presença de gordura da fração da pia da cozinha) a céu aberto, e há uma residência que dispõe o esgoto direto em um corpo hídrico.

Mais de 92% das residências possuem instalação predial para máquina de lavar; 2,4% utilizam água de um balde e 4,7% usam mangueira. Entretanto, para essa fração do esgoto doméstico (água cinza clara), mais de 28% reutilizam a água utilizada para lavar roupa, chegando a 62,5% para limpeza e mais de 28% para o jardim, hortas, plantas e irrigar de forma geral. Um fator importante é que mais de 63% do

esgoto proveniente da máquina escoa a céu aberto, sem coleta ou tratamento adequado. Nesse sentido, nota-se que a tomada de decisão com relação às tecnologias de tratamento de esgoto deve abranger a gestão da água cinza clara (fração da máquina/tanque de lavar roupa, chuveiro, lavatório e sem a pia da cozinha).

Foi identificado que nas comunidades basicamente ocorre uma intervenção parcial e restrita na implementação eventual nos serviços de abastecimento, sem participação no planejamento, operação e manutenção. Onde no município de Campo Grande (Chácara Buriti) é feita pela Empresa Águas Guariroba; em Aquidauana e Terenos (Furnas dos Baianos e Comunidade dos Pretos) pela Sanesul – Empresa de Saneamento do Estado de Mato Grosso do Sul; e Corguinho e Jaraguari (Furnas de Boa Sorte e Furnas do Dionísio) pelos SAAEs (Sistema Autônomo de Água e Esgoto) dos municípios.

Com relação ao abastecimento de água os investimentos que ocorreram até 2009, sendo os últimos realizados, foram: R\$ 378.892,32 em Furnas dos Baianos (atendendo aproximadamente 22 famílias); R\$ 316.502,87 em Furnas de Boa Sorte (atendendo aproximadamente 36 famílias); R\$ 158.037,22 na Família Malaquias (atendendo aproximadamente 45 famílias); e em São Miguel, R\$ 282.087,53. Os investimentos foram oriundos de Obra direta e/ou PAC/2007. Algumas das comunidades estudadas não receberam investimentos no período. Quando esses valores são avaliados *per capita*, percebe-se a grande diferença, variando entre R\$ 951,74 (Família Malaquias) e R\$ 4.667,31 (Furnas dos Baianos).

Para esgotamento doméstico, é comum adotar o sistema de Melhoria Sanitária Domiciliar – MSD em áreas rurais, desprovidas dos sistemas convencionais de esgotamento sanitário. O sistema implantado contém 01 vaso sanitário de louça com tampa e caixa de descarga acoplada, 01 chuveiro de plástico, 01 lavatório moldado em Plástico Reforçado com Fibra de Vidro conectado ao módulo sanitário, 01 reservatório acoplado com interligações hidráulicas hidrossanitárias e de energia elétrica, uma fossa e um sumidouro que destina os dejetos.

Foram instalados 12 módulos na Comunidade Chácara Buriti, 5 módulos na Comunidade São Miguel e 12 módulos na Comunidade do Pretos, variando valores de investimentos na ordem de R\$ 29.519,60 até R\$ 70.847,04, com um investimento *per capita* em torno de R\$ 1.599,98 por módulo.

Importante salientar que nem todas as obras foram 100% concluídas, tanto para o abastecimento de água como para o esgotamento doméstico. Alguns sistemas precisam de manutenção e devem ser operados adequadamente para garantir o objetivo do saneamento, a prevenção em saúde.

Mais de 50% da população se diz insatisfeita com os serviços de saúde. Quando se busca atendimento, 93,2% da população costumam procurar o posto de saúde, entretanto, o tempo médio de deslocamento é de 58 minutos até o mais próximo.

Entre as doenças mais comuns nas comunidades, 5,9% responderam ter tido leishmaniose, 3,5% hepatite, 1,2% dengue, 4,7% problemas de pele, 30,6% disseram ter vermes, e mais de 60% apresentaram diarreia, sendo que 65% foi no último ano.

A incidência da diarreia foi maior nas comunidades Chácara Buriti e Furnas dos Baianos. Sendo que 75% relacionam esse sintoma com água contaminada. No combate à diarreia, 45,9% utilizaram soro caseiro como primeira atitude e posteriormente quase 83% costumam procurar um posto de saúde.

4.1.1.1 Resíduos Sólidos

Buscando-se obter informações detalhadas, mais específicas, sobre as práticas relacionadas ao manejo de resíduos sólidos nas comunidades, foi constatado que apenas duas (Família Malaquias e Chácara Buriti) das sete comunidades possuem coleta de resíduos, ou seja, somente 30% das comunidades quilombolas contam com esse serviço. Representando cerca de 280 quilombolas com serviço de coleta de resíduos na zona rural de Mato Grosso do Sul de uma população total de 940 habitantes dessas comunidades.

Para os que possuem coleta, foi questionado quanto à qualidade desse serviço, sendo que 33,3% classificou o serviço como “ótimo” e 42,9% como “bom”, demonstrando a satisfação dos moradores que possuem o serviço em suas comunidades.

Os respondentes também foram questionados quanto ao reaproveitamento de lixo de suas residências e 76% dos entrevistados afirmaram não reutilizar nenhum tipo de resíduo. Os 19% que reutilizam afirmaram utilizar garrafas pet, embalagens de alumínio, resíduos orgânicos, entre outros. Observa-se que o índice de reaproveitamento de resíduos é muito baixo pelas condições em que esses moradores vivem, uma vez que poderiam tirar proveito financeiro de muitos desses resíduos que são descartados.

Além disso, 45,9% dos entrevistados afirmaram saber o significado da coleta seletiva, e 87,1% dos moradores sobre a reciclagem, sendo que nas comunidades São Miguel e Família Os Pretos, 100% dos moradores afirmaram ter esse conhecimento. Nas comunidades Família Os Pretos, Chácara Buriti e Furnas de Boa Sorte, foi verificado que existe alguém na comunidade que retira seu sustento da reciclagem, demonstrando um potencial de emprego dessa prática nesses locais.

O acondicionamento dos resíduos dentro das residências quilombolas é efetuado, em sua maioria, em sacolas plásticas dentro de cestos de lixo.

Com exceção dos restos de alimentos, os resíduos não são separados pelas famílias. Sendo assim, a grande maioria dos resíduos gerados é queimada nas comunidades, pois possuem como destinação o lixo comum. Os restos de comida são amplamente destinados à alimentação dos animais, mesmo nas comunidades que possuem a coleta dos resíduos realizada pela Prefeitura. Ainda, uma pequena parcela utiliza restos de alimentos como “adubo”, ou seja, lançam diretamente no solo.

Percebe-se que houve certa confusão dos entrevistados ao responder esse questionamento, já que muitos informaram que queimam os resíduos, mesmo quando essa é a prática de seu “lixo comum”.

O óleo de cozinha possui um alto índice de reaproveitamento, sendo utilizado para a fabricação de sabão, seja pelos próprios moradores ou por algum conhecido.

Relacionado indiretamente à geração de resíduos sólidos, mas diretamente ao manejo dos mesmos, os moradores foram questionados quanto a existência de horta, bem como o que utilizam nas mesmas, os resíduos que são gerados no manejo dessas hortas e a criação de animais, tanto de estimação como gatos e cachorros, como vacas, bois e galinhas.

Quanto à horta, 40% dos entrevistados alegaram possuir, sendo que as comunidades São Miguel e Família Malaquias obtiveram a maior quantidade de moradores com hortas em suas residências, correspondendo a 70% do total. A comunidade Furnas de Boa Sorte é a que possui o menor número de hortas, correspondendo apenas a 18,2% dos moradores.

Observa-se então que dos moradores com horta, 50% adubam as mesmas com esterco de animais. Ainda, dos resíduos gerados no cultivo das hortas, 58,8% são embalagens de sementes, 20,6% restos de comida e 11,8% embalagens de adubo, que em sua maioria (44,1% dos casos) são deixados no chão sem destino. Observa-se que nas comunidades visitadas os moradores não utilizam agrotóxicos para o cultivo de suas hortas, somente adubos sendo os químicos pouco representativos.

Dos moradores respondentes 30,6% não criam nenhum tipo de animal, sendo assim os 69,4% que criam animais possuem, em sua maioria, galinhas (46%) e vacas (28%).

Dos moradores que possuem animais de criação, 52,5% informaram fazer adubo a partir das fezes dos mesmos, 37,3% não fazem nada com as fezes e 8,5% recolhem e colocam no lixo. Nas propriedades rurais de Curitiba estudadas por Larsen (2010) 45% lançam os estercos no solo sem nenhum tipo de tratamento, mas 39% afirmaram compostar esses resíduos para a utilização nas plantações como composto orgânico e 16% utilizam esterqueiras para esse procedimento.

Por fim, quanto aos animais de estimação 72,9% dos moradores possuem um ou mais entre gatos e cachorros, que são alimentados principalmente com restos de alimentos (91,9%) e/ou ração (67,7%).

4.1.2 Análise dos atributos da co-criação de valor

Para levantar quais aspectos de fato dificultam a gestão sustentável dos investimentos realizados em comunidades quilombolas, foram analisados atributos de acordo com os elementos básicos da co-criação de valor, para o caso da Funasa no Mato Grosso do Sul.

4.1.2.1 Diálogo

Em observação ao processo de implantação do sistema de saneamento, observou-se que o líder da comunidade quilombola manifesta, em nome da comunidade, o interesse na implantação do sistema ao representante do município. Após isso, esse representante do município busca por meio de uma convocação por Edital divulgado pela Funasa, atender aos critérios e regras exigidos para que obtenha o recurso financeiro. Caso selecionado, o município recebe uma notificação e tem 30 dias para manifestar legítimo interesse no aceite do recurso. Feito isso, o município deve apresentar proposta de trabalho para celebração do convênio e repasse financeiro. Em seguida, o município realiza processo licitatório para que uma empresa de engenharia elabore os projetos e execute as obras. Sendo o papel da Funasa nesta etapa apenas de fiscalizar as obras.

Em termos de plataformas de *diálogo* com o usuário final, pode-se constatar que não há diálogo direto com o usuário durante o processo de escolha e implantação do sistema. Ocorrendo a manifestação por meio de ofício, no qual o líder da comunidade relata as condições do local e seus interesses. Esse ofício é assinado pelos demais membros da comunidade e é apresentado à prefeitura municipal.

Ainda na categoria diálogo, nota-se que a maioria, dentre os entrevistados, já ouviu falar na Funasa e associam à organização apenas o serviço de água. Evidenciando

neste caso, o pouco conhecimento sobre a missão da Funasa e os serviços relacionados ao sistema de saneamento completo (água, esgoto, drenagem e resíduos).

4.1.2.2 Acesso

A categoria de acesso retrata a possibilidade de o usuário testar o produto antes de obtê-lo, por meio da busca em conhecer melhor a comunidade e seus anseios.

Na comunidade dos Pretos, foi instalado um poço de abastecimento de água o qual, conforme relato do líder, teve um custo de aproximadamente R\$175.000,00, contudo o seu uso durou apenas 90 dias, estando a instalação paralisada desde então, por quase um ano.

Verifica-se nesse caso que parece existir ação da Funasa favorável ao acesso da comunidade, permitindo a experiência do uso, mas no entendimento do usuário não é evidente a ação, uma vez que na sua percepção não há um monitoramento em casos de problemas posteriores à implantação do sistema.

Conforme observou-se, a comunidade Família dos Pretos vem apresentando dificuldades em solucionar o problema do poço que atualmente não está funcionando, considerando que a Funasa não dispõe de recursos financeiros para manutenção e operação; ficando evidente que a comunidade não está ciente dessa condição. Ainda sobre essa comunidade, 91% responderam estar dispostos a pagar pelo serviço de água; já não ocorre o mesmo com a comunidade Família Bispo, onde a maioria entende que é de responsabilidade da prefeitura oferecer esse serviço.

Conforme a entrevista, na comunidade Família dos Pretos, os quilombos assumiram a necessidade de auxílio técnico para melhorar os serviços de saneamento; os próprios quilombolas realizam mutirão para construir as fossas sépticas nas casas, sem preparo técnico algum. Na Família Bispo, conforme relatos, os módulos sanitários utilizados pelos moradores foram construídos por eles mesmos, porém não se sabe ao certo se teve acompanhamento da Funasa, além disso, conforme relatos, desde sua implantação os módulos nunca foram utilizados pela comunidade.

4.1.2.3 Avaliação de Risco e Benefícios

O primeiro aspecto a se observar sobre a *avaliação de risco e benefícios* da não utilização do sistema pelo usuário é o caráter técnico dessa atribuição, geralmente realizado pelas empresas de engenharia responsáveis pela execução do projeto de saneamento. Nesse caso não foi possível observar a existência de mecanismos de controle da Funasa sobre esse aspecto.

No que se refere à percepção dos usuários, em relação ao abastecimento de água, os respondentes afirmam de forma divergente à resposta da líder da comunidade Família Bispo, dizendo ser “péssima” a condição da água “tratada”, e todos afirmam não utilizar a água do poço. Apesar da comunidade se dizer insatisfeita com a condição do saneamento básico, a saúde aparentemente é satisfatória. Na comunidade dos Pretos, 73% responderam ser “boa” a qualidade da água que chega até a residência, contudo não se referem à água fornecida pelo poço da Funasa, visto que o mesmo funcionou por apenas três meses. Após 40 dias da instalação do poço, a Funasa retornou à comunidade para coletar água e fazer a análise, porém não foi verificado se a comunidade teve conhecimento do resultado.

Foi constatada também a implantação de módulos sanitários pela Funasa no ano de 2006 na comunidade Bispo, utilizando modelos pré-moldados, instalando-os fora dos domicílios. Observou-se, porém, que nenhuma família os utiliza. Segundo os respondentes, a implantação foi realizada sem a consulta à comunidade e hoje em dia são utilizados como depósito. Os respondentes alegaram que os módulos foram construídos afastados das residências e apresentam estrutura precária para a sua finalidade.

Ainda foi observado, a partir da pesquisa, que ambas as comunidades aparentemente não possuem crenças culturais e religiosas que interferem na higiene, de acordo com recomendações do princípio de saneamento básico.

4.1.2.4 Transparência

A última categoria analisada foi a *transparência*, buscando-se entender se os usuários reconhecem a necessidade de que eles precisam de implementar um sistema de saneamento. Observou-se, conforme já mencionado, que é a própria comunidade que leva essa demanda até o município para que ele possa participar do edital divulgado pela fundação. Porém, ainda que haja esse entendimento, o gargalo encontrado pela Funasa é de que a comunidade não valoriza esse sistema; segundo a Funasa, a comunidade não consegue visualizar que é por meio do tratamento de água e esgoto que muitas doenças são prevenidas e que há uma necessidade de se manter esse sistema por meio de coleta de taxas e de gestão operacional feita por alguém da própria comunidade.

De um modo geral, nota-se que as comunidades entrevistadas não parecem possuir conhecimento algum sobre o que é saneamento básico e no que interfere em suas vidas; a maioria diz estar relacionado à saúde, contudo não souberam responder de forma clara sobre seu significado e benefícios.

4.2 Ferramenta online

4.2.1 Conceito da ferramenta de gestão de saneamento sustentável

O *Sanitation 21* foca em 3 questões principais: i) compreender o contexto, ii) analisar as técnicas e opções ou alternativas para abastecimento de água e esgoto, e iii) avaliar as opções para elaborar o plano. Sendo assim, o *Sanitation 21* é o esqueleto da ferramenta, pois a mesma pode ser aplicada para diferentes contextos, no planejamento de uma cidade, um bairro, uma área rural, de forma centralizada, ou até mesmo por residências. Propõe que o usuário explore e analise diferentes tecnologias, baseada em seu diagnóstico, e por fim, possa montar seu arranjo de saneamento, tanto para água como esgoto, desde a captação até o reuso e disposição final.

Com a integração com o conceito do *Safety Sanitation Planning* foi de que a ferramenta proposta neste trabalho possa ser aplicado por órgão e autoridades na área de saúde, gestores de estações de tratamento de água e esgoto, autoridades locais que atuam na área de planejamento, empresas e concessionárias de água e esgoto, ONGs e comunidades.

Após a etapa de compreender o contexto local, e definir onde será a área de estudo, e como será feita a aplicação, por residências e domicílios, ou com dados gerais de uma cidade como um todo, ou apenas focado em uma comunidade na área rural, a sequência é a realização de um diagnóstico.

4.2.2 Diagnóstico e banco de dados de informações para seleção de tecnologias

O diagnóstico é realizado em duas vertentes, (i) abastecimento de água, incluindo o tipo de manancial, a estrutura de captação, como é feita a reserva da água, a distribuição e os tipos de uso. Permitindo assim, escolher qual opção de tratamento seria a melhor e compreendendo em qual parte do sistema de esgotamento é consumido água e de onde é proveniente; e (ii) esgotamento doméstico, incluindo qual é o tipo de coleta ou armazenamento das excretas, se há algum tipo de tratamento já existente e qual é a disposição final, possibilitando determinar uma nova tecnologia ou se o adequado é melhorar o que há implementado.

Com relação ao abastecimento de água é possível identificar por meio do diagnóstico: (1) se a água é proveniente de manancial subterrâneo ou superficial, e qual tratamento será mais adequado, em função de turbidez, cor, oxigênio dissolvido, ferro, manganês, baseado em Brasil (1992), Richter (1995), Kawamura (2000), Di Bernardo & Dantas (2005), (Ponte, 2013). Se a (2) captação e a (4) distribuição apresentam fa-

lhas, o que leva ao usuário buscar outra alternativa de manancial, ou pode ocorrer a contaminação da água, aumentando o risco de doenças de veiculação hídrica. É possível verificar (3) o tratamento, se é realizado e condizente com a água utilizada e quais usos são utilizados com a água, possibilitando compreender se há geração de água cinza (esgoto doméstico sem a contribuição da bacia sanitária) e águas negras, água marrom, água amarela, ou se as excretas (fezes e urina) são geradas sem o transporte de água, que no caso irá interferir em tecnologias mais adequadas e apropriadas para o esgotamento doméstico.

Com o diagnóstico de esgotamento doméstico é possível verificar como e o que é (6) coletado, em cada aparelho sanitário. Qual o (7) tipo de tratamento, qual nível se encontra, para melhorar, buscando a remoção de poluentes e se há (8) reuso, ou não, para compreender se há uma cultura local no aproveitamento de água e nutrientes.

4.2.3 Alternativas de sistemas e tecnologias de saneamento

Foram inseridas tecnologias de saneamento de abastecimento de água e esgotamento doméstico do *Compendium*, do *Greywater Management*, das NBRs (informações também de dados da Funasa) e de alternativas do *Household water treatment and safe storage*. As tecnologias de esgotamento doméstico foram inseridas seguindo um sistema com 5 etapas: interface com usuário (sanitário), coleta e armazenamento, transporte, tratamento e disposição final.

Para tecnologias de esgotamento doméstico foram utilizadas 6 tecnologias de interface com o usuário, 12 para coleta e armazenamento, 7 para transportes, 17 tecnologias de tratamento (lodo e efluente líquido), além de tratamento preliminar e tratamento terciários, na remoção de patógenos, e, por fim, 13 alternativas de uso e disposição final de fezes, urina, lodo e efluente, com intuito de reuso da água e aproveitamento dos nutrientes, todos inseridos baseados do *Compendium*.

4.2.4 Árvore de decisão e critérios para a escolha de tecnologias de água e esgoto

Após a inserção de dados para compor o diagnóstico é necessário que sejam criadas perguntas e selecionadas como classificatórias, pois irão compor a árvore de decisão no cruzamento de dados com as possíveis tecnologias. A ferramenta possui uma árvore de decisão para esgotamento doméstico, podendo ser incluídas árvores de decisão para abastecimento de água, manejo e drenagem de águas pluviais e gestão de resíduos sólidos.

4.3 Estudo demonstrativo

Baseado na árvore de decisão desenvolvida e nos arranjos (ou sistemas) de saneamento inseridos, a resposta da ferramenta foi propor ou manter a separação da água cinza, sugerindo tecnologias como *wetlands* construídos (zona de raízes) ou círculos de bananeiras para água cinza, evitando que fique a céu aberto ou seja misturado com as fezes e urina. Além de tecnologias como TEvap (Tanque de Evapotranspiração), como alternativa para a água negra, em relação ao uso de fossas absorventes ou fossas sépticas (construídas e operadas inadequadamente), além de alternativas na gestão das fezes em sistemas sem água, propiciando o uso desse material, por meio de tecnologias como o arborloo e outros tipos de banheiros secos. Essas tecnologias produzem composto a partir dos bioassólidos.

A primeira oficina foi realizada na sede da Associação dos produtores rurais de Furnas do Dionísio e foi ministrada pela Engenheira Ambiental Adriana Farina Galbiati. As famílias foram convidadas para a oficina por meio do envio de bilhetes para os pais dos alunos da Escola Estadual Zumbi dos Palmares, que atende a comunidade.

A metodologia participativa utilizada para aplicação na oficina possibilitou a expressão da comunidade, notadamente em três momentos principais: no levantamento da percepção do conceito e importância do saneamento, respondendo às perguntas geradoras a respeito dos problemas e dos potenciais da comunidade relativos a Saneamento e na votação consensual do arranjo tecnológico a ser implantado.

Inicialmente foi feita uma apresentação das instituições responsáveis pelo projeto, dos objetivos do projeto como um todo e objetivos da oficina.

Foi iniciada uma conversa a respeito de Saneamento, solicitando aos participantes que respondessem às perguntas: O que é Saneamento? Quais seus objetivos? Qual a sua importância? Nessa fase da oficina não foram apresentados conceitos; apenas os participantes se posicionaram, atendendo às perguntas propostas pela facilitadora. Essa concepção metodológica permite que os participantes fiquem mais confiantes, sendo mais espontâneos nas respostas, ao sentirem que o seu posicionamento é importante para o processo de tomada de decisão. O conhecimento construído coletivamente tem um efeito maior na tomada de consciência. No entanto, pequenas correções de rumo podem ser feitas pelo facilitador, sobretudo por meio de perguntas e questionamentos.

A partir dessa abordagem, foi possível levantar a percepção da comunidade a respeito do conceito de Saneamento e quais necessidades são atendidas a partir de iniciativas de Saneamento, bem como qual a importância dessas ações.

As respostas espontâneas levantaram temas relacionados, em primeiro lugar, ao abastecimento de água, monitoramento da sua qualidade e tratamento, se necessário. Essas ideias foram relacionadas muitas vezes à expressão Saneamento Básico, nas falas dos moradores.

Com menos respostas, foram levantadas as questões relacionadas às doenças transmitidas pelas fezes, salientando-se a necessidade de evitar o contato direto. Foi considerado pelos participantes que soluções de saneamento devem, portanto, evitar o contato humano com as excretas.

Com menos ênfase, foi levantada pelos participantes a importância de se evitar a contaminação do solo e da água com os elementos contaminantes do esgoto e aspectos relacionados à disposição correta dos resíduos sólidos.

Também surgiram dados a respeito dos problemas enfrentados em relação ao saneamento na comunidade, como a queima de lixo e o constante transbordamento das fossas, surgindo a necessidade de construção de novas fossas periodicamente.

Em seguida, os participantes foram divididos em cinco grupos para responder a cinco perguntas geradoras a respeito de Saneamento. Foram posicionadas cinco cartolinas com uma pergunta em cada mesa. Cada grupo respondia a uma das perguntas e após alguns minutos recebiam instrução para mudar de mesa. Ao final do trabalho, todos haviam respondido a todas as perguntas, gerando uma discussão aprofundada entre os participantes.

A seguir são apresentadas as respostas, da forma resumida com que foram registradas pelos participantes, no trabalho dos grupos:

- Pergunta 1: Que formas de Saneamento são aplicadas na comunidade?
 - » Respostas: Fossas individuais; Água encanada; Água de mina; Água do rio; Todas as casas têm vaso sanitário; Água de poço; Queima do lixo; Equipes de saúde; Uso do lixo orgânico como adubo; Defecar a céu aberto no mato; Reciclagem de lixo; Jogar lixo no mato; Água cinza é jogada na terra.
- Pergunta 2: Que problemas ainda existem em relação ao saneamento na comunidade?
 - » Respostas: Lixo jogado na beira do rio pelos turistas e pelos moradores; Falta de reciclagem do lixo; Fossas que enchem e não tem como esva-

ziar; Quando os médicos vêm à comunidade eles deixam o lixo hospitalar; Queima de embalagens de agrotóxicos; Águas dos porcos jogadas no rio; Quando um animal morre na beira do rio o dono não retira; Falta de condições de higiene no posto de saúde; Falta de cuidados com a higiene das equipes de saúde no atendimento à população (falta de uso de luvas e outros cuidados); Sujeira e falta de responsabilidade do povo; Erosão; Retorno da água da fossa pelo ralo do banheiro durante o banho; Falta de consciência da comunidade em relação à saúde; Jogam lixo pra todo lado.

- Pergunta 3: Que trabalhos de manutenção são feitos nos sistemas de saneamento?
 - » Respostas: Limpeza da caixa d'água; Concerto da bomba; Quando uma fossa enche, nós abrimos outra; Queimamos o lixo; Vazamentos de água – funcionário da prefeitura arruma; Falta caminhão tatu para limpar as fossas da comunidade; Falta fazer tratamento na água do poço artesiano; Ninguém dá manutenção.
- Pergunta 4: Para onde vai o lixo da comunidade?
 - » Respostas: Queimamos; Folha na horta; Aproveitamento de garrafas para contenção de enxurradas; É jogado no buraco que é feito para isso; As folhas são aproveitadas na horta caseira; A maioria do lixo da comunidade é queimado; O que dá pra aproveitar é aproveitado, em algumas vezes; Turistas jogam lixo na beira do rio; Latas de cerveja são recolhidas para a venda reciclagem; Garrafas de vidro quebradas dentro do rio; Alguns jogam na horta o resto de comida; Papel e plástico são queimados.
- Pergunta 5: De onde vem a água utilizada na comunidade?
 - » Respostas: Poço; Rio; Mina; Caixa d'água coletiva; Encanamento para distribuição; Grotas; Água da gruta é usada para molhar hortaliças; Poço artesiano > caixa d'água coletiva > rede > casa; Mina – mangueira – caixa d'água individual – casa; Roda d'água; Burrinho; Bica de água feita de madeira; A água do rio está baixando; Contaminação por veneno da soja; Poços de boca; Contaminação dos poços por coliformes – necessidade de tratamento da água.

Em seguida, foi indicada em cada grupo uma pessoa para expor o resultado de uma das perguntas geradoras. A apresentação do resultado do trabalho dos grupos permitiu o nivelamento das informações a respeito do saneamento na comunidade e algumas questões relevantes surgiram e puderam ser discutidas por todos, trazendo mais consciência a respeito das necessidades mais urgentes em relação ao cuidado com a água, com a saúde, com os resíduos e em relação aos problemas enfrentados para a manutenção dos sistemas, possibilitando a visualização dos próximos passos prioritários para o encaminhamento coletivo. Esse momento da oficina também foi

importante para a facilitadora da atividade compreender as dinâmicas da comunidade e avaliar qual a abordagem mais adequada para a etapa seguinte da oficina.

A etapa seguinte foi a apresentação de alguns tipos tecnologias descentralizadas de tratamento e reuso de efluentes, que foram agrupados em três arranjos diferentes, para avaliação dos participantes, baseados no resultado obtido com a aplicação do *software* para a comunidade de Furnas do Dionísio:

- Sistema 1: sem separação de águas negras e cinza: fossa séptica + sumidouro.
- Sistema 2: sanitário compostável (seco) + canteiro de águas cinza (círculo de bananeiras).
- Sistema 3: com separação de águas negras e cinza: Tanque de evapotranspiração + canteiro de águas cinza (círculo de bananeiras).

Após discussão, os presentes decidiram por unanimidade pelo arranjo 3.

Essa decisão foi tomada a partir dos seguintes argumentos levantados pelos próprios participantes, aparentemente consensuais:

- Com o sistema de fossa e sumidouro, permaneceria a necessidade de remoção periódica do lodo do sistema, o que tem sido um problema recorrente na comunidade.
- Sistemas sem água normalmente não são culturalmente aceitos no Brasil e, como a comunidade recebe muitos turistas, a adoção do sistema 2 não seria adequada.
- A ideia de produzir alimentos a partir do aproveitamento das águas residuárias é interessante para a associação de moradores e seria um atrativo para os visitantes, além de ser mais sustentável.

A partir da decisão do grupo, foi elaborado, em conjunto com os presentes, um plano de ação para a organização da oficina prática de Saneamento focado em Recursos, para a implantação dos sistemas escolhidos, com participação dos moradores da comunidade. A partir do sistema escolhido pela comunidade, foi elaborado um projeto executivo para a implantação do sistema na oficina seguinte.

A oficina prática de Saneamento focado em Recursos foi realizada na sede da Associação de produtores de Furnas do Dionísio e ministrada pela Engenheira Ambiental Adriana Farina Galbiati.

As ferramentas utilizadas foram apresentação em *power point*, exposição participativa e trabalhos práticos na construção dos sistemas, acompanhados de explicações técnicas.

Os sistemas foram implantados para tratamento de água negra vinda dos banheiros da associação e a água cinza proveniente da cozinha comunitária, onde se preparam refeições e também algumas etapas da fabricação de rapaduras e doces.

Inicialmente, foi apresentado aos participantes o projeto executivo elaborado com base nas decisões da comunidade durante a primeira oficina. Durante a apresentação foram tiradas dúvidas e foi proposta uma metodologia para a implantação dos sistemas.

Todo o trabalho de implantação dos sistemas foi acompanhado de perto pelos participantes da oficina, desde a tomada de decisões a respeito da forma de proceder à implantação, decisões a respeito de algumas alterações que foram necessárias, até a implantação física propriamente dita. Essa participação ativa permitiu aos moradores da comunidade uma experiência profunda de todos os aspectos envolvidos, possibilitando a replicação das técnicas em suas próprias casas e a compreensão de todos os fatores intervenientes no processo. Esse envolvimento comunitário também possibilitou aos participantes uma capacitação técnica suficiente para a formação de multiplicadores dessas informações para outros moradores da Comunidade.

O sistema para tratamento e reuso de águas cinza denominado, neste trabalho, canteiro de água cinza, tem sua implantação de forma semelhante ao círculo de bananeiras, com a diferença de ter um formato mais alongado, permitindo o tratamento de um volume bem maior de efluentes.

A vala de 60 cm de profundidade foi preenchida com troncos de madeira e galhos, disponíveis no entorno. Em seguida foi acrescentada uma camada mais espessa de bagaço de cana, material disponível em grande quantidade no local, devido ao processamento de cana-de-açúcar feito na agroindústria da associação.

Após o preenchimento completo da vala, foi preparado o solo ao redor da mesma, numa faixa 30 cm de largura, onde foram introduzidas mudas de plantas comestíveis e ornamentais. Neste momento da oficina foram trabalhadas informações relativas ao preparo agroecológico do solo às técnicas de plantio das mudas e aos cuidados necessários para a manutenção dos jardins e do sistema. Foi dada uma ênfase especial à importância de se manter o solo coberto e à forma correta de colocação da matéria orgânica sobre a vala, sempre que necessário, evitando-se a formação de orifícios que possam gerar riscos de acidentes.

No último dia da oficina foram implantadas as mudas de bananeiras ao longo e abaixo do nível do sistema de águas cinza.

No segundo dia da oficina, iniciou-se a implantação do tanque de evapotranspiração para tratamento de águas negras. Foi feita a regularização da vala previamente escavada com auxílio da retroescavadeira, nas dimensões de 1,20 m de profundidade, 4 m de largura e 7 m de comprimento. Foi colocada uma camada de terra solta ao fundo.

A seguir foi ajustada a manta de PEAD, sobre a qual foi colocada mais uma camada de terra solta, de forma que a manta não fosse danificada pela posterior colocação do entulho. Foi feita a câmara de recepção, através da justaposição de pneus usados, existentes no local. A seguir foi colocado o entulho, trazido de uma construção que havia sido demolida na comunidade.

Também foi instalado o tubo de entrada, acoplado ao tubo de inspeção através de uma conexão em T. Foi colocada uma manta geotêxtil – tipo Bidim, entre as camadas de entulho e de terra de cultura, sobre a qual foram inseridas plantas diversas.

4.4 Proposta de modelo de intervenção

Considerando os aspectos relacionados aos atributos para a co-criação de valor, além das características observadas nas comunidades quilombolas estudados e a infraestrutura existente na Funasa/MS para a realização do processo de implantação de sistemas de saneamento, foram identificados fatores facilitadores e dificultadores para a existência de um ambiente de co-criação de valor sustentável para a implantação desses sistemas.

Em primeiro lugar observa-se a existência de recursos que possuem condições históricas (Barney, 1995), como a capacidade de organização do processo de licitação e escolha das empresas de engenharia que implantam o sistema de saneamento. Essa capacidade pode se tornar estratégica para a co-criação de valor ao ser, por exemplo, utilizada para influenciar o entendimento dessas empresas a respeito de como funciona uma comunidade tradicional, definindo formas de envolvimento do usuário na implantação do sistema e investindo assim no desenvolvimento de um dos atributos da co-criação de valor, a **avaliação do risco e benefícios**.

Observou-se também que a Funasa é dotada de outras capacidades estratégicas, como o *know-how* e a facilidade de acesso para ser a intermediadora de diálogos com seus *stakeholders* principais, como os municípios, agentes de desenvolvimento local, empresas de engenharia, associações de moradores e as comunidades tradicionais

(Prahalad e Hart, 2002). Essa seria uma outra capacidade que pode ser explorada estratégicamente beneficiando outro atributo para a co-criação de valor, **o diálogo e a transparência** entre a organização e o usuário na construção de uma experiência de valor.

Outro conjunto de capacidades que podem ser consideradas estratégicas para a co-criação de valor na implantação de sistemas de saneamento são as diretrizes organizacionais da Funasa, uma vez que declaram o compromisso com a promoção de ações de educação em saúde e mobilização social e exigem em edital que os projetos submetidos incluam tais ações em suas fases de planejamento, implantação e operação das obras e serviços de engenharia, como forma de alcançar os indicadores de impacto correspondentes e estimular o controle social e a participação da comunidade beneficiada (Funasa, 2014).

Quanto aos aspectos dificultadores, conclui-se que a Funasa possui relacionamento pouco próximo aos usuários do sistema que eles financiam; embora exista a intenção estratégica de executar ações de educação ambiental, essas ainda estão em fase de planejamento e de programas-piloto. Salienta-se nesse aspecto o alerta apresentado pelos autores Prahalad e Ramaswamy (2004), ao afirmarem que apenas ouvir o usuário não caracteriza um processo de co-criação de valor.

Nota-se também o fato de que os usuários desconhecem que a organização, após ter implementado o sistema, não dispõe de recursos para realizar os serviços de manutenção e operação. O que impacta o atributo **transparência**, necessário para a co-criação de valor. Alternativas para eliminar esse fator dificultador envolvem o estabelecimento de parcerias estratégicas, por exemplo com o órgão municipal a fim de mobilizar a comunidade por meio de palestras e consultorias, estabelecendo um mecanismo de arrecadação ou alternativas de captação de fontes de recursos para a manutenção do sistema. Outro fator considerado dificultador está na ausência de um debate sobre as tecnologias existentes junto aos futuros usuários, o que reflete em recursos desperdiçados, como é o caso dos módulos sanitários e do poço inutilizado, eliminando esse fator, os atributos de **acesso** e **diálogo** são beneficiados e podem contribuir para a co-criação de valor.

Recomenda-se o uso de práticas de gestão que consideram a sustentabilidade, como o incentivo ao empreendedorismo local e negócios sociais e a qualificação profissional na área de saneamento sustentável, que além de desenvolver a comunidade local, criem condições de submeter a uma taxa acordada pela comunidade para a sustentabilidade econômica do sistema.

Por fim, sugere-se, na prática, que a construção de um ambiente de co-criação de valor pode ser a aproximação do usuário através de fóruns, plataformas de diálogo na *internet*, palestras na comunidade sobre a importância do saneamento no combate e prevenção de doenças, reforçados por uma linguagem ao alcance de todos, facilitando a compreensão do usuário a respeito do valor da sustentabilidade do sistema. Também sugere-se desenvolver mais trabalhos que permitam verificar a aplicação da co-criação em comunidades tradicionais a partir de projetos-piloto, fóruns e da verificação de oportunidades de expandir o conceito de co-criação junto a essas comunidades.

4.5 Catalosan

O catálogo de soluções sustentáveis de saneamento – Catalosan teve uma tiragem de 3.970 exemplares, que serão distribuídos pela UFMS e pela Funasa.

A publicação contém informações a respeito dos conceitos relativos ao Saneamento Focado em Recursos, sobretudo voltadas a sistemas de tratamento e reuso unidomiciliar de efluentes. Contém ainda informações sucintas a respeito de cada uma das tecnologias recomendadas para esse fim.

Direcionada a profissionais da área, estudantes e comunidade em geral, a publicação também está disponível em formato pdf para posterior publicação no site da Funasa.

4.6 Produção científica

- RIBEIRO, Lais L.; QUEIROZ, Adriane Angélica F. Santos Lopes de. **Co-criação de Valor no Setor de Saneamento: o caso da Funasa em Mato Grosso do Sul.** In: II Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental, 2016, São Paulo. Anais do II Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental, 2016. (Trabalho completo publicado em congresso).
- LIMA, Priscila de Moraes. **Gestão de resíduos sólidos na zona rural.** 2016. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior. Orientador: Paula Loureiro Paulo. (Dissertação de mestrado).
- RIBEIRO, Laís Luna – **Fatores que influenciam a sustentabilidade de sistemas de abastecimento de água em comunidades rurais no Mato Grosso do Sul.** 2016. Mestrado em Eficiência Energética e Sustentabilidade – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Orientador: Adriane Angélica Farias Santos Lopes de Queiroz. (Dissertação de mestrado).

- JACQUES, Zara Bulhões. **Identificação de requisitos facilitadores da gestão de sistemas sustentáveis.** 2015. – Graduando em Administração – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Orientador: Adriane Angélica Farias Santos Lopes de Queiroz. (Iniciação Científica).

5 Conclusão

Por meio da pesquisa realizada nas comunidades quilombolas rurais do MS, observou-se que não há um modelo de gestão participativo na tomada de decisão da escolha de alternativas para tratamento de água e esgoto, visto que há somente um modelo de sistema, tanto para água como para esgoto, baseado em captação de água subterrânea, com falhas na operação e manutenção e sem tratamento adequado. Para esgoto, a única alternativa é a fossa seca ou absorvente, sem possibilidades de reuso e reaproveitamento dos nutrientes presentes no esgoto, inviabilizando a busca de um sistema de saneamento sustentável. O diagnóstico indica que é importante uma avaliação por unidade domiciliar das condições de abastecimento e esgotamento, pois há diferenças entre residências, que permitem diversas opções tecnológicas dentro de uma mesma comunidade. As informações levantadas referentes ao abastecimento de água e esgotamento doméstico permitem compreender as condições de saneamento para possibilitar uma tomada de decisão participativa, sendo um diagnóstico modelo para selecionar com mais propriedade uma ampla gama de tecnologias, evitando adotar o mesmo modelo, insustentável, que não prevê o reuso da água e aproveitamento dos nutrientes. Isso possibilitará um envolvimento dos membros das comunidades quilombolas, para melhorar o conhecimento com relação a educação sanitária e ambiental.

Essa visão mais ampla da situação dos Quilombos rurais no MS, dos quais escolhemos uma comunidade (Furnas de Dionísio) para a aplicação do estudo demonstrativo, mostrou que a ferramenta proposta neste projeto de pesquisa será de grande valia auxiliando desde o processo decisório, na seleção das soluções técnicas, até a gestão da operação e manutenção dos sistemas. A metodologia participativa escolhida despertou o interesse da comunidade que participou ativamente da discussão e definição do sistema para o centro comunitário, tendo grande aceitação. Dentre os grupos de pesquisa ou técnicos que já apresentamos e discutimos a ferramenta percebemos que a mesma apresenta potencial de aplicação, desde o âmbito da Funasa, para o qual foi desenvolvido até para auxílio na elaboração de planos municipais de saneamento, auxiliando técnicos de prefeituras e órgãos de licenciamento, projetistas, estudantes de engenharia, entre outros. Na versão atual o *software* apresenta soluções para esgoto sanitário, podendo ser ampliado para sistemas de abastecimento de água e resíduos sólidos domésticos, como proposto no objetivo original.

6 Recomendações para utilização dos resultados pela Funasa e indicativos de custos

Fica disponível para Funasa um banco de dados que suporta receber qualquer tipo de informação baseada em diagnósticos na área de saneamento, pois o *software* permite que o administrador insira a pergunta que será levantada em campo e pode inserir essa resposta por residência ou comunidade, isso facilitará na organização dos dados das comunidades com capacidade de gerar relatórios desses dados com intuito de auxiliar na tomada de decisão.

Foi elaborado um diagnóstico padrão que pode ser usado para abastecimento de água e esgotamento doméstico, tanto para área rural, como urbana, no contexto de saneamento descentralizado, domiciliar e convencional (centralizado).

Foi elaborada e inserida uma árvore de decisão baseada em perguntas classificativas, que cruzam informações do banco de dados (alimentados de entrevistas em campo) com possíveis sistemas e arranjos de saneamento com diversas tecnologias para tratamento de esgoto. Entretanto, na construção do *software* fica disponível para Funasa também criar e desenvolver árvores para cruzarem com as informações do banco de dados e inserirem mais tecnologias, adaptado para cada região do país.

Foram inseridos sistemas e arranjos de saneamento com tecnologias que diferem do usual, como foi evidenciado no diagnóstico das comunidades Quilombolas de Mato Grosso do Sul, onde os cenários evidenciam, apenas fossas absorventes, água cinza a céu aberto, não há manejo do lodo, e latrinas secas.

A ferramenta computacional serve tanto para Funasa escolher tecnologias que diferem das Melhorias Sanitárias Domiciliares (MSD), como também para curso e capacitações na elaboração de planos municipais de saneamento. Além de ser possível o uso para avaliar os planos já elaborados nos municípios e se há a proposta de tecnologias alternativas e sustentáveis nos mesmos.

Referências bibliográficas

AMORIM, M. M.; TOMAZI, L.; SILVA, R. A. A.; GESTINARI, R. S.; FIGUEIREDO, T. B. **Avaliação das condições habitacionais e de saúde da Comunidade Quilombola Boqueirão, Bahia.** Bioscience Journal, v. 29, n. 4, 2013.

BARNEY, Jay B. **Looking inside for competitive advantage:** Academy of Management Executive, Vol9, 1995.

CONRADIN, K., PETERS, D., SPUHLER, D. (2011). Planning Water and Sanitation Interventions with the SSWM Toolbox. **Sustainable Sanitation Practice**. Planning Tools. EcoSan Club, Vienna, Austria.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. vol. 1. ed. São Carlos: RiMa, 2005.

EAWAG – SANDEC. **Household-Centered Environmental Sanitation: Implementing the Bellagio Principles in Urban Environmental Sanitation, Provisional Guideline for Decision-Makers**. (EAWAG), Duebendorf, Switzerland, 2005.

Funasa, Fundação Nacional da Saúde. **Manual de Organização da Funasa**. Brasília, 2014.

IWA. **International Water Association**. Sanitation 21 – IWA Publishing, London, UK. 2006.

KAWAMURA, S. (2000) **Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities**. 2nd Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York.

NWP (Netherlands Water Partnership). **Smart water solutions: Examples of innovative, low-cost technologies for wells, pumps, storage, irrigation and water treatment**. Minister for Development Cooperation., Netherlands. 48p, 2009.

PONTE, F. V. G.; MOREIRA, A. M. R. M.; SALES, M. Do V.; NETO, J. C. **Modelo decisório para seleção de tecnologias de tratamento de água em comunidades rurais no Semiárido**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 18(4), 9–17, 2013.

PRAHALAD, C.K.; HART, S.L. **The fortune at the Bottom of the Pyramid. Strategy and Business**, v.26, 2002.

PRAHALAD, C. K.; RAMASWAMY, V. **O Futuro da Competição**. 2004.

RICHTER, C. A. **Tratamento de Água – Tecnologia Atualizada**. Editora Edgard Blucher, 1995.

SILVA, J. A. N. **Health promotion in a northeastern quilombola population – analysis of an educational intervention**. Ciência & Saúde Coletiva, v. 19, n. 4, 2014.

TILLEY, E.; LUTHI, C.; MOREL, A.; ZURBRUGG, C.; SCHERTENLEIB, R. **Compendium of Sanitation Systems and Technologies**. (EAWAG). Switzerland, 2008.

WHO/UNICEF. **25 years Progress on Sanitation and Drinking Water: 2015 Update and MDG Assessment**. New York, NY: UNICEF and World Health Organization, 4. 2015. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/jmp-2015-update/en/>.

Desenvolvimento de um sistema de monitoramento eletrônico *in situ* de água usando tecnologia de rede de sensores sem fio alimentado com energia solar

Coordenador da Pesquisa: Ernane José Xavier Costa (USP)

Participantes: Rogers Ribeiro (USP); Gustavo Voltani Von Atzingen (IFSP); Aldo Ivan Céspedes Arce (USP); Ana Carolina de Sousa Silva (USP); Adriano Rogerio Bruno Tech (USP).

Instituição Executora: Departamento de Ciências Básicas, Laboratório de Física Aplicada e Computacional da Universidade de São Paulo (USP)

Instituição Convenente: Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos da Universidade de São Paulo (USP)

Resumo

A legislação brasileira estabelece que a água usada para consumo humano deve atender os padrões mínimos de potabilidade. A ação antrópica na natureza, principalmente em torno dos mananciais de abastecimento, tem aumentado as concentrações de partículas e outros poluentes nos mananciais superficiais e, por muitas vezes, as informações que trazem à tona essa ação chega de forma assíncrona aos protocolos de monitoramento de qualidade da água dos gestores, aumentando a entropia nos procedimentos operacionais padrão dos órgãos de controle da qualidade de água no país. Sendo assim, esse cenário exige, além da necessidade de se criar técnicas e tecnologias para remover poluentes, partículas suspensas e dissolvidas cada vez mais diversas e complexas, exige também o desenvolvimento de técnicas e tecnologias mais avançadas no que se refere à aquisição da informação no tempo em que ela é necessária, a fim de apoiar as ações do controle de qualidade da água. É nesse contexto que se enquadra esse projeto: incluir a necessidade de monitoramento a baixo custo, com precisão e resolução suficientes para garantir que medidas de variáveis que impactam na qualidade do sistema de abastecimento

de água, possam ser monitoradas a um custo acessível e em tempo suficiente para garantir tomadas de decisões seguras. Nesse sentido, com o poder da computação e com o surgimento do *Hardware* livre a custos acessíveis, é necessário incluir essa tecnologia para permitir o fortalecimento das ações na área de abastecimento de água e saneamento básico. Essa pesquisa descreve a etapa final do desenvolvimento da tecnologia de monitoramento da qualidade da água de mananciais que foi desenvolvida na Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos, no Laboratório de Física aplicada e Computacional (LAFAC) em Pirassununga/SP e calibrada no Laboratório de Engenharia Ambiental da Universidade de Nevada – EUA. Os testes a campo foram conduzidos tanto no sistema Las Vegas Wash em Nevada (EUA), que continha o sistema padrão de monitoramento instalado para efeito de comparação, quanto na lagoa de captação do Campus da USP em Pirassununga/SP. Os resultados mostraram que o sistema desenvolvido tem resolução para medir a turbidez da água de lagoas de abastecimento, nas faixas de 0 a 5 NTUs e nas faixas de 5 a 350 NTUs, além de ser capaz de transmitir dados entre grandes distâncias, como, por exemplo, entre os laboratórios dos Estados Unidos e Brasil, demonstrando a eficiência do sistema de transmissão de dados desenvolvidos.

Palavras-chave: instrumentação eletrônica, turbidez, laboratório remoto.

Abstract

Brazilian legislation establishes that water used for human consumption must follow the minimum standards of potability. Anthropogenic action in nature, especially around of supply sources, has increased the concentrations of particles and other pollutants in water surface sources, and often the information that brings this action to arrives too later to the managers of quality monitoring protocols and this increases entropy in the standard operating procedures of the water quality control boards in the country. Therefore, this scenario requires, in addition to the need to create techniques and technologies to remove pollutants, dissolved and dissolved particles that are increasingly diverse and complex, it also requires the development of more advanced techniques and technologies in the acquisition of information in the time it is needed to support the actions of water quality control. The main objective of the project is: to include low-cost monitoring with sufficient precision and resolution to ensure that measures of variables that impact on the quality of the water supply system can be monitored at an affordable cost and in sufficient time to get decisions ready. In this sense, with the power of computing and the emergence of free hardware at affordable costs, it is necessary to include this technology to enable the strengthening of actions in the area of environmental engineering. Therefore, the project in question also proposes a paradigm review in the context of electronic instrumentation in the manage-

ment of public health and environment. This report describes the final step in the development of water quality monitoring technology. This stage was developed in the Faculty of Animal Science and Food Engineering of Pirassununga at the Laboratory of Applied Physics and it was calibrated in the Environmental Engineering Laboratory at the University of Nevada – USA. The system developed was deployed in the Nevada – USA Las Vegas Wash system that contained the standard water monitoring system installed for comparison purposes and at the USP campus at Pirassununga city. The results shown that the system has the resolution to measure turbidity in the range of 0 to 5 NTUs and in the range of 5 to 350 NTUs, as well as transmit data between Laboratories from United States and Brazil, demonstrating the efficiency of the data transmission system developed.

Keywords: electronic instrumentation, turbidity, remotelab.

1 Introdução

Vivemos em um mundo em que a demanda por informações cresce exponencialmente. Hoje, dispositivos de comunicação digitais conectam milhões de pessoas. Curiosamente, a comunicação com o mundo físico ainda não sofreu tal revolução de comunicação. A obtenção de informações sobre o estado do ambiente ainda depende, principalmente, de volumosos equipamentos de instrumentação eletrônica instalados em laboratórios, o que muitas vezes complica a operacionalidade em tempo real e eleva os custos. Recentes trabalhos na literatura mostram que o próximo passo da comunicação será a conexão de sensores baratos com microprocessadores, criando assim uma grande rede de informação sensorial (DIAMOND, 2004).

É nesse contexto que se insere esse projeto, usar a tecnologia de sensores de baixo custo, desenvolvido no *National Centre for Sensor Research* (NCSR) (RADU et al., 2010), com a metodologia desenvolvida no Laboratório de Física Aplicada e Computacional (LAFAC) (SILVA et al., 2005), para criar um sistema capaz de se adaptar a sensores de diversos parâmetros de interesse ambiental e sanitário, com relação ao uso e à qualidade da água de mananciais, bem como enviar informações a locais distantes de laboratórios de análise para permitir ações preventivas e corretivas, por exemplo, em comunidades carentes.

Um dos parâmetros importantes relatados na Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011), que dispõe sobre os padrões de qualidade e potabilidade da água, é a turbidez. Esse parâmetro está relacionado às impurezas presentes na água e, sobretudo para águas de consumo humano, sendo considerado um dos parâmetros de maior representatividade da qualidade da água de mananciais, conforme também estabelece o Normativo número 357 do Conselho

Nacional de Meio Ambiente – Conama, que tem por objeto o estabelecimento de classes de enquadramento dos corpos d’água e nortear o controle dos efluentes líquidos (Conama, 2005).

Portanto, o parâmetro principal de monitoramento ambiental que se encontra em estudo neste projeto é a turbidez. Também busca-se monitorar a cor aparente como parâmetro adicional da qualidade de água de mananciais, integrado no sistema. A cor pode dar informações importantes como, por exemplo, a presença de microalgas (BRENEMAN, 2014). Esses parâmetros, turbidez e cor, são medidos de modos semelhantes, com a utilização de tecnologia óptica e podem, facilmente, ser integrados à rede de monitoramento.

Outro parâmetro importante para qualidade da água e que tem relação com a turbidez é a condutividade (BANNA 2013), pois ela pode indicar a presença de sais inorgânicos e inertes dissolvidos no corpo hídrico, sendo influenciada pela condição meteorológica local por meio do translocamento de minerais e de compostos orgânicos (VON SPERLING, 1995). Nesse contexto, esse parâmetro também é analisado no projeto de estudo.

Destaca-se que o sistema permite o monitoramento de diversos parâmetros ambientais, uma vez que diversos sensores específicos – de turbidez, cor, condutividade, oxigênio dissolvido, pH e outros – poderão ser acoplados à rede. Porém, as três variáveis apresentadas anteriormente, turbidez, cor e condutividade descrevem o interesse inicial desta pesquisa.

2 Objetivo

Desenvolvimento, teste e análise teórica e prática de um sistema integrado de monitoração de água, usando um sensor de baixo custo, integrado a um sistema de transmissão sem fio, alimentado com energia solar, para monitorar sistemas de tratamento de água e mananciais superficiais.

3 Metodologia

A metodologia do projeto é dividida nas seguintes etapas:

- Etapa 1 – Definir os ambientes onde o sistema será testado. Realizar um estudo detalhado do sistema eletrônico, bem como da rede *Zigbee*, desenvolvendo dispositivos-piloto interconectados com um sistema de aquisição de dados em computadores para que seja avaliada a conectividade dos sensores que irão monitorar o ambiente definido.

- Etapa 2 – Definir a turbidez, a cor e a condutividade como parâmetros de monitoramento e realizar testes de robustez do sistema de referência padrão de medida de turbidez desenvolvido em parceria com a Dublin City University (DCU) para verificar sua conformidade com as diretrizes das portarias pertinentes.
- Etapa 3 – Adquirir sensor de turbidez padrão e outros desenvolvidos na literatura, para comparar e calibrar o sistema desenvolvido.
- Etapa 4 – Desenvolvimento de sensor nacional, baseado nos sensores reportados na literatura e implementar testes de validação para atendimento aos limites de turbidez para água de consumo humano.
- Etapa 5 – Montagem da plataforma de transmissão de dados.
- Etapa 6 – Teste e calibração do equipamento em dois tipos de aplicações: monitorar lagoa de abastecimento e monitorar lagoa de tratamento. O primeiro teste foi realizado no sistema de abastecimento do campus da USP de Pirassununga e o segundo teste foi realizado em colaboração com a Universidade de Nevada.
- Etapa 7 – Proposição de um novo paradigma para monitoração da qualidade da água.

3.1 Etapa 1

Para mananciais de superfície foi definida a lagoa de captação de água do campus da USP de Pirassununga, no estado de São Paulo, como modelo para teste do sistema. Essa lagoa fornece água para uma estação de tratamento que, a seguir, distribui a água para todo o campus. Para um sistema de tratamento foi definido o Las Vegas *Wash* no estado de Nevada-EUA que consiste em uma lagoa de tratamento de água proveniente da cidade de Las Vegas cujos parâmetros são monitorados pelo Laboratório de Saneamento da Universidade de Nevada, Campus de Las Vegas, laboratório esse onde ocorreram os ensaios de calibração do sistema desenvolvido neste projeto.

Esses ensaios consistiram basicamente da montagem de uma rede de sensor sem fio (WSN) no Laboratório, segundo metodologia descrita por MIN et al. (2002), e avaliada a resposta da rede com sensores de referência montados em bancada de testes.

A WSN foi composta de um micro controlador, um sistema de transmissão e recepção usando rádio frequência e o sistema de medida da informação. Esse modelo seguiu os procedimentos descritos por ASADA et al. (2000). A recepção e a transmissão dos dados são organizadas por um protocolo de comunicação que é implementado no bloco da unidade de controle evidenciada na Figura 1.

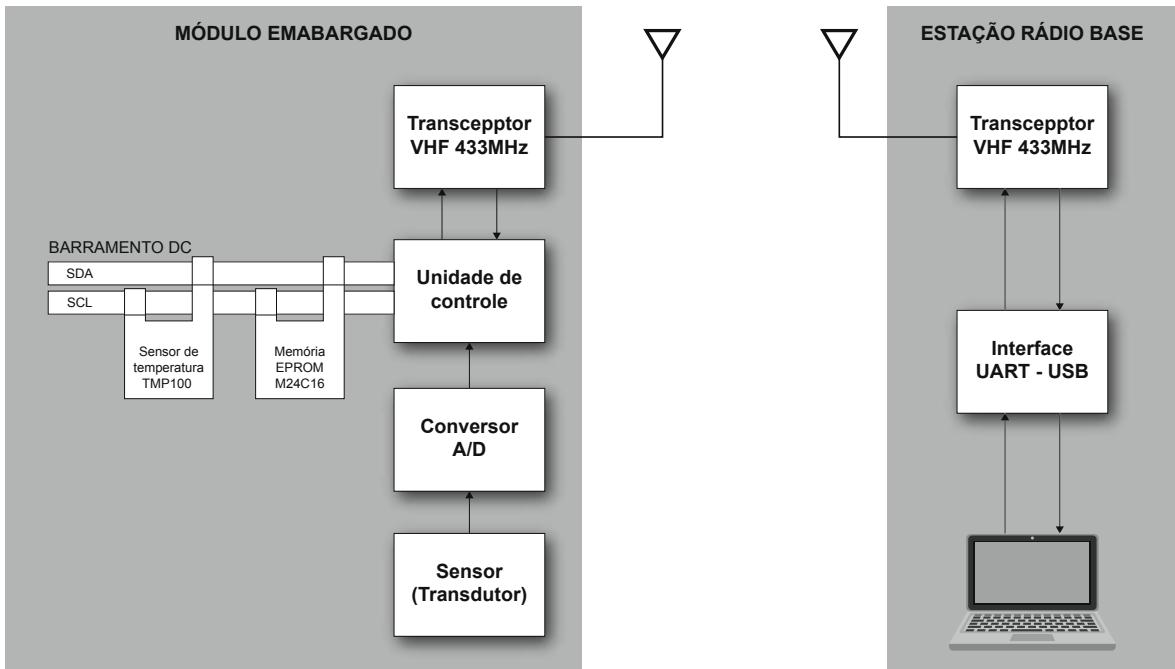


Figura 1 – Diagrama típico de um nó de uma rede de sensores wireless.

Fonte: Próprio autor

A Figura 2 ilustra o conceito da rede *Zigbee* em um sistema de monitoramento de água em diferentes pontos. Na figura vários nós sensores são conectados via *Zigbee* a uma Estação de Tratamento de Água (ETA), que poderá transmitir os dados para uma rede central conectada, por exemplo, a internet.

O conceito do *Zigbee* permite que uma grande quantidade de nós sensores possam monitorar diferentes parâmetros de diferentes pontos de captação de água de diferentes ETA's, e centralizar esses dados em uma central. Isso é possível devido ao fato de que, em uma rede *Zigbee*, cada nó possui a capacidade de receber os dados de outros nós e os enviar para a central. Dessa forma, mesmo nós distantes da central poderão ter seus dados recebidos. Isso não ocorre nos sistemas tradicionais, pois o envio não é de forma direta e o sinal é enviado somente para a central, sem ter a chance de ser retransmitido por outro componente da rede, caso o sinal seja bloqueado durante seu percurso até o nó central.

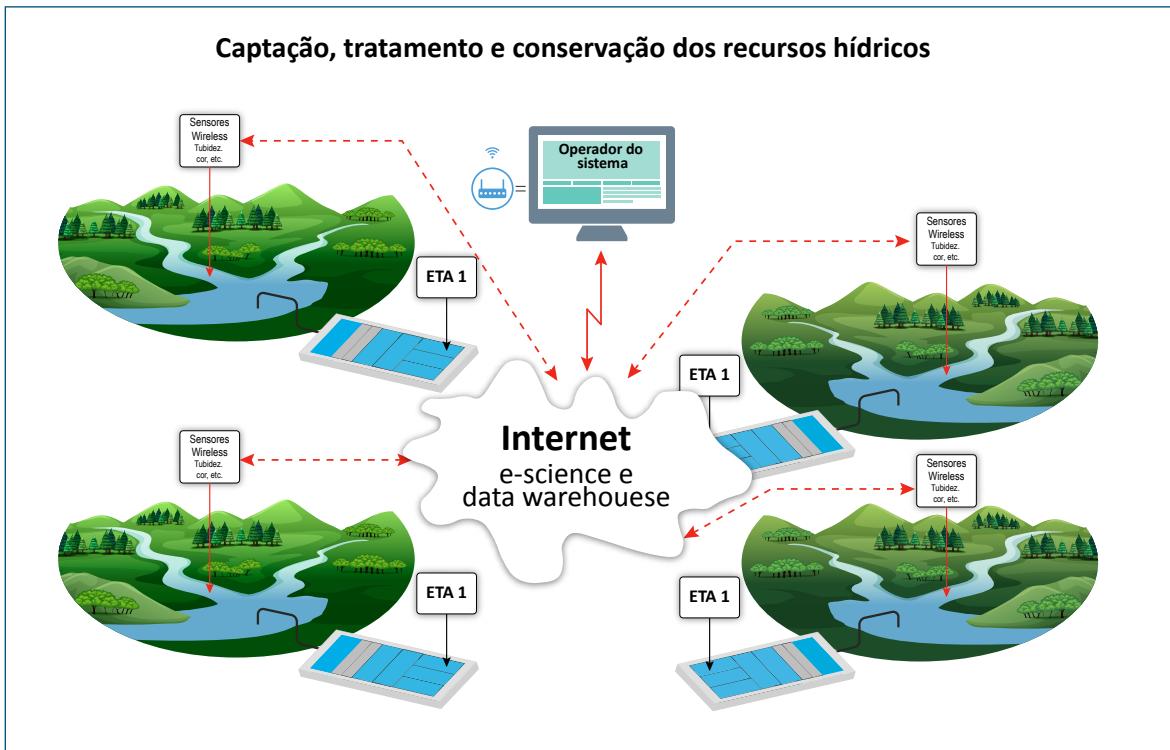


Figura 2 – Conceito de uma rede Zigbee em uma interligação possível de sistema de monitoramento de estações de tratamento e captação de água.

Fonte: Próprio autor

3.2 Etapa 2

Para os testes preliminares do sensor foram tomadas 650 amostras de água da lagoa de captação do campus da USP de Pirassununga. Cada uma tinha um volume de 10 mL. Foram retiradas de 10 pontos diferentes da lagoa e armazenadas para as medidas de turbidez no sistema. O período de amostragem foi de 65 amostras/dia durante 10 dias totalizando 65 amostras por ponto de coleta.

Essa etapa foi realizada concomitantemente com a etapa 1, e consistiu em realizar testes preliminares do sistema de monitoramento da qualidade da água de mananciais, que se pretende utilizar neste projeto como referência, inicialmente desenvolvido na *Dublin City University* (Irlanda). Para tal, o sistema foi testado na presença e ausência de luz ambiente, além de imersão do sensor em água, o que permitiu avaliar o efeito da luz nas diferentes geometrias dos Diodos Emissores de Luz (LEDs) usados no módulo sensor do sistema.

O equipamento foi desenvolvido para ter robustez e sensibilidade nas medidas de turbidez, considerando a Portaria MS nº 2.914/2011. O protótipo desenvolvido usa

materiais de baixo custo, que apresentam resistência suficiente para proteger o sistema e permitir sua durabilidade (HEERY et al., 2012).

Os dispositivos ópticos e detectores, localizados dentro da câmara de detecção feita de cobre, correspondem à fonte de luz e dois fotodiodos, respectivamente. A fonte de luz contém um arranjo de cinco LEDs com diferentes comprimentos de onda: azul ($\lambda_{\text{pico}} = 430 \text{ nm}$), verde ($\lambda_{\text{pico}} = 515 \text{ nm}$), amarelo ($\lambda_{\text{pico}} = 583 \text{ nm}$), vermelho ($\lambda_{\text{pico}} = 627 \text{ nm}$) e infravermelho ($\lambda_{\text{pico}} = 850 \text{ nm}$). As larguras à meia altura (FWHM – *Full Width Half Maximum*) para cada LED, respectivamente são: 60 nm, 30 nm, 36 nm, 45 nm e 45 nm. Os dois detectores fotodiodos são feitos de silicone e apresentam uma resposta espectral maior que 20%, numa escala de 410 nm a 1080 nm. Os fotodiodos estão localizados a 180° (180 FD) e 90° (90 FD) da fonte de luz. Tal arranjo permite a medida simultânea da transmissão de luz de variados comprimentos de onda e da luz refletida na água, ou devido à presença de matéria particulada. A Figura 3 demonstra a configuração dos LEDs e fotodiodos no sensor.

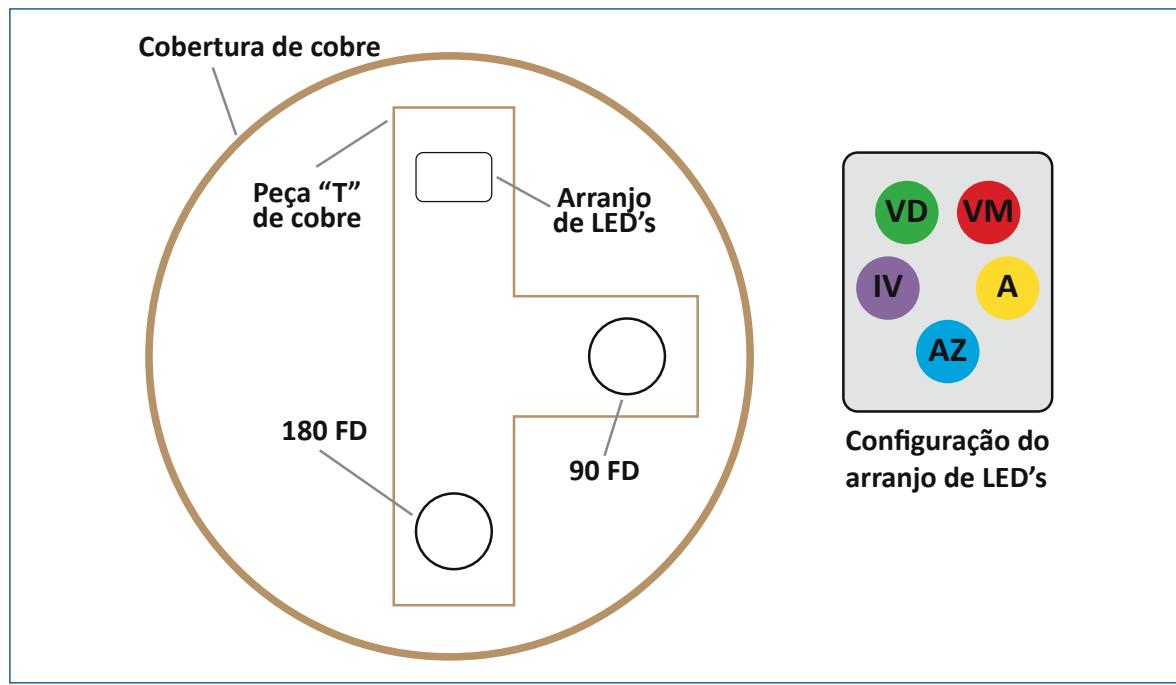


Figura 3 – Orientação dos LEDs e fotodiodos (FD) entre si e configuração dos cinco LED's verde (VD), vermelho (VM), amarelo (A), infravermelho (IV) e azul (AZ).

Fonte: MURPHY et al., TALANTA, 2014, IN PREP

3.3 Etapas 3 e 4

O protótipo descrito na Etapa 2 foi reestruturado para operar em lagoas de mananciais e algumas modificações importantes foram realizadas. Primeiramente a

estrutura de cobre foi substituída por uma estrutura polimérica e impressa em uma impressora 3D e as partes metálicas foram desenvolvidas usando um minicentro de usinagem CNC. Essa tecnologia permite corrigir erros de detecção, uma vez que a estrutura polimérica escolhida foi de cor preta fosca, para impedir reflexões como as observadas no projeto descrito na Etapa 2. O projeto da estrutura do sensor foi desenvolvido usando o *software* Autocad® e a seguir impresso em uma impressora GTmax3D® de tecnologia nacional. A Figura 4 ilustra o projeto em Autocad® do sensor ótico desenvolvido.

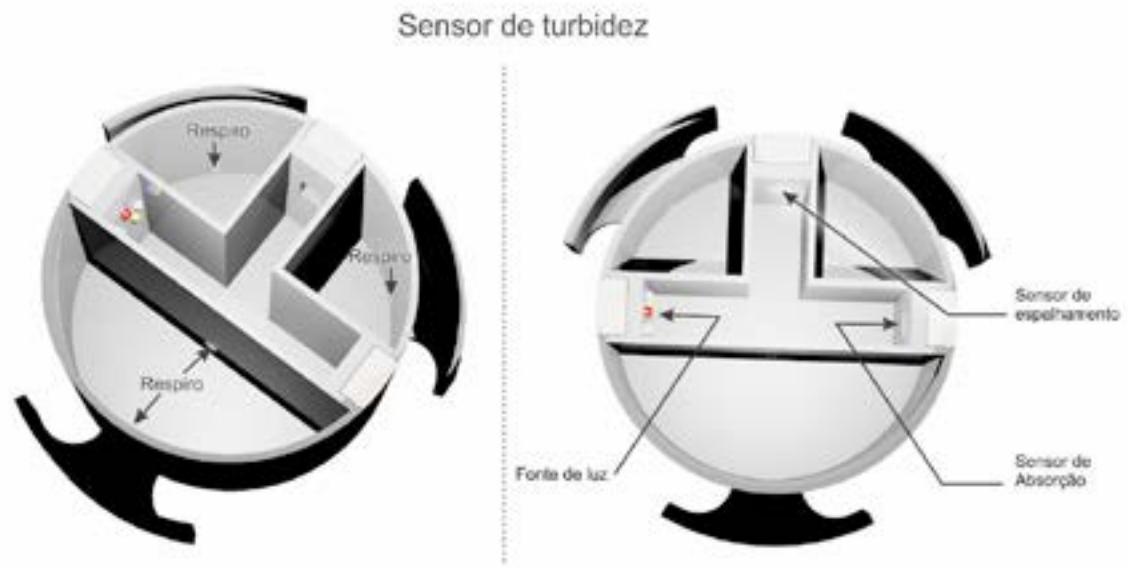


Figura 4 – Câmara do sensor vista isométrica em 3D.

Fonte: Próprio autor

Nessa etapa foram construídas a plataforma de transmissão de dados bem como as alterações nos circuitos eletrônicos e *firmware* dos *softwares* de controle de aquisição dos sensores. A Figura 5 mostra o diagrama de blocos do nó coletor.

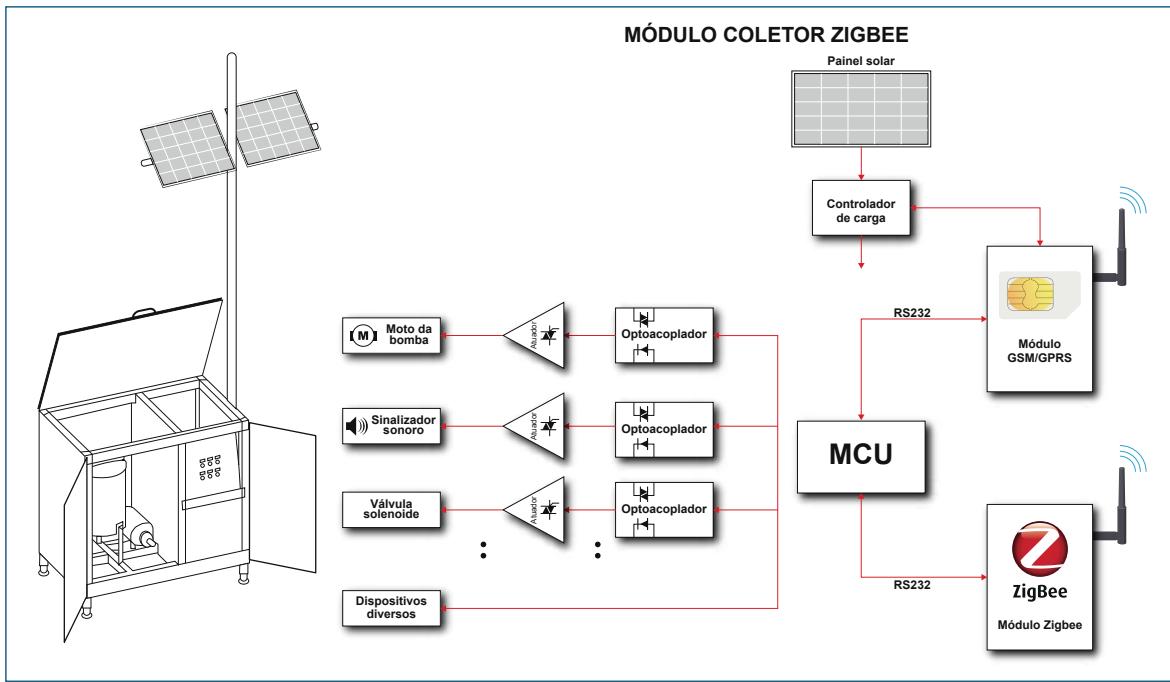


Figura 5 – Diagrama de blocos do nó coletor zigBee.

Fonte: Próprio autor

O nó sensor Zigbee tem por objetivo coletar dados de sensores diversos (análogicos e digitais) e transmiti-los até o nó coletor ou sorvedouro por meio de um módulo Zigbee. Podem ser acoplados até 5 sensores analógicos e 6 sensores digitais. A Figura 6 ilustra o diagrama de blocos do nó sensor Zigbee.

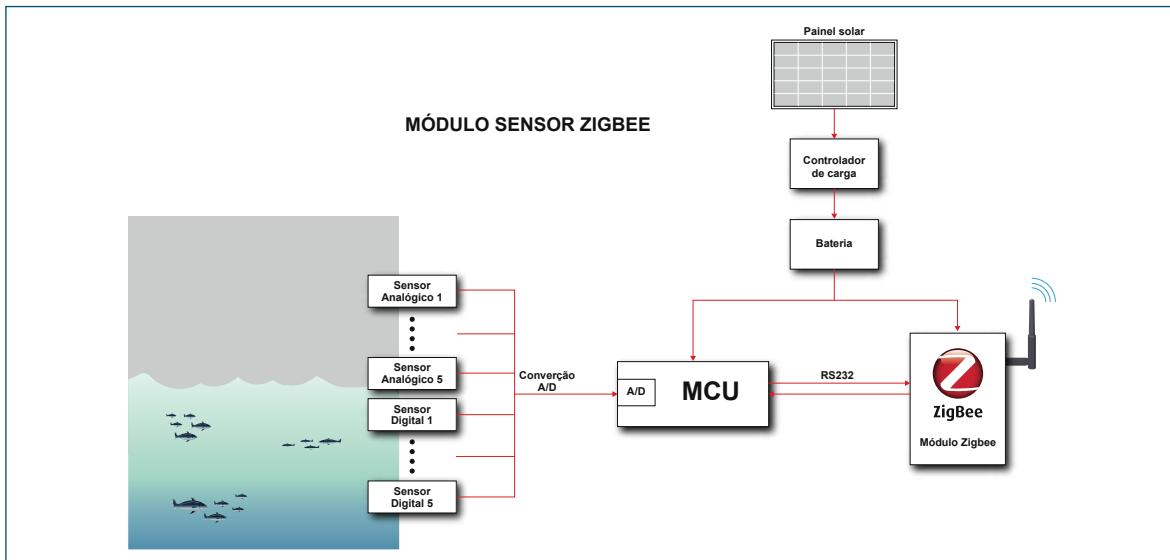


Figura 6 – Diagrama de blocos do nó sensor ZigBee.

Fonte: Próprio autor

3.4 Etapas 5 e 6

Nessa etapa o sistema foi calibrado tanto para medidas em lagoas de mananciais quanto em lagoas de tratamento. Essa etapa foi importante para mostrar a robustez do sistema desenvolvido. Para medidas em águas de mananciais para abastecimento, o sistema foi calibrado no laboratório de análise de água do Campus de Pirassununga usando um turbidímetro padrão da marca Hanna® com carta de certificação e calibração conforme a Portaria nº 2.914/2011 para valores de turbidez menores que 5 NTUs e conforme a Resolução Conama nº 357 de 2005. Os testes a campo foram realizados no lago de captação de água do Campus universitário da USP de Pirassununga.

Para medidas em lagoa de tratamento e também para testar a eficiência da transmissão de dados e a robustez do sistema desenvolvido, o protótipo foi testado e calibrado no laboratório de tecnologia ambiental da Universidade do Estado de Las Vegas UNVL. Os testes a campo foram realizados no sistema de tratamento de água da cidade Las Vegas (*Las Vegas Wash*) e os dados foram confrontados com o equipamento comercial de medida instalado no mesmo local.

A condutividade foi avaliada como outro parâmetro no sistema de medida desenvolvido. Foram realizados testes com um sensor de condutividade comparado com soluções padrão com condutividade estabelecida por instrumento normatizado.

3.5 Etapa 7

Nessa etapa foi avaliada a capacidade do sistema de captar dados dos LEDs em diferentes comprimentos de ondas. Sendo assim, mais do que a turbidez, o sistema foi projetado para adquirir as propriedades óticas da água em diferentes comprimentos de ondas. Esses dados podem ser usados para fornecer uma “assinatura” da água e sendo, portanto, mais eficiente para monitorar a qualidade padrão da água do que tão somente sua turbidez. Testes foram realizados para mostrar que água com a mesma turbidez possuem diferentes assinaturas óticas em relação aos diferentes tipos comprimento de onda.

4 Resultados alcançados frente aos objetivos e discussão

4.1 Sistema eletrônico e protocolo de comunicação Zigbee

O protocolo de comunicação testou a tecnologia Zigbee (ZIGBEE, 2008) para monitorar sua capacidade de realizar a interligação de pequenas unidades de comunicação de dados em áreas muito limitadas. Seu princípio de funcionamento é comparável às redes *wi-fi* e *Bluetooth*. Diferencia-se por desenvolver menor consumo de

energia elétrica, por um alcance reduzido (cerca de 10 metros), e as comunicações entre duas unidades poder ser repetida sucessivamente pelas unidades existentes na rede, até atingir o destino final.

Dessa forma, alguns pontos da rede funcionarão como retransmissores de informação. No protótipo final, ter-se-á uma malha de unidades Zigbee, numa extensão simulada, operando a aquisição e envio de dados sem necessidade de utilizar ligações elétricas entre elas. Essa simulação permitiu testar novas soluções de monitoração em tempo real da água na expectativa de se obter dados, que possam permitir uma avaliação, tanto do seu aspecto técnico quanto de sua viabilidade prática, em uma aplicação real usando a tecnologia Zigbee (CALLAWAY et al., 2002).

Na Figura 7 é ilustrado o esquema elétrico projetado para o nó sensor. Esse esquema elétrico foi obtido após os ensaios descritos na Etapa 1.

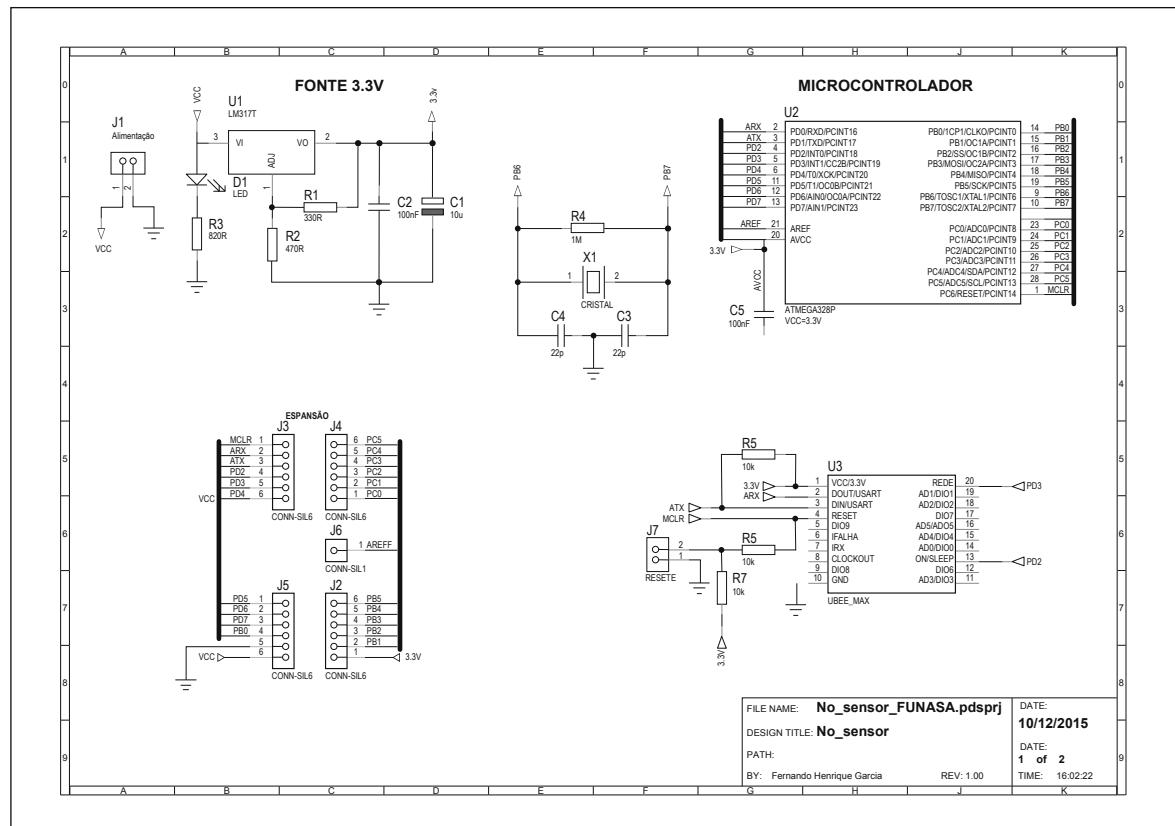


Figura 7 – Esquema elétrico do nó sensor: protótipo final.

Fonte: Próprio autor

A estação rádio base foi revestida com tinta especial para possibilitar que a estrutura metálica sofra pouca corrosão, uma vez que a mesma foi projetada para ficar a céu aberto e nas adjacências de lagoas e rios. A Figura 8 ilustra a estrutura metálica desenvolvida. A estrutura possui um gabinete onde ficará o dispositivo ótico de medida e a estação rádio base responsável para transmitir os dados coletados pelos nós sensores e pelo sistema ótico. Um painel solar fornecerá energia elétrica para baterias que alimentaram todo o sistema eletrônico e de medidas. A Figura 9 ilustra o croqui esquemático para uma visão geral do sistema desenvolvido.



Figura 8 – Base metálica com painel solar para estação rádio-base.

Fonte: Próprio autor

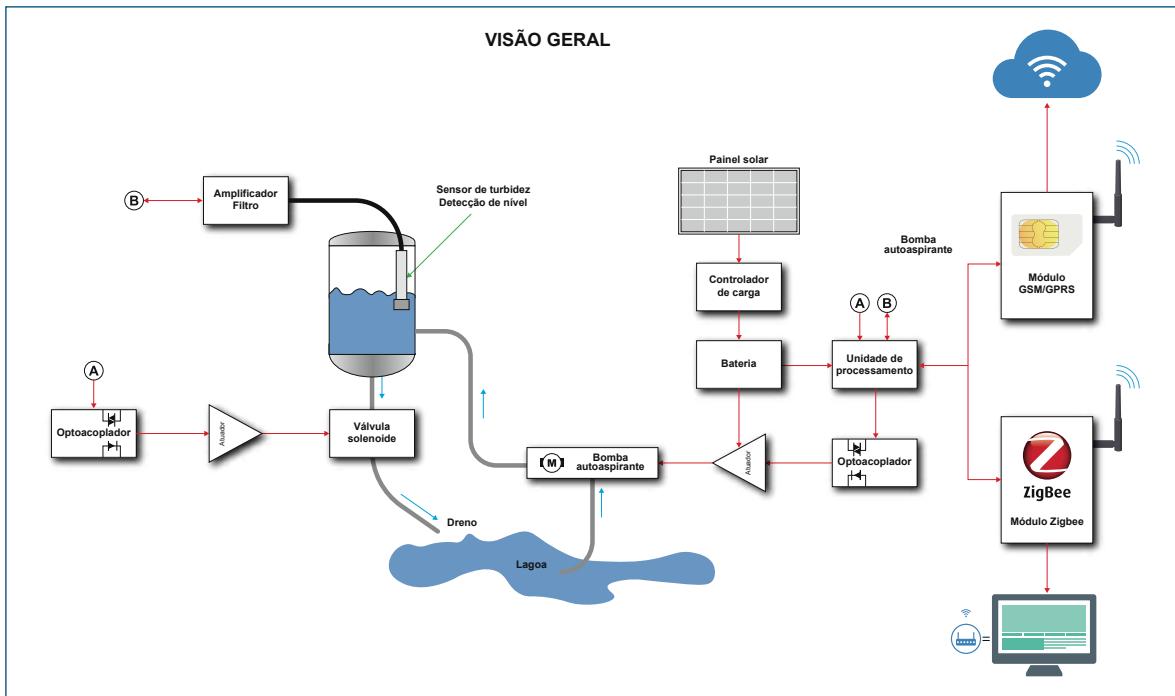


Figura 9 – Visão geral do funcionamento do sistema.

Fonte: Próprio autor

O Croqui da Figura 9 permite visualizar toda a dinâmica da estação base. A estação base além de receber informações de outros sensores possuem o sistema óptico para monitorar a turbidez e a assinatura espectral da água. Da forma como foi desenvolvido o sistema é capaz de monitorar tanto água de mananciais quanto água de lagoa de tratamento. Uma outra configuração do sistema é ilustrada na Figura 10 e detalhado na Figura 11, onde o mesmo foi usado para monitorar água de tratamento no sistema Las Vegas Wash EUA.

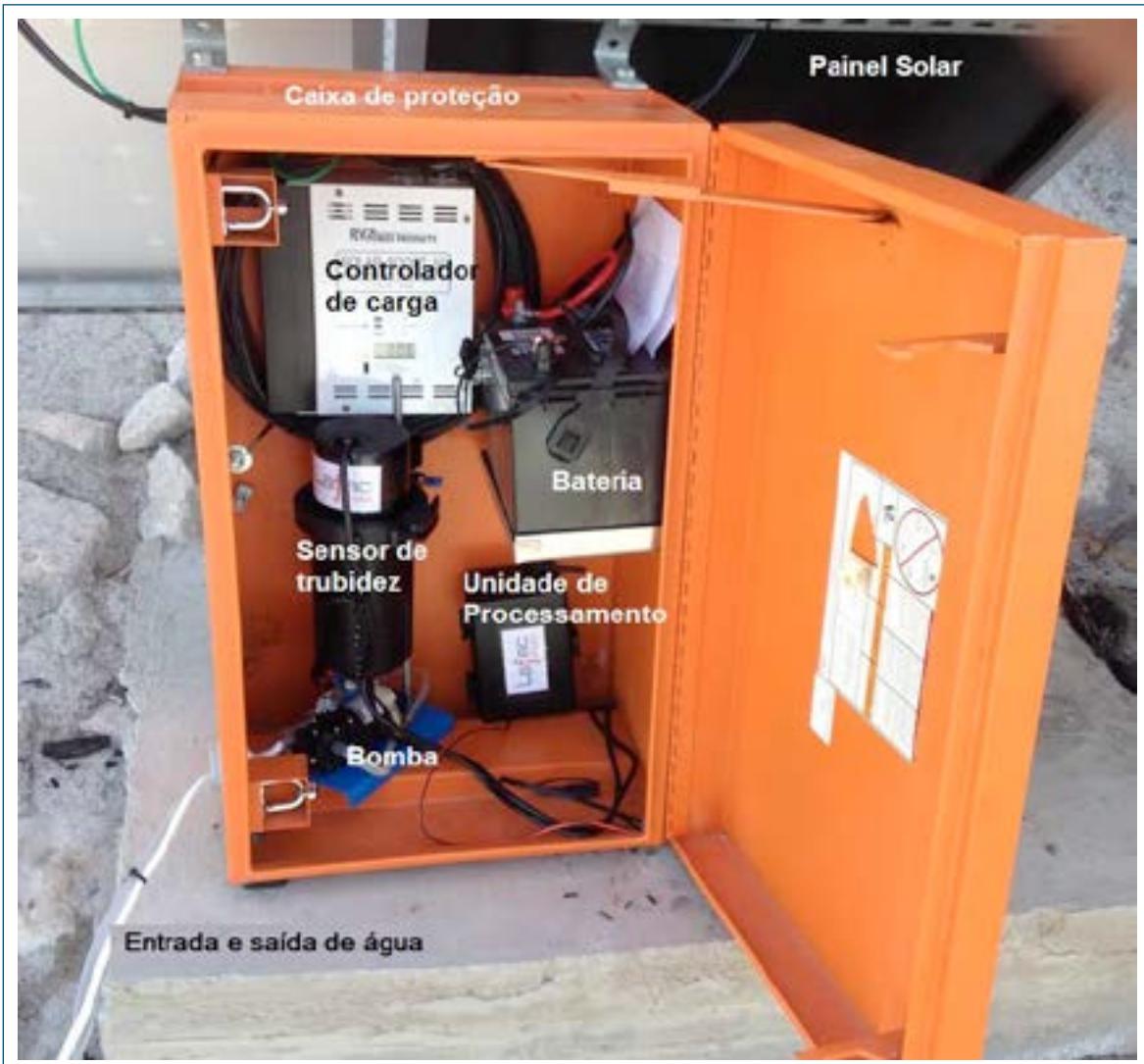


Figura 10 – Visão geral do sistema: outro Design do sistema que ocupa menor espaço na caixa de proteção.

Fonte: Próprio autor

4.2 Testes e calibração do sistema desenvolvido

No sistema desenvolvido a medida de turbidez foi realizada em uma geometria onde dois detectores foram espacialmente distribuídos de tal forma a coletarem a luz emitida a 90° e 180° em relação a fonte emissora. A Figura 11 ilustra o sistema de detecção ótica.



Figura 11 – Estrutura do sensor óptico desenvolvido.

Fonte: Próprio autor

Os testes de calibração foram realizados para manter o sistema de turbidez com resolução entre 0.1 e 5 NTU e também na faixa de 5 a 200 NTU. A Figura 12 mostra a bancada de testes.



Figura 12 – Arranjo experimental para teste de calibração do sensor de turbidez e cor.

Fonte: Próprio autor

Para amostras onde a cor era o fator preponderante na turbidez, ou seja, com substâncias solúveis na água, o detector instalado a 180° apresentou resolução na faixa entre 0 – 5 NTU, conforme gráfico da Figura 13. Esse gráfico permite avaliar que o sistema é capaz de responder, com resolução na faixa que compreende 0-5 NTU, ou seja, o sistema é capaz de verificar a turbidez da água em relação a substâncias dissolvidas no limite permitido pela legislação.

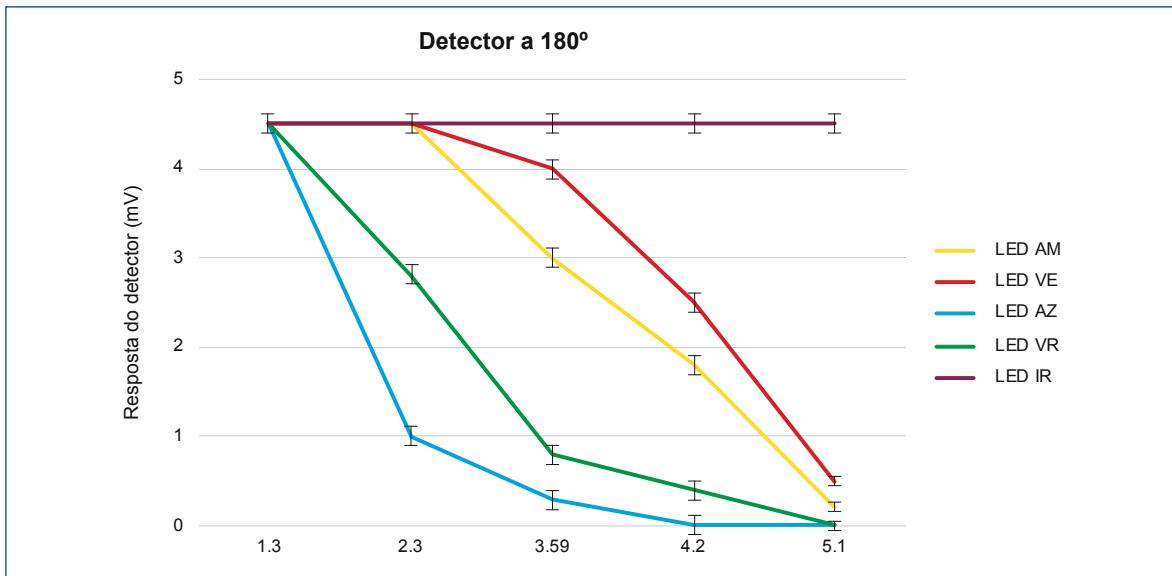


Figura 13 – Resposta do detector a 180° média de 100 repetições.

Fonte: Próprio autor

A Figura 14 ilustra a resposta do sensor para amostras com partículas suspensas na água. Neste teste o detector à 90° apresentou resolução na faixa de 0-5 NTU para amostras que espalham luz, e, portanto, a turbidez ocorre devido às partículas suspensas na água.

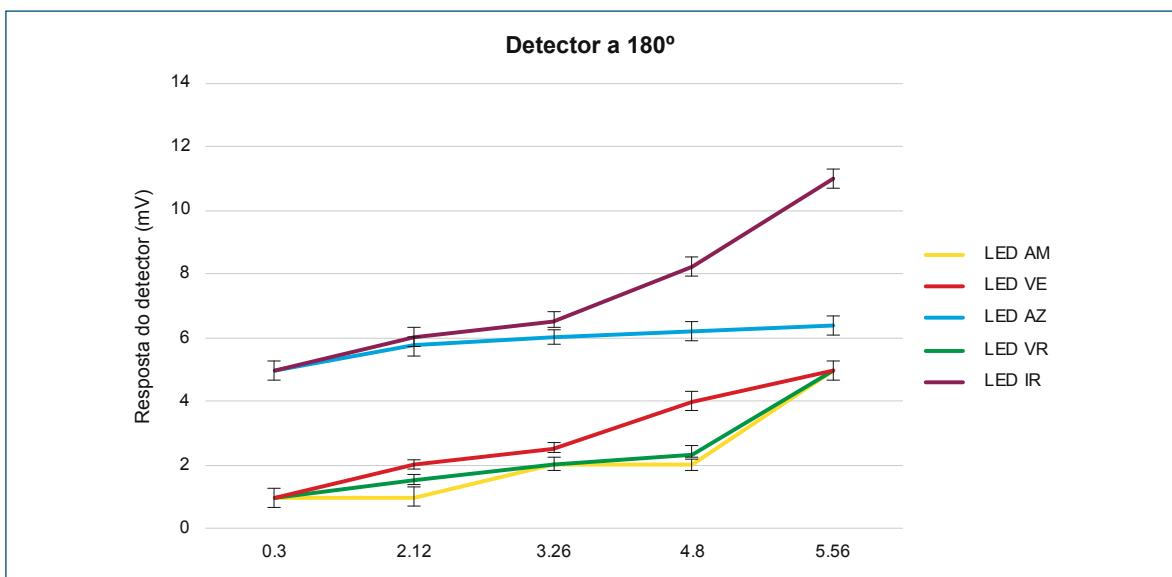


Figura 14 – Resposta do detector 90° em função da turbidez. Média de 100 repetições.

Fonte: Próprio autor

O detector foi sensível a todos os comprimentos de onda da luz, na faixa de turbidez entre 0-5 NTU, o que permite observar que o sistema está apto a responder com resolução dentro desta faixa de leitura da turbidez.

Para calibrar o sistema na faixa de 1 a 200 NTU e avaliar a resposta dos fotodetectores, tanto a 180° quanto a 90°, usou-se como padrão de referência o turbidímetro do sistema Hach modelo DR 900 devidamente certificado e calibrado. Os testes foram realizados no laboratório de Engenharia Ambiental da Universidade de Nevada Las Vegas – USA (Figura 15). O ambiente usado para testar o sistema foi a unidade de tratamento de água da Cidade de Las Vegas no Estado de Nevada EUA denominado de sistema Las Vegas Wash. Os valores de turbidez foram obtidos usando-se diferentes concentrações de caulinita.



Figura 15 – Laboratório de Engenharia Ambiental da UNVL (EUA). Detalhe do arranjo experimental.
Fonte: Próprio autor

A Figura 16 mostra a resposta do LED amarelo ($\lambda=580$ nm) em função da turbidez, bem como a correlação entre a resposta do detector e o sistema padrão de turbidez.

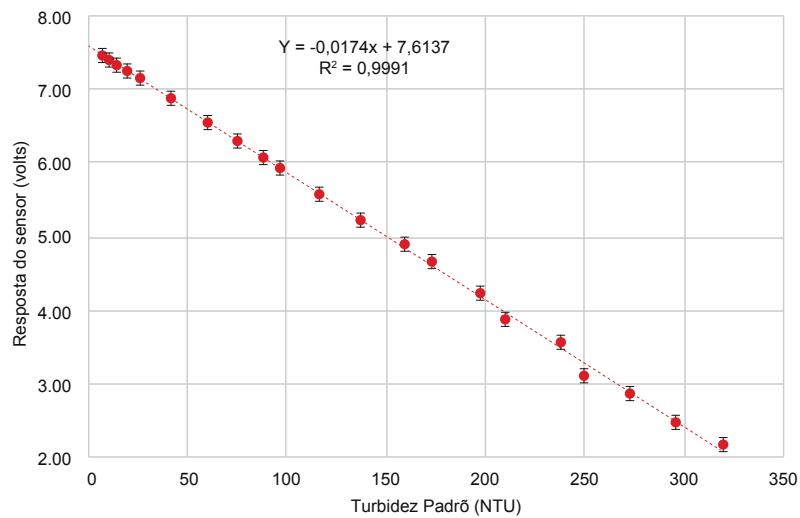


Figura 16 – Gráfico e equação de calibração da turbidez na faixa de 5 a 300 NTU ($\lambda = 580$ nm) – Média de 100 medidas.

Fonte: Próprio autor

O processo de calibração foi realizado com todos os sensores que fazem parte do sistema incluindo o de condutividade. Os testes de medidas de condutividade foram realizados usando o nó sensor e uma base de transmissão. A calibração foi realizada no Laboratório utilizando-se como referência amostras padrão com condutividade conhecidas. Os valores obtidos estão listados na Tabela 1.

Tabela 1- Leitura de tensão em diferentes valores de condutividade (uScm-1)

Condutividade em $\mu\text{S cm}^{-1}$	0,21	0,80	1,84
Leitura	Tensão	Tensão	Tensão
1	1,63	1,63	2,15
2	1,6	1,63	2,15
3	1,59	1,64	2,15
4	1,58	1,64	2,15
5	1,58	1,64	2,15
6	1,57	1,64	2,16
7	1,57	1,64	2,16
8	1,57	1,65	2,16
9	1,57	1,65	2,16
10	1,57	1,65	2,16
11	1,57	1,65	2,16
12	1,57	1,65	2,16
13	1,57	1,65	2,16
14	1,57	1,65	2,16
Média \pm SD	1,57 \pm 0,07	1,65 \pm 0,01	2,16 \pm 0,01

Fonte: Próprio autor

Um dos fatores que influencia na medida de condutividade é a instabilidade do sensor. Nota-se, nos dados obtidos, que o desvio padrão da média das medidas realizadas é uma ordem de grandeza menor que o dígito menos significativos da medida. Esse fato demonstra a precisão e estabilidade do sensor desenvolvido.

A condutividade é a capacidade da água em conduzir eletricidade. A condução de eletricidade pela água depende da concentração de íons solúveis na mesma. A medida da condutividade é realizada usando-se um par de eletrodos por onde circula uma corrente a uma dada frequência. Determinando-se a resistência de uma solução e dada a distância entre os eletrodos, determina-se a resistência específica, sendo a condutância o seu inverso. A unidade de medida é o Siemens (S). As medidas de condutividade são referenciadas à temperatura de 25 °C. Os resultados mostram que o sensor desenvolvido possui resolução para medir a condutividade da água na faixa entre 0-2 microSiemens.

4.3 Teste do sistema a campo

O primeiro teste foi realizado no Brasil na Lagoa de captação do campus Fernando Costa Pirassununga da USP Brasil (Figura 17-A) e o segundo teste no sistema de Las Vegas Wash no Estado de Nevada USA (Figura 17-B).

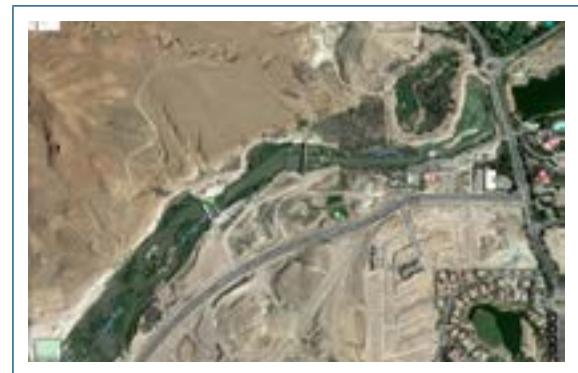


Figura 17 – A) Sistema de captação de água USP-Pirassununga **B)** Área de proteção ambiental Las Vegas Wash NEVADA – USA.

Fonte: Próprio autor

Instalar o equipamento em dois ambientes diferentes permitiu também testar a eficiência do sistema de comunicação de dados desenvolvidos e pôde-se constatar que, tanto no primeiro teste na lagoa de captação da USP quanto no segundo teste no sistema Las Vegas Wash em Nevada USA, os dados foram transmitidos para a base de dados corretamente.

No caso da lagoa de captação da USP-Pirassununga, os dados foram coletados automaticamente pelo sistema, após esse ser iniciado, com um intervalo de 15 minutos entre cada coleta. A curva de calibração utilizada foi a obtida com o comprimento de onda de 580nm (LED amarelo). Simultaneamente, coletaram-se 5 amostras da água da lagoa para serem medidas no turbidímetro padrão da marca Hanna® com carta de certificação e calibração, conforme a Portaria nº 2.914/2011. Os valores obtidos são mostrados no gráfico da Figura 18.

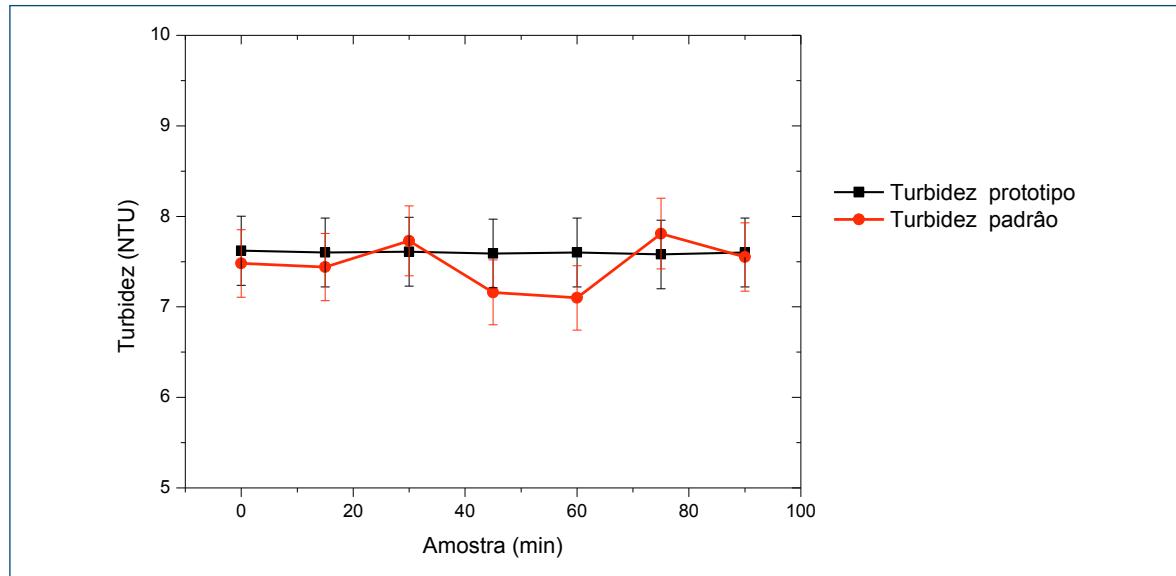


Figura 18 – Medida de turbidez da água da lagoa de captação da USP de Pirassununga, medidos simultaneamente pelo sistema desenvolvido e por um medidor padrão de turbidez.

Fonte: Próprio autor

Analizando os valores de turbidez (em NTU) obtidos pelo equipamento desenvolvido e testado nesse projeto, é possível observar que esses encontram-se próximos entre si e não tiveram grande variação entre as coletas durante o período de testes. O sistema, neste ensaio final, ficou funcionando por 3 meses (de 10 de maio a 10 de agosto de 2018) e durante esse período foram detectadas poucas variações na turbidez que podem ser justificadas devido a presença de chuva durante o período de coleta de dados. É possível afirmar também que os dados se encontram dentro do esperado, uma vez que a lagoa de captação possui água turva devido a presença de barro no fundo e suspenso na água. Essa afirmação pode ser comprovada por meio da comparação dos dados do gráfico da Figura 18 em que os valores gerados pelo turbidímetro padrão obtiveram uma média de 7,88 e com o turbidímetro desenvolvido essa média foi de 7,59.

A Figura 19 mostra os resultados das coletas de dados no sistema de tratamento Las Vegas Wash Nevada USA.

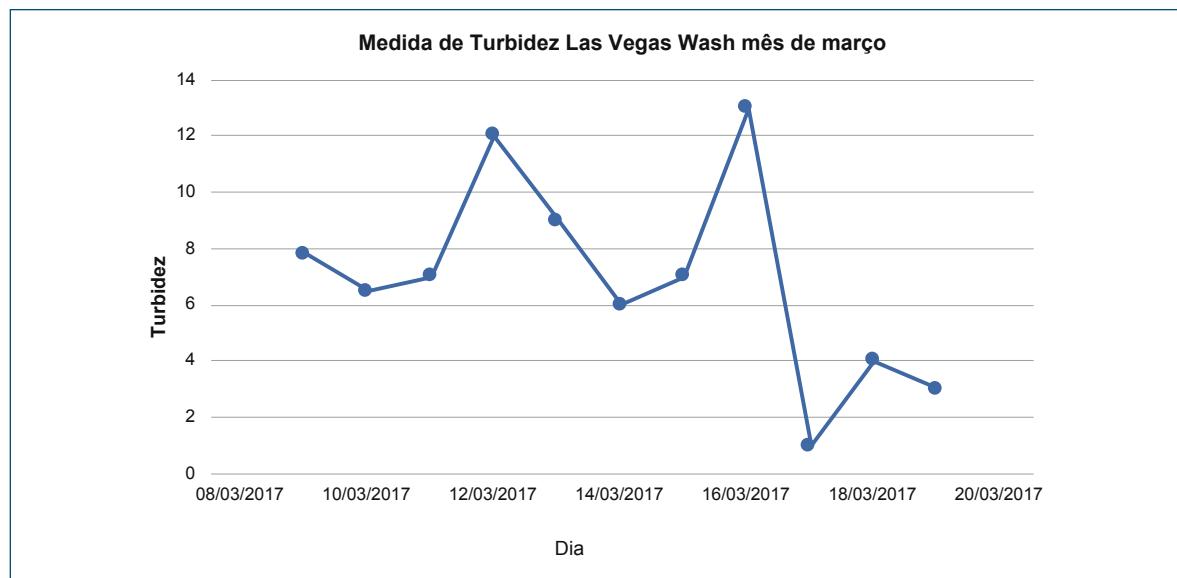


Figura 19 – Resultado do teste do sistema no sistema Las Vegas Wash.

Fonte: Próprio autor

A média esperada para o mês de março é de cerca de 3 NTU (Nephelometric Turbidity Unity), conforme dados obtidos do monitoramento oficial do sistema Las Vegas Wash no mesmo período medido para o ano de 2016. A média obtida pelo equipamento desenvolvido foi de 7 NTU para o mesmo período em 2017, que foi a média observada para 2012 e 2014. Sendo assim, os testes foram coerentes com as medidas históricas do sistema para o mesmo período.

Em ambos os testes, o coletor solar forneceu energia necessária para manter o nível de carga da bateria suficiente para operar na relação de 10 dias de bateria por um dia de carga solar.

5 Conclusão

Os resultados apresentados permitem concluir que o objetivo de desenvolver, testar e analisar de forma teórica e prática um sistema integrado de monitoração de água, usando um sensor de baixo custo, integrado a um sistema de transmissão sem fio, alimentado com energia solar, para monitorar sistemas de tratamento e mananciais superficiais de água, foi alcançado.

A avaliação final do projeto deu-se em dois sistemas de mananciais diferentes com realidades ambientais diferentes e o sistema mostrou-se robusto nas duas con-

dições, sendo capaz de monitorar a turbidez em hemisférios diferentes do planeta mostrando que a tecnologia de comunicação desenvolvida foi eficiente para executar a tarefa. Os resultados da calibração permitiram configurar o sistema para operar tanto para resolução da turbidez entre 0 a 5 NTUs quanto para resolução da turbidez entre 5 a 350 NTUs o que permite inferir que o sistema pode ser utilizado tanto para monitoramento de água potável quanto para monitoramento de águas de mananciais, em função de conseguir as leituras das propriedades óticas dentro dos padrões estabelecidos nas legislações vigentes.

6 Recomendações para utilização dos resultados pela Funasa e indicativos de custos

Apesar de a Funasa não monitorar água de mananciais, a qualidade da água potável passa inexoravelmente pela qualidade da água coletada, principalmente no que diz respeito ao gerenciamento. Dessa forma, ao gerenciar um sistema de tratamento de água deve-se requerer a análise de todas as especificidades inerentes ao processo, desde a captação até o armazenamento da água tratada. Nesse contexto, engloba-se a proteção dos mananciais, a quantidade e qualidade dos produtos químicos, a geração e disposição final dos resíduos, perdas d'água e de energia e segurança. Todas as especificidades citadas anteriormente estão interligadas, sendo que a falta de monitoramento a uma delas leva ao descontrole e acaba influenciando as demais. Os impactos ambientais podem ser cumulativos e muitas vezes irreversíveis. Portanto, a conscientização da necessidade de uma gestão ambiental baseada na monitoração constante das informações inerentes ao sistema, a fim de minimizar e mitigar esses impactos, torna-se uma necessidade ímpar.

Exemplo disso é a existência no Brasil de estações de tratamento de água cujas tecnologias ou são incompatíveis com a qualidade da água a ser tratada ou o sistema de monitoramento não permite um controle inteligente e uma resposta impulsiva adequada frente às características da água que entra no sistema. Em consequência, mesmo que algumas características das águas sejam as mesmas, a coagulação, por exemplo, de uma delas, pode ser conseguida com sucesso, enquanto da outra não.

Por outro lado, o monitoramento de água é uma tarefa que depende exclusivamente de medidas realizadas em laboratório ou em sistemas autônomos remotos de alto custo operacional. Os resultados apresentados neste relatório permitem concluir que o sistema desenvolvido pode ser usado como um laboratório remoto, no qual dados de turbidez e condutividade possam ser coletados em intervalos de tempo suficientemente curtos, para que uma mudança nesses parâmetros possa ser detectada a tempo, para que gestores da qualidade da água tomem decisões de salvaguarda. O sistema de detecção de turbidez pode ser ajustado para emitir um alarme sempre que

a turbidez do manancial monitorado ultrapassar um valor considerado adequado. O mesmo ocorre para outras variáveis, como a condutividade. O protótipo foi desenvolvido de tal forma que sensores como pH e outros podem ser acoplados à unidade de controle. O sistema pode operar como um dispositivo de alarme inteligente da qualidade e segurança tanto de mananciais aquáticos quanto para dar apoio a sistemas de tratamento de água. Nesse sentido, a tecnologia desenvolvida pode ser divulgada pela Funasa para colaborar com outras instituições que realizam a monitoração de águas de mananciais, bem como a implementação nos sistemas de abastecimento de água para a monitoração da qualidade da água potável.

O custo da fase de desenvolvimento de um protótipo é bem maior que o produto final quando se considera todo o ciclo envolvido no desenvolvimento da pesquisa. No entanto, após a resolução de vários ajustes um protótipo pode a um custo reduzido responder as questões principais quando o objetivo for a produção do produto final. Neste projeto, o protótipo desenvolvido realizou a mesma tarefa que parte de um sistema de monitoramento de mananciais que custa cerca de US\$ 40.000,00 (quarenta mil dólares) usado no sistema Las Vegas Wash e o custo total da pesquisa financiada no desenvolvimento deste projeto foi de cerca de US\$ 25 mil dólares.

O sistema desenvolvido pelo LAFAC pode ser disponibilizado por meio de transferência de tecnologia para empresas parceiras da Universidade. Estima-se um custo de R\$ 5.000,00 para confecção do sistema de turbidez com um nó sensor, levando-se em conta que a estrutura de TI básica esteja implementada na unidade que receberá os dados.

Referências bibliográficas

- ASADA, G. et al. Wireless Integrated Network Sensors (WINS). Proc. of SPIE, 3673, p.11-18, 2000.
- BANNA, M.H.; IMRAN, S.; FRANCISQUE, A.; NAJJARAN, H.; SADIQ, R.; RODRIGUEZ, M.; HOORFAR, M. Online drinking water quality monitoring: review on available and emerging technologies. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, Canadá, v. 44, n. 12, p. 1370-1421, 14 mai. 2014.
- BRENEMAN, J.; BLASINSKI, H.; FARREL, J. The color of water: using underwater photography to estimate water quality. Digital Photography X, Estados Unidos, 17 mar. 2014.
- BRASIL, Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da

água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Diário Oficial, nº 239, Secção 1, página 39 de 14/12/2011. Brasília, 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. Controle e Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade. Portaria nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011. Lex: Coletânea de Legislação e Jurisprudência. Brasília. Legislação Federal e Marginália. 2011.

CALLAWAY, E. D. et al. "Home networking with IEEE 802.15.4: A developing standard for low- rate wireless personal area networks", IEEE Communication Magazine, v. 40, n. 8, p. 70-77, 2002.

CONAMA. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, condições e padrões de lançamento de efluentes. Ministério do Meio Ambiente, Brasil, 2005.

DIAMOND, D. "Internet-scale sensing," Anal. Chem., vol. 76, pp. 278A- 286A, (2004).

EEA (European Environment Agency). 10 Messages for 2010 – Coastal Ecosystems. European Environment Agency. Office for Official Publications of the European Union, Luxemburg, 17 pp., 2010.

MIN, R. et al. Energy-centric enabling technologies for wireless sensor networks. IEEE Wireless Communications, v. 9, p. 28-37, 2002.

MURPHY, K.; HEERY, B.; SULLIVAN, T.; COSTA E.; O'CONNOR, N.; REGAN, F.A L. A low-cost autonomous optical sensor for water quality monitoring. Talanta. Dublin, p. 520-527. 18 set. 2014.

NASA – National Aeronautics and Space Administration. MODIS-Design Concept. Disponível em: < <http://modis.gsfc.nasa.gov/about/design.php> >. Acesso em: 09 de setembro de 2018.

RADU A. ANASTASOVA S., FAY C, DIAMOND D. BOBACKA J., LEWENSTAM A. Low Cost, Calibration-free Sensors for In Situ Determination of Natural Water Pollution (2010).

REAS, C.; FRY, B. Processing: a programming handbook for visual designers and artists. [S.I.]: Mit Press. v. 6812, 2007.

SILVA A. C. S. et al. A wireless floating base sensor network for physiological response to livestock. Computers and Electronics in Agriculture, v. 49(2), p. 246-254, 2005.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1995. 240 p., v. 1.

ZIGBEE ALLIANCE, Zigbee Specification – Document 053474r17, USA, 2008.

Avaliação da eficiência da filtração lenta com retrolavagem na remoção de protozoários (*giárdia* e *cryptosporidium*) como tratamento de água para consumo humano

Coordenador da Pesquisa: Maurício Luiz Sens (UFSC)

Participantes da UFSC: Ramon Lucas Dalsasso; Bruno Segalla Pizzolatti; Renata Iza Mondardo; Fernando Hymnô de Souza; Luísa Puschnick Gomes; Bruna Toscano; Ana Maria Beims Lopes; Arthur May.

Instituição Executora: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Instituição Convenente: Fundação de Amparo à Pesquisa e Extensão Universitária/FAPEU.UFSC

Resumo

Esse projeto teve como objetivo geral avaliar e aprimorar a tecnologia de filtração lenta com retrolavagem, como um sistema de tratamento de água, na remoção de cistos protozoários (*Giárdia* e *Cryptosporidium*), na obtenção de água potável. Propôs-se a utilização de um sistema de tratamento de água através da filtração lenta com retrolavagem. Também foram avaliadas as tecnologias de filtração lenta existentes no estado de Santa Catarina, com o objetivo de propor modificações, ou seja, implantar o sistema de retrolavagem nos filtros lentos. Os filtros estudados foram capazes de remover quantidades significativas de cistos dos protozoários, embora a desinfecção seja recomendada após a filtração como garantia. A técnica utilizada no estado de Santa Catarina, em menor quantidade se comparada a sistemas com coagulação e filtração rápida, aos poucos perde espaço para tecnologias mais modernas, mesmo sem necessidade. Há desperdício de areia em filtros no estado e a disseminação de conhecimento a respeito da operação de filtros lentos seria de utilidade. A retrolavagem se apresenta como uma boa alternativa para a limpeza, uma vez que a mão de obra e tempo envolvidos são menores e a areia

é limpa dentro do filtro sem desperdícios. Além disso estima-se que os custos para a implantação do sistema possam ser menores devido à redução do leito filtrante.

Palavras-chave: filtros lentos, *criptosporidíase*, *giardíase*, saneamento descentralizado.

Abstract

The project aimed to evaluate and improve the backwashing slow sand filter technology, as a drinking water treatment system. The focus was to remove protozoan cysts (*Giardia* and *Cryptosporidium*) with low costs, in order to contribute to universalize the public healthy water supply through slow sand filtration. The slow sand filtration technology in the state of Santa Catarina was also assessed. This diagnosis aimed to propose modifications in how the technique is used. The filters removed significantly protozoan cysts, despite it still recommended disinfection after filtration as a guarantee. The technique has still been used in the state of Santa Catarina, less than systems with coagulation and rapid filtration though. This is due to the smaller footprint if compared to more technological plants, even when there is no need of their application. There is sand waste in filters and the dissemination of knowledge about the operation of slow filters would be useful. Backwashing is presented as a good alternative for filter cleaning since there is less labor involved and sand is cleaned up inside the filter and this could reduce the wastes. An automatic backwashed slow sand filter system has been successfully applied in a school and alternatives are presented for adequacy of systems with conventional slow filters, so they could use a backwash system. Besides, application of backwashing might be cheaper than scrapping because less filter media is used. Keywords: *slow sand filtration*, *cryptosporidiosis*, *giardiasis*, *decentralized sanitation*.

1 Introdução

Nas cidades brasileiras os problemas de abastecimento de água estão diretamente relacionados ao crescimento da demanda, ao desperdício e à urbanização descontrolada que atinge os mananciais. Na zona rural, os recursos hídricos também são explorados de forma irregular, e parte da vegetação protetora da bacia (mata ciliar) vem sendo destruída para a realização de atividade agrícola e pecuária. Dessa maneira, a água de boa qualidade está cada vez mais rara. Essa situação resulta da forma como a água disponível é usada, com desperdício e sem muitos cuidados para manter sua qualidade. Problemas constantes encontrados em mananciais de água vêm forçando a busca por novas soluções de tratamento.

Uma atenção crescente tem sido dada à transmissão de protozoários, vários dos quais têm, nos esgotos sanitários e nas atividades agropecuárias, algumas das principais fontes de contaminação de mananciais de abastecimento (KARANIS, KOURENTI e SMITH, 2007; BASTOS, BRANDÃO e CERQUEIRA, 2009). O conhecimento sobre a *Giárdia* e o *Cryptosporidium*, em particular sobre aspectos de veiculação hídrica, é muito mais amplo do que a maioria dos outros protozoários patogênicos.

A filtração lenta é um tratamento indicado para a remoção de protozoários e quando o filtro é bem projetado e aplicado em situações corretas mostra-se bastante eficaz. Essa tecnologia tem sido usada no tratamento de água desde o começo do século XIX. O processo de tratamento não requer a adoção de coagulantes, opera com taxas de filtração baixas e utiliza meio filtrante de granulometria fina.

Como principais vantagens do filtro lento destaca-se a elevada eficiência de remoção de bactérias, vírus e cistos de protozoários. Vários fatores auxiliam nessa eficiência, entre eles destacam-se: decaimento natural (hostil para esses microrganismos), predação, efeito biocida da radiação solar e adsorção no biofilme aderido ao meio filtrante (HAARHOFF; CLEASBY, 1991).

Com o intuito de facilitar a limpeza dos filtros, SENS (1996 – 2010) coordenou vários estudos de filtração lenta de escoamento descendente com retrolavagem, sendo que MICHIELIN (2002) estudou, em escala-piloto, o primeiro sistema de filtração lenta com retrolavagem com o objetivo de estudar as condições hidráulicas para a fluidificação do material filtrante. Na sequência diversos outros estudos foram realizados o que culminou nos sistemas existentes atualmente de filtros lentos com limpeza por retrolavagem com água filtrada (EMMENDOERFER, 2006; MARNOTO, 2008; PIZZOLATTI, 2010; SOARES, 2010), filtração lenta com retrolavagem utilizando água bruta (PIZZOLATTI, 2010, 2014), filtros lentos ascendentes com retrolavagem e des-carga de fundo com inserção de água na interface entre o meio filtrante e a camada suporte e (DE SOUZA, 2015), o mais recente, filtro lento bifluxo (WORMA et al., 2017).

Visando o abastecimento de pequenas comunidades, os filtros ganham dimensões menores, o que facilita o uso da retrolavagem para a limpeza do meio filtrante. Neste projeto propõe-se o uso da filtração lenta com retrolavagem para facilitar a etapa da limpeza e aproximar potenciais utilizadores da técnica, além da produção de água de qualidade para consumo da população de pequenas comunidades. Também será avaliada a tecnologia de filtração lenta existente no estado de Santa Catarina, com o objetivo de propor modificações e implantar o sistema de retrolavagem em filtros lentos.

2 Objetivos

2.1 Objetivo Geral

Avaliar e aprimorar a tecnologia de filtração lenta com retrolavagem como um sistema de tratamento de água na remoção de protozoários (*Giárdia* e o *Cryptosporidium*) para obtenção de água potável de maneira eficiente, a baixos custos, de modo a contribuir com a universalização do abastecimento público através da facilitação da limpeza de filtros lentos.

2.2 Objetivos Específicos

- Estudar duas diferentes concepções de limpeza/lavagem dos filtros lentos, na remoção de (oo)cistos de protozoários (*Giárdia* e *Cryptosporidium*).
- Avaliar a capacidade de remoção de (oo)cistos de protozoários (*Giárdia* e *Cryptosporidium*) na filtração lenta com retrolavagem e comparar com a filtração lenta convencional.
- Analisar a perda de carga no meio filtrante e a qualidade da água filtrada nos sistemas utilizados no estudo.
- Caracterizar a camada filtrante no filtro lento com retrolavagem e no filtro lento convencional.
- Avaliar os sistemas de tratamento de água por filtração lenta de Santa Catarina.
- Analisar o custo construtivo e operacional do processo da filtração lenta com retrolavagem para implantação em escala real em pequenas comunidades.
- Estudar a filtração lenta e propor modificações para implantar o sistema de retrolavagem em escala real.

3 Metodologia

A seguir é apresentada a metodologia para cada parte da pesquisa realizada, desde os experimentos elaborados na Universidade Federal de Santa Catarina à coleta de dados em campo por todo o estado.

3.1 Filtros lentos retrolaváveis para a remoção de protozoários (*Giardia spp.* e *Cryptosporidium spp.*)

Para o estudo da remoção de protozoários por meio de filtros lentos retrolaváveis foi construído um sistema-piloto com seis filtros em concepções diferentes, variando entre filtros lentos convencionais e retrolaváveis, e com meios filtrantes diferenciados.

O sistema era operado e em momentos específicos foram inoculadas microesferas de poliestireno para a simulação da contaminação por (oo)cistos.

3.1.1 Água de estudo

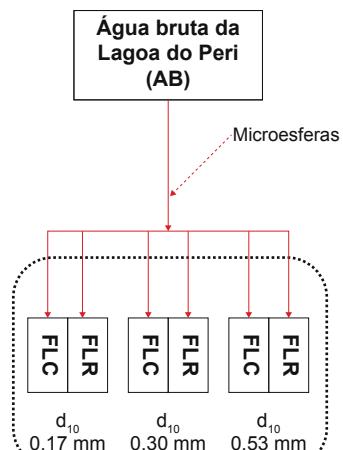
A água do estudo era proveniente da Lagoa do Peri (LP), localizada em Florianópolis, na ilha de Santa Catarina, Brasil. A coleta foi realizada na Estação de Tratamento da Lagoa do Peri que abastece a região sul e leste da ilha por meio de filtração direta. De forma contínua a água da LP era enviada para um reservatório e bombeada para o piloto. Dessa maneira o piloto era sempre abastecido por água fresca, vindo constantemente da lagoa.

A água bruta coletada tem como característica a presença de cianobactérias em densidades elevadas variando de aproximadamente 10^5 - 10^6 cél./mL (PIZZOLATTI et al., 2014), sendo *Cylindrospermopsis raciborskii* a principal espécie, além da presença de carbono orgânico dissolvido e baixa turbidez (FONTES et al., 2013; PIZZOLATTI et al., 2014; SCHÖNTAG et al., 2015; DE SOUZA et al., 2016).

3.1.2 Unidades de filtração

A Figura 1 (a) mostra o esquema resumido do sistema de filtração avaliado, a água de estudo utilizada e o ponto de injeção das microesferas. As Figuras 1 (b) e (c) mostram os filtros convencionais (FLC) e com retrolavagem (FLR) respectivamente. Comparando as Figura 1 (b) e (c), observa-se que devido à necessidade de uma carga hidráulica maior para a realização da retrolavagem os FLR são mais altos, além de possuírem um reservatório elevado. As areias I, II e III foram utilizadas nos filtros FLC1 e FLR1, FLC2 e FLR2 e FLC3 e FLR3 respectivamente como meio filtrante e têm suas características resumidas na Tabela 1.

Os filtros foram operados em paralelo, com taxa de filtração de $4\text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ou vazão de 31,4 L/d por filtro. PIZZOLATTI (2014) calculou, em estudo realizado nos mesmos filtros com taxa igual, que os tempos de contato do meio filtrante com diâmetro efetivo de 0,17, 0,30 e 0,53 mm são de 69, 74 e 85 min respectivamente, já inclusos o tempo de permanência na camada suporte (15 min) e o tempo gasto no transporte da água através das tubulações até o ponto de coleta (15 min). As características de porosidade do meio são apresentadas na Tabela 2.



A

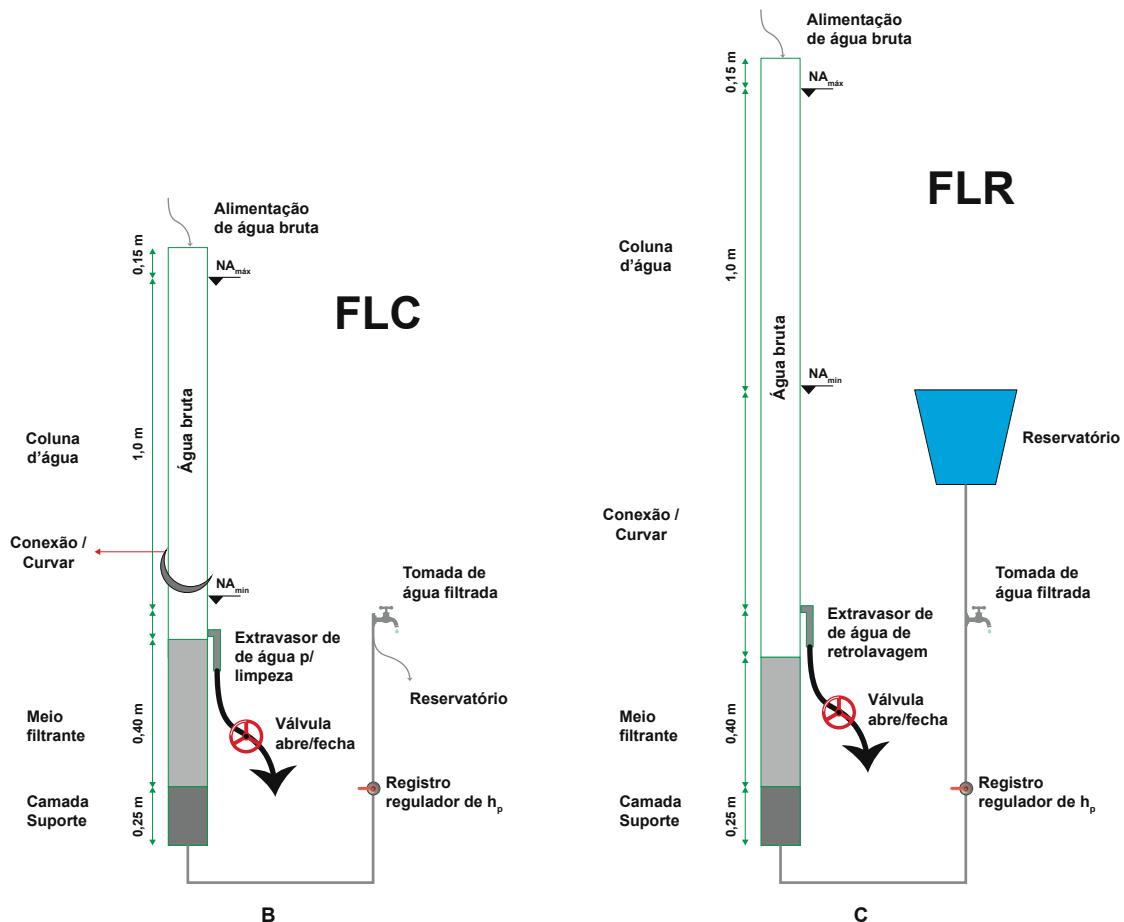


Figura 1 – Esquema dos experimentos.

Fonte: (a) Adaptado de PIZZOLATTI (2014), (b) e (c) Adaptados de SOUZA

Tabela 1 – Características da areia utilizada nos filtros

Areia	Diâmetro efetivo (mm)	Coeficiente de uniformidade	Perda de carga no meio fluidificado (cm)	Velocidade mínima de aproximação para fluidificação (m/min)	Velocidade de aproximação para expansão de 25% (m/min)
Areia I	0,17	1,50	32	0,15	0,19
Areia II	0,30	1,57	33	0,19	0,26
Areia III	0,53	1,60	33	0,60	0,92

Fonte: Adaptado de Souza (DE SOUZA, 2013)

Tabela 2 – Características de porosidade do material filtrante

d_{10}	0,17 mm	0,30 mm	0,53 mm
d_{60}/d_{10}	1,50	1,57	1,60
η_{ef}	0,27	0,31	0,37
η_{ex}	0,42	0,45	0,50

Fonte: (a) Adaptado de PIZZOLATTI(2014)

3.1.3 Microesferas fluorescentes na simulação de cistos de *Cryptosporidium spp*

Para simular os oocistos de *Cryptosporidium* no tratamento de água, foi adicionada à água bruta microesferas fluorescentes. As microesferas são de poliestireno, autofluorescentes, com diâmetro médio de $4,460 \pm 0,131 \mu\text{m}$, fabricadas pela *PolyScience Incorporation*. Esse tamanho foi escolhido em função do microrganismo que se desejava simular.

As microesferas foram adicionadas à água bruta em uma concentração conhecida de em média $(5,65 \pm 0,13) \times 10^4$ microesferas por litro, quando aplicada de forma contínua ou pulsos de 2,0 mL da solução mãe, equivalente a $(2,26 \pm 0,03) \times 10^6$ microesferas/pulso.

Para quantificação, a amostra (125 mL) era filtrada em membrana de acetato de celulose com diâmetro de poros de 0,45 μm . Com auxílio de raspadores, a membrana era lavada e raspada com aproximadamente 10 mL de Solução de *TWEEN 20* a 0,01%. A solução de *TWEEN 20* + microesferas eram acondicionadas em tubos de ensaio com tampa. No momento da análise, as amostras eram homogeneizadas com agitador vórtex e uma alíquota de 1 mL era analisada em câmara de *Sedgewick Rafter*.

Durante os estudos, foi observada recuperação de 35 a 45%, valores aceitáveis (24 – 100%) segundo USEPA (2005).

3.1.4 Microesferas fluorescentes na simulação de cistos de *Giárdia spp.*

As microesferas utilizadas são fabricadas pela *PolyScience Incorporation*. São fornecidas em suspensão aquosa de 2,5%, contendo aproximadamente $4,55 \times 10^7$ partículas/mL. Sua excitação máxima é de 441 nm e emissão máxima de 486 nm.

As microesferas escolhidas possuíam o diâmetro de 10 μm (coeficiente de variação de 10%), condizendo com o tamanho dos cistos da *Giárdia*, que têm o diâmetro entre 8-12 μm (ALI; HILL, 2003).

Nessa etapa, as microesferas foram inoculadas na água bruta através da diluição da solução mãe, chegando em concentrações próximas à $(1,3 \times 10^4 \pm 0,75)$ microesfera/L. A água contendo as microesferas foi bombeada de modo contínuo por 8 horas e 500 mL eram coletados após meia hora e em seguida a cada hora.

Em seguida cerca de 250 a 500 mL das amostras eram filtradas em membrana de nitrato de celulose de 3 μm , adicionavam-se 11 mL de solução Tween20 à 0,01%, raspava- se a membrana e armazenava-se a solução resultante em um tubo de ensaio (com tampa) de 11 mL conservado em ambiente refrigerado a 4 °C para a posterior realização da contagem.

A contagem foi realizada na Câmara de *Sedwick*, sendo que a câmara inteira era observada para uma contagem mais efetiva das microesferas. Para tal, foi utilizado o Microscópio óptico Olympus BX40 com lente objetiva com 4x de aumento e ocular com 10x.

3.2 Caracterização da camada filtrante em filtros lento retrolaváveis

O mesmo sistema-piloto descrito anteriormente foi utilizado para a avaliação da influência do meio filtrante no filtro lento. O meio filtrante foi analisado quanto a:

- Limpeza.
- Carreira de filtração.
- Qualidade de água.
- Produção efetiva.

As amostras das águas, bruta e filtrada, foram analisadas diariamente por meio dos seguintes parâmetros de controle e equipamentos: Cor aparente (espectrofotôme-

tro HACH DR/2010) e Turbidez (Turbidímetro HACH 2100P). A qualidade da água coletada durante a lavagem foi avaliada em termos de turbidez e coletadas ao longo desse período.

A turbidez foi analisada em intervalos de tempo menores durante aproximadamente 8 horas após a limpeza dos filtros para avaliar a recuperação da qualidade de água filtrada pelo filtro. A perda de carga durante a carreira de filtração era acompanhada através de piezômetros instalados na lateral dos filtros.

A produção efetiva dos filtros é o quanto o filtro produziu de água filtrada com qualidade necessária para ser consumida. Para isso foram desconsiderados da produção os gastos com a retrolavagem, no caso dos FLR, o tempo de limpeza e a água descartada durante a recuperação do filtro. No caso dos FLC não foi considerado o gasto com a lavagem do meio filtrante pelo fato dessa poder ser realizada com água bruta (Equação 1 e Equação 2).

$$\text{Equação 1: } T_e = T \times \frac{t_c - t_o}{t_c}$$

Onde:

$$\text{Equação 2: } t_o = t_r + t_l + \frac{V}{Q}$$

T_e – Produção efetiva ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)

T – Taxa de aplicação de água bruta no filtro ($\text{m}^3/\text{m}^1.\text{d}$)

t_c – Carreira de filtração (d)

t_o – Tempo ocioso (d)

t_r – Tempo de recuperação (d)

t_l – Tempo de limpeza (d)

V – Volume do reservatório (L)

Q – Vazão aplicada no filtro (L/d)

Na Equação 2, no caso dos FLC o volume do reservatório (V) foi considerado zero. O tempo ocioso (t_o) é o tempo em que não há produção. A relação entre o Volume do reservatório e a vazão aplicada no filtro resulta no tempo gasto para o enchimento do reservatório. A relação entre o tempo produtivo da carreira e o tempo total serve como equivalência entre as produções dos filtros. Quanto maior a diferença entre t_c e t_o , mais próxima a relação entre o tempo chega de uma unidade, ou seja, mais a produção se aproxima da taxa de aplicação e, por sua vez, maior a eficiência do sistema.

3.3 Levantamento de estações de tratamento de água com filtros lentos

Com o intuito de ter conhecimento sobre as Estações de Tratamento de Água do estado de Santa Catarina que possuem filtro lento em seu sistema de abastecimento, foi feita uma série de pesquisas para se chegar a uma listagem inicial de ETAs que em seguida foram visitadas.

As principais fontes de informação foram as agências reguladoras na época (Agência Reguladora Intermunicipal de Saneamento – ARIS e Agência Reguladora de Serviços de Saneamento Básico do Estado de Santa Catarina – Agesan), companhias que prestam serviço de saneamento (principalmente Serviços Autônomos Municipais de Água e Esgoto – SAMAEs e a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento – CASAN) e a representação no estado da Fundação Nacional de Saúde (Funasa) que auxiliou na compilação dessas cidades.

Por fim, após levantamento dos municípios que possuem filtração lenta em Santa Catarina, foi realizado o contato por telefone com cada uma das cidades para a confirmação das informações. Em alguns casos as informações não correspondiam com o que havia sido levantado, ou foi afirmado que os sistemas não utilizavam a filtração lenta ou que o sistema de tratamento havia sido modificado e atualmente usam-se filtros rápidos.

Dessa forma, após a confirmação dos dados, as ETAs foram visitadas e foi aplicado um questionário, que além de informações sobre o sistema de tratamento levava informações sobre a existência de outros sistemas na região. Primeiramente um questionário prévio foi enviado ao responsável pela visita no local e durante a visita um questionário completo foi aplicado.

3.4 Implantação de sistemas de filtração lenta com retrolavagem em escala real e os custos envolvidos

O projeto inicialmente tinha como objetivo específico estudar a filtração lenta do município de Campos Novos, SC, e propor modificações para implantar o sistema de retrolavagem em escala real. Contudo, não foi possível desenvolvê-lo no município sugerido, pois o SAMAE afirmou que não opera mais o filtro lento. Portanto, foi projetado um sistema e estimados os custos.

Paralelamente, no decorrer do projeto, por meio de parceria com um projeto de extensão na Universidade Federal de Santa Catarina, Tecnologias Sociais Para a Gestão da Água (TSGA), conseguiu-se instalar um filtro pré-fabricado para a utilização em uma escola primária municipal do interior de Santa Catarina.

3.4.1 Propostas de modificações para implantar o sistema de retrolavagem em escala real e custos de aplicação

Salienta-se que esse projeto teria apenas a função de consultoria na aplicação da FL com retrolavagem, porém os recursos para a execução do projeto seriam locais. Isso dificultou o aceite de propostas por parte dos municípios que utilizam a tecnologia, mesmo apresentando-se como uma melhoria.

Para a estimativa de custos foi dimensionado um sistema com reservatório elevado de água bruta, como descrito nos resultados. O sistema foi calculado com base nas informações apresentadas e os custos estimados com base no SINAPI de Santa Catarina. Para efeito de comparação foi dimensionado um sistema com limpeza convencional de mesmo porte.

3.4.2 Custos envolvidos em filtros lentos com retrolavagem em escala real

Para a estimativa de custos foi dimensionado um sistema com reservatório elevado de água bruta. O sistema foi calculado com base nas informações apresentadas na Tabela 3 e os custos estimados com base no SINAPI de Santa Catarina. Para efeito de comparação foi dimensionado um sistema com limpeza convencional de mesmo porte.

Tabela 3 – Características de projeto utilizadas para o orçamento das estações de tratamento

Característica	FLC	FLR
Vazão da ETA (L/s)	7	7
Taxa de filtração (m ³ /m ² d)	4	4
Área total de filtração (m ²)	201,6	151,2
Número de filtros	4	6
Área de cada filtro	50,4	25,2
Largura x comprimento (mxm)	5,6 x 9,0	4,5 x 5,6
Altura da camada de areia (m)	1,0	0,5
Altura da camada suporte (m)	0,3	0,3
Altura do filtro (m)	2,8	2,5
Tamanho efetivo da areia (mm)	0,3	0,3
Coeficiente de uniformidade	1,5	1,5

Fonte: os autores.

As principais diferenças entre os sistemas é a presença de um reservatório elevado de água bruta, o fundo dos filtros, o número de filtros (reduzindo o volume do reservatório de água para lavagem) e a profundidade do meio filtrante foi reduzida de 1,0 m no FLC para 0,5 m no FLR. Para o sistema convencional foi previsto um lavador de areia e um pátio de depósito.

3.4.3 Aplicação de um filtro lento com retrolavagem automática e custos envolvidos

O local escolhido foi a escola Leandro dos Santos, na comunidade de Rio Bonito, distrito do município de Ituporanga, SC. Na escola circulam diariamente em torno de 130 pessoas, dentre elas, cerca de 120 alunos e 10 funcionários. Anteriormente a escola recebia água de uma rede instalada pela CASAN e mantida pela associação de moradores local.

A água não passava por nenhum tipo de tratamento, porém era de boa qualidade (baixa turbidez e ausência de coliformes). A instalação do filtro no local foi uma garantia no abastecimento constante de água de qualidade para a escola, com a garantia de um sistema de cloração, que está sendo operado pelos funcionários da escola com apoio da vigilância sanitária local.

O filtro foi fornecido pela empresa segundo especificações da equipe do projeto que juntos, com colaboração de moradores da comunidade do Rio Bonito onde a escola se encontra, instalaram o sistema.

O sistema instalado trata-se de uma adaptação do FLR para que tenha limpeza automática, facilitando ainda mais sua operação no local. O filtro é denominado Filtro Lento Retrolavável com limpeza automática (FLRA). A automação do sistema utiliza-se apenas da gravidade para funcionar, dispensando o uso de energia elétrica (SOARES, 2007; STÜPP, 2016). Foi previsto também um sistema de desinfecção onde a água é clorada por um sistema de cloração por pastilhas adaptado para aplicação de cloro para consumo humano (Figura 2).

Figura 2 – Sistema para desinfecção por cloro em pastilhas.



Fonte: os autores.

Na Tabela 4 são resumidas as características operacionais do sistema:

Tabela 4 – Parâmetros operacionais do FLRA

Parâmetros Operacionais	
Taxa de filtração	4 a 6 m ³ /m ² .d
Vazão	1,8 a 2,7 L/min
Capacidade de produção	2560 a 3840 L/d
Tempo de limpeza total	~10 min
Frequência de limpeza	Variável conforme qualidade da água

Fonte: os autores.

4 Resultados alcançados frente aos objetivos propostos e discussão

4.1 O desempenho dos filtros lentos retrolaváveis para a remoção de (oo)cistos de protozoários (*Giardia spp.* e *Cryptosporidium spp.*)

4.1.1 Aplicação contínua de microesferas avaliando-se a remoção de *Cryptosporidium spp*

A Figura 3 apresenta o desempenho dos filtros durante as 8 horas iniciais de filtração em 4 carreiras de filtração. Apenas para construir os gráficos, quando não era detectada a presença de microesferas na água filtrada, se atribuía o valor de 1. A concentração média de microesferas na água bruta foi de $(5,65 \pm 0,14) \times 10^4$ microesferas/L durante todo o ensaio de filtração.

Observou-se o transpasse de microesferas durante as 8 horas iniciais de filtração, apresentando remoções conforme indicado na Figura 3.

Os valores obtidos no final dos ensaios ($> 4,75$ Log de remoção) estão de acordo com filtros que já atingiram a maturação (HIJNEN et al., 2007) e também com estudos conduzidos em escala-piloto (SCHULER; GHOSH; GOPALAN, 1991; TIMMS; SLADE; FRICKER, 1995).

Com relação à granulometria dos filtros, observou-se a diminuição da eficiência de remoção com o aumento do diâmetro efetivo dos filtros em que a limpeza foi realizada por raspagem. Já nos filtros em que a limpeza foi realizada por retrolavagem, detectou-se o comportamento contrário.

Nos filtros que foram retrolavados, segundo Logsdon, com a estratificação do meio filtrante, pôde-se obter uma maior remoção de partículas do tamanho dos oo-

cistos (LOGSDON et al., 1985 *apud* EMELKO; HUCK; COFFEY, 2005), o que poderia justificar o resultado obtido.

4.1.2 Aplicação contínua de microesferas avaliando-se a remoção de *Giardia spp.*

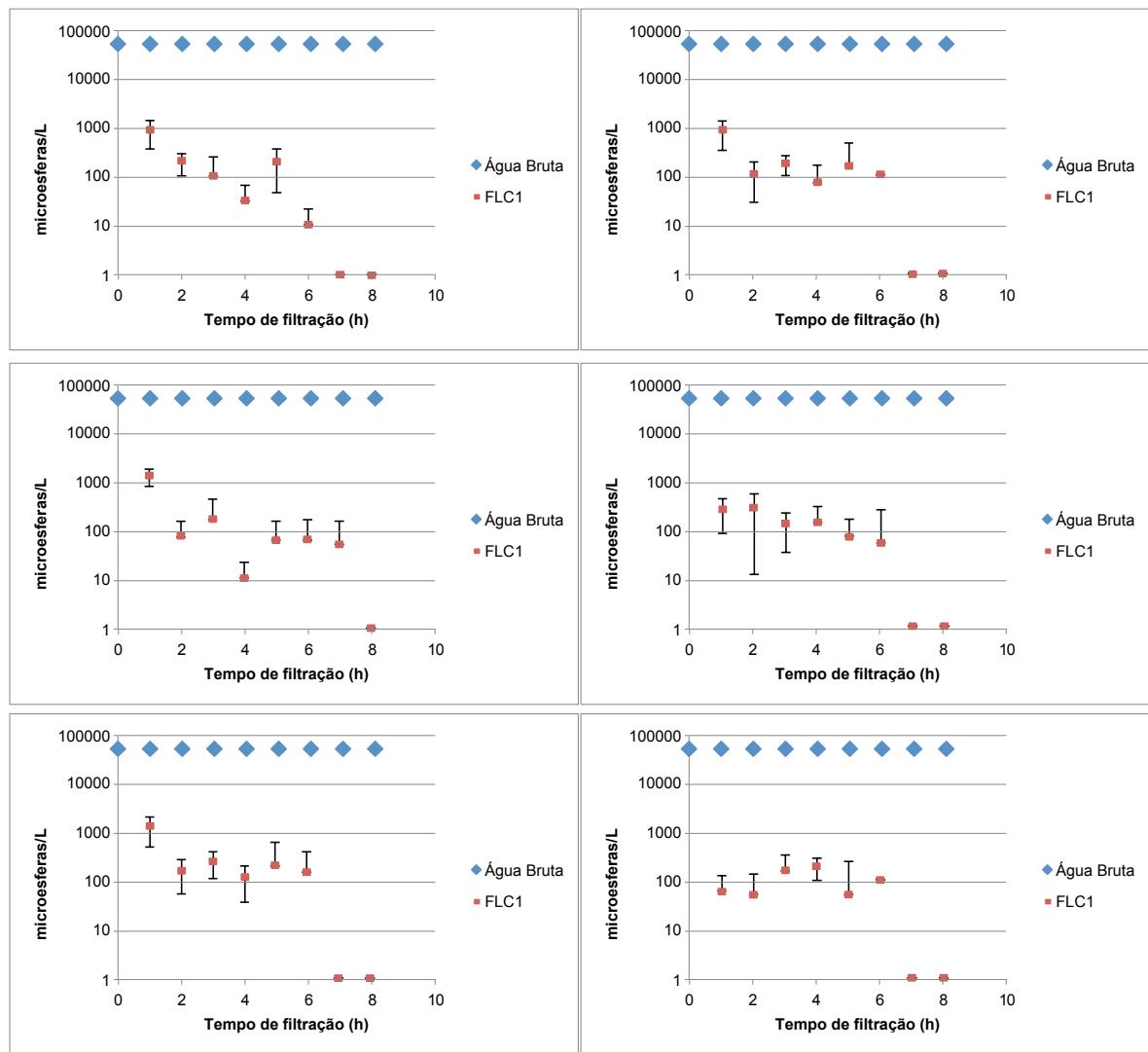
Na Figura 4 e Figura 5 são apresentados os desempenhos dos filtros no decorrer das 8 horas para o FLC e FLR, respectivamente. Apenas para se construir os gráficos e calcular a remoção em Log, se atribui o valor 1 para quando não era detectado microesferas na água filtrada. A concentração média de microesferas na água bruta foi de $1,3 \times 10^4 (\pm 0,75)$ microesferas/L e a recuperação encontrada foi entre 31% a 39%, valores aceitáveis já que a metodologia indica a recuperação de pelo menos 30% (APHA, 1999).

Nota-se que, apesar de haver uma boa remoção das microesferas no decorrer da carreira de filtração, ela não segue um padrão, havendo variações entre os meios filtrantes e o tipo de limpeza.

Em relação à remoção de cistos de *Cryptosporidium* simulado por microesferas de poliestireno de diâmetro médio de $4,460 \pm 0,131 \mu\text{m}$ houve o aumento da eficiência para praticamente todos os filtros no decorrer da carreira, chegando à completa remoção nas duas últimas horas.

Podemos observar na Figura 6 que as remoções finais das microesferas alcançaram bons resultados após 8 horas de filtração, chegando a 4,1 log para o FLC1 e FLR3. Observa-se também que a eficiência de remoção para os FLC aumenta quando a granulometria diminui, pois quanto menor os grânulos menores os poros entre eles e maior a retenção física. Já para os FLR o comportamento foi contrário, quanto menor a granulometria, menor foi a remoção. Resultado semelhante ao da remoção de microesferas simulando oocistos de *Cryptosporidium*.

Figura 3 – Desempenho dos filtros na remoção de microesferas durante as 8 horas iniciais de filtração.



Fonte: Pizzolatti (2014).

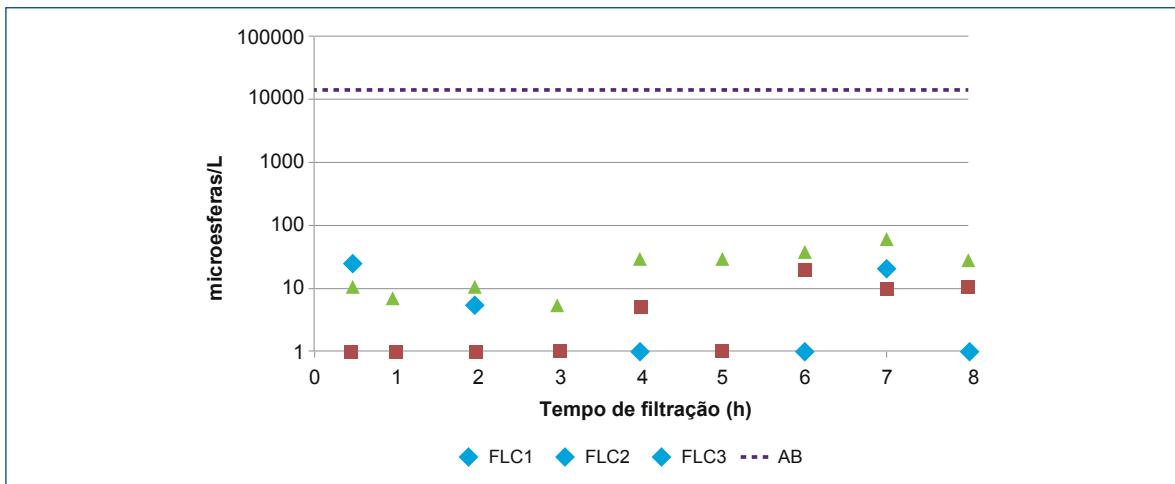


Figura 4 – Desempenho dos FLC na remoção de microesferas durante as 8 horas iniciais de filtração.

Fonte: Pizzolatti (2014).

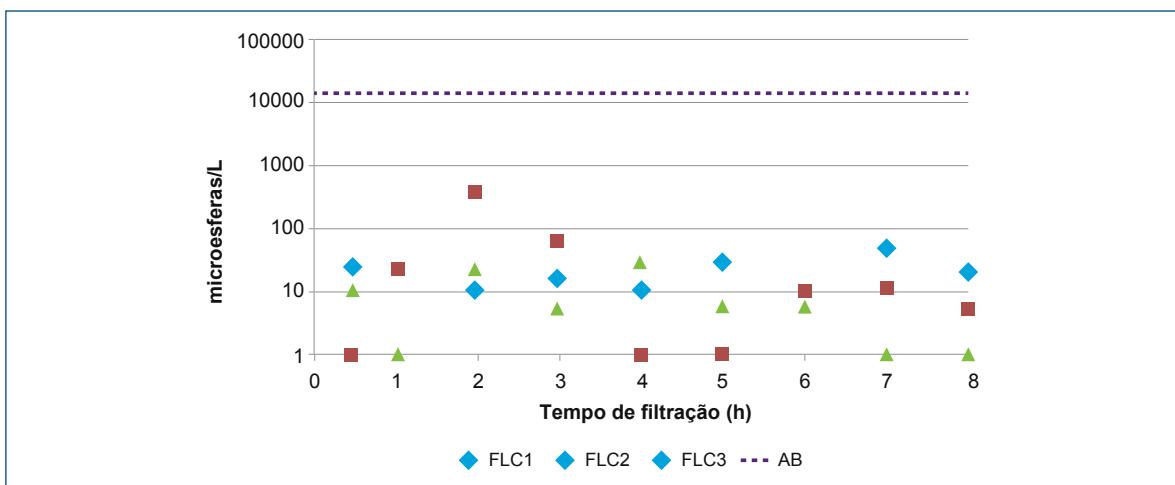


Figura 5 – Desempenho dos FLR na remoção de microesferas durante as 8 horas iniciais de filtração.

Fonte: Pizzolatti (2014).

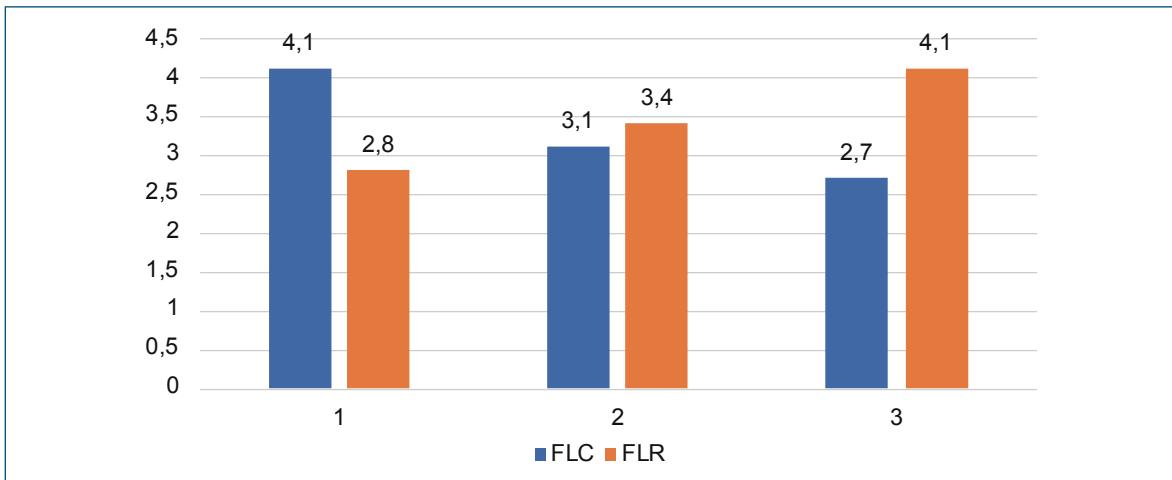


Figura 6 – Desempenho da remoção de microesferas após 8 horas de filtração.

Fonte: Pizzolatti (2014).

4.2 Caracterização da camada filtrante em filtros lentos retralaváveis

4.2.1 Limpeza e recuperação dos filtros

A Figura 7 mostra a turbidez da água da retralavagem no decorrer da limpeza. Como se pode observar pelo aumento da turbidez no decorrer da retralavagem, o material retido no filtro saí com a expansão do meio filtrante.

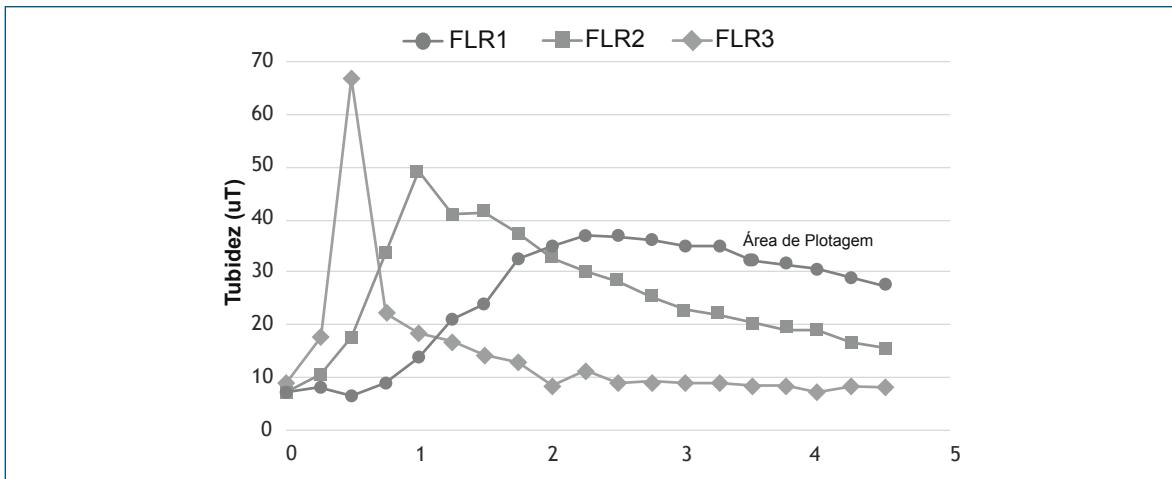


Figura 7 – Turbidez da água de retralavagem ao longo do processo de limpeza.

Fonte: De Souza (2013).

A turbidez remanescente não influenciou negativamente na recuperação do filtro. Ao final de 3 horas de filtração já não houve diferença significativa na turbidez entre os filtros. Após 6 horas todos os filtros já apresentavam turbidez em torno de 2 uT e após 24 horas todos os filtros apresentaram em média turbidez em torno de 1 uT (de acordo com a norma brasileira), excluindo-se o FLR3, cuja média manteve-se acima (Figura 8).

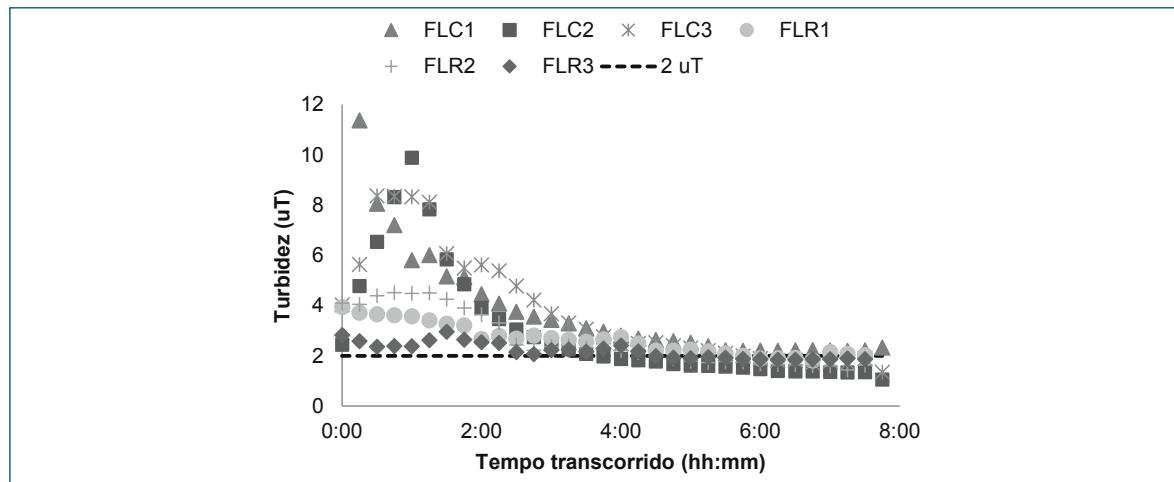


Figura 8 – Médias da turbidez ao longo das primeiras 8 horas de operação.

Fonte: De Souza (2013).

4.2.2 Carreira de filtração

As carreiras de filtração foram acompanhadas pela medição da perda de carga no meio filtrante. Aos 80 cm de perda de carga no sistema, seja convencional ou re-trolavável, o filtro era limpo.

Como se pode observar na Figura 9, os sistemas com meio de menor granulometria apresentaram menores carreiras, como era de se esperar. Ainda é evidente o maior tempo de operação no caso dos FLR quando comparados aos semelhantes FLC. As carreiras curtas são devido à qualidade da água utilizada no estudo, com altas densidades de cianobactérias.

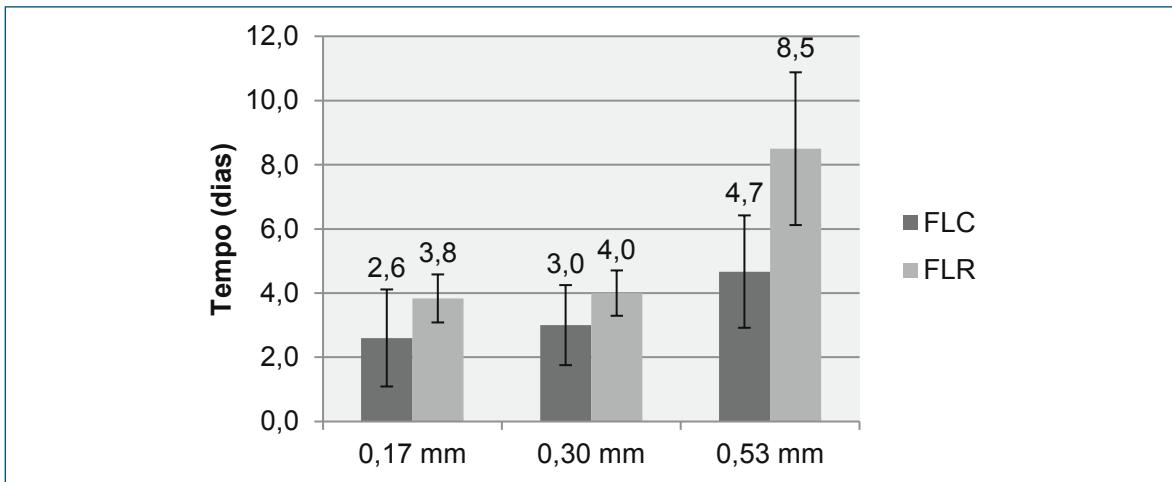


Figura 9 – Tempo das carreiras de filtração.

Fonte: De Souza (2013).

4.2.3 Qualidade da água para o estudo do meio filtrante

Os resultados do monitoramento da água bruta, assim como dos sistemas-piloto, podem ser observados na Tabela 5 que apresenta os valores médios de turbidez e cor aparente.

À exceção do FLR3, todos os filtros apresentaram em média turbidez menor que 1,0 uT, que é exigido na saída dos filtros pela Portaria nº 2.914/11 do Ministério da Saúde. Quanto à cor, a exigência é de que a soma de cor e turbidez não exceda 15 após a cloração (BRASIL, 2011). No caso, as amostras ainda não foram cloradas e considerando-se que esse processo ainda remove cor admitem-se os resultados obtidos como aceitáveis.

Tabela 5 – Valores médios de Turbidez e Cor Aparente após 24 horas de filtração (a – desvio padrão; b – valor mínimo; c – valor máximo)

Piloto	Turbidez (uT)	Cor (uH)
AB	5,85±0,85 ^a (4,19 ^b – 8,90 ^c)	80±11 (60 – 124)
FLC1	0,70±0,18 (0,50 – 0,96)	20±15 (8 - 56)
FLC2	0,68±0,16 (0,41 – 1,07)	18±13 (8 - 75)
FLC3	0,89±0,29 (0,52 – 1,65)	19±4 (15 – 29)
FLR1	0,89±0,36 (0,60 – 1,76)	25±17 (7 - 83)
FLR2	0,90±0,41 (0,52 – 2,30)	23±8 (2 - 31)
FLR3	1,31±0,48 (0,56 – 2,31)	24±7 (11 - 43)

Fonte: De Souza (2013).

4.2.4 Produção efetiva

A produção efetiva calculada segundo a Equação 2 é apresentada na Figura 10. Pode-se observar que os FLC produziam, em média, mais água. O fato de usar água tratada na retrolavagem fez com que a produção efetiva dos FLR fosse mais baixa, mesmo no caso do FLR3 em que a carreira durava o dobro. A linha pontilhada indica a taxa de filtração usada ($4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$), resultados mais próximos a essa linha indicam menor desperdício.

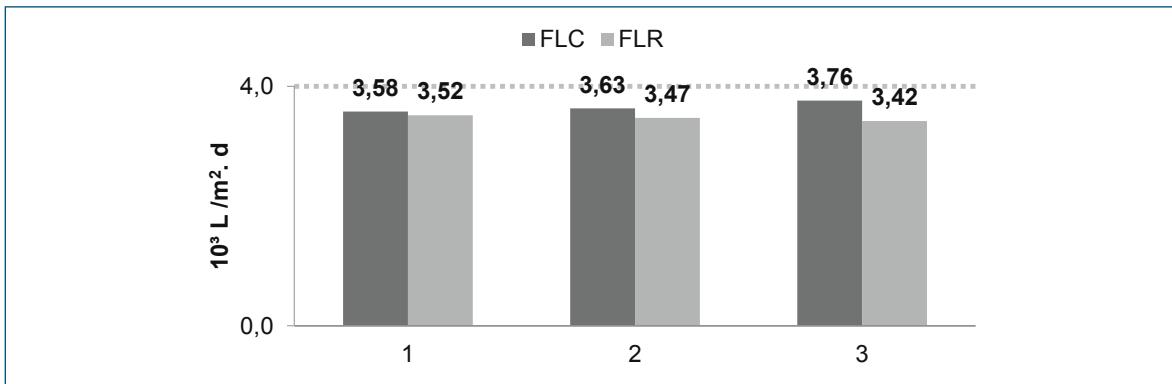


Figura 10 – Produção efetiva dos filtros.

Fonte: De Souza (2013).

Contudo, carreiras maiores fizeram com que a produção fosse maior nos filtros de acordo com o aumento do diâmetro efetivo no caso dos FLC. Isso ocorreu de maneira contrária nos FLR devido ao consumo de água na retrolavagem ser mais representativo. Ressalta-se que quanto maiores as carreiras menos representativo é o gasto com limpeza.

4.3 Diagnóstico do uso da filtração lenta em Santa Catarina

No estado de Santa Catarina foi levantado um total de 25 municípios que possuíam ETAs para abastecimento público que utilizam filtros lentos no ano de 2015. No total somaram-se 34 estações em dimensões e operação variadas. Em todo o estado de Santa Catarina existem 293 municípios, estando a filtração lenta, portanto, presente em 6% de todos os municípios do estado (Figura 11). Desses 25 municípios 23 foram visitados, porém nem todos forneceram todos os dados solicitados na pesquisa, sendo os dados de qualidade de água os de maior desfalque (Tabela 6). Os motivos para o não fornecimento desses dados foram variados.

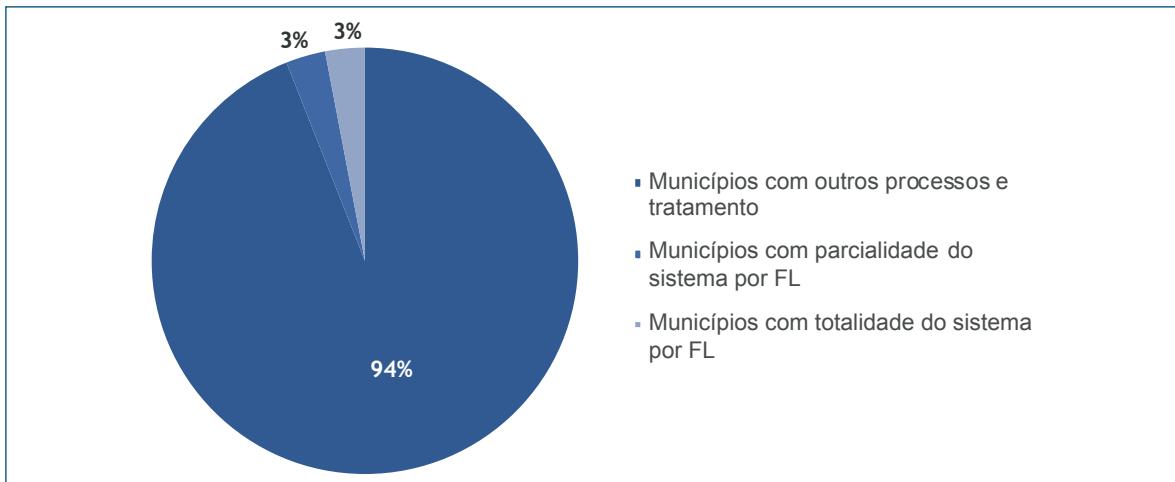


Figura 11 – Municípios com estações de tratamento de água com filtração lenta.

Fonte: os autores.

Tabela 6 – Número de dados analisados por parâmetro.

Dados	Número de ETAs analisadas	Porcentagem
Fundação	27	79%
Vazão	28	82%
Área	28	82%
Qualidade da água tratada	23	68%
Qualidade da água bruta	14	41%

Fonte: os autores.

Ao longo dos anos a FL cedeu espaço a sistemas convencionais (DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999). Dentre as ETAs visitadas, algumas estão em fase de desativação para se tornarem ETAs convencionais. Apenas uma delas, a de Treviso, tem previsão de ser desativada para dar lugar a uma nova ETA com FL, maior e em outra localidade.

O maior sistema em área de tratamento por filtração lenta no estado utiliza-se de 384 m² de filtração e está localizado no município de Schröeder (Figura 12), na região norte do estado, enquanto o menor, com os menores filtros inclusive, localiza-se em Bela Vista do Toldo, com 12 m² de filtração. Os maiores filtros são de 128 m², encontrados em diferentes localidades.



Figura 12 – Filtros lentos da ETA de Schröeder.

Fonte: os autores.

Pôde-se observar que a maioria das ETAs possui área de filtração menor que 100 m², sendo a parte mais expressiva com área menor que 50 m². Isso expressa uma tendência do uso da FL em sistemas de pequeno porte (Figura 13).

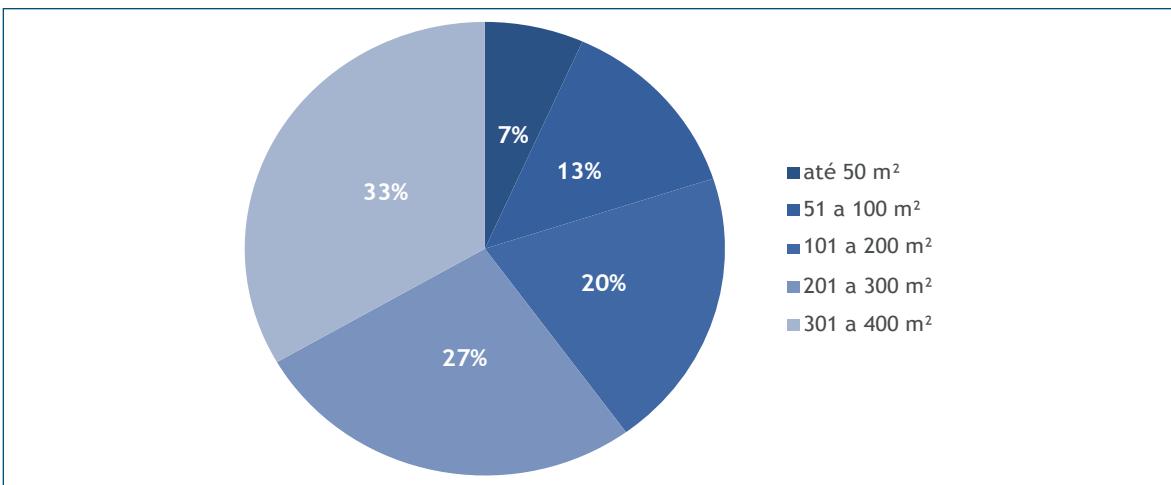


Figura 13 – Área de filtração utilizada.

Fonte: os autores.

A distribuição dos filtros no estado não é homogênea. A maior parte dos municípios que se utilizam da tecnologia estão localizados na região Sul, seguido pela Norte, concentrando-se em ambas as regiões o maior número de municípios.

A maioria das ETAs foi fundada posteriormente à década de 1990. A mais antiga no estado data de 1966 e a mais nova de 2004. A ETA mais antiga está localizada na cidade de Pomerode, na região norte do estado e é a segunda maior visitada.

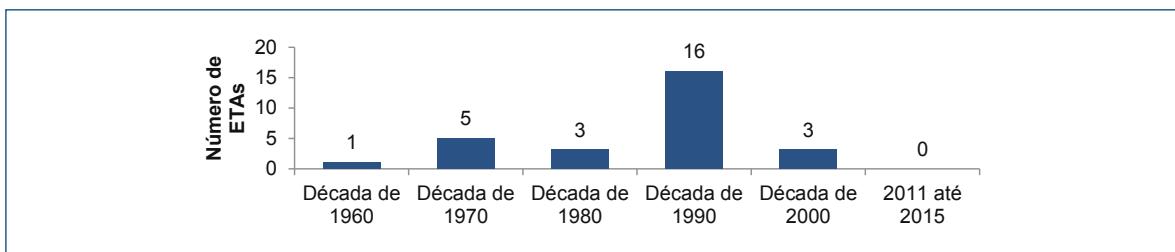


Figura 14 – Número de ETAs com filtração lenta e sua fundação.

Fonte: os autores.

A formação dos profissionais com a responsabilidade técnica desses sistemas é diferenciada (Figura 15). A maioria dos responsáveis técnicos indicados possui formação em Química. Profissionais de áreas como Engenharia Sanitária e Ambiental, Engenharia Química e Biologia também foram citados como responsáveis.

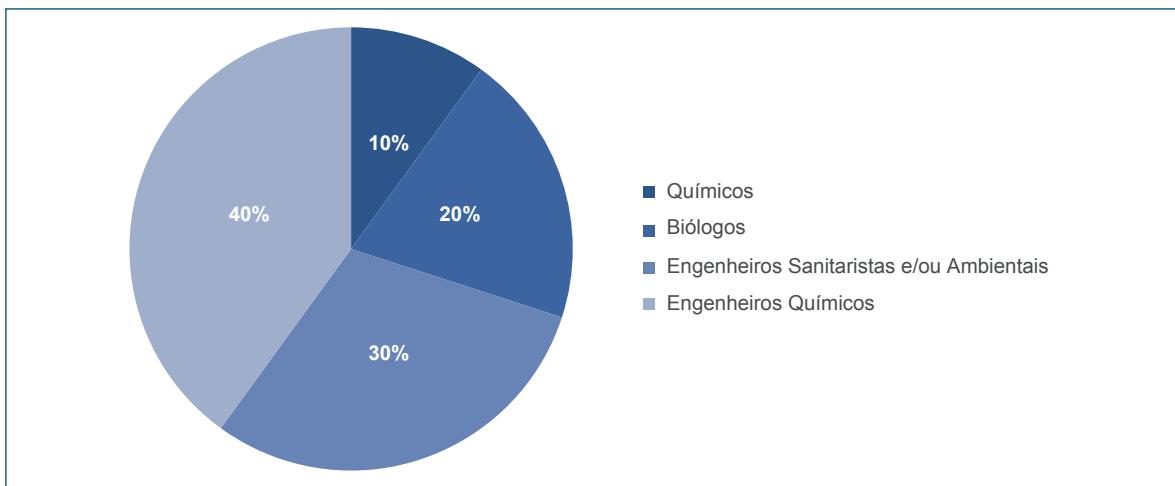


Figura 15 – Formação profissional dos responsáveis técnicos pelas ETAs de Filtração Lenta.

Fonte: os autores.

Quanto aos operadores, a maioria não possuía nível técnico ou superior. Isso era esperado pela simplicidade dos sistemas. A maioria dos operadores aprendeu a operar o sistema com seus colegas de trabalho, operadores anteriores ou com os responsáveis pelos sistemas, sendo a prática diária e o ensinamento de outros colegas a maneira de aprendizado mais recorrente.

A água bruta é um limitante para o uso da filtração lenta. São recomendadas águas em que a turbidez não ultrapasse 10 uT (HUISMAN; WOOD, 1974). Contudo, dentre as ETAs visitadas a maior parte não avalia regularmente a água bruta para o tratamento. Dentre aquelas que avaliam, 33% tratam água com turbidez acima da recomendada, e dentre elas a maioria não atende o exigido na Portaria para a saída dos filtros, mostrando a necessidade de se atender o recomendado para a utilização da tecnologia (Figura 16, a).

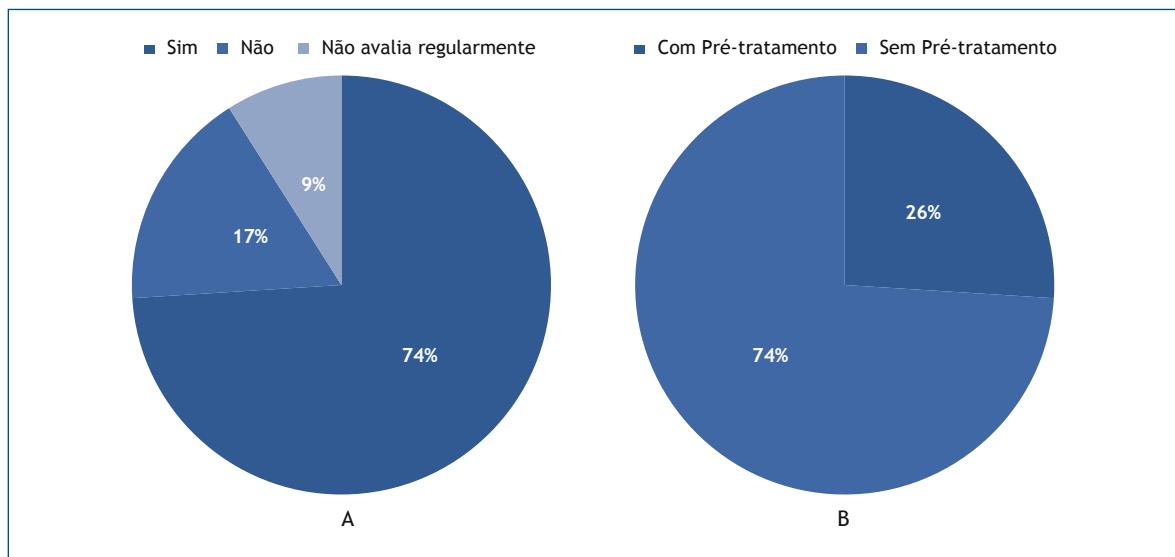


Figura 16 – Adequação da água bruta à filtração lenta (A) e utilização de pré-tratamento em sistemas de filtração lenta (B)

Fonte: os autores.

Um dos problemas mais relatados nas visitas foi a ocorrência de chuvas alterando temporariamente a qualidade da água dos mananciais de captação. Essa alteração temporária tem influência direta na qualidade da água tratada e operação dos filtros. Além de interferir negativamente na qualidade da água, a água com alta turbidez proveniente dos mananciais no período de chuva causa a diminuição da carreira de filtração.

Uma alternativa para esse problema é a utilização de pré-tratamentos que adequem a água bruta para seu tratamento por meio de filtros lentos. Das estações de tratamento do estado cerca de 24% utilizam-se constantemente de algum pré-tratamento (Figura 16, b).

Dentre os municípios que apresentaram os dados, 100% apresentaram água adequada na saída do tratamento (turbidez na rede menor que 5 uT). Dentre esses dados, 57% estavam de acordo com a norma para a saída dos filtros (Figura 17).

A turbidez é o único parâmetro, por norma, a ser controlado a respeito de qualidade da água filtrada e valores muito altos representam a ineficiência do processo. A turbidez maior do que o recomendado, mesmo após a desinfecção, pode representar um problema do sistema de tratamento em si. Considera-se inadequado, mesmo que de acordo com a norma, que ainda 43% das ETAs apresentem água com turbidez acima de 2 uT logo após o tratamento, onde ainda não houve influência alguma da rede de distribuição.

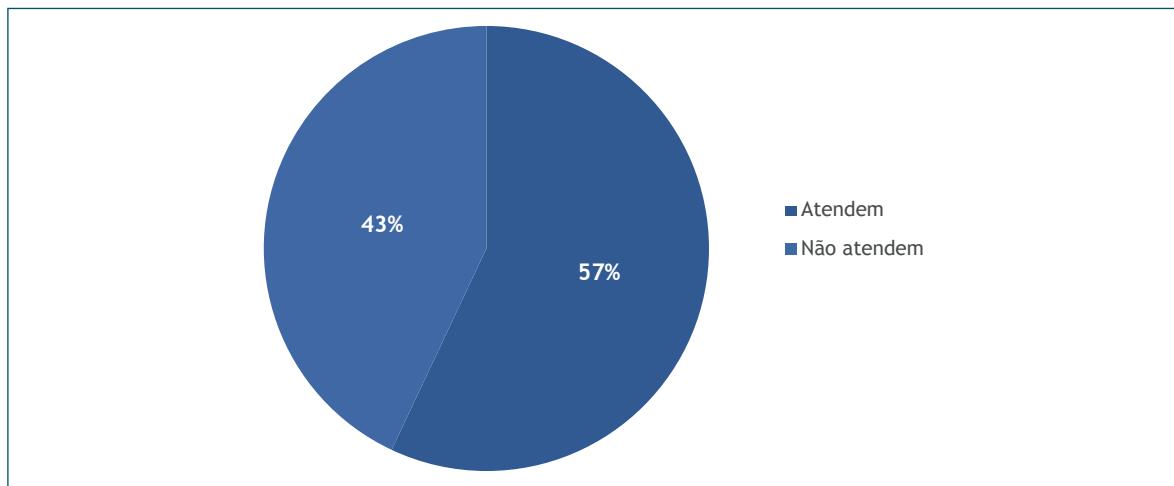


Figura 17 – ETAs que atendem a norma MS nº 2.914/11 para a saída dos filtros.

Fonte: os autores.

A raspagem do *schmutzdecke* (camada superficial de sujeira) e os primeiros centímetros de areia, lavagem externamente ao filtro e recolocação da areia no filtro é o procedimento mais comum para a limpeza de filtros lentos. Alternativas a esse processo foram identificadas nas visitas feitas às ETAs, porém, dentre os procedimentos de limpeza adotados, a maioria é a raspagem ou alguma variação desta (Figura 18, a).

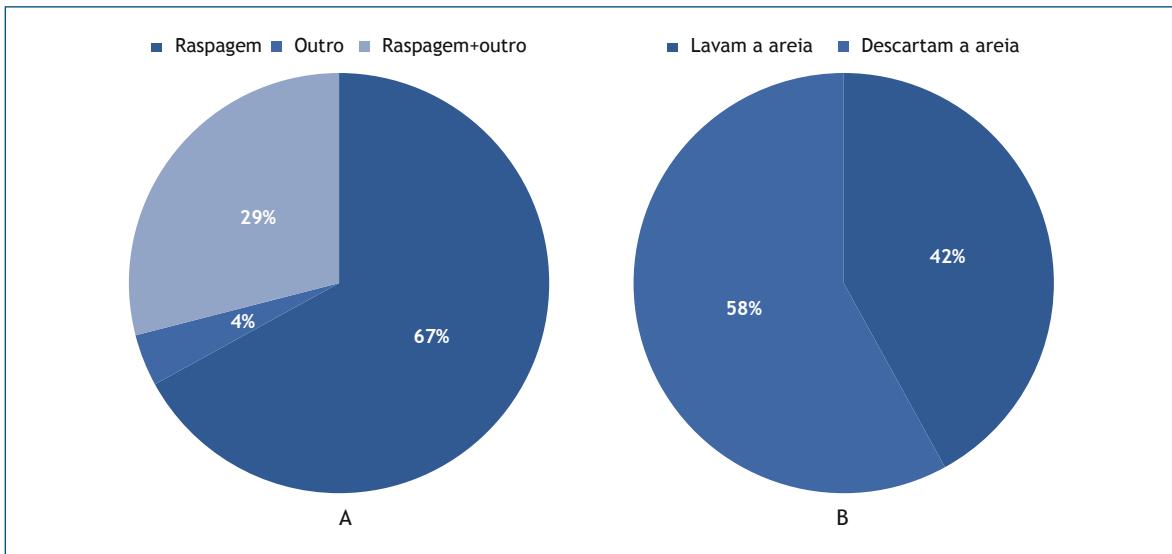


Figura 18 – Método de limpeza dos filtros lentos (A) e destinação final da areia (B).

Fonte: os autores.

Dentre as ETAs, nenhuma possuía depósito de areia. A maioria repõe a areia logo após a limpeza e as que não o fazem jogam a areia fora ou utilizam para outros fins (Figura 18, b).

Para se lavar a areia de maneira prática existem lavadores de areia (Figura 19). Basicamente são tanques onde é aplicado um fluxo ascensional de água. Dos sistemas visitados 24% possuíam um lavador de areia, alguns deles na área interna do filtro, minimizando a mão de obra (Figura 20).



Figura 19 – Lavador de areia no município de Brusque.

Fonte: os autores.

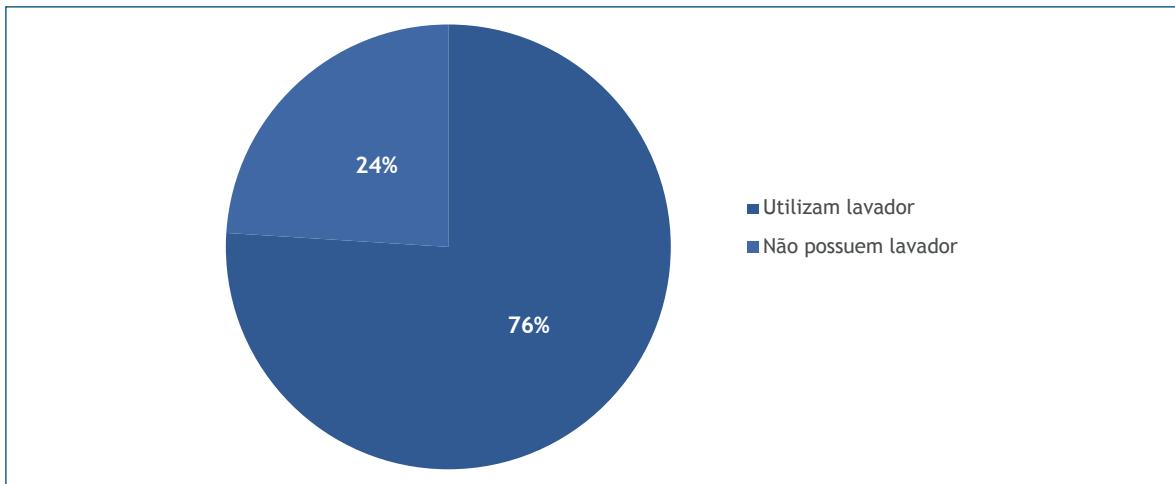


Figura 20 – ETAs com lavador de areia.

Fonte: os autores.

O fato de se jogar a areia fora gera um custo na manutenção dos filtros diferenciado daquele onde a areia é lavada (até R\$ 750,00 por metro cúbico de areia lavada para filtro). Foram relatadas até duas reposições de areia por ano.

4.4 Implantação de sistemas de filtração lenta com retrolavagem em escala real e os custos envolvidos

4.4.1 Propostas de adequação de filtros lentos

As propostas aqui apresentadas foram sugeridas para o filtro da ETA da Claraíba em Nova Trento. Contudo, tratam-se de propostas que se aplicariam a diversos tipos de filtros lentos, com devidas adequações dadas as características gerais dos filtros no estado. Por isso as propostas são apresentadas de maneira geral. As principais características relacionadas às modificações seriam: área de filtração, instalação de calhas coletoras e a água para a retrolavagem, sua proveniência e localização na ETA.

4.4.1.1 Área de filtração e profundidade do meio filtrante

A retrolavagem é aconselhada em sistemas com menores filtros (SOARES et al., 2010; PIZZOLATTI et al., 2014; DE SOUZA et al., 2016). Dessa maneira, aconselham-se divisões nos filtros de área muito ampla, seccionando-os. Assim, diminui-se a área de cada filtro individualmente, sem diminuição significativa da área total de filtração (Ex.: Figura 21).

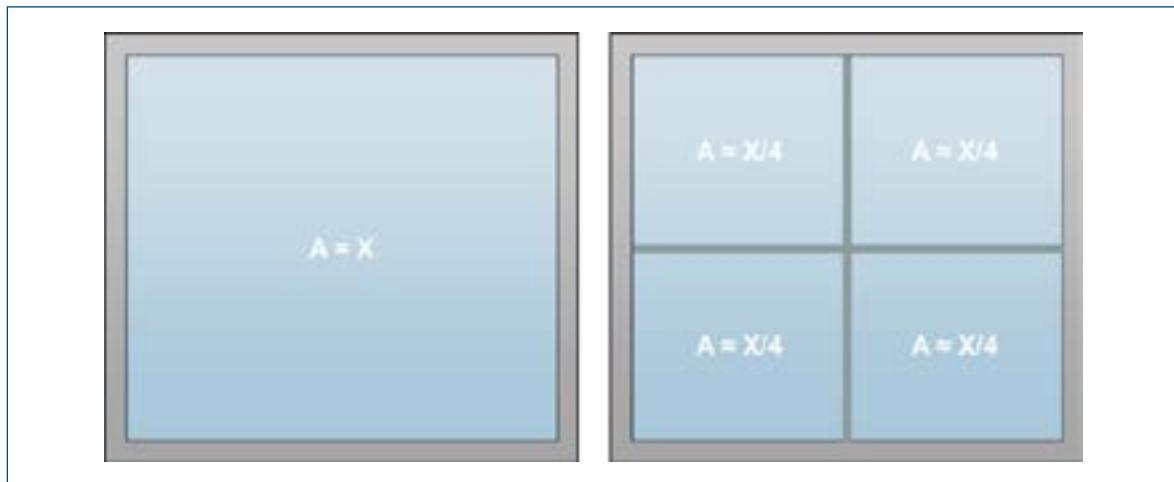


Figura 21 – Secccionamento da área de filtros lentos.

Fonte: os autores.

Filtros amplos também utilizariam de uma quantidade de água maior para cada limpeza. Levando-se em consideração um sistema de revezamento para a limpeza, o secccionamento dos filtros e, principalmente a carreira de filtração, acredita-se que a quantidade de água utilizada para a limpeza é menor que a utilizada em filtros rápidos.

Sugere-se também a redução da camada filtrante. O recomendado por norma é uma profundidade de no mínimo 0,9 m (ABNT, 1992). Contudo, sugere-se a redução da profundidade da camada filtrante para no mínimo 40 cm, profundidade estudada com sucesso, como pôde ser observado nesse estudo e em outros estudos com filtros lentos retrolaváveis (PIZZOLATTI et al., 2010, 2014; SOARES et al., 2010; MICELAN et al., 2011; DE SOUZA et al., 2016).

No entanto, recomenda-se que as características do meio filtrante sejam respeitadas, pois diâmetros efetivos elevados podem levar a perda da qualidade de água (DE SOUZA et al., 2016).

4.4.1.2 Água para lavagem

A água utilizada em filtros lentos usualmente possui boa qualidade (turbidez abaixo de 10 uT). Tal fato sugere que a água bruta, com devido tratamento prévio para remoção de sólidos grosseiros, poderia ser utilizada para a limpeza nos filtros. Estudos utilizando água bruta para a retrolavagem apresentaram bons resultados (PIZZOLATTI, 2010, 2014; ISHII, 2013; DE SOUZA, 2015), em alguns casos até melhores que os limpos com água filtrada (PIZZOLATTI, 2010, 2014; ISHII, 2013).

Dessa maneira, recomenda-se o uso de água bruta ou filtrada (sem desinfecção) para a limpeza de FLRs. Convém observar que em Santa Catarina existem sistemas que também utilizam da inversão do fluxo, sem expansão ou fluidificação do meio filtrante, para a limpeza de filtros lentos.

Alternativas para essa limpeza são apresentadas:

- **Água sobrenadante proveniente de outras unidades de filtração**

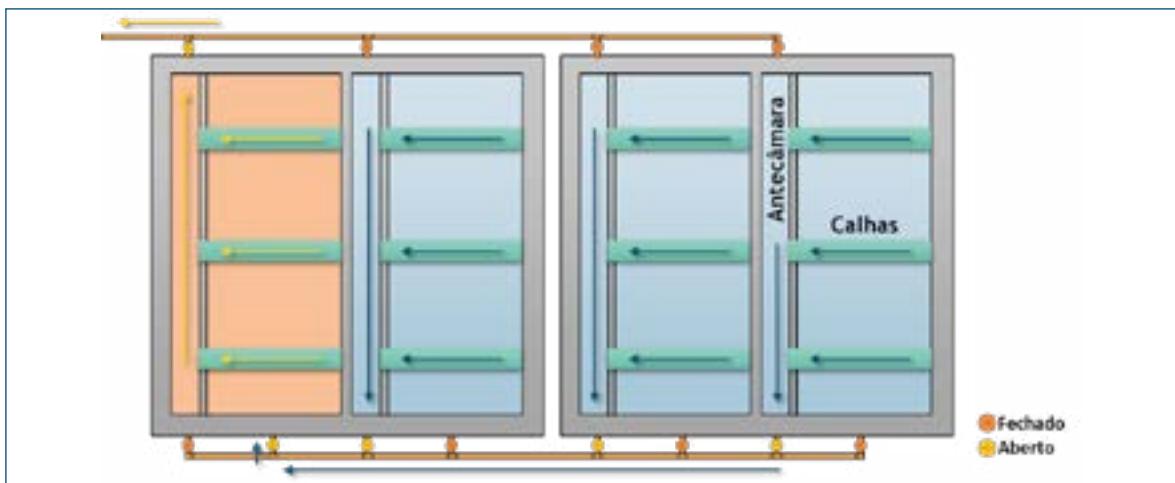


Figura 22 – Água sobrenadante dos filtros lentos alimentando a retrolavagem.

Fonte: os autores.

- **Água de lavagem proveniente de reservatório elevado**

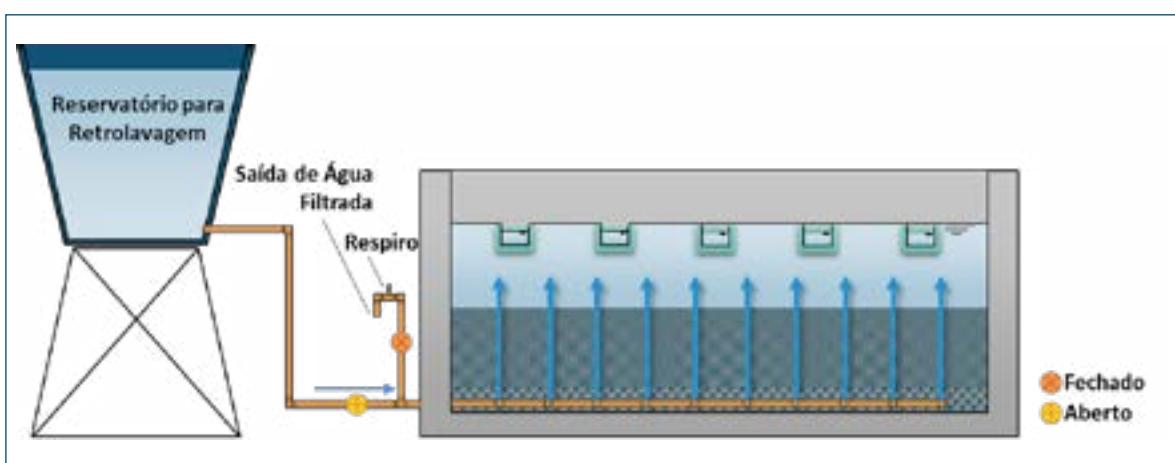


Figura 23 – Reservatório elevado fornecendo água para a retrolavagem.

Fonte: os autores.

- Limpeza por bombeamento ou ligação direta da água bruta

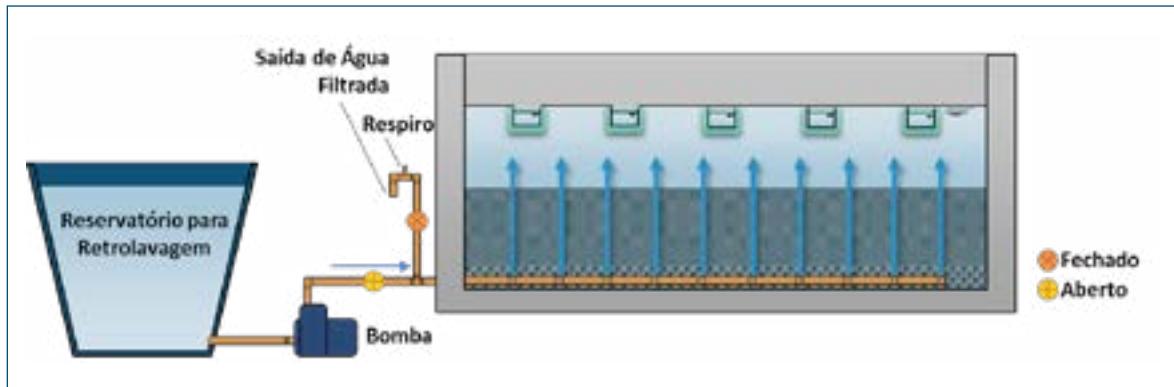


Figura 24 – Reservatório fornecendo água para a retrolavagem por bombeamento.

Fonte: os autores.

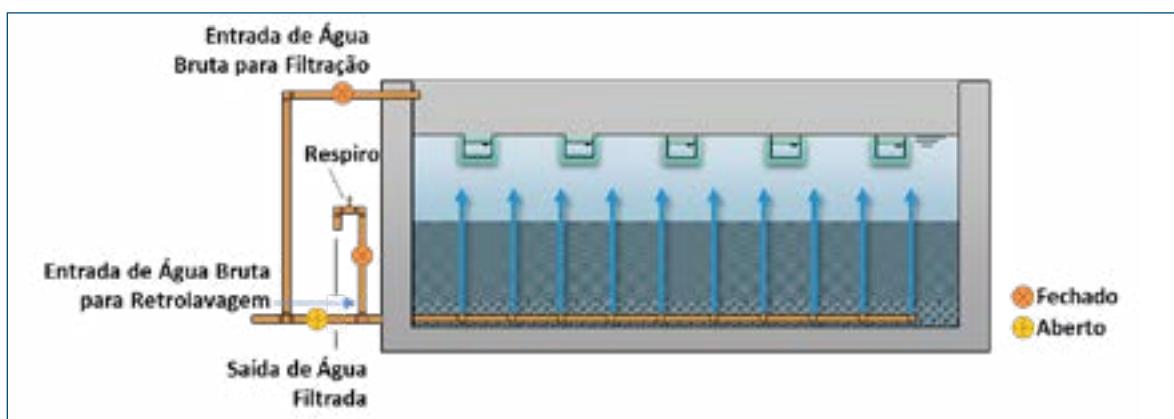


Figura 25 – Filtro com limpeza por ligação direta da água bruta ao fundo

Fonte: os autores.

4.4.1.3 Instalação de calhas

Para a retrolavagem, faz-se necessária a instalação de calhas coletores para direcionamento da água de lavagem para fora do filtro. Recomenda-se que as calhas estejam distribuídas ao longo do filtro de maneira que se equalize o fluxo de lavagem, supram a necessidade de escoamento da água e possibilitem o acesso ao meio filtrante (Figura 26). A instalação deve ser em altura suficiente a não permitir saída de material filtrante durante a retrolavagem.

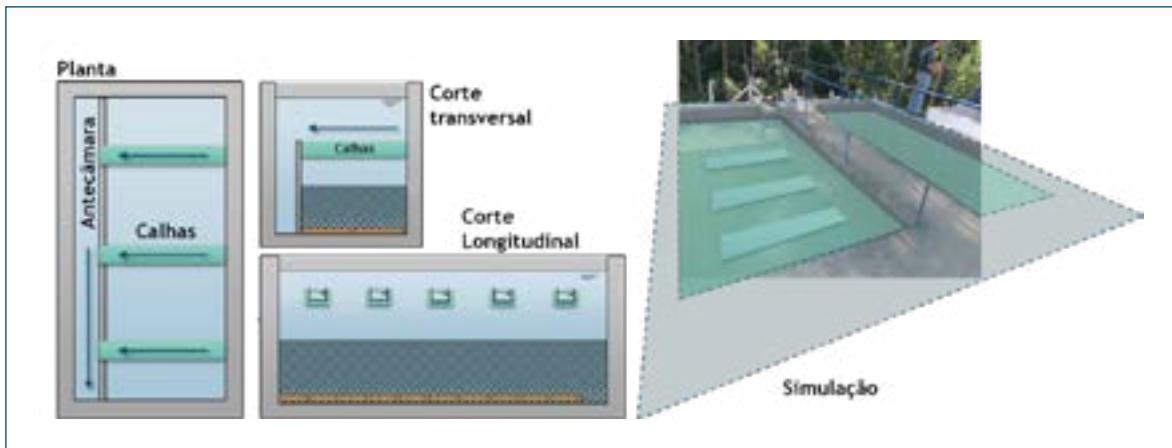


Figura 26 – Instalação de calhas nos filtros lentos.

Fonte: os autores.

4.4.1.4 Fundo dos filtros

Os fundos dos filtros lentos são construídos de forma a garantir a drenagem da água filtrada de maneira distribuída ao longo do filtro, sem caminhos preferenciais. No caso da aplicação de retrolavagem também deve garantir-se a distribuição do fluxo para a entrada de água para a limpeza, sem prejudicar o fluxo d'água por perda de cargas elevadas.

Esse pode ser um elemento crucial na adaptação de FLCs em FLRs. A taxa de aplicação durante a filtração e durante a retrolavagem são diferentes, sendo a de filtração cerca de 60 vezes menor que a de limpeza. Isso resulta em diferenças na perda de carga das tubulações, singularidades no sistema e fundo do filtro, tornando-as mais relevantes. Dessa maneira faz-se necessária a adaptação de tubulações e do fundo dos filtros para a aplicação da retrolavagem.

4.4.2 Estimativa de custos de filtro lento com retrolavagem em escala real e comparação com filtro convencional

A seguir (Tabela 7) são apresentados os resumos dos custos relacionados aos filtros lentos em sistemas convencionais e com retrolavagem.

Tabela 7 – Custos relacionados à construção de filtros lentos em escala real

	FLC	FLR
Obras	R\$ 205.802,72	R\$ 177.031,33
Materiais	R\$ 303.351,66	R\$ 175.706,05
Total	R\$ 509.154,38	R\$ 352.737,38

Fonte: os autores.

Os custos apresentados são em relação às obras envolvendo a construção dos filtros e os materiais utilizados, além do total. Como pode ser observado os custos relacionados ao FLR foram menores, algo que não era esperado. Quanto às obras isso se deve principalmente aos gastos com a concretagem, devido à altura dos filtros e ao depósito de areia.

Quanto aos materiais, os custos mais representativos foram o do meio filtrante e das peças utilizadas nos filtros, principalmente no FLR (Figura 27). Contudo, o material mais representativo nos custos foi o material filtrante, usado em maior quantidade nos FLC. Isso fez com que os custos de materiais no FLC também fossem mais elevados que no FLR, superando os gastos com válvulas e tubulações, por exemplo.

Vale ressaltar que os valores de areia utilizados foram o de areia para meio filtrante. Considera-se que em FLC areia de maior C_u poderia ser utilizada, não necessariamente nas especificações de filtros rápidos, o que pode baratear os custos da areia. No entanto, como apresentado anteriormente, no estado é mais comum a utilização de areia para filtro, inclusive para reposição da areia que é jogada fora após o processo de limpeza. Esse é mais um indício do impacto econômico que essa má operação causa ao sistema de abastecimento de água.

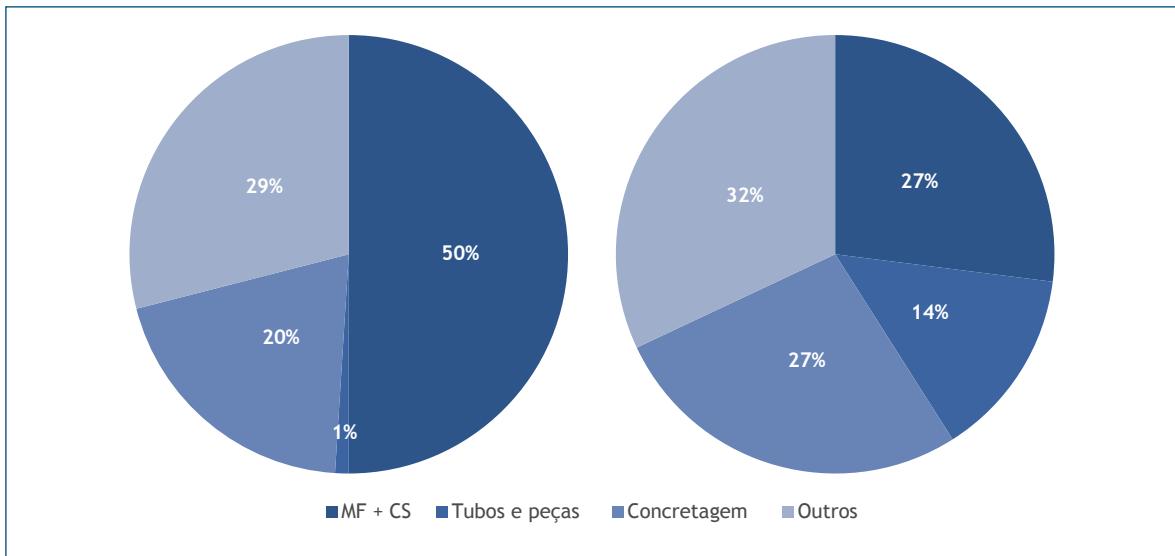


Figura 27 – Distribuição dos custos no sistema com FLC (direita) e FLR (esquerda).

Fonte: os autores.

4.4.3 Aplicação do filtro lento com retrolavagem automática

Um FLRA fabricado pela empresa Multiágua Engenharia Ambiental Ltda., segundo especificações da equipe executora da pesquisa, foi instalado na escola Leandro dos Santos, na comunidade de Rio Bonito, distrito do município de Ituporanga, SC (Figura 28).



Figura 28 – Sistema de filtração instalado na escola Leandro dos Santos, Ituporanga, SC.

Fonte: os autores.

Durante três meses foram feitas visitas mensais para correções no sistema de cloração (Figura 29), para diminuir a dosagem aplicada (outubro a dezembro de 2015). Um kit para medição de cloro também foi entregue para que os funcionários pudessem fazer o acompanhamento diário da dosagem de cloro. As pastilhas (tabletes) utilizadas foram as *SanTab 90* (Figura 29), com selo de aprovação da Anvisa para consumo humano.



Figura 29 – Sistema para cloração e pastilhas.

Fonte: os autores.

Foi realizado ainda um monitoramento e adequações no projeto para operação do filtro para melhor atender a demanda de água da escola de acordo com os reservatórios disponíveis no local.

4.4.3.1 Custos de implantação do FLRA na escola

Os custos de implantação abordados são em relação à instalação do FLRA na escola Leandro dos Santos. Os custos aproximados são apresentados na Tabela 8:

Tabela 8 – Custos na implantação do FLRA na escola Leandro dos Santos.

Denominação	Custo aproximado
Sistema de Filtração	R\$ 22.000,00
Instalações Elétricas	R\$ 160,00
Instalações Hidráulicas	R\$ 300,00
Sistema de Cloração	R\$ 200,00
Total	R\$22.660,00

Fonte: os autores.

Considerando o projeto, com funcionamento a uma taxa de filtração entre 4 e 6 m³/m².d, estima-se que um filtro teria capacidade de abastecer entre 4 e 6 famílias catarinenses, levando-se em consideração a média trienal de consumo de água no estado e famílias com quatro integrantes. Isso resultaria num custo de R\$ 3.370,00 a R\$ 5.500,00 por família, apenas com o sistema filtrante. Tais custos são considerados elevados para um número pequeno de pessoas e alternativas construtivas seriam necessárias. Contudo, recomenda-se o uso dessa concepção em agroindústrias, onde o investimento pode ser feito e há a necessidade de água de boa qualidade.

5 Conclusões

Com base nos trabalhos realizados, conclui-se:

5.1 Quanto à filtração lenta com retrolavagem

- As duas configurações de limpeza se mostraram eficientes visto que se observa pouca variação na duração da carreira de filtração. Também foi observado que a perda de carga inicial no meio filtrante varia significativamente entre as operações de limpeza, sendo a retrolavagem mais eficiente.
- Os filtros submetidos à retrolavagem são menos susceptíveis à limpeza inadequada, uma vez que a limpeza é realizada por sistema de reservatório elevado e desta forma não ocorre a variação de carga hidráulica disponível entre as limpezas.
- No filtro com limpeza por raspagem ocorre um risco maior do operador errar ao interpretar o nível de limpeza do material filtrante.
- Não foi observada diferença significativa entre os filtros preenchidos com materiais filtrantes diferentes, concluindo novamente que a operação de limpeza não afeta a duração da carreira de filtração. Nos filtros onde a limpeza é retrolavagem o tempo de carreira de filtração é significativamente maior.

- Com relação à qualidade de água, os filtros com limpeza convencional tiveram maior eficiência que os filtros com retrolavagem, não sendo observada diferença significativa em função do tamanho efetivo dos grãos na maioria dos casos. O mesmo comportamento foi observado para a turbidez.
- Todos os filtros estudados apresentaram remoção de 100% de microesferas depois de 8 horas de filtração em relação aos oocistos de *Cryptosporidium spp.*, quando aplicado o contaminante de forma contínua. Antes desse período nos filtros lentos convencionais foi observada a maior remoção quanto menor fosse o diâmetro efetivo do material filtrante, nos filtros retrolaváveis observou-se o comportamento contrário.
- Todos os filtros apresentaram remoção final de microesferas de poliestireno relacionadas à *Giardia spp.*, sendo que para os retrolaváveis o de maior diâmetro efetivo foi o que apresentou melhor desempenho e para os convencionais, foi o de menor diâmetro efetivo, ambos com 4,1 log de remoção.
- Não é possível concluir se a filtração lenta como tratamento único teria bons resultados na remoção real de *Giardia spp.* Seria indicada a desinfecção após a filtração com a ozonificação, por exemplo.
- A turbidez não se mostrou um bom indicador de ausência de microesferas.
- A estimativa de custos demonstrou que o meio filtrante pode representar uma grande parcela dos custos relacionados ao filtro. Devido a isso, mesmo com maiores gastos com válvulas, a diminuição da profundidade de meio filtrante nos FLR compensou os custos, ficando mais barato que o FLC.

5.2 Quanto ao uso da filtração lenta no estado de Santa Catarina

- O uso da filtração lenta é uma realidade no estado de Santa Catarina, embora seja muito inferior ao de sistemas convencionais de tratamento.
- Percebe-se um fomento na substituição dos sistemas com filtração lenta para sistemas convencionais de tratamento, mesmo que desnecessário, no intuito de experimentar a tecnologia a fim de remediar problemas corriqueiros e de fácil solução, como proteção do manancial.
- A realidade climática de grandes precipitações concentradas em um período do dia não é relatada na literatura internacional, e é o maior problema relatado a respeito da operação dos sistemas. Dessa maneira, a concepção de sistemas de múltiplas etapas, empregando pré-filtros, e proteção dos mananciais de captação são consideradas alternativas mais adequadas na região.
- Verificou-se que uma das causas de problemas para esse tipo de tratamento é a falta de preservação em torno de fontes e mananciais, onde acontece a captação de água. Portanto, as adequações necessárias deveriam estar relacionadas ao cumprimento das leis vigentes de proteção, evitando assim, gastos excessivos com novas tecnologias paliativas, como as que foram observadas.

- A falta de conhecimento específico a respeito da filtração lenta e variantes, sua simplicidade, limitações a respeito da qualidade da água bruta a ser tratada e processo de limpeza faz com que a tecnologia perca espaço para outras consideradas mais modernas.
- Problemas relatados poderiam ser facilmente resolvidos caso houvesse o mínimo de conhecimento técnico específico a respeito da tecnologia e com mínimo de investimento.
- Há a necessidade da divulgação de tecnologias simples de tratamento de água para abastecimento público com real possibilidade de aplicação, e não apenas como uma alternativa de simplicidade e baixo custo. Assim como em diversos meios profissionais relacionados ao tratamento de água para abastecimento, uma vez que os envolvidos possuem formação diversificada.
- A partir do conhecimento a respeito da aplicação da filtração lenta, foi possível identificar-se maneiras para adaptar filtros lentos convencionais em retrolaváveis.

6 Recomendações para utilização dos resultados pela Funasa e indicativos de custos

Com a pesquisa apresentada conclui-se, de maneira geral, que a tecnologia de filtros lentos retrolaváveis apresentam vantagens na operação que podem beneficiar sistemas que se utilizam da tecnologia. Pôde-se concluir também que, em se tratando do estado de Santa Catarina, há necessidade de melhoria na operação de limpeza, algo que teria impacto principalmente nos custos da operação, evitando-se desperdícios. A partir das conclusões da pesquisa recomenda-se:

6.1 Divulgação e fomentação do uso da filtração lenta ou filtração em múltiplas etapas

Como constatado pela pesquisa a filtração lenta é aplicada no estado, contudo, a tecnologia vem sendo substituída por sistemas convencionais em algumas localidades. O maior problema relatado, e uma das causas da substituição da filtração lenta, é a variação da qualidade da água em períodos de chuva.

É de conhecimento da comunidade científica que a filtração em múltiplas etapas (FiME) é uma alternativa para a resolução desse problema. A FiME, assim como a FL, é uma tecnologia simples e que dispensa o uso de coagulação para o tratamento. Os casos relatados são de picos de turbidez durante um período do dia, que prejudicam a operação do filtro, pré-filtros amortecem esse pico de turbidez (WEGELIN, 1988, 1996; DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999; VERAS; BERNARDO, 2008). Considera-se que a substituição da FL por sistemas convencionais não é a melhor

alternativa, sendo aplicada de maneira precipitada e/ou sem estudos adequados de outras alternativas, tendo em vista que na maioria do tempo a água bruta tem boa qualidade e que, antes mesmo de sistemas convencionais, a filtração direta deveria ser considerada.

Os profissionais envolvidos com saneamento, independentemente de formação acadêmica e de maneira geral, necessitam de formação sobre alternativas de tratamento de água de abastecimento que não sejam apenas o convencional que, apesar de eficiente e abrangente, não é necessário ou o mais indicado em todas as situações, aumentando os custos de operação de sistemas que poderiam ser aplicados de maneira mais simples e segura.

A partir da pesquisa, e de todo o conhecimento que se tem da aplicação da tecnologia de Filtração Lenta, em Santa Catarina e no Brasil, é imprescindível a divulgação da tecnologia como alternativa a sistemas públicos de abastecimento por parte da Funasa, além de sua recomendação a sistemas em pequena escala, para pequenas comunidades ou no meio rural. Acredita-se que essas recomendações dão uma conotação de “arcaica” à tecnologia, fazendo com que seja rejeitada, ou ignorada na elaboração de projetos. Está constatado que a Filtração Lenta ainda supre as necessidades para o abastecimento público quando os filtros são bem operados e a demanda de tratamento é adequada em termos de quantidade, espaço disponível para implementação e a qualidade da fonte de água disponível.

Novas obras de saneamento deveriam levar em consideração todo o contexto ambiental, social e econômico do local de sua realização. Recomenda-se que estudos de tecnologias aplicáveis devem ser estimulados para o atendimento das demandas nos citados contextos e não apenas a aplicação de uma “fórmula universal”.

O mesmo se aplica às obras de adequação, onde todos esses contextos deveriam ser analisados, visando o cumprimento das leis vigentes e não apenas a tomada de medidas paliativas, e visando a utilização de tecnologias adequadas ambiental, social e economicamente.

Recomenda-se também que profissionais da área de saneamento que têm auxílio por parte da Funasa recebam informação sobre a tecnologia de filtração lenta, principalmente sobre a operação de sistemas, estimulando a melhoria do uso dos sistemas existentes.

Pesquisas a respeito de tecnologias alternativas ao sistema convencional, sejam elas mais sofisticadas ou simples, podem contribuir de maneira geral com o desenvolvimento do saneamento ambiental. Seja para o meio rural ou pequenos municí-

pios, o incentivo de desenvolvimento de tecnologia nacional diminui os custos em sua implantação e facilita a sua aplicação. No caso desse estudo identificaram-se várias falhas na aplicação de uma tecnologia simples e alternativas foram apresentadas. Recomenda-se que o incentivo à pesquisa seja constante, progressivo e com tecnologias variadas e aplicáveis de acordo com as necessidades e a diversidade de realidades encontrada em todo o território nacional.

6.2 Adoção da retrolavagem como alternativa à raspagem em filtros lento

O uso da retrolavagem é estudado com sucesso há anos pelo LAPOA e a presente pesquisa acrescenta a eficiência da tecnologia na remoção de (oo)cistos de protozoários, assim como é relatado para a filtração lenta convencional (BELLAMY et al., 1985b; FOGEL; ISAAC-RENTON; GUASPARINI, 1993; BETANCOURT; ROSE, 2004; HELLER; BRITO, 2006; TAIRA, 2008).

Somam-se outros estudos a respeito da qualidade da água produzida (MICHELAN, 2010a; PIZZOLATTI, 2010; SOARES, 2010; SOARES et al., 2010; MICHELAN et al., 2011; ISHII, 2013; SOUZA, 2013; PIZZOLATTI et al., 2014; SOUZA et al., 2016) e remoção de agrotóxicos (PIZZOLATTI, 2014), além dos estudos que ajudaram a chegar-se ao sistema de filtração lenta com retrolavagem da maneira proposta atualmente (MICHELIN, 2002; EMMENDOERFER, 2006; SOARES, 2007; MARNOTO, 2008; POERSCH, 2012).

Assim, a retrolavagem é uma operação aceitável em termos de qualidade de água produzida e apresenta vantagens sobre os sistemas convencionais, como simplicidade, rapidez na limpeza e manutenção da integridade do meio filtrante diminuindo os custos com operação. A sua desvantagem seria os custos maiores de implantação. Contudo, acredita-se que a simplicidade na limpeza possa fazer com que a tecnologia possa ser mais aceita sob o ponto de vista operacional.

Em vista disso, recomenda-se que a Funasa fomente essa alternativa em projetos de Estações de Tratamento de Água, além de divulgação das alternativas apresentadas em cursos e encontros de profissionais da área.

Referências bibliográficas

ABNT. ABNT NBR 12216: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.

ALI, S. a; HILL, D. R. Giardia intestinalis. **Curr Opin Infect Dis**, v. 16, n. 5, p. 453–60, out. 2003. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/14501998>>.

DE SOUZA, F. H. **Influência do Diâmetro Efetivo do Meio Filtrante em Filtros Lentos Retrolavaveis**. 2013. 54 f.. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013. Disponível em: <<http://www.ens.ufsc.br/principal/pdfs/3caad45d909f485bc4494c3e25b96a6c3e4fdb0a.pdf>>.

DE SOUZA, F. H. **Tratamento de água para abastecimento por meio de filtros lentos de fluxo ascendente com limpeza por retrolavagem e descarga de fundo**. 2015. 113 f.. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

DE SOUZA, F. H. et al. Study of slow sand filtration with backwash and the influence of the filter media on the filter recovery and cleaning. **Environmental Technology**, v. 37, n. 14, p. 1802–1810, 17 jul. 2016. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/09593330.2015.1132778>>.

DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. **Filtração em múltiplas etapas**. PROSAB 1- ed. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999.

EMELKO, M.; HUCK, P.; COFFEY, B. A review of Cryptosporidium removal by granular media filtration. **Journal-American Water Works ...**, v. 95, n. December, p. 101–115, 2005.

EMMENDOERFER, M. L. **Filtração Lenta Com Retrolavagem Para Propriedades Rurais De Uso Familiar**. 2006. 56 f.. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

FONTES, M. L. S. et al. Dynamics of planktonic prokaryotes and dissolved carbon in a subtropical coastal lake. **Frontiers in microbiology**, v. 4, n. April, p. 71, jan. 2013. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3619130/>&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>. Acesso em: 5 ago. 2014.

HAARHOFF, J.; CLEASBY, J. Biological and Physical Mechanisms in Slow Sand Filtration. In: LOGSDON, G. (Ed.). **Slow Sand Filtration**. Oregon, USA: American Society of Civil Engineers, 1991. p. 19–68.

HIJNEN, W. a M. et al. Removal and fate of Cryptosporidium parvum, Clostridium perfringens and small-sized centric diatoms (*Stephanodiscus hantzschii*) in slow sand filters. **Water research**, v. 41, n. 10, p. 2151–62, maio 2007. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17400275>>. Acesso em: 10 abr. 2012.

HUISMAN, L.; WOOD, W. E. **Slow sand filtration**. Geneva, Belgium: World Health Organization, 1974.

ISHII, M. M. **Filtração lenta com retrolavagem para tratamento de água de abastecimento**. 2013. 56 f.. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

MARNOTO, M. J. E. **Expansão da areia durante a retrolavagem dos filtros lentos – influência sobre a qualidade da água para abastecimento e a duração das carreiras**. 2008. 79 f.. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

MICHELAN, D. C. de G. S. et al. Desempenho do sistema filtração em margem seguida de filtração lenta retrolavável em Ituporanga Santa Catarina. **Revista DAE**, v. 59, n. 187, p. 28–36, 2011.

PIZZOLATTI, B. S. **Estudos de limpeza de filtro lento por raspagem e retrolavagem**. 2010. 119 f.. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil, 2010.

PIZZOLATTI, B. S. et al. Water treatment for rural areas by slow sand filtration. **21st Century Watershed Technology: Improving Water Quality and Environment**, v. 2010, n. 701, p. 21–24, 2010. Disponível em: <<http://asae.frymulti.com/abstract.asp?aid=29433&t=1>>. Acesso em: 16 set. 2011.

PIZZOLATTI, B. S. **Influência da técnica de limpeza de filtros lentos e diâmetro dos grãos sobre a qualidade da água produzida, com destaque para remoção de carbamatos e oocistos de Cryptosporidium (simulados por microesferas)**. 2014. 222 f.. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

PIZZOLATTI, B. S. et al. Comparison of backwashing with conventional cleaning methods in slow sand filters for small-scale communities. **Desalination and Water Treatment**, v. 54, n.

January 2014, p. 1–7, 6 jan. 2014. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19443994.2013.879080>>. Acesso em: 17 jun. 2014.

SCHÖNTAG, J. M. et al. Water quality produced by polystyrene granules as a media filter on rapid filters. **Journal of Water Process Engineering**, v. 5, p. 118–126, abr. 2015. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214714415000094>>. Acesso em: 9 fev. 2015.

SCHULER, P. F.; GHOSH, M. M.; GOPALAN, P. Slow sand and diatomaceus earth filtration of cysts and other particulates. **Water research**, v. 25, n. 8, p. 995–1005, 1991.

SOARES, M. B. D. **Desenvolvimento de um Sistema Mecânico Automático de Lavagem de Um Filtro Lento de Água de Abastecimento em Meio Rural**. 2007. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Trabalho de Conclusão de Curso, Florianópolis, 2007.

SOARES, M. B. D. **Estudo da implantação em escala real da filtração em margem em lago de piscicultura extensiva para dessedentação animal**. 2010. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Dissertação de Mestrado, Florianópolis, 2010.

SOARES, M. B. D. et al. Backwashed Slow Sand Filtration for Water Supply during Droughts Periods in Animal Production. **21st Century Watershed Technology: Improving Water Quality and Environment**, v. 2010, n. 701, p. 21–24, 2010. Disponível em: <<http://asae.frymulti.com/abstract.asp?aid=29438&t=1>>. Acesso em: 16 set. 2011.

STÜPP, A. J. **Avaliação do Funcionamento de um filtro Lento com retrolavagem Automática para o tratamento de Água de abastecimento em pequenas comunidades**. 2016. 46 f.. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2016.

TIMMS, S.; SLADE, J. S.; FRICKER, C. R. Removal of cryptosporidium by slow sand filtration. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 5, p. 81–84, 1995.

USEPA. **Method 1623: Cryptosporidium and Giardia in Water by Filtration/IMS/FAUnited States Protect Agency**, 2005..

WORMA, F. et al. Desenvolvimento de um filtro lento bifluxo com retrolavagem. In: 47a Congresso Nacional de Saneamento Ambiental da ASSEMAE, Campinas – SP. **Anais...** Campinas – SP: 2017.

Tratamento de água por filtração em margem para o abastecimento de populações dispersas e pequenas comunidades

Coordenador da Pesquisa: Ramon Lucas Dalsasso (UFSC)

Participantes da UFSC: Maurício Luiz Sens; Tiago Lemos Guedes; Rodrigo Delalibera; Joanna Andreazza C. dos Santos; Viviane Motta Michels; Guilherme Augusto de Matheucci e Silva Teixeira.

Instituição Executora: Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Instituição Convenente: Fundação de Amparo à Pesquisa e Extensão Universitária (FAPEU)

Resumo

Esse projeto teve como objetivo geral implantar e avaliar a aplicação da tecnologia de filtração em margem utilizando bombeamento fotovoltaico, como tratamento de água para remoção de cor e turbidez, direcionada para populações isoladas. O local foi avaliado através da caracterização do manancial e caracterização do solo e subsolo. A eficiência da técnica no tratamento da água foi avaliada através do monitoramento da qualidade da água bruta e da água tratada. Os custos de implantação e operação foram apresentados em forma de custo por m^3 de água produzida, comparando um sistema com bombeamento fotovoltaico e outro com bombeamento com energia proveniente de rede elétrica de concessionária. O local escolhido para implantação do sistema de filtração em margem apresentou características favoráveis de acordo com as questões levantadas. A qualidade da água tratada com a técnica apresentou melhora significativa em relação à água bruta, com remoções satisfatórias em termos de cor e turbidez. A utilização da energia fotovoltaica no bombeamento apresentou um custo médio final maior do que utilizando a energia da rede elétrica. A filtração em margem demonstrou ser uma tecnologia efetiva na produção de água de qualidade de forma simplificada, indicada para populações isoladas.

Palavras-chave: tratamento de água, filtração em margem, populações isoladas.

Abstract

The purpose of this research project was to implement and evaluate the application of bank filtration technology using a photovoltaic pumping system as a water treatment alternative for color and turbidity removal, aiming to isolated populations water supply. The chosen site was evaluated through the characterization of the water source as well was of the soil and subsoil. The efficiency of this water treatment technique was evaluated by monitoring of the raw water and treated water quality. The costs of implementation and operation were presented in the form of cost per cubic meters of produced water, comparing one system with photovoltaic pumping and another one with pumping using electricity public supply. The chosen location for implementation of the bank filtration system presented favorable characteristics according to the analyzed parameters. The quality of the treated water by the technique showed a significant improvement in relation to the raw water, with satisfactory removal results in terms of color and turbidity. The use of photovoltaic pumping system had a higher final average cost than the one with use of electricity public supply. It is evidenced that bank filtration is an effective technology for production of good quality water in a simplified way, indicated for isolated populations.

Keywords: *water treatment, bank filtration, isolated communities.*

1 Introdução

O índice de cobertura dos serviços de água no Brasil, nos centros urbanos, é da ordem de 93%, média nacional (BRASIL, 2012), contudo nas áreas rurais, a proporção de domicílios ligados a redes de abastecimento era da ordem de 33,2%, segundo dados do PNAF, 2012 (IBGE, 2014). Assim como as populações rurais, pequenas comunidades ribeirinhas e outros núcleos de populações isoladas enfrentam, em certas regiões do Brasil, a dura realidade da falta de um sistema adequado de suprimento de água para suas necessidades básicas de higiene e alimentação (FEDRIZZI, 2003). Tais populações, geralmente, são carentes de serviços de saneamento básico, como abastecimento de água, justamente por apresentarem dispersão populacional e estarem localizadas distante da zona urbana. Para as companhias de saneamento não é viável levar tais serviços para esses locais, pois a baixa demanda acaba não suprindo os custos envolvidos.

A filtração em margem (FM) surge como uma alternativa promissora de captação e tratamento de água para mananciais degradados, com o propósito de prover água

de qualidade de forma simplificada (JHA; DALAI, 2014). A filtração em margem é uma técnica de tratamento de água utilizada em muitos países, que consiste na perfuração de poços próximos às margens de mananciais, localizados em aquíferos aluvionais ou formações geológicas não consolidadas, e no bombeamento dos mesmos. Ao realizar o bombeamento da água dos poços, o rebaixamento no nível freático é induzido, fazendo com que a água do manancial migre até o poço, sofrendo um processo de filtração pelo solo durante o percurso (GRISCHEK; RAY, 2009).

2 Objetivos

2.1 Objetivo Geral

Aplicar a técnica da filtração em margem como tratamento simplificado de águas com elevada turbidez e cor, visando o abastecimento de pequenas populações de forma eficiente e com baixo custo de implantação e operação, podendo ser utilizada por pessoas com pouca instrução, contribuindo com a universalização do abastecimento de água.

2.2 Objetivos Específicos

- Estudar as características do solo, da água e topográficas do entorno do manancial (rio) e propor diretrizes para a escolha de locais indicados à implantação de poços destinados a filtração em margem.
- Levantar as características da qualidade de água do manancial (rio) e observar o comportamento das variações sazonais da qualidade da água.
- Avaliar a eficiência da filtração em margem de rio quanto à remoção da cor e turbidez remanescentes da água.
- Analisar custos construtivos e operacionais da técnica de filtração em margem, para implantação em escala real em comunidades dispersas. Comparar custos utilizando energia elétrica fornecida por redes de concessionária e energia solar por geração fotovoltaica.
- Elaborar um manual que adequadamente oriente técnicos e usuários quanto à operação e manutenção do sistema de filtração em margem de rio, na produção de água potável e na preservação do manancial.

3 Metodologia

3.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado no município de Orleans, localizado no sul do estado de Santa Catarina (Figura 1). Orleans possui uma área de aproximadamente

550 km², com uma população de 22.311 habitantes distribuídos 75% na zona urbana e 25% na zona rural.

O município encontra-se a uma altitude de 132 metros acima do nível do mar, posicionado entre o litoral e a serra do Rio do Rastro, o que contribui para o clima ser classificado como Mesotérmico úmido, com temperatura média de 18°C (BRASIL, 2010).



Figura 1 – Localização da área de estudo.

3.1.1 Escolha do local para implantação do piloto

A escolha do local de implantação de um sistema de tratamento de água por FM é uma etapa importante do processo, pois a perfuração de um poço em um local inadequado pode gerar situações desagradáveis como baixa produção do poço, assim como produção de água de qualidade insatisfatória.

As instalações do projeto-piloto foram implantadas em uma propriedade rural, localizada no bairro Rio Belo, no município de Orleans/SC, que não é atendida por serviço de abastecimento de água. Dentro da propriedade rural percorre o Rio Belo, corpo d'água que nomeia o bairro, manancial escolhido para utilizar a técnica de filtração em margem do presente estudo.

O local foi selecionado por apresentar algumas características favoráveis para aplicação da filtração em margem, conforme recomendado por Grischek et al. (2007) e também por oferecer segurança patrimonial à implantação dos experimentos. As características seguem descritas abaixo:

- a) Por meio de uma análise visual foi observado que o leito do rio é composto por areia grossa e cascalho fino, o que facilita a interação da água do rio com o aquífero.
- b) Segundo o proprietário, o rio apresenta variações consideráveis de nível e que normalmente em eventos de chuvas intensas o rio apresenta elevação de nível da ordem de 1 metro, as quais foram constatadas no local. Tais variações atuam no revolvimento do leito do rio, o que favorece a minimização da colmatação.

3.2 Caracterização do manancial

Grischek (2007) ressalta que alguns aspectos hidrológicos (vazão, velocidade e nível de água) e morfológicos (posição dentro da bacia hidrográfica) dos mananciais são importantes de serem levantados, pois influenciam diretamente nos processos da filtração em margem.

O Rio Belo, manancial escolhido para a aplicação da técnica de filtração em margem, foi caracterizado segundo os critérios acima. A localização do experimento dentro da bacia hidrográfica do Rio Belo, assim como o cálculo da declividade do manancial foram realizadas por meio do uso de mapas. A velocidade de fluxo do rio foi medida utilizando um micromolinete marca OTT, modelo C2, e a vazão foi determinada através do método da meia seção.

3.3 Caracterização do solo e subsolo

Foi realizada a caracterização do solo e subsolo do local selecionado para a implantação do sistema de tratamento de água por filtração em margem com a finalidade de confirmar se o local apresentava características favoráveis para a aplicação da técnica de FM.

Foram realizados sete furos de sondagem no entorno da área prevista para o poço de produção. As sondagens foram realizadas utilizando perfuratriz hidráulica rotativa, acoplada a um trator Valmet 1979, com o intuito de identificar o nível do lençol freático no subsolo e conhecer o perfil litológico do solo. Os furos de sondagem foram realizados com 10 metros de profundidade e foram coletadas amostras de solo, em cada furo de sondagem, para cada mudança da camada de solo.

O solo e subsolo do local foram caracterizados em termos de granulometria e parâmetros químicos. As análises granulométricas foram realizadas por peneiramento, de acordo com as normas NBR 7181/84 e NBR 6457/86 (ABNT). Os parâmetros químicos analisados e suas respectivas metodologias utilizadas seguem descritos na Tabela 1.

Tabela 1 – Parâmetros químicos de solo e as respectivas metodologias.

Parâmetros	Extração/ Método Analítico/Referência	Unidade
pH	Extração em água / Potenciométrico (pHmetro) / Tedesco (1995)	-
Carbono Orgânico Total	Extração com dicromato de potássio / Titulométrico / Embrapa (1997)	g.kg ⁻¹
Ferro Total	Extração com oxalato de amônia / Espectrofotometria de Absorção Atômica / Tedesco (1995)	g.kg ⁻¹
Manganês	Espectrofotometria de Absorção Molecular / Embrapa (1997)	mg.dm ⁻³

3.4 Sistema-piloto de filtração em margem

O sistema-piloto de tratamento de água por FM proposto para essa pesquisa é ilustrado pela Figura 2.

A água era bombeada do poço de produção, por meio das bombas solares, resultando em um rebaixamento no nível do lençol freático, induzindo que a água do rio venha se infiltrando pelo solo até alcançar o poço de produção. A água bombeada passava por um medidor de vazão, em seguida por um clorador e então era direcionada até o reservatório superior de 5.000 litros, localizado no alto da torre metálica. A partir do reservatório superior parte da água alimentava a residência da propriedade rural e o excedente era direcionado de volta ao rio. O medidor de vazão utilizado é da marca Incontrol modelo VMS Pro 1000. O dispositivo dosador de cloro é da marca Sodramar e as pastilhas de cloro utilizadas são específicas para água de consumo humano, marca Santab.



Figura 2 – Instalações do sistema-piloto de filtração em margem.

3.4.1 Piezômetros

Como mencionado anteriormente, cada furo de sondagem do solo foi transformado em um piezômetro, com a finalidade de monitorar o nível da água no subsolo, assim como estimar a direção do fluxo da água.

Os piezômetros foram construídos de acordo com a NBR 15495-1 (2007) – Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares. O acabamento dos piezômetros inclui revestimento e filtro geomecânico em PEAD (polietileno de alta densidade), cap de pressão, pré-filtro com areia, selagem superficial com bentonita, laje de proteção superficial, com pintura e identificação.

3.4.2 Poço de produção

O poço tubular foi perfurado com bitola de 10 polegadas e revestimento de 8 polegadas, com 15 metros de profundidade e a aproximadamente 17 metros de distância do manancial. A técnica perfuração do poço foi similar à perfuração dos

piezômetros, ou seja, mecânica rotativa. O acabamento foi feito com revestimento e filtro geomecânico nervurado em PVC, incluindo pré-filtro, selo e proteção sanitária (Figura 3).



Figura 3 – (a) Procedimento de perfuração do poço tubular. (b) Poço de FM finalizado.

A avaliação do sistema de FM foi realizada em duas etapas, em função do bombeamento. Na primeira etapa foram utilizadas 3 bombas vibratórias alimentadas por energia solar fotovoltaica (seção 3.4.3) e na segunda etapa foi utilizada uma bomba centrífuga submersível Schneider (Franklin Electric) de 6 estágios e $\frac{3}{4}$ cv de potência. Em ambas etapas o bombeamento era intermitente e a variação do nível de água no interior do poço foi monitorada por um levellogger Solinst.

3.4.3 Bombeamento solar fotovoltaico

As bombas instaladas no poço de FM são alimentadas por energia solar fotovoltaica, da marca Anauger, modelo P100 (100 W de potência), do tipo vibratória de diafragma, com deslocamento positivo.

O kit de bombeamento solar da Anauger® é composto pela bomba, um driver e um painel fotovoltaico. O driver gerencia a energia fornecida pelo painel solar e direciona para a bomba. A energia gerada no painel solar é direcionada para o driver, armazenada em capacitores e convertida em impulsos de energia para a bomba, em função do nível de irradiação solar. A vazão da bomba varia de acordo com a irradiação solar de forma proporcional, ou seja, quanto maior a irradiação incidente sobre o módulo fotovoltaico maior a vazão da bomba. O driver proporciona também

proteção ao sistema desligando a alimentação da bomba em caso de níveis extremos de tensão e corrente. O driver possui tensão de entrada de 36 Vcc. O módulo solar fotovoltaico apresenta potência máxima de 175 W.

Foram instaladas 3 bombas no poço, pois a vazão individual de cada bomba (100W) não seria suficiente para realizar o rebaixamento do nível da água desejado no interior do poço. Então, as bombas foram instaladas em série, resultando em um conjunto de 300 W de potência.

Existem, no mercado, outras marcas de bombas que funcionam com energia solar fotovoltaica e operam com vazões maiores, porém a maioria delas tem de ser importadas. Logo, foi escolhido realizar a aquisição de bombas da Anauger® que operam com menores vazões, mas são fabricadas no Brasil, facilitando no caso de uma possível necessidade de assistência técnica ou manutenção.

Não foram utilizadas baterias para armazenar a energia excedente gerada pelos painéis fotovoltaicos para que a bomba funcione durante a noite ou em períodos de baixa insolação. As bombas funcionavam durante todo o dia, bombeando o máximo de água para o reservatório superior e armazenando energia em forma de água (energia potencial). Quando o volume bombeado era maior que o consumo de água, o volume excedente era extravasado pelo “ladrão” do reservatório e a água retornava ao rio.

3.4.4 Teste de bombeamento e capacidade de produção

O teste de bombeamento é uma operação que consiste no bombeamento de um poço, durante certo intervalo de tempo, com o registro da evolução do rebaixamento e da recuperação do nível da água em função do tempo. O teste é dividido em duas partes. A primeira parte consiste no bombeamento para induzir o rebaixamento do nível da água no interior do poço e a segunda parte consiste na recuperação do nível de água do poço até o nível estático. Tanto durante o rebaixamento quanto durante a recuperação devem ser registrados os dados de nível de água (m) em função do tempo (minutos). A vazão de bombeamento deve ser maior que a capacidade de produção pré-estimada do poço para que ocorra o rebaixamento (NBR 12244, 1992; FEITOSA, 2000).

O teste de bombeamento foi realizado após o desenvolvimento e limpeza do poço de produção, utilizando uma bomba submersa VBU-41 de 1,5cv e 10 estágios para o bombeamento, um balde de 20 litros para medição da vazão, um cronômetro para acompanhamento do tempo e um medidor de nível eletrônico (levellogger) Solinst, modelo 3001-LT F65/M20. Ao final do teste obtiveram-se os dados da relação:

nível de água no interior do poço vs. tempo, durante o rebaixamento e recuperação do nível de água. Com esses dados foi possível determinar a vazão de exploração do poço.

3.4.5 Coeficiente de permeabilidade

Foi realizado um ensaio de infiltração em alguns piezômetros para determinar o coeficiente de permeabilidade (k) em campo por meio da equação 1. O ensaio consiste em injetar água no piezômetro até a borda e monitorar, por meio de medições do nível e tempo, o rebaixamento da água no interior do piezômetro até o nível inicial.

$$k = \frac{r_I}{4 \times h} \times \frac{\Delta h}{\Delta t} \quad \text{equação (1)}$$

Onde,

k : coeficiente de permeabilidade (cm/s);

r_I : raio do piezômetro (cm);

h : altura de água acima do nível estático do piezômetro (cm);

Δh : diferença entre a altura máxima (piezômetro cheio) e o nível estático (cm);

Δt : diferença de tempo relativo a Δh .

3.4.6 Porosidade efetiva

A porosidade efetiva foi determinada por meio de um ensaio que se baseia no tempo de percurso de um traçador conservativo, ou seja, que não sofre degradação, pela amostra de sedimento em uma coluna.

A amostra do sedimento foi colocada em uma coluna acrílica de 6 cm de diâmetro e 1 metro de comprimento. A altura total do sedimento no interior da coluna foi de 42 cm. A amostra do sedimento foi saturada com água destilada e por meio de uma bomba dosadora, foi bombeada a uma vazão constante a solução com o traçador, nesse caso cloreto de sódio. Na parte inferior da coluna a condutividade elétrica da solução foi monitorada a cada minuto até apresentar valores constantes. Com base nos parâmetros geométricos da coluna, da vazão bombeada e do tempo t_{50} é possível determinar a porosidade efetiva por meio da equação 2.

$$\eta_{ef} = \frac{Q \times t_{50}}{L \times A} \quad \text{equação (2)}$$

Onde,

η_{ef} : porosidade efetiva (%);

Q : vazão (m^3/s);

t_{50} : tempo (s);

L : altura do sedimento na coluna (m);

A : área da coluna (m^2).

3.5 Monitoramento da qualidade da água

A qualidade da água do sistema-piloto foi monitorada em 2 pontos: Rio e Poço de FM. As amostras da água do rio representam a água bruta (AB) e as amostras do poço representam a água tratada pela técnica da filtração em margem (FM).

O monitoramento global da qualidade da água do sistema foi realizado por meio de coletas quinzenais nos 2 pontos supracitados pelo período de 2 anos, de setembro de 2015 a setembro de 2017. As metodologias utilizadas para análise das amostras de água seguiram os procedimentos estipulados em APHA (2005) e os parâmetros analisados seguem descritos na Tabela 2.

Tabela 2: Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos monitorados.

Parâmetros	Método Analítico/Equipamento	Unidade
Temperatura	Sonda multiparâmetros Hanna 9829	°C
pH	Sonda multiparâmetros Hach	-
Condutividade Elétrica	Sonda multiparâmetros Hach	$\mu\text{S.cm}^{-1}$
Oxigênio Dissolvido	Sonda multiparâmetros Hach	mg.L^{-1}
Turbidez	Turbidímetro Hach/Sonda multiparâmetros Hanna 9829	UNT
Cor Aparente	Espectrofotometria/Hach DR2800	uH
Cor Verdadeira	Espectrofotometria com filtragem prévia em membrana 0,45 μm	uH
Carbono Orgânico Total	Shimadzu COT	mg.L^{-1}
Coliformes Totais e Termotolerantes	Colilert®	NMP/100mL
Ferro Total	Espectrofotometria/Hach DR2800	mg.L^{-1}

A turbidez do rio e do poço de FM foi monitorada, além das coletas quinzenais, por sondas autônomas com o intuito de conseguir acompanhar de forma mais real a variação deste parâmetro no manancial e verificar a influência na água do poço. Foram instaladas uma sonda no rio Belo e outra na linha de recalque entre o poço e o reservatório elevado. O monitoramento da turbidez pela sonda foi realizado por coletas horárias, em um período de 14 meses, de julho de 2016 a agosto de 2017.

3.6 Avaliação de custos de implantação e operação de sistemas de FM

A avaliação de custos de implantação e operação foi elaborada considerando os investimentos para duas alternativas de tratamento de água para pequenas comunidades:

- Filtração em Margem de Rio com bombeamento de água Fotovoltaico – FMRF.
- Filtração em Margem de Rio com bombeamento de água utilizando energia elétrica fornecida por Concessionária – FMRC.

Os custos considerados nessa avaliação foram o poço de produção; o sistema de bombeamento; a tubulação de adução e o reservatório, além de gastos com desinfecção da água, energia elétrica, manutenção e operação. As demais partes do sistema foram consideradas iguais para as alternativas apresentadas.

3.6.1 Dimensionamento do sistema FMRF

O dimensionamento do sistema FMRF foi realizado seguindo os passos apresentados na Tabela 3. O método consiste em fazer uma simulação diária, por um período de 3 meses considerados mais críticos em termos de radiação solar incidente, estabelecendo um balanço de massa sobre os volumes de água bombeado e consumido diariamente, e o volume contido no reservatório ao final de cada dia. No sistema proposto não existe armazenamento de energia elétrica, ou seja, não há banco de baterias, e sim armazenamento de água em reservatório.

Tabela 3 – Método de dimensionamento de um sistema bombeamento de água, fotovoltaico, isolado, baseado na simulação diária de produção, consumo e armazenamento de água.

Dimensionamento de um sistema de bombeamento de água, fotovoltaico – Método da Simulação	
Dados de Entrada	<ol style="list-style-type: none"> 1. Cálculo inicial de uma vazão de referência em função do nº de horas de sol da região; nº de consumidores e consumo <i>per capita</i>; fator de falta de sol e coeficiente do dia de maior consumo de água. 2. Cálculo do número de poços, número de bombas e vazão individual, em função da vazão máxima do poço. 3. Cálculo do diâmetro de recalque e perdas de carga com base na vazão de referência. Montagem da equação da curva do sistema. 4. Início da simulação testando a primeira motobomba cadastrada, isolada ou associada em paralelo conforme quantidade determinada em 2. Encontrar o cruzamento da curva da bomba com a curva do sistema e avaliar o ponto de trabalho, impondo critérios de aceitação para vazão e altura manométrica. 5. Determina um volume de reservação inicial correspondente a um dia de consumo. Considerando as configurações de enchimento inicial, máximo e volume morto, os padrões diários de consumo e radiação, fazer o balanço de massa por 92 dias, calculando: volume diário bombeado, volume diário consumido e volume diário remanescente no reservatório. 6. Avaliar a porcentagem de dias e quantidade de falta de água. Proceder a simulação testando todas as combinações possíveis com as bombas cadastradas e incremento do volume do reservatório até um limite estabelecido, até encontrar, ou não, uma combinação que atenda as condições demandadas. 7. Avaliação dos custos da(s) configuração(ões), tecnicamente viável(is), encontrada(s).
Valores Configuráveis	<p>Tolerância de falta de água diária: % Tolerância nº de dias de falta: % Fator de enchimento do reservatório: % Volume morto do reservatório: % Enchimento do reservatório no início da simulação: % Coeficiente dia de maior consumo: adim. Fator de falta de sol: adim. Coeficientes da relação Q/Q_p (y, x, k): adim</p>
Banco de dados	<p>Conjuntos motobombas: curvas Reservatórios: capacidade (L) Tubulações: diâmetros (mm) e rugosidade (mm)</p>

O modelo, representado pela equação 3, considera a radiação incidente, a altura manométrica de recalque e a vazão de catálogo que o sistema de bombeamento forneceria sob condições de sol pleno, para estimar a vazão bombeada.

$$Q/Q_p = [(I^y/1000) - k \cdot H^x] = m^3/h \quad \text{equação (3)}$$

Onde:

- Q_p = vazão fornecida por uma ou “n” bombas associadas em paralelo, sob condições de radiação equivalente a sol pleno, no ponto de trabalho do sistema (m³/h);

- Q = vazão procurada, fornecida por uma ou “n” bombas associadas em paralelo, sob as condições locais de instalação e radiação (m^3/h);
- I = radiação média diária (W/m^2) [somatório das radiações horárias, dividida pelo número médio diário de horas de sol (ns)];
- H = altura manométrica do sistema, tirada do ponto de trabalho (m); y , k e x = coeficientes configuráveis conforme o tipo de bomba:
 - bombas centrífugas $y = 0,9269$; $k = 0,0634$; $x = 0,001$;
 - bombas de deslocamento positivo, vibratórias: $y = 0,99142$; $k = 0,0523$; $x = 0,001$.

O volume bombeado diariamente Vd (m^3) é obtido pela equação (4).

$$Vd = Q \cdot ns \quad \text{equação (4)}$$

O modelo apresentado se aplica para a seguinte faixa de valores de radiação média diária (I): $300 < I < 1000$

- $I < 300$ considerar $Q/Qp = 0,1$;
- $I \geq 1000$ considerar $Q/Qp = 1$.

3.6.2 Dimensionamento do sistema FMRC

O dimensionamento do sistema FMRC permite a escolha do período diário de bombeamento, pelo fato da disponibilidade energética a partir da concessionária de energia elétrica. Sendo assim o primeiro passo adotado foi a determinação da vazão de bombeamento, considerando os seguintes dados de entrada: número de consumidores; consumo médio *per capita*; coeficiente do dia de maior consumo e número de horas diário de bombeamento. O segundo passo foi o cálculo do diâmetro de recalque considerando o número diário de horas de bombeamento, utilizando a equação de Forchheimer. Com o diâmetro de recalque estabelecido, e as demais informações de entrada sobre tipo de material e rugosidade, extensão da adutora, desnível geométrico e o somatório das singularidades, são calculadas as perdas de carga localizadas e as distribuídas, essa última, utilizando a equação de Darcy. A partir dessas informações é possível estabelecer a equação da curva do sistema. A escolha do conjunto moto-bomba foi o terceiro passo realizado, mediante pesquisa em catálogos de fabricantes, e a determinação gráfica do ponto de trabalho da bomba sobre a curva do sistema, verificando o atendimento da vazão e altura manométrica procurada. A determinação da capacidade do reservatório foi o quarto passo. O método gráfico utilizado foi a curva dos volumes acumulados conforme apresentado em Tsutiya (2006), elaborada a partir do padrão de consumo.

A análise financeira das alternativas foi baseada no custo incremental médio, que compara custos periódicos ou não, aos benefícios do volume incremental, com base no custo de oportunidades aplicando a técnica dos valores presentes. Nessa técnica, os valores de produção de água e custos em cada momento são transformados em um único valor com unidades de R\$/m³. O cálculo desse custo médio é feito pela equação 5, conforme apresentada em Sousa et al. (2004).

$$\text{Custo Médio} = \frac{\sum_{i=0}^{20} \frac{\text{Inv}_i}{(1+tx)^i} + \sum_{i=0}^{20} \frac{\text{Manut}_i}{(1+tx)^i} + \sum_{i=0}^{20} \frac{\text{EE}_i}{(1+tx)^i} + \sum_{i=0}^{20} \frac{\text{MDO}_i}{(1+tx)^i} + \sum_{i=0}^{20} \frac{\text{PQ}_i}{(1+tx)^i}}{\sum_{i=0}^{20} \frac{\text{OfEf}_i}{(1+tx)^i}} \quad \text{equação (5)}$$

Onde:

Inv: Investimento necessário

Manut: Manutenção

EE: Energia elétrica

MDO: Mão de obra

PQ: Produtos químicos

OfEf: Oferta efetiva de água

tx: Taxa de oportunidade do capital

4 Resultados e discussões

4.1 Caracterização do manancial

4.1.1 Localização do experimento dentro da bacia hidrográfica

A bacia hidrográfica do Rio Belo apresenta uma área de 16,466 km² e o Rio Belo, principal curso d'água da bacia, apresenta comprimento de 7,5 km. O local do experimento está localizado dentro da bacia hidrográfica do rio Belo, a uma distância de aproximadamente 2,16 km da nascente (Figura 4).

O local de implantação do poço de produção apesar de estar relativamente próximo à nascente do rio Belo, não apresenta declividade acentuada. O comportamento do rio nesse local se assemelha à seção mediana reportada por Grischek et al., (2007) onde os processos de erosão e deposição se alternam de acordo com a dinâmica de escoamento. Foi observado também que o rio apresenta um rápido aumento do nível da água da ordem de 1,0 metro em eventos de precipitação intensa e após o evento a redução do nível também acontece de forma rápida, comportamento típico de rios de cabeceira onde o tempo de concentração na bacia é pequeno.

O poço foi locado na parte interna da curva do rio, pois segundo Grischek et al., (2007) na parte interna das curvas a velocidade de fluxo é mais baixa e propicia a formação de um leito móvel, onde se alternam os processos de erosão e deposição, de acordo com o regime de escoamento do rio, favorecendo assim a infiltração.

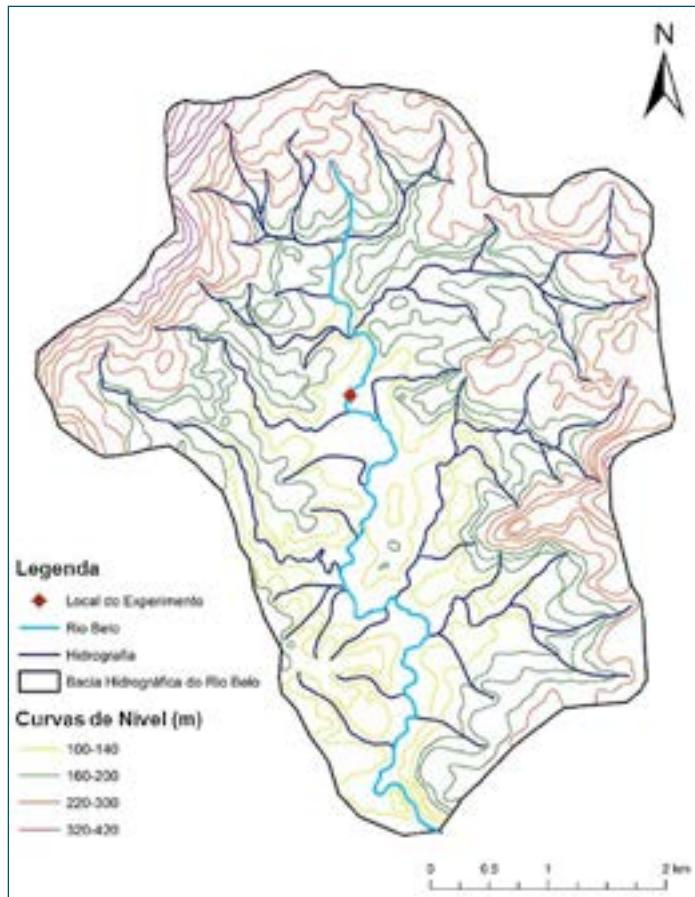


Figura 4 – Localização do poço de FM dentro da bacia hidrográfica do rio Belo.

4.1.2 Velocidade de fluxo e Vazão do manancial

A seção escolhida para medição da velocidade e vazão do manancial Rio Belo apresentava largura de 2,95 m e profundidade variando entre 0,26 e 0,55 m, conforme Figura 5. O Rio Belo apresentou uma velocidade média de fluxo de 0,19 m/s e uma vazão de 0,175 m³/s ou 630 m³/h.

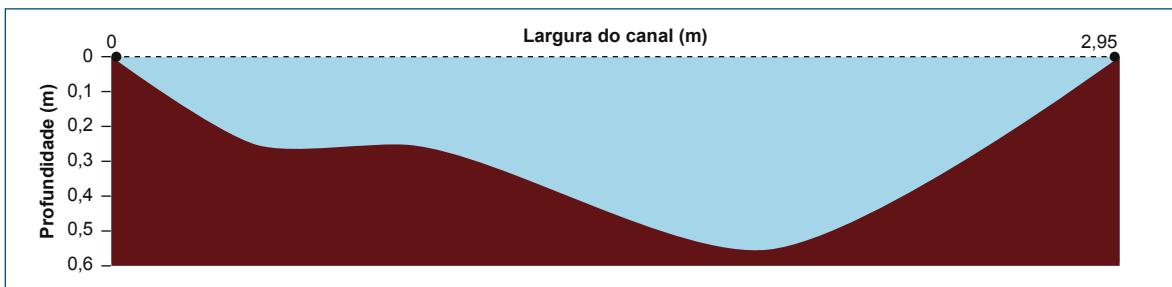


Figura 5 – Seção transversal do Rio Belo utilizada para medição da vazão.

4.1.3 Granulometria do leito do rio

A composição granulométrica do leito do rio, resultante dos ensaios granulométricos, segue descrita na Tabela 4. Os constituintes mais expressivos foram destacados.

Tabela 4 – Composição granulométrica do leito do rio Belo.

Profundidade (m)	Composição (%)					
	Argila e Silte	Areia Fina	Areia Média	Areia Grossa	Pedregulho Fino	Pedregulho Médio
Leito do rio	0,89	19,7	22,4	34,5	21,6	1,4

A partir da Tabela 4 é possível observar a pequena presença de materiais finos (argila, silte e areia fina) e a predominância de materiais grossos (areia média, grossa e pedregulho fino).

A composição do leito do rio é um dos fatores determinantes para a permeabilidade e consequentemente para a infiltração da água do manancial. É preferível materiais de granulometria mais grossa, pois são mais propícios à infiltração que materiais finos (GRISCHEK et al., 2007).

De acordo com a recomendação dos autores citados acima a composição do leito do rio é favorável à aplicação da técnica de FM.

4.1.4 Diagrama de Hjulstrom

Com os resultados da análise granulométrica do leito do rio (Tabela 5) foi possível calcular o diâmetro médio das partículas (equação 6), em mm, que é um dos dados de entrada do diagrama de Hjulstrom (Figura 6), juntamente com a velocidade de escoamento do manancial, em cm/s.

Tabela 5 – Resultados da análise granulométrica do leito do rio.

Peneira (mm)	Material Retido (g)	xi	dmpi	xi/dmpi
4.80	36.00	0.06	5.54	0.01
2.00	109.79	0.17	2.19	0.08
1.19	81.71	0.13	1.54	0.08
0.59	88.82	0.14	0.84	0.17
0.42	54.12	0.09	0.50	0.17
0.21	130.28	0.21	0.30	0.69
0.15	120.01	0.19	0.18	1.07
0.074	41.82	0.07	0.11	0.63
Σ	662.55	1.05		2.90

$$d_{mp} = \frac{1}{\sum \frac{x_i}{d_{mpi}}} \quad \text{equação 6}$$

$$d_{mp} = \frac{1}{\sum \frac{x_i}{d_{mpi}}} = \frac{1}{2,9} = 0,34 \text{ mm}$$

Onde:

dmp = diâmetro médio das partículas;

xi = fração mássica retida em cada peneira;

$dmpi$ = diâmetro médio das partículas em cada peneira.

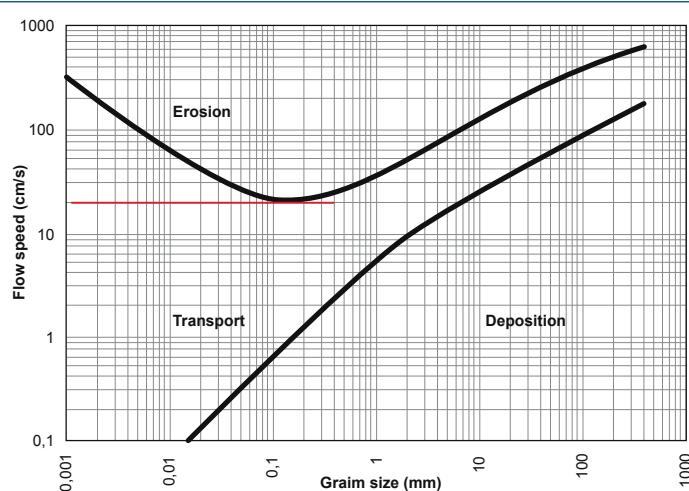


Figura 6 – Resultado do diagrama de Hjulstrom.

O diagrama de Hjulstrom demonstrou que a condição de fluxo do Rio Belo é de transporte de sedimentos, bem próximo de um comportamento de erosão. É importante salientar que a medição de velocidade foi realizada em um dia com fluxo normal, ou seja, sem a influência de chuva que causa um aumento na vazão de fluxo e consequentemente aumento de velocidade. Foi observado que em dias de chuva o nível do manancial se eleva de 0,7 a 1,0 metro em um curto intervalo de tempo e que nessas variações a vazão aumenta consideravelmente e a condição do corpo d'água possivelmente passa a ser de erosão. Possivelmente o rio Belo alterna entre condições de transporte e erosão, as quais favorecem a redução do processo de colmatação da margem, conforme reportado por Grischek et al., (2007). Dessa forma em termos de fluxo o manancial também apresentou condição favorável à aplicação da técnica de FM.

4.1.5 Monitoramento da turbidez do manancial

Um dos objetivos principais deste projeto é a remoção da turbidez sem o uso de coagulantes químicos. A Figura 7 demonstra os resultados das coletas manuais de água para caracterização da turbidez do manancial realizada quinzenalmente. A Figura 8 demonstra os dados de turbidez coletados pela sonda autônoma, programada para coletas horárias.

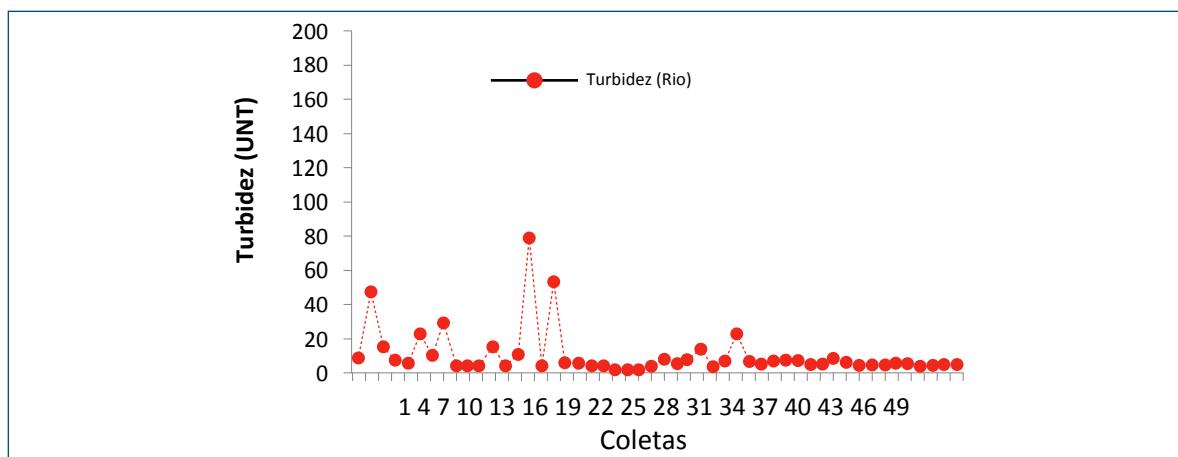


Figura 7 – Monitoramento da turbidez do rio por meio de coletas manuais de água.

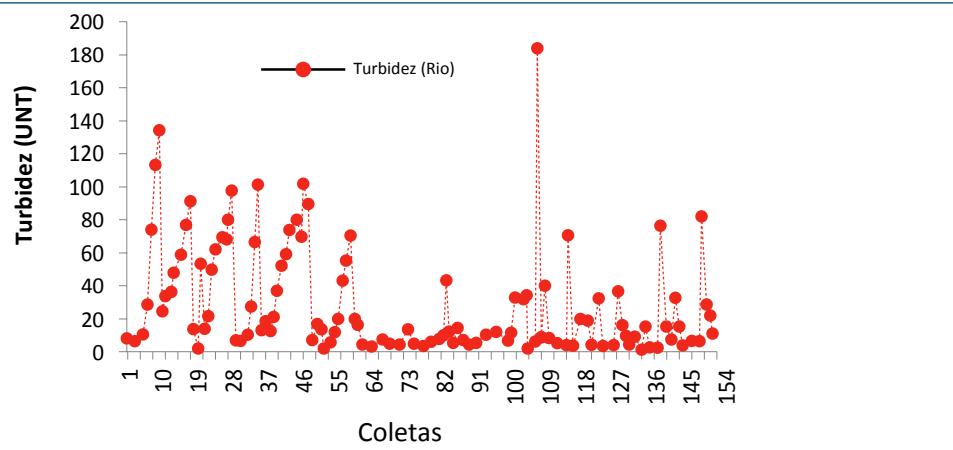


Figura 8 – Monitoramento da turbidez do rio por meio de sonda autônoma.

A partir das Figura 7 e Figura 8 é possível observar que as coletas manuais apesar de terem sido realizadas de forma contínua e apresentar alguns picos de turbidez não caracterizaram o comportamento desse parâmetro, o que de certa forma era de se esperar, pois as visitas de campo eram preferencialmente dias sem chuva. E apesar de algumas falhas nas coletas de dados pela sonda autônoma, o comportamento da turbidez no manancial foi retratado de forma mais realista, apresentando picos de turbidez mais frequentes.

4.2 Caracterização do solo e subsolo

4.2.1 Perfil geológico

Os perfis geológicos dos pontos da sondagem apresentaram pouca diferença entre si e a Figura 9 representa o perfil geológico geral encontrado na área de implantação do poço de FM.

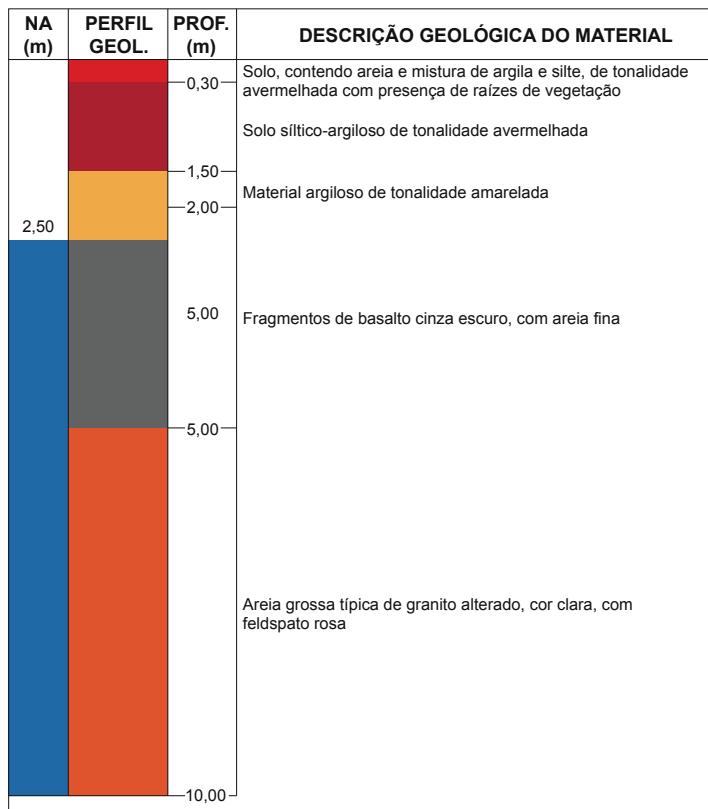


Figura 9 – Perfil geológico do subsolo do local de implantação do poço de FM.

O perfil do terreno, apresentado pela Figura 9, demonstra a existência de um solo com argila e silte em sua composição (até 2,0 metros de profundidade), seguido de uma camada de rochas de basalto (seixo de rio) e areia (2,0 a 5,0 metros de profundidade) e mais profundamente uma camada de areia grossa (5,0 a 10 metros de profundidade). O nível da água do aquífero apresentou uma profundidade média de 2,5 metros, o que indica que a mesma escoa a partir da camada de rochas e areia.

4.2.2 Análises granulométricas

A composição granulométrica das camadas do solo/subsolo de cada ponto, coletadas durante a sondagem, resultantes dos ensaios granulométricos, segue descrita na Tabela 6, que apresenta a média dos sete pontos de amostragem, de cada camada de solo. Os constituintes mais expressivos foram destacados.

Tabela 6 – Composição granulométrica média do solo/subsolo do local de implantação do poço de FM.

Profundidade (m)	Composição (%)				
	Argila e Silte	Areia Fina	Areia Média	Areia Grossa	Pedregulho Fino
0,0 – 0,3	9,4	31,8	29,2	20,8	8,6
0,3 – 1,5	19,1	45,2	20,5	9,8	5,5
1,5 – 2,0	15,2	46,4	24,6	11,3	2,6
5,0 – 10,0	2,4	9,2	22,5	52,7	13,3

A partir da Tabela 6 é possível observar a presença de materiais finos (argila, silte e areia) nas camadas superiores, mas também grande porcentagem de areia média e grossa. Já nas camadas inferiores, assim como no leito do rio houve a predominância de materiais grossos (areia média, grossa e pedregulho fino).

A composição do material do aquífero assim como do leito do rio são fatores determinantes para a permeabilidade e consequentemente para a infiltração da água do manancial. É preferível materiais de granulometria mais grossa, pois são mais propícios à infiltração que materiais finos (GRISCHEK et al., 2007).

O perfil geológico do terreno em conjunto com as análises granulométricas do solo/subsolo e do leito do rio confirmam as características favoráveis do local para implantação de um sistema de tratamento de água por FM.

4.2.3 Análises químicas do solo

De forma geral os parâmetros analisados apresentaram variação ao longo do perfil (profundidade) do solo, fato que era esperado, pois a área de coleta se trata de um canal de deposição de sedimentos de rio, formado por sucessivas camadas de sobreposição ao longo do tempo.

O pH na maior parte dos pontos analisados apresentou a tendência de ser mais baixo (ácido) nas camadas superficiais e ligeiramente mais elevado nas camadas inferiores. Possivelmente esse fato se deve à liberação de gás carbônico resultante da decomposição de material orgânico da superfície do solo.

O Carbono Orgânico Total (COT) foi maior nas camadas superficiais, o que era esperado, pois a matéria orgânica é incorporada no solo a partir da superfície para então chegar às camadas inferiores. Para esse parâmetro foi possível realizar agrupamentos em alguns pontos, sendo que os agrupamentos foram entre as camadas infe-

riores com menores valores entre as camadas superiores, com valores mais elevados de COT.

O ferro do solo apresentou comportamento similar ao COT. Porém o motivo da maior predominância de ferro nas camadas superficiais possivelmente se deve ao fato deste elemento se associar com argilas, formando os óxidos e hidróxidos de ferro.

O manganês apresentou variação ao longo dos perfis e não apresentou similaridade entre as profundidades para que pudesse ser agrupado.

4.2.4 Teste de bombeamento e capacidade de produção do poço de FM

O teste de bombeamento realizado pela empresa que perfurou o poço tubular de FM resultou em uma vazão de exploração de $1,1 \text{ m}^3/\text{h}$ associado a um rebaixamento de 7 metros no nível estático do poço.

As 3 bombas solares em série produziam uma vazão de aproximadamente $1,5 \text{ m}^3/\text{h}$ em condições de céu claro, sem nuvens. Logo uma vazão compatível para realizar um rebaixamento do nível da água dentro do poço semelhante ao encontrado no teste de bombeamento. Inicialmente foi conseguido um rebaixamento de 3 metros aproximadamente, porém com o passar do tempo o rebaixamento foi reduzindo, com a mesma vazão de exploração. Acredita-se que ao final da perfuração do poço, mesmo após a limpeza do mesmo com injeção de ar, os poros do subsolo do entorno ficaram preenchidos com um material fino (mistura de silte e argila) e com o passar do tempo com bombeamento diário esse material foi sendo 'lavado' e assim a capacidade de produção do poço foi aumentando.

Por esse fato foi utilizada uma bomba elétrica submersível de maior potência ($\frac{3}{4} \text{ cv}$), no intuito de realizar um maior rebaixamento do nível freático do poço e induzir maior contribuição do manancial superficial.

4.2.5 Coeficiente de permeabilidade e porosidade efetiva

O ensaio de permeabilidade em campo foi realizado em 3 piezômetros (P3, P6 e P7) e os coeficientes de permeabilidade encontrados, assim como a média, são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Resultados dos ensaios de permeabilidade em campo.

Coeficiente de Permeabilidade	Piezômetros			Média
	P3	P6	P7	
k (cm/s)	7,6.10 ⁻³	3,7.10 ⁻²	4,2.10 ⁻²	2,9.10 ⁻²

Os coeficientes de permeabilidade variaram entre 10-3 e 10-2, com média de 10-2. Os coeficientes encontrados são típicos de areia média a grossa, o que está em consonância com os resultados da sondagem e dos ensaios granulométricos que demonstraram uma variação de constituintes ao longo do perfil, mas com predominância de areia média, fina e grossa nas camadas saturadas (abaixo de 2,0 m). O valor do coeficiente de permeabilidade ainda está de acordo com as recomendações de Grischek et al. (2007) sobre locais propícios à implantação de sistemas de FM, que indicam coeficientes de 10-4 a 10-2.

A porosidade efetiva estimada por meio de ensaio de coluna com um traçador conservativo resultou em 29%.

É possível estimar a porosidade efetiva, por meio de um método gráfico, com base na granulometria do material (D90). O diâmetro D90 encontrado na amostra de solo foi de 1,9 mm (areia grossa) que corresponde a uma porosidade efetiva de aproximadamente 32,5%. Sendo assim a porosidade efetiva encontrada nos dois ensaios são similares e estão em consonância com os resultados da sondagem em campo, ensaios granulométricos e coeficiente de permeabilidade.

4.3 Monitoramento da qualidade da água do manancial e do poço de FM

A água proveniente do poço de FM apresentou qualidade superior à água do manancial como é possível observar na Tabela 8.

O pH da água filtrada em margem foi menor que o da água bruta em todas as coletas. A água ao percolar no subsolo tende a ter seu pH reduzido, comportamento reportado também por outros autores (Dash et al, 2010; Tyagi et al, 2013; Hamdam, Sensoy and Mansour, 2013; Blavier et al. 2014).

A concentração de matéria orgânica dissolvida na água foi mensurada por meio do parâmetro Carbono Orgânico Dissolvido (COD). A concentração média de COD na água do manancial foi de 2,8 mg/L enquanto na água do poço de FM foi de 0,9 mg/L, o que corresponde a uma remoção de 68%. A redução do COD por meio de FM também foi reportada por outros autores com eficiência satisfatória (GRISCHEK et al.,

2008; SANDHU et al., 2011; GHODEIF et al., 2016). Durante a percolação da água do manancial pelo aquífero há uma tendência de queda na concentração de matéria orgânica, tanto a matéria particulada, que fica retida nos sedimentos, como a matéria orgânica dissolvida, que é degradada pelos microrganismos (BOURG and BERTIN, 1993; STUYZAND, 2006).

Tabela 8 – Resultados das análises físico-químicas e bacteriológicas da água bruta e tratada.

Parâmetros	Água Bruta (AB)			Água Tratada (FM)			Portaria 2.914 MS
	Média (N=29)	Intervalo (mín-max)	D.P	Média (N=29)	Intervalo (mín-max)	D.P	
pH	6,8	6,1 – 7,6	0,4	6,3	5,7 – 6,6	0,22	6,0 – 9,0
COD (mg/L)	2,8	1,0 – 10,5	2,0	0,9	0,06 – 3,94	1,0	-
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	7,8	7,1 – 9,0	0,45	5,1	4,2 – 5,8	0,44	-
Condutividade (µS/cm)	72,3	57,1 – 92,2	7,7	95,7	73,7 – 153,6	16,8	-
Turbidez (uT)	23,4	1,3 – 176,0	22,8	0,3	0,1 – 1,0	0,2	1,0*
Cor Aparente (uH)	94,5	30,0 – 468,0	89,3	4,9	0,0 – 44,0	9,5	15
Cor Verdadeira (uH)	22,7	3,0 – 105,0	21,6	0,4	0,0 – 6,0	1,4	-
Ferro Total (mg/L)	0,9	0,2 – 3,69	0,7	0,1	0,01 – 0,7	0,1	0,3
Coliformes Totais (NM-P/100ml)	1,1.10 ⁵	2,4.10 ³ – 2,4.10 ⁵	8,4.10 ⁴	15,3	0 – 90,7	27,9	absence
<i>Escherichia Coli</i> (NM-P/100ml)	6,8.10 ³	6,9.10 ² – 3,1.10 ⁴	7,1.10 ³	0	0	0	absence

O oxigênio dissolvido (OD) na água do manancial Rio Belo apresentou uma média de 7,8 mg/L. Já o OD da água proveniente do poço de FM apresentou valores mais baixos, variando entre 4,2 e 5,8 mg/L, com uma média de 5,1 mg/L. Durante o percurso da água do manancial até o poço de FM, a concentração de OD tende a sofrer uma queda, pois o mesmo é consumido por bactéria aeróbias para degradação de matéria orgânica presente na água (BOURG and BERTIN, 1993; STUYZAND, 2006).

A turbidez na água do rio apresentou uma média de 23,4 uT e o valor máximo de 176,0 uT, durante o período de estudo. A turbidez da água do poço de FM se manteve baixa durante todo o período do estudo, com média de 0,3 e valor máximo de 1,0 uT, demonstrando que a FM tem a capacidade de absorver picos de turbidez do manancial (Figura 10).

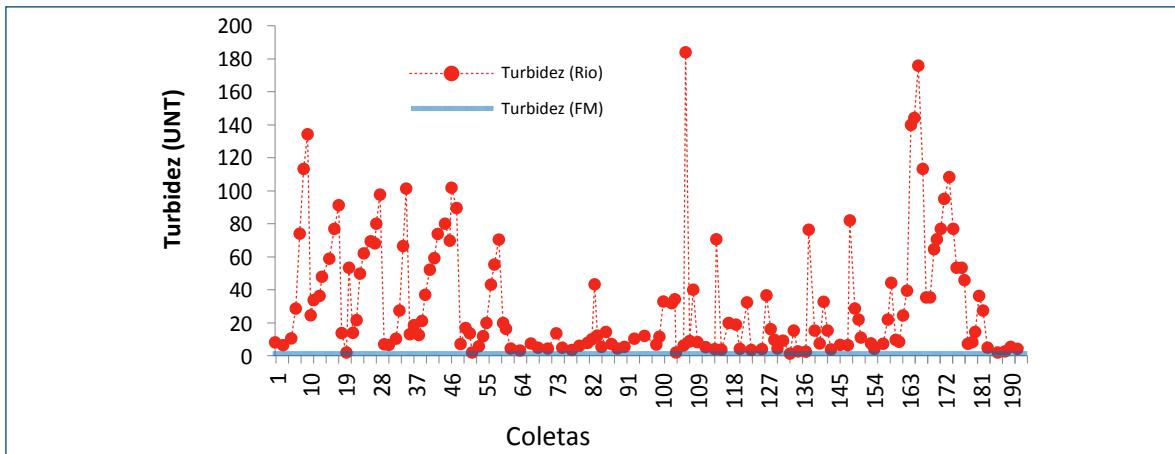


Figura 10 – Comportamento da turbidez durante o período de estudo.

A redução de turbidez por meio da técnica de FM alcançada neste trabalho está em consonância com diversos estudos que reportam a FM como uma técnica eficiente na remoção de turbidez da água de mananciais (DILLON et al., 2002; GRISCHEK et al., 2008; DASH et al., 2008; 2010; 2015; SANDHU et al., 2011; HAMDAN, SENSOY e MANSOUR, 2013; BLAVIER et al., 2014; ABDALLA; SHAMRUKH, 2016).

Os valores médios de condutividade elétrica (CE) na água do manancial e no poço de FM foram 72,3 e 95,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente. Houve um aumento na CE durante o percurso da água do manancial até o poço de FM, fato também reportado por outros autores (GRISCHEK et al., 2008; SANDHU et al., 2011; STAUDER et al., 2012; BARTAK et al., 2015). A Figura 11 mostra o comportamento da CE da água do rio e do poço de FM ao longo do período. É possível observar que a condutividade da água do poço é sempre maior que a do rio e que há uma correspondência de valores, ou seja, quando há um aumento ou redução da condutividade no manancial, é observado esse comportamento no poço também. Esse fato demonstra a conexão hidráulica entre o rio e o poço de FM.

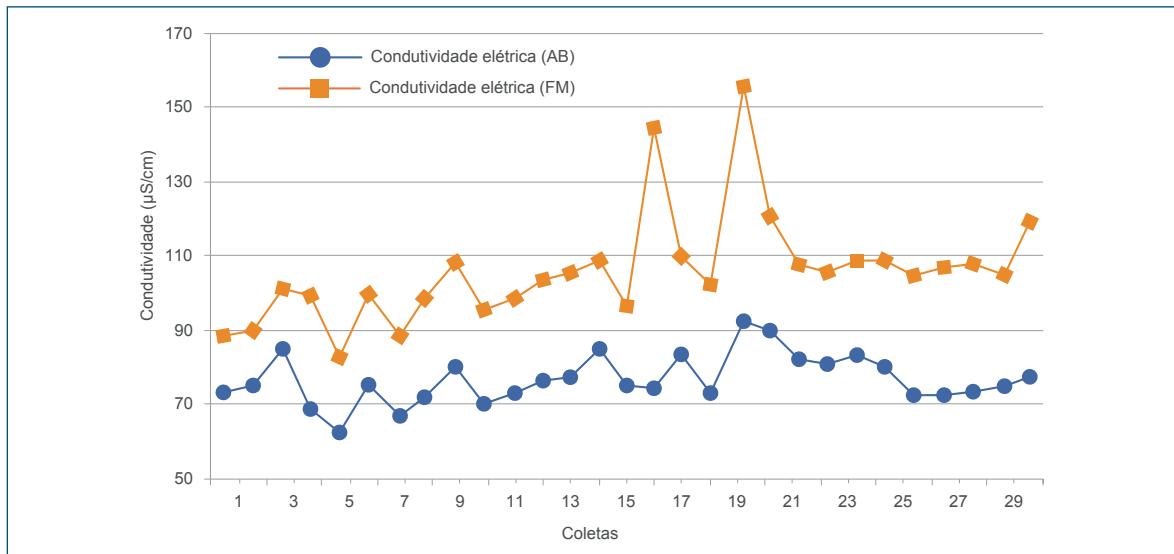


Figura 11 – Comportamento da CE durante o período de estudo.

A cor aparente da água do manancial, apresentou uma média de 94,5 uH, variando de 30,0 a 468,0 uH. No poço de FM a cor aparente foi mais baixa, variou de 0 a 44,0 uH, com média de 4,9 uH. Esse parâmetro representa a cor ocasionada tanto por substâncias suspensas quanto dissolvidas. A cor verdadeira do rio variou entre 3,0 e 105,0 uH e apresentou média de 22,7 uH. No poço de FM esse parâmetro teve média de 0,4 uH e variou de 0 a 6,0 uH. A cor verdadeira pode ser um indicativo de substâncias orgânicas dissolvidas na água. Os resultados mostram que a FM atuou na redução de cor aparente e verdadeira do manancial.

A concentração de ferro total no Rio Belo se manteve acima de 0,3 mg/L em todo o período de estudo, com média de 0,9 mg/L e valor máximo de 3,7 mg/L. Já no poço de FM a concentração desse metal apresentou média de 0,1 mg/L e valor máximo de 0,7 mg/L. Apesar do poço de FM ter sido perfurado em uma região onde há rochas com minerais de ferro em sua composição (MELFI, PEDRO e VOLKOFF, 1979), a água do poço de FM não apresentou elevadas concentrações de ferro. O limite de concentração de ferro na água de abastecimento no Brasil estipulado pela Portaria 2.914/11 é de 0,3 mg/L.

Os parâmetros coliformes totais e *escherichia coli* na água bruta apresentaram valores médios da ordem de 105 e 10^3 NMP/100 ml, respectivamente. Os valores elevados de coliformes totais e termotolerantes na água do rio podem ser explicados por possíveis lançamentos clandestinos de esgoto e pela presença constante de bovinos próximos às margens do rio. A água do poço de FM apresentou média de 15,3 NMP/100ml para coliformes totais e ausência para coliformes termotolerantes. Outras

pesquisas apresentam remoções eficientes de coliformes totais e Escherichia Coli (GRISCHEK et al., 2008; DASH et al., 2008; 2015; SANDHU et al., 2011; FREITAS et al., 2012; THAKUR et al., 2013; HAMDAN, SENSOY e MANSOUR, 2013; BLAVIER et al., 2014 ABDALLA; SHAMRUKH, 2016), sendo que em alguns casos a remoção total foi alcançada (GRISCHEK et al., 2010; FREITAS et al., 2012).

4.4 Avaliação de custos de implantação e operação de sistemas de FM

Após a realização da simulação, foram obtidos os resultados indicados na Tabela 9, para o sistema com bombeamento usando energia fotovoltaica.

A capacidade de reservatório encontrada equivale a aproximadamente 1,67 vezes o consumo diário. Djurin (2011) considera 2 (dois) dias de autonomia como um valor muito aceitável em sistemas desse tipo. O dimensionamento aponta o volume nominal mínimo de reservatório para as condições de falta de água aceitáveis. Nesse caso, se a tolerância de falta de água fosse reduzida ou nula, o volume do reservatório seria maior. A escolha final do tipo e capacidade do reservatório deve ser feita pelo usuário, em função das opções disponíveis, tanto em termos construtivos como de custos.

Tabela 9 – Resultados do dimensionamento do sistema FMRF.

Quantidade / tipo de poço	1 / Tubular
Modelo da bomba / distribuidor – fabricante / Qtd	SPB611K500 – 3 Kw / AtomRA / 1
Vazão e altura manométrica da bomba	Qmáx = 20833 L/h H = 23 m Qmín = 6250 L/h H = 50 m
Diâmetro da adutora (mm)	75
Capacidade do reservatório (m ³) / material	40 / aço carbono
Porcentagem de dias com falta d`água (%)	5

Na Tabela 10 encontram-se os resultados após a simulação para o dimensionamento do sistema de tratamento por filtração em margem com bombeamento usando energia de concessionária. No sistema FMRC diversos aspectos são diferentes em relação ao sistema FMRF. A vazão de bombeamento é menor porque é possível escolher o número diário de horas de bombeamento. Nesse caso foi considerado 14 h/dia, e como consequência resulta menor capacidade de produção do poço, menor potência do conjunto motobomba, menor diâmetro de recalque e menor capacidade do reservatório, justo porque a relação entre bombeamento e consumo pode ser ajustada.

Tabela 10 – Resultados do dimensionamento do sistema FMRC.

Quantidade / tipo de poço	1 / Tubular
Modelo da bomba / distribuidor – fabricante / Qtd	SUB15-05S4E4 Scheneider 0,37kw / 1
Vazão e altura manométrica da bomba	Qmáx = 3800L/h H = 25 m Qmín = 600L/h H = 50 m
Diâmetro da adutora (mm)	40
Capacidade do reservatório (m ³) / material	15 / polietileno

O resultado da análise econômico-financeira das alternativas estudadas está sintetizado nas Tabela 11 e Tabela 12.

Tabela 11 – Resultados da análise econômico-financeira da alternativa de tratamento de água por filtração em margem de rio, com bombeamento utilizando energia fotovoltaica.

Alternativa: FMRF – utilizando energia fotovoltaica / Orleans SC									
Período > Ano	0	1	2	3	4	5	10	20	
BENEFÍCIOS									
Oferta de água (m ³ /ano)	0	10.512	10.512	10.512	10.512	10.512	10.512	10.512	10.512
Valor presente do benefício (m ³)	78.518,79								
CUSTOS									
Investimentos (R\$)	96.552,00								
Energia elétrica (R\$)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Produto Químico (R\$)	0	405,10	405,10	405,10	405,10	405,10	405,10	405,10	405,10
Manutenção (R\$)	0	3420,00	3420,00	3420,00	3420,00	3420,00	3420,00	3420,00	3420,00
Mão de Obra (R\$)	0	17.482,40	17.482,40	17.482,40	17.482,40	17.482,40	17.482,40	17.482,40	174.82,40
TOTAL (R\$)	42.617,00	21.307,50	21.307,50	21.307,50	21.307,50	21.307,50	21.307,50	21.307,50	21.307,50
Valor presente do custo (R\$)	255.707,19								
Custo Médio (R\$/m ³)	3,26								

Tabela 12 – Resultados da análise econômico-financeira da alternativa de tratamento de água por filtração em margem de rio, com bombeamento utilizando energia de Concessionária.

Alternativa: FMRC – utilizando energia de concessionária / Orleans SC									
Período > Ano	0	1	2	3	4	5	10	20	
BENEFÍCIOS									
Oferta de água (m ³ /ano)	0	10.512	10.512	10.512	10.512	10.512	10.512	10.512	
Valor presente do benefício (m ³)	78.518,79								
CUSTOS									
Investimentos (R\$)	42.617,00								
Energia elétrica (R\$)	0	1.533,41	1.533,41	1.533,41	1.533,41	1.533,41	1.533,41	1.533,41	
Produto Químico (R\$)	0	334,51	334,51	334,51	334,51	334,51	334,51	334,51	
Manutenção (R\$)	0	3.420,00	3.420,00	3.420,00	3.420,00	3.420,00	3.420,00	3.420,00	
Mão de Obra (R\$)	0	17.482,40	17.482,40	17.482,40	17.482,40	17.482,40	17.482,40	17.482,40	
TOTAL (R\$)	42.617,00	22.770,32							
Valor presente do custo (R\$)	212.698,63								
Custo Médio (R\$/m ³)	2,71								

Apesar de no sistema FMRF concebido não haver dispêndio anual com energia elétrica na operação, o custo médio é 1,2 vezes superior ao do sistema FMRC. Isso decorre dos aspectos já discutidos sobre a necessidade de maior diâmetro de adutora, capacidade de produção do poço, tamanho de bomba e volume de reservatório, quando se utiliza o sistema fotovoltaico proposto. Contudo, nesse cenário, se existir a necessidade de construir uma rede elétrica com extensão de 2 Km para implantar o sistema FMRC, o custo médio dessa última alternativa se eleva para 3,22 R\$/m³, e se precisar 3 Km de rede, o custo médio sobe para 3,47 R\$/m³, ultrapassando o custo médio do sistema FMRF, se considerarmos o valor de R\$ 20000,00 / Km de rede, conforme CELESC (2015).

O custo médio do sistema FMRF também é influenciado fortemente pelas condições de radiação local. A cidade de Orleans (SC) encontra-se numa das regiões do país menos favorecida nesse sentido. A título de comparação foi realizada uma análise econômico-financeira utilizando os mesmos dados de entrada, exceto o padrão de radiação, que foi utilizado do município de Palmas (TO), Região Norte. No dimensionamento foi obtido um reservatório menor, com capacidade de 30 m³, um poço com vazão menor, capacidade 10 m³/h, uma bomba menor com capacidade máxima de 15 m³/h, resultando um custo médio de 2,88 R\$/m³, portanto apenas 1,06 vezes superior ao sistema FMRC. Nessas circunstâncias, desprezando possíveis diferenças nos demais custos associados, a necessidade de implantação de apenas 1 Km de rede de energia elétrica, aos custos anteriormente referidos, elevaria o custo unitário da alternativa FMRC para 2,96 R\$/m³, tornando o sistema com bombeamento fotovoltaico mais atrativo.

5 Conclusões

A partir dos resultados obtidos nesta pesquisa, foi possível concluir:

- O local escolhido para implantação do sistema de FM apresentou características favoráveis para aplicação da técnica em termos de: localização dentro da bacia hidrográfica, perfil geológico do solo (sondagem), permeabilidade hidráulica e porosidade efetiva.
- As análises granulométricas confirmaram as informações da sondagem, com materiais mais finos (silte e argila) nas camadas superiores e mais grossos (areia média e grossa) nas camadas inferiores do solo, por onde a água percolava, o que é favorável à FM.
- O monitoramento da turbidez do rio demonstrou diversos picos de turbidez, os quais estão relacionados com eventos de aumento de vazão e elevação de nível, que favorecem a redução da colmatação no leito do rio;.A perfuração do poço de produção pode representar um empecilho na implantação de um sistema de FM, se houver seixo de rio no perfil geológico do local, pela dificuldade de perfuração desse material.
- O bombeamento solar, realizado por 3 bombas de 100W em série, não causou o rebaixamento esperado no nível estático do poço de FM apesar da vazão ser superior à especificada no teste de bombeamento, o que levou a utilização de uma bomba de maior potência para um maior rebaixamento no nível estático do poço e maior contribuição do manancial.
- A capacidade de produção de um poço de FM deve ser estimada a partir de um teste de bombeamento mais longo, quando se espera alcançar um rebaixamento que induza maior contribuição do manancial.
- Mesmo com o possível aumento da contribuição do manancial durante o bombeamento com a bomba elétrica, a qualidade da água extraída no poço de FM se manteve estável.
- A qualidade da água extraída do poço de FM apresentou melhora significativa, quando comparada à água do manancial, em termos de cor, turbidez, matéria orgânica, ferro e coliformes.
- A água produzida pela técnica de FM se enquadrou dentro dos padrões de potabilidade estipulados pela Portaria 2.914/11 do Ministério da Saúde, com exceção do parâmetro coliformes totais, o qual foi enquadrado após a cloração.
- Os custos de implantação e operação do sistema de FMRF foi em média 1,2 vezes superior ao sistema de FMRC, considerando um local com rede elétrica existente. Quando o custo de implantação de 3 km de rede elétrica é inserido os custos do sistema de FMRC se tornam superiores.

- Os custos do sistema de FMRF são influenciados pela radiação local. A simulação do mesmo sistema em um local de maior radiação anual (Palmas/TO) apresentou um menor custo do m³ de água.

6 Recomendações para utilização dos resultados pela Funasa e indicativos de custos

A importância deste trabalho se deve à grande quantidade de pessoas que vivem em locais isolados e desprovidos de abastecimento de água.

A partir dos resultados apresentados recomenda-se a fomentação de recursos para implantação de sistemas de abastecimento de água utilizando a técnica de filtração em margem em comunidades sem acesso à água de qualidade para consumo. Além disso, recomenda-se a produção de artigos e materiais informativos com o intuito de divulgar a técnica para que a mesma seja difundida e alcance pessoas com o poder de tomada de decisões que possam beneficiar comunidades e populações.

Como a avaliação dos custos de implantação e operação de sistemas de tratamento de água por filtração em margem era um dos objetivos deste trabalho, esse item se encontra no corpo do resumo executivo e com maior detalhamento no relatório final.

Referências bibliográficas

ABNT. NBR 6457 – Amostras de Solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro. 1986.

ABNT. NBR 12244 – Construção de poço para captação de água subterrânea. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro. 1992.

ABNT. NBR 15495-1 – Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro. 2007.

ABNT. NBR 12212 – Projeto de poço para captação de água subterrânea. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro. 1992.

ABNT. NBR 7181 – Solo – Análise Granulométrica. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro. 1984.

ABDALLA, F.; SHAMRUKH, M. Quantification of River Nile/Quaternary aquifer exchanges via riverbank filtration by hydrochemical and biological indicators, Assiut, Egypt. **Journal of Earth System Science**, v. 125, n. 8, p. 1697–1711, 2016.

APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater.** 21^a ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

BARTAK, R.; GRISCHKEK, T.; GHODEIF, K. O.; WAHAAB, R. A. Shortcomings of the RBF Pilot Site in Dishna, Egypt. **Journal of Hydrologic Engineering.** v.20, p. 8. 2015.

BLAVIER, J., VERBANCJ, M. A. CRADDOCK, F., LOÉGEOIS, S., LATINIS, D., GARGOURI, L., FLORES RUA, G., DEBASTE, F., HAUT, B., Investigation of riverbed filtration systems on the Parapeti river, Bolívia. **Journal of Water Process Engineering.** v.1, p.27-36, 2014.

BOURG, A. C. M.; BERTIN, C. Biogeochemical processes during the infiltration of river water into an alluvial aquifer. **Environmental Science Technology.** n. 27, p. 661-666. 1993.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA). Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2012. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2014. 164 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 2.914: Procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União nº 239, Seção 1, p. 39-46. 2011.

CAPUTO, H. M. **Mecânica dos Solos e suas aplicações.** Livros Técnicos e Científicos Editora. vol. 1, ed. 6. Rio de Janeiro, 1996.

CELESC. Centrais Elétricas de Santa Catarina. Planilhas eletrônicas dos Módulos de Rede para elaboração de programas da Eletrobrás – “Luz Pra Todos”. 2015.

DASH, R. R., MEHROTRA, I., KUMAR, P., GRISCHKEK, T. Lake bank filtration at Nainital, India: water-quality evaluation. **Hydrogeology Journal**, v.16, n.6, p.1089-1099, 2008.

DASH, R. R., PRAKASH, E. V. P. B., KUMAR, P., MEHROTRA, I., SANDHU, C., GRISCHKEK, T. River bankfiltration in Haridwar, India: removal of turbidity, organics and bactéria. **Hydrogeology Journal**, v.18, p.973-983, 2010.

DILLON, P. J.; MILLER, M.; FALLOWFIELD, H.; HUTSON, J. The potential of riverbank filtration for drinking water supplies in relation to microsystin removal in brackish aquifers. **Journal of Hydrology.**v.266, n.3-4, p.209-221, 2002.

DJURIN, B.; MARGETA J.; GLASNOVIC, Z. PV Power for Water Urban Supply. **International Journal of Energy Science**, v.1, n.3, 2011, p. 131-139.

EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2 ed. Rio de Janeiro. 1997.

FEDRIZZI, M C. **Sistemas fotovoltaicos de abastecimento de água para uso comunitário: lições aprendidas e procedimentos para potencializar sua difusão**. 2003. 174 f. Tese (Doutorado) – Programa Interunidades de Pós-graduação em Energia, Instituto de Física, Usp, São Paulo, 2003.

FEITOSA, A. C. F. Hidráulica de Poços. In: FEITOSA, A. C. F.; FILHO, J. M. **Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações**. 2 ed. CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Laboratório de Hidrogeologia da Universidade Federal de Pernambuco. Fortaleza. 2000.

FREITAS, D. A.; CABRAL, J. J. S. P.; PAIVA, A.; MOLICA, R. Application of bank filtration technology for water quality improvement in a warm climate: A case study at Beberibe River in Brazil. **Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA**, v. 61, n. 5, p. 319–330, 2012.

GRISCHEK, T.; SCHUBERT, J.; JASPERSE, J. L.; STOWE, S. M.; COLLINS, M. R. What is the appropriate site for RBF? Chapter: Bank Filtration/Recharge in Fractured Rock. In: Fox, P. **Management of Aquifer Recharge for Sustainability**. Acacia Publishing Incorporated. Phoenix, Arizona. 2007.

GRISCHEK, T.; RAY, C. Bank filtration as managed surface groundwater interaction. **International Journal of Water**, v. 5, n. 2, p.125–139, 2009.

HAMDAM, A. M., SENSOY, M. M., MANSOUR, M. S. Evaluating the effectiveness of bank infiltration process in New Aswan, Egypt. **Arabian Journal of Geosciences**. v.6, p.4155-4165, 2013.

HISCOCK, K. M.; GRISCHEK, T. Attenuation of Groundwater Pollution by Bank Filtration. **Journal of Hydrology**, v. 266, p. 139–144, 2002.

HJULSTRÖM, F. Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris. Geological Institute: Universitet Upsala, 1935.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico – Santa Catarina, 2014**. Rio de Janeiro, 2014.

JHA, R., DALAI, C. Review on Water Treatment Techniques Used for Riverbank Filtration. **International Journal of Civil Engineering Research.** v. 5, n. 3, p. 221-226, 2014. Research India Publications.

MELFI, A.J.; PEDRO, G.; VOLKOFF, B. Natureza e distribuição dos compostos ferríferos nos solos do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo.** v.3, p. 47-54. 1979.

PINHO, J.T.; GALDINO, M.A.; **Manual de Engenharia para Sistemas Fotovoltaicos.** Grupo de Trabalho de Energia Solar – GTES, CEPEL – CRESESB, Rio de Janeiro, 2014, 530p.

SANDHU,C.; GRISCHEK, T.; SCHOENHEINZ, D.; PRASAD, T; THAKUR, A. K. Evaluation of Bank Filtration for Drinking Water Supply in Patna by the Ganga River, India. In: RAY, C. and SHAMRUKH, M. (eds.). **Riverbank Filtration for Water Security in Desert Countries.** Springer Science, 203-222p. 2011.

SOUSA, M. S. S., et al. Comparação de tecnologias de tratamento de água para pequenas comunidades sob as óticas técnica e econômico-financeira. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DA AIDIS, 29, 2004, San Juan / Porto Rico. **Anais...** San Juan: Aidis, 2004. v. 1, p. 1 – 14.

STAUDER, S.; STEVANOVIC, Z.; RICHTER, C.; MILANOVIC, S.; TUCOVIC, A.;PETROVIC, B. Evaluating Bank Filtration as an Alternative to the Current Water Supply from Deeper Aquifer: A Case Study from the Pannonian Basin, Serbia. **Water Resources Management**, v.26, p. 581-594, 2012.

STUYFZAND, P.J., JUHÀSZ-HOLTERMAN, M. H.A., LANGE, W.J. **Riverbank filtration in the Netherlands: well fields, clogging and geochemical reactions.** Netherlands (Amsterdam): Stephen A. Hubbs (Editora), p. 119-153, 2006

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais.** 2 ed. Departamento de Solos. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 1995.

THAKUR, A. K.; OJHA, C. S.; SINGH, V. P.; GURJAR, B. R.; SANDHU, C. Removal of Pathogens by River Bank Filtration at Haridwar, India. **Hydrological Process**, v.27, p.1535-1542, 2013.

TSUTIYA, Milton Tomoyuki. **Abastecimento de Água.** São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006.

TYAGI, S., DOBHAL, R., KIMOTHI, P.C., ADLAKHA, L.K., SINGH, P., UNIYAL, D.P. Studies of River Water Quality Using River Bank Filtration in Uttarakhand, India. **Water Quality, Exposure and Health**, v.5, p.139-148. 2013.

Sistema de avaliação qualitativa (P/A) de microcistina em amostras de água

Coordenador da Pesquisa: Servio Tulio Cassini (UFES)
Participantes: Paulo Wagner Pereira Antunes

Instituição Executora: Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)

Instituição Convenente: Fundação Espírito Santense de Tecnologia (FEST)

Resumo

Devido às dificuldades metodológicas e custos de análises quantitativas de microcistinas, foi desenvolvido um sistema de detecção qualitativa, tipo presença/ausência (P/A), para a inspeção visual da presença de microcistina em amostras de água. O sistema consiste no uso da enzima fosfatase PP1A imobilizada em suporte de fibra de vidro e substrato fluorogênico metil-umbeliferil-fosfato (MUP) para avaliar a atividade enzimática. A enzima fosfatase PP1A é significativamente inibida pela presença de microcistina no meio de reação. Assim, amostras com resultados positivos para atividade enzimática do PP1A referem-se às amostras com resultado negativo para a presença de microcistinas e vice-versa. O meio reacional consistiu principalmente da enzima PP1A imobilizada em tiras de membrana de fibra de vidro (MFV) com 2,5 µg/tira liofilizada. No momento da utilização, as tiras de MFV liofilizadas foram adicionadas a cubetas acrílicas de 3,0 e 2,0 mL de amostra de água sob avaliação, 0,6 ml de tampão Tris HCl + BSA 5x e 400 µL de solução MUP substrato de 5 mg/L. Após 15 min de incubação, as cubetas foram avaliadas por inspeção visual ou espectral. Os resultados indicaram correlação positiva significativa do sistema imobilizado proposto com diferentes amostras de água comparadas à água filtrada ou ultrapurificada, fortificada ou não com diferentes concentrações (0,5; 1,0 e 5,0 µg/L) de microcistina padrão, indicando, assim, a viabilidade de sua utilização com diferentes matrizes de amostras de água.

Palavras-Chave: cianotoxinas, microcistina, detecção qualitativa, enzima fosfatase, imobilização enzimática.

Abstract

Due to methodological and high costs of quantitative analysis of microcystin, a qualitative presence/absence (P/A) system was developed for visual detection of the presence of microcystin in water samples. The system comprises the use of the enzyme phosphatase PP1A immobilized in glass fiber support and fluorogenic substrate methyl- umbelliferyl-phosphate (MUP) to evaluate the enzymatic activity. The enzyme PP1A phosphatase is significantly inhibited by the presence of microcystin in the reaction medium. Thus, samples with positive results for enzymatic activity of PP1A, refer to the samples with negative result for the presence of microcystins and vice versa. The reaction medium consisted mainly of the enzyme PP1A immobilized on glass fiber membrane (MFV) strips (2.5 µg/strip) and buffer system followed by lyophilization. At the time of use, the MFV strips were added into 3.0 mL acrylic cuvettes and 2.0 mL of water sample under evaluation and 0.6 mL of 5x Tris HCl + BSA buffer added and 400 µL of substrate MUP solution of 5.0 mg/L. After 15 min of incubation the visual or Spectro were read. The results indicated a significant positive correlation of the proposed immobilized system with different water samples compared to filtered or ultra-purified water, fortified or not with different concentrations (0.5, 1.0 and 5.0 µg/L) of standard microcystin indicating, thus, the viability of its use with different water samples matrices.

Keywords: *microcystins, qualitative detection, phosphatase PP1A, enzymatic immobilization, MUP.*

1 Introdução

A eutrofização acelerada de ambientes aquáticos é consequência direta de lançamentos de esgotos e seus efluentes em corpos d'água promovendo “blooms” ou florações características. Essas florações têm a predominância de microalgas e, principalmente, cianobactérias causando uma série de impactos negativos nesses corpos hídricos.

Dentre esses impactos negativos promovido pelas florações de cianobactérias, destacam-se os riscos à saúde de populações humanas e animais devido a possível geração de cianotoxinas, especialmente em áreas de captação e distribuição de águas para abastecimento.

As cianotoxinas podem ser produzidas por algumas espécies de cianobactérias e, characteristicamente, liberadas sob determinadas condições de lise celular associada às condições ambientais. No meio aquoso, as cianotoxinas liberadas podem persistir

por dias ou semanas, podendo resistir aos tratamentos convencionais de potabilização de água para distribuição.

As principais cianotoxinas são classificadas em **hepatotoxinas** (microcistinas e nodularinas), e **neurotoxinas** (anatoxinas e saxitoxinas), além da ocorrência de **citotoxinas** (cilindopermopsina) e **dermatotoxinas** (lingbiatoxina). O tipo mais comum de cianotoxinas correlacionada com as florações em corpos d'água, em condições tropicais e subtropicais, são as hepatotoxinas, principalmente a microcistina. A microcistina foi primeiramente isolada e caracterizada em extratos de células de *Microcystis aeruginosa*, amplamente predominante nas florações observadas em território brasileiro (SANT'ANNA et al. 2008).

A Organização Mundial da Saúde (OMS) recomenda a utilização de microcistinas como padrão para avaliação de cianotoxinas embora vários autores recomendem, também, a inclusão de neurotoxinas nesses estudos de cianobactérias. Os valores referenciais adotados pela OMS e diversas legislações de qualidade de água, situa-se em 1,0 µg/L. Valores acima desse limite foram correlacionados com efeitos toxicológicos crônicos, inclusive relacionados diretamente com o desenvolvimento de tumores hepáticos. No Brasil, a Portaria 2.914, de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde, e a Resolução Conama 430/2011 estabelecem a obrigatoriedade do monitoramento de cianobactérias e de microcistinas, adotando-se a concentração limite de 1,0 µg/L como o valor máximo permitido de microcistinas em águas destinadas ao abastecimento público.

As principais metodologias de detecção e quantificação de microcistinas em amostras de água dividem-se em físico-químicas (Cromatografia Líquida de Alta Eficiência – CLAE), bioquímicas (ensaio de inibição da fosfatase e teste Elisa), biologia molecular (PCR) ou biológicas (bioensaios e testes de toxicidade). A escolha do método mais adequado vai depender do nível e da qualidade de informação que se quer obter, dos equipamentos disponíveis, do custo da análise, nível de treinamento do pessoal técnico envolvido e do tempo necessário para a obtenção de resultados. (SIVONEN et al. 1999; MCELHINEY e LAWTON, 2005; CAMPÀS et al. 2005).

Devido ao risco à saúde de populações humanas e animais, após a detecção ou constatação analítica da presença de cianotoxinas, todo programa de monitoramento deve prever ações imediatas para minimizar esse risco. Entretanto, as atuais metodologias de detecção e quantificação ainda são muito trabalhosas e onerosas, não atendendo aos critérios da legislação nacional de qualidade de águas, que visam à ampliação das técnicas de monitoramento para pequenas e médias comunidades. É recomendável, portanto, que se aprimorem os procedimentos analíticos de avaliação de cianotoxinas, visando ao desenvolvimento de metodologias simplificadas capazes

de avaliar diversas cianotoxinas e suas ocorrências nas florações, aumentando significativamente os aspectos de segurança e da qualidade de águas.

Nesse sentido, o procedimento que vem demonstrando grande aplicabilidade na detecção e quantificação de microcistinas é o ensaio de inibição de enzimas fosfatases (RAPALA et al. 2002, MEREL et al., 2013, GAGET et al., 2017., PICARDO et al., 2019, JARAMILLO e O'SHEA, 2019). O ensaio avalia o efeito inibitório da microcistina na liberação do grupo fosfato pela reação catalisada por enzimas fosfatases alcalinas. O presente estudo tem como principal objetivo a otimização dessa reação para o desenvolvimento de um sistema qualitativo (P/A) para a detecção visual de microcistinas e sua utilização como indicador primário, tipo "early warning", para a presença da toxina em amostras de águas. Além disso, rotinas de análises por CLAE foram estabelecidas para validação e correlação quantitativa desse método proposto, para ser utilizadas como metodologias de referência na detecção qualitativa tipo presença/ausência (P/A) e quantificação de microcistinas em amostras de águas. A proposta do sistema de detecção visual qualitativo (P/A) utilizando a enzima fosfatase alcalina (PP1A) imobilizada e o substrato sintético 4-metil-umbeliferil-fosfato (MUP) evidencia-se como uma alternativa de menor custo e de execução facilitada. Nesse sistema, a avaliação funciona como uma importante ferramenta de pré-analítica, que podem ser seguida de outros procedimentos analíticos para a quantificação de microcistinas presentes nas amostras que apresentarem resultados positivos no teste P/A.

2 Objetivos

2.1 Geral

Desenvolver um sistema qualitativo para detecção visual de microcistinas, tipo presença/ausência (P/A), em amostras de águas utilizando substrato de enzima fosfatase imobilizada.

2.2 Específicos

- Verificar o desempenho do processo de imobilização de enzima fosfatase PP1A em suporte de fibra de vidro.
- Avaliar o efeito de diferentes matrizes de água em relação à presença de Microcistina com sistema de fosfatase imobilizada.
- Validar processos de detecção quantitativa de microcistinas por HPLC (CLAE).

3 Metodologia

Os ensaios e procedimentos analíticos descritos, foram realizados no Laboratório de Saneamento (LABSAN) do departamento de engenharia ambiental da UFES (DEA/CT/UFES) em 2011 e 2012, avaliando amostras de reservatórios e lagoas da região metropolitana de Vitoria, ES.

3.1 Amostras de microcistinas, substratos e enzimas

Os padrões de microcistina Mcyst-LR, a enzima proteína fosfatase alcalina-1-PP1A e o substrato sintético *p*-nitrofenil-fosfato-*p*NPP foram adquiridos de Sigma-Aldrich. O substrato sintético 4-metil-umbeliferil-fosfato-MUP foi adquirido de Glycosynth, Cheshire, UK. As soluções estoque de microcistinas foram preparadas com metanol grau CLAE Tedia (Fairfield, USA) em água ultrapura.

3.2 Imobilização da enzima fosfatase PP1.A

A enzima fosfatase alcalina PP1A foi imobilizada em microfiltros de fibra de vidro GF-1 (47 mm/0,7 µm) da Macherey-Nagel (Duren, Alemanha) conforme procedimento de CAMPÁS et al. (2005) e SASSOLAS et al. (2011) com modificações. Para ativação das membranas, tiras (1x3 cm) foram submersas em solução de HCl concentrado e mantidas sob agitação por duas horas. Em seguida, foram lavadas três vezes com água destilada, secas por 15 minutos em estufa a 100°C e adicionadas em solução de tolueno contendo 2% (v/v) 3-aminopropil-trimetoxisilano. Após serem submetidas a um refluxo a 80°C por 18 horas, as tiras foram lavadas com tolueno, acetona e água destilada. As tiras ativadas foram utilizadas para recobrir uma das paredes internas de cubeta de metacrilato de 5 ml com tampa, as quais serviram de suporte para os ensaios de imobilização enzimática (Figura 1). Para a imobilização da enzima, foi preparada uma solução estoque de fosfatase alcalina PP1A na concentração de 2,5 µg/L em tampão Tris-HCl pH 8,3 40mM, acrescido de MgCl₂ 34,0 mM, EDTA 4,0 mM, DTT 4,0 mM e BSA 0,5 mg/mL. Sobre as tiras ativadas foram aplicados 30,0 µL de solução PP1A a 2,5 µg/L. Em seguida, as cubetas foram imersas em nitrogênio líquido, liofilizadas por duas horas e armazenadas a 4 °C até o momento dos testes. As principais etapas do processo de imobilização da enzima fosfatase PP1A estão ilustradas na Figura 1.

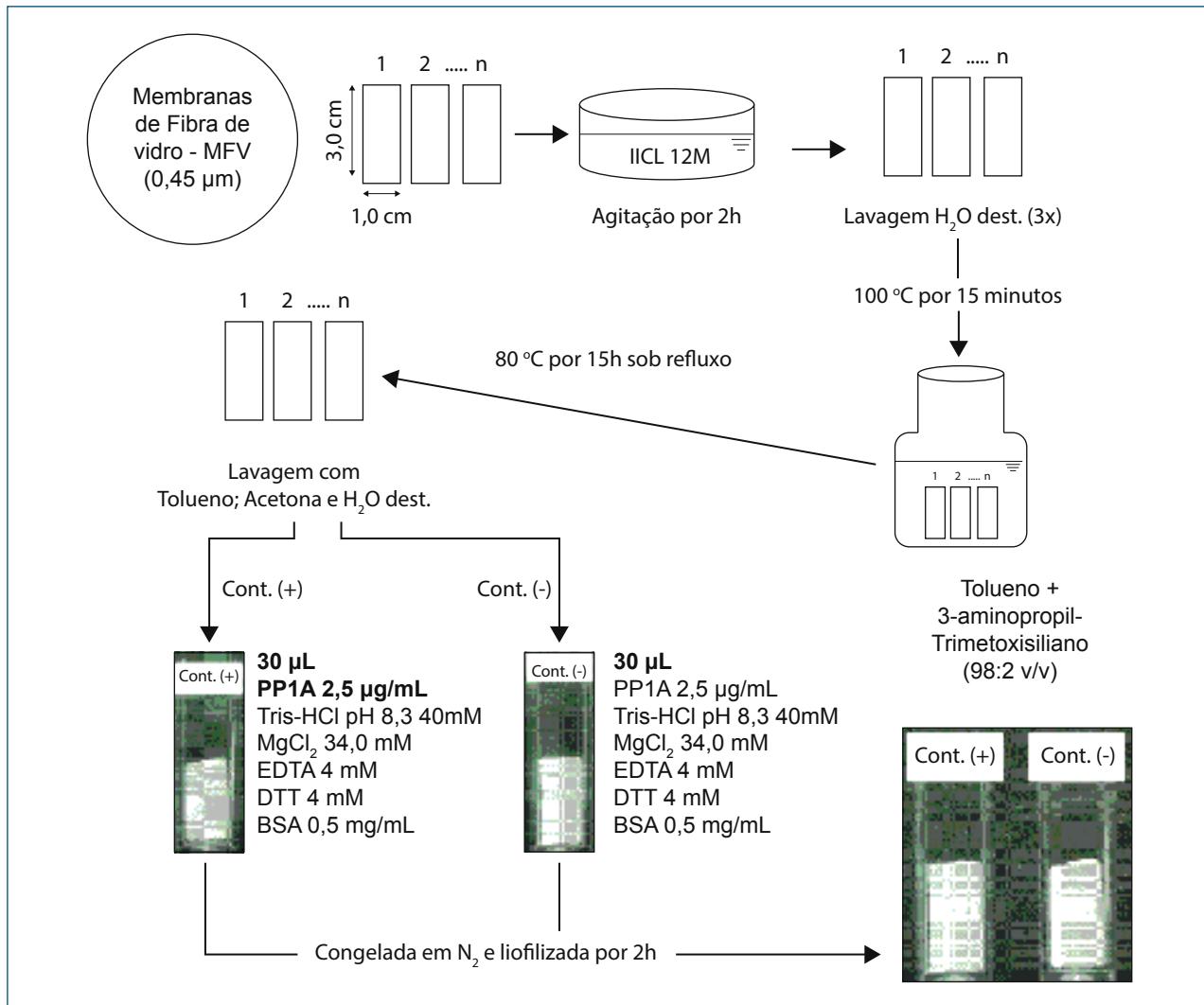


Figura 1 – Fluxograma das principais etapas de imobilização da enzima PP1A em membranas de fibra de vidro. Cont.: Controle.

3.3 Determinação da eficiência de imobilização

A eficiência da imobilização da enzima fosfatase na fibra de vidro após o processo de imobilização foi avaliada utilizando como meio referencial a atividade da enzima fosfatase PP1A livre em solução. Foram realizados ensaios variando a concentração de PP1A livre em solução para obter uma curva analítica de sua atividade. As atividades de cinco concentrações diferentes (10, 25, 50, 75 e 100 ng/ml) da enzima foram quantificadas e seus valores médios, aplicados na curva analítica, relacionando a atividade enzimática com a quantidade de PP1A livre. A quantidade de enzima PP1A imobilizada foi estimada utilizando a equação obtida a partir da curva analítica.

3.4 Ensaios com substrato fluorogênico (MUP)

A atividade enzimática foi determinada pela medição da fluorescência emitida pelo metil-umbeliferil (MU) gerado p e l a hidrólise enzimática do substrato 4-metil-umbeliferil-fosfato (MUP), à temperatura ambiente, segundo metodologia descrita por WARD et al. (1997), BOUAICHA et al.(2002) e ALMEIDA et al. (2006). O substrato foi preparado em tampão Tris-HCl 40,0 mM pH 8,3. Para os ensaios com a fosfatase PP1A livre, a enzima foi diluída para 0,25 µg/L no mesmo tampão acrescido de 0,5 mg/mL de BSA. O ensaio foi realizado em cubetas de metacrilato de 5 ml, através da adição de 50 µL de PP1A (0,25 µg/mL), 2,0 mL de amostra e 600 µL de tampão 5X pH 8,3 (Tris- HCl 200 mM, MgCl₂ 170 mM, EDTA 20 mM e DTT 20 mM). Nos ensaios com o sistema imobilizado, foram adicionados apenas a amostra e o tampão 5X na cubeta já contendo a enzima imobilizada. Tanto para os ensaios com a fosfatase PP1A livre quanto para os ensaios em sistema imobilizado, após 15 minutos de incubação à temperatura ambiente, foram adicionados 400 µL de solução de substrato MUP (50 µg). A fluorescência foi medida após 30 minutos em espectrofluorímetro (QuantiFluorTM -ST-Fluorometer, Promega) com comprimento de onda de excitação de 365 nm e de emissão 460 nm.

3.5 Efeito da matriz de amostras de água

O efeito das diferentes matrizes de água sobre a atividade do sistema simplificado de detecção de microcistina (Mcyst-LR) foi avaliado em dois experimentos. No primeiro, avaliou-se o efeito dos sólidos suspensos sobre a atividade do sistema. Duas amostras da Lagoa Juara foram fortificadas com Mcyst-LR na concentração final de 1 µg/L. Uma das amostras permaneceu “in natura” e a outra foi submetida ao processo de filtração em membrana de fibra de vidro de 0,45 µm. As duas amostras foram submetidas à avaliação pelo sistema e comparadas com amostras não filtradas e fortificadas com Mcy.

No segundo experimento foi avaliado o efeito da origem da amostra de água sobre a atividade do sistema. Amostras de águas utilizadas foram coletadas em três diferentes mananciais da região metropolitana de Vitória, Espírito Santo, Brasil: Reservatório de Duas Bocas e lagoas Juara e Jacuném, além de amostras de água da torneira e água ultrapura produzida no laboratório. Alíquotas de cada uma das amostras foram fortificadas com Mcyst-LR, na concentração final de 0,5 e 1,0 µg/L. A atividade do sistema foi avaliada com amostras de águas não fortificadas das diferentes origens e comparadas com suas respectivas amostras fortificadas..

3.6 Avaliação e validação de parâmetros de desempenho

Os parâmetros de taxa de confiabilidade (TCF), taxa de falso positivo (TFP), taxa de falso negativo (TFN), taxa de sensibilidade (TS) e taxa de especificidade (TE) foram utilizados para avaliar o desempenho do sistema imobilizado como método qualitativo de detecção de microcistinas. Para avaliar os parâmetros de desempenho, 34 amostras de águas de diferentes origens, coletadas entre 2011 e 2012, foram avaliadas quanto à presença/ausência da toxina pelo sistema simplificado. Os resultados foram comparados com os valores quantificados por ensaios enzimáticos (PP1A) com a enzima livre (SASSOLAS et al., 2011), por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE) (CASSINI et al., 2013) e por imunoensaio (Elisa). A quantificação de microcistina por Elisa foi realizada utilizando um kit comercial (Beacon Analytical Systems, ME, Estados Unidos) de acordo com os protocolos do fabricante.

Nos ensaios de PP1A com a enzima livre, a atividade foi determinada conforme descrito por RAPALA et al. (2002) e SASSOLAS et al. (2011), medindo-se a geração de cor associada com a hidrólise enzimática do substrato *p*NPP à temperatura ambiente.

A quantificação de microcistina por CLAE foi realizada após extração em fase sólida (SPE) de 500 ml das amostras, segundo CASSINI et al. (2013), utilizando cartuchos C18 (ChromabondTM 6mL/500mg, Macherey-Nagel).

4 Resultados alcançados frente aos objetivos propostos e discussão

4.1 Imobilização da enzima PP1A

Os sistemas de vigilância de qualidade de águas, em geral, dependem do envio de amostras para laboratórios qualificados para a realização das análises de microcistinas. Além do elevado tempo de resposta, os altos custos das análises não são justificados pelo fato de a maior parte das amostras apresentarem resultado negativo para a presença de microcistinas.

O método que explora a propriedade bioquímica de inibição da atividade da enzima fosfatase alcalina pela microcistina pode ser uma alternativa importante para diminuir o tempo e o custo das análises dessa cianotoxina. Isso porque, além de permitir identificar a toxicidade da amostra, a simplicidade dos ensaios permite desenvolver sistemas qualitativos rápidos com simplicidade operacional. A avaliação da atividade enzimática é realizada na presença de substratos sintéticos cromóforos (*p*NPP), radioativos (P32) ou fluorogênicos (MUP). Os níveis de microcistina são inversamente proporcionais à cor desenvolvida devido à hidrólise desses substratos (BOUAICHA et al., 2002).

Visando à praticidade operacional dos ensaios e, principalmente, a redução de custos, o objetivo deste estudo foi desenvolver um sistema qualitativo simplificado com sensibilidade de diferenciação visual da presença/ausência de microcistinas diretamente em águas, sem a necessidade de concentração prévia da amostra. Para isso, os ensaios enzimáticos foram otimizados, utilizando os substratos sintéticos *p*-NPP e MUP para detecção de microcistinas por meio de ensaios de inibição de Pase (SASSOLAS et al. 2011).

Para a detecção enzimática de microcistina utilizam-se, geralmente, soluções de fosfatase PP1A livre. Porém ensaios com enzimas livres em solução sofrem rápida inativação, enquanto o processo de imobilização estabiliza a atividade enzimática, além de permitir sua reutilização. A enzima PP1A foi imobilizada em superfícies de membranas de fibra de vidro conforme Figura 1. A imobilização em fibra de vidro é realizada por meio da adsorção direta de proteínas, sem a utilização direta de reagentes químicos. As enzimas são imobilizadas sobre a superfície por meio da ligação covalente entre os íons carboxilato da enzima e os íons amônio ligados à superfície da fibra de vidro (TAYLOR et al., 2005).

O passo inicial para o desenvolvimento do sistema visual qualitativo de detecção foi definir a quantidade de enzima a ser imobilizada. Ensaios de imobilização com 0, 25, 50, 75 e 125 ng de PP1A foram avaliados com substrato MUP, no intervalo de tempo de 0 a 240 min (Figura 2). A linearidade da reação foi observada até aproximadamente 50 minutos, principalmente para os ensaios com 75 e 125 ng de PP1A imobilizada. Acima de 50 minutos, o valor de fluorescência observado tende a ser subestimado, isso porque alterações no tempo de reação provocam variações não significativas na fluorescência emitida (Figura 2). O tempo de reação escolhido para os demais ensaios foi o de 30 minutos, localizado no intervalo de linearidade. A quantidade de enzima definida para os demais ensaios de imobilização foi de 75 ng. Essa quantidade evidenciou uma diferença visual na fluorescência quando comparado com 25 e 50 ng, porém pouca diferença quando comparado com 125 ng.

4.2 Determinação da eficiência de imobilização

A retenção da enzima na fibra de vidro após o processo de imobilização foi estimada em função da atividade da enzima livre em solução, na forma de equivalente livre em solução. Na prática, esse equivalente é um indicativo das condições necessárias para alcançar a hidrólise do substrato, sendo utilizado, portanto, para estimar a quantidade absoluta de enzima imobilizada. Nos ensaios realizados, a enzima Pase, após o processo de imobilização, conseguiu reter 70% da atividade específica aparente da enzima livre em solução, valor muito próximo aos 67% da atividade mantida

após processo de imobilização da fosfatase em discos de fibra de vidro, realizado por TAYLOR et al. (2005).

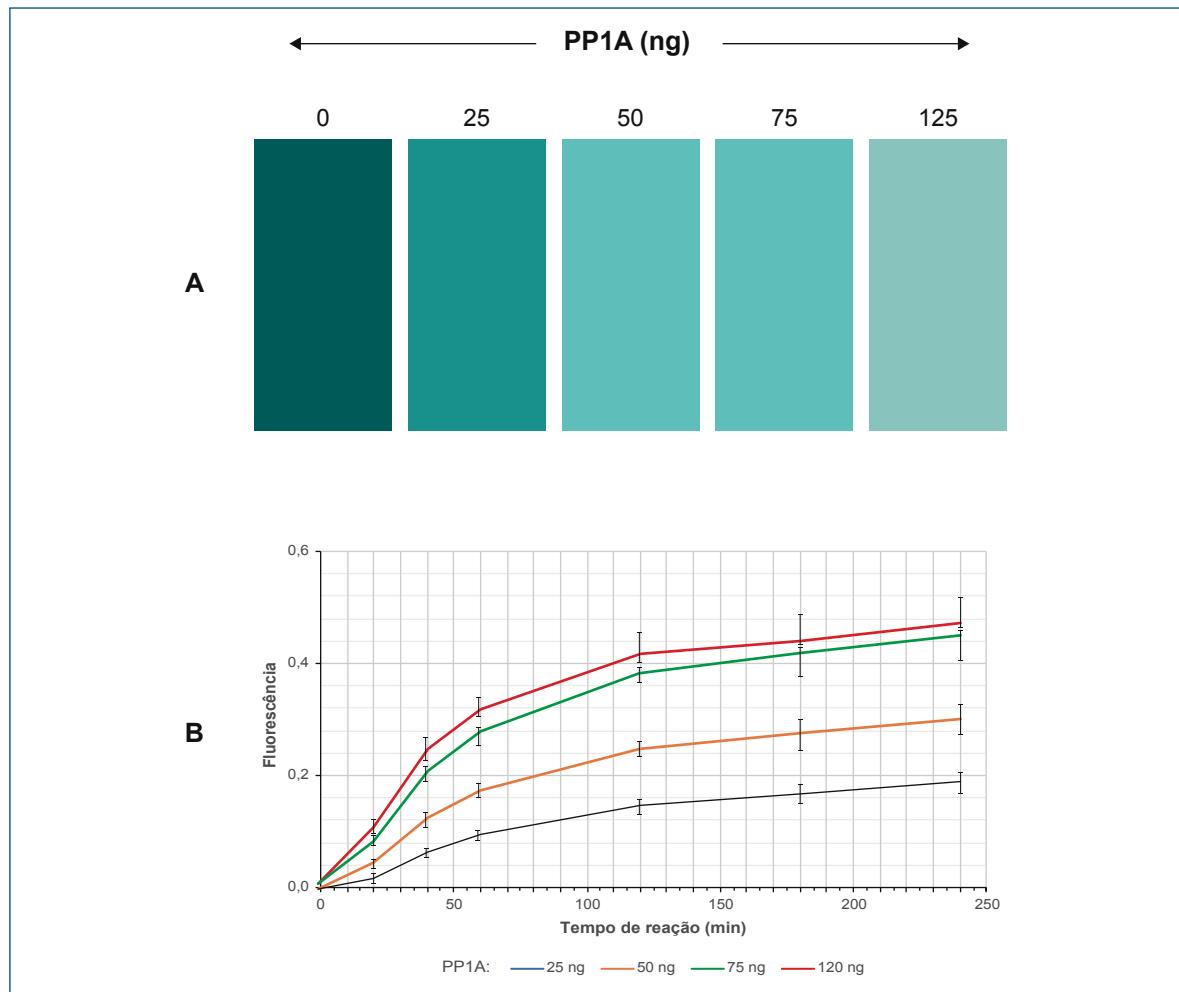


Figura 2 – (a) Detecção visual da reação MUP x Mcyst-LR com diferentes quantidades de PP1A imobilizadas, avaliada após 30 min de reação. (b) Cinética de reação da enzima PP1A imobilizada em função do tempo de reação. Foram avaliadas as atividades de 25, 50, 75 e 125 ng de PP1A imobilizada.

4.3 Ensaio fluorogênico

O próximo passo para o desenvolvimento do sistema visual qualitativo de detecção foi definir a quantidade de substrato MUP. Ensaios realizados com concentrações entre 1,0 e 10,0 mg/mL de MUP (4,0 a 40,0 mM) evidenciaram uma resposta linear em concentrações do substrato até 5 mg/mL. Em concentrações acima desse valor verificou-se a saturação da enzima e, mesmo dobrando-se a quantidade de substra-

to (10 mg/ml), não se observou variação significativa na atividade da enzima PP1A imobilizada.

Visualmente, a fluorescência observada com a concentração de 5 mg/ml de MUP (20,0 mM) foi maior do que os ensaios com 1,0 e 2,5 mg/mL, porém sem diferença significativa em relação às concentrações de 7,5 e 10,0 mg/mL (Figura 3a). Assim, o ensaio padrão para avaliação do sistema visual imobilizado foi definido com 5 mg/ml de MUP. Estudos demonstram a capacidade de detecção de microcistina-LR em amostras de água utilizando concentrações finais de MUP 25 vezes menores, porém os ensaios foram realizados para ensaios quantitativos e utilizando microvolumes (300 μ L) em placas de 96 poços, exigindo uma manipulação mais complexa e o uso de espectrofluorímetro para leitura da amostra (BOUAICHA et al., 2002; TAYLOR et al., 2005). O ensaio fluorométrico em macrovolumes com 3,0 mL, otimizado neste estudo, além de permitir uma manipulação mais simples do ensaio, promove uma redução do custo à medida que evita a necessidade de equipamentos de leitura, pois permite a diferenciação visual da reação.

O efeito do substrato sobre o sistema imobilizado também foi avaliado na presença de 0,4 μ g/L de Mcyst-LR. Os resultados demonstraram que essa concentração de microcistina promoveu a redução visual na atividade enzimática nos ensaios para todas as concentrações do substrato (Figura 3b). Mesmo elevando-se a concentração do substrato, a atividade enzimática do sistema imobilizado não se aproxima da atividade observada nos ensaios realizados na ausência de Mcyst-LR (Figura 3c).

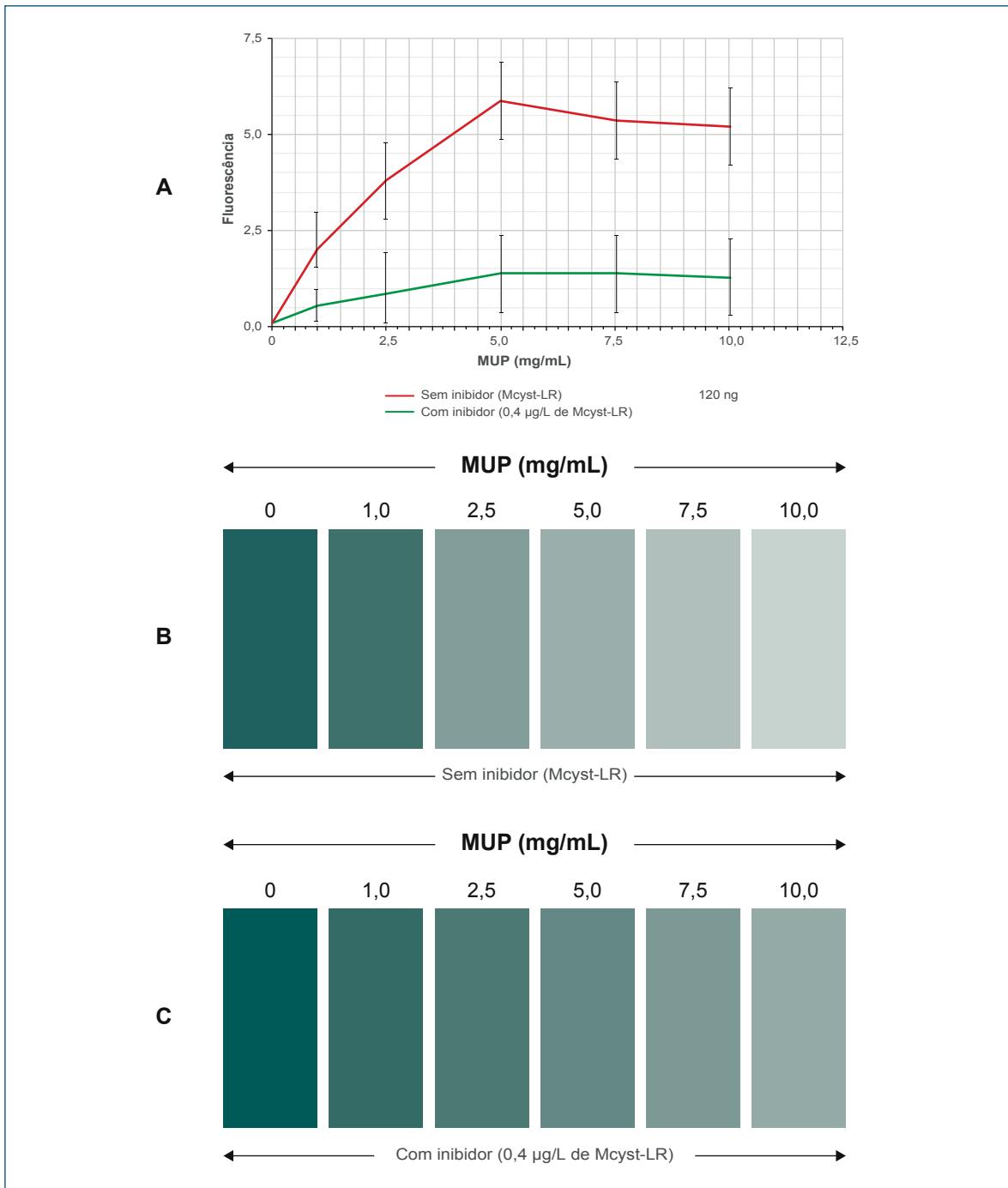


Figura 3 – (a) Detecção fluorométrica da atividade da enzima PP1A immobilizada em função da concentração do substrato 4-Metyl-umbeliferil-fosfato (MUP), na ausência e na presença de 0,4 µg/L de Mcyst-LR. (b, c) Detecção visual das reações com diferentes quantidades de MUP, na ausência (b) e na presença de inibidor Mcyst-LR.

A atividade da PP1A immobilizada aumentou linearmente até a concentração de 5 mg/ml de MUP, iniciando a partir desse valor uma estabilização da reação sugerindo, assim, uma cinética do tipo de Michaelis-Menten, tanto no ensaio na ausência quanto na presença de 0,40 µg/L de Mcyst-LR.

Os parâmetros cinéticos de constante de Michaelis-Menten (Km) e velocidade máxima (Vmax) foram calculados utilizando o método de Lineweaver-Burk (Tabela 1). A inibição da atividade enzimática apresentou-se de forma não competitiva, à medida que os valores de Vmax obtidos na presença da toxina não se aproximaram dos valores de Vmax obtidos na ausência da toxina, mesmo com o aumento na concentração do substrato. Além disso, os valores muito próximos dos Km indicam que a afinidade da PP1A immobilizada pelo substrato não se altera pela presença da toxina. Sendo assim, como não se observou a influência da concentração do substrato sobre a inibição provocada pela Mcyst-LR, foi possível utilizar maiores concentrações do substrato, permitindo um menor tempo de reação e, principalmente, a observação visual da inibição da reação enzimática, tornando-se desnecessária a utilização de equipamentos analíticos para se realizar uma avaliação qualitativa da presença de microcistina na amostra.

Tabela 1 – Parâmetros cinéticos da PP1A immobilizada na ausência e na presença de 0,4 µg/L de Mcyst-LR

Parâmetros	PP1A immobilizada	
	Sem inibidor (Mcyst-LR)	Com inibidor (0,4 µg/L of Mcyst-LR)
Equação da regressão linear	$Y = 0,400x + 0,1287$	$Y = 1,688x + 0,5905$
Coeficiente de determinação (R ²)	0.9742	0.9807
Vmax (fluorescência/min)	0.259	0.056
Km (mg/mL)	3.1	2.9
Vmax/Km	8.35×10^{-2}	1.9×10^{-2}

A sensibilidade do sistema immobilizado foi avaliada em ensaios com diferentes concentrações de Mcyst-LR. Os resultados foram comparados com ensaios utilizando a enzima PP1A livre em solução (Figura 4). As reações, realizadas em cubetas de metacrilato, ao serem dispostas em sequência crescente de concentração de Mcyst-LR, permitiram a observação e comparação por inspeção visual da fluorescência. Para a enzima livre, a ausência de fluorescência pode ser visualmente observada em ensaios com concentrações de Mcyst-LR acima de 0,2µg/L (Figura 4a); já para enzima immobilizada, em ensaios acima de 0,8 µg/L de Mcyst-LR (Figura 4b). As curvas de inibição

obtidas com a enzima PP1A livre e immobilizada demonstraram uma resposta logística sigmoide (Figura 4c), típica dos ensaios de inibição da enzima fosfatase na presença de microcistinas.

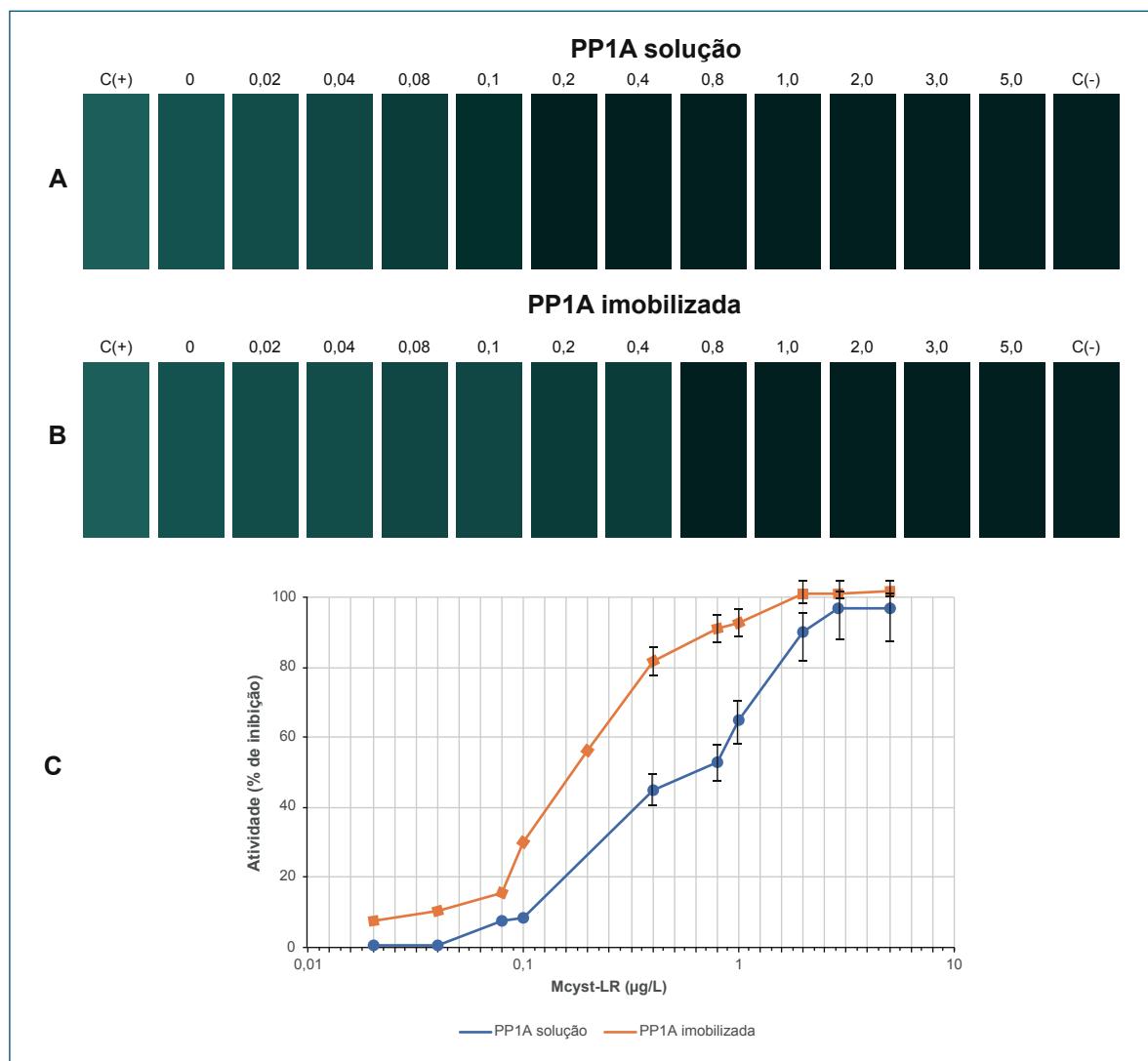


Figura 4 – Reações com a enzima PP1A livre (a) e immobilizada (b) na presença de Mcyst-LR nas concentrações entre 0,02 e 5 $\mu\text{g/L}$. (c) Regressão logística sigmoide de inibição da enzima PP1A.

A Tabela 2 resume os parâmetros da regressão logística sigmoide: o limite de detecção, o coeficiente de inibição de 50% da reação (CI50) e o coeficiente de correlação da regressão (r). O desempenho obtido nos testes fluorométricos com os dois sistemas de detecção demonstra a maior sensibilidade do sistema livre. O limite de detecção (0,05 $\mu\text{g/L}$) é duas vezes menor que o valor obtido com o sistema immobiliza-

do (0,11 µg/L). O valor de CI50 obtido com a PP1A livre (0,19 µg/L) é 3,7 vezes menor que o valor observado no sistema imobilizado (0,71 µg/L). Esse comportamento pode estar associado aos impedimentos estéricos, típico de sistemas imobilizados, que resultam na limitação espacial de acesso da cianotoxina ao sítio de inibição da enzima. As análises visuais e gráficas permitem observar a menor sensibilidade do sistema imobilizado, porém sem comprometer a eficiência de detecção do sistema, possibilitando identificar amostras abaixo do limite de 1,0 µg/L, estabelecido pela legislação brasileira.

Tabela 2 – Comparação dos parâmetros de regressão para inibição da enzima PP1A livre e imobilizada por diferentes concentrações de Mcyst-LR

PP1A	Equação logística sigmoidal	Coeficiente de correlação (r)	Limite de detecção (µg/L)	CI50 (µg/L)
Livre	$Y = 94,6/(1 + (10,9 e^{13,2x}))$	0,9914	0,05	0,19
Imobilizada	$Y = 95,6/(1 + (7,4 e^{-3,0x}))$	0,9711	0,11	0,71

4.4 Efeito da matriz de amostras de água

Os principais métodos de detecção de microcistinas não permitem o seu monitoramento em tempo real, pois, antes da análise, exigem, além da coleta, um pré-processamento da amostra. A avaliação dos efeitos da matriz de amostra de água da Lagoa Juara sobre o desempenho do sistema com a enzima imobilizada demonstrou que a capacidade de avaliar a presença da microcistina nas amostras foi a mesma tanto para amostra “in natura” quanto para a amostra processada por filtração direta (Figura 5a). Alíquotas da amostra sem filtrar (SF) e da amostra filtrada (F) também foram fortificadas com Mcyst-LR para a concentração final de 1,0 µg/L. Nas amostras não fortificadas, independentemente da filtração, o sistema enzimático não detectou a presença de microcistina tanto na amostra sem filtrar não fortificada (SFNFort) quanto na amostra filtrada não fortificada (FNFort). Além disso, a detecção da toxina nas amostras fortificadas não sofreu interferência da matriz, pois tanto a amostra não filtrada e fortificada (SFFort) quanto a amostra filtrada e fortificada (FFort) demonstraram o mesmo efeito de inibição sobre o sistema enzimático (Figura 5b).

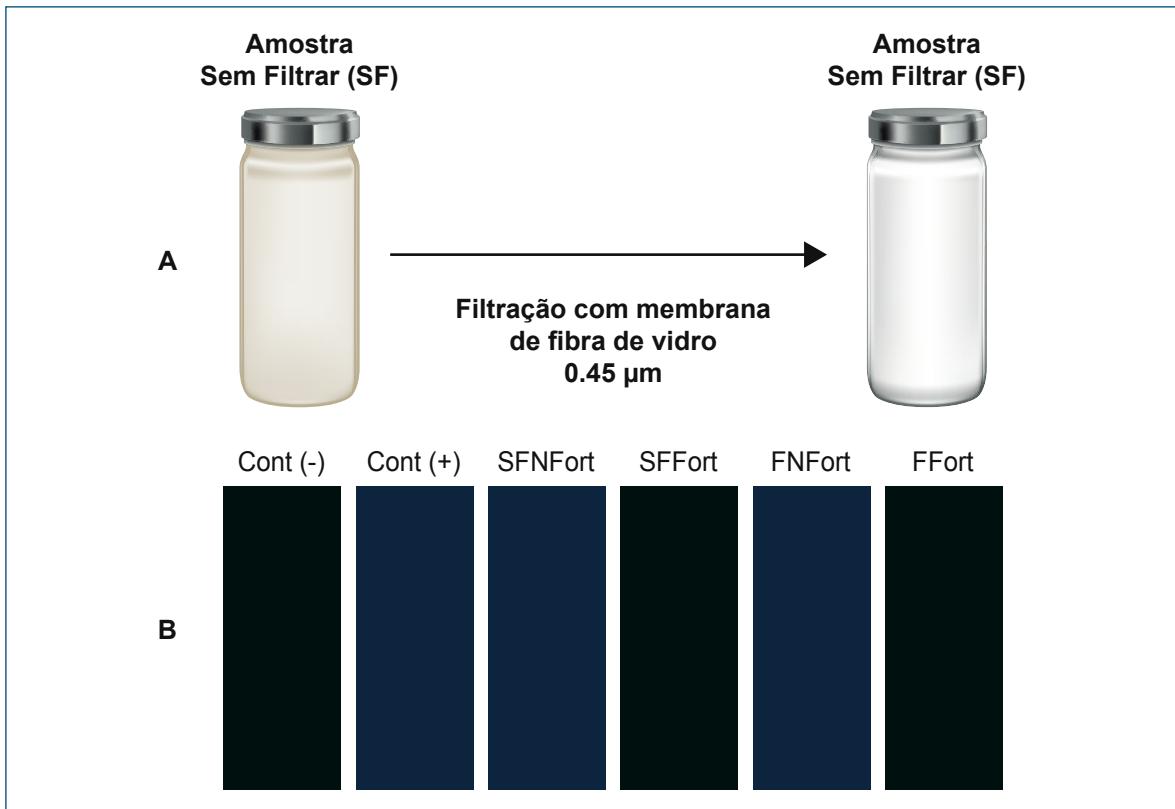


Figura 5 – Avaliação do efeito de processamento das amostras de água por filtração. (a) efeito visual da filtração destacando amostra sem filtrar (SF) e amostra filtrada (F). (b) detecção visual da reação em amostra de água da Lagoa Juara “SF” e não fortificada (SFNFort) e mesma amostra fortificada com 1 µg/L (SFFort) de Mcyst-LR e processada por filtração direta não fortificada (FNFort) e fortificada com 1 µg/L de Mcyst-LR (FFort). Cont (-): ausência de reação enzimática/presença de Mcyst-LR. Cont (+): reação enzimática positiva/ausência de Mcyst-LR.

Na reação visual qualitativa do sistema proposto, além da detecção da presença de microcistinas em amostras sem processamento ("in natura"), não foi observada influência da matriz de água no sistema visual, com as amostras ensaiadas conforme ilustrado na Figura 6.

	1	2	3		Amostra	Fluorescence (460 nm)
a				a1	H ₂ O Miliq	5.140
				a2	H ₂ O Miliq + 0.5 µg/L	1.032
				a3	H ₂ O Miliq + 1.0 µg/L	0.898
b				b1	H ₂ O Filtrada	4.867
				b2	H ₂ O Filtrada + 0.5 µg/L	1.536
				b3	H ₂ O Filtrada + 1.0 µg/L	0.989
c				c1	Duas Bocas	4.997
				c2	Duas Bocas + 0.5 µg/L	1.445
				c3	Duas Bocas + 1.0 µg/L	0.799
d				d1	Lagoa Juara	4.815
				d2	Lagoa Juara + 0.5 µg/L	1.075
				d3	Lagoa Juara + 1.0 µg/L	0.712
e				e1	Lagoa Jacuném	4.629
				e2	Lagoa Jacuném + 0.5 µg/L	0.962
				e3	Lagoa Jacuném + 1.0 µg/L	0.739

Figura 6 – Detecção visual do sistema immobilizado (Pase/MUP + Mcyst-LR) aplicado em diferentes matrizes e amostras de águas (matrizes: Água ultrapura H₂O Miliq, filtrada (0,45 µm), Duas Bocas, Juara e Jacuném) não fortificadas e fortificadas com 0,5 e 1 µg/L de Mcyst-LR.

Amostras de águas de diferentes origens, água MiliQ (ultrapura), água filtrada (água de torneira), amostra do Lago de Duas Bocas (água bruta destinada ao abastecimento público) e amostras das lagoas Juara e Jacuném (água com histórico de contaminação com cianobactérias), não fortificadas e fortificadas com 0,5 e 1,0 µg/L de Mcyst-LR foram avaliadas pelo sistema enzimático immobilizado. Os ensaios com as amostras não fortificadas apresentaram reação enzimática positiva para todas as

amostras de águas avaliadas, demonstrando a ausência de Mcyst no meio. Já as respostas das amostras fortificadas mostraram reações visuais negativas demonstrando a presença de Mcyst-LR no meio reacional. Para todas as amostras de águas avaliadas, não houve a interferência da matriz de água capaz de prejudicar a identificação da presença da microcistina, mesmo na concentração de Mcyst-LR de 0,5 µg/L. Além disso, os valores medidos no espectrofluorímetro demonstram proporcionalidade entre a perda de fluorescência e o aumento da concentração da toxina.

4.5 Avaliação e validação de parâmetros de desempenho

A avaliação de amostras de água do Reservatório de Duas Bocas e das lagoas Juara e Jacuném, coletadas mensalmente, foi feita pelo sistema enzimático de detecção visual de microcistina. O desempenho do sistema proposto foi avaliado por comparação com os sistemas de detecção por imunoensaio (Elisa) e cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE).

A presença/ausência de microcistinas nas amostras foi detectada pelo sistema immobilizado por detecção visual de fluorescência, com base nos controles negativo (-) e positivo (+). O controle (-) refere-se ao sistema sem a enzima immobilizada com água destilada. Conforme descrito anteriormente, a ausência (-) de reação enzimática indica a presença de microcistina, uma vez que a cianotoxinas inibe a reação de fosfatase. O controle (+) mostra a reação enzimática com máxima atividade da enzima devido à ausência do inibidor da fosfatase, ou seja, evidencia a ausência de microcistina.

Para as amostras coletadas em 2011, por exemplo, a análise com o sistema enzimático visual mostrou que as amostras do reservatório de Duas Bocas apresentaram resultado negativo para a presença de microcistinas. Para as amostras provenientes das lagoas o resultado foi positivo para a presença da cianotoxina. Esses resultados qualitativos foram comprovados pelas análises quantitativas (PP1a livre, Elisa e CLAE), indicando resultados negativos para amostras de Duas Bocas e positivos para as lagoas com valores de concentração de microcistina maiores que 2 µg/L para a Lagoa Juara e 1,89 µg/L para a Lagoa Jacuném, respectivamente, conforme ilustrado na Figura 7.

Amostra	Controle (-)	Controle (-)	Duas Bocas OUT-11	Juara OUT-11	Jacuném OUT-11
Fluorescência (460 nm)	0	5.011	5.243	0.951	0.821
					
PP1A Imobilizada	(+)	(-)	(-)	(+)	(+)
PP1A Livre	-	-	nd	> 5,00	$1,89 \pm 0,14$
ELISA	-	-	nd	> 5,00	$1,89 \pm 0,03$
CLAE	-	-	nd	> 2,00	$1,91 \pm 0,03$

Figura 7 – Comparação de sistemas de avaliação qualitativa (visual – e +) com enzima imobilizada e sistemas de detecção quantitativa (PP1A livre, Elisa e CLAE) para detecção de microcistinas em amostras ambientais de águas, coletadas em outubro de 2011 na região metropolitana de Vitória (ES). Nd = não detectável.

Para as amostras coletadas em fevereiro de 2012, por exemplo, o sistema enzimático imobilizado classificou todas as amostras como negativa para a presença de microcistinas. Esses resultados qualitativos foram comprovados pelas análises quantitativas (PP1A livre, Elisa e Clae) que não detectaram a presença da toxina em nenhuma das amostras (Figura 8).

Amostra	Controle (-)	Controle (-)	Duas Bocas FEV-12	Juara FEV-12	Jacuném FEV-12
Fluorescência (460 nm)	0	5.003	4.784	4.252	4.162
					
PP1A Imobilizada	(+)	(-)	(-)	(-)	(-)
PP1A Livre	-	-	nd	nd	nd
ELISA	-	-	nd	nd	nd
CLAE	-	-	nd	nd	nd

Figura 8 – Comparação de sistemas de avaliação qualitativa (visual – e +) com enzima imobilizada e sistemas de detecção quantitativa (PP1A livre, Elisa e CLAE) para detecção de microcistinas em amostras ambientais de águas, coletadas em outubro de 2012 na região metropolitana de Vitória (ES). Nd = não detectável.

Os resultados qualitativos e quantitativos obtidos foram, também, analisados por tabelas de contingências. Esse tipo de avaliação permite obter uma visão geral sobre o desempenho do método, porém não fornece informações individuais, com relação à probabilidade de erro para cada amostra. A vantagem é que elas podem ser facilmente aplicadas aos vários tipos de bioensaios existentes, inclusive testes bioquímicos. Além disso, as tabelas são frequentemente utilizadas na avaliação da confiabilidade dos testes de triagem, ou seja, testes de caráter qualitativo primário, do tipo presença/ausência, à semelhança da proposta do sistema imobilizado aqui desenvolvido.

O tratamento dos dados obtidos a partir das análises qualitativas das amostras de águas (n=34) ocorreu com base em dois tipos de resultados possíveis: positivo, maior ou igual a um valor especificado, ou negativo, menor que o valor especificado. A partir dessa tabela foi possível determinar os parâmetros de desempenho de métodos qualitativos: taxa de confiabilidade (TCF), taxa de falso positivo (TFP), taxa de falso negativo (TFN), taxa de sensibilidade (TS) e taxa de especificidade (TE), segundo metodologias descritas por GONDIM et al. (2011). Considerando o valor de 0,8 µg/L como a concentração mínima de microcistinas na qual se observa visualmente a ausência de fluorescência nas reações com o sistema imobilizado utilizando amostras com concentrações detectadas menores que 0,8 µg/L classificadas como negativas para a presença da toxina, e as amostras com concentrações maiores que 0,8 µg/L classificadas como positivas para presença de microcistina.

Os resultados obtidos com o sistema enzimático qualitativo visual demonstraram taxas de confiabilidade de 79,4% em comparação com a metodologia PP1A livre, 82,4% com o método de Elisa e 88,2% quando comparada com o método de CLAE (Tabela 3). A confiabilidade de um método qualitativo é definida como a proporção de resultados corretos (positivos e negativos) de uma bateria de amostras analisadas de forma independente. A confiabilidade é um parâmetro principal dos testes qualitativos, podendo ser relacionada com a exatidão dos métodos quantitativos (GONDIM et al., 2011). Sendo assim, o sistema enzimático imobilizado demonstrou ser confiável na determinação da presença de microcistinas em níveis superiores a 0,8 µg/L.

Tabela 3 – Parâmetros de desempenho do método enzimático visual qualitativo de detecção de microcistinas com os métodos tradicionais: PP1A livre, Elisa e CLAE. Taxa de confiabilidade (TCF), taxa de falso positivo (TFP), taxa de falso negativo (TFN), taxa de sensibilidade (TS) e taxa de especificidade (TE)

Método	TCF (%)	TS (%)	TE (%)	TFP (%)	TFN (%)
PP1A livre	79,4	88,9	72	28	11,1
Elisa	82,4	90	75	25,	10
CLAE	88,2	91,7	81,8	18,2	8,3

A confiabilidade dos testes qualitativos quando comparados com métodos quantitativos de referência também é avaliada pelas taxas de sensibilidade (TS) e especificidade (TE). Os parâmetros TS e TE estão associados aos resultados verdadeiros, ou seja, à capacidade do método em responder exatamente igual ao método de referência. A TS é a probabilidade de se obter um resultado negativo quando a amostra for realmente negativa. Já a TE é a probabilidade de se obter um resultado positivo quando a amostra realmente for positiva (TRULLOLS et al., 2004; GONDIM et al., 2011).

Os resultados da comparação com os três métodos de referência demonstraram que o método com o sistema imobilizado foi sempre mais sensível que específico. Da mesma forma, as taxas de falso negativo (TFN) foram sempre menores que a taxa de falso positivo (TFP). Dependendo do objetivo da análise, é preferível que o método seja mais sensível que específico (GONDIM et al., 2011). Nas análises de detecção de microcistinas, por exemplo, métodos mais sensíveis são desejáveis, pois diminuem a probabilidade dos resultados devido a falsos negativos.

Os métodos de referência comparados com o sistema imobilizado são baseados em diferentes princípios de detecção e quantificação de microcistinas. O ensaio de Elisa mede a concentração total da toxina na amostra. A técnica de CLAE permite separar e quantificar as diferentes variantes de microcistinas, porém a falta de padrões para a maioria das variantes de microcistinas pode subestimar a quantificação da toxina e, assim como os ensaios de Elisa, não indicam seu potencial toxicológico, apenas detectam a forma estrutural, ativa ou inativa (MOUNTFORT et al., 2005). A PP1A imobilizada, além do potencial em detectar a toxicidade de microcistinas, demonstrou-se confiável e sensível, tornando-se, portanto, um sistema de simples execução com potencial para uso no monitoramento dessa toxina em amostras de água.

A característica qualitativa do sistema enzimático imobilizado é semelhante ao processo de presença/ausência (P/A) de outros testes com bioindicadores ambientais de qualidade de águas. Nesse sistema de detecção, essa avaliação qualitativa pode

representar um primeiro nível de alarme (“early warning system”) para tomada de decisão sobre a necessidade do envio de amostras para laboratórios referenciais de avaliação quantitativa. Adotando-se esse critério de monitoramento, os custos analíticos poderiam ser significativamente reduzidos, supondo que, frequentemente, as amostras avaliadas apresentam resultado negativo para a cianotoxina.

5 Conclusão

A otimização do ensaio enzimático utilizando o substrato fluorométrico 4-metil-umbeliferil-fosfato (MUP), desenvolvido na forma de reação com a fosfatase imobilizada, permitiu o desenvolvimento de um sistema de detecção visual qualitativo (P/A) de fácil execução, baixo custo e alta sensibilidade. Na presença de microcistinas, a inibição da atividade enzimática não foi influenciada pela concentração de MUP. A concentração do substrato nos ensaios permitiu um baixo tempo de reação e a possibilidade de observação visual da inibição da reação, sem a necessidade de equipamentos analíticos.

O sistema demonstra uma capacidade de determinação visual direta de concentrações da toxina acima de 0,8 µg/L. Quando comparado com métodos de referência na detecção de microcistinas, o sistema visual qualitativo apresentou taxas de confiabilidade de 82,4% e 88,2%, respectivamente, em comparação com os métodos quantitativos tradicionais de Elisa e CLAE. Além disso, as taxas de sensibilidade evidenciaram a capacidade do método proposto na comprovação ou rejeição da presença de microcistinas nas amostras avaliadas, com confiabilidade superior a 90%. Mesmo sendo aplicado em amostras superficiais de águas de diferentes origens, nas condições avaliadas, o sistema visual qualitativo foi utilizado sem a necessidade de nenhum processo de concentração ou limpeza das amostras.

6 Recomendações para utilização dos resultados pela Funasa e indicativo de custos

Os resultados apresentados indicam que o sistema qualitativo de detecção visual de microcistinas pode ser implementado em rotinas de monitoramento de qualidade de águas com o objetivo de se analisar a presença de microcistinas utilizando amostras de águas de diferentes origens e com mínimo de processamento amostral. O custo do sistema, conforme relacionado na Tabela 4, mostra um valor estimado em torno de R\$10,00 (dez reais) por unidade de teste. Devemos ressaltar que esse valor refere-se aos principais itens do sistema adquiridos em *escala laboratorial* e com elevados custos de importação e transporte. A sua produção em maior escala e aquisição direta de fornecedores em grande escala poderá diminuir significativamente esses custos de produção.

Tabela 4 – Estimativas de custos para o procedimento de avaliação de microcistinas por detecção enzimática visual tipo PA em amostras de águas, considerando a confecção de 100 Kits analíticos, (sem considerar instalações e equipamentos)

Item	Quant (Unid)	Custo (R\$) 100 análises
Substratos e reagentes ⁽¹⁾	Div	252,00
Enzimas (Pase PP1) ⁽²⁾	U/100 Tiras	343,00
Cubetas agentes imobilização ⁽³⁾	100	245,00
Mão de obra e estocagem ⁽⁴⁾	kit	160,00
Total (R\$) 100		1.000,00

(1) Considerando-se substrato MUP (25 µg/teste) e reagentes importados.

(2) Enzima recombinante Pase PP1 (Sigma) imobilizada em 100 tiras de testes.

(3) Agente ou suporte de imobilização (fibra de vidro) e reagentes.

(4) Considerando-se 2 técnicos em processamento contínuo para produção de 400 kits/mês.

Referências bibliográficas

ALMEIDA V.P.S; K COGO; S. M. TSAI; D.H. MOON. **Colorimetric test for the monitoring of microcystins in cyanobacterial culture and environmental samples from southeast Brazil.** Brazilian Journal Microbiology. 37: 2. 192-198, 2006.

BOUAICHA, N.; MAATOUK, I.; VINCENT, G.; LEVI, Y. **A colorimetric and fluorometric microplate assay form the detection of microcystin-LR in drinking water without preconcentration.** Food and Chemical Toxicology, v.40, p.1677-1683. 2002.

CAMPÀS M., D.SZYDLOWSKA, M. TROJANOWICZ, J.L MARTY. **Towards the protein phosphatase-based biosensor for microcystin detection** Biosensors and Bioelectronics 20: 8, 15 1520-1530. 2005.

CASSINI, S.T.A.; ANTUNES, P.W.P; KELLER, R. (2013). **Validação de método analítico livre de acetonitrila para análise de microcistinas por cromatografia líquida de alta eficiência.** Química Nova, v. XY, 1-6, 2013.

GAGET V, M LAU, B SENDALL, S FROSCIO, A R. HUMPAGE. **Cyanotoxins: Which detection technique for an optimum risk assessment?** Water Research Water Research 118 227- 238. 2017.

GONDIM, C.S.; JUNQUEIRA, R.G., SOUZA, S.V.C. (2011). **Tendências em validação de métodos de ensaios qualitativos.** Revista Instituto Adolfo Lutz, v.70, n.4, p.443-447.

JARAMILLO M., K. E. O'SHEA. **Analytical methods for assessment of cyanotoxin contamination in drinking water sources** *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 7:45–51. 2019.

MEREL S., D WALKER, R CHICANA, S SNYDER, E BAURÈS, O Thomas. **State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins**. *Environment International* 59 303–327. 2013.

MCELHINEY J, LAWTON LA. **Detection of the cyanobacterial hepatotoxins microcystins**. *Toxicol Appl Pharmacol.* 203, 219-30. 2005.

MOUNTFORT, D.; HOLLAND, P.; SPROSEN, J. (2005). **Method for detecting classes of microcystins by combination of protein phosphatase inhibition assay and ELISA: comparison with LC-MS**. *Toxicon.* v.45. p.199-206.

PICARDO M, D FILATOVA, O NUNEZ, M FARR. **Recent advances in the detection of natural toxins in freshwater Environments**. *Trends in Analytical Chemistry* 112 75-86. 2019.

RAPALA I., K ERKOMAA, J KUKKONEN, K LAHTI. **Detection of microcystins with protein phosphatase inhibition assay, high-performance liquid chromatography–UV detection and enzyme-linked immunosorbent assay: Comparison of methods**. *Analytica Chimica Acta* 466:2. 212-231. 2002.

SANT'ANNA CL, AZEVEDO MTP, WERNER VR, DOGO, CR, RIOS FRC. **Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil**. *Algology Studies.*;126:215-65. 2008.

SASSOLAS A, G CATANANTE, D FOURNIER, J L MARTY. **Development of a colorimetric inhibition assay for microcystin-LR detection**: Comparison of the sensitivity of different protein phosphatases *Talanta* 85:5. 2498-2503. 2011.

SIVONEN K, JONES G. *Cyanobacterial Toxins*. In: Chorus I, Bartram J, editors. **Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management**. London: St Edmundsbury Press; 55-124. 1999.

TAYLOR, R.H.; FOURNIER, S.M.; SIMONS, B.L.; KAPLAN, H.; HEFFORD, M.A. **Covalent protein immobilization on glass surfaces**: Application to alkaline phosphatase. *Journal of Biotechnology*. v.118, p.265-269. 2005.

WARD, C.J.; BEATTIE, K.A.; LEE, E.Y.C.; CODD, G.A. **Colorimetric protein phosphatase inhibition assay of laboratory strains and natural blooms of cyanobacterial**: comparisons with high-performance liquid chromatographic analysis for microcystins. *FEMS Microbiol. Lett.*, 153, 465-473, 1997.

Tratamento simplificado de águas superficiais com alta turbidez para abastecimento de pequenas comunidades localizadas em várzeas

Coordenador da Pesquisa: Prof. Valter Lúcio de Pádua (UFMG)

Participantes da UFMG: Aline Roque da Silva; Allyson Sullyvan Rodrigues Silva; Cecília Moreira de Barros; Delmo Roncarati Vilela; Helder Albino Cumbi; Igor Bonfim Alves; Letícia G. Amorim; Lucas de A. Persilva Vianna; Marcos V. A. Ribeiro; Mirene Augusta de A. Moraes; Pâmela Daniela Nogueira; Saulo Felício Teixeira; Vanessa Rodrigues de Melo; Estudante de Graduação de Engenharia Civil.

Colaboradores: Sandra Maria da Silva e Jésus Rosário Araújo (Federação N'Golo); Agda M. F. Moreira (CEDEFES); Ana Maria Neves e Conceir Damião Vieira (Prefeitura de São Francisco); Domingos Sávio Rodrigues (COPASA); Luci Soares Espeschit (INCRA/MG); José dos Passos Barbosa (Associação Quilombola de Bom Jardim da Prata); Altina Franco Cardoso (Associação Comunitária de Lagedo).

Instituição Executora: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Instituição Convenente: Escola de Engenharia – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Resumo

O objetivo do presente estudo é a discussão, escolha, construção e operação de instalações de tratamento de água com turbidez elevada em uma comunidade quilombola de Minas Gerais, com uso do método participativo. As pesquisas foram realizadas na comunidade de Lagedo, um dos dezesseis núcleos do Território Quilombola de Bom Jardim da Prata, no município de São Francisco, região norte

de Minas Gerais. O método de pesquisa participativa foi usado como ferramenta dialógica entre pesquisadores (acadêmicos) e co-pesquisadores (moradores de Lagedo) para a definição das técnicas de tratamento, de construção e operação do sistema de abastecimento de água para consumo dos moradores da comunidade. Para isso, foram buscados parceiros no movimento social quilombola de Minas Gerais e instituições públicas governamentais que se relacionam com o contexto quilombola no estado e no país. Foram estudados, com uso do método participativo, tanto o sistema de abastecimento (Produto) quanto o método de pesquisa participativa utilizado para sua geração (Processo). Foram investigadas técnicas de desinfecção (fervura da água, emprego de hipoclorito de sódio comercial, uso de hipoclorito de sódio gerado *in loco*, desinfecção solar) e de tratamento de água visando à remoção de turbidez (decantação, filtração em manta não-tecida, filtração domiciliar, filtração em areia e filtração em margem). Observou-se que a experiência pode contribuir para as discussões sobre o uso do método participativo por profissionais de Assistência Técnica e Extensão Rural (ATER), além de estudantes e pesquisadores da área de Engenharia, preocupados com a questão da universalização do acesso ao abastecimento de água no país.

Palavras-chave: tratamento de água, abastecimento de água, manancial superficial, comunidades quilombolas, turbidez, pesquisa participativa.

Abstract

The aim of this study is to discuss, choose, install and operate water treatment techniques for a system that treats water with high turbidity in a quilombola community of Minas Gerais, using the participatory method. The study was conducted in the community of Lagedo, one of sixteen communities in the Quilombo of "Bom Jardim da Prata" at São Francisco municipality, in the northern region of Minas Gerais State. The method of participatory research was used as a dialogical tool among researchers (academics) and co-researchers (residents of Lagedo) for the definition of treatment techniques, construction and joint operation of a system of water supply for consumption by residents of the community. For that; partners were sought in quilombola social movement of Minas Gerais and governmental public institutions that relate to the quilombola groups context in state and country levels. It was evaluated, using the participatory method, both the supply system (product) as the participatory research method used for their generation (Process). It was investigated techniques for disinfection (boiling water, use of commercial sodium hypochlorite, use of sodium hypochlorite generated *in situ*, solar disinfection) and treatment of water with a view to removing turbidity (plain sedimentation, filtration on non-woven synthetic cloth, home filtration, sand filtration and riverbank filtration). It was observed that this experience can contribute to discussions on the use of participatory approach by professionals for

Technical Assistance and Rural Extension (ATER), as well as students and researchers in the field of engineering, concerned with the issue of universal access of water supply in the country.

Keywords: *water treatment, water supply, surface source, quilombola communities, turbidity, participatory research.*

1 Introdução

Embora seja de amplo conhecimento a estreita relação existente entre o saneamento básico e os indicadores de saúde pública, bem como sua implicação no desenvolvimento socioeconômico do País, muitas regiões brasileiras são desprovidas de abastecimento com água potável, esgotamento sanitário, drenagem urbana e destinação adequada dos resíduos sólidos. Os dados relativos ao saneamento básico no Brasil indicam que é no meio rural onde se tem a menor cobertura dos sistemas públicos de abastecimento e tratamento de água. Devido à extensão territorial do País e a existência de muitas comunidades com pequeno número de habitantes, os custos envolvidos na implantação, operação e manutenção de sistemas tradicionais de tratamento tornam-se elevados e nem sempre as comunidades dispõem de pessoal capacitado para operá-los.

Levando-se em consideração os custos e a simplicidade de construção, operação e manutenção, a Filtração Lenta e a Filtração em Múltiplas Etapas (FiME) é uma técnica de tratamento de água que apresenta potencialidade de emprego em pequenas comunidades. Contudo, a água bruta afluente à FiME, e especialmente ao filtro lento, não pode apresentar concentrações elevadas de matéria em suspensão ou dissolvida, o que dificulta o emprego dessas técnicas no tratamento de águas com elevada turbidez. Para atenuar essa limitação, busca-se neste projeto o estudo de três técnicas de pré-tratamento da água bruta: i) Decantação, ii) Filtração em Margem (FM) e iii) emprego de Mantas sintéticas Não-Tecidas (MNT). A decantação é uma operação unitária já bastante estudada e que tem se mostrado eficiente na remoção de sólidos suspensos mesmo sem uso de coagulantes, quando se considera o tempo de sedimentação adequado das partículas que se deseja remover. Em determinadas situações, a área ocupada pelos decantadores pode ser elevada, mas esse problema é minimizado em locais em que o custo do terreno é relativamente baixo e quando a vazão a ser tratada é pequena, tal como ocorre nas localidades para as quais esse estudo foi desenvolvido. A Filtração em Margem (FM) tem se mostrado uma técnica eficiente de remoção de turbidez, microalgas e na degradação de microcontaminantes, conforme pode ser constatado em pesquisas realizadas no Brasil no âmbito do Prosab (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico). A simplicidade dessa técnica, do ponto de vista de construção, operação e manutenção, aliada à dispensa do uso de produtos quí-

micos a qualifica para ser utilizada em pequenas comunidades. Em relação às MNT, os estudos mais importantes realizados no Brasil foram desenvolvidos na Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, tendo-se observado que elas podem facilitar o processo de limpeza dos filtros lentos e aumentar a duração da carreira de filtração.

Considerando que a desinfecção da água destinada ao consumo humano é uma etapa indispensável e que há comunidades que rejeitam a cloração da água, neste trabalho foram conduzidos experimentos destinados a avaliar a eficiência da desinfecção solar. Segundo EAWAG/SANDEC (2002), a radiação solar tem-se mostrado eficiente na inativação de bactérias, vírus, fungos e protozoários. Para a OMS, “a desinfecção solar é um exemplo de uma medida com impacto comprovado sobre a saúde que requer pouco investimento de capital por parte dos utilizadores finais, e é, portanto, apropriado para os mais pobres” (WHO, 2007). Também foi estudada nesta pesquisa a eficiência da desinfecção por fervura da água e com hipoclorito de sódio comercial e produzido *in loco*.

Por meio dos resultados obtidos nesta pesquisa, poderão ser indicadas soluções de tratamento de água com operação e construção simplificadas para comunidades rurais, onde muitas vezes a disponibilidade de mão de obra qualificada é escassa, e o acesso é limitado. As técnicas de tratamento que apresentarem eficiência comprovada devem ser apresentadas e discutidas com as comunidades, para avaliar a viabilidade de implantação e sustentabilidade do sistema.

Assim, para universalizar o acesso à água potável, torna-se necessário o desenvolvimento e/ou aperfeiçoamento de tecnologias de tratamento de água com menor nível de complexidade operacional e de manutenção, levando-se em conta ainda as necessidades e as particularidades das diversas regiões do país. Nessa pesquisa o foco principal são as técnicas de tratamento de água que apresentam simplicidade de construção, operação e manutenção visando a potabilização da água de pequenas comunidades localizadas em ou próximas a várzeas, as quais frequentemente fazem captação e uso de água com elevados valores de turbidez, sendo essa muitas vezes veículo de transmissão de doenças.

2 Objetivos

2.1 Geral

Projetar, implantar, monitorar e avaliar um sistema simplificado para tratamento de água com alta turbidez em condições de laboratório, em escala piloto e em uma comunidade rural quilombola (escala real) que seja de fácil construção, operação e

manutenção, e avaliar seus aspectos técnicos, econômicos, culturais e de sustentabilidade no abastecimento domiciliar de água para pequenas comunidades.

2.2 Específicos

- Avaliar a eficiência da decantação, da filtração em manta não-tecida, da filtração domiciliar e da filtração em margem na remoção de turbidez visando o (pré)tratamento da água para consumo humano.
- Estudar a eficiência da inativação de coliformes totais e *Escherichia coli* por meio da fervura, da desinfecção solar e do uso de hipoclorito de sódio comercial e gerado *in loco* e da aceitação de uso dessas técnicas em uma comunidade rural quilombola.
- Acompanhar e monitorar a construção, operação e manutenção do sistema de tratamento para água com elevada turbidez, instalado em uma comunidade rural quilombola, e avaliar os aspectos técnicos e os custos de operação e manutenção do mesmo em escala real.
- Promover a capacitação dos moradores da comunidade rural quilombola para a gestão adequada do sistema de abastecimento de água.
- Monitorar e avaliar a aceitação cultural e o nível de adoção do sistema de abastecimento pela comunidade rural quilombola a fim de avaliar seu potencial de sustentabilidade.

3 Metodologia

3.1 Contexto do local da pesquisa

O município de São Francisco, assim como todo o norte de Minas Gerais, possui núcleos populacionais rurais formados por remanescentes dos antigos quilombos. De acordo com o CEDEFES (2008), existem, apenas no Estado de Minas Gerais, cerca de 500 comunidades quilombolas, das quais 170 se encontram em processo de titulação de suas terras pelo INCRA. Possuir o território definido e titulado é de extrema importância para que essas comunidades tenham garantido o direito a seu território e modo de vida, como também a proteção contra invasões e manobras políticas que busquem impedir a efetivação de seus direitos (ALMEIDA, 2010).

A comunidade de Lagedo, núcleo integrante do Quilombo e foco do presente estudo, se encontra dentro de todo esse contexto. Lagedo está localizada na margem esquerda do Rio São Francisco, na divisa entre os municípios de São Francisco e de Januária, entre o ribeirão “Riacho” e a foz do Rio Pardo. Mesmo situadas próximas a diversos cursos d’água, as comunidades do Quilombo sofrem problemas relacionados

ao abastecimento de água, tanto em relação à infraestrutura existente quanto em relação ao não tratamento da água consumida.

3.2 Considerações metodológicas

Foi utilizado o método da pesquisa participativa, com base nas etapas clássicas da pesquisa-ação (1. Exploratória, 2. Planejamento, 3. Ação e 4. Avaliação) e do Diagnóstico Rural Participativo (DRP) para definição da instalação de abastecimento de água. A pesquisa foi realizada na comunidade rural quilombola de Lagedo, no município de São Francisco/MG. O processo participativo e dialógico foi acompanhado de análises laboratoriais e testes de bancada e também em escala real para a avaliação do desempenho da instalação de abastecimento de água.

A seguir serão apresentadas as atividades realizadas com a comunidade de Lagedo e seus representantes do movimento social quilombola, bem como as atividades realizadas em laboratório e aquelas desenvolvidas junto às instituições de São Francisco/MG que possuem ações relacionadas ao abastecimento de água nas áreas rurais do município.

3.3 Atividades com e para o núcleo de Lagedo

Como citado anteriormente, a pesquisa participativa foi dividida nas etapas comumente utilizadas na pesquisa-ação, de forma simplificada: 1. Exploratória, 2. Planejamento, 3. Ação, 4. Avaliação. As atividades realizadas em cada etapa são descritas na Tabela 1 a seguir.

Tabela 1 – Atividades realizadas para cada etapa do estudo

Etapas	Atividades
1. Exploração	<ul style="list-style-type: none">– Identificação de instituições quilombolas, contatos e reuniões.– <i>Survey</i>.– Definição da comunidade.– DRP, exploratório.– Pesquisas de alternativas técnicas.
2. Planejamento	<ul style="list-style-type: none">– DRP, atividades de planejamento.
3. Ação	<ul style="list-style-type: none">– DRP, instalação de alternativas técnicas.
4. Avaliação	<ul style="list-style-type: none">– DRP, monitoramento e avaliação.

As atividades de cada etapa foram ainda apresentadas e discutidas com o núcleo de Lagedo e as lideranças quilombolas locais e do Estado, para que fossem incorporadas demandas específicas do núcleo e elaborado em conjunto um calendário de atividades.

A etapa de planejamento implica principalmente as reuniões em Belo Horizonte, com a Federação N'Golo e o CEDEFES, e em São Francisco, com as Associações locais e com os moradores de Lagedo. Além disso também foram realizadas discussões com as Secretarias de Educação e de Obras e Transportes da Prefeitura de São Francisco. Para o planejamento foram utilizadas as técnicas:

- Diagramas Institucionais.
- Matrizes de avaliação.
- Diagramas de sistema.

A etapa de ação ocorreu tanto na comunidade de Lagedo quanto nos laboratórios do DESA/UFMG em Belo Horizonte e no da COPASA (Companhia de Saneamento de Minas Gerais) em São Francisco. Foi avaliada a utilização de diferentes processos e técnicas de tratamento de água, considerando simplicidade, custos de construção, operação, manutenção e eficácia no tratamento. As técnicas estudadas, prioritariamente para a remoção de turbidez, são as seguintes: filtração em margem, filtração domiciliar com filtros de cerâmica, sedimentação natural, filtração em mantas não tecidas e filtração em areia. Apenas as técnicas que se mostraram tecnicamente adequadas para potabilizar a água, em relação à remoção de turbidez, foram apresentadas como opção nas discussões com a comunidade.

Foi contemplado também nesta pesquisa o estudo de processos de desinfecção. Os ensaios abrangeram a desinfecção por fervura da água, o uso de hipoclorito de sódio comercial e a desinfecção solar. Nesses testes foram preparadas amostras de água destilada contaminadas com esgoto, e após aplicação das técnicas de desinfecção, foi determinada a concentração de coliformes totais e *E. coli*.

Após a finalização da etapa de ensaios em escala de bancada e piloto foram apresentadas para a comunidade as técnicas que se mostraram viáveis para remoção de turbidez e desinfecção da água. Com a participação dos moradores do núcleo de Lagedo, foi definida a técnica a ser implantada em escala real e, por votação, escolhidos os moradores que atuarão diretamente na construção, montagem e operação das instalações de abastecimento de água.

O monitoramento da qualidade da água consumida pelos moradores da comunidade de Lagedo foi iniciado em março de 2014. As análises físico-químicas e exames bacteriológicos foram realizados no laboratório da COPASA em São Francisco-MG. Os parâmetros analisados foram: pH, turbidez, cor aparente, dureza, alcalinidade, temperatura, coliformes totais e *E. coli*. As metodologias analíticas para determinação dos parâmetros físicos, químicos e biológicos atendem a edição mais recente do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, da American Public

Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) e Water Environment Federation (WEF).

A etapa de avaliação do processo foi feita continuamente na comunidade de Lagedo com os moradores e com movimentos sociais representativos (Federação N'Golo, Associações do Território Quilombola de Bom Jardim da Prata e Associação Comunitária de Lagedo). As reuniões de monitoramento e avaliação foram realizadas na sede da associação comunitária de Lagedo durante as visitas mensais para coleta de água e avaliação do sistema. A equipe da UFMG se reunia regularmente para discutir os resultados parciais, redefinir as estratégias de ação e a metodologia. Quando necessário, faziam-se também reuniões com representantes do CEDEFES, N'Golo e outros colaboradores.

4 Resultados alcançados frente aos objetivos propostos e discussão bruta

Os resultados relacionados aos Objetivos Específicos (OE) são apresentados a seguir:

- 1) Avaliar a eficiência de técnicas destinadas à remoção de turbidez da água.
- 2) Estudar a eficiência da inativação de coliformes totais e *Escherichia coli* por meio da desinfecção solar e do uso de hipoclorito de sódio e da aceitação de uso dessas técnicas na comunidade quilombola.
- 3) Acompanhar e monitorar a construção, operação e manutenção do sistema de tratamento para água com elevada turbidez, instalado em uma comunidade rural quilombola, e avaliar os aspectos técnicos e os custos de operação e manutenção do mesmo em escala real.
- 4) Promover a capacitação dos moradores da comunidade rural quilombola para a gestão do sistema de abastecimento de água.
- 5) Monitorar e avaliar a aceitação cultural e o nível de adoção do sistema de abastecimento pela comunidade a fim de avaliar seu potencial de sustentabilidade.

4.1 OE1 – Técnicas de remoção de turbidez

4.1.1 Sedimentação natural

Foram realizados ensaios na coluna de sedimentação com as águas Tipo I, II e III, com turbidez de 50, 100 e 500 uT, respectivamente. Os experimentos foram conduzidos com o objetivo de obter água decantada com turbidez da ordem de 15 uT, que teoricamente viabilizaria a potabilização posterior por meio da filtração direta e/ou de filtração lenta. Tal objetivo foi alcançado após tempos de decantação de 24, 47 e 128

h, o que indica a necessidade de construção de decantadores gradativamente maiores à medida que aumenta a turbidez da água bruta, o que pode se tornar um problema no caso de comunidades que possuem pouca área disponível para construção das instalações de tratamento de água. Contudo, há que se destacar que a sedimentação natural por si só, nas condições em que foram realizados os ensaios, não se mostrou capaz de reduzir a turbidez a valores aceitáveis para consumo humano, indicando a necessidade de tratamento complementar caso essa técnica seja adotada.

4.1.2 Filtração em manta não-tecida

De modo geral, os resultados encontrados na filtração em mantas não-tecidas sem coagulação não atenderam o padrão de potabilidade do Brasil, porém em alguns casos foram obtidos valores de turbidez $\leq 5,0$ uT, que atende a norma vigente em países em desenvolvimento que se baseiam nos padrões da OMS.

Nos ensaios de filtração direta em MNT com prévia coagulação da água, para a água Tipo II e dose de coagulante de 5 mg/L de sulfato de alumínio, a taxa de filtração de $50 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ foi mais eficiente no que concerne à produção efetiva de água com turbidez menor que 1,0 uT. Essa ocorrência foi verificada também nos ensaios com a água Tipo III, onde se empregou 10 mg/L de sulfato de alumínio na coagulação para as três taxas de filtração (20, 50 e $100 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$). A taxa de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ apresentou carreira de filtração mais longa, mas foi caracterizada pela demora na fase de maturação do meio filtrante.

Em síntese, todos os ensaios de filtração direta com coagulação permitiram a produção de água que satisfaz o padrão brasileiro de potabilidade da água para o consumo humano, no que se refere aos parâmetros analisados (turbidez, cor aparente e pH).

4.1.3 Filtros cerâmicos domésticos

Os valores de turbidez remanescente medidos no decorrer do tempo para 50 uT (água tipo I) e 500 uT (água tipo III) comprovaram o bom desempenho do filtro cerâmico doméstico na remoção de turbidez. Todos os valores medidos foram inferiores a 5,0 uT, o que indica, de acordo com os padrões da OMS, que o efluente do filtro é próprio para consumo humano em termos de turbidez, indicando remoção superior a 90% para a água com 50 uT e 99% para a água com 500 uT. Já para os padrões brasileiros de potabilidade, a mediana dos valores de turbidez para a água tipo I e para a água tipo III, em todas as filtrações, mantiveram-se abaixo de 1,0 uT, valor máximo permitido para filtração lenta. Valores inferiores a 0,5 uT, máximo permitido para filtração rápida, foram alcançados em alguns pontos para a água bruta tipo I (50 uT).

Nos ensaios para verificar a remoção de coliformes totais e *E. coli*, a água bruta apresentou as seguintes características: 15,5 uT, 45 uH, pH = 8,62, temperatura de 17,2 °C, alcalinidade total = 50mg/L de CaCO₃, NMP de Coliformes Totais/100 mL = 6700 e ausência de *E. coli*. A remoção de Coliformes Totais teve como média 74,3%. Logo, quanto aos parâmetros bacteriológicos, o filtro cerâmico não foi suficiente para assegurar a potabilidade da água, sendo necessário fazer o tratamento adicional por meio da desinfecção.

Devido aos bons resultados apresentados nas pesquisas de laboratório (MORAES et al., 2014), o uso de filtros de barro com velas cerâmicas foi discutido e estimulado na comunidade. O filtro foi considerado como um dos componentes de barreira sanitária do sistema, sendo distribuído, após a capacitação dos moradores para o seu uso, para 29 famílias que não o possuíam.

Os resultados do uso dos filtros pelos moradores convergiram com a pesquisa de Lemons et al. (2016), onde os autores constataram, em seu estudo nas comunidades rurais da Tanzânia, alta aceitabilidade dos filtros entre os moradores. Apesar da diferença no período amostrado, o grande número de filtros quebrados foi semelhante nos dois estudos, 18% com seis semanas de uso no estudo de Lemons et al. (2016) e 24% após doze meses de uso no presente estudo. Os autores do estudo na Tanzânia também apontam como principal razão a baixa qualidade do material de fabricação.

4.1.4 Filtração em margem

Durante as reuniões na comunidade de Lagedo, a equipe da UFMG convidou o Professor Ramon Lucas Dalsasso, da Universidade Federal de Santa Catarina, para fazer uma avaliação preliminar da potencialidade de emprego da filtração em margem no local e a apresentar a técnica para os moradores.

Mesmo os moradores ainda não tendo definidas as técnicas de tratamento nessa época, foram iniciados os pedidos de orçamento para sondagem necessária para a Filtração em Margem, já que durante a apresentação dessa técnica os moradores se mostraram com grande interesse, além de ser a que na opinião da equipe apresentava maior probabilidade de adequação às condições físicas e socioculturais da comunidade.

Entretanto, conforme relatado por Vilela (2016), os resultados da sondagem à percussão mostram, nos primeiros metros de perfuração, a presença de camadas de areia fina com argila, bastante compactas, seguida por camadas de rochas alteradas, dificultando a penetração por sondagem percussiva. Locais com essas características apresentam baixa permeabilidade hidráulica, aspecto negativo para captação por fil-

tração em margem. Um poço perfurado nesses locais interceptaria, muito provavelmente, fluxos de água no sentido margem-manancial, e não no sentido inverso, como esperado na filtração em margem. Por esse motivo o emprego da FM foi descartado.

4.2 OE2 – Processos de desinfecção

A água para o consumo deve atender aos padrões nacionais de potabilidade dispostos pela Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde, que estabelece que os padrões microbiológicos *E. coli* e coliformes totais devem ser constantemente monitorados e ambos devem estar ausentes na saída do tratamento. A presença de coliformes totais indica a baixa eficiência do tratamento e a presença de *E. coli* indica contaminação de origem fecal.

4.2.1 Desinfecção solar

Nos ensaios de desinfecção solar a água bruta apresentava 549,2 NMP de coliformes totais/100 mL e 27,2 NMP de *E. coli*/100 mL. Foram utilizadas garrafas PET e garrafas de vidro, e para cada material foram preparados 4 tipos de garrafas: garrafas pintadas ou não, e com fundo laminado ou não. O teste foi também realizado para dois tempos de exposição ao sol: de 2 horas e de 4 horas e 30 minutos. Observou-se que os resultados obtidos com garrafa PET e garrafa de vidro são semelhantes, com inativação total dos coliformes após exposição ao sol por 4 horas e 30 minutos para todas as condições experimentais consideradas. Esses resultados, ainda que parciais, sinalizam ser desnecessário o uso de papel laminado e a pintura das garrafas, o que simplifica o emprego da técnica por parte dos moradores.

4.2.2 Desinfecção com cloro

Foram feitos testes de desinfecção utilizando diferentes marcas e diferentes lotes de água sanitária comercial. Por meio dos resultados pôde-se verificar a influência da marca e do tempo de armazenamento na eficiência de remoção de microrganismos. Foram anotadas as densidades de coliformes totais, *E. coli* e cloro residual após aplicadas 2 gotas de água sanitária por litro de amostra, com tempo de contato de 30 minutos, comparando águas sanitárias de diferentes marcas, com validades diferentes.

Apesar da remoção de mais de 99% das bactérias da maioria dos ensaios, 78% das amostras ensaiadas não obtiveram resultados microbiológicos satisfatórios quanto aos padrões de potabilidade nacionais. Em 53% das amostras ensaiadas, observou ausência de *E. coli* após o tratamento, e somente em 22% das amostras ensaiadas, observou a ausência de coliformes totais.

4.2.3 Teste cego

As técnicas de desinfecção que apresentaram resultado satisfatório na remoção de microrganismos foram apresentadas à comunidade em forma de teste cego de degustação. De acordo com declaração de um dos moradores, a fervura da água gera nesta um sabor desagradável, o que justifica a rejeição da técnica. As informações obtidas nas entrevistas, sobre rejeição a métodos de desinfecção como o uso da fervura e da desinfecção solar, convergem com declarações dos moradores obtidas em reuniões comunitárias anteriores.

As reuniões realizadas em duas áreas da comunidade (Lagedo e Riacho), em dois dias em dezembro de 2015, possibilitaram a execução de um teste cego de degustação de amostras de água para analisar a percepção dos moradores. Os grupos eram iniciados com a explicação dos resultados dos testes de desinfecção da água realizados em laboratório, a viabilidade do uso de cada técnica de desinfecção era debatida e, por fim, era realizado o teste cego.

Durante as discussões nas reuniões os moradores prontamente não se mostraram a favor da fervura e do uso de garrafas para desinfecção, apontando motivos diversos como a demora e grande trabalho para realizar o tratamento. O uso do cloro é visto positivamente devido à rapidez e eficiência, entretanto, seu uso é atrelado a procedimentos para desinfecção de modo coletivo. A inexistência de uma cultura de tratamento de água em casa também é apontada como principal motivo da inviabilidade do uso de métodos de desinfecção em nível domiciliar.

O teste cego de degustação das amostras de água contou com a participação de 23 moradores (14 no primeiro teste, em Lagedo, e 9 no segundo, em Riacho). Os moradores eram solicitados a beber de um copo de 200 mL de cada amostra, preparadas em garrafas de água mineral (de 1,5 litros) da seguinte forma: Amostra 1 (branco): água mineral inalterada; Amostra 2 (radiação solar): garrafa deixada no sol por cerca de 6h e depois resfriada; Amostra 3 (fervura): aquecida no fogão a gás até início do processo de fervura e depois resfriada; Amostra 4 (cloração): aplicadas 3 gotas de cloro cerca de uma hora antes da reunião.

No segundo teste a ordem das garrafas foi mudada para evitar que houvesse troca de informação entre os moradores de Riacho e Lagedo, e para avaliar se a ordem das amostras estaria influenciando no resultado. Os moradores em geral reprovavam as amostras tratadas com radiação solar ou fervura. Houve uma aceitação considerável pela amostra submetida à cloração. Segundo um deles a água clorada “tem gosto de água da cidade”. A aceitação foi ainda maior após o fim do teste, com a revelação

de qual foi o tratamento em cada garrafa. Desse modo, optou-se por projetar o sistema de desinfecção de água da comunidade fazendo- se uso da cloração.

4.3 OE3 – Implantação e operação das instalações em escala real

Desde fevereiro de 2014 até dezembro de 2017 foram realizadas visitas mensais à comunidade de Lagedo para coleta e análise de água. Os resultados das análises serviram como base de apoio na escolha das técnicas instaladas na comunidade.

A implantação do sistema se divide em três partes: primeiramente foi implantado um sistema-piloto na casa de um dos moradores, para realização de testes e ajustes antes da implantação do sistema comunitário, de maior porte; foi implantado na região do Riacho um sistema independente, com captação em poço raso para atender a cerca de dez famílias; e por fim a implantação do sistema de tratamento de água por batelada em Lagedo, com capacidade de produção de dez mil litros por dia.

4.3.1 Instalação dos hidrômetros

Com o avanço na capacitação dos moradores para a gestão, após a criação da Comissão da Água e a formulação do Regimento Interno, o próximo passo foi hidrometrar o sistema de abastecimento de Lagedo, já que para validação das regras estabelecidas no regimento interno seria imprescindível a instalação dos medidores de consumo.

A instalação dos hidrômetros nas casas de Lagedo ocorreu no mês de março de 2016. Durante a instalação, foi recomendado que cada família ficasse responsável por construir uma estrutura de proteção em volta do seu hidrômetro.

Inicialmente 18 medidores foram instalados (no total 40 medidores foram adquiridos através de doação da empresa Saga Medição) nas casas que já estavam ligadas ao sistema de abastecimento de água de Lagedo. O restante foi instalado alguns meses depois na localidade do Riacho, e o será nas casas de Lagedo que ainda não recebem água do reservatório comunitário.

4.3.2 Escolha da configuração do sistema de tratamento de água

Com a pesquisa na literatura das alternativas técnicas de tratamento (CUMBI, 2013; LIBÂNIO, 2010; LÚCIO, 2013; PÁDUA, 2010b) e testes laboratoriais do grupo de pesquisa do projeto na UFMG, quatro técnicas foram apresentadas e discutidas nas reuniões comunitárias como adequadas para a realidade de Lagedo: a filtração em

margem (FM), a filtração lenta (FL), coagulação seguida de filtração e sedimentação natural.

Devido a votação dividida entre Filtração em margem e Filtração lenta, na época a pesquisa avançou para a FM, por ser a técnica mais adequada para a realidade de Lagedo, devido aos valores elevados de turbidez da água (LIBÂNIO, 2010; PÁDUA, 2010a; PATERNIANI; CONCEIÇÃO, 2004). Entretanto o resultado da sondagem do solo apontou a impossibilidade de uso da FM, e dessa forma começou a se pensar em uma técnica que envolvesse uso de filtro.

Em Riacho também foi realizado um furo de sondagem, a comunidade e a equipe optaram pela abertura de um poço escavado raso. As análises de qualidade de água do poço indicaram que o mesmo possui água que, com apenas um tratamento simples, já atende o padrão de potabilidade para consumo humano. Com relação à quantidade de água, um teste de vazão foi realizado e indicou que o poço poderia fornecer água em quantidade suficiente para abastecimento das 8 famílias de Riacho que demonstraram interesse em receber água do sistema coletivo que seria construído.

Na área de Lagedo, para emprego de uma solução que envolvesse a filtração em areia (uma das técnicas de tratamento que havia sido escolhida pela comunidade) como uma de suas etapas, a equipe da UFMG esboçou um sistema de tratamento por ciclo completo (coagulação química, decantação, filtração e desinfecção). A filtração lenta foi descartada pois, conforme Pádua (2010a) e Paterniani e Conceição (2004), há necessidade de a água bruta apresentar baixa turbidez ($<10 \text{ uT}$), o que inviabilizou sua adoção em Lagedo. Assim a técnica da filtração precedida de coagulação foi novamente apresentada e discutida com a comunidade, sendo incluída em três desenhos esquemáticos de um sistema de tratamento de água. Antes de apresentar as alternativas para a comunidade, houve uma reunião com a comissão da água, onde foram apresentados desenhos em 3D no computador para avaliação e discussão de alternativas.

Os três croquis apresentavam o mesmo princípio de tratamento, entretanto, diferenciavam-se entre si na configuração estrutural das unidades. O sistema de tratamento foi concebido para ser operado por batelada, de modo a manter o tempo de sedimentação em 24 horas e fornecer 10.000 L/dia. Procurou-se, no projeto, dispensar unidades específicas para mistura rápida (a mistura do coagulante seria realizada no mesmo tanque da sedimentação, através da agitação provocada pela queda da água), a unidade de floculação e o uso de equipamentos eletromecânicos. Para a filtração foi projetado o uso de um filtro rápido de areia por gravidade ou pressão. Por fim, a desinfecção seria realizada por meio da aplicação de hipoclorito de sódio gerado *in loco* a partir de sal de cozinha. Como observado, procurou-se nos projetos priorizar

o quesito simplicidade de operação, com a utilização de coagulante e desinfetante de baixo custo e facilmente encontrados no comércio local. Assim os pontos positivos e negativos de cada proposta foram estudados e debatidos na reunião comunitária, para então serem votados pela comunidade.

A terceira configuração apresentada venceu por unanimidade. Ela apresenta a vantagem de não precisar da construção de uma estrutura maior do que a já existente para suporte dos decantadores. A comunidade já contava com reservatório elevado, com base de madeira construída pelos próprios moradores, de cerca de 6 metros de altura. Na configuração escolhida, seria necessária apenas uma base de tamanho suficiente para possibilitar carga para a água decantada passar pelo filtro e cair nos tanques de contato, de onde, após desinfecção, seria recalcada por outra bomba até o reservatório já existente.

Alguns dias após a definição da configuração, um dos moradores (membro da Comissão da Água) ligou para a equipe do projeto em Belo Horizonte com uma ideia promissora. Ele relatou que estava pensando no sistema de tratamento que seria construído, quando se deu conta de que: ao invés de construir uma base elevada para os decantadores, se esses fossem construídos no nível do solo na parte mais alta da comunidade (ao lado do reservatório) e os tanques de contato em lote mais abaixo, no terreno da sede da Associação dos Moradores (cerca de 100 metros de distância do reservatório), o próprio desnível do terreno seria suficiente para fazer a água decantada descer, passando pelo filtro e até o tanque de contato, onde recebe o cloro e em seguida é bombeada novamente até o reservatório.

Apesar de descentralizar as unidades de tratamento e utilizar maior quantidade de tubos, a proposta reduz gasto de material e tempo de serviço dos moradores para construção de uma estrutura elevada para os decantadores (que até então seria construída em concreto armado). A ideia foi apresentada em reunião da equipe na UFMG em Belo Horizonte e teve ampla aceitação, e o mesmo ocorreu ao ser apresentada à comunidade na viagem seguinte.

4.3.3 Estação de tratamento de água piloto

Após a escolha da comunidade, o sistema em escala piloto foi projetado e sua construção realizada por alunos da UFMG e moradores locais, em um dos domicílios mais afastados da comunidade. Essa ação foi adotada devido à inviabilidade de conexão dessa casa ao sistema de abastecimento de água já existente na comunidade. Essa estação unifamiliar também foi pensada para atuar como uma unidade teste para a construção do sistema em maior escala, que atenderá coletivamente às demais famílias.

A estação foi projetada para fornecer 500 litros de água tratada por dia (cada decantador e o tanque de contato consiste de uma caixa d'água de PVC de 500 litros), operando por batelada. A operação foi planejada para ocorrer da seguinte maneira: no primeiro dia o morador coloca a solução de coagulante no decantador 1, abre o registro de entrada de água bruta do decantador 1 (e fecha o do decantador 2) e liga a bomba. Enquanto a caixa enche a queda da água promove a mistura do coagulante. Após encher o decantador 1 a bomba é desligada, e a água permanece em repouso por cerca de 24 horas. No segundo dia, a primeira coisa que o morador deve fazer no sistema é colocar cloro no dispositivo instalado na tubulação que adentra aos tanques de contato. Feito isso o morador deve abrir o registro de entrada do tanque de contato 1 e fechar o do tanque 2 (esses registros controlam a entrada de água filtrada nos tanques de contato). Então o registro de saída do decantador 1 é aberto, permitindo a passagem da água pelo filtro, levando o cloro inserido no dispositivo de cloração, e promovendo sua mistura no tanque de contato 1.

Enquanto a água é filtrada (por meio dos testes verificou-se que a filtração demora no mínimo uma hora e meia para cada decantador), o morador deve preparar a solução de coagulante, que será colocada no decantador 2. Após colocar a solução no decantador 2, é fechado o registro de entrada de água bruta do decantador 1 e aberto o do decantador 2, e em seguida a bomba é ligada até que se encha o decantador 2. A água coagulada permanecerá em repouso até o terceiro dia, quando volta a ser cheio o decantador 1, e assim por diante.

A água tratada após a desinfecção nos tanques de contato (tempo de detenção mínimo de 30 minutos), fica à disposição para ser bombeada conforme a necessidade para a caixa d'água (que no caso é de 250 L que fica em cima do “banheiro da Funasa”), de onde poderá ser usada no banheiro, na pia e no tanque de lavar roupa.

A construção dessa estação ocorreu durante as férias de julho de 2016, durante viagem de campo do projeto de extensão universitária com alunos da UFMG. A obra contou com a participação de alguns dos alunos do projeto de extensão, os moradores da casa e outros moradores da comunidade. A Figura 1 abaixo mostra uma das etapas da construção do sistema-piloto.



Figura 1 – Instalação dos decantadores do sistema de tratamento de água piloto.

O filtro utilizado no sistema é do tipo comercial utilizado em piscinas. Ele foi instalado abaixo do tablado de madeira, onde ficou um espaço para guardar material. Foi utilizada areia do próprio filtro de piscina, devido à facilidade de reposição, apesar da mesma não possuir especificação de granulometria para dimensionamento convencional de filtro rápido. A bomba de recalque de água tratada foi instalada próximo ao banheiro.

Os decantadores foram planejados para receber a dose de coagulante (sulfato de alumínio), e receber em seguida água bruta, cuja queda provoca a mistura do coagulante, e então ficar em repouso por cerca de 24 horas, para no dia seguinte a água ser passada pelo filtro. Devido às simplificações dessa etapa em relação ao tratamento convencional, fez-se necessária a adoção de ensaio específico para o sistema de tratamento por batelada, que fosse possível de ser transmitido aos moradores para testes futuros. Para simplificação do tratamento, e para evitar o uso de mais um produto no sistema, não foi prevista a correção de pH.

Diante dessa necessidade, foi pensado um teste de decantação utilizando copos plásticos graduados equipados com torneiras de filtro, para comparar a eficiência da decantação na remoção de turbidez para diferentes dosagens de sulfato de alumínio.

Em campo foi preparada uma solução de sulfato de alumínio de concentração conhecida (o sulfato de alumínio em pó é dosado em volume, uma vez que sua densidade foi medida no laboratório na UFMG, e igual a 1,1 g.mL⁻¹). Cada frasco do teste possui um volume de 500 mL, e então foi calculado o volume de solução que devia ser adicionado a cada frasco, para que após a dissolução na água bruta a concen-

tração de coagulante no frasco fosse igual a um valor previamente estabelecido (por exemplo, variando de 10 a 50 mg por litro). Depois de adicionar a quantidade correta de solução nos frascos enfileirados, esses foram preenchidos com água até a marca de 500 mL, e a partir de então foram anotadas medidas de turbidez em horários fixos, da água na saída das torneiras. A comparação dos valores de turbidez para as diferentes dosagens de coagulante permitiu determinar qual a melhor dosagem de sulfato de alumínio com vistas a remoção de turbidez, para a água bruta com turbidez conhecida. Em todos os testes, um dos frascos recebeu água bruta sem coagulante, para observar a diferença que o uso deste poderia resultar.

O objetivo desses testes foi fazer uma tabela para os moradores, onde é possível consultar qual dosagem de coagulante a ser utilizada, de acordo com a turbidez da água do Rio São Francisco. Além disso, a realização do teste junto com os moradores enfatiza a importância do uso e da dose correta de coagulante, pois visualmente pode-se ver a diferença entre os frascos ao final do teste, além de treiná-los para realizar testes sempre que houver alteração na qualidade da água bruta.

O sistema-piloto apresentou desempenho satisfatório em termos de remoção de turbidez. Após ajustes e adequações, o sistema passou a produzir água com turbidez menor que 1,0 uT. A Figura 2 a seguir apresenta uma imagem do sistema finalizado.



Figura 2 – Vista do sistema de tratamento piloto concluído.

Quanto às análises microbiológicas, em todos os testes foi observada a remoção total de *E.coli*, mas com presença de coliformes totais na água tratada (mesmo com

cloro residual). A presença de coliformes totais nas amostras foi associada a possível contaminação no momento da coleta.

4.3.4 Sistema de tratamento de água de Lagedo

Com base na votação feita pelos moradores sobre a técnica de tratamento e também sobre a disposição das unidades do sistema, foi iniciado o planejamento da construção. Para construir os quatro reservatórios (2 decantadores e 2 tanques de contato) foram apresentadas 3 alternativas para os moradores: construção em alvenaria, construção em ferrocimento e utilização de reservatórios de PVC. A opção em alvenaria foi recusada na comunidade, pois de acordo com os moradores reservatórios de água desse tipo costumam ter problemas de vazamento. A opção de caixas prontas de PVC facilita a construção do sistema, porém apresenta maior custo, e pode ter menor durabilidade devido à exposição ao sol. Em reuniões com a equipe do projeto em Belo Horizonte foi apresentado o método construtivo de reservatórios em ferrocimento, que apesar da maior dificuldade na construção (demanda maior tempo e mão de obra), tem a vantagem de envolver a comunidade no processo construtivo, para que haja uma maior valorização do sistema, e também para ensino da técnica para os moradores, que podem replicá-la em outras circunstâncias. A construção dos reservatórios em ferrocimento foi aprovada pela equipe da UFMG e em novembro de 2016 foi apresentada à comunidade.

A técnica construtiva foi apresentada primeiramente para a Comissão da Água em apresentação de *slides*. Depois o método foi apresentado em reunião com toda a comunidade, por meio de desenhos.

Alguns moradores já haviam trabalhado na construção de reservatórios semelhantes e houve aprovação geral do modelo apresentado. Durante a reunião e em visitas domiciliares realizadas na mesma viagem, os moradores foram convocados a ajudar na construção do sistema, que iniciaria no mês de dezembro de 2016. Foi lembrado que desde o início do projeto ficou definido que a mão de obra seria por conta da comunidade e os materiais de construção seriam comprados pelo projeto.

No mês seguinte os materiais de construção chegaram à comunidade alguns dias antes da equipe da UFMG (composta por 4 estudantes). O primeiro dia foi separado para visitar todas as casas, relembrando e convocando os moradores para a construção que iniciaria no dia seguinte.

Ao final da visita de dezembro de 2016 à comunidade, o contrapiso e a armação dos dois tanques de contato estavam prontos, faltando o revestimento com argamassa. Os próprios moradores foram instruídos sobre como deveria ser feita essa etapa

(alguns pedreiros experientes inclusive já tinham construído tanques semelhantes). A Figura 3 mostra uma etapa da construção dos tanques de contato.



Figura 3 – À esquerda, montagem da armação da cobertura. Direita: armações finalizadas.

Entre dezembro de 2016 e março de 2017 houve contratemplos que atrasaram a construção do sistema. Entre eles, problemas com a bomba de recalque de água na comunidade e desmotivação por parte dos moradores.

Em março foi retomada a construção do sistema. Ao chegar à comunidade, um dos tanques de contato estava com a primeira camada de argamassa aplicada. O revestimento do segundo tanque foi assumido por um dos pedreiros da comunidade com mais experiência. É importante a aplicação de 3 camadas de argamassa: primeiro na parte externa; no segundo dia, após secagem da primeira, é aplicada uma camada internamente, já com acabamento fino (superfície lisa), e por último uma camada externa para regularização. A espessura total do tanque deve ser em torno de 3 cm (1 cm para cada camada). Por ter mais experiência, o tanque feito pelo pedreiro citado teve melhor acabamento que o primeiro. Alguns outros moradores acompanharam o revestimento do segundo tanque, e puderam aprender um pouco da técnica.

Em abril foram finalizadas as armações dos decantadores, e a base dos mesmos já havia sido feita, ao lado do reservatório. Durante essa visita, a bomba comunitária apresentou problema novamente, e desta vez não houve conserto. As duas bombas que seriam utilizadas no sistema foram compradas pelo projeto, e levadas para a comunidade em junho de 2017, de forma que os moradores ficaram sem acesso à água do sistema comunitário por mais de 30 dias novamente.

Ao chegar à comunidade no mês de junho, a equipe encontrou os dois decantadores já finalizados pelo pedreiro, que contou com a ajuda de outros moradores, inclusive levando água de carroça até o local para preparar a argamassa.

A construção dos decantadores seguiu o modelo dos tanques de contato, inclusive a disposição das tubulações de saída por baixo do contra piso. Porém, esteticamente os decantadores ficaram melhores. Talvez a experiência adquirida nos dois primeiros tenha influenciado no melhor desempenho dos últimos, além do fato de que os decantadores foram construídos pelo mesmo pedreiro experiente que fez o segundo tanque de contato.

No mês de julho de 2017 foi feita a ligação dos tubos e conexões nos elementos do sistema. Para colocação do sulfato de alumínio nos decantadores, foi elaborado um dispositivo semelhando àquele para adição de cloro do sistema piloto. Os decantadores são mostrados na figura a seguir.



Figura 4 – Decantadores do sistema de tratamento de Lagedo (sem cobertura).

Ao término da viagem de julho, ficou faltando apenas a ligação de tubulação entre as unidades, através da abertura de valetas para passagem dos tubos. A unidade de filtração e a casa de química também ainda não haviam sido construídas até o momento da elaboração deste relatório. Após finalizadas essas próximas etapas, já será possível fazer os primeiros testes em escala real no sistema de tratamento de água de Lagedo.

4.3.5 Sistema de tratamento de água de Riacho

Em Riacho foi escavado um poço raso com cerca de 5,5 metros de profundidade. Um tratamento mais simples que o de Lagedo foi proposto para esse sistema, devido à melhor qualidade da água bruta em termos de turbidez. Portanto foi definido pela equipe, em conjunto com os moradores, que seria adotado um sistema de tratamento por filtração direta em filtro de piscina, com desinfecção por cloro.

O material para construção do sistema de Riacho (reservatório metálico de 5 mil litros e tubulação) foi adquirido pela Prefeitura de São Francisco junto à Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba (CODEVASF). Porém houve vários problemas na fase de construção da rede e da instalação do reservatório, de forma que apesar da simplicidade do tratamento, o sistema demorou a ficar pronto.

Após vários problemas, solucionados em conjunto com os moradores, o sistema de abastecimento de água de Riacho finalmente funcionou, com o uso de mangueiras para distribuição e adução de água. Foram instalados hidrômetros, e distribuídas cartilhas para explicar sobre o seu funcionamento durante uma das reuniões com os moradores. A região do poço foi cercada, e a tampa do mesmo foi selada com argamassa para proteger a água e a bomba.

Atualmente o sistema de tratamento de água de Riacho tem funcionado satisfatoriamente. Cerca de 10 famílias são atendidas pela água do poço, que é filtrada e clorada antes da distribuição. Em conversa com os moradores, e durante as reuniões, é apontada a boa qualidade da água do sistema, que além de ser elogiada até mesmo por moradores de outras comunidades, tem sido suficiente para todos até mesmo nos períodos de estiagem.

4.4 OE4 – Capacitação dos moradores para gestão do sistema de tratamento

4.4.1 Capacitação dos moradores

A criação de uma estrutura comunitária para a autogestão, como um Comitê ou Comissão de Gestão, só seria possível por meio de intervenções na dinâmica da participação comunitária e nas práticas socioculturais relacionadas ao manejo da água e seu tratamento. Portanto, para modificarem-se as práticas e as relações dos moradores com a água e seu sistema de abastecimento de água, a capacitação dos moradores teve que passar por diversas fases, durante as reuniões comunitárias. Primeiramente foi iniciado um processo de sensibilização e conscientização em educação sanitária e ambiental com os moradores. Foram apresentados e discutidos conceitos e termos, ao longo de várias reuniões, relativos ao meio ambiente e a água, como: componentes do ambiente natural e humano, ciclo da água, nascentes, manancial superficial, lençol freático, contaminação, análise, microrganismos, bactérias (coliformes) e barro na água (turbidez).

Com a discussão sobre esses conceitos iniciais, novas questões, relativas à qualidade água e seu tratamento, puderam ser abordadas como: “sistema”, padrões de potabilidade para consumo humano e técnicas de tratamento (filtração, decantação, desinfecção, etc). Essa segunda etapa de capacitação possibilitou a discussão e cons-

cientização dos moradores quanto aos padrões de potabilidade e resultados das análises de qualidade de água. Os moradores, inclusive, foram capacitados para a leitura de gráficos simples e desenhos esquemáticos. Ressalta-se a importância do uso dos gráficos e desenhos devido à dificuldade encontrada pela equipe nas primeiras reuniões, mesmo com os moradores que possuíam mais escolaridade, em acompanharem as explicações por meio de tabelas. Para isso foram utilizados principalmente desenhos feitos em um *flipchart* e os Jornais da Comunidade de Lagedo (Os jornais foram criados em conjunto com os moradores, para registro e difusão em linguagem popular das atividades e resultados do projeto).

A capacitação dos moradores esteve presente ao longo de todas as etapas do projeto de intervenção na comunidade, alcançando resultados positivos segundo avaliação da equipe e da própria comunidade descritas no trabalho de Vilela (2016), com a melhora na capacidade de tomada de decisões, autoestima dos moradores, compreensão de conceitos relacionados à água, capacidade de análise e na participação comunitária.

4.4.2 Comissão da água

Devido à complexidade da questão e a falta de formação da equipe do projeto para a resolução de conflitos sociais, decidiu-se desvincular a gestão do sistema de tratamento de água da Associação de Moradores (que nessa época ainda não tinha sua diretoria formada, e apresentava outros problemas). Assim, o caminho adotado para viabilização das ações para sustentabilidade da autogestão, no estudo de caso de Lagedo, foi a constituição de uma Comissão da Água. A Comissão inicialmente foi formada desvinculada da Associação Comunitária local. Entretanto, a proposta de inclusão da Comissão sob a tutela da Associação, após sua possível reorganização, foi claramente pontuada como uma alternativa de escolha da comunidade.

Com a criação da Comissão foi possível dar início às discussões para formulação de um documento para detalhar e registrar as regras de uso do sistema de abastecimento, a distribuição de tarefas e custos. A definição da opção se algum cargo da Comissão deveria ser remunerado ou não pelo desempenho de sua função, além do valor a ser pago, seria decidido pela assembleia de moradores em reunião. Alguns integrantes da Comissão já estão desempenhando suas funções antes da conclusão das intervenções no sistema de abastecimento em Lagedo, como os operadores (sendo que um deles já desempenhava a função anteriormente à criação da Comissão) e o leiturista dos hidrômetros. Em Riacho o sistema já é operado por um dos moradores, e tanto a leitura dos hidrômetros quanto o recebimento do dinheiro correspondente à água consumida são realizadas pela mesma pessoa. Moradores das áreas de Lagedo e Riacho decidiram que as contas dos dois sistemas devem ficar separadas.

Foram feitas algumas reuniões com a Comissão da Água para discutir assuntos relativos à construção, e também para mostrar mais detalhadamente como são realizados alguns testes de qualidade da água no sistema. Foram apresentados testes de decantação com coagulação, leitura de turbidez e análise de cloro residual.

4.5 OE5 – Aceitação da proposta por parte da comunidade local

A avaliação da aceitação cultural ocorre desde o DRP de 2013, com as visitas às casas, as conversas com os moradores, pela observação da equipe. Um dos principais resultados do DRP no núcleo de Lagedo foi a informação dada pela comunidade do quadro de ausência do poder público, em especial nas ações relativas ao abastecimento de água. Esse fato interfere na forma em que o problema “água contaminada” é tratado pelos moradores. A comunidade possui duas origens principais de acesso à água: os rios e os poços.

O principal local de captação de água é o Rio São Francisco (51,5%, se somadas a caixa comunitária e a captação individual), e em seguida os poços, cisternas e cacimbas, localizados próximos tanto ao São Francisco como aos demais rios que banham a comunidade.

Além da forma de abastecimento e uso da água na comunidade, com a utilização da entrevista semiestruturada com 23 famílias, foi possível levantar dados básicos da situação do núcleo para os seguintes itens: dados pessoais, infraestrutura, energia, água (qualidade, quantidade, fontes, armazenamento, tratamento, infraestrutura), esgoto, resíduos sólidos, saúde, educação, economia, organização sociopolítica comunitária, lazer e transporte.

Constatou-se, por meio de comunicação pessoal com Técnicos da EMATER/MG, que no município de São Francisco a responsabilidade do fornecimento de infraestrutura para abastecimento de água é dividida entre a EMATER/MG, Prefeitura e comunidade. Fica a cargo da EMATER/MG a instalação de equipamentos e infraestrutura de captação, distribuição e armazenamento, sendo o tratamento de água responsabilidade da Prefeitura e da comunidade através da instalação de um filtro lento no local atendido (o que não existe em Lagedo). A Funasa tem atuado instalando banheiros e fossas simples nas propriedades. O INCRA/MG presta serviço na região em regularização de territórios quilombolas e não fornece infraestrutura.

Foram utilizadas outras técnicas para diagnóstico da comunidade, como a rotina diária, com a elaboração de “relógios” com as atividades diárias de 32 moradores. Da mesma forma foram elaborados 22 perfis de transectos nas propriedades visitadas. Os transectos permitiram uma melhor compreensão de como ocorria a coleta

de água na propriedade e a observação de possíveis ações para o tratamento da água realizadas pelos moradores, além da observação da presença de contaminantes nas propriedades.

Foi realizado, com a presença de 40 pessoas, um mapeamento participativo como forma de complemento das demais técnicas e mais um elemento para viabilizar a triangulação de informações coletadas. O mapa permitiu levantar e cruzar informações relativas aos recursos hídricos da comunidade, suas estradas, sistema de educação, abastecimento de água e agropecuária.

Os relatórios, geral e para cada casa visitada, foram entregues à Presidente da comunidade, ao Presidente do território quilombola e aos moradores de Lagedo para correções e avaliação quanto à facilidade de compreensão.

Quanto à percepção da comunidade sobre a autogestão das instalações de abastecimento de água, foram utilizados métodos qualitativos de pesquisa, especificadamente o diagrama de Venn, a entrevista semiestruturada e a observação participante.

Nos resultados referentes à percepção dos moradores quanto à qualidade de água e práticas de uso, ficou clara a percepção dos moradores da necessidade de a água ser tratada e sem poluição. O padrão organoléptico da água para consumo também é prioritário na classificação da qualidade da água, podendo levar à rejeição dos mananciais que possuem parâmetros estéticos desagradáveis, mas não prejudiciais, como gosto e odor (HOKO E HERTLE, 2006). A poluição é identificada por aspectos físicos, como a turbidez da água, e microbiológicos, como a presença de bactérias, como evidenciado no trecho de entrevista transscrito abaixo.

“Água boa aqui não tem pra nós. Tem água só do rio São Francisco, mas assim mesmo tem vez que ela tá poluída, com mal cheiro. [...] Ela tem que ser boa pra num ter a bactéria, não ter poluição nenhuma, não ter coisa nenhuma a gente pega e bebe.” Morador de Lagedo.

Com relação à capacidade financeira, todos os moradores que responderam desembolsar até R\$ 20,00 mensalmente para gastos com água estão atualmente ligados à rede de distribuição de Lagedo, sendo que a maioria considera esse valor justo ou pouco. Dentre esse grupo, apenas uma moradora que paga R\$ 10,00 por mês considera o valor desembolsado elevado, pois ela reside sozinha em sua residência e ainda não há diferenciação na cobrança pelo consumo.

5 Conclusão

A realização das análises de água se mostrou imprescindível para qualificar a água de cada local onde é utilizada, e para que esses resultados servissem de base de discussão com a comunidade. Foi possível, com o monitoramento feito, observar as diferenças de qualidade da água dos três rios que limitam a comunidade e são utilizados por diferentes grupos de moradores. Tais diferenças serviram como base de compreensão e análise das técnicas apresentadas para os moradores. Foi definido que a instalação seria realizada em três locais da comunidade: uma no Rio São Francisco, que já possui um sistema de captação, armazenamento e distribuição de água não tratada para 20 residências; outro na região do ribeirão “Riacho”, com cerca de nove famílias; e outro em uma das casas de Lagedo, como sistema-piloto. Na região do Rio Pardo apenas uma família foi atendida por meio de solução individual de abastecimento adotada, devido à distância dos dois núcleos e à falta de participação dos demais moradores dessa região nas reuniões.

O uso de filtros de cerâmica domésticos foi discutido e estimulado na comunidade devido aos bons resultados apresentados nas pesquisas de laboratório na UFMG. O filtro de cerâmica está sendo considerado como um dos componentes do sistema, e o uso do mesmo é recomendado mesmo após o início do funcionamento dos sistemas de tratamento de água, funcionando como uma barreira sanitária adicional.

A identificação e a compreensão da ação das instituições responsáveis pelo abastecimento de água na comunidade foram importantes para que no futuro se discuta a sustentabilidade do que foi instalado, já que a comunidade continuará em contato com essas instituições.

Por meio de informações na comunidade de Lagedo, foi compreendido que a Funasa é que atualmente tem mais atuado no local, pela instalação de banheiros. Essa atividade mostrou-se bem-vinda e mencionada como positiva pelos moradores, porém a informação recebida até o momento é de que as intervenções realizadas pela Funasa são feitas sem discussão adequada com os moradores. Na prática o Governo municipal recebe a verba da Funasa para a construção de infraestrutura, à qual é construída por empresas terceirizadas. A Funasa fiscaliza a construção, mas não foi possível acompanhar se há discussão quanto a melhorias e modificações no que é construído. Soube-se, por contato com a própria EMATER/MG e com o Presidente da Comunidade Quilombola, que existem cerca de 10 projetos para instalação de infraestrutura de abastecimento de água para as comunidades rurais do município, mas não foi possível entender como e por quem esses projetos foram elaborados, muito menos se de forma participativa ou não.

O sistema de tratamento piloto construído em uma das casas mais afastadas de Lagedo apresentou bons resultados em termos de remoção de turbidez, mesmo com uso de areia de filtro de piscina. A etapa de desinfecção por cloração também se mostrou eficiente, visto que os níveis de cloro residual se mantiveram dentro da faixa recomendada, após ajustes nos primeiros testes.

Os testes de coagulação e decantação realizados se mostraram importantes para determinação da dosagem de sulfato de alumínio, visto que a turbidez da água do Rio São Francisco varia ao longo do ano. Apesar de não haver floculação, o tempo de decantação em repouso se mostrou suficiente para redução da turbidez a valores adequados para passagem pelo filtro. Conclui-se, portanto, que o sistema-piloto de tratamento de água instalado na comunidade funcionou adequadamente.

Até a apresentação deste relatório, não foi iniciada a operação do sistema de tratamento de água comunitário de Lagedo. Atrasos devidos à dificuldade de mobilização dos moradores para a construção (dificuldade apontada pelos próprios moradores) foram o principal motivo, mas também houve os incidentes de quebra da bomba da comunidade, entre outros contratemplos. No entanto, já foram construídos todos os tanques em ferrocimento e instalada a tubulação, mas falta terminar de construir a cobertura de cada um dos tanques e a casa de química.

Um dos motivos da escolha do ferrocimento como material de construção das unidades do sistema foi a importância da participação dos moradores no processo construtivo, para que houvesse uma maior familiaridade da comunidade tanto com a técnica construtiva quanto com o sistema instalado. Porém, no caso da comunidade de Lagedo, a participação dos moradores foi insuficiente, apesar dos constantes lembretes, desde as primeiras reuniões, de que a mão de obra seria responsabilidade da comunidade. Houve um momento, durante a construção dos tanques, em que o pedreiro que ficou responsável pela construção sugeriu que, aqueles que não quisessem ou não pudessem participar da construção, deveriam pagar o dia do pedreiro, ou enviar alguém que trabalhasse em seu lugar. Porém, isso também não funcionou, e houve dias em que o pedreiro não pôde trabalhar no sistema por falta de servente.

Na área do Riacho a realidade foi diferente. Houve mobilização de uma parcela significativa dos homens, representantes das casas que seriam atendidas pelo sistema, no processo de abertura de valetas e instalação da tubulação. Atualmente o sistema tem funcionado regularmente, e a água tratada é elogiada pelos moradores do local, e também de regiões vizinhas (apesar de ainda apresentar valores de turbidez superiores a 5 uT). A gestão financeira do sistema também tem funcionado adequadamente, segundo relatos dos moradores, com pagamentos em dia. Inclusive já foi comprada uma bomba reserva com o dinheiro arrecadado.

O sucesso do sistema de Riacho em comparação ao de Lagedo também pode ser atribuído ao maior grau de simplicidade do mesmo, menor quantidade de moradores a se mobilizar, e também devido ao fato de que o reservatório utilizado foi do tipo metálico.

O trabalho de capacitação dos moradores para gestão do sistema também apresentou sinal de bons resultados. Um dos membros da Comissão da Água, por exemplo, foi treinado para fazer os cálculos de consumo de água no computador. Apesar de ter começado dos princípios básicos, atualmente a jovem responsável por essa atividade já é capaz de preencher a planilha de cálculo das contas de água, e tem uma boa visão geral sobre o uso do computador. Os demais membros da Comissão da Água também demonstraram ter absorvido os conceitos apresentados desde as primeiras reuniões, sobre qualidade da água, e também mostraram terem entendido como funciona o processo de tratamento (por meio das reuniões da comissão da água e da observação do sistema-piloto). Uma análise mais detalhada do resultado da capacitação só poderá ser feita após o início da operação do sistema.

6 Recomendações para utilização dos resultados pela Funasa e indicativos de custos

A seguir são apresentados os custos relativos aos materiais utilizados nos sistemas de tratamento da comunidade, cada um com suas particularidades. São também apontadas observações e recomendações para reprodução das soluções de abastecimento estudadas em outros locais. Os preços da maioria dos materiais apresentados são referentes ao comércio local de São Francisco-MG.

6.1 Custos e reprodução do sistema de tratamento piloto

O sistema de tratamento piloto foi construído pelos alunos da UFMG durante as férias de julho de 2016, com a participação dos moradores. A adutora de água bruta, a bomba à gasolina e o reservatório de 250 litros (instalado em cima do banheiro) já estavam prontos, portanto, não serão incluídos na tabela de custos.

Muitas das ferramentas utilizadas foram emprestadas pelos vizinhos, outras foram compradas em maior número para que vários alunos tivessem a oportunidade de participar da construção, assim sendo, o preço das ferramentas não será incluso no custo total do sistema. Foi feita uma tabela indicando a quantidade de material utilizado, e o custo total deste sistema foi estimado em R\$3.883,00 (três mil, oitocentos e oitenta e três reais).

São feitas algumas considerações a respeito dos materiais utilizados:

- Apesar de o filtro de piscina ter sido substituído por uma bombona com areia, a bomba continuou no sistema-piloto, para fazer elevar a água tratada até o reservatório do banheiro. Dessa forma o custo do conjunto filtrante é listado nesse sistema.
- A tela de galinheiro listada foi utilizada para cercar o sistema e impedir o acesso de animais. A madeira utilizada para compor a cerca foi retirada na propriedade pelo morador, portanto, não entrou nos custos.
- O conjunto Tablado de madeira + Base de alvenaria responde por quase metade do custo total do sistema (um mil, quinhentos e oitenta e nove reais e dez centavos).

O tamanho das caixas d'água utilizadas como reservatórios também pode impactar o custo total do sistema. Neste caso foram utilizadas caixas d'água de plástico com capacidade de 500 litros, mas conforme demanda e disponibilidade de material, o mesmo sistema pode ser construído com caixas menores, até mesmo de outros materiais (possibilidade de reaproveitamento de tambores).

Apesar da facilidade de montagem, o tablado de madeira como suporte para os decantadores pode ter vida útil muito reduzida dependendo do cuidado com revestimento, devido à exposição ao sol e chuva. No sistema implantado pôde-se notar que as tábuas empenaram alguns meses após a instalação.

A base dos decantadores (neste caso composta por paredes de alvenaria sobre fundação de concreto) também poderia ter sido construída com outros materiais, conforme disponibilidade de madeira na região, peso total dos decantadores e custo, por exemplo.

6.2 Custos e reprodução do sistema de tratamento de Riacho

O sistema implantado em Riacho é composto por poço escavado raso, tubulação de adução (que foi substituída por mangueiras), filtro de piscina, reservatório metálico, e mangueiras da rede de distribuição com hidrometração. O reservatório metálico apresenta o maior custo entre os componentes do sistema, e foi adquirido junto à Codevasf, reduzindo o custo total. O custo foi estimado em R\$8.130,00 (oito mil, cento e trinta reais).

Em caso de replicação do sistema em outros locais, deve-se avaliar a necessidade de hidrometração. Para Lagedo e Riacho não houve custo direto para instalação dos hidrômetros, que foram doados pelo fabricante, sendo necessária apenas a aquisição do material para confecção dos cavaletes.

O valor dispendido com a contratação do cisterneiro pode variar bastante dependendo disponibilidade da mão de obra na região e da profundidade a ser escavada.

6.3 Custos e reprodução do sistema de tratamento de Lagedo

Apesar de não ter sido finalizado até o momento da redação deste relatório, fez-se uma estimativa do custo total de implantação do sistema de tratamento de água de Lagedo. A tubulação da rede de distribuição, a adutora de água bruta e o reservatório já estavam instalados na comunidade antes do início das atividades, e portanto, não entram na composição. O custo estimado foi de R\$19.850,00 (dezenove mil, oitocentos e cinquenta reais).

O item “Concreto e alvenaria” refere-se a todo o material utilizado para construção dos tanques de ferrocimento, da casa de química, e do filtro descendente. Para o custo total de cada tanque, comparando o ferrocimento com outras soluções, é apresentada a Tabela 2. O custo de um reservatório de PVC industrializado de mesma capacidade é cerca de R\$4.300,00 (quatro mil e trezentos reais) no comércio de São Francisco.

A opção pelo ferrocimento reduz drasticamente o custo total do sistema, porém necessita de mais dias de trabalho. O custo relativo a mão de obra não foi considerado, uma vez que a construção ficou como responsabilidade da comunidade. Porém, em casos de replicação, deve-se avaliar a possibilidade de contratação de pedreiro como parte do custo do sistema.

Tabela 2 – Estimativa do custo total do tanque de ferrocimento

Material	Quantidade	Preço unitário	Preço total
Tábua compensado 6mm (2,2x1,1m)	5	R\$ 29,90	R\$ 149,50
Areia m ³	1,5	R\$ 48,00	R\$ 72,00
Cimento 50kg	15	R\$ 25,00	R\$ 375,00
Brita 00 m ³	1	R\$ 118,00	R\$ 118,00
Pó de pedra m ³	0,75	R\$ 140,00	R\$ 105,00
Impermeabilizante (Vedatop cx12kg)	1	R\$ 86,90	R\$ 86,90
Tela viveiro 1/2" (1m)	30	R\$ 5,70	R\$ 171,00
Malha POP 15x15 aço 4,2mm (3x2m)	6,5	R\$ 85,00	R\$ 552,50
Arame recozido torcido	1	R\$ 8,80	R\$ 8,80
Custo total			R\$ 1.638,70

Referências bibliográficas

ALMEIDA, A. W. B. DE (ORG). **Territórios Quilombolas e Conflitos**. Manaus: UEA Edições, 2010.

BRASIL. **Portaria nº 2.914, de 12 de Dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Brasil: [s.n.], 2011.

CEDEFES. **Comunidades quilombolas de Minas Gerais no século XXI: História e resistência**. Belo Horizonte: Centro de Documentação Eloy Ferreira da Silva (CEDEFES), 2008.

CRUZ, B. A. DE S. **O efeito do acesso à água na área rural na redução da vulnerabilidade: O caso do SISAR/CE**. 2015. 154 f. Universidade Federal de Minas Gerais, 2015.

CUMBI, H. A. **Avaliação do desempenho de mantas sintéticas não tecidas no tratamento de água para o consumo humano visando utilização em comunidades rurais – ensaio em escala piloto**, 2013. Universidade Federal de Minas Gerais.

EAWAG/SANDEC. **Desinfecção solar da água: guia de aplicação do SODIS**. Duebendorf, Switzerland, 2002.

Funasa. **Manual de Saneamento**. 3a ed. Brasília: Funasa, 2006.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. DE. **Abastecimento de água para consumo humano. Volume 1**. 2nd ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010.

HOKO, Z.; HERTLE, J. **An evaluation of the sustainability of a rural water rehabilitation project in Zimbabwe**. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 31:699-706, 2006.

LEMONS, A.; BRANZ, A.; KIMIREI, M.; HAWKINS, T.; LANTAGNE, D. **Assessment of the quality, effectiveness, and acceptability of ceramic water filters in Tanzania**. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development. June 2016; 6 (2): 195–204.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3rd ed. Campinas: Átomo, 2010.

LÚCIO, F. **Avaliação da influência da pré-sedimentação nas condições de coagulação e da seleção da técnica de tratamento de água com turbidez elevada: Ensaios em escala de bancada**, 2013. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais.

MORAES, M. A. DE A. et al. **A eficiência do filtro cerâmico doméstico na remoção de turbidez elevada.** 2014, Cuenca: Ecuador: AIDIS, 2014. p. 9.

PÁDUA, V. L. DE. **Investigação experimental visando o emprego de mantas sintéticas não tecidas na filtração de suspensões floculentas no tratamento de água.**, 1999. Universidade de São Paulo.

PÁDUA, V. L. DE. Introdução ao tratamento de água. In: UFMG (Ed.); **Abastecimento de água para consumo humano 2.** 2a ed., p.531–583, 2010. Belo Horizonte: UFMG.

PATERNANI, J. E. S.; CONCEIÇÃO, C. H. Z. DA. **Eficiência da Pré-Filtragem e Filtração Lenta no Tratamento de Água para Pequenas Comunidades.** Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia, v. 1, n. 1, p. 17–24, 2004.

SILVA, A. S. R. **Autogestão de sistemas rurais de abastecimento de água: estudo de caso na comunidade quilombola de Lagedo, São Francisco – MG.** 2016. 161f. Universidade Federal de Minas Gerais, 2016.

VILELA, D. R. **Metodologia participativa na instalação de sistemas de abastecimento e tratamento de água em áreas rurais: o caso da comunidade quilombola de Lagedo, São Francisco, Minas Gerais.** 2016. 288f. Universidade Federal de Minas Gerais, 2016.

WHO. **Combating waterborne disease at the household level.** Genebra, Suiça, 2007.

Desenvolvimento de biofiltro com meio suporte constituído de lodo desidratado e escória de alto-forno para a remoção simultânea de sulfeto de hidrogênio e metano presentes no gás residual de reatores anaeróbios

Coordenador da Pesquisa: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo (UFMG)

Participantes: Emanuel Manfred Freire Brandt (UFMG); João Paulo de Souza Pereira Rossi Vieira; Felipe Vieira Duarte; Maria Eugênia Alves do Carmo; Mariana Colen Froede Brito; Vinícius Mateó e Melo; Sarah Moreira de Almeida; Suzane Inácio.

Instituição Executora: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Instituição Convenente: Fundação Christiano Otonni (FCO)

Resumo

Este estudo investigou os processos de biofiltração e de biopercolação do metano (CH_4) e do sulfeto de hidrogênio (H_2S) em mistura com ar em concentrações típicas das emissões fugitivas geradas a partir da dessorção de gases dissolvidos nos efluentes de reatores anaeróbios utilizados no tratamento de esgoto sanitário, denominados gases residuais. Os biofiltros e biopercoladores foram operados em escala de bancada, sendo submetidos a diferentes cargas volumétricas e tempos de detenção em leito vazio. Avaliou-se o uso dos seguintes novos materiais para a composição dos leitos filtrantes dos biorreatores, misturados ou não a uma fração orgânica de substrato da compostagem de resíduos verdes: Biobob®, um material constituído de anéis de polietileno preenchidos com espumas de poliuretano; escória de alto-forno; e vermiculita expandida. Os leitos filtrantes dos biorreatores foram misturados a lodos ativados oriundos do tratamento de esgoto. Além disso, para superar as limitações relacionadas à solubilização do CH_4 gasoso na fase aquosa do biofilme dos reatores, avaliou-se a estratégia de adição de vetores

de transferência de massa a essa fase aquosa. Realizou-se uma etapa de pré-seleção das substâncias a partir de ensaios de solubilidade do CH₄ nas misturas e a partir de ensaios de atividade metanotrófica de culturas enriquecidas submetidas a concentrações variáveis dos vetores. O biofiltro preenchido com substrato da compostagem de folhas e vermiculita expandida apresentou elevadas eficiências de conversão de CH₄ (>90%) quando empregados tempos de detenção em leito vazio maiores ou iguais a aproximadamente 30 min e concentrações de CH₄ no gás residual afluente menores ou iguais a aproximadamente 1,2 %_{v/v}. Já para os demais materiais de enchimento testados (misturas de substrato da compostagem de folhas com escória de alto-forno ou com espumas), a operação de longo prazo dos biofiltros nas mesmas condições operacionais resultou em eficiências de conversão de CH₄ muito menores, variando na ordem de 25 a 55%. A operação dos biopercoladores (preenchidos somente com espumas ou com vermiculita expandida, e adicionados de fase líquida contendo nutrientes) apresentou desempenho muito semelhante ao desempenho dos biofiltros, não se mostrando atraente por ser muito mais complexa e dispendiosa. A despeito dos resultados promissores obtidos nos ensaios de solubilidade e de atividade metanotrófica realizados para óleos de silicone e de soja (vetores de transferência de massa), em escala operacional o efeito benéfico do uso desses vetores não foi confirmado, sendo verificada a falha completa do biopercolador adicionado de óleo de soja e preenchido com vermiculita expandida, bem como baixo desempenho na conversão de CH₄ (<20%) do biopercolador adicionado de óleo de silicone e preenchido com espumas. Devido às dificuldades encontradas no desenvolvimento da pesquisa, não foi possível a obtenção de resultados confiáveis no que se refere à biofiltração conjunta do H₂S e do CH₄, sendo necessário ainda maior aprofundamento científico no tema.

Palavras-chave: biofiltração do metano, biofiltração do sulfeto de hidrogênio, emissões fugitivas, escória de alto-forno, vermiculita expandida, espuma.

Abstract

This study investigated the use of biofilters and biotrickling filters for methane (CH₄) and hydrogen sulfide (H₂S) abatement in air mixtures representatives of fugitives emissions from the desorption of dissolved gases in effluents from anaerobic reactors treating domestic sewage, also named waste gases. The biofilters and biotrickling filters were operated in bench scale, being subjected to different inlet loads and empty bed residence times. The study considered the use of the following novel packing media, mixed or not with organic fraction of composted leaves: Biobob®, a sponge-based material consisting of polyethylene rings filled with polyurethane sponges; blast furnace slag; and expanded vermiculite. The packing media were mixed with activated sludge from sewage treatment. Additionally, to overcome limitations related to

the solubilization of CH_4 gas in the aqueous phase of the biofilm of the reactors, the strategy of adding mass transfer vectors in this aqueous phase was also evaluated. A pre-selection step based on tests of CH_4 solubility in mixtures of the mass transfer vectors and on methanotrophic activity tests performed in enriched bacterial cultures submitted to varying concentrations of the vectors was carried out. The biofilter packed with composted leaves and expanded vermiculite showed high CH_4 conversion efficiencies (>90%) when operated at an empty bed residence time higher than or equal to approximately 30 min and when it was fed with a waste gas containing CH_4 concentrations less than or equal to approximately 1.2 %_{v/v}. For the other packing media tested (composted leaves with blast furnace slag or sponges), the long-term operation of the biofilters at the same operating conditions resulted in much lower CH_4 conversion efficiencies, ranging from around 25 to 55%. The operation of the biotrickling filters (packed only with sponges or expanded vermiculite, and added by a liquid phase containing nutrients) showed very similar performance to the biofilters, proving to be a less attractive alternative, since its operation is much more complex and costly than the biofilters. Despite the promising results obtained in the solubility tests and in the methanotrophic activity tests performed for silicone oil and soybean oil (transfer vectors), in operational scale the beneficial effect of using these vectors has not been confirmed. A complete failure of the biotrickling filter packed with expanded vermiculite and added by soybean oil was observed, as well as poor performance in CH_4 conversion (<20%) for the biotrickling filter packed with sponges and added by silicone oil. Due to difficulties in the development of the research, it was not possible to obtain reliable results with regard to the joint biofiltration of H_2S and CH_4 , so greater scientific depth in the subject is necessary.

Keywords: *methane biofiltration, hydrogen sulfide biofiltration, diffuse emissions, blast furnace slag, expanded vermiculite, sponge.*

1 Introdução

Na comparação das tecnologias de tratamento de esgoto doméstico, o processo anaeróbio (representado principalmente pelos reatores UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) se destaca como uma alternativa atraente se considerados aspectos como simplicidade operacional, menor geração de lodo e possibilidades de aproveitamento energético dos subprodutos gerados: lodo, escuma e biogás (CHERNICHARO, 2007; LOBATO, 2011; LOBATO et al., 2012; ROSA, 2013). No entanto, em que pesem as suas vantagens e ampla utilização, os reatores UASB ainda apresentam algumas limitações que, caso não sejam adequadamente tratadas, poderão prejudicar a aplicação mais ampla da tecnologia em um futuro próximo (CHERNICHARO e STUETZ, 2008; CHERNICHARO et al., 2010). A decomposição anaeróbia de compostos de enxofre é uma característica do processo que fatalmente leva à geração de correntes

gasosas que apresentam odores desagradáveis e causam corrosão de componentes do sistema de tratamento. Quando emitidas a partir das superfícies dos decantadores dos reatores ou a partir do desprendimento de gases dissolvidos nos efluentes tratados, essas correntes gasosas fugitivas são chamadas de gases residuais.

Diferentes compostos odorantes são biologicamente formados no tratamento anaeróbio, sendo o sulfeto de hidrogênio (H_2S), resultante da redução biológica do sulfato (SO_4^{2-}) ou tiossulfato ($S_2O_3^{2-}$) pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS), o composto mais comumente associado aos odores (STUETZ e FRECHEN, 2001), embora outros compostos de enxofre (Ex.: mercaptanas), ácidos orgânicos voláteis, aldeídos, álcoois, fenóis, amônia e aminas também possam contribuir para a percepção dos odores (BELLI FILHO et al., 2001b). Além do H_2S e de outros compostos odorantes, estudos mais recentes realizados por Souza (2010); Souza et al. (2011); Souza et al. (2012) mostraram a supersaturação do metano (CH_4) dissolvido em efluentes de reatores UASB em relação à concentração de equilíbrio dada pela Lei nº de Henry (da ordem de 1,6 vezes), a despeito da sua baixa solubilidade em água. Surpreendentemente, as perdas de CH_4 dissolvido nos efluentes dos reatores UASB podem ser maiores que 30% de todo o CH_4 gerado na digestão anaeróbia (SOUZA et al., 2011) e, potencialmente, todo o CH_4 dissolvido pode se desprender da fase líquida para a atmosfera na forma de gás residual. Corroboram com a afirmativa anterior os resultados apontados por Souza et al. (2012), em que o CH_4 foi detectado em concentrações de até 60.000 ppmv (6,0%_{v/v}) nas superfícies de decantadores e unidades coletoras de efluentes de reatores UASB utilizados para o tratamento de esgoto doméstico.

Vale destacar que o CH_4 , apesar de inodoro, é um gás de efeito estufa (GEE) que possui potencial de contribuição para o aquecimento global 25 vezes superior ao do gás carbônico (CO_2) em um horizonte de 100 anos (IPCC, 2007). Assim, qualquer ação que se desenvolva no sentido de redução do CH_4 presente em gases residuais gerados em processos anaeróbios pode desempenhar importante papel no controle das mudanças climáticas, principalmente em países como o Brasil onde a tecnologia anaeróbia é amplamente disseminada. Embora o CH_4 apresente alto poder calorífico, o seu aproveitamento energético só é economicamente viável quando em concentrações superiores a 30%_{v/v} (300.000 ppmv), e o seu tratamento térmico (pela queima em *flares*) também não se mostra economicamente viável para concentrações inferiores a 10-20%_{v/v} (100.000 – 200.000 ppmv) (ROCHA-RIOS et al., 2009). Dessa forma, considerando os valores reportados anteriormente, deverão ser estudadas outras alternativas para a remoção do CH_4 em correntes gasosas residuais geradas em reatores anaeróbios.

O tratamento físico, químico e biológico de gases residuais gerados em reatores anaeróbios utilizados para o tratamento de esgoto doméstico foi extensivamente estu-

dado em países como Alemanha, França, Holanda e Estados Unidos (ALLEN e YANG, 1992; YANG e ALLEN, 1994; KOHL e NIELSEN, 1997; KENNES e VEIGA, 2001; WEF, 2004; DA SILVA SZARBLEWSKI et al., 2012), mas até o momento os esforços se convergiram para o controle da emissão de gases odorantes (Ex.: H_2S). No Brasil, as pesquisas na área também se concentraram no abatimento dos compostos odorantes, principalmente utilizando processos biológicos como a biofiltração ou a biopercolação (BELLI FILHO et al., 2001a; RODRIGUES, 2002; CABRAL, 2003; MAIA, 2003; ROCHA, 2007; PANTOJA FILHO, 2008; PANTOJA FILHO et al., 2010).

Como a supersaturação do CH_4 nos efluentes dos reatores anaeróbios ainda é uma questão emergente, são encontrados poucos estudos na literatura sobre o gerenciamento de gases residuais de reatores anaeróbios utilizados para o tratamento de esgoto doméstico, objetivando a remoção específica do CH_4 (HATAMOTO et al., 2010; MATSUURA et al., 2010; BANDARA et al., 2011; HATAMOTO et al., 2011). Os estudos se concentram basicamente no desenvolvimento de processos físicos para a remoção do CH_4 dissolvido na fase líquida e consequente aumento do teor de CH_4 no gás residual para posterior aproveitamento energético, ou no aprimoramento de unidades de pós-tratamento dos efluentes dos reatores anaeróbios para promover a oxidação biológica do CH_4 dissolvido.

Por outro lado, em linhas de pesquisas relacionadas a aterros sanitários, suinocultura e mineração de carvão, existem diversos estudos publicados sobre a biofiltração do CH_4 em baixas concentrações (250-50.000 ppmv), já que nessas áreas os problemas relacionados à emissão de GEEs já são bem conhecidos (SLY et al., 1993; MELSE e VAN DER WERF, 2005; GEBERT e GRÖNGRÖFT, 2006; PARK et al., 2009). Entretanto, ainda não foi constatado estudo que relacionou a experiência adquirida nessa área do conhecimento com a aplicação no tratamento do CH_4 presente nos gases residuais gerados em reatores anaeróbios utilizados para o tratamento de esgoto doméstico, possivelmente pelo fato de ser ainda uma questão emergente e também por causa dos diferentes requisitos necessários à biofiltração do CH_4 em relação à biofiltração dos compostos odorantes, a exemplo de: tempo de detenção dos gases, características físico-químicas e biológicas do leito filtrante, pH de operação do sistema, dentre outros. Tampouco foram verificados estudos que avaliaram a influência da presença de compostos sulfurosos sobre a biofiltração do CH_4 , fator-chave para a aplicação da tecnologia no caso dos processos anaeróbios, que geram gases residuais contendo elevadas concentrações desses compostos.

Considerando as premissas anteriores, essa pesquisa tem como escopo o aprofundamento do conteúdo sobre a biofiltração e a biopercolação do CH_4 em baixas concentrações, com vistas ao seu aprimoramento para o tratamento conjunto com o

H_2S , objetivando uma aplicação mais ampla das tecnologias atualmente utilizadas no tratamento de gases residuais gerados em processos anaeróbios.

2 Objetivos

2.1 Geral

Desenvolver um reator biológico para a remoção simultânea de compostos odo-rantes e metano presentes em gases residuais gerados em reatores anaeróbios tratando esgoto sanitário.

2.2 Específicos

- Determinar os parâmetros operacionais necessários à biofiltração do metano em diferentes tipos de meio suporte e em diferentes configurações de reator.
- Avaliar a eficiência de remoção do sulfeto de hidrogênio e do metano em um reator biológico modular destinado ao tratamento de gases residuais gerados em reatores anaeróbios utilizados em estações de tratamento de esgoto (ETEs).
- Avaliar o processo de colmatação e perda de carga nos leitos de material filtrante dos reatores biológicos testados para a remoção de sulfeto de hidrogênio e metano.
- Conceber um reator biológico destinado à remoção simultânea de sulfeto de hidrogênio e metano presentes em gases residuais gerados em reatores anaeróbios utilizados para o tratamento de efluentes sanitários em pequenas comunidades.

3 Metodologia

3.1 Etapas da pesquisa

A Figura 1 a seguir resume as principais atividades e etapas da pesquisa, sejam elas desenvolvidas em laboratório ou na operação do aparato experimental. Todas as etapas são detalhadas nos itens subsequentes.

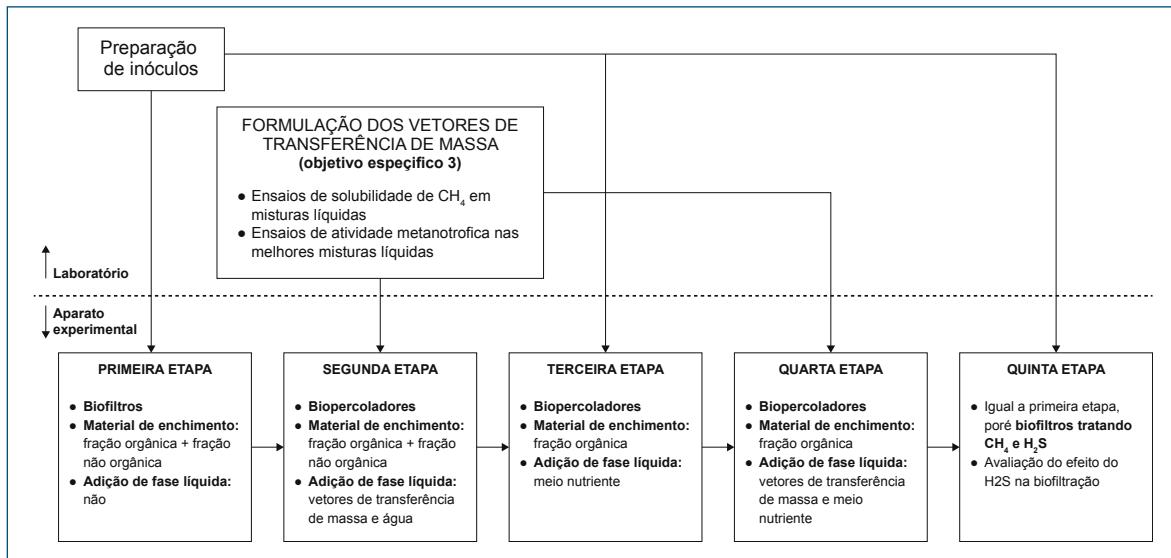


Figura 1 – Principais atividades e etapas da pesquisa.

3.2 Aparato experimental

O aparato experimental foi instalado no Quarteirão 10 (Q-10) do Campus Pampulha da UFMG, em Belo Horizonte – MG, mais especificadamente junto à plataforma de tratamento, armazenamento e aproveitamento do biogás produzido na planta de metanização de resíduos orgânicos alimentares (pMethar). Para permitir um maior controle de uma das variáveis da investigação científica (concentração afluente de H_2S e CH_4), os reatores biológicos foram alimentados com misturas sintéticas desses gases e ar atmosférico, simulando as concentrações típicas encontradas em gases residuais gerados em reatores UASB.

Na Figura 2 é apresentado o fluxograma geral do aparato experimental (e fotografias), em que podem ser observadas etapas de: (i) formulação e armazenamento de gás residual (compressor de ar, rotâmetro, cilindros de H_2S e CH_4 e gasômetro); (ii) umidificação do gás residual formulado (detalhe na Figura 3-a); (iii) tratamento biológico do gás residual sintético (reatores biológicos, sistema de admissão de fase líquida, sistema de coleta de drenado, agitador e bombas de recirculação de fase líquida; detalhe na Figura 3-b).

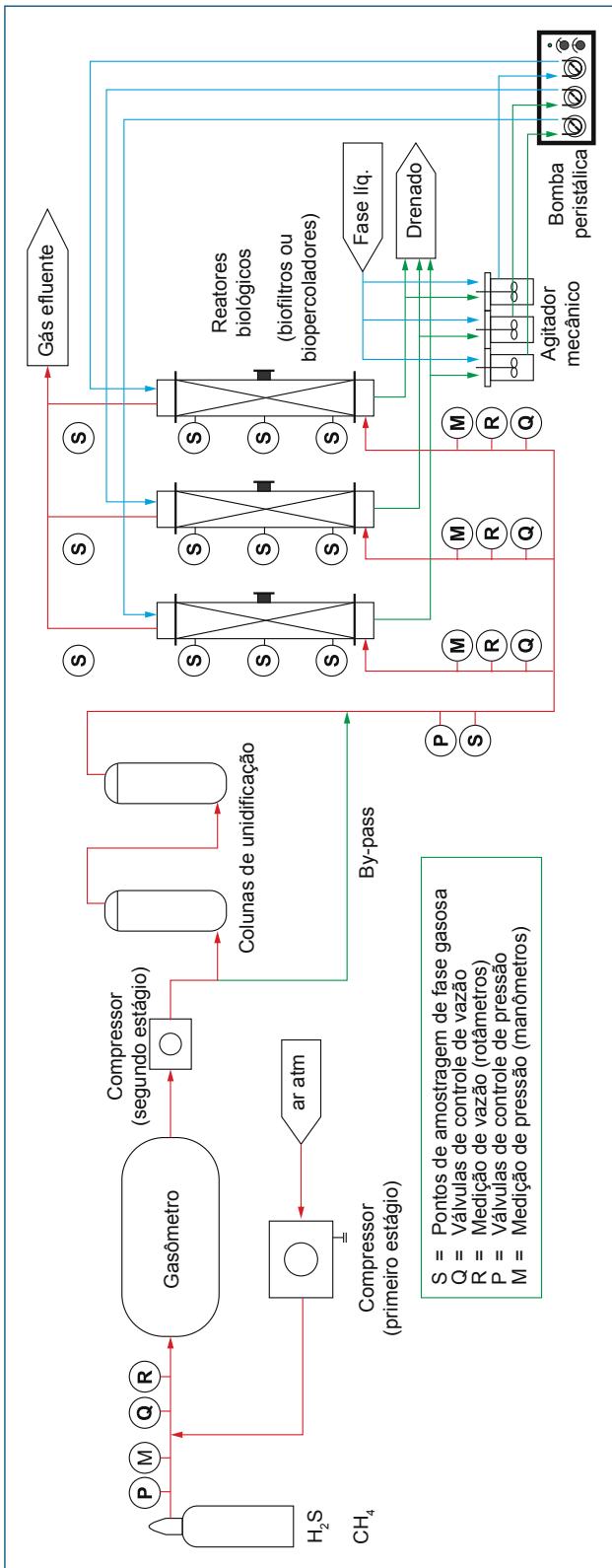


Figura 2 – Fluxograma do aparato experimental e fotografias dos principais componentes.
 (a) Fluxograma geral; (b) compressor de 1º estágio; (c) compressor de 2º estágio; (d) gasômetro de gás residual sintético; (e) colunas de umidificação; (f) reatores biológicos.

3.3 Materiais de enchimento utilizados nos biorreatores

Na composição dos leitos filtrantes, buscou-se a seleção de materiais de enchimento que proporcionassem a disponibilidade natural de nutrientes e microrganismos metanotróficos, bem como proporcionassem propriedades físicas diferenciadas à camada filtrante de cada reator biológico (Ex.: porosidade total, área específica etc.). Assim, nas etapas um e dois da pesquisa os materiais de enchimento dos reatores biológicos foram compostos por misturas entre um único material orgânico (utilizado como fonte de nutriente e de microrganismos metanotróficos) e materiais inorgânicos ou sintéticos distintos. Nas etapas três e quatro da pesquisa, os reatores biológicos foram empacotados somente com as frações inorgânicas ou sintéticas, sendo necessária a adição de nutrientes via fase líquida dos reatores.

A fração orgânica dos leitos filtrantes dos reatores biológicos foi constituída por substrato oriundo da compostagem de resíduos verdes (com tamanho de partículas homogêneo entre 2,0 e 6,3mm; Figura 4-a e Tabela 1), obtido no âmbito do Programa de Gestão de Resíduos da UFMG. O composto foi produzido a partir de uma mistura de folhas e grama recém-cortada do Campus Pampulha (numa relação volumétrica entre 2:1 e 3:1), após 80 dias de bioestabilização e 30 dias de maturação em leiras.

Os seguintes materiais inorgânicos/sintéticos foram utilizados nos leitos filtrantes dos biorreatores nas diferentes etapas da pesquisa:

- 1) *Anéis de polietileno preenchidos com espumas de poliuretano – Biobob®* (Figura 4-b e Tabela 1): o Biobob® foi produzido em escala reduzida pelo fornecedor a partir da demanda desta pesquisa, mantendo-se as devidas proporções em relação ao produto aplicado em escala real (normalmente, em reatores utilizados para o tratamento de efluentes líquidos).
- 2) *Escória de alto-forno* (Figura 4-c e Tabela 1): a escória de alto-forno foi adquirida no mercado local, britada e peneirada no Laboratório de Tratamento de Minérios do Departamento de Engenharia de Minas da UFMG para a obtenção de um material com granulometria média entre 4,7mm e 9,5mm.
- 3) *Vermiculita expandida* (Figura 4-d e Tabela 1): a vermiculita expandida também foi adquirida no mercado local com uma granulometria média de 4 a 6mm, segundo informações do fabricante.

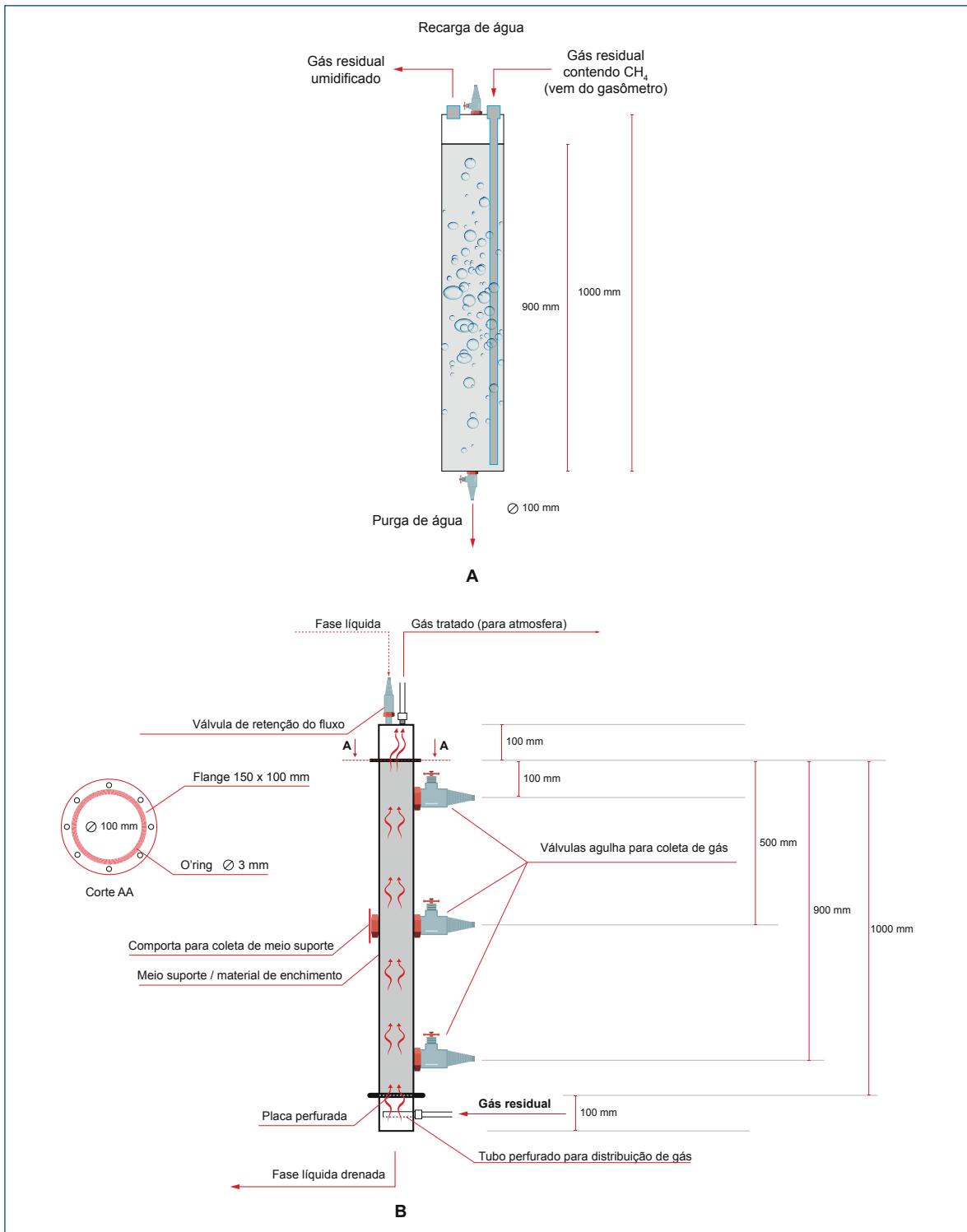


Figura 3 – Esquema das colunas de umidificação do gás residual sintético (a) e dos reatores biológicos utilizados na biofiltração ou biopercolação do gás residual sintético (b).



Figura 4 – Fotografias dos materiais de enchimento utilizados nos reatores biológicos.
 (a) substrato da compostagem de folhagem e grama (peneirado); (b) anéis de polietileno preenchidos com espumas de poliuretano – Biobob®; (c) escória de alto-forno britada e peneirada; (d) vermiculita expandida.

3.4 Enriquecimento de bactérias e inoculação dos reatores

Para a inoculação dos reatores na primeira etapa da pesquisa, foram utilizadas duas fontes de bactérias metanotróficas, misturadas numa proporção de 1:1 em termos de massa de sólidos totais voláteis (STV): (i) lodos ativados (proveniente do tanque de aeração da ETE Arrudas, em Belo Horizonte – MG); (ii) material resultante da compostagem de folhas e grama recém-cortada (obtido junto à unidade de compostagem de resíduos verdes localizada no Campus Pampulha da UFMG).

Os inóculos foram preparados a partir da mistura dos materiais com meio nutritivo (GIRARD et al., 2011) por dois meses em incubadora *shaker* a 25°C e 150 rpm com uma atmosfera de CH₄ de aprox. 10%_{v/v} (pressão de aproximadamente 102 kPa),

garantida pela injeção de certas quantidades de CH_4 (99%) aos frascos lacrados e contendo ar atmosférico. Após o período de enriquecimento das bactérias metanotróficas, o meio de cultura foi adicionado ao leito filtrante de cada biofiltro. Antes da inoculação dos biofiltros, foram tomadas amostras do meio de cultura para a determinação da atividade metanotrófica e para a identificação/determinação da comunidade e diversidade microbiana pela técnica de PCR-DGGE. Na quinta etapa da pesquisa os reatores foram reinoculados com as bactérias oxidadoras de sulfeto. Para isso, foi utilizado um procedimento semelhante, porém adaptado nos seguintes aspectos: (i) meio nutriente específico para crescimento de bactérias oxidadoras de sulfeto (PANTOJA FILHO, 2008); (ii) atmosfera dos frascos composta por ar atmosférico e H_2S numa concentração de aproximadamente 500ppmv; (iii) tempo de incubação de duas semanas.

Tabela 1 – Principais características dos materiais de enchimento utilizados nos reatores biológicos

Material ^(a)	Dimensões (mm)	Teor de C:N (% \pm DP) ^(b)	Densidade aparente (g.cm ⁻³ \pm DP) ^(c)	Porosidade (- \pm DP) ^(d)
Substrato oriundo da compostagem de folhagem e grama	Tamanho médio de partículas 2,0 a 6,3	C: 30,05 \pm 0,67 N: 2,46 \pm 0,20 C/N: 12,2	0,615 \pm 0,020	0,45 \pm 0,01
Espumas de poliuretano estruturadas em anéis de polietileno	25,0 x 15,0	-	0,073 \pm 0,001	0,86 \pm 0,02
Escória de alto-forno	Tamanho médio de partículas 4,7 a 9,5	-	1,173 \pm 0,001	0,55 \pm 0,01
Vermiculita expandida	Tamanho médio de partículas 4,0 a 6,0	-	0,344 \pm 0,005	0,68 \pm 0,01

DP – Desvios padrão de medidas realizadas em triplicata

(a) Na primeira etapa da pesquisa, os leitos filtrantes dos biofiltros continham uma fração orgânica de 60% (composto) e uma fração inorgânica/sintética de 40% (espumas, escória ou vermiculita). Na segunda etapa da pesquisa, os leitos filtrantes dos biopercadores continham uma fração orgânica de 15% (composto) e uma fração inorgânica/sintética de 85% (espuma ou vermiculita). Na terceira e na quarta etapas da pesquisa, os leitos filtrantes dos biopercadores continham somente materiais inorgânicos/sintéticos (espuma ou vermiculita)

(b) Determinado em analisador CHNS, Departamento de Química – UFMG (Leco Instruments, modelo Truspec)

(c) Determinado preenchendo suavemente uma proveta graduada com uma massa seca e conhecida de material

(d) Determinado pesando-se uma massa seca de material, encharcando-o e pesando-o novamente. O volume de água utilizada (volume dos poros) foi calculado pela massa específica da água à temperatura do teste realizado

3.5 Etapas da pesquisa e condições operacionais dos biorreatores

Nas diversas etapas da pesquisa, os reatores biológicos foram submetidos a condições operacionais variadas, sendo a vazão de gás residual sintético e a concentração de CH_4 e de H_2S afluente os principais parâmetros de controle, os quais determinaram as variações nas taxas de aplicação superficial (TAS) do gás residual, nos tempos de detenção em leito vazio (TDLV) e, em última análise, nas cargas volumétricas aplicadas. A Tabela 2 a seguir apresenta as condições operacionais nominais, que fo-

ram parcialmente ou completamente avaliadas em determinadas etapas da pesquisa, conforme discutido a seguir. Obviamente, devido às variações inerentes ao controle operacional do sistema, as condições operacionais reais sofreram pequenos desvios dos valores nominais, mas ainda dentro de uma faixa que permitiu a análise completa dos dados obtidos. A Tabela 3 mostra em detalhes as condições operacionais e as principais características dos reatores biológicos em cada uma das cinco etapas da pesquisa. Na Tabela 3 também são apresentadas as abreviaturas dos reatores que são adotadas no texto a partir desse momento.

Tabela 2 – Condições operacionais nominais definidas para a operação dos biorreatores

Parâmetro operacional		Condições operacionais impostas			
Vazão afluente (L.h ⁻¹)		11	16	24	64
Taxa de aplicação superficial – TAS (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)		1,4	2,0	3,1	8,2
Tempo de detenção em leito vazio (min)		42,8	29,5	19,6	7,4
Carga volumétrica (gCH ₄ .m ⁻³ .h ⁻¹)	Conc. de CH ₄ _{afl.} = 0,35 % _{v/v}	3,3	4,7	7,1	19,0
	Conc. de CH ₄ _{afl.} = 1,10 % _{v/v}	10,3	14,9	22,4	59,7
	Conc. de CH ₄ _{afl.} = 2,00 % _{v/v}	18,6	27,1	40,7	108,5
	Conc. de CH ₄ _{afl.} = 2,80 % _{v/v}	26,1	38,0	56,9	151,8

Na última etapa da pesquisa os biorreatores foram submetidos a concentrações de H₂S afluente variáveis de 100 a 500 ppmv

3.6 Seleção dos vetores de transferência de massa

Para a seleção dos vetores de transferência de massa, foram avaliadas misturas de óleo de silicone (0 a 50%_{v/v}), óleo de soja (0 a 50%_{v/v}), surfactante Tween 20 (0,1 a 0,5%_{v/v}) e propilenoglicol (0 a 60%_{y/v}). Num primeiro momento, foi avaliada a solubilidade do CH₄ nas misturas (GARCIA-AGUILAR et al., 2011) e, em seguida, as misturas que proporcionaram maior solubilidade foram submetidas a ensaios de atividade metanotrófica (CHAN e PARKIN, 2001), a fim de se verificar possíveis efeitos tóxicos das substâncias sobre as bactérias metanotróficas.

Tabela 3 – Condições operacionais e características dos reatores biológicos para cada etapa da pesquisa

Etapa da pesquisa	Objetivo da etapa	Abreviatura do biorreator	Material de enriquecimento	Fase líquida	Partida do reator	Condições operacionais
I	Avaliar o desempenho de biofiltros preenchidos com diferentes materiais de enriquecimento	BF-espuma BF-escória BF-vermicultura	Composto (60%) + espuma (40%) Composto (60%) + escória (40%) Composto (60%) + vermicultura (40%)	Não foi aplicada. A umidade do leito filtrante foi mantida entre 50 e 60 % _{vw} pela pré-umidificação do gás residual	Foram aplicadas conc. progressivas de CH ₄ (0,20 a 2,20 % _{vw}) em um TDLV = 43 min até o alcance de um estado estacionário	Conc. de CH ₄ : 0,35 %V/V 1,10 %V/V 2,00 %V/V
II	Avaliar o efeito da aplicação de vetores de transferência de massa em biopercoladores operados sem a adição de meio nutritivo	BP-sil- espuma 85 BP-soja- vermicultura85	Composto (15%) + espuma (85%) Composto (15%) + vermicultura (85%)	200 mL de óleo de silicone (50%) + água (50%) adicionado nove vezes ao dia (TAS = 0,01 m ³ .m ⁻² .h ⁻¹) 200 mL de óleo de soja (50%) + água (50%) adicionado nove vezes ao dia (TAS = 0,01 m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)	Foram aplicadas conc. de CH ₄ de 0,40% _{vw} e 3,30% _{vw} em um TDLV = 30 min até o alcance de um estado pseudo-estacionário	Conc. de CH ₄ : 0,40 %V/V 1,20 %V/V 3,30 %V/V
III	Avaliar o desempenho de biopercoladores preenchidos com diferentes materiais de enriquecimento	BP-espuma BP-vermicultura	Espuma (100%) Vermicultura (100%)	Meio nutritivo adicionado constantemente (TAS = 2,5 m ³ .m ⁻² .h ⁻¹) 200 mL de meio nutritivo adicionado quatro vezes ao dia (TAS = 0,004 m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)	Foram aplicadas conc. constantes de CH ₄ (1,10% _{vw}) em um TDLV = 30 min até o alcance de um estado estacionário	Conc. de CH ₄ : 0,40 %V/V 1,00 %V/V 2,00 %V/V
IV	Avaliar o efeito da aplicação de vetores de transferência de massa em biopercoladores operados sem a adição de meio nutritivo	BP-sil- espuma100 BP-sil- vermicultura100	1. Espuma (100%) 2. Vermicultura (100%)	Óleo de silicone (5%) + meio nutritivo (95%) adicionado constantemente (TAS = 2,5 m ³ .m ⁻² .h ⁻¹) 200 mL de óleo de silicone (5%) + meio nutritivo (95%) adicionado quatro vezes ao dia (TAS = 0,004 m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)	Não houve período de partida. Os reatores foram operados em sequência à etapa III da pesquisa	Conc. de CH ₄ : 0,40 %V/V 1,35 %V/V
V	Avaliar o efeito da aplicação do H ₂ S na biofiltração do CH ₄		Composto (60%) + escória (40%) Composto (60%) + vermicultura (40%) Composto (60%) + vermicultura (40%)	Não foi aplicada. A umidade do leito filtrante foi mantida entre 50 e 60 % _{vw} pela pré-umidificação do gás residual	Foram aplicadas conc. progressivas de H ₂ S (100 a 500 ppmv) em um TDLV = 29,5 min até o alcance de um estado estacionário	Conc. de CH ₄ e H ₂ S: 0,40 %V/V 1,00 %V/V 2,00 %V/V 2,95 %V/V

3.7 Procedimentos e análises complementares

Ao final da primeira e da segunda etapa da pesquisa, foram coletadas amostras dos leitos filtrantes dos biofiltros/biopercoladores (5% do volume útil) para a realização de ensaios de atividade metanotrófica, conforme metodologia adaptada de Pawłowska et al. (2011).

As perdas de carga foram monitoradas por meio de medidores de pressão diferencial em U, utilizando água como o fluido manométrico. Para obter a permeabilidade dos leitos filtrantes, foram aplicadas regressões lineares às variações da pressão em função das variações dos fluxos de gás afluente, de acordo com a Equação de Darcy (ROCHA, 2007).

No aparato experimental, as amostras gasosas foram coletadas na linha de gás afluente e nas saídas dos reatores biológicos. Adicionalmente, na primeira etapa da pesquisa foram coletadas amostras ao longo dos perfis dos biofiltros (100 mm, 500 mm e 900mm de profundidade nos leitos filtrantes). Para a coleta das amostras, foram utilizadas bolsas confeccionadas em Tedlar® (5 L) ou SupelTM *multi-layer foil* (2 L) (Sigma-Aldrich, U.S.A.). As bolsas com as amostras eram levadas ao laboratório de análises instrumentais do DESA/UFMG para serem analisadas por cromatografia gasosa (Shimadzu GC2014). Um analisador LANDTEC GEM5000 também foi utilizado no controle operacional do sistema como um todo (medidas de CH₄ e CO₂), por exemplo, auxiliando a formulação do gás residual em campo. A concentração de H₂S foi aferida *in loco* com analisadores portáteis (Odalock, modelo L2; e Jerome, modelo X631-0003).

A investigação da comunidade bacteriana foi realizada por meio de métodos moleculares. Para a extração de DNA, as amostras de biomassa foram submetidas ao procedimento de Garcia e Araújo (2012). A técnica da PCR foi utilizada para a amplificação do DNA extraído com *primers* universais que amplificam a região V8 do gene da subunidade 16S do RNA ribossomal (1055F/1392R) de *Bacteria* (FERRIS et al., 1996). Os produtos da PCR foram separados por Eletroforese em Gel por Gradiente Desnaturante (DGGE) e enviados para purificação e sequenciamento unidirecional (Macrogen Inc., sequenciador 3730XL). As sequências foram comparadas com as bases de dados do *Ribosomal Database Project* através do *RDP Classifier* com um nível de confiança de 80% (WANG et al., 2007) e do NCBI através do *Blastn* (ALTSCHUL et al., 1990).

4 Resultados alcançados frente aos objetivos propostos e discussão

4.1 Desempenho dos biofiltros na remoção do metano

Após a inoculação, os biofiltros foram operados por um período de 85 dias para crescimento e estabilização da biomassa, quando foram aplicadas cargas volumétricas de CH_4 sucessivamente maiores. Nesse período observou-se uma grande variabilidade de eficiências de remoção de CH_4 . A partir do 97º dia operacional deu-se início à primeira etapa da pesquisa, em uma condição estável denominada estado estacionário. Para a definição das fases de partida e de estado estacionário dos biofiltros, foram observadas as relações de conversão molar do CH_4 em CO_2 . O principal metabolismo das bactérias metanotróficas é a oxidação do CH_4 por meio da rota de formação do metanol em formaldeído, que serve como um intermediário no catabolismo (resultando na sua oxidação completa a CO_2) e o anabolismo (resultando em biomassa) (Jiang et al., 2010). Em um sistema em estado estacionário, supondo que nenhuma biomassa é gerada, a relação de conversão molar teórica de CH_4 em CO_2 é de 1: 1 (coeficiente ou razão mássica de produção de CO_2 - YCO_2 = 2,75). Os resultados de YCO_2 obtidos para o período de partida dos biofiltros podem indicar a presença de microrganismos não relacionados à oxidação do CH_4 , por exemplo bactérias envolvidas na oxidação aeróbia da matéria orgânica (produtoras de CO_2). Esses microrganismos podem ter desempenhado papel importante na compactação dos leitos filtrantes dos biofiltros, bem como na instabilidade dos sistemas como um todo, representada pela grande variabilidade nos valores do YCO_2 . Após esse período, uma provável mineralização estável do CH_4 foi observada, sugerindo baixa produção de biomassa (típico de sistemas no estado estacionário, assumindo que não existe biomassa deixando o sistema) e menor presença de microrganismos não específicos).

A Figura 5 apresenta as eficiências de conversão de CH_4 em função das concentrações de CH_4 de entrada e dos tempos de detenção em leito vazio (TDLV) aplicados (variados em função da vazão de gás afluente) para cada biofiltro durante 188 dias operacionais, após o estado estacionário ter sido alcançado. A respeito desses resultados, os seguintes comentários podem ser tecidos:

- 1) No biofiltro BF-vermiculita, a aplicação de cargas volumétricas de $3,0 \pm 0,8 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ a $13,7 \pm 1,1 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ e de concentrações afluentes de CH_4 de $0,33 \pm 0,09\%_{\text{v/v}}$ a $1,22 \pm 0,06\%_{\text{v/v}}$ resultou em eficiências de remoção de CH_4 estatisticamente iguais ($\alpha = 0,05$), permanecendo estáveis e sistematicamente acima de 90%.
- 2) Para cargas volumétricas variando de $3,0 \pm 0,8 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ a $26,7 \pm 1,8 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$, as eficiências de remoção de CH_4 geralmente foram estatisticamente diferentes nos biofiltros BF-espuma e BF-escória ($\alpha = 0,05$), e variações

- na concentração de CH_4 afluente tiveram maior impacto na remoção do CH_4 do que variações no TDLV.
- 3) Por outro lado, decréscimos no TDLV abaixo do limiar de 19,6 min causaram também decréscimos significativos nas eficiências remoção de CH_4 para todos os biofiltros avaliados, ao passo que acréscimos nas concentrações de CH_4 de entrada causaram apenas pequenos decréscimos nas conversões de CH_4 .
 - 4) Comparado ao biofiltro de Melse e van der Werf (2005), o biofiltro BF-vermiculita utilizado nesta pesquisa poderia apresentar desempenho superior na remoção do CH_4 quando submetido a uma condição operacional semelhante à empregada pelos autores numa carga volumétrica de $25 \text{ g.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$ (TDLV = 7 min e $[\text{CH}_{4\text{afl}}] = 0,85 \%_{\text{v/v}}$), enquanto que, nas mesmas condições, os biofiltros BF-espuma e BF-escória proporcionariam desempenhos semelhantes. Para a menor carga volumétrica aplicada por Melse e van der Werf (2005) ($0,1 \text{ g.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$; a um TDLV = 80 min e uma $[\text{CH}_{4\text{afl}}] = 0,075 \%_{\text{v/v}}$), estima-se que o BF-vermiculita apresentaria desempenho maior que 95% na remoção de CH_4 , contra o desempenho de 86% relatado pelos autores. Como o biofiltro utilizado por Melse e van der Werf (2005) apresentava características muito semelhantes aos biofiltros utilizados na presente pesquisa, diferindo basicamente em relação ao material utilizado na fração não-orgânica dos leitos filtrantes (perlita expandida e composto numa proporção volumétrica de 40:60), os resultados mostram o potencial da vermiculita expandida para ser empregado na biofiltração de gases residuais contendo CH_4 .
 - 5) O biofiltro BF-vermiculita apresentaria eficiência de remoção de CH_4 acima de 95% nas condições operacionais impostas por Pawłowska et al. (2011) em seus biofiltros (TDLV = 80 min e $[\text{CH}_{4\text{afl}}] = 0,75 \%_{\text{v/v}}$ a $1,00 \%_{\text{v/v}}$), sendo essa eficiência de remoção igual ou superior ao desempenho obtido pelos autores (80% a aprox. 100%) utilizando biofiltros preenchidos com misturas de composto e diferentes materiais (perlita expandida, carbonato de cálcio, bentonita e zeólita). A mesma análise não pode ser feita para os biofiltros BF-espuma e BF-escória.
 - 6) Se tomados os resultados da pesquisa de Gomez-Cuervo et al. (2016), em que foi utilizado um biofiltro preenchido com lascas de madeira, perlita, e composto (numa proporção volumétrica de 50:35:15), o BF-vermiculita apresentaria eficiência de remoção de CH_4 semelhante (na ordem de 30% ou mais) em uma condição operacional análoga à utilizada pelos autores (TDLV = 8 min e $[\text{CH}_{4\text{afl}}] = 0,2 \%_{\text{v/v}}$). Já os biofiltros BF-espuma e BF-escória utilizados na presente pesquisa proporcionariam desempenhos inferiores no abatimento do CH_4 , na ordem de 20%.
 - 7) Por outro lado, comparando os resultados das pesquisas realizadas por Nikiema et al. (2009); Nikiema e Heitz (2009); Girard et al. (2011); Veillette

et al. (2012) aos modelos das Figuras 5-a a 5-c, pode-se dizer que os biofiltros utilizados na presente pesquisa apresentaram desempenhos inferiores. Porém, é importante destacar que os biofiltros utilizados pelos pesquisadores supracitados eram empacotados somente com material inorgânico (inclusive não revelado pelos autores por questões de confidencialidade), sendo necessária a adição constante de nutrientes ao leito filtrante.

Esses resultados chamam a atenção para o potencial uso da mistura de composto e vermiculita expandida para o tratamento de gases residuais gerados em reatores UASB utilizados para o tratamento de esgoto doméstico, especialmente em países onde os reatores anaeróbios são amplamente utilizados para o tratamento de esgoto.

4.2 Desempenho dos biopercoladores na remoção do metano

Após a inoculação, os biopercoladores foram operados por um período de 32 dias para crescimento e estabilização da biomassa, quando foram aplicadas concentrações de CH_4 de $1,11 \pm 0,10\%_{\text{v/v}}$. Nesse período, as eficiências de remoção de CH_4 variaram de $4,4 \pm 1,4\%$ a $15,7 \pm 5,3\%$ para o BP-espuma e de $70,2 \pm 7,7\%$ a $84,8 \pm 9,1\%$ para o BP-vermiculita, atingindo valores estáveis de, respectivamente, $20,4 \pm 2,8\%$ e $92,5 \pm 3,2\%$ após o 32º dia operacional. A Figura 6 apresenta as eficiências de conversão de CH_4 em função das concentrações de CH_4 de entrada e das cargas aplicadas em cada biopercolador para o TDLV de 29,5 min. Para efeito de comparação, na Figura 6 também são apresentados os resultados obtidos para os biofiltros BF-espuma e BF-vermiculita (operados com TDLV = 29,5 min, vide item anterior). Os resultados são de 42 dias operacionais, após o estado estacionário ter sido alcançado.

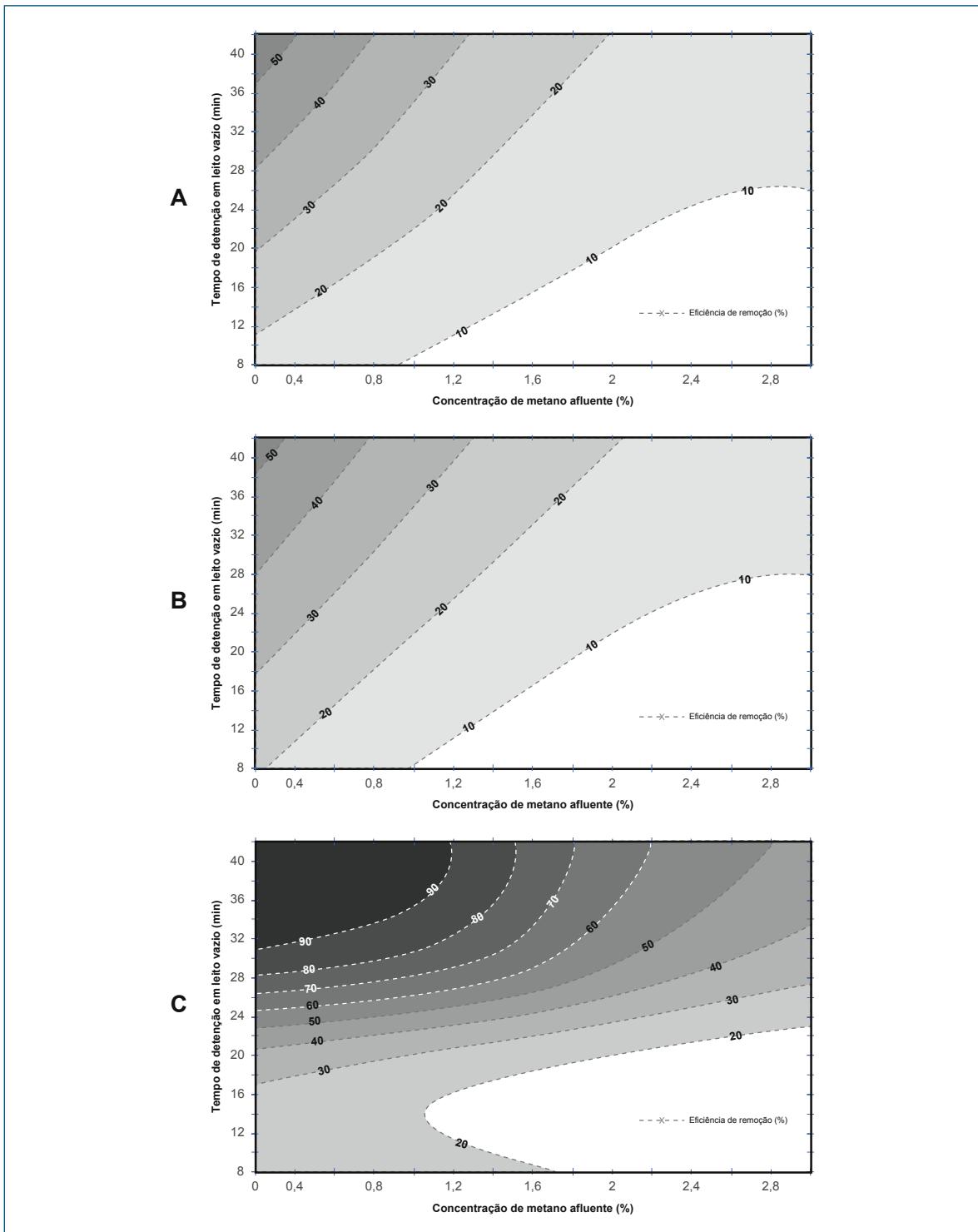
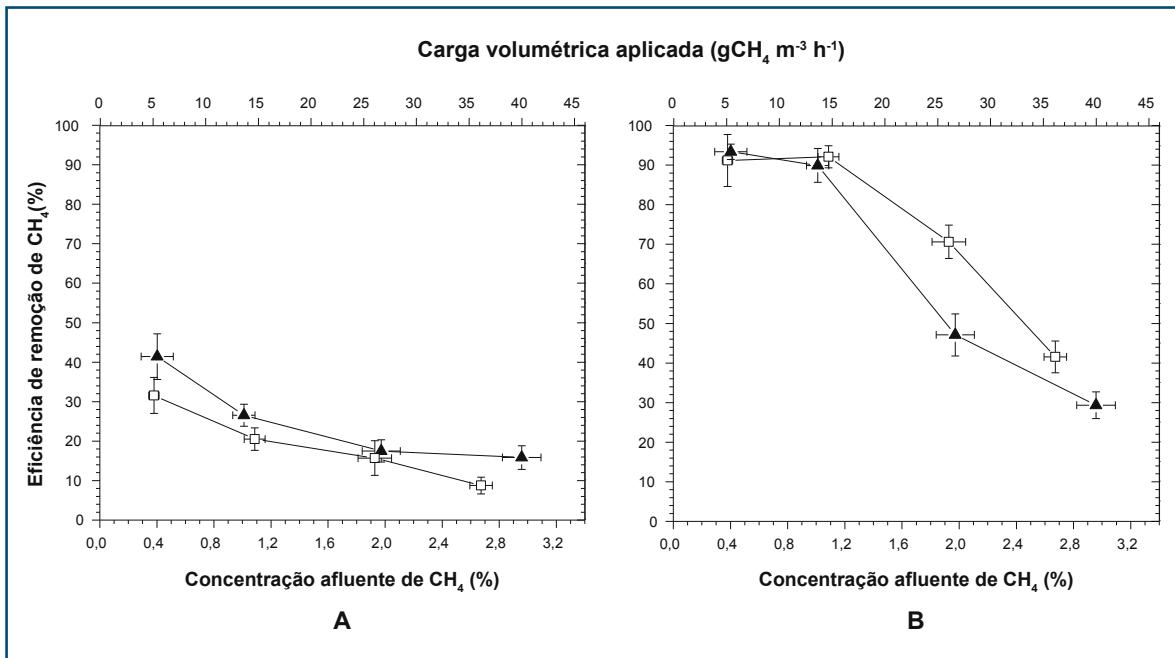


Figura 5 – Gráfico de contorno das eficiências de remoção de metano nos biofiltros em função da concentração de metano afluente e do tempo de detenção.



Conforme pode ser apreendido na Figura 6-A, a porcentagem de conversão de CH_4 no biopercollador BF-espuma reduziu gradualmente de $31,6 \pm 4,6\%$ a $8,8 \pm 2,1\%$ com o aumento da carga volumétrica de CH_4 de $5,1 \pm 0,5 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ a $36,2 \pm 1,1 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$. A aplicação do teste de análise de variância – ANOVA seguido do teste Tukey de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$) mostrou que o biopercollador e o biofiltro (preenchidos com Biobob®) apresentaram padrões de eficiência de remoção de CH_4 semelhantes, exceto para a condição de baixa concentração afluente de CH_4 (aprox. 0,4 %_{v/v}), quando as eficiências de remoção de CH_4 no biofiltro foram estatisticamente diferentes. Esses resultados vão ao encontro de uma das premissas que fundamentaram a pesquisa, de que no tratamento biológico do CH_4 o uso dos biopercoladores pode não ser vantajoso em relação à biofiltração (em termos de desempenho e possibilidade de aplicação de menores TDLV), já que a difusão do CH_4 no biofilme pode ser dificultada (em função do aumento da espessura da película d'água), suprimindo as vantagens do uso do biopercollador, que seriam o regime de escoamento turbulento e a maior disponibilidade de nutrientes. Optando pelo uso do material de enchimento sintético Biobob®, não há vantagem aparente na utilização do biopercollador, já que esse possui operação muito mais complexa e dispendiosa devido à necessidade de

tanques, agitadores e bombas para a recirculação da fase líquida, além da necessidade de suplementação de nutrientes.

Em relação à performance do biopercolador BP-vermiculita, os resultados apresentados na Figura 6-B mostram uma redução na eficiência de tratamento de $91,2 \pm 6,5\%$ a $41,6 \pm 4,0\%$ com o aumento da carga volumétrica aplicada de CH_4 . A aplicação do teste de análise de variância – ANOVA seguido do teste Tukey de comparações múltiplas ($\alpha = 0,05$) demonstrou diferença significativa entre as eficiências de remoção de CH_4 no biofiltro BF-vermiculita e no biopercolador BP-vermiculita apenas quando os reatores foram submetidos a concentrações de CH_4 da ordem de $2,0\%_{\text{v/v}}$. Esses resultados reforçam a hipótese de que a difusão do CH_4 no biofilme pode ser fator determinante na performance de biopercoladores utilizados no abatimento desse gás. No caso do biopercolador BP-vermiculita, as menores taxas de aplicação superficiais (TAS) de meio nutriente podem ter contribuído para a observância de um desempenho pouco melhor quando o biorreator foi submetido à carga de $26,1 \pm 1,6 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$, comparado ao biofiltro BF-vermiculita operado nas mesmas condições. Comparando os grupos de dados de conversão de CH_4 dos biopercoladores submetidos a concentrações semelhantes de CH_4 de entrada (Figuras 6-A e 6-B), as conversões de CH_4 do biopercolador BP-vermiculita foram sempre estatisticamente diferentes das conversões de CH_4 do biopercolador BP-espuma ($\alpha = 0,05$), demonstrando mais uma vez a melhor performance da vermiculita expandida em relação ao abatimento de CH_4 em correntes gasosas residuais.

Se comparados aos resultados obtidos em outros estudos que usaram biopercoladores para o abatimento do CH_4 presente em baixas concentrações em correntes gasosas, os resultados obtidos na operação dos biopercoladores não parecem promissores. Por exemplo, aplicando uma carga volumétrica de $100 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ a um biopercolador preenchido com perlita, Kim et al. (2014) obtiveram eficiência de remoção de CH_4 igual a 61%, enquanto que no presente estudo, aplicando carga volumétrica inferior e equivalente a $36,2 \pm 1,1 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$, foram observadas eficiências de remoção de CH_4 de $8,7 \pm 2,1\%$ e $41,6 \pm 4,0\%$ nos biopercoladores BP-espuma e BP-vermiculita, respectivamente. Entretanto, ressalta-se que não é possível uma comparação fiel entre os resultados desta pesquisa e os dados da literatura pelo fato das cargas volumétricas de CH_4 aplicadas serem bastante diferentes, variando em função dos TDLV e das concentrações de CH_4 afluente, o que reforça a necessidade de mais estudos e aprofundamento científico no campo da biopercolação de gases residuais contendo CH_4 .

4.3 Seleção e aplicação dos vetores de transferência de massa na biopercolação do metano

Na segunda etapa da pesquisa, os biorreatores foram operados como biopercoladores com fase líquida composta por misturas contendo água e vetores de transferência de massa a um teor de 50 %_{v/v} (maior teor avaliado na etapa de seleção dos vetores e que apresentou resultados promissores). Por não haver adição de nutrientes à fase líquida, fez-se necessária a manutenção de parte da fração orgânica dos leitos filtrantes (15%) dos biorreatores operados na etapa anterior da pesquisa. O biopercolador BP-sil-espuma 85 apresentou baixa eficiência de remoção de CH₄ em todo período operacional (-2,7% a 21,1%), sendo observada uma grande variabilidade dos dados, notadamente nos primeiros 70 dias operacionais. Comparando o desempenho do biopercolador BP-sil-espuma 85 no período considerado estacionário (após o 70º dia operacional) com o desempenho do biofiltro BF-espuma (26,5 ± 2,8%) e do biopercolador BP-espuma (20,5 ± 2,9%) nas mesmas condições operacionais (TDLV = 29,5 min e [CH₄] afluente = aprox. 1,1%_{v/v}), observou-se que a adição do óleo de silicone (50%_{v/v}) à fase líquida do reator foi prejudicial à performance da biopercolação do CH₄, apesar dos resultados promissores obtidos nos ensaios de atividade metanotrófica realizados em misturas com o vetor de transferência de massa. Ademais, utilizando um biopercolador com fase líquida contendo 10%_{v/v} de óleo de silicone e operado sob condições operacionais mais intensas (carga volumétrica = 157 gCH₄.m⁻³.h⁻¹; TDLV = 4,8; [CH₄] afluente = 1,66), Rocha-Rios et al. (2009) relataram eficiências de remoção de CH₄ muito superiores (40 ± 4%). Durante a operação do biopercolador BP-sil-espuma 85, observou-se o acúmulo de óleo de silicone nos poros da fração orgânica do leito filtrante. Assim, levantou-se a hipótese de que o uso do óleo de silicone em uma proporção elevada, somado ao emprego de uma fração orgânica no leito filtrante, causou a impregnação dessa fração do leito filtrante com o óleo e dificultou o transporte dos nutrientes para a fase líquida ou para o biofilme, causando prejuízos à atividade metanotrófica e à performance do biopercolador como um todo.

Em relação à operação do biopercolador BP-soja-vermiculita 85, durante todo o período operacional (89 dias) foi observado um baixíssimo desempenho no abatimento do CH₄ (-4,8 a 11,5%). Além disso, observou-se a falha completa do biorreator a partir do 50º dia operacional. A falha do sistema foi atribuída a diversos fatores, quais sejam:

- 1) Observou-se o acúmulo de óleo de soja em todo o leito filtrante, o que causou excessivas perdas de carga e diversos problemas operacionais e também possivelmente limitou o transporte dos nutrientes a partir da fração orgânica do leito filtrante para o biofilme ou para a fase aquosa do reator, conforme discutido anteriormente para o caso do biopercolador BP-sil-espuma 85.

2) Apesar dos resultados promissores obtidos nos ensaios de atividade metanotrófica realizados nas misturas contendo óleo de soja com teores acima de 37,5%_{v/v} o uso do óleo de soja no biopercolador operado em longo-prazo favoreceu a atividade heterotrófica em detrimento à atividade metanotrófica, possivelmente em função do óleo ser biodegradável. Esse efeito foi claramente observado pelos elevadíssimos coeficientes de produção de CO₂ em todo o período operacional, superando em várias ordens de grandeza o valor teórico da conversão mássica do CH₄ em CO₂ pela atividade das bactérias metanotróficas, que é de 2,75 gCH₄.gCO²·1.

As hipóteses anteriores foram posteriormente confirmadas pela inexistência de atividade metanotrófica no leito filtrante do biopercolador BP-soja-vermiculita 85 e pela dominância das bactérias heterotróficas no perfil do gel de DGGE contendo fragmentos de DNA amplificados a partir de uma amostra coletada ao final do período operacional do biopercolador.

Na quarta etapa da pesquisa, os biorreatores foram operados por 44 dias como biopercoladores com fase líquida composta por misturas contendo meio nutriente e óleo de silicone a um baixo teor (5,0%_{v/v}). Como nessa etapa da pesquisa utilizou-se uma fonte externa de nutrientes, os leitos filtrantes dos reatores foram compostos apenas por materiais não-orgânicos, objetivando minimizar os efeitos relacionados ao acúmulo de óleo e consequente aumento da perda de carga. Dessa forma, em relação à segunda etapa da pesquisa, os biopercoladores foram operados com as seguintes diferenças: (i) menores teores de vetor de transferência de massa; (ii) ausência de fração orgânica no leito filtrante; (iii) presença de nutrientes na fase líquida dos reatores. Na quarta etapa da pesquisa também se optou por não utilizar o óleo de soja, em função do óleo de silicone ter se mostrado mais eficaz na segunda etapa da pesquisa.

A Figura 7 apresenta as eficiências de conversão de CH₄ em função das concentrações de CH₄ de entrada e das cargas aplicadas em cada biopercolador para o TDLV de 29,5 min. Para efeito de comparação, na Figura 7 também são apresentados os resultados obtidos para os biofiltros BF-espuma e BF-vermiculita e para os biopercoladores BP-espuma e BP-vermiculita (vide itens anteriores), todos eles também operados com um TDLV de 29,5 min.

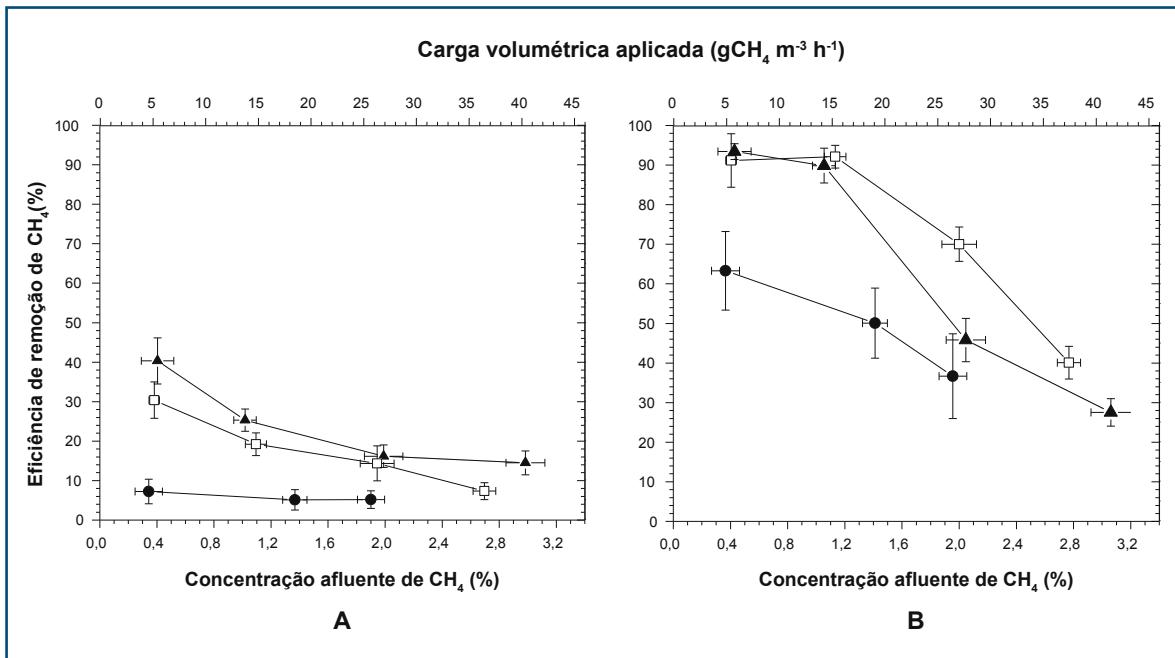


Figura 7 – Comparação da porcentagem de conversão de CH_4 nos biofiltros e nos biopercoladores com e sem adição de óleo de silicone (5,0% v/v) e preenchidos com diferentes materiais.

Materiais de enchimento: (a) Biobob®; (b) vermiculita expandida. ▲ biofiltro (composto + material de enchimento “a” ou “b”); □ biopercolador com fase líquida composta apenas por meio nutriente (material de enchimento “a” ou “b”); ● biopercolador com fase líquida composta por meio nutriente e óleo de silicone 5% v/v (material de enchimento “a” ou “b”). Tempo de detenção em leito vazio = 29,5 min. Número de dados: 182 para cada biofiltro; 43 para cada biopercolador sem adição de óleo de silicone; 32 para cada biopercolador com adição de óleo de silicone. As barras de erro indicam os desvios padrão dos dados.

Conforme pode ser apreendido na Figura 7-a, a porcentagem de conversão de CH_4 no biopercolador BP-sil-espuma100 reduziu gradualmente de $8,7 \pm 3,1\%$ a $6,6 \pm 2,2\%$ com o aumento da carga volumétrica de CH_4 de $4,6 \pm 1,3 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ a $25,6 \pm 1,3 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$. Comparando o desempenho do biopercolador BP-sil-espuma100 com o desempenho do biofiltro BF-espuma e do biopercolador BP-espuma em condições operacionais semelhantes, observou-se que a adição do óleo de silicone à fase líquida do reator, mesmo em baixos teores (5,0%), foi prejudicial à performance da biopercolação do CH_4 , assim como ocorrido na segunda etapa da pesquisa. Ademais, comparando o biopercolador BP-sil-espuma100 com o biopercolador BP-sil-espuma 85 no período considerado estacionário (após o 70º dia operacional da segunda etapa da pesquisa), não foram observadas diferenças estatísticas ($\alpha = 0,05$) entre as eficiências de remoção de CH_4 . Isso indica que, no caso do uso do material a base de espuma, a diminuição no teor de óleo de silicone na fase líquida do biopercolador e a retirada da fração orgânica do leito filtrante não contribuíram para uma melhor performance na biopercolação do CH_4 . Entretanto, não foi possível encontrar uma explicação para esse fato, uma vez que no estudo realizado por Rocha-Rios et al. (2009), um biopercolador muito semelhante ao usado na presente pesquisa (empacotado com

espumas de poliuretano e operado com fase líquida contendo 10%_{v/v} de óleo de silicone) apresentou eficiências de remoção de CH₄ iguais a 40 ± 4% em condições operacionais muito mais severas (carga volumétrica = 157 gCH₄.m⁻³.h⁻¹; TDLV = 4,8; [CH₄] afluente = 1,66).

Já com relação ao biopercolador BP-sil-vermiculita 100, as eficiências de remoção de CH₄ variaram de 64,1 ± 9,7% a 38,2 ± 10,4% com o aumento da carga volumétrica de CH₄ de 4,6 ± 1,3 gCH₄.m⁻³.h⁻¹ a 25,6 ± 1,3 gCH₄.m⁻³.h⁻¹ (Figura 7-b), uma performance obviamente muito melhor do que a do biopercolador BP-sil-espuma100, e também muito diferente do caso do uso do óleo de soja, que levou à falha do sistema. Mesmo assim, o desempenho do biopercolador foi inferior ao desempenho do biofiltro BF-vermiculita e do biopercolador BP-vermiculita demonstrando que, em termos práticos, não houve vantagens na adição do óleo de silicone (5,0%_{v/v}) à fase líquida do biopercolador. Esses resultados de certa forma são contrários aos apresentados por Rocha-Rios et al. (2009); Kennelly et al. (2012); Kennelly (2013); Lebrero et al. (2015), que relataram melhores performances em biorreatores operados com fase líquida contendo óleo de silicone em baixas concentrações.

4.4 Biofiltração do metano e do sulfeto de hidrogênio

Esse objetivo não pôde ser concluído devido ao tempo necessário para o seu desenvolvimento. Ao longo do desenvolvimento da pesquisa, a biofiltração e a biopercolação do CH₄ se mostrou muito mais desafiadora do que o imaginado, tomando um tempo muito maior no cronograma inicialmente previsto. Com base nos resultados promissores obtidos na biofiltração do CH₄ com o uso do BF-vermiculita e do BF-escória, os testes de biofiltração das misturas CH₄ e H₂S estão sendo realizados pela instituição nesses dois reatores, mas até o momento não apresentaram resultados conclusivos. Em uma oportunidade posterior, os responsáveis por esse projeto se comprometem em enviar o relatório contendo os resultados específicos desse objetivo.

5 Conclusão

A partir da operação de longo prazo dos biofiltros no estado estacionário, foi possível observar que o biofiltro preenchido com substrato da compostagem de folhas e vermiculita expandida apresentou elevadas eficiências de conversão de CH₄ (>90%) quando empregados tempos de detenção em leito vazio maiores ou iguais a aproximadamente 30 min e concentrações de CH₄ no gás residual afluente menores ou iguais a aproximadamente 1,2%_{v/v}. Já para os demais materiais de enchimento testados (misturas de substrato da compostagem de folhas com escória de alto-forno ou com material baseado em espumas de poliuretano), a operação de longo prazo dos biofiltros nas mesmas condições operacionais resultou em eficiências de conversão de CH₄

muito menores, variando na ordem de 25% a 55%. A porosidade dos materiais de enchimento utilizados na composição do leito filtrante e a permeabilidade do próprio leito filtrante não foram fatores determinantes para a performance da biofiltração do CH₄. Já o uso de materiais com provável adesão superficial e intersticial da biomassa (espumas e vermiculita expandida), bem como maior capacidade de retenção de água (vermiculita expandida) foi fator-chave para obtenção de melhores desempenhos na biofiltração do CH₄. No caso do uso da vermiculita expandida, a conjugação desses dois fatores permitiu o enriquecimento de uma biomassa com elevada atividade metanotrófica no leito filtrante do biofiltro, tendo sido selecionada uma espécie de bactéria metanotrófica do grupo filogenético tipo II (*Methylocystis heyeri*), entre outras espécies de metanotróficas existentes no leito filtrante.

Em termos de eficiência de remoção do CH₄, os resultados obtidos na operação de longo prazo dos biopercoladores preenchidos com material a base de espuma de poliuretano ou com vermiculita expandida se mostraram semelhantes aos resultados obtidos na operação dos biofiltros preenchidos com os mesmos materiais e uma fração orgânica de substrato da compostagem de folhas, notadamente para o caso do material a base de espuma. Considerando que os biopercoladores possuem operação muito mais complexa e dispendiosa em relação à operação dos biofiltros, não houve vantagens aparentes na utilização dos biopercoladores preenchidos com os materiais avaliados nesta pesquisa. Dessa forma, no tratamento biológico do CH₄, o uso de biopercoladores pode não ser vantajoso em relação à biofiltração (em termos de desempenho e possibilidade de aplicação de menores tempos de detenção em leito vazio), já que a difusão do CH₄ no biofilme pode ser dificultada em função do aumento da espessura da película d'água proporcionado pela circulação constante de fase líquida nos biopercoladores, suprimindo as vantagens do uso do biopercolador, que seriam o regime de escoamento turbulento e a maior disponibilidade de nutrientes.

Em relação ao uso dos vetores de transferência de massa, na aplicação do óleo de soja (50% _{v/v}) como vetor de transferência de massa no biopercolador preenchido com vermiculita expandida e operado em longo prazo, observou-se um efeito completamente prejudicial à comunidade de bactérias metanotróficas existentes no leito filtrante do reator, justificado principalmente pelo desenvolvimento de bactérias heterotróficas possivelmente relacionadas à decomposição do óleo, o que levou a uma falha completa do sistema em 50 dias operacionais.

No caso do óleo de silicone, o seu uso em teores de 5 e 50% _{v/v} na fase líquida dos biopercoladores operados em longo prazo também não trouxe resultados promissores, sendo observadas performances inferiores à de biofiltros e biopercoladores operados sem a adição do óleo, investigados nessa e em outras pesquisas. Nos biopercoladores preenchidos com substrato da compostagem de folhas e material baseado em

espumas de poliuretano (ou somente espuma sem a fração orgânica), a impregnação das espumas e da fração orgânica do leito filtrante com o óleo provavelmente dificultou o transporte dos nutrientes para a fase líquida ou para o biofilme, causando prejuízos à atividade metanotrófica e a modificação do perfil da comunidade bacteriana. No biopercolador preenchido com vermiculita expandida, a compactação do leito filtrante e as perdas de carga demasiadamente elevadas causadas pela retenção de fase líquida no leito filtrante foram fatores determinantes para as piores performances observadas a partir do uso do óleo de silicone como vetor de transferência de massa. Dessa forma, o incremento da atividade metanotrófica proporcionado pela adição dos óleos de soja e de silicone observado nos ensaios de bancada não foi confirmado em escala operacional, quando os biopercoladores foram operados em longo prazo.

5.1 Recomendações para utilização dos resultados pela Funasa e indicativos de custos

Tendo em vista que a composição do leito filtrante se mostrou como um fator importante na performance dos biofiltros destinados à remoção do CH_4 e que a estratégia de adição de vetores de transferência de massa à fase líquida dos biopercoladores não se mostrou atraente, recomenda-se que os estudos futuros sejam centrados no uso de novos materiais para a biofiltração do CH_4 . O uso da vermiculita expandida como material de enchimento se mostrou atraente para a biofiltração do CH_4 , portanto em estudos futuros sobre a aplicação da vermiculita como material de enchimento de biopercoladores, recomenda-se verificar as implicações da operação dos biorreatores com fluxo de gás descendente, co-corrente ao escoamento da fase líquida, objetivando promover uma melhor drenagem da fase líquida através dos leitos filtrantes. A vermiculita expandida é um material que pode absorver cerca de 400% do seu peso em água, trazendo como inconveniente na biopercolação a acumulação excessiva de fase líquida no leito filtrante e a sua progressiva compactação. A fim de minimizar os efeitos da compactação do leito filtrante, recomenda-se que seja avaliado o efeito do uso de materiais estruturantes (Ex.: escória de alto-forno) misturados à vermiculita expandida.

Considerando a utilização de câmaras de dissipaçāo de energia para promover a dessorção do CH_4 dissolvido nos efluentes de reatores UASB (por queda hidráulica e turbilhonamento com ar forçado) e, considerando as dimensões e os parâmetros operacionais típicos utilizados no dimensionamento de câmaras de dissipaçāo de energia destinadas à dessorção de gases dissolvidos (taxa de aplicação superficial = $1,0\text{m}^3\text{esgoto}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$; altura útil = 1m; número de renovações da atmosfera = $12\text{renovações}\cdot\text{h}^{-1}$), os biofiltros preenchidos com substrato da compostagem de folhas e vermiculita expandida (operados nas melhores condições avaliadas nesta pesquisa) ocupariam área equivalente a $0,4\text{ m}^2\cdot 1.000\text{hab}^{-1}$ (0,1% da área tipicamente ocupada).

da por um reator UASB), o que chama a atenção para o potencial uso da vermiculita expandida em biofiltros empregados na mitigação de emissões fugitivas de GEEs em ETEs.

Se considerado o uso desse biofiltro para tratar o CH_4 desprendido a partir dos efluentes líquidos gerados em todos os reatores UASB atualmente em operação no Brasil, seria evitada a emissão diária de cerca de 1.580 tCO₂ equivalente. Esse cenário foi estimado considerando as seguintes premissas: i) atualmente cerca de 26,8 milhões de habitantes são atendidos por estações de tratamento de esgoto que empregam reatores UASB no fluxograma de tratamento (são 4.556.000 m³ de esgoto tratado por dia) (CHERNICHARO et al., submetido); ii) a concentração de CH_4 dissolvido no efluente dos reatores UASB é da ordem de 20 mg.L⁻¹ (SOUZA et al., 2011); iii) câmaras de desorção podem transferir cerca de 73% do CH_4 dissolvido para o gás residual (GLÓRIA et al., 2016); e iv) o biofiltro BF-vermiculita pode oxidar 95% do CH_4 contido no gás residual (melhor desempenho obtido na pesquisa com cargas volumétricas de aproximadamente 3 a 5 g $\text{CH}_4\text{.m}^{-3}\text{.h}^{-1}$).

Porém, ressalta-se que para o co-tratamento do CH_4 e do H₂S (também presente nos gases residuais gerados em reatores UASB), ainda é necessário maior aprofundamento científico. A limitação da transferência de massa do CH_4 no biofilme resulta no uso de TDLV maiores quando comparados aos TDLV aplicados em biofiltros utilizados para o abatimento de odores, o que implica na construção de biofiltros com maiores áreas superficiais. É bastante provável que o maior TDLV seria suficiente para permitir o abatimento de compostos odorantes em biofiltros projetados para a remoção do CH_4 residual. Porém, ainda não se sabe quais seriam as consequências da acidificação do leito filtrante sobre a atividade metanotrófica, sendo essa acidificação recorrente em biofiltros utilizados para abatimento de odores.

Referências bibliográficas

- ALLEN, E. R.; YANG, Y. **Biofiltration: an air pollution control technology for hydrogen sulfide emissions.** In: (Ed.). *Industrial Environmental Chemistry*. Springer, 1992. p. 273-287.
- ALTSCHUL, S. F.; GISH, W.; MILLER, W.; MYERS, E.; LIPMAN, D. **Basic local alignment search tool.** *Journal of molecular biology*, v. 215, n. 3, p. 403-410, 1990.
- BANDARA, W. M.; SATOH, H.; SASAKAWA, M.; NAKAHARA, Y.; TAKAHASHI, M.; OKABE, S. **Removal of residual dissolved methane gas in an upflow anaerobic sludge blanket reactor treating low-strength wastewater at low temperature with degassing membrane.** *Water Res*, v. 45, n. 11, p. 3533-3540, 2011.

BELLI FILHO, P.; WOLFF, D. B.; SILVA, F. A.; CARVALHO, C. M.; COSTA, R. H. R. **Controle e tratamento de odores de um reator anaerobio com biofiltração.** In: Prosab/Finep (Ed.). *Pos tratamento de efluentes de reatores anaerobios-coletaneas de artigos.* 1 ed. Belo Horizonte: Segrac Editora e Grafica, 2001a. p. 241-252.

BELLI FILHO, P.; COSTA, R. H. R.; GONÇALVES, R. F.; CORAUCCI FILHO, B.; LISBOA, H. M. **Tratamento de odores em sistemas de esgotos sanitarios.** In: Prosab/Finep/Cnpq (Ed.). *Pós tratamento de efluentes de reatores anaerobios.* 1 ed. Belo Horizonte: Segrac Editora e Grafica, 2001b. p. 455-490.

CABRAL, F. A. S. **Biofiltração para desodorização de reatores anaeróbios.** 2003. 81 f. Mestrado (Engenharia Ambiental). departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

CHAN, A.; PARKIN, T. **Methane oxidation and production activity in soils from natural and agricultural ecosystems.** *Journal of Environmental Quality*, v. 30, n. 6, p. 1896-1903, 2001.

CHERNICHARO, C. A. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Volume 5 – Reatores Anaeróbios.** 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2007. 380 p.

CHERNICHARO, C. A.; STUETZ, R. M. **Energy Recovery from Biogas in Anaerobic Wastewater Treatment Plants.** In: Chernicharo, C. A. (Ed.). *Limitações e Possíveis Melhorias Futuras no Projeto, na Construção e na Operação de Reatores UASB Tratando Esgotos Domésticos.* 1 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2008. p.

CHERNICHARO, C. A.; AQUINO, S. F.; SPERLING, M. V.; STUETZ, R. M.; SANTOS, L. V.; MABUB, M. O.; MOREIRA, M. A.; VASCONCELOS, O. M.; GLORIA, R. M. **Conceptual analysis of the UASB/polishing pond system regarding the removal of surfactants, micropollutants and control of gaseous emissions.** *Water Sci Technol*, v. 61, n. 5, p. 1211-1219, 2010.

CHERNICHARO, C. A. L.; RIBEIRO, T. B.; GARCIA, G. B.; LERMONTOV, A.; PLATZER, C. J.; POSSETTI, G. R. C.; LEITES, M. A. L.; ROSSETO, R. **Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas.** *Revista DAE*, v. -, n. -, p. -, submetido.

DA SILVA SZARBLEWSKI, M.; DE SOUZA SCHNEIDER, R. D. C.; MACHADO, E. L. **MÉTODOS PARA A REMOÇÃO DE SULFETO DE HIDROGÊNIO DE EFLUENTES GASOSOS APPLICÁVEIS A REATORES ANAERÓBIOS.** *Revista Jovens Pesquisadores*, v., n. 1, p., 2012.

FERRIS, M. J.; MUYZER, G.; WARD, D. M. **Denaturing gradient gel electrophoresis profiles of 16 rRNA – Defined populations inhabiting a hot spring microbial mat communit.** *Appl Environ Microbiol*, v. 62, n., p. 340-346, 1996.

GARCÍA-AGUILAR, B. P.; RAMIREZ, A. A.; JONES, J. P.; HEITZ, M. **Solubility of methane** in pure non-ionic surfactants and pure and mixtures of linear alcohols at 298 K and 101.3 kPa. *Chemical Papers*, v. 65, n. 3, p. 373-379, 2011.

GARCIA, G. P. P.; ARAÚJO, J. C. **Determinação do Potencial de Oxidação Anaerobia de Metano.** In: Schneider, R. e Sato., M. I. (Ed.). *Rede Prosab Microbiologia para o Saneamento Básico*. 1 ed. São Paulo: Finep, 2012. p. 45-63.

GEBERT, J.; GRÖNGRÖFT, A. **Performance of a passively vented field-scale biofilter for the microbial oxidation of landfill methane.** *Waste Management*, v. 26, n. 4, p. 399-407, 2006.

GIRARD, M.; RAMIREZ, A. A.; BUELNA, G.; HEITZ, M. **Biofiltration of methane at low concentrations representative of the piggery industry—fluence of the methane and nitrogen concentrations.** *Chemical Engineering Journal*, v. 168, n. 1, p. 151-158, 2011.

GLÓRIA, R. M.; MOTTA, T. M.; SILVA, P. V. O.; COSTA, P.; BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L. **Stripping and dissipation techniques for the removal of dissolved gases from anaerobic effluents.** *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, v. 33, n. 3, p. in press, 2016.

GOMEZ-CUERVO, S.; HERNANDEZ, J.; OMIL, F. **Identifying the limitations of conventional biofiltration of diffuse methane emissions at long-term operation.** *Environ Technol*, v. 37, n., p. 1947-1958, 2016.

HATAMOTO, M.; YAMAMOTO, H.; KINDAICHI, T.; OZAKI, N.; OHASHI, A. **Biological oxidation of dissolved methane in effluents from anaerobic reactors using a down-flow hanging sponge reactor.** *Water Research*, v. 44, n. 5, p. 1409-1418, 2010.

HATAMOTO, M.; MIYAUCHI, T.; KINDAICHI, T.; OZAKI, N.; OHASHI, A. **Dissolved methane oxidation and competition for oxygen in down-flow hanging sponge reactor for post- treatment of anaerobic wastewater treatment.** *Bioresour Technol*, v. 102, n. 22, p. 10299- 10304, 2011.

IPCC. **Working group II to the Fourth Assessment Report.** In: Adger, W. N., Kajfez-Bogataj, L., et al (Ed.). *Climate Change 2007 e Impacts, Adaptation and Vulnerability*. 1 ed. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2007. p. 717-743.

JIANG, H.; CHEN, Y.; JIANG, P.; ZHANG, C.; SMITH, T. J.; MURRELL, J. C.; XING, X.-H. **Methanotrophs: multifunctional bacteria with promising applications in environmental bioengineering.** *Biochemical Engineering Journal*, v. 49, n. 3, p. 277-288, 2010.

KENNELLY, C.; CLIFFORD, E.; GERRITY, S.; WALSH, R.; RODGERS, M.; COLLINS, G. **A horizontal flow biofilm reactor (HFBR) technology for the removal of methane and hydrogen sulphide at low temperatures.** *Water Science & Technology*, v. 66, n. 9, p. 1997-2006, 2012.

KENNELLY, C. **Optimisation of a novel Horizontal Flow Biofilm Reactor (HFBR) for the Removal of Nuisance Gases.** 2013. 364 f. Doutorado (Philosophy). Civil Engineering, National University of Ireland, Galway, 2013.

KENNES, C.; VEIGA, M. C. **Bioreactors for waste gas treatment.** ed. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001. 312 p.

KIM, T. G.; JEONG, S.-Y.; CHO, K.-S. **Functional rigidity of a methane biofilter during the temporal microbial succession.** *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 98, n. 7, p. 3275-3286, 2014.

KOHL, A.; NIELSEN, R. **Gas Purification.** 5 ed. Houston: Gulf Publishing Company, 1997. 1395 p.

LEBRERO, R.; HERNÁNDEZ, L.; PÉREZ, R.; ESTRADA, J. M.; MUÑOZ, R. **Two-liquid phase partitioning biotrickling filters for methane abatement: Exploring the potential of hydrophobic methanotrophs.** *Journal of Environmental Management*, v. 151, n., p. 124-131, 2015.

LOBATO, L. C.; CHERNICHARO, C. A.; SOUZA, C. L. **Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater.** *Water Sci Technol*, v. 66, n. 12, p. 2745-2753, 2012.

LOBATO, L. C. S. **Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico.** 2011. 184 (in portuguese) f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

MAIA, G. D. **Tratamento biológico de gás sulfídrico (H_2S) em biofiltro.** 2003. 176 f. Mestrado (Engenharia Química). Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.

MATSUURA, N.; HATAMOTO, M.; SUMINO, H.; SYUTSUBO, K.; YAMAGUCHI, T.; OHASHI, A. Closed DHS system to prevent dissolved methane emissions as greenhouse gas in **anaerobic wastewater treatment by its recovery and biological oxidation**. *Water Science and technology*, v. 61, n. 9, p. 2407-2415, 2010.

MELSE, R. W.; VAN DER WERF, A. W. **Biofiltration for mitigation of methane emission from animal husbandry**. *Environmental science & technology*, v. 39, n. 14, p. 5460-5468, 2005.

NIKIEMA, J.; GIRARD, M.; BRZEZINSKI, R.; HEITZ, M. **Biofiltration of methane using an inorganic filter bed: Influence of inlet load and nitrogen concentration**. *Canadian Journal of Civil Engineering*, v. 36, n. 12, p. 1903-1910, 2009.

NIKIEMA, J.; HEITZ, M. **The influence of the gas flow rate during methane biofiltration on an inorganic packing material**. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, v. 87, n. 1, p. 136-142, 2009.

PANTOJA FILHO, J. L. R. **Avaliação da utilização de diferentes materiais suporte na biofiltração de sulfeto de hidrogênio**. 2008. 155 f. Mestrado (Engenharia Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

PANTOJA FILHO, J. L. R.; SADER, L. T.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E.; SILVA, E. L. **Performance evaluation of packing materials in the removal of hydrogen sulphide in gas-phase biofilters: Polyurethane foam, sugarcane bagasse, and coconut fibre**. *Chemical Engineering Journal*, v. 158, n. 3, p. 441-450, 2010.

PARK, S.; LEE, C.-H.; RYU, C.-R.; SUNG, K. **Biofiltration for reducing methane emissions from modern sanitary landfills at the low methane generation stage**. *Water, air, and soil pollution*, v. 196, n. 1-4, p. 19-27, 2009.

PAWŁOWSKA, M.; ROŻEJ, A.; STĘPNIEWSKI, W. **The effect of bed properties on methane removal in an aerated biofilter – Model studies**. *Waste Management*, v. 31, n. 5, p. 903-913, 2011.

ROCHA-RIOS, J.; BORDEL, S.; HERNÁNDEZ, S.; REVAH, S. **Methane degradation in two-phase partition bioreactors**. *Chemical Engineering Journal*, v. 152, n. 1, p. 289-292, 2009.

ROCHA, A. P. **Desempenho de filtro biológico na depuração e desodorização de emissões de sulfeto de hidrogênio**. 2007. 119 f. Mestrado (Engenharia Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

RODRIGUES, K. B. **Desenvolvimento de uma unidade experimental para degradação de gás sulfídrico (H_2S) em filtro biológico.** 2002. Mestrado (Engenharia Química). Departamento de engenharia Química, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.

ROSA, A. P. **Aproveitamento de biogás e lodo excedente de reatores UASB como fonte de energia renovável em estações de tratamento de esgoto.** 2013. 152 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

SLY, L. I.; BRYANT, L. J.; COX, J. M.; ANDERSON, J. M. **Development of a biofilter for the removal of methane from a coal mine ventilation atmospheres.** *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 39, n., p. 400-404, 1993.

SOUZA, C.; CHERNICHARO, C.; MELO, G. **Methane and hydrogen sulfide emissions in UASB reactors treating domestic wastewater.** *Water Science & Technology*, v. 65, n. 7, p. 1229-1237, 2012.

SOUZA, C. L. **Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB.** 2010. 127 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A.; AQUINO, S. F. **Quantification of dissolved methane in UASB reactors treating domestic wastewater under different operating conditions.** *Water Sci Technol*, v. 64, n. 11, p. 2259-2264, 2011.

STUETZ, R. M.; FRECHEN, F. B. **Odours in Wastewater Treatment: measurement, modelling and control.** 1 ed. London: IWA Publishing, 2001. 456 p.

VEILLETTE, M.; GIRARD, M.; VIENS, P.; BRZEZINSKI, R.; HEITZ, M. **Function and limits of biofilters for the removal of methane in exhaust gases from the pig industry.** *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 94, n. 3, p. 601-611, 2012.

WANG, Q.; GARRITY, G.; TIEDJE, J.; COLE, J. **Naive bayesian classifier for rapid assignment of rRNA sequences into the new bacterial taxonomy.** *Appl Environ Microbiol*, v. 73, n. 16, p. 5261-5267, 2007.

WEF. **Control of odors and emissions from wastewater treatment plants. Manual of Practice** 25. 1 ed. Alexandria: Water Environment Federation, 2004. 566 p.

YANG, Y.; ALLEN, E. R. **Biofiltration control of hydrogen sulfide 1. Design and operational parameters.** *Air & waste*, v. 44, n. 7, p. 863-868, 1994.

Filtros plantados com macrófitas (*Wetlands* construídos) empregados no tratamento descentralizado de esgotos

Coordenador da Pesquisa: Pablo Heleno Sezerino (UFSC)

Participantes da UFSC: Paulo Belli Filho; Catiane Pelissari; Mayara Oliveira dos Santos; Camila Maria Trein; Giovanna Sánchez Celis; Benny Zuse Rousso; Monique Nunes de Freitas; Victor Ybarzo Fechine.

Instituição Executora: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Instituição Convenente: Fundação de Amparo à Pesquisa e Extensão Universitária/FAPEU.UFSC

Resumo

Os *wetlands* construídos (WC) são sistemas amplamente empregados para o tratamento de diferentes tipos de efluentes. O desempenho de tratamento dessa tecnologia está diretamente submetido às condições operacionais e climáticas e arranjos tecnológicos que esses módulos estão inseridos. Nesse contexto, esse projeto avaliou sistemas tipo WC empregados no tratamento de esgotos sanitários, com vistas à determinação de parâmetros operacionais que possibilitem a tomada de decisão para utilização dessa ecotecnologia. A pesquisa foi conduzida em três etapas. Na Etapa I, foi compilado dados de desempenho de tratamento de 5 WC horizontais (WCH). Todos os WCH apresentaram remoções superiores a 70% para DQO e 80% para SST. Na Etapa I, também foi monitorado um WC vertical (WCVD) e um WC vertical de fundo saturado (WCV-FS). O WCVD com área de 189 m² operou sob altas cargas orgânica e hidráulica (87 g DQO m⁻² d⁻¹ e 130 mm d⁻¹), enquanto que o WCV-FS com área de 3.144 m² foi operado sob baixas cargas orgânica e hidráulica (2 g DQO m⁻² d⁻¹ e 12 mm d⁻¹). Ambos os WC atuaram no tratamento de efluente de decantador digestor, operando com ciclos de alimentação e repouso de 30 dias. O WCVD apresentou remoções médias na ordem de 66%, 69%, 37% e 55% para SST, DQO, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻, respectivamente. Para o WCV-FS as eficiências

médias de remoções foram de 85%, 89%, 93% e 92% para SST, DQO, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻, respectivamente. Na Etapa II, foi simulado o perfil vertical de um WCV-FS em três colunas de areia, as quais operaram sob as mesmas condições, no entanto, com diferentes alturas da camada saturada (0,20, 0,30 e 0,40 m). A coluna com saturação de fundo de 0,40 m proporcionou remoções de 90% de DQO e 46% de NT, sendo então essa altura de saturação recomendada como parâmetro de projeto para WCV-FS. Na Etapa III, foram implantados dois arranjos tecnológicos de WC: um constituído por um tanque séptico (TS) seguido da combinação de um WCVD com área de 7,5 m² e um WCH com área de 16 m², definido como sistema híbrido, e outro composto por um TS seguido de WCV-FS com área de 7,5 m². Tanto o sistema híbrido de WC quanto o WCV-FS operaram sob carregamentos orgânicos e hidráulicos similares (na ordem de 30 a 40 g DQO m⁻²d⁻¹ e 65 a 70 mm d⁻¹), e com ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias. O sistema híbrido promoveu remoções de carga na ordem de 98% de SST e DQO, 90% de NT e 98% de P-PO₄³⁻, enquanto que as remoções de carga para o WCV-FS foram de 91% de SST, 94% de DQO, 58% de NT e 83% de P-PO₄³⁻. Destaca-se que os WCH se caracterizam como unidades de tratamento secundário de esgotos, enquanto que os sistemas híbridos e os WCV-FS alcançam níveis de tratamento secundário e avançado, promovendo remoções de matéria orgânica, nutrientes e das frações de sólidos presentes nos esgotos sanitários. Salienta-se o desempenho e compacidade do arranjo composto por TS seguido de WCV-FS com areia como material filtrante e profundidade de 0,75 m (com 0,40 m de saturação), dimensionado para uma carga orgânica média afluente de 40 g DQO m⁻²d⁻¹ e operados com ciclos intercalados de 3,5 dias de alimentação.

Palavras-chave: esgoto sanitário, tratamento descentralizado, ecotecnologia, *Wetlands* construídos, condições de contorno.

Abstract

Constructed wetlands (CW) are system widely applied for wastewater treatment of the different types. The treatment performance of this technology is directly linked to the operational and climatic conditions and technological arrangements that these units are inserted. In this way, this project evaluated constructed wetlands (CW) systems employed in urban wastewater treatment. The main objective of this project was to evaluate operational parameters that enable decision making towards adoption of this ecotechnology. The research was conducted in three Phases. In Phase I, the treatment performance of 5 horizontal subsurface flow constructed wetland (HCW) was compiled. All HCW presented removal rates greater than 70% for COD and than 80% for TSS. In Phase I, a vertical subsurface flow constructed wetland (VCW) and a partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland (VCW-PS) were also

monitored. The VCW, with an area of 189 m², was operated under high organic and hydraulic loading rates (87 g COD m⁻² d⁻¹ and 130 mm d⁻¹) whereas the VCW-PS, with an area of 3,144 m², was operated under low organic and hydraulic loading rates (2 g DQO m⁻² d⁻¹ and 12 mm d⁻¹). Both CW treated an anaerobic digester tank effluent, with feeding and rest cycles of 30 days each. The VCW presented average removal rates of 66%, 69%, 37% and 55% for TSS, COD, NH₄⁺-N and PO₄³⁻-P, respectively. For the VCW-PS, the average removal rates were 85%, 89%, 93% and 92% for TSS, COD, NH₄⁺-N and PO₄³⁻-P, respectively. In Phase II, a vertical profile of a VCW-PS was simulated in three bench scale sand columns, which were operated under the same condition. However, different saturation heights (0.20, 0.30 and 0.40 m) at the bottom of the sand columns were analyzed. The column with 0.40 m saturation bottom height presented greater removals, of 90% of COD and 46% of TN, being, thus, the saturation height recommended for VCW-PS design parameter. In Phase III, two CW setups were implemented: the first was composed by a septic tank (ST) followed by the series combination of a VCW with superficial area of 7.5 m² and a HCW with superficial area of 16 m², thus a hybrid CW system. The second setup was a ST followed by a VCW-PS with 7.5 m². Both hybrid system and the VCW-PS were operated under similar organic and hydraulic loading rates (around 30 to 40 g COD m⁻² d⁻¹ and 65 to 70 mm d⁻¹) and with feeding and rest cycles of 3.5 days. The hybrid system removed load rates of 98% of TSS and COD, 90% of TN and 98% of PO₄³⁻-P, while load removal rates for the VCW-PS were of 91% of TSS, 94% of COD, 58% of TN and 83% PO₄³⁻-P. Therefore, in conclusion, HCW are characterized as secondary treatment units, whereas hybrid systems and VCW-PS reached secondary- advanced treatment levels, promoting removals of organic matter, nutrients and solids in sanitary wastewater. Furthermore, the performance and compactness of the ST and VCW-PS setup, with sand as bed media and total height of 0.75 m (of which 0.40 m were saturated) and designed with an average organic loading rate of 40 g COD m⁻² d⁻¹ and under alternate feeding cycles of 3.5 days, is highlighted.

Keywords: *urban wastewater, decentralized sanitation, ecotechnology, constructed wetlands, boundary conditions.*

1 Introdução

Apesar das melhorias observadas atualmente com relação ao acesso aos sistemas de esgotamento sanitário no Brasil, ainda há muito a evoluir para se atingir a universalização. O tratamento descentralizado de esgotos torna-se imperativo para o atendimento dessa universalização, dadas as características das cidades brasileiras e, sobretudo, das comunidades isoladas e rurais. Destaca-se, ainda, a necessidade da incorporação de estratégias de disseminação do tratamento descentralizado de esgotos nos planos municipais de saneamento.

As alternativas tecnológicas de tratamento descentralizado passam pelo nível coletivo (pequenas comunidades e/ou conjunto de edificações), até o individual, conhecido na literatura internacional como sistema *on site*. Inúmeras são as tecnologias aplicáveis, sendo algumas dessas apresentadas nas normas NBR 7229/93 e NBR 13969/97 (ABNT, 1993; ABNT, 1997). Contudo, na última década diferentes sistemas de tratamento vêm sendo empregados, destacando-se os *wetlands* construídos.

Os *wetlands* construídos (WC) são capazes de promover a depuração de águas residuárias de maneira simples e economicamente atrativa, por meio de uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos que incluem sedimentação, precipitação, adsorção às partículas do material filtrante, assimilação pelos tecidos das plantas e transformações microbiológicas (VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

Os *wetlands* construídos apresentam-se como alternativas complementares de tratamento de efluente líquido oriundo de decanto-digestores, notadamente do tipo tanque séptico. Essa tecnologia permite a obtenção de um efluente final com reduzidas concentrações de matéria orgânica carbonácea e de sólidos em suspensão, bem como são capazes de transformar as frações nitrogenadas presentes no efluente (SEZERINO, 2006).

Contudo, os *wetlands* construídos incorporam ações naturais de depuração dos esgotos e, consequentemente, estão diretamente submetidos às condições climáticas locais, sendo necessários estudos regionalizados para que os mecanismos e o desempenho de tratamento sejam maximizados e mantidos ao longo do tempo (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). As particularidades regionais vinculadas à implantação e operação desses sistemas, bem como o conjunto de informações que caracterizem os mecanismos e desempenho de tratamento, podem subsidiar a aplicação da tecnologia dos *wetlands* construídos na promoção do saneamento descentralizado.

2 Objetivo

O objetivo geral deste projeto foi avaliar, por meio da implantação e acompanhamento operacional e laboratorial, sistemas tipo *wetlands* construídos verticais e horizontais, empregados no tratamento de esgotos sanitários pós tanque séptico, com vistas à determinação de parâmetros (aspectos construtivos e operacionais, performance de tratamento e custos associados), que possibilitem a tomada de decisão quanto da utilização dos *wetlands* construídos como alternativa tecnológica aplicável à promoção do tratamento descentralizado de esgotos.

2.1 Objetivos específicos

- Avaliar a remoção de material carbonáceo, nitrogenado, fosforado, sólidos, da densidade de coliformes totais e *E. coli*, promovida nos *wetlands* construídos vertical e horizontal, empregados no tratamento de esgotos sanitários pós tanque séptico.
- Avaliar as cargas aplicadas e removidas (relação entre vazão e concentração) em *wetlands* construídos verticais e horizontais.
- Identificar e avaliar as características operacionais de diferentes modalidades de *wetlands* construídos verticais e horizontais.
- Verificar as correlações entre os parâmetros climatológicos, físico-químicos e biológicos mensurados nos *wetlands* construídos.
- Avaliar a viabilidade de implantação (considerando os aspectos operacionais, performance de tratamento e custos associados) dos *wetlands* construídos aplicáveis ao tratamento de esgoto sanitário pós tanque séptico, como alternativa tecnológica de tratamento descentralizado de esgotos.
- Apresentar as vantagens e desvantagens do tratamento de esgotos sanitários pós tanque séptico em *wetlands* construídos verticais e horizontais, sob condições de clima subtropical.
- Elaborar documento orientador relacionado com a operação e manutenção, para subsidiar a tomada de decisão quanto à aplicação de *wetlands* construídos de escoamento vertical e horizontal como alternativa tecnológica de tratamento descentralizado de esgotos.

3 Metodologia

Este projeto de pesquisa foi conduzido baseado em três diferentes etapas, as quais contemplaram: (i) compilação e monitoramento do desempenho de diferentes unidades de *wetlands* construídos (WC) empregadas em escala real existentes no estado de Santa Catarina; (ii) levantamento de parâmetros de projeto de *wetland* construído vertical de fundo saturado (WCV-FS); (iii) dimensionamento, implantação e operação de dois arranjos tecnológicos compostos por diferentes modalidades de WC.

3.1 Etapa I: Compilação e monitoramento de diferentes modalidades de *wetlands* construídos em escala real existentes no estado de Santa Catarina

Durante a Etapa I foi compilado um banco de dados referente a diversas estações de tratamento compostas pelo arranjo tecnológico de tanque séptico seguido de *wetland* construído horizontal (WCH), implementadas em diferentes cidades de Santa Catarina. Concomitantemente, foi avaliado e monitorado o desempenho de tratamen-

to de dois *wetlands* construídos verticais (WCV), sendo um *wetland* construído vertical descendente (WCVD) e o outro um *wetland* construído vertical de fundo saturado (WCV-FS). Essas unidades compõem um arranjo tecnológico formado por decantador (reator anaeróbio compartimentado – RAC) seguido de WCV, operadas sob alta e baixa carga orgânica afluente.

3.1.1 Wetlands construídos horizontais

Com o passar de mais de uma década de estudos em sistemas compostos por WC empregados no tratamento dos mais variados tipos de efluentes, o GESAD/UFSC adquiriu uma ampla experiência com a modalidade do tipo WCH, especialmente para o tratamento de esgoto doméstico. Dessa forma, foram compilados dados de desempenho de tratamento de cinco diferentes sistemas de tratamento, compostos por um arranjo tecnológico formado por tanque séptico seguido de WCH. Essas unidades de tratamento foram implantadas em escala real, em diferentes cidades do estado de Santa Catarina, quais foram: São Joaquim, Tubarão, Agronômica, Videira e Florianópolis (Figura 1). Na Tabela 1 apresentam-se as características dos sistemas inventariados e avaliados durante esta pesquisa. Esses sistemas estão em operação há mais de uma década e foram operados sob distintas condições. Desde o período de implantação, foram realizadas inúmeras campanhas de monitoramento, com amostragens do afluente do tanque séptico, bem como do afluente e efluente dos WCH avaliados.



Figura 1 – *Wetlands* construídos horizontais implantados em diferentes cidades de Santa Catarina.

(a) Agronômica; (b) São Joaquim; (c) Tubarão; (d) Videira; (e) Florianópolis; (f) Videira.

Tabela 1 – *Wetlands* construídos horizontais empregados e suas principais características

Local	Data implantação	População atendida	Dimensões* (m)	Material filtrante	Macrófita
Agronômica	1994	74 pessoas + 600L dia ⁻¹	26 x 13 x 0,70	Areia, saibro, argila e casca de arroz	<i>Zizanopsis bonariensis</i>
São Joaquim	2004	50 pessoas	9,5 x 4,5 x 0,70	Areia, saibro, argila e casca de arroz	<i>Zizanopsis bonariensis</i>
Tubarão	2002	150 pessoas	12 x 6 x 0,70	Areia, saibro, argila e casca de arroz	<i>Zizanopsis bonariensis</i>
Videira	2001	50 pessoas	10 x 5 x 0,70	Areia grossa	<i>Thypha dominicensis</i>
Florianópolis	2002	5 pessoas	5 x 2 x 0,70	Areia grossa	<i>Cyperus papyrus</i>

*Dimensões correspondentes ao Comprimento x Largura x Profundidade

3.1.2 *Wetland* construído vertical descendente

Esse sistema está localizado no município de Biguaçu/SC, dentro das dependências de uma empresa produtora de embalagens plásticas. O sistema de tratamento foi alimentado com efluente proveniente da cozinha industrial da unidade, banheiros e água de lavagem da área de produção da empresa. Todo o efluente produzido foi encaminhado até o RAC seguido de bombeamento para o WCVD. Após a percolação do efluente no WCVD, o mesmo foi conduzido para um tanque de cloração, sendo por fim lançado na rede de drenagem pluvial que deságua no mar.

O WCVD foi construído em 2009 e possui uma área superficial de 189 m², dividida em quatro quadrantes (Figura 2). A alimentação do esgoto afluente ocorreu de forma alternada, alimentando sempre dois quadrantes e alternando para os outros dois a cada 30 dias. A unidade foi impermeabilizada com manta de polietileno de alta densidade (PEAD) e plantada com a macrófita *Cyperus papiros nano*. O material filtrante foi composto com 20 cm de brita (com diâmetro entre 3 a 8 mm) na zona de drenagem (fundo), 60 cm de areia grossa com diâmetro efetivo (d_{10}) de 0,3 mm e Coeficiente de uniformidade (C_u) de 4,8 e 10 cm de brita (com diâmetro entre 3 a 8 mm) na camada superior. A alimentação do WCVD ocorreu intermitentemente por meio de pulsos a cada 3 horas, por um conjunto motor-bomba, que permaneceu ligada por 30 minutos e desligada por 2,5 horas.

Durante todo o ano de 2014 (período de monitoramento da unidade), o WCVD recebeu em média uma vazão afluente de 12,2 m³ d⁻¹ e uma taxa hidráulica média de 130 mm d⁻¹, levando em consideração a área de dois quadrantes 94,5 m².

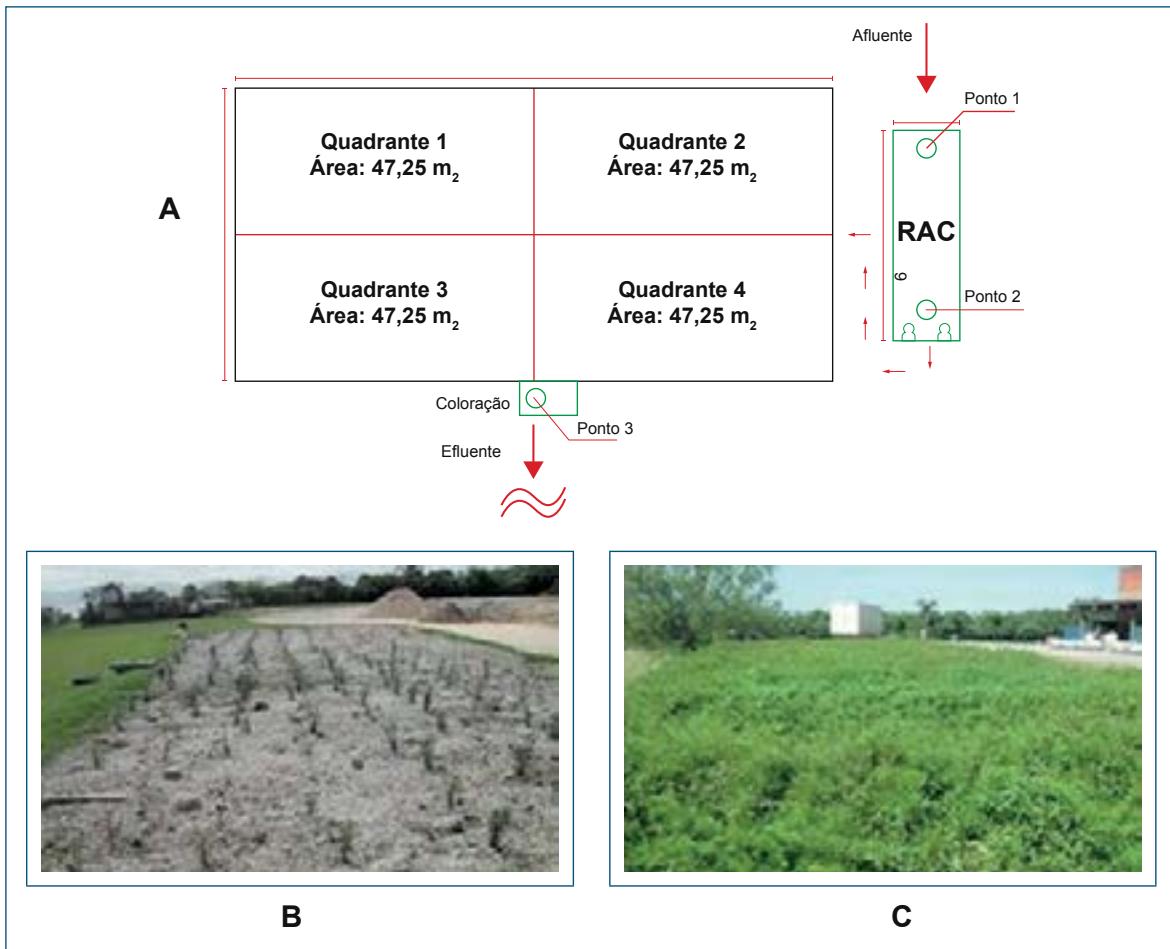


Figura 2 – Vista geral do *wetland* construído vertical descendente (WCVD).

(a) Layout do sistema avaliado; (b) WCVD após poda das macrófitas; (c) Macrófitas em estágio de desenvolvimento.

3.1.3 *Wetland* construído vertical de fundo saturado

O WCV-FS foi implantado no município de Palhoça/SC, em um condomínio residencial. Essa unidade foi instalada para atender a demanda total do condomínio de 2.200 pessoas. No entanto, no momento que esse estudo foi realizado a unidade de tratamento recebeu contribuição de aproximadamente 100 pessoas.

O sistema foi composto por um RAC que operou como tratamento primário, seguido de um WCV-FS. Após a passagem do efluente pelo WC, o mesmo foi encaminhado para a cloração em um tanque de contato e, posteriormente, para disposição final em um córrego que deságua no mar.

O WCV-FS possui uma área superficial de 3.144 m² dividida em 4 quadrantes interconectados (Figura 3). Esses quadrantes operaram com ciclos de períodos de alimentação e repouso de 30 dias. Dessa forma, enquanto dois quadrantes estavam operando, os outros dois permaneciam em repouso.

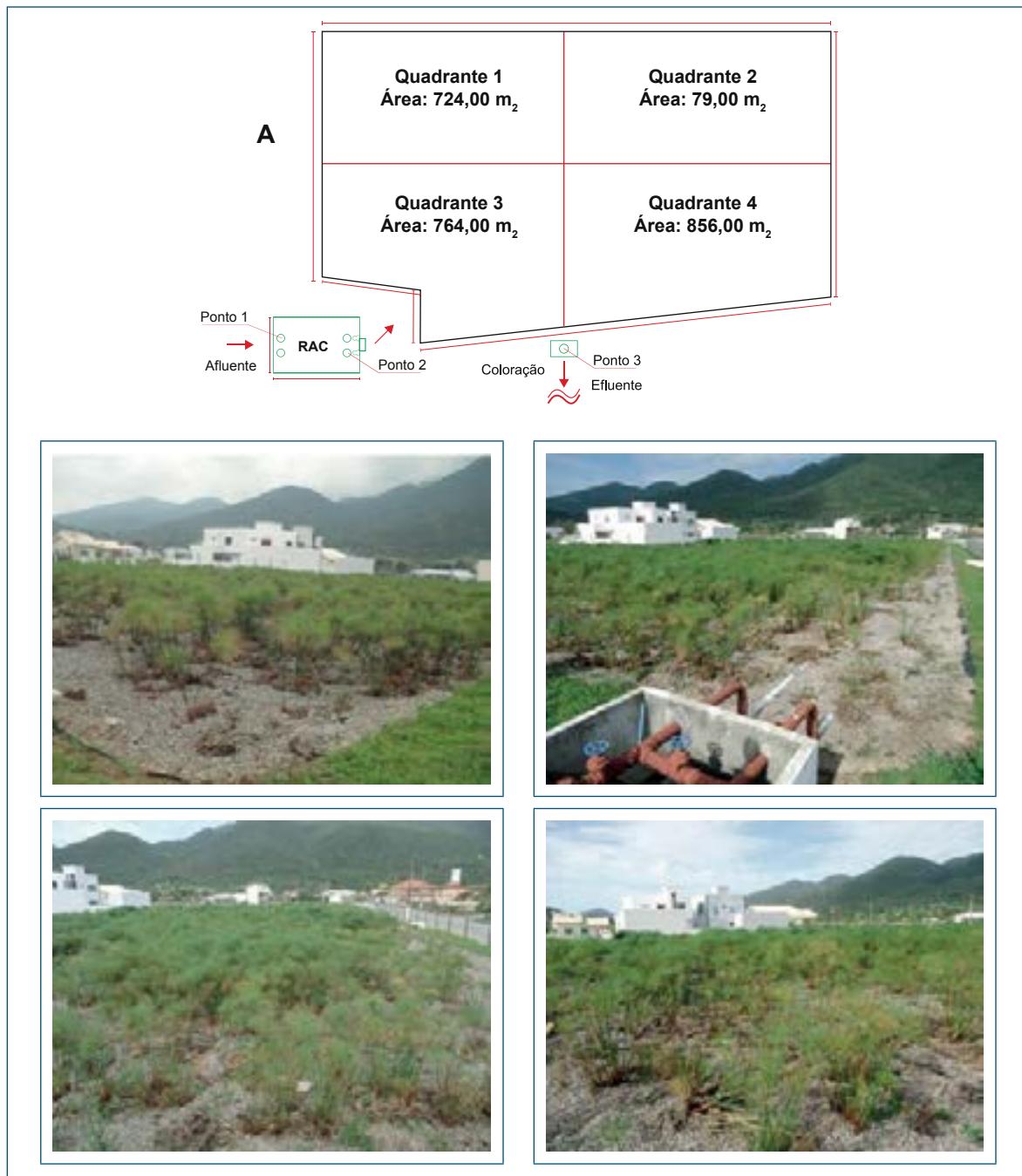


Figura 3 – Vista geral do wetland construído vertical de fundo saturado empregado para tratamento de esgoto sanitário de um condomínio residencial.

(a) Layout do RAC seguido do wetland construído vertical de fundo saturado.

O WCV-FS possui uma profundidade útil de 70 cm, sendo que os 20 cm no fundo permaneceram saturados com o próprio efluente da unidade (devido à manutenção do controlador de nível elevado). O material filtrante foi composto por uma camada de 10 cm de brita na superfície (com diâmetro entre 3 a 8 mm), seguido de 50 cm de areia ($d_{10} = 0,3$ mm e $C_u = 4,84$), e por fim, 10 cm de brita no fundo (com diâmetro 3 a 8 mm). A macrófita plantada foi a *Cyperus papyrus*, popularmente conhecida como papirus.

Ao longo do ano de 2014, a alimentação do WCV-FS foi realizada diariamente de forma intermitente na superfície da unidade, por meio de bombeamento (a cada 6 horas). A vazão aplicada foi de $18,1\text{ m}^3\text{ d}^{-1}$, dividida em 4 pulsos por dia ($4.516\text{ L pulso}^{-1}$), resultando em uma taxa hidráulica média de 12 mm d^{-1} (considerando a área da sessão superficial de dois quadrantes de 1.516 m^2).

3.2 Etapa II: Determinação de parâmetros de projeto para wetland construído vertical de fundo saturado

Para entender a influência da altura da saturação de fundo no desempenho de tratamento em um WCV-FS, foi conduzido um estudo em escala de bancada, utilizando três colunas de areia, (volume de 4 L), as quais simularam o perfil vertical de um WCV-FS (Figura 4).

As colunas foram preenchidas com areia como material filtrante ($d_{10} = 0,3$ mm e $C_u = 6,2$) e possuíam uma profundidade de 55 cm. Cada coluna (coluna 1, 2 e 3) operou com diferentes proporções de saturação de fundo. A coluna 1 possuía 0,20 m de saturação (36% da profundidade total), a coluna 2 possuía 0,30 m de saturação (54,5% da profundidade total) e a coluna 3, com 0,40 m de saturação de fundo (72% da profundidade total). Essas colunas não foram plantadas, pois o foco do estudo esteve vinculado com a compreensão da influência da saturação de fundo no processo de tratamento.

As colunas foram alimentadas com esgoto sanitário proveniente da rede coletora de esgoto de uma bacia de escoamento do bairro Pantanal, do município de Florianópolis. A alimentação das colunas foi realizada de forma intermitente, três vezes ao dia (9h, 13h e 17h), três dias por semana (terças, quartas e quintas-feiras).

O experimento foi conduzido por um período total de 210 dias, com uma carga orgânica fixa durante todo o período de estudo de $41\text{ g DQO m}^{-2}\text{ d}^{-1}$ conforme recomendações de Sezerino (2006). Para manter o carregamento orgânico fixo, a taxa hidráulica, ou seja, o volume de esgoto aplicado foi variável ao longo das semanas.

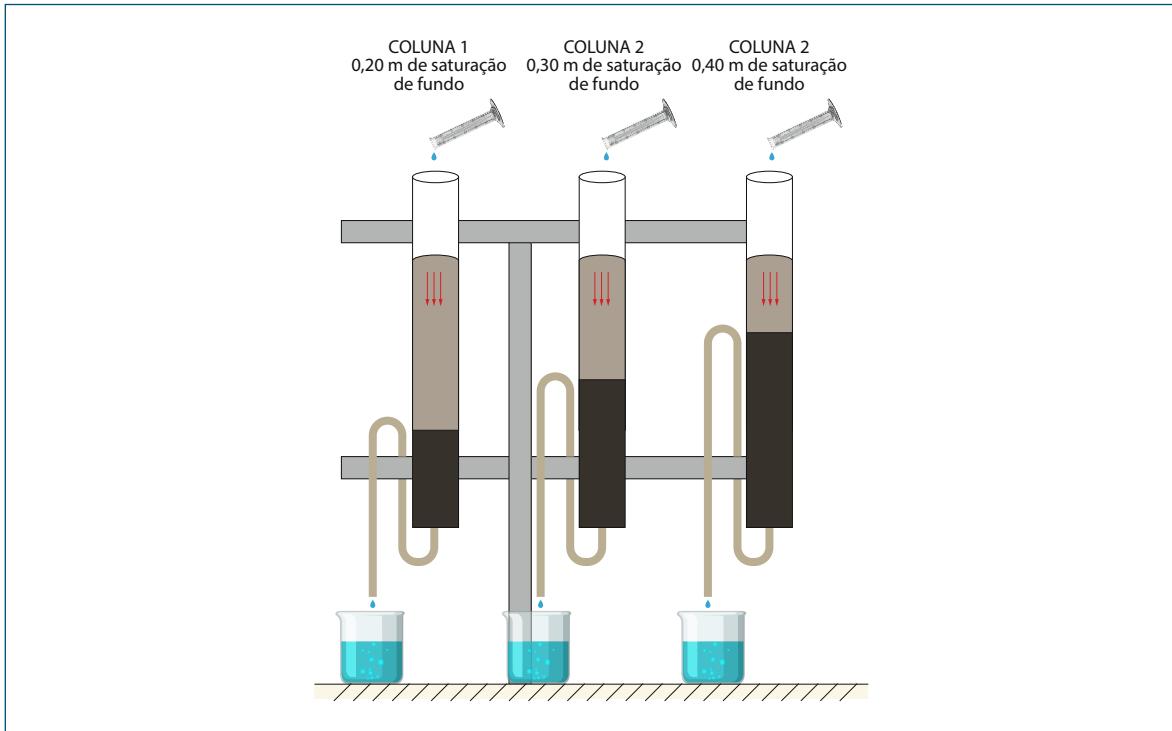


Figura 4 – Esquema das colunas de areia com fundo saturado simulando o perfil vertical de um *wetland* construído vertical de fundo saturado.

3.3 Etapa III: Dimensionamento, implantação e operação de dois arranjos tecnológicos compostos por diferentes modalidades de *wetlands* construídos

A estação experimental de tratamento de esgoto (ETE) foi implantada em 2014, junto a uma área localizada dentro do *campus* universitário da UFSC. A ETE é composta por dois arranjos tecnológicos de WC (Figura 5), sendo um formado por um tanque séptico (TS) seguido de um WCVD e WCH operados em série, compondo assim um sistema híbrido de WC (arranjo tecnológico 1), e o outro constituído por um TS seguido de um WCV-FS (arranjo tecnológico 2).

A ETE foi alimentada com esgoto sanitário proveniente de uma bacia de escoamento do bairro Pantanal, do município de Florianópolis. Junto a um poço de visita (PV) dessa rede coletora, instalou-se uma estação elevatória para captação de esgoto afluente para a ETE. O esgoto foi recalcado para um reservatório elevado (R1). A partir dele, uma bomba dosadora aplicava intermitentemente esgoto no TS (capacidade de 3.000 L), onde o tratamento primário foi realizado. Após a passagem pelo TS, o esgoto

foi encaminhado por gravidade até um poço úmido (R2), que reservou esgoto para o bombeamento aos módulos de WC da ETE. A estação de bombeamento (EB) continha duas bombas em paralelo, que aplicavam o esgoto no arranjo tecnológico 1 e 2. Após o tratamento realizado pelos WC, o efluente foi encaminhado até uma caixa de passagem (CP) e descartado na própria rede coletora, à jusante do bombeamento do PV (Figura 5).

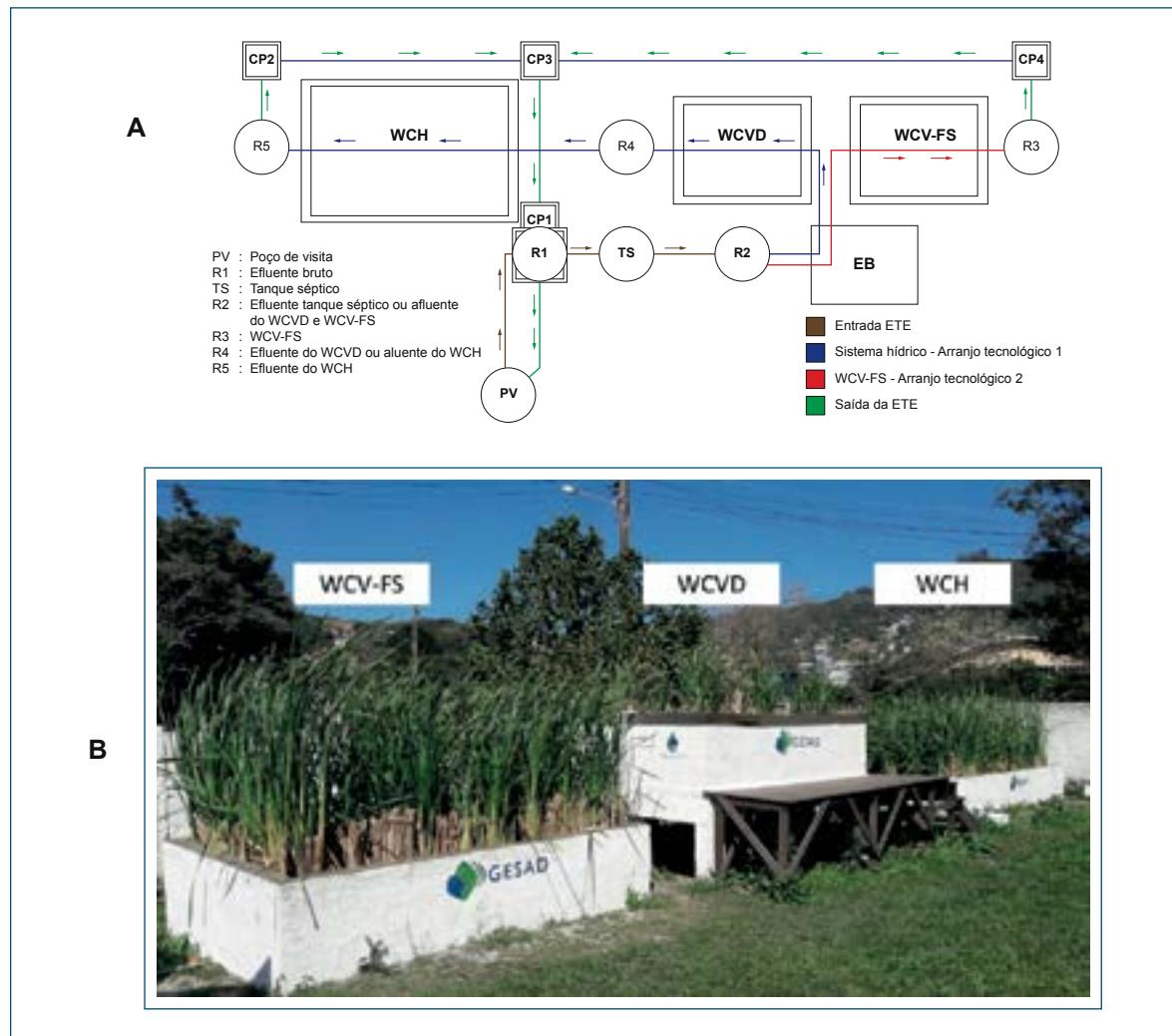


Figura 5 – Estação de tratamento de esgoto composta por *wetlands* construídos.
(a) *Layout* indicando os dois arranjos tecnológicos; (b) Vista geral da estação de tratamento.

3.3.1 Arranjo tecnológico 1: Tanque séptico seguido de um sistema híbrido de *wetlands* construídos

O arranjo tecnológico 1 foi composto por tanque séptico seguido de um sistema híbrido de WC, compreendido por uma unidade de WCVD elevado seguido por um WCH situado no nível do terreno (Figura 6). O esgoto pós tanque séptico foi bombeado para a área superficial do WCVD e, posteriormente, por gravidade o esgoto seguiu para o WCH. Após cada uma das unidades de tratamento do sistema híbrido, um reservatório de passagem foi inserido com a finalidade de coleta de esgoto para análises de qualidade, a inserção de instrumentos de medição de vazão e o controle do nível de saturação no WCH.

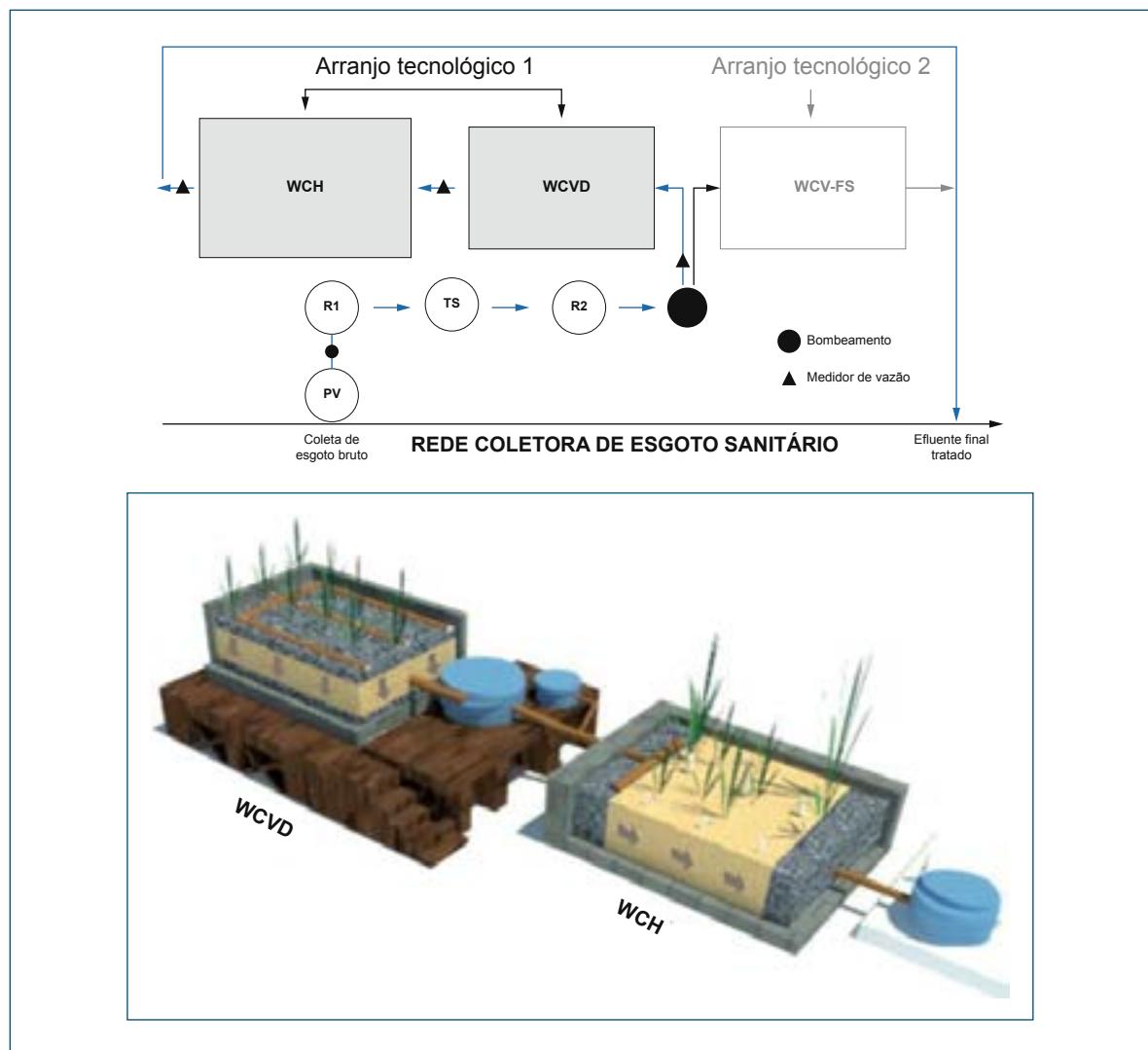


Figura 6 – Esquema demonstrando o arranjo tecnológico 1 composto por um sistema híbrido de *wetlands* construídos.

O WCVD foi projetado para receber um carregamento orgânico médio de 41 g DQO m⁻² d⁻¹, conforme recomendações de Sezerino (2006), idealizado para ser aplicado uma vazão diária de esgoto produzida por uma residência unifamiliar composta por 5 pessoas (150 L d⁻¹ por pessoa), totalizando 600 L d⁻¹. A alimentação foi realizada de forma intermitente com ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias, por bombeamento com 3 a 4 pulsos d⁻¹. Cada pulso teve uma duração aproximada de 2,5 minutos, totalizando um volume aproximado de 150 L, com um intervalo de alimentação de 3 horas, conforme recomendações de Platzer (1999) e Sezerino (2006).

O dimensionamento do WCH foi realizado utilizando-se a equação de Monod modificada para cinética de primeira ordem. O coeficiente de degradação utilizado foi de 0,36 d⁻¹ (SEZERINO, 2006) e porosidade de areia grossa igual a 0,35. A alimentação do WCH foi realizada por gravidade, de forma contínua, nos dias que ocorreram alimentação do WCVD. Tanto o WCVD quanto o WCH foram construídos sob o solo, em alvenaria com impermeabilização interna. O WCVD possui dimensões internas construídas iguais a 2,30 m de largura x 3,30 m de comprimento x 0,81 m de profundidade e uma área superficial de 7,5 m², enquanto que o WCH possui dimensões internas de 3,00 m de largura x 5,30 m de comprimento x 0,83 m de profundidade e área superficial de 16 m².

Os dois WC foram preenchidos manualmente com brita nº 1 e areia grossa ($d_{10} = 0,29$ e C_u de 4,05) como material filtrante. Foram dispostas três camadas de maciço filtrante no WCVD e WCH, conforme o fluxo hidráulico, sendo, uma camada de brita junto à tubulação de distribuição de esgoto, seguida por uma camada espessa de areia grossa, finalizando com uma camada de brita junto à tubulação de coleta. No WCVD as camadas foram dispostas verticalmente. A primeira camada de brita possuía 0,05 m, seguido por 0,60 m de areia grossa. No fundo, a última camada de brita continha também 0,05 m, onde se encontra a tubulação de coleta. No WCH as camadas foram dispostas longitudinalmente. A primeira camada de brita foi composta por 0,50 m, posteriormente por 4,20 m de areia grossa, finalizando com 0,60 m de brita.

A macrófita utilizada nas unidades foi a *Typha domingensis*, em uma densidade de transplantio de 4,20 e 3,30 plantas m⁻² nos WCVD e WCH, respectivamente.

3.3.2 Arranjo tecnológico 2: Tanque séptico seguido de um wetland construído vertical de fundo saturado

O arranjo tecnológico 2 foi composto por um tanque séptico seguido de um WCV-FS (Figura 7). Após o tratamento realizado pelo tanque séptico, o efluente seguiu por bombeamento para um WCV-FS. Posteriormente ao tratamento do efluente, o mesmo retornou para a rede coletora em um ponto a montante da coleta do esgoto bruto.

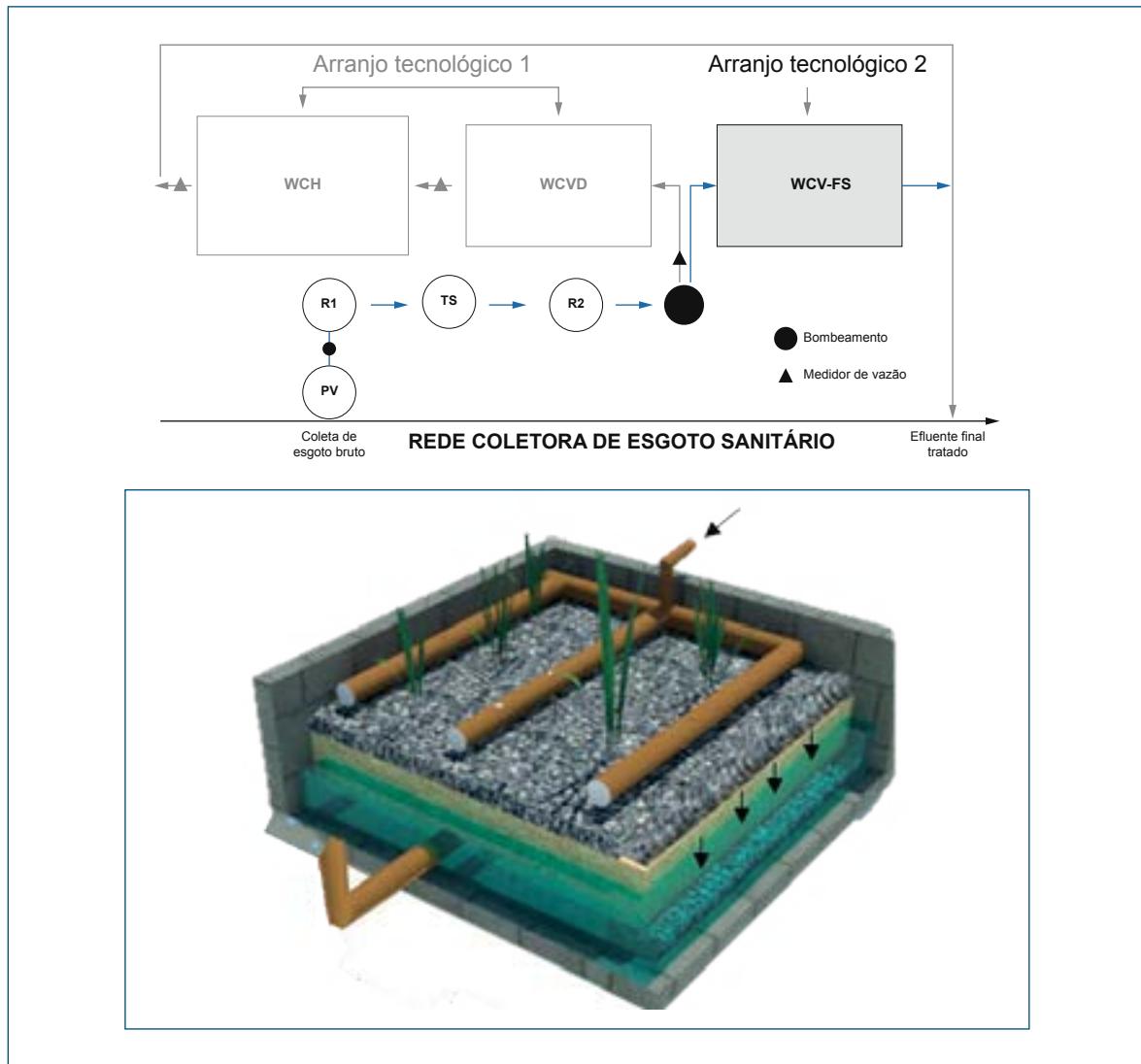


Figura 7 – Esquema demonstrando o arranjo tecnológico 2 composto por um *wetland* construído vertical de fundo saturado.

O WCV-FS foi dimensionado para operar sob um carregamento orgânico médio de $41 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, conforme recomendações de Sezerino (2006). Além disso, idealizou-se para esse arranjo tecnológico o atendimento de uma contribuição representativa de esgotos produzidos por uma residência unifamiliar de 5 pessoas (150 L d^{-1} por pessoa), totalizando 600 L d^{-1} . Da mesma forma que no WCVD do arranjo tecnológico 1, o WCV-FS foi operado intercalando ciclos de operação e repouso de 3,5 dias na semana. A alimentação foi realizada por bombeamento com 3 a 4 pulsos d^{-1} . Cada pulso teve um tempo de duração de cerca de 2 minutos, totalizando um vo-

lume aproximado de 150 L, com um intervalo de alimentação de 3 horas, conforme recomendações de Platzer (1999) e Sezerino (2006).

O WCV-FS foi construído em alvenaria, sob o solo, com dimensões internas de 2,30 m de largura x 3,30 m de comprimento x 0,83 m de profundidade e uma área superficial de 7,5 m². Tanto o fundo quanto as paredes internas do *wetland* foram impermeabilizadas. No fundo do WCV-FS foi assentada uma camada de pedra brita de 0,10 m, a qual protegeu a tubulação de coleta do esgoto. Posteriormente, foi depositada uma camada de 0,62 m de areia grossa ($d_{10} = 0,29$ e C_u de 4,05) e, por fim, uma nova camada de pedra brita de 0,03 m foi disposta sobre a areia.

Para manter o fundo saturado, foi colocado um controlador de nível na saída do WCV-FS. A altura da saída do efluente corresponde a 0,40 m em relação ao fundo do *wetland* construído. Com isso, o WCV-FS permaneceu com 0,35 m de drenagem livre e 0,40 m do leito filtrante saturado com o esgoto submetido ao tratamento.

O WCV-FS foi transplantado com a macrófita *Typha domingensis*, em uma densidade de plantio de 3,6 plantas m⁻².

3.4 Monitoramento físico-químico e biológico das unidades de tratamento das Etapas I, II e III

O monitoramento da qualidade do efluente tratado pelos WCVD e WCV-FS pertencentes à Etapa I da pesquisa foi realizado durante o ano de 2014, por meio de coletas pontuais com uma frequência mensal. Foram monitorados o afluente e o efluente de cada RAC e o efluente de cada *wetland*. Os parâmetros avaliados foram: potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrogênio nitrito (N-NO₂⁻), nitrogênio nitrato (N-NO₃⁻), fósforo ortofosfato (P-PO₄³⁻), coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (*E. coli*).

Para as colunas de areia da Etapa II, a caracterização físico-química do afluente e efluente foi realizada semanalmente. O afluente foi sempre avaliado antes de realizar a alimentação das colunas, enquanto que o efluente foi caracterizado no último dia de alimentação das mesmas. Os parâmetros avaliados foram pH, alcalinidade, SST, DQO, nitrogênio total (NT), N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻ e P-PO₄³⁻.

Na Etapa III, a caracterização físico-química e biológica do esgoto bruto, afluente e efluente de cada unidade dos arranjos tecnológicos 1 e 2, foram realizadas durante 100 semanas de operação da ETE. As coletas de amostras foram realizadas na

sua grande maioria com uma frequência quinzenal e os pontos amostrados foram pH, alcalinidade, SST, DQO, DBO₅, NT, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻ e P-PO₄³⁻, CT e *E. coli*.

Todas as análises físico-químicas e biológicas das unidades de tratamento das Etapas I, II e III seguiram recomendações de APHA, (1998; 2005), com exceção para o parâmetro N-NH₄⁺, que seguiu recomendações de Vogel (1981).

4 Resultados alcançados frente aos objetivos propostos e discussão

Essa pesquisa foi embasada em três etapas distintas, as quais se propuseram estudar e avaliar comportamentos de diferentes modalidades de WC vinculados às diversas condições de contorno, as quais referem-se:

- 1) ao carregamento orgânico aplicado no WC, expresso em termos de matéria carbonácea (g DQO m⁻² d⁻¹).
- 2) ao carregamento de SST aplicado no WC (g SST m⁻² d⁻¹).
- 3) ao carregamento inorgânico aplicado no WC, expresso em termos de matéria nitrogenada (g N-NH₄⁺ m⁻² d⁻¹).
- 4) ao regime hidráulico de alimentação, destacando-se a alternância de aplicação (intercalação entre períodos de alimentação e repouso) e a intermitência (número de pulsos de alimentação no dia).
- 5) à taxa hidráulica aplicada na área superficial do WCV (mm d⁻¹ ou L m⁻² d⁻¹).

Nesse contexto, os resultados estão apresentados e discutidos para cada etapa desenvolvida.

4.1 *Wetlands construídos horizontais (WCH) avaliados durante a Etapa I*

Baseado no desempenho de tratamento dos WCH avaliados, considerando os dados compilados ao longo de mais de 10 anos de operação das unidades, pode-se evidenciar os comportamentos médios de remoção dos compostos carbonáceos, nitrogenados, de sólidos e indicadores bacteriológicos presentes nos esgotos domésticos afluentes, conforme destacado na Figura 8.

Verificou-se que todos os WCH apresentaram remoções médias superiores a 70% para DQO e acima de 80% para SST, além de uma eficiência de remoção de DBO₅ variando entre 75% e 97%.

Em relação aos nutrientes, o desempenho de tratamento promovido pelos WCH avaliados apresentou faixa de valores entre 17% a 70% para N-NH₄⁺ e de 40% a 86% para a P-PO₄³⁻, indicando limitações na capacidade de remoção desses compostos.

Identificou-se, também, deficitária remoção de organismos patogênicos em todos os WCH, obtendo-se uma variação de $0,91$ a $1,87 \log_{10}$ removidos de coliformes totais e $0,87$ a $2,6 \log_{10}$ removidos de *E.coli*.

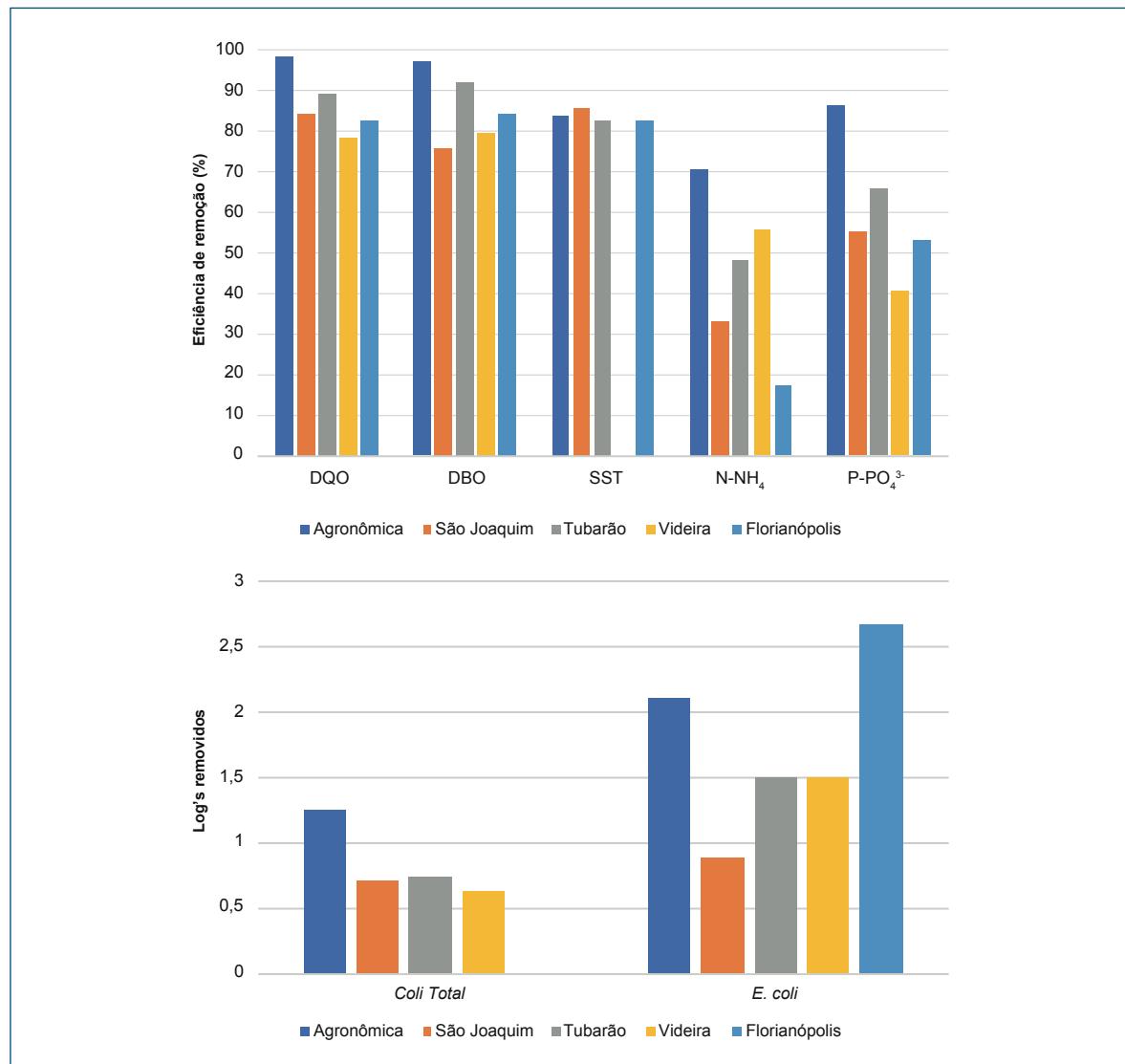


Figura 8 – Desempenho de tratamento das unidades de *wetlands* construídos horizontais avaliados.

(a) Eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos e nutrientes; (b) Decaimento de coliformes.

4.2 Determinação de parâmetros de projeto para *wetland* construído vertical de fundo saturado (WCV-FS) realizados na Etapa II

A caracterização físico-química do afluente e efluente das colunas que simularam o perfil vertical de um WCV-FS, com diferentes alturas de saturação de fundo

avaliadas nessa etapa, está apresentada na Tabela 2. Ressalta-se que todas as colunas foram operadas ao longo de 210 dias, sob carga orgânica fixa em $41 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, carga de sólidos suspensos totais média de $6 \text{ g SST m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, carga de nitrogênio total média de $4,3 \text{ g NT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, carga de nitrogênio amoniacial média de $4 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e taxa hidráulica de 66 mm d^{-1} .

Tabela 2 – Valores médios e desvio padrão do afluente e efluente das colunas de areia de diferentes saturações de fundo

Parâmetros n = 23	Afluente	Efluente		
		Coluna 1 (0,20 m de saturação)	Coluna 2 (0,30 m de saturação)	Coluna 3 (0,40 m de saturação)
pH	$7,1 \pm 0,2$	$5,5 \pm 1$	$6,4 \pm 0,3$	$7,1 \pm 0,3$
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	265 ± 61	$4 \pm 11,5$	44 ± 21	$101,5 \pm 37$
SST (mg L ⁻¹)	$96,5 \pm 46,5$	5 ± 11	4 ± 10	5 ± 7
DQO (mg L ⁻¹)	$624,5 \pm 181$	46 ± 25	$75 \pm 18,5$	62 ± 20
*NT (mg L ⁻¹)	$68 \pm 15,3$	$57 \pm 19,5$	$43 \pm 15,5$	36 ± 14
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	58 ± 12	12 ± 7	14 ± 8	19 ± 11
N-NO ³⁻ (mg L ⁻¹)	$2,8 \pm 1,5$	$48,5 \pm 19$	$32,5 \pm 13,5$	11 ± 9
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	ND	$2,5 \pm 3$	$2,5 \pm 3,5$	$0,7 \pm 1$
P-PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	$22 \pm 4,5$	ND	$0,3 \pm 0,7$	2 ± 2

ND= Abaixo do limite de detecção; *n= 6

Visto que todas as colunas receberam a mesma carga de sólidos suspensos, verificaram-se altos valores de remoção média desse parâmetro para todas as colunas de areia, atingindo valores de 95%, 96% e 95% para as colunas com 0,20 m, 0,30 m e 0,40 m, de saturação de fundo, respectivamente. Além disso, a remoção de DQO foi de 93%, 88% e 90% para as colunas com 0,20 m, 0,30 m e 0,40 m de saturação de fundo, respectivamente. Em relação ao nitrogênio total, verificou-se uma eficiência de remoção média de 15%, 36% e 46% para as colunas com 0,20 m, 0,30 m e 0,40 m de saturação de fundo, respectivamente. Com o aumento das alturas de saturação de fundo houve o aumento progressivo de remoção de nitrogênio total. Por outro lado, com o aumento da saturação de fundo as eficiências de remoção de nitrogênio amoniacial diminuíram. Sob uma carga média de $4 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, os valores de remoção de nitrogênio amoniacial foram de 79%, 77% e 68%, respectivamente, para as colunas de 0,20 m, 0,30 m e 0,40 m de saturação de fundo.

As colunas de areia apresentaram remoções médias de fósforo ortofosfato acima de 92% durante o período de monitoramento.

A base de escolha da altura de saturação de fundo a ser empregada em um WCV-FS deu-se, em uma síntese final, sob os parâmetros DQO e NT. Assim, optou-se por empregar uma altura de 0,40 m de saturação de fundo.

4.3 *Wetlands construídos verticais descendentes (WCVD) avaliados durante as Etapas I e III*

Considerando as condições de contorno empregadas nos WCVD avaliadas nas Etapas I e III, obtiveram-se dois cenários comparativos distintos, os quais foram: (i) na Etapa I, o WCVD em escala real operou sob alta carga orgânica, inorgânica e hidráulica; (ii) na Etapa III, a unidade WCVD componente do arranjo tecnológico 1 da ETE experimental do GESAD operou sob baixa carga orgânica, inorgânica e hidráulica (Figura 9).

Baseado nos resultados identificados e destacando-se que os *wetlands* estavam alocados sob as mesmas condições climáticas, foi evidente a influência dessas diferentes condições de contorno no desempenho de tratamento das unidades.

O WCVD_{escala real} apresentou um menor desempenho de tratamento. Contudo, durante o período de monitoramento, essa unidade operou com maiores carregamentos comparativamente ao WCVD_{ETE GESAD}, o qual apresentou melhor desempenho de tratamento para todos os parâmetros avaliados. Por outro lado, essa unidade operou sob menor carga orgânica, inorgânica e hidráulica.

Além disso, o regime hidráulico empregado foi distinto para ambas as unidades. O WCVD_{escala real} operou com um período de repouso de 30 dias e uma maior taxa hidráulica (média de 130 mm d⁻¹), enquanto que o WCVD_{ETE GESAD} foi operado com um regime de alimentação e repouso de apenas 3,5 dias, e sob uma taxa hidráulica cerca de duas vezes menor que a unidade em escala real (média de 66 mm d⁻¹).

Dado que ambos os WCVD operaram sob uma relação média C/N (DQO/N-NH₄⁺) afluente entre 6 e 7, os períodos de repouso de 30 dias podem ter influenciado no processo de oxidação do nitrogênio amoniacial, uma vez que uma maior magnitude de nitrificação foi identificada no WCVD_{ETE GESAD}. Provavelmente, esse comportamento esteja associado com a maior estabilidade da atividade microbiana nitrificante presente no biofilme no interior da unidade, devido à maior disponibilidade de nitrogênio amoniacial retido no meio filtrante.

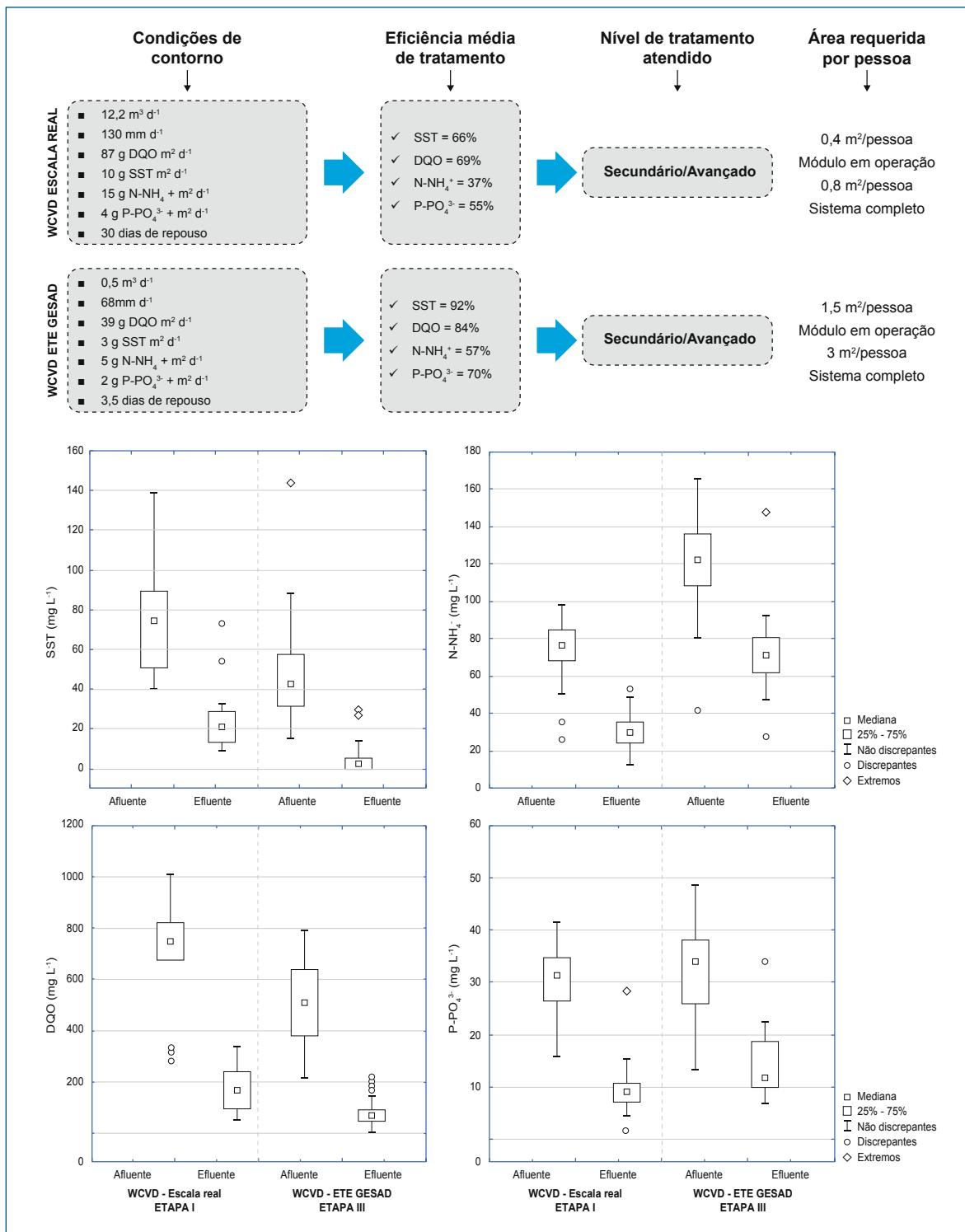


Figura 9 – Condições de contorno e desempenho de tratamento dos dois *wetlands* construídos verticais descendentes (Etapas I e III) avaliados na pesquisa.

Evidentemente, um *wetland* submetido a uma operação baseada em regime hidráulico com ciclos de alimentação e repouso requer maior área territorial disponível, ou seja, enquanto um módulo está em operação, o outro deverá estar em repouso. Assim sendo, o WCVD_{escala real} operou com uma relação de 0,4 m² pessoa⁻¹ no módulo em operação, e 0,8 m² pessoa⁻¹ no sistema completo (considerando um *per capita* de 50 L pessoa⁻¹ dia⁻¹). Já para o WCVD_{ETE GESAD} a relação foi de 1,5 m² pessoa⁻¹ para o módulo em operação e 3 m² pessoa⁻¹ para o sistema completo.

Analizando a qualidade de eficiência de remoção de poluentes, considerando a concentração do afluente e efluente, ambos os WCVD atenderam níveis secundário/avançado de tratamento. Além disso, a utilização de um arranjo associando decanto-digestor e WCVD, operado mediante as condições de contorno abordadas nesse trabalho, pode ser considerado um arranjo tecnológico que apresenta resultados similares e/ou superiores comparado com as tecnologias de tratamentos normatizadas propostas pela NBR 13.989 (ABNT, 1997).

4.4 *Wetlands* construídos verticais de fundo saturado (WCV-FS) avaliados durante as Etapas I e III

Considerando as condições de contorno empregadas nos WCV-FS abordados nas Etapas I e III desta pesquisa, obtiveram-se dois cenários a serem elencados: (i) na Etapa I, o WCV-FS implantado em escala real operou sob baixa carga orgânica, inorgânica e hidráulica; (ii) na Etapa III, o WCV-FS unidade de tratamento do arranjo tecnológico 2, pertencente a ETE experimental do GESAD, operou sob alta carga orgânica, inorgânica e hidráulica (Figura 10). O WCV-FS_{ETE GESAD} operou com 16 vezes mais carga orgânica em termos de DQO quando comparado ao WCV-FS_{escala real}, e mesmo assim essa unidade apresentou maior eficiência de remoção de DQO. Maior remoção de DQO no WCV-FS_{ETE GESAD} quando comparado ao WCV-FS_{escala real} pode ser reflexo de um maior aporte de carbono (devido a maior carga orgânica), favorecendo o desenvolvimento, abundância e atividade principalmente de micro-organismos heterotróficos que estão associadas ao consumo de carbono, promovendo maior remoção de DQO.

Diferentemente da matéria orgânica carbonácea, a remoção de nutrientes foi superior no WCV-FS_{escala real}. Provavelmente esse comportamento esteja associado principalmente com o processo de adsorção de N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻ no maciço filtrante e a assimilação pelas macrófitas, uma vez que essa unidade de tratamento possuía uma grande área superficial (3.141 m²), resultando em maior densidade vegetal de macrófitas e maior volume de areia, logo os processos de assimilação vegetal e adsorção desses nutrientes podem ser favorecidos.

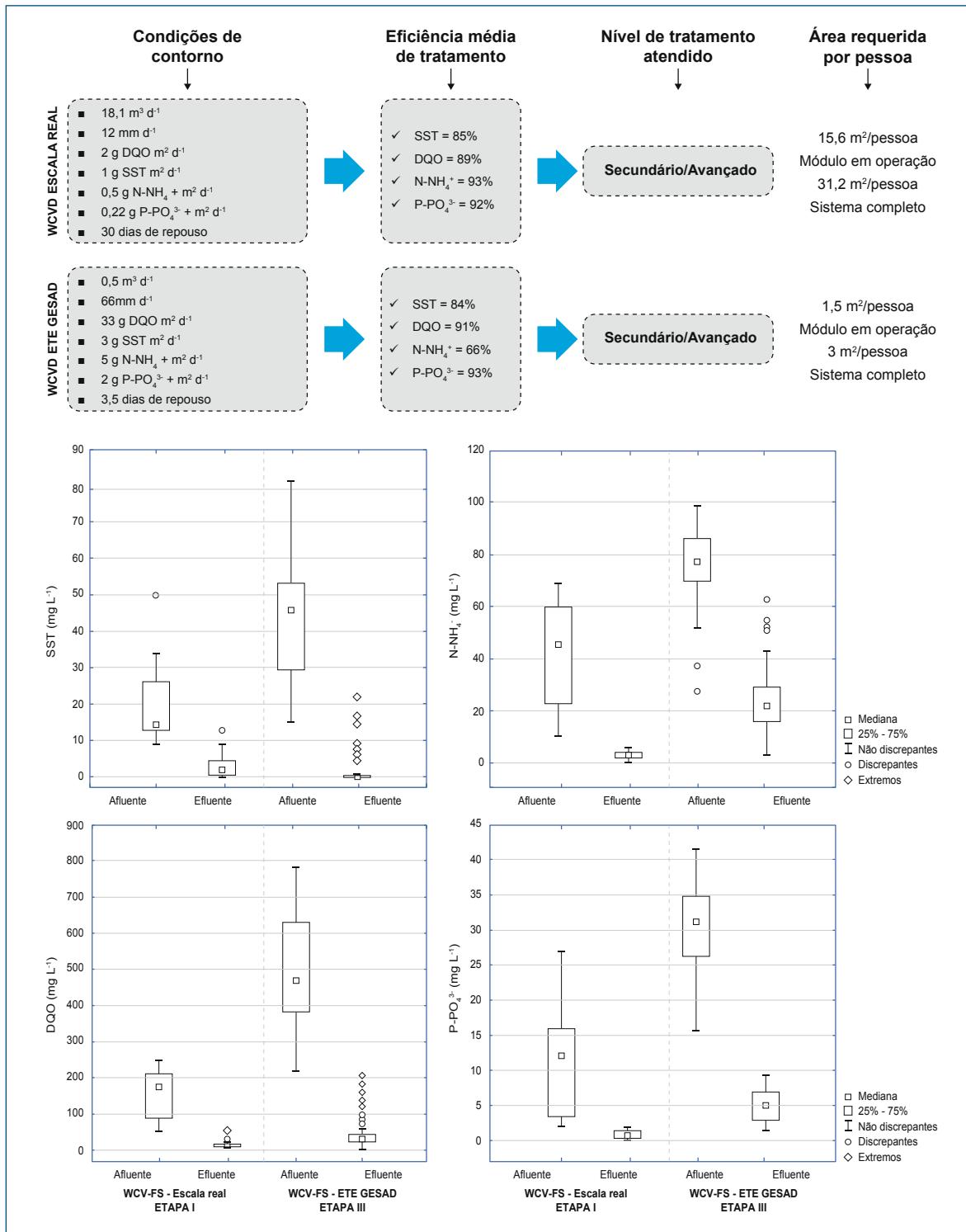


Figura 10 – Condições de contorno e desempenho de tratamento dos dois *wetlands* construídos verticais de fundo saturado (Etapas I e III) avaliados na pesquisa.

Conforme as condições de contorno operadas nos WCV-FS, levando em consideração que o WCV-FS_{escala real} no momento do estudo estava superdimensionado, a relação m^2 pessoa⁻¹ foi de 15,6 no módulo em operação, e 31,2 m^2 pessoa⁻¹ no sistema completo. Já para o WCV-FS_{ETE GESAD} a relação foi de 1,5 m^2 pessoa⁻¹ no módulo em operação, e 3 m^2 pessoa⁻¹ no sistema completo.

Apesar da grande discrepância da relação a área requerida (m^2) por pessoa e dos carregamentos orgânicos, inorgânicos e hidráulicos operados, ambos os WCV-FS atingiram níveis de tratamento secundário/avançado. Portanto, um arranjo tecnológico composto por decanto digestor seguido de WCV-FS (operado tanto sob alta e baixa carga orgânica, como é o caso dos períodos iniciais da implantação de loteamentos em condomínios residenciais) mostra-se como uma alternativa para a abordagem descentralizada de tratamento de esgoto sanitário.

4.5 Comparação entre *wetland* construído vertical descendente e *wetland* construído vertical de fundo saturado dos arranjos tecnológicos 1 e 2

Levando em consideração que o WCVD do arranjo tecnológico 1 e o WCV-FS do arranjo tecnológico 2, ambos componentes da ETE experimental GESAD, operaram sob condições de contorno similares, em paralelo, com uma relação de 1,5 m^2 pessoa⁻¹ no módulo em operação e 3 m^2 pessoa⁻¹ no sistema completo, foi evidente maior desempenho de tratamento do WCV-FS quando comparado ao WCVD (Figura 11).

As eficiências médias de remoção de matéria orgânica carbonácea e material particulado foram semelhantes para os dois *wetlands*, apresentando valores de 90% de remoção em termos de carga. No entanto, o desempenho de remoção de nutrientes foi superior para o WCV-FS (Figura 11). O WCV-FS removeu cerca de 2 vezes mais carga de NT e N-NH₄⁺ que o WCVD. A maior remoção de nitrogênio no WCV-FS está vinculada com o processo de nitrificação e desnitrificação sequenciais, proporcionado pela presença de regiões aeróbias e anóxicas/anaeróbias na mesma unidade de tratamento. Diferentemente, no WCVD as condições oxidantes predominantes que ocorreram no maciço filtrante favorecem apenas a conversão do nitrogênio amoniacal a nitrato, e não a remoção completa do nitrogênio.

Quanto ao P-PO₄³⁻, a maior remoção em termo de carga ocorreu no WCV-FS (84% de remoção) comparado com o WCVD (74% de remoção). Esse comportamento pode estar associado com um maior período de permanência do efluente dentro da unidade WCV-FS, promovendo assim maior adsorção desse nutriente ao meio.

Maior tempo de permanência do efluente na camada saturada do WCV-FS pode ter favorecido também mecanismos de predação microbiana, desencadeando um de-

semepnho de remoção de coliformes totais e termotolerantes maior no WCV-FS (cerca de $2 \log_{10}$) quando comparado ao WCVD (0,9 \log_{10}).

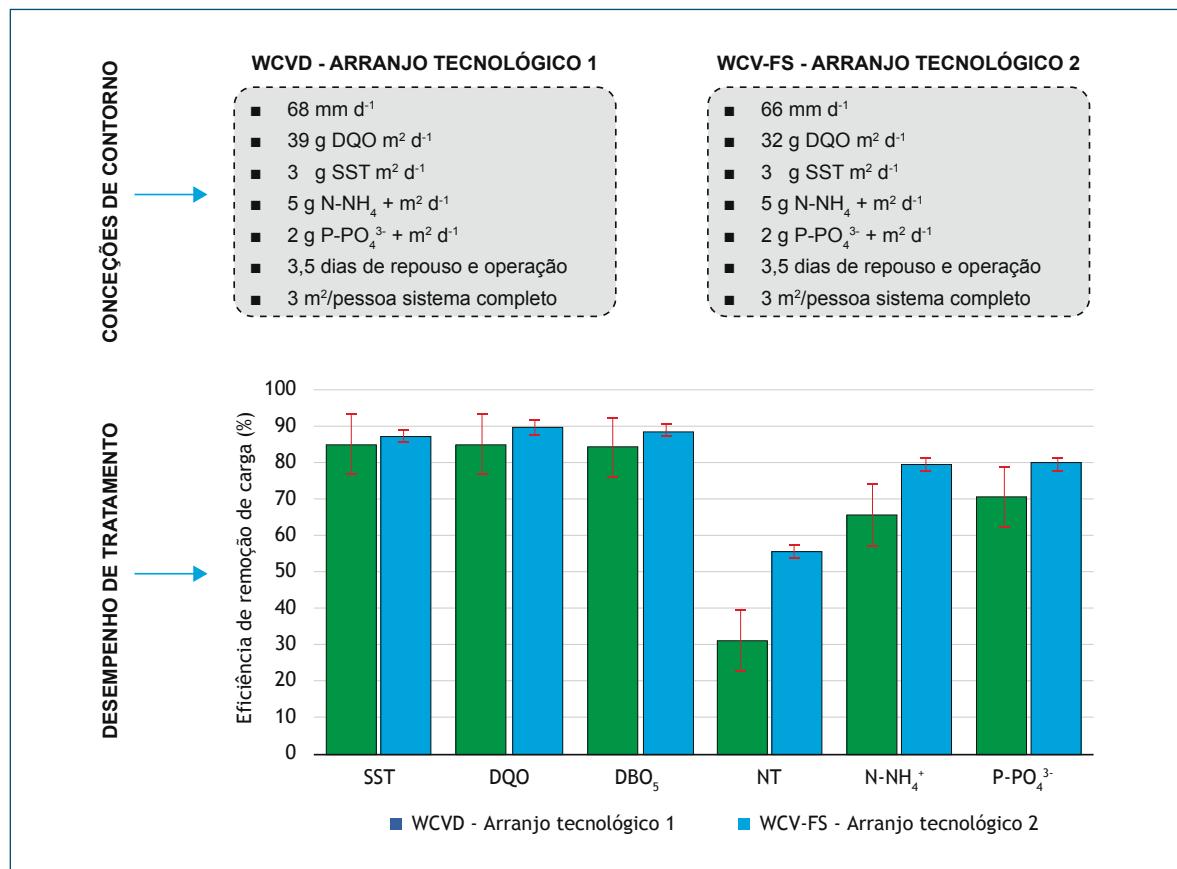


Figura 11 – Condições de contorno operadas e eficiência média de remoção em termos de carga pelo *wetland* construído vertical descendente do arranjo tecnológico 1 e *wetland* construído vertical de fundo saturado do arranjo tecnológico 2.

Além do WCV-FS apresentar maior desempenho de remoção de poluentes para todos os parâmetros avaliados, o efluente tratado por essa unidade enquadrou-se nos padrões de lançamento conforme a Resolução Conama 430/2011 e com a Lei Estadual nº 14.675/2009 (BRASIL, 2011; SANTA CATARINA, 2009), com maior frequência quando comparado ao WCVD. Portanto, proporcionar uma zona saturada, por meio de elevação do controlador de nível, em um WCVD desencadeou maior desempenho de tratamento, bem como maior adaptação das macrófitas nessa unidade de tratamento. Assim, quando o critério de projeto for remoção de nutrientes, indica-se a utilização de um WCV-FS.

4.6 Comparação global entre os arranjos tecnológicos 1 e 2

Considerando que o arranjo tecnológico 1 foi composto por um sistema híbrido de WC, com uma área superficial empregada no tratamento de 23,5 m², produzindo uma relação de 4,7 m² pessoa⁻¹ no módulo em operação, e o arranjo tecnológico 2 composto por um WCV- FS com uma área superficial de 7,5 m² e uma relação de 1,5 m² pessoa⁻¹ no módulo em operação, na Figura 12 apresenta-se o desempenho de tratamento em termos de carga removida para o arranjo tecnológico 1, considerando o WCVD e WCH, e para o arranjo tecnológico 2 considerando o WCV-FS.

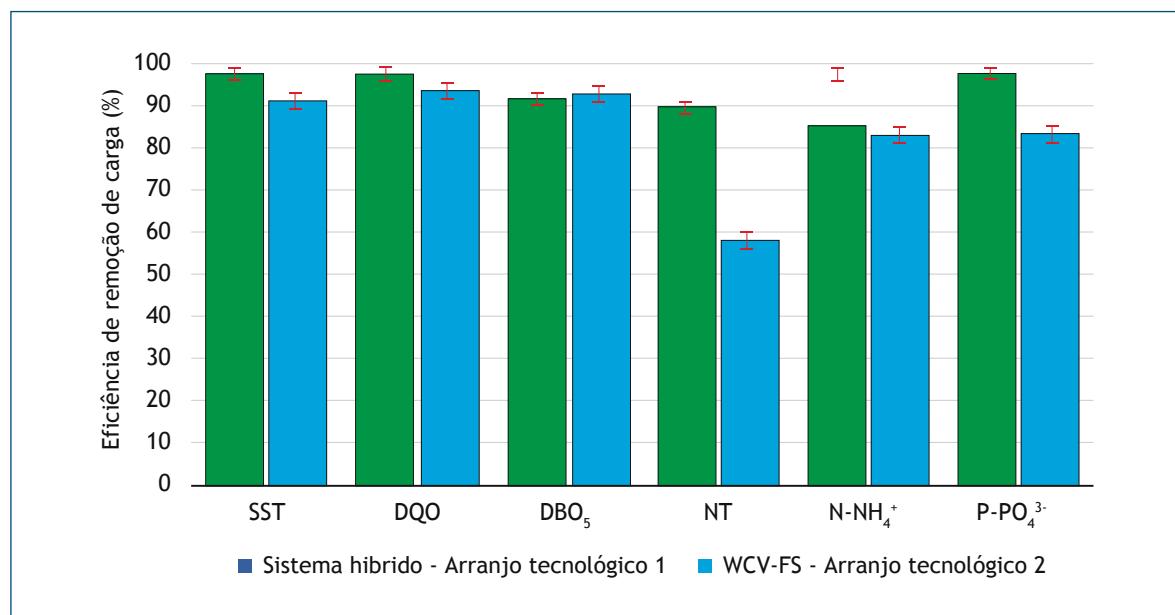


Figura 12 – Eficiência média de remoção de carga do sistema híbrido de *wetlands* construídos do arranjo tecnológico 1 e do *wetland* construído vertical de fundo saturado do arranjo tecnológico 2.

Ressalta-se que as eficiências de remoções de matéria orgânica carbonácea foram similares para ambos os arranjos tecnológicos, na ordem de 98% e 94% para DQO e 92% e 93% para DBO₅, para o arranjo tecnológico 1 e 2, respectivamente. Para SST a eficiência média de remoção foi de 98% para o arranjo tecnológico 1 e 91% para o arranjo tecnológico 2. Baseado nesses resultados, e considerando que o arranjo tecnológico 1 exigiu 3 vezes mais área que o arranjo tecnológico 2, destaca-se o bom desempenho do arranjo tecnológico 2 na remoção de matéria orgânica carbonácea e material particulado.

No entanto, para nutrientes o arranjo tecnológico 1 foi mais eficiente, apresentando um desempenho médio de remoção de 90% para NT, 98% para N-NH₄⁺ e 98%

para P-PO₄³⁻, enquanto que o arranjo tecnológico 2 apresentou eficiências médias de remoção de 58%, 83% e 83% para NT, N-NH₄⁺, P-PO₄³⁻, respectivamente. A remoção de nutrientes nos WC não ocorre apenas por processos biológicos, mas também por mecanismos de adsorção química, assimilação pelo tecido vegetal das macrófitas e incorporação no biofilme microbiano. Portanto, esse comportamento é reflexo de uma maior área superficial utilizada pelo arranjo tecnológico 1 para o tratamento, favorecendo esses processos.

Em relação aos coliformes totais e termotolerantes o sistema híbrido do arranjo tecnológico 1 removeu cerca de 2 vezes mais coliformes (2,7 e 4,0 log₁₀, respectivamente) que o WCV-FS do arranjo tecnológico 2 (1,9 e 1,8 log₁₀, respectivamente). Esse comportamento pode estar associado à diversidade da microfauna que se desenvolveu no maciço filtrante do WCVD e do WCH, favorecendo o processo de predação.

Comparando o efluente tratado pelos arranjos tecnológicos 1 e 2 com os padrões de lançamento preconizados na Resolução Conama 430/2011 e com o Código Ambiental de Santa Catarina – Lei Estadual nº 14.675/2009, destaca-se que, para os parâmetros DBO₅ e SST, ambos os arranjos tecnológicos lançaram o efluente final dentro dos padrões em 100% das amostragens. Já em relação aos nutrientes, apenas 6% das amostragens de N-NH₄⁺ e 4% de P-PO₄³⁻ referentes ao efluente final do arranjo tecnológico 1 estavam fora dos limites de lançamento, enquanto que 62% das amostragens de N-NH₄⁺ e 41% de P-PO₄³⁻ referentes ao efluente final do arranjo tecnológico 2 não atenderam os padrões de lançamento.

Baseado nas condições de contorno empregadas nos dois arranjos tecnológicos, bem como no desempenho de tratamento, o arranjo tecnológico 1 promoveu remoções de carga da ordem de 7% de SST, 4% de DQO, 54% de NT, 18% de N-NH₄⁺ e 17% de P-PO₄³⁻ superiores às encontradas no efluente do arranjo tecnológico 2. No entanto, cabe ressaltar que para atingir esse desempenho de tratamento o arranjo tecnológico 1 exigiu três vezes mais área territorial que o arranjo tecnológico 2.

Além disso, ressalta-se que o regime hidráulico operado nos WC de ambos os arranjos tecnológicos foi com ciclos de operação e repouso de 3,5 dias. Ou seja, para o atendimento de uma demanda semanal de tratamento de esgoto, faz-se necessário duplicar as unidades *wetlands* presentes em cada arranjo. Sob essa perspectiva, a combinação do WCVD com WCH do arranjo tecnológico 1 requer uma relação de 9,4 m² pessoa⁻¹, enquanto que para o WCV-FS do arranjo tecnológico 2 faz-se necessário uma relação de 3 m² pessoa⁻¹.

5 Conclusão

5.1 Quanto aos *wetlands* construídos horizontais relacionados à Etapa I

Tendo como base a compilação de um banco de dados de desempenho de tratamento de esgoto doméstico promovido por cinco unidades de *wetlands* construídos horizontais (WCH) implantados em escala real em diferentes municípios do estado de Santa Catarina, os quais foram submetidos a diferentes condições operacionais e períodos de monitoramento, conclui-se que os WCH empregados no tratamento de esgoto pós tanque séptico caracterizam-se como unidades de tratamento secundário de esgotos, sendo recomendados, sobretudo, para a remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos.

5.2 Quanto ao *wetland* construído vertical descendente e ao *wetland* construído vertical de fundo saturado da Etapa I

Conforme os resultados do desempenho de tratamento obtidos com o monitoramento realizado ao longo de 12 meses em duas unidades WC em escala real implantadas após decanto digestor, e submetidas a um regime hidráulico com ciclos de alimentação e repouso de 30 dias, destacando-se as cargas orgânica e hidráulica médias de 87 g DQO m⁻² d⁻¹ e 130 mm d⁻¹ aplicadas na unidade *wetland* construído vertical descendente (WCVD), bem como as cargas orgânica e hidráulica médias de 2 g DQO m⁻² d⁻¹ e 12 mm d⁻¹ aplicadas na unidade *wetland* construído vertical de fundo saturado (WCV-FS), conclui-se:

- O WCVD apresentou eficiências médias de remoção de 66%, 69%, 37% e 55% para SST, DQO, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻, respectivamente. O WCV-FS apresentou eficiências médias de remoções de 85%, 89%, 97% e 92% para SST, DQO, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻, respectivamente.
- Em relação à remoção de N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻, o WCVD atingiu um nível de tratamento secundário, enquanto que o WCVD-FS apresentou nível de tratamento avançado devido à potencialidade da ocorrência de nitrificação e desnitrificação simultânea.
- A remoção média de coliformes totais foi próximo a 1 log₁₀ para ambos os *wetlands*. Já para *E.coli*, a remoção foi superior no WCV-FS na ordem de 2,34 log₁₀, enquanto que para o WCVD, a remoção foi de apenas 0,85 log₁₀.

5.3 Quanto à determinação de parâmetros de projeto para *wetland* construído vertical de fundo saturado relacionados à Etapa II

A partir da avaliação do desempenho de tratamento de esgoto sanitário obtido em três colunas de areia que simularam o perfil vertical de um *wetland* construído vertical de fundo saturado (WCV-FS), as quais operaram sob um regime hidráulico de 3 dias de alimentação e 4 de repouso, com uma carga orgânica aplicada fixa em 41 g DQO $m^{-2} d^{-1}$ e uma taxa hidráulica média de 66 mm d^{-1} , com 0,55 m de altura útil e submetidas a diferentes alturas de saturação de fundo (variando de 0,20, 0,30 e 0,40 m), pode-se concluir que:

A composição de um maciço filtrante com 0,40 m de altura saturada com o esgoto submetido ao tratamento apresenta-se com potencialidade de aplicação em WCV-FS, pois atingiu remoções médias de 90% em termos de DQO, 95% de SST, 92% de P- PO_4^{3-} , 46% de NT e 68% de N- NH_4^+ , além de apresentar as menores concentrações médias de N- NO_2^- e N- NO_3^- no efluente final, indicando o processo de nitrificação seguida de desnitrificação.

5.4 Quanto ao dimensionamento, implantação e operação de dois arranjos tecnológicos compostos por diferentes modalidades de *wetlands* construídos da Etapa III

Por meio da implantação e operação de dois arranjos tecnológicos (AT) compostos por (i) AT 1 – tanque séptico seguido de um *wetland* construído vertical descendente (WCVD) e um *wetland* construído horizontal (WCH) operados em série, conhecidos como sistema híbrido e (ii) AT 2 – tanque séptico seguido de um *wetland* construído vertical de fundo saturado (WCV-FS), obtiveram-se distintos desempenhos de tratamento, os quais estiveram relacionados diretamente às seguintes condições de contorno:

- Carga orgânica média aplicada: 39 g DQO $m^{-2} d^{-1}$ para WCVD e 32 g DQO $m^{-2} d^{-1}$ para o WCV-FS; 18 g DBO₅ $m^{-2} d^{-1}$ no WCVD e no WCV-FS.
- Carga de SST aplicada: 3 g SST $m^{-2} d^{-1}$ no WCVD e no WCV-FS.
- Carga de matéria nitrogenada aplicada: 5,3 g NT $m^{-2} d^{-1}$ para WCVD e 6 g NT $m^{-2} d^{-1}$ para o WCV-FS; 5,2 g N- NH_4^+ $m^{-2} d^{-1}$ no WCVD e 5,2 g N- NH_4^+ $m^{-2} d^{-1}$ no WCV-FS.
- Regime hidráulico de alimentação: Ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias; com 3 e 4 pulsos ao longo do dia.
- Taxa hidráulica aplicada na área superficial: 68 mm d^{-1} no WCVD e 66 mm d^{-1} no WCV-FS.

Durante o período de 100 semanas de acompanhamento e monitoramento da qualidade do efluente tratado nos AT1 e AT2, conclui-se:

- O desempenho médio de remoção de carga identificado para o sistema híbrido do AT1 foi da ordem de 98% para SST e DQO, 90% para NT e N-NH_4^+ e 99% para P-PO_4^{3-} . Para o WCV-FS do AT2, as remoções médias foram de 91%, 94%, 59%, 83% e 84% para SST, DQO, NT, N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-} , respectivamente.
- O desempenho de remoção de carga de DQO e SST foram similares entre o sistema híbrido do AT1 e o WCV-FS do AT2. Portanto, um regime hidráulico com períodos de repouso e operação mostra-se ser uma estratégia de operação para maximizar o processo de remoção de carbono nas diferentes modalidades de WC.
- O WCV-FS do AT2 removeu cerca de 2 vezes mais carga de NT e N-NH_4^+ comparativamente ao WCVD do AT1, indicando a ocorrência do processo de nitrificação e desnitrificação sequenciais no WCV-FS. Diferentemente para o sistema híbrido do AT1, onde a nitrificação deu-se sobretudo no WCVD, enquanto que a desnitrificação foi evidente no WCH.
- Em relação aos coliformes totais e termotolerantes o sistema híbrido do AT1 removeu cerca 2 vezes mais coliformes apresentando remoções médias de 2,7 e $4,0 \log_{10}$, respectivamente, comparativamente ao WCV-FS do AT2 que apresentou remoções médias de 1,9 e $1,8 \log_{10}$, respectivamente.
- Baseado nas correlações de Pearson realizadas entre os parâmetros de qualidade do efluente tratado em cada unidade de WC dos AT1 e AT2, e as condições climáticas considerando dados de precipitação pluviométrica, umidade relativa e temperatura do ar, não foram identificadas correlações significativas entre os parâmetros avaliados.
- Ressalta-se que para alcançar as faixas de desempenho de tratamento demonstradas neste estudo, aliado com um regime hidráulico empregando ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias, a combinação do WCVD com WCH do AT1 apresenta um requerimento total de $9,4 \text{ m}^2 \text{ pessoa}^{-1}$, enquanto que para o WCV-FS do AT2 requer-se $3 \text{ m}^2 \text{ pessoa}^{-1}$.
- Evidencia-se a aplicabilidade de um AT composto por TS seguido de WCV-FS com areia como material filtrante e profundidade de 75 cm (com 40 cm de saturação), dimensionado para uma carga orgânica média afluente de 40 g DQO $\text{m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e operados com ciclos de 3,5 dias de alimentação e repouso.

Considerando que ambos os AT foram dimensionados para uma população equivalente de 10 pessoas e a soma das áreas superficiais das unidades *wetlands* totalizam aproximadamente 31 m^2 , tem-se uma relação de custo unitário de implantação

de R\$ 1.000,00 por pessoa e um custo unitário mensal de operação de R\$ 152,00 por pessoa.

6 Recomendações para utilização dos resultados pela Funasa

As múltiplas variações de modalidades de sistemas tipo *wetlands* construídos, e das inúmeras possibilidades de arranjos tecnológicos nos quais estes podem estar inseridos, irão propiciar diferentes qualidades de efluentes tratados, de requerimentos de área e de custos associados.

Sendo assim, recomenda-se para a Funasa uma proposta de um convênio com a UFSC (GESAD/ENS) por meio de implementação de atividades de extensão na modalidade treinamento, para que se capacite os técnicos da própria fundação, bem como técnicos municipais relacionados à engenharia de saúde pública.

Destaca-se, também, que já está estabelecida a prática de financiamento por parte da Funasa de sistemas tipo *wetlands* construídos como unidades de tratamento de esgotos sanitários. Dessa forma, recomenda-se a implementação de programas de acompanhamento e treinamento contínuo junto aos municípios que instalarem essas unidades, utilizando a expertise adquirida nas IES, em destaque sugere-se a UFSC, via o GESAD/ENS.

Referências bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro. 1993, 15p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 13.969**: Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação. Rio de Janeiro. 1997, 60p.

APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. American Public Health Association Washington, DC, USA. 2005.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. American Public Health Association Washington, DC, USA. 1998.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da União, Brasília, 16 maio 2011.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias:** utilização de filtros plantados com macrófitas. Ed. do Autor. Florianópolis, 2004, 144p.

PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed *wetlands* for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999. SANTA CATARINA. **Lei nº 14.675 de 13 de abril de 2009.** Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. 2009. 92 p.

SEZERINO, P.H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas constructed wetlands no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

VOGEL, A. L. **Análise inorgânica qualitativa.** 4. ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1981.

VYMAZAL, J.; KROEPFELOVÁ, L. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. **Environmental Pollution.** v.14. Springer, 2008. 579p.

Relação das Pesquisas conveniadas/selecionadas pela Funasa Programa de Pesquisa em Saúde e Saneamento

Edital 001/2000

- 1) Potenciais fatores de risco à saúde decorrentes da presença de subprodutos de cloração na água utilizada para consumo humano, coordenador Valter Lúcio de Pádua, Universidade Federal do Ceará.
- 2) Cemitérios como fonte potencial de contaminação das águas subterrâneas. Região de Cuiabá e Várzea Grande – MT, coordenador Renato Blat Migliorini, Universidade Federal do Mato Grosso.
- 3) Estudo de processos aplicados ao tratamento de efluentes de serviços de saúde com ênfase na etapa de remoção de organismos patogênicos, coordenador Luiz Olinto Monteggia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- 4) Aplicação controlada de água residuária e lodo de esgoto no solo para melhorar e incrementar a agricultura do semiárido nordestino, coordenadora Annemarie Konig, Universidade Federal de Campina Grande.
- 5) Exclusão sanitária em Belo Horizonte – MG: caracterização e associação com indicadores de saúde, coordenador Léo Heller, Universidade Federal de Minas Gerais.
- 6) Estudo dos impactos das melhorias sanitárias domiciliares no Município de Vitória, no combate às doenças de veiculação hídrica, coordenadora Cleunice Inácio Rodrigues, Prefeitura Municipal de Vitória.
- 7) Taipa para o Brasil, coordenador Marcondes Araújo Lima, Universidade Federal do Ceará.
- 8) Indicadores biológicos de qualidade da água (coliformes fecais, *Escherichia coli* e *Cryptosporidium*) e o impacto das doenças de veiculação hídrica: estudo de caso – Parque Cuiabá – Cuiabá – MT, coordenadora Edna Lopes Hardoim, Universidade Federal do Mato Grosso.

- 9) Tecnologias não convencionais para o tratamento de água para pequenas comunidades, incluindo desinfecção, coordenadora Cristina Celia Silveira Brandão, Universidade de Brasília.
- 10) Impactos na saúde e no Sistema Único de Saúde decorrentes de agravos relacionados a um saneamento ambiental inadequado, coordenador André Monteiro Costa, Fundação Oswaldo Cruz.

Edital 001/2001

- 1) Detecção simplificada de coliformes totais e *Escherichia coli* em amostras de água utilizando substrato cromogênico em microplacas e metodologia NMP, coordenador Servio Tilio Alves Cassini, Universidade Federal do Espírito Santo.
- 2) Dessalinizador para obtenção de água potável em pequenas comunidades com utilização de resinas de troca iônica de energias alternativas, coordenadora: Andréa Lessa da Fonseca, Centro Federal de Educação Tecnológica do Rio Grande do Norte.
- 3) Produção de água potável através de destilação solar natural, coordenador Maurício Luiz Sens, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 4) Potencial de florações de cianobactérias em um reservatório de abastecimento doméstico no Estado do Espírito Santo (Reservatório Duas Bocas), coordenadora Valéria de Oliveira Fernandes, Universidade Federal do Espírito Santo.
- 5) Efeitos de fatores físicos e químicos no crescimento de cianobactéria e proposição de técnicas de tratamento de água para remoção de cianobactérias e cianotoxinas, coordenadora Sandra Maria Feliciano de Oliveira Azevedo, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- 6) Desempenho de uma ETA convencional na remoção de protozoários em águas de abastecimento, coordenador Ricardo Franci Gonçalves, Universidade Federal do Espírito Santo.
- 7) Disposição no solo como uma alternativa de tratamento e pós-tratamento de esgoto para pequenas comunidades, coordenadora Sandra Tédde Santaella, Universidade Federal do Ceará.

- 8) Desenvolvimento de sistema compacto para tratamento de esgotos domésticos oriundos de populações dispersas ou de pequenas comunidades em áreas rurais, coordenador Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, Universidade Federal de Minas Gerais.
- 9) Simulação matemática de impacto da disposição final de efluentes sanitários em corpo receptor, caso estudo: sub-bacia de Arroio Demétrio, bacia hidrográfica do Rio Gravataí – RS, coordenador Sérgio João de Luca, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- 10) Avaliação de sustentabilidade tecnológica e ambiental de aterros sanitários como método de tratamento e de disposição final de resíduos de serviços de saúde, coordenadora Liséte Celina Lange, Universidade Federal de Minas Gerais.
- 11) Avaliação de métodos de desinfecção de resíduo hospitalar e seu percolado, coordenador Sebastião Roberto Soares, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 12) Tecnologia simplificada para remediação de área degradada por lixão, estudo de caso: Município de Araguari, coordenadora Maria de Fátima Abreu, Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais.
- 13) Barramento com pneus usados para contenção de solo e água, aterraceamento com tiras de pneus, coordenador José Geraldo Vasconcelos Baracuhy, Universidade Federal de Campina Grande.
- 14) Avaliação de relevância da supervisão da Fundação Nacional de Saúde no desempenho de Estações de Tratamento de Águas operadas por Autarquias Municipais no Estado de Minas Gerais, coordenador Marcelo Libânia, Universidade Federal de Minas Gerais.
- 15) Uso de indicadores quali-quantitativos na avaliação dos serviços de Saneamento na cidade de Salvador- Bahia, coordenadora Patrícia Campos Borja, Universidade Federal da Bahia.
- 16) A avaliação da efetividade das ações de saneamento do Rio Grande do Norte, coordenadora Maria do Socorro Quirino Escoda, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- 17) Filtros domésticos: avaliação de sua eficácia e eficiência na redução de agentes patogênicos, coordenador Paulo Tadeu Ribeiro de Gusmão, Universidade Federal de Pernambuco.

- 18) Tecnologia de construção e adaptação de unidades de saúde para os povos indígenas, coordenadora Maria Fátima Roberto Machado, Universidade Federal do Mato Grosso.

Edital 001/2003

- 1) Avaliação do rendimento, qualidade da água produzida e custos de dessalinizadores instalados no município de Poço Redondo – SE, coordenador Mário Takayuki Kato, Universidade Federal de Pernambuco.
- 2) Metodologia para localização de obras superficiais e subsuperficiais de captação de água através de mapeamento de zonas de qualidade de água, coordenador José Dantas Neto, Universidade Federal de Campina Grande.
- 3) Avaliação da eficiência do protocolo de tratamento de água na ETA Vila C no controle de larvas de *Limnoperna fortunei*, coordenador Cleverson Vitório Andreoli, Companhia de Saneamento do Paraná.
- 4) Avaliação da aplicação do dióxido de cloro no tratamento de água para consumo humano, coordenador Rafael Kopschitz X. Bastos, Universidade Federal de Viçosa.
- 5) Avaliação de métodos de remoção e inativação de formas de resistência de protozoários parasitos da água, coordenadora Vanete Thomaz Soccol, Universidade Federal do Paraná.
- 6) Avaliação da filtração em múltiplas etapas para remoção de turbidez de águas superficiais, coordenadora Luiza Cintra Campos, Universidade Federal de Goiás.
- 7) Proteção sanitária das cisternas utilizadas na reserva de águas pluviais para uso domiciliar: aspectos técnicos e educacionais, coordenador Valter Lúcio de Pádua, Universidade Federal de Minas Gerais.
- 8) Adsorção de cianotoxinas em diferentes matrizes, coordenadora Marta Maria Menezes Bezerra Duarte, Instituto de Tecnologia de Pernambuco.
- 9) Utilização de processos oxidativos avançados para remediação de águas contaminadas com toxinas produzidas por cianobactérias, coordenador Patrício Peralta Zamora, Universidade Federal do Paraná.

- 10) Desfluoretação parcial de águas subterrâneas, coordenador Eduardo Lobo Alcayaga, Universidade de Santa Cruz do Sul.
- 11) Contribuições ao Desenvolvimento de concepções alternativas de tanques sépticos, coordenador Daniel Costa dos Santos, Universidade Federal do Paraná.
- 12) Arranjos tecnológicos para tratamento de esgotos sanitários de forma descentralizada, coordenador Luiz Sérgio Philippi, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 13) Promoção de saneamento ambiental em pequenas comunidades e regiões carentes, coordenador Harrysson Luiz da Silva, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 14) Saneamento ambiental em comunidades rurais do entorno do Parque Estadual do Rio Preto, Vale do Jequitinhonha, coordenadora Rosana Passos Cambraia Beinner, Faculdades Federais Integradas de Diamantina.
- 15) Proposta de melhorias no sistema de manejo e disposição dos resíduos sólidos para pequenas comunidades, coordenadora Viviana Maria Zanta, Universidade Federal da Bahia.
- 16) Implantação de um sistema de gestão integrada de resíduos sólidos no Arraial de São Francisco do Mombaça, coordenadora Sandra Maria Furiam Dias, Universidade Estadual de Feira de Santana.
- 17) Tecnologia para otimização do uso da água no domicílio, coordenadora Lúcia Helena de Oliveira, Universidade Federal de Goiás.
- 18) Tecnologia de sistemas condominiais de esgotos: uma avaliação de sua aplicação em cidades de diferentes portes, coordenador Augusto Fernandes Carvalho Sá de Oliveira, Universidade Federal da Bahia.
- 19) Avaliação das condições sanitárias de microáreas, de ligações intradomiciliares da rede de esgotamento sanitário do Programa Bahia Azul, coordenadora Rita de Cássia Franco Rego, Universidade Federal da Bahia.
- 20) Programas municipais de coleta seletiva de lixo como fator de sustentabilidade dos sistemas públicos de saneamento ambiental na região metropolitana de São Paulo, coordenadora Helena Ribeiro, Universidade de São Paulo.

- 21) Representações e práticas sociais ligadas à Gestão Água, coordenadora Ariane Kuhnen, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 22) Percepções e usos da água em pequenas comunidades: uma perspectiva antropológica, coordenadora Carla Costa Teixeira, Universidade de Brasília.
- 23) Gestão de odores em uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) utilizando o processo de biofiltração, coordenador Paulo Belli Filho, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 24) Impacto das ações de saneamento na saúde das populações das terras indígenas de Ivaí e Faxinal no Estado do Paraná, coordenador Max Jean de Ornelas Toledo, Universidade Estadual de Maringá.
- 25) Pesquisa-ação no Distrito de Iauaretê do Município de São Gabriel da Cachoeira/AM. Proposta de melhorias sanitárias e mudanças de hábitos, coordenador Aristides Almeida Rocha, Universidade de São Paulo.

Edital 001/2007

- 1) Sistema simplificado de tratamento de água para remoção de cor a ser utilizada nas pequenas comunidades rurais na Amazônia utilizando plantas como coagulante natural, coordenador Ézio Sargentini Júnior, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Ministério da Ciência e Tecnologia.
- 2) Estudo da minimização das perdas físicas em sistema de distribuição de água utilizando o modelo EPANET, coordenador Gilson Alberto Rosa Lima, Universidade Federal do Mato Grosso.
- 3) Aplicação da eletrodiálise para remoção de compostos nitrogenados em águas para abastecimento público, coordenador Andréa Moura Bernardes, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- 4) Aprimoramento de tecnologia de potabilização para remoção de microalgas, cianobactérias e cianotoxinas presentes em mananciais de captação superficial eutrofizados por filtração direta com filtro autolimpante, coordenador Maurício Luiz Sens, Universidade Federal de Santa Catarina.

- 5) Uso associado de técnicas computacionais e de experimentação voltado ao gerenciamento de perdas em sistemas de abastecimento de água, coordenador Peter Batista Cheung, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 6) Pós-tratamento de esgotos usando filtro raiz em áreas alagáveis, coordenador Alex Fabiano Ribeiro de Magalhães, Fundação Centro de Análise, Pesquisa e Inovação Tecnológica – FUCAPI – AM.
- 7) Avaliação e análise comparativa de três diferentes sistemas de *Wetlands* – Fluxo Superficial, Vertical e Subsuperficial – utilizados para o tratamento de efluentes pluviais contaminados por poluição, coordenador Marcos Von Sperling, Universidade Federal de Minas Gerais.
- 8) Tecnologia de tratamento de lodo de tanque séptico unifamiliar conjuntamente com resíduos sólidos orgânicos para municípios de pequeno porte do semiárido paraibano – TECTRALORO, coordenador José Tavares de Sousa, Universidade Estadual da Paraíba.
- 9) Avaliação operacional e da eficiência de lagoas de estabilização no estado do RN – ALERN, coordenador André Luis Calado Araújo, Centro Federal de Educação Tecnológica do Rio Grande do Norte.
- 10) Alternativas de gerenciamento seguro de lodos de esgotos sob a ótica do saneamento descentralizado, coordenador Luiz Sérgio Philippi, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 11) Adaptação de parâmetros de projeto para lagoas de estabilização aplicáveis às condições climáticas da bacia hidrográfica do rio do Peixe, região meio-oeste do estado de Santa Catarina/LAGPEIXE, coordenador, Pablo Heleno Sezerino, Universidade do Oeste de Santa Catarina.
- 12) Modelos de gestão dos serviços de saneamento no Brasil: limites e possibilidades, coordenador Luiz Roberto Santos Moraes, Universidade Federal da Bahia.
- 13) Participação e mobilização social: metodologia em ações educativas para o saneamento ambiental para pequenos municípios, coordenador Sandra Maria Furiam Dias, Universidade Estadual de Feira de Santana.
- 14) Avaliação comparativa de gestão de serviços de saneamento em diferentes modelos institucionais. Estudo em três municípios do Espírito Santo – GESANTO, coordenador Léo Heller, Universidade Federal de Minas Gerais.

- 15) Saneamento Ambiental, Sustentabilidade e Permacultura em Assentamentos Rurais/Samspar, coordenador Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira, Universidade Federal de São Carlos.

Edital 001/2011

- 1) Sistemas de tratamento para desfluoretação parcial de águas subterrâneas com presença de flúor superior à estabelecida na Portaria MS nº 2.914/2011, coordenador Adilson Ben da Costa, Universidade de Santa Cruz do Sul.
- 2) Instrumentos metodológicos para estimular a formação de consórcios públicos voltados para gestão integrada dos serviços de saneamento, coordenadora Ana Lucia Nogueira de Paiva Britto, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- 3) Metodologia para formulação de consórcios para gestão integrada em saneamento ambiental, coordenador Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira, Universidade Federal de São Carlos.
- 4) Desenvolvimento de biofiltro com meio suporte constituído de lodo desidratado e escória de alto-forno para a remoção simultânea de sulfeto de hidrogênio e metano presentes no gás residual de reatores anaeróbios, coordenador Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, Universidade Federal de Minas Gerais.
- 5) Desenvolvimento de um sistema de monitoramento eletrônico *in situ* de água usando tecnologia de rede de sensores sem fio alimentada com energia solar, coordenador Ernane José Xavier Costa, Universidade de São Paulo.
- 6) Coleta seletiva: modelos de gestão com e sem inclusão de catadores, vantagens e desvantagens na perspectiva da sustentabilidade, coordenadora Helena Ribeiro, Universidade de São Paulo.
- 7) Avaliação de um sistema de tratamento de água convencional na remoção de cianobactérias e cianotoxinas: estudo de caso, SAMAE, Caxias do Sul, RS; coordenador João Sarkis Yunes, Universidade Federal do Rio Grande.
- 8) Avaliação da eficiência da filtração lenta com retrolavagem, na remoção de protozoários (*Giárdia* e *Cryptosporidium*), como tratamento de água para consumo humano, coordenador Maurício Luiz Sens, Universidade Federal de Santa Catarina.

- 9) Modelo de gestão de resíduos sólidos para cinco assentamentos no município de Palmas, coordenadora Paula Benevides de Moraes, Universidade Federal do Tocantins.
- 10) Desenvolvimento de uma ferramenta para o processo de planejamento, implementação e gestão de sistemas sustentáveis de saneamento para comunidades isoladas, coordenadora Paula Loureiro Paulo, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- 11) Filtros plantados com macrófitas (*Wetlands* construídos) empregados no tratamento descentralizado de esgotos, coordenador Pablo Heleno Sezerino, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 12) Metodologia para fortalecimento do controle social na gestão em saneamento, coordenador Pedro Roberto Jacobi, Universidade de São Paulo.
- 13) Tratamento de água por filtração em margem para o abastecimento de populações dispersas e pequenas comunidades, coordenador Ramon Lucas Dalsasso, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 14) Desenvolvimento de sistema cromofluorogênico qualitativo (P/A) de avaliação de microcistina, visando o suporte às ações de vigilância da qualidade de águas (MICROCIST), coordenador Servio Tilio Alves Cassini, Universidade Federal do Espírito Santo.
- 15) Tratamento de águas com excesso de ânions fluoreto e nitrato utilizando HDLs, argilas e zeólitas como adsorventes, coordenadora Sibele Berenice Castellã Pergher, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- 16) Análise do Serviço Integrado de Saneamento Rural – SISAR, da Companhia de Água e Esgoto do Ceará, em sua dimensão político-institucional, coordenadora Sonaly Cristina Rezende Borges de Lima, Universidade Federal de Minas Gerais.
- 17) Tratamento simplificado de águas superficiais com alta turbidez para abastecimento de pequenas comunidades localizadas em várzeas, coordenador Valter Lúcio de Pádua, Universidade Federal de Minas Gerais.

Relação das pesquisas publicadas nos Cadernos de Pesquisa em Engenharia de Saúde Pública

1º Caderno de Pesquisa

- 1) Impactos na saúde e no Sistema Único de Saúde decorrentes de agravos relacionados a um saneamento ambiental inadequado, coordenador André Monteiro Costa, Fundação Oswaldo Cruz.
- 2) Avaliação quali-quantitativa dos serviços de saneamento da cidade de Salvador – Bahia, coordenadora Patrícia Campos Borja, Universidade Federal da Bahia.
- 3) Exclusão sanitária em Belo Horizonte – MG: caracterização e associação com indicadores de saúde, coordenador Léo Heller, Universidade Federal de Minas Gerais.
- 4) Potenciais fatores de risco à saúde decorrentes da presença de subprodutos de cloração na água utilizada para consumo humano, coordenador Valter Lúcio de Pádua, Universidade Federal do Ceará.
- 5) Produção de água potável através da destilação solar natural, coordenador Maurício Luiz Sens, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 6) Disposição no solo como alternativa de tratamento e pós-tratamento de esgoto para pequenas comunidades, coordenadora Sandra Tédde Santaella, Universidade Federal do Ceará.
- 7) Cemitérios como fonte potencial de contaminação das águas subterrâneas, região de Cuiabá e Várzea Grande – MT, coordenador Renato Blat Migliorini, Universidade Federal do Mato Grosso.

2º Caderno de Pesquisa

- 1) Avaliação de métodos de desinfecção de resíduo hospitalar e de seu percolado, coordenador Sebastião Roberto Soares, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 2) Avaliação da sustentabilidade técnica e ambiental de aterros sanitários como método de tratamento e de disposição final de resíduos de serviços de saúde, coordenadora Liséte Celina Lange, Universidade Federal de Minas Gerais.
- 3) Barramento com pneus usados para contenção de solo e água (Bapucosa) e terraceamento com tiras de pneus-(Tetip), coordenador José Geraldo Vasconcelos Baracuhy, Universidade Federal de Campina Grande.
- 4) Desenvolvimento de um sistema compacto de tratamento de esgotos domésticos oriundos de populações dispersas ou de pequenas comunidades em áreas rurais (Siscote), coordenador Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, Universidade Federal de Minas Gerais.
- 5) Efetividade das ações de saneamento no estado do Rio Grande do Norte, coordenadora Maria do Socorro Quirino Escoda, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- 6) Potencial de floração de cianobactérias em um reservatório de abastecimento doméstico no estado do Espírito Santo (Reservatório Duas Bocas), coordenadora Valéria de Oliveira Fernandes, Universidade Federal do Espírito Santo.

3º Caderno de Pesquisa

- 1) Indicadores biológicos de qualidade da água (coliformes totais, *Escherichia coli* e *Cryptosporidium*) e o impacto das doenças de veiculação hídrica: Estudo de caso – Parque Cuiabá, Cuiabá/MT, coordenadora Edna Lopes Hardoim, Universidade Federal do Mato Grosso.
- 2) Pesquisa-ação no distrito de Iauaretê do município de São Gabriel da Cachoeira/AM: proposta de melhorias sanitárias e de hábitos, coordenadora Maria Cecília Focesi Pelicioni, Universidade de São Paulo.
- 3) Filtros domésticos: avaliação de eficácia e eficiência na redução de agentes patogênicos, coordenador Paulo Tadeu Ribeiro de Gusmão, Universidade Federal de Pernambuco.

- 4) Avaliação comparativa dos impactos à saúde das crianças nos bairros contemplados com as melhorias sanitárias domiciliares, coordenadora Cleunice Inácio Rodrigues, Prefeitura Municipal de Vitória – ES.
- 5) Detecção simplificada de coliformes totais e *Escherichia coli* em amostras de águas utilizando substrato cromogênico em microplacas e metodologia NMP, coordenador Servio Túlio Cassini, Universidade Federal do Espírito Santo.
- 6) Avaliação do rendimento, qualidade da água produzida e custos de dessalinizadores instalados no município de Poço Redondo/SE, coordenador Mário Takayuki Kato, Universidade Federal de Pernambuco.
- 7) Avaliação de métodos de remoção e inativação de formas de resistência de protozoários parasitos encontrados em água, coordenadora Vanete Thomaz Soccoll, Universidade Federal do Paraná.

4º Caderno de Pesquisa

- 1) Programas municipais de coleta seletiva de lixo como fator de sustentabilidade dos sistemas públicos de saneamento ambiental na região metropolitana de São Paulo – Coselix, coordenadora Helena Ribeiro, Universidade de São Paulo.
- 2) Implantação de um sistema de gestão integrada de resíduos sólidos no Arraial de São Francisco da Mombaça, coordenadora Sandra Maria Furiam Dias, Universidade Estadual de Feira de Santana – BA.
- 3) Avaliação da relevância da supervisão da Funasa no desempenho de estações de tratamento de água operadas por autarquias municipais no estado de Minas Gerais, coordenador Marcelo Libânia, Universidade Federal de Minas Gerais.
- 4) Proposta de melhorias no sistema de manejo e disposição dos resíduos sólidos para pequenas comunidades – Proresol, coordenadora Viviana Maria Zanta, Universidade Federal da Bahia.
- 5) Tecnologias de sistemas condominiais de esgotos: uma avaliação de sua aplicação em cidades de diferentes portes, coordenador Augusto Fernandes Carvalho Sá de Oliveira, Universidade Federal da Bahia.
- 6) Tecnologias para otimização do uso da água no domicílio, coordenadora Lúcia Helena de Oliveira, Universidade Federal de Goiás.

5º Caderno de Pesquisa

- 1) Percepções e usos da água em pequenas comunidades: uma perspectiva antropológica, coordenadora Carla Costa Teixeira, Universidade de Brasília.
- 2) Representações e práticas sociais ligadas à Gestão da Água (Reágua), coordenadora Ariane Kuhnen, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 3) Adsorção de cianotoxinas em diferentes matrizes, coordenador Renato José Reis Molica, Universidade Federal Rural de Pernambuco.
- 4) Proteção sanitária das cisternas utilizadas na reservação de águas pluviais para uso domiciliar: aspectos técnicos e educacionais, coordenador Valter Lúcio de Pádua, Universidade Federal de Minas Gerais.
- 5) Saneamento ambiental em comunidades rurais do entorno do Parque Estadual do Rio Preto, Vale do Jequitinhonha – MG, coordenadora Rosana Passos Cambraia, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – MG.

6º Caderno de Pesquisa

- 1) Gestão dos odores em ETE utilizando o processo de biofiltração, coordenador Paulo Belli Filho, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 2) Arranjos tecnológicos para tratamento de esgotos sanitários de forma descentralizada – ATED, coordenador Luiz Sérgio Philippi, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 3) Desfluoretação parcial de águas subterrâneas, coordenador Eduardo Lobo Alcayaga, Universidade de Santa Cruz do Sul – RS.
- 4) Impacto das ações de saneamento na saúde das populações das terras indígenas Faxinal e Ivaí no estado do Paraná, coordenador Max Jean de Ornelas Toledo, Universidade Estadual de Maringá – PR.
- 5) Avaliação da eficiência do protocolo de tratamento de água na ETA Vila C no controle de larvas de *Limnoperna Fortunei*, coordenador Cleverson Vitório Andreoli, Companhia de Saneamento do Paraná.

7º Caderno de Pesquisa

- 1) Utilização de processos oxidativos avançados para remediação de águas contaminadas com toxinas produzidas por cianobactérias, coordenador Patrício Peralta-Zamora, Universidade Federal do Paraná.
- 2) Alternativas de gerenciamento seguro de lodos de esgoto sob a ótica do saneamento descentralizado, coordenador Luiz Sérgio Philippi, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 3) Avaliação e análise comparativa de três diferentes sistemas de “*Wetlands*” – Fluxo Superficial, Vertical e Subsuperficial – utilizados para o tratamento de curso d’água poluído por fontes difusas e pontuais, para o tratamento de esgotos brutos e para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, coordenador Marcos Von Sperling, Universidade Federal de Minas Gerais.
- 4) Aprimoramento de tecnologia de potabilização para remoção de microalgas, cianobactérias e cianotoxinas presentes em mananciais de captação superficial eutrofizados por filtração direta com filtros de lavagem contínua, coordenador Maurício Luiz Sens, Universidade Federal de Santa Catarina.
- 5) Participação e mobilização social: metodologia em ações educativas para o saneamento ambiental para pequenos municípios, coordenadora Sandra Maria Furiam Dias, Universidade Estadual de Feira de Santana – BA.
- 6) Aplicação da eletrodiálise para remoção de compostos nitrogenados em água para abastecimento público, coordenadora Andréa Moura Bernardes, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

8º Caderno de Pesquisa

- 1) Tecnologia de tratamento de lodo de tanque séptico unifamiliar conjuntamente com resíduos sólidos orgânicos aplicada em municípios de pequeno porte do semiárido paraibano – Tectraloro, coordenador José Tavares de Sousa, Universidade Estadual da Paraíba.
- 2) Avaliação operacional e da eficiência de lagoas de estabilização no estado do Rio Grande do Norte, coordenador André Luís Calado Araújo, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte – IFRN.

- 3) Adaptação de parâmetros de projeto para lagoas de estabilização aplicáveis às condições climáticas da bacia hidrográfica do rio do Peixe, região meio oeste do estado de Santa Catarina/LAGPEIXE, coordenador Dirceu Scaratti, Unoesc – Videira e Pablo Heleno Sezerino – Universidade Federal de Santa Maria – RS.
- 4) Modelos de gestão dos serviços de saneamento no Brasil: limites e possibilidades, coordenador Luiz Roberto Santos Moraes, Universidade Federal da Bahia.
- 5) Saneamento ambiental, sustentabilidade e permacultura em assentamentos rurais – Samspar, coordenador Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira, Universidade Federal de São Carlos – SP.
- 6) Uso associado de técnicas computacionais e de experimentação voltado ao gerenciamento de perdas em sistemas de abastecimento de água, coordenador Peter Batista Cheung, Universidade Federal de Santa Catarina.

9º Caderno de Pesquisa

- 1) Gestão de serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário: a participação social em três modelos institucionais no Espírito Santo, coordenador Léo Heller, Universidade Federal de Minas Gerais.
- 2) Coleta seletiva: modelos de gestão com e sem inclusão de catadores, vantagens e desvantagens na perspectiva da sustentabilidade, coordenadora Helena Ribeiro, Universidade de São Paulo.
- 3) Metodologias para fortalecimento do controle social na gestão em saneamento, coordenador Pedro Roberto Jacobi, Universidade de São Paulo.
- 4) Tratamento de águas com excesso de ânions fluoreto e nitrato utilizando HDLs, argilas e zeólitas como adsorventes, coordenadora Sibele Berenice Castellã Pergher, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- 5) Análise do serviço integrado de saneamento rural – SISAR, do Ceará, em sua dimensão político-institucional, coordenadora Sonaly Cristina Rezende Borges de Lima, Universidade Federal de Minas Gerais.
- 6) Sistemas de tratamento para desfluoretação parcial de águas subterrâneas com presença de flúor superior à estabelecida na Portaria MS nº 2.914/2011, coordenador Adilson Ben da Costa, Universidade de Santa Cruz do Sul – RS.

- 7) Instrumentos metodológicos para estimular a formação de consórcios públicos voltados para gestão integrada dos serviços de saneamento, coordenadora Ana Lucia Nogueira de Paiva Britto, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Relação dos Participantes e Colaboradores do Programa de Pesquisa em Saúde e Saneamento

Comitê Científico (2008 a 2012)

José Raimundo Machado dos Santos – Presidente do Comitê – Diretor do DENSP/Funasa/MS

Patrícia Valéria Vaz Areal (suplente) – CGCOT/DENSP/Funasa/MS

Filomena Kotaka (secretária executiva) – CODET/CGCOT/DENSP/Funasa/MS

Selma Irene Antonio (suplente) – CODET/CGCOT/DENSP/Funasa/MS

Marcelo Libânio Coutinho – CORE/MG/Funasa/MS

Alexandre Araújo Godeiro (suplente) – CORE/RN/Funasa/MS

Francisco de Assis Quintieri – CORE/RJ/Funasa/MS

Rainier Pedraça Azevedo (suplente) – CORE/AM/Funasa/MS

Vilma Ramos Feitosa – CGESA/DENSP/Funasa/MS

Everaldo Resende Silva (suplente) – CGESA/DENSP/Funasa/MS

Álvaro Bittencourt Henrique Silva – CGEAR/DENSP/Funasa/MS

José Antônio Motta Ribeiro (suplente) – CGEAR/DENSP/Funasa/MS

Mara Lúcia C. Oliveira – Representante da Organização Pan-Americana da Saúde – OPAS/OMS

Carlos Florêncio Corvalan (suplente) – Representante da Organização Pan-Americana da Saúde – OPAS/OMS

Odir Clécio da Cruz Roque – Fundação Oswaldo Cruz – Fiocruz/MS

Simone Cynamon Cohen (suplente) – Fundação Oswaldo Cruz – Fiocruz/MS

Anna Virgínia Muniz Machado – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES

Marco Antonio de Souza (suplente) – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES

Paulo Sérgio Scalize – Associação dos Serviços Municipais de Saneamento – ASSEMAE

Clóvis do Nascimento Filho (suplente) – Associação dos Serviços Municipais de Saneamento – ASSEMAE

Ana Maria Barbosa Silva – Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP/MCT

Célia Maria Poppe de Figueiredo (suplente) – Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP/MCT

Norma Lúcia de Carvalho – Ministério das Cidades – MCidades

Ana Paula Neiva (suplente) – Ministério das Cidades – MCidades

Cícero Onofre de Andrade Neto – Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN

Paula Dias Bevilacqua – Universidade Federal de Viçosa – UFV

Luiz Antonio Daniel – Escola de Engenharia de São Carlos – USP

Colaboradores e ex-membros do Comitê Científico

Aldo Pacheco Ferreira – Fundação Oswaldo Cruz – Fiocruz/MS

Ana Maria Barbosa – Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP/MCT

Ana Maria Nogueira de Souza – Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP/MCT

Andréa Gonçalves Fujichima – DECIT/MS

Angélica Rogério de Miranda Pontes – DECIT/MS

Antônio da Costa Miranda – Associação dos Serviços Municipais de Saneamento – ASSEMAE

Aurélio Pessoa Picanço – Universidade Federal de Tocantins – UFTO

Cristiana Maria Toscano – DECIT/MS

Cristina Célia Silveira Brandão – Universidade de Brasília – UnB

Daniela Buosi – DECIT/MS

Elizabeth Pinto Guedes – Financiadora de Estudos e Projetos – Finep/MCT

Iván Estribí Fonseca – Organização Pan-Americana da Saúde – OPAS/OMS

Jacira Azevedo Câncio – Organização Pan-Americana da Saúde – OPAS/OMS

Jazielli de Carvalho Sá – Associação dos Serviços Municipais de Saneamento – ASSEMAE

Kátia Regina Ern – DENSP/Funasa/MS

Lúcia Helena da Silva Feijão – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES

Luiz Roberto Santos Moraes – Universidade Federal da Bahia – UFBA

Maria Lúcia Prest Martelli – CODET/CGCOT/DENSP/Funasa

Miguel Mansur Aisse – Universidade Federal do Paraná – UFPR

Regina Célia Borges de Lucena – DECIT/MS

Robert Schiaveto de Souza – Universidade Federal do Mato Grosso Sul – UFMS

Rosane Radunz Coimbra – Associação dos Serviços Municipais de Saneamento – ASSEMAE

Ruy Gomide Barreira – DENSP/Funasa/MS

Sadi Coutinho Filho – DENSP/Funasa/MS

Sérgio Antônio Gonçalves – Associação dos Serviços Municipais de Saneamento – ASSEMAE

Sérgio Rolim Mendonça – Universidade Federal da Paraíba – UFPB

Teófilo Carlos Nascimento Monteiro – Fundação Oswaldo Cruz – Fiocruz/MS

Vanessa Guimarães Machado – DECIT/MS

Secretaria Executiva

Ruy Gomide Barreira – Diretor do DENSP/Funasa/MS

Patrícia Valéria Vaz Areal – Coordenadora Geral da CGCOT/DENSP/Funasa/MS

Filomena Kotaka – Coordenadora da CODET/CGCOT/DENSP/Funasa/MS

Maria das Graças Dias – CODET/CGCOT/DENSP/Funasa/MS

Selma Irene Antonio – CODET/CGCOT/DENSP/Funasa/MS

Consultores externos *ad hoc*

Alexandre Araújo Godeiro Carlo – DARIM/SNSA/Mcidades

Aurélio Pessoa Picanço – Universidade Federal do Tocantins – UFTO

Cristina Celia Silveira Brandão – Universidade de Brasília – UnB

Jaqueline Francischetti – Consultora externa

Lúcio Henrique Bandeira – Consultor externo

Luiz Sergio Philippi – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

Mario Mutsuo Onuki – Consultor externo

Miguel Mansur Aisse – Universidade Federal do Paraná – UFPR

Neyson Martins Mendonça – Universidade Federal do Pará – UFPA

Nolan Ribeiro Bezerra – Instituto Federal de Goiás – IFG

Rogério Pinheiro Magalhães Carvalho – Consultor externo

Consultores internos

Aroldo Ferreira Galvão – SUEST/MS/Funasa/MS

Carlos Ossamu Ogawa – SUEST/PR/Funasa/MS

Hélio Sanfelice – SUEST/PR/Funasa/MS

Marcelo Libânia Coutinho – SUEST/MG/Funasa/MS

Márcio Pessoa Botto – SUEST/CE/Funasa/MS

Osman de Oliveira Lira – SUEST/PE/Funasa/MS

Priscila Ernesto Aragão – SUEST/TO/Funasa/MS

Rainier Pedraça Azevedo – SUEST/AM/Funasa/MS

Supervisores

Ana Lúcia Pereira de Lacerda / Romeu Francisco Gadotti – SUEST/SC/Funasa/MS

Aroldo Ferreira Galvão/Mário Takao Gobara – SUEST/MS/Funasa/MS

Liége Cardoso Castelani/Guilherme Ruschel Finger – SUEST/SC/Funasa/MS

Adam Douglas Sebastião Pinto – SUEST/SP/Funasa/MS

Marcelo Carvalho de Resende – SUEST/MG/Funasa/MS

Marcos Resende – SUEST/ES/Funasa/MS

Romeu Francisco Gadotti – SUEST/SC/Funasa/MS

Autores

Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira – Coordenador – Professor da Universidade Federal de São Carlos – UFScar

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo – Coordenador – Professor da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG

Ernane José Xavier Costa – Coordenador – Professor da Universidade de São Paulo – USP

Maurício Luiz Sens – Coordenador – Professor da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

Pablo Heleno Sezerino – Coordenador – Professor da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

Paula Loureiro Paulo – Coordenadora – Professora da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS

Ramon Lucas Dalsasso – Coordenador – Professor da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

Servio Túlio Alves Cassini – Coordenador – Professor da Universidade Federal do Espírito Santo – UFES

Valter Lúcio de Pádua – Coordenador – Professor da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG

Elaboração

Filomena Kotaka – Coordenadora da CODET/CGCOT/DENSP/Funasa/MS

Cibele Medeiros Brito Leite – CODET/CGCOT/DENSP/Funasa/MS

Cristine Diniz Santiago – CODET/CGCOT/DENSP/Funasa/MS

Maria das Graças Dias – CODET/CGCOT/DENSP/Funasa/MS

Selma Irene Antonio – CODET/CGCOT/DENSP/Funasa/MS

Missão

Promover a saúde pública e a inclusão social por meio de ações de saneamento e saúde ambiental.

Visão de Futuro

A Funasa, integrante do SUS, contribuindo para as metas de universalização do saneamento no Brasil, será referência nacional e internacional nas ações de saneamento e saúde ambiental.

Valores

- Agimos sempre com excelência;
- Valorizamos a integração e o trabalho em equipe;
- Nossa conduta é ética e transparente;
- Pensamos e agimos de forma sustentável;
- Valorizamos todos os saberes;
- Oferecemos mais a quem menos tem.

**DISQUE
SAÚDE
136**



Fundação
Nacional
de Saúde



MINISTÉRIO DA
SAÚDE

GOVERNO
FEDERAL

ISBN: 978-65-5603-002-9



9 786556 030029