

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E SANEAMENTO

MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE

**Tratamento de água para consumo humano de reservatório eutrofizado através
de pré e interoxidação, adsorção em carvão ativado e dupla filtração**

SÃO CARLOS/SP

2011

MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE

Tratamento de água para consumo humano de reservatório eutrofizado através de pré e interoxidação, adsorção em carvão ativado e dupla filtração

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento.

Orientadora: Profa. Dra. Ruth de Gouvêa Duarte

SÃO CARLOS/SP

2011

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

D812t Duarte, Marco Antonio Calazans
Tratamento de água para consumo humano de reservatório eutrofizado através de pré e interoxidação, adsorção em carvão ativado e dupla filtração / Marco Antonio Calazans Duarte; orientadora: Ruth de Gouvêa Duarte. - - São Carlos, 2011.

Tese (Doutorado–Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2011.

1. Adsorção – tratamento de água.
 2. Cianobactérias.
 3. Dupla filtração.
 4. Tratamento de água.
 5. Oxidação.
- I. Título

FOLHA DE APROVAÇÃO

Marco Antonio Calazans Duarte

Tratamento de água para consumo humano de reservatório eutrofizado através de pré e interoxidação, adsorção em carvão ativado e dupla filtração

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento.

Aprovada em 25 de fevereiro de 2011.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Ruth de Gouvêa Duarte (orientadora)
Escola de Engenharia de São Carlos

Prof. Dr. André Luis Calado Araújo
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do RN

Prof. Dr. Marcelo Libânio
Universidade Federal de Minas Gerais

Prof. Dr. Marco Antonio Penalva Reali
Escola de Engenharia de São Carlos

Profa. Tit. Dra. Maria do Carmo Calijuri
Escola de Engenharia de São Carlos

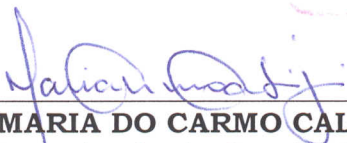
FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): Engenheiro Civil **MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE**

Tese defendida e julgada em 25/02/2011 perante a Comissão Julgadora:



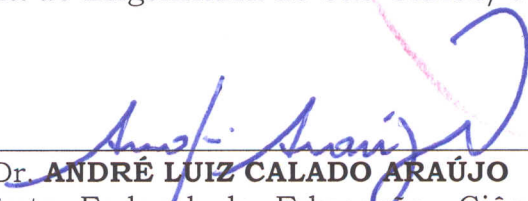
Prof.^a. Dr.^a. **RUTH DE GOUVEA DUARTE - (Orientadora) - (Aposentada)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP) Aprovado



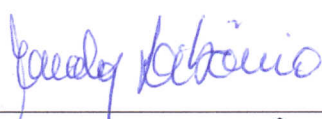
Prof. Titular **MARIA DO CARMO CALIJURI**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP) Aprovado.




Prof. Dr. **MARCO ANTONIO PENALVA REALI**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP) Aprovado



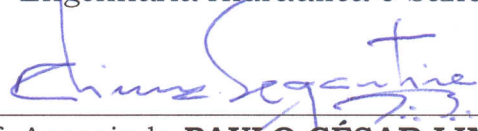
Prof. Dr. **ANDRÉ LUIZ CALADO ARAÚJO**
(Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte/IFECTRN) APROVADO



Prof. Dr. **MARCELO LIBÂNIO**
(Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG) Aprovado



Prof. Titular **EDSON CEZAR WENDLAND**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Hidráulica e Saneamento.



Prof. Associado **PAULO CÉSAR LIMA SEGANTINE**
Presidente da Comissão da Pós-Graduação da EESC

DEDICATÓRIA

Ao meu pai Antonio de Souza Duarte (in memorian) com quem aprendi e hoje pratico e tento ensinar valores como ética, honestidade e desprendimento.

A minha tia e madrinha Julieta Calazans, que sutil e inteligentemente soube nos mostrar, desde jovens, a importância do estudo, trabalho e superação de obstáculos com humildade, de cabeça erguida, com o coração tranquilo.

AGRADECIMENTOS

INSTITUCIONAIS:

À Escola de Engenharia de São Carlos, através dos professores Luis Antonio Daniel, Maria do Carmo Calijuri e Eduardo Cleto Pires pelos ensinamentos atualizados e didática de ensino. Aos funcionários Pavvlona Bueno (Pavi), Maria Auxiliadora (Sá), Valdecir Arruda e Júlio Trofino pelo apoio técnico-administrativo e pela cordialidade durante a estada no campus São Carlos.

Ao professor Marcelo Zaiat, pelas sugestões e recomendações e apoio financeiro para a realização de análises laboratoriais.

À professora Ruth de Gouvêa Duarte pela continuidade voluntária da orientação, solidariedade, estímulo e importantes sugestões na revisão de textos; pelo exemplo de pessoa e professora.

Ao engenheiro Luis Di Bernardo, pela recepção e apoio no início da pesquisa, pelas idéias iniciais sobre o tema da investigação e delineamento da instalação piloto disponibilizada.

À CAERN, através dos Diretores Presidentes Pedro Augusto Lisboa e Walter Gasi e dos Diretores Técnicos Marcelo Caetano Rosado e Clóvis Veloso Freire, por todas as concessões, permissões e despesas realizadas durante a pesquisa e pela confiança manifestada.

Ao IFRN, através do Reitor professor Belchior de Oliveira Rocha, pela autorização de afastamento e pelo apoio à pesquisa no Laboratório de Pesquisa Ambiental da Diretoria de Tecnologia e Educação em Recursos Naturais.

À Pró-Reitoria de Pesquisa e Inovação Tecnológica do IFRN, na pessoa do prof. José Yvan Pereira Leite, pelas bolsas de iniciação científica concedidas.

À BAHACARBON LTDA., pelo fornecimento gratuito de carvões ativados pulverizado e granulado de endocarpo de côco.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela bolsa de doutorado concedida (processo 142.110/2006-0) e pela aprovação de projeto coordenado pelo professor André Luis Calado Araújo (processo nº 476043/2008-5), fundamentais para a obtenção dos resultados da pesquisa.

AGRADECIMENTOS

INSTITUCIONAIS:

À BERACA SABARÁ LTDA., na pessoa de Jefferson Teixeira, pela doação de produtos químicos (coagulante hidróxicloreto de alumínio, cloro granulado e dióxido de cloro) e pela cordialidade de atendimento na visita à unidade de produção de Pernambuco.

À ACQUATRAT DO NORDESTE LTDA., que forneceu todo o material filtrante e suporte dos filtros utilizado na pesquisa, pelo apoio e pronto atendimento.

À OFICINA TORNOSERVICE ME, pelo esmero e fino acabamento das peças especiais em plástico e metálicas confeccionadas artesanalmente.

À POUSADA GARGALHEIRAS ME, seus proprietários (Lindalva e Chico) e funcionários (Titi, Celso, Neto, Leida, Leninha, Jair) pela hospitalidade e cordialidade durante as estadas em Acari/Açude Gargalheira.

Ao professor Djalma Ribeiro da Silva e ao aluno André Luiz Almeida pela realização das análises de Carbono Total, no Núcleo de Estudos em Petróleo e Gás Natural, do Departamento de Química da UFRN.

Ao Gerente da Regional Caicó da CAERN, eng. Welington Queiroga e sua substituta Rosy, pelo apoio financeiro no pagamento de prestadores de serviços durante a montagem e ensaios na IP-DF.

Ao chefe do escritório da CAERN em Acari, Paulo Alves da Silva e aos operadores da ETA Gargalheira, José Joelson de Medeiros, Jocélio Rodrigues (Téo), Francisco Ferreira dos Santos (seu Chico), Antonio Marcelino de Moraes (Toinho) e Rubens Franklin de Lucena (Rubinho), pelo apoio voluntário e nos momentos em foi solicitado, pela parceria e cumplicidade.

Ao técnico de engenharia da CAERN Aldemário Oliveira pelo paciente e esmerado trabalho de desenho e detalhamento das unidades da IP-DF.

Ao coordenador do setor de transportes da CAERN, Sandro Saraiva e aos motoristas Maurício Larry, Waldemir Júnior, Wilson Vicente e Erivaldo Freitas que ao longo de cerca de 120 semanas de viagens conduziram a equipe de pesquisa e juntos percorremos 60.000 km no trajeto Natal-Gargalheira-Natal sem sobressaltos.

AGRADECIMENTOS

PESSOAS:

Ao engenheiro Francisco Horácio Dantas, pela amizade simples e grandiosa como o sertão nordestino, pelo multi aprendizado hidráulico-elétrico-mecânico e pelas orientações e sugestões gentil e prontamente oferecidas.

Ao técnico de engenharia José Targino dos Santos Neto, que, juntamente com Dr. Horácio (como é conhecido na CAERN) compartilhou das experiências e vivências pessoais antes, durante e depois da montagem da instalação piloto, ao longo de 1.800 horas de trabalho incansável, diariamente das 06:00 h às 18:00 h.

Ao amigo professor André Luis Calado Araújo, parceiro do IFRN, pela hospitalidade no mestrado de 1996 em Campina Grande/PB, com quem aprofundei o sentido e valor da solidariedade e amizade, pelo constante apoio na seleção de bolsistas de IC e pela inestimável colaboração na análise e crítica de textos e na sistematização de dados. Minha gratidão, para sempre.

Aos professores e colegas Ricardo da Fonseca Varella Filho e Walterler Alves de Souza, pelo apoio imediato formalizado no sentido de suprir a ausência de sala de aula durante os anos de 2006.2 a 2010.2.

Ao amigo e parceiro novo Hugo Mozer Barros Eustáquio, que esteve comigo praticamente em todos os momentos dos ensaios em escala de laboratório e na IP-DF, pelos resultados fundamentais para o andamento da pesquisa, pela responsabilidade, presteza e bom humor constantes.

Ao amigo Sandro Saraiva, do LARHISA/UFRN, pelas horas dispensadas ao paciente trabalho de orientação e consultoria técnica para utilização de diversos programas para tratamento de dados e formatação/edição de textos.

Ao colega engenheiro João Alberto Dantas da Costa, pelo importante apoio financeiro de 'pequena e média monta' e disponibilização do técnico José Targino, sem os quais não teria sido possível a montagem da instalação piloto de dupla filtração.

Ao amigo engenheiro Josildo Lourenço dos Santos pela compreensão e cumplicidade no período de abril de 2009 a outubro de 2010, nas fases de execução dos ensaios na IP-DF e redação da tese.

AGRADECIMENTOS

PESSOAS:

Aos amigos e amigas da Gerência de Qualidade do Produto e Meio Ambiente da CAERN, por ordem alfabética: Amacell Barros, Fátima Bezerra, Júlio Beda, Liana Cristina, Loilde Damasceno, Marcos Freire, Marco Aurélio, Marineida Oliveira, Roberta Medeiros, pelas palavras de incentivo, apoio e reagentes cedidos para análises de microcistinas, dentre muitos outros atos de solidariedade.

Aos alunos bolsistas de iniciação científica do IFRN, José Rinaldo Fernandes Júnior, Larissa Caroline Saraiva Ferreira, Mayra de Araújo Bezerra Dantas, pelas horas despendidas com as análises de laboratório e pelo apoio durante os ensaios na instalação piloto de dupla filtração, em Acari/RN.

Aos amigos da Vila Gargalheira, Acari, Rafael Medeiros e Leandro Silva que participaram ativa e alegremente, juntamente com José Targino, da montagem das unidades da IP-DF e da sua operação: sem a ajuda de vocês tudo teria sido muito mais difícil.

Aos novos amigos da República Mineira em São Carlos: Ricardo Bidone, Sílvia Sônia, Aníbal Santiago, Eduardo "Curió", pelo aprendizado técnico e convivência e pelas noites regadas a quentão/cervejas, bruschettas, música e muita descontração.

À bióloga e mestre em Bioecologia Aquática Margarida Melo Santos pelas incansáveis horas consumidas para realização das análises de identificação e quantificação de fitoplâncton, pelas palavras e pelos gestos de amizade.

Para minha amada companheira Juliana e meu filho Mateo pela rica e desafiadora experiência de convivência em Natal e em São Carlos, diferente nos aspectos pessoais, sociais e culturais: maravilhosa !.

Aos filhos amigos e amados Thiago, Rafael e Gustavo, por tudo que vivenciamos juntos e pelas pessoas lindas que vocês são; em São Carlos, vocês foram presenças virtuais quase concretas, tal a saudade... .

A minha mãe Jória Calazans e irmãos Ricardo, Ana Júlia e Juliana, pelo núcleo e estrutura de vida proporcionados ao longo dos anos de convivência e exemplos pessoais importantes para minha formação e pelos anos de fraternidade e apoio mútuos que ainda virão.

*“Eu vou torcer pela paz, pelo amor, pela alegria
Eu vou torcer pelo sorriso, pela dignidade
Pela amizade, pelo céu azul
Eu vou torcer pela tolerância, pela natureza
Pelos meninos, pelas meninas
Pelos diferentes, pela compreensão
Pela Paz” (Fernanda Abreu)*

RESUMO

DUARTE, M. A. C. Tratamento de água para consumo humano de reservatório eutrofizado através de pré e interoxidação, adsorção em carvão ativado e dupla filtração. 2011. 301 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

A ocupação desordenada das bacias hidrográficas provocou a aceleração da eutrofização que, além de problemas meramente estéticos e paisagísticos, resulta na ocorrência de elevadas densidades de fitoplâncton com dominância de cianobactérias potencialmente tóxicas nos mananciais. Paralelamente ao envelhecimento e deterioração física das instalações, as tecnologias usuais de tratamento não reúnem condições para tratar adequadamente águas de mananciais onde ocorre aporte de substâncias químicas recalcitrantes como agrotóxicos, fertilizantes e disruptores endócrinos. O presente trabalho teve como objetivo estudar e avaliar a técnica da dupla filtração em leitos de pedregulho e areia, com pré ou interoxidação e adsorção com carvão ativado granulado e pulverizado, para a potabilização de água de reservatório eutrofizado com elevada densidade de cianobactérias – Açude Gargalheiras, Acari, semiárido do RN. A pesquisa constou de quatro fases: fase 01 – caracterização físico-química e biológica contínua da água bruta do manancial e realização de ensaios estáticos de filtração direta em equipamento de jarreste e filtros de laboratório de areia, fase 02 – avaliação de pré-filtração ascendente em pedregulho com camadas filtrantes de diferentes granulometrias, fase 03 – comportamento da dupla filtração sob quatro taxas de filtração e quatro pré-filtros e fase 04 – estudo de arranjos da instalação piloto com pré e interoxidação e adsorção com carvão ativado granulado e pulverizado. Concentrações médias da série nitrogenada, fósforo total e ortofosfato solúvel enquadraram o Açude Gargalheira como eutrófico. Elevadas densidades de cianobactérias mostraram necessidade de monitoramento semanal do manancial (bioensaios de toxicidade e análise de cianotoxinas). Ensaios estáticos em bancada definiram dosagens de coagulante hidróxicloreto de alumínio entre 13 mg.L^{-1} e 15 mg.L^{-1} e pH de coagulação de 7,6, sob gradiente e tempo de mistura rápida de 700 s^{-1} e 17 s; dosagens de oxidante (cloro) entre $2,0 \text{ mg Cl}_2.\text{L}^{-1}$ e $3,0 \text{ mg Cl}_2.\text{L}^{-1}$ e tempo de oxidação de 20 minutos, com eliminação da acidificação e dosagem de CAP de 15 mg.L^{-1} com tempo de adsorção de 30 minutos. FAP4 (pré-filtro com camada filtrante entre 2,0 mm e 3,2 mm) apresentou menores médias de turbidez e cor aparente remanescentes. Taxa de filtração entre $160 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e $200 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ foi a faixa escolhida pela melhor performance e menores custos financeiros de implantação e reforma e ampliação de unidades existentes. Dupla filtração com granulometria, espessura das camadas suporte e filtrante e taxas de filtração escolhidas e nas condições operacionais aplicadas, mostrou bom desempenho em relação à remoção de flocos de células de cianobactérias e, conseqüentemente, de microcistinas totais-LR. As remoções de cianobactérias nos pré-filtros variaram entre 52% (FAP2) e 96% (FAP4), representando densidades remanescentes entre $20.000 \text{ células.mL}^{-1}$ e $13.000 \text{ células.mL}^{-1}$. Os filtros descendentes de areia atuaram como sistemas de polimento final com remoção na faixa de 61% a 98% ($9.400 \text{ células.mL}^{-1}$ a $5.800 \text{ células.mL}^{-1}$). Oxidação com cloro (inter e pré-oxidação), com residual de cloro livre da ordem de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$, associada à adsorção com CAP e CAG produziu efluentes finais com qualidade aceitável quanto aos níveis de TAM, turbidez e cor

verdadeira. Arranjos de pré e interoxidação, dupla filtração e adsorção com CAG exibiram melhores desempenhos de remoção de MON, COT, ABS₂₅₄, cor aparente e verdadeira e turbidez e foram eficientes para assegurar a qualidade dos efluentes finais especialmente em relação à remoção de MCT-LR e TAM: efluentes das colunas FCAG tiveram concentração de MCT-LR reduzida, consistentemente, para valores inferiores a 1,0 µg/L.

Palavras chave: adsorção. cianobactérias. dupla filtração. tratamento de água. oxidação.

ABSTRACT

DUARTE, M. A. C. **Drinking water treatment of eutrophic reservoir by pre and interoxidation, activated carbon adsorption and double filtration.** 2011. 301 p. Thesis (Doctoral) - Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

Disordered basins occupation provoked acceleration of eutrophication, which besides purely aesthetic and landscaping problems, results in occurrence of high phytoplankton densities with potentially toxic cyanobacteria dominance. Alongside physical aging and consequent deterioration of installations, usual treatment technologies do not provide adequate conditions for treating water from reservoirs where occurs recalcitrant chemicals such as pesticides, fertilizers and endocrine disrupters. This work aimed to evaluate double filtration in gravel and sand filters, pre and interoxidation and adsorption with powdered and granulated activated carbon, for water potabilization from eutrophic reservoir with high cyanobacteria density – Gargalheira Weir, Acari, semi-arid region of RN Brazil. The survey consisted of four phases: phase 1 – continuous physic-chemical and biological raw water characterization and static tests in jarrest equipment and direct filtration with laboratory sand filters, phase 2 – evaluation of up flow prefiltration with different graded layers, phase 03 – double filtration behavior under four filtration rates and four pre filters and phase 04 – double filtration arrangements study with pre and interoxidation and adsorption with PAC and GAC columns. The average concentrations of nitrogen series, total phosphorus and soluble orthophosphate classified the Gargalheira Weir as eutrophic. High cyanobacteria densities showed the need for weekly monitoring (toxicity bioassays and cyanotoxins analysis). Static bench tests established aluminum hidroxiclорide dosages from 13 mg L⁻¹ to 15 mg L⁻¹ and pH coagulation 7.6, with flash mixing gradient 700 s⁻¹ and contact time 17 s; oxidant (chlorine) dosages 2.0 mgCl₂.L⁻¹ - 3.0 mgCl₂.L⁻¹ and 20 minutes for oxidation time, with acidification elimination; 15 mg.L⁻¹ CAP dosage with 30 minutes adsorption time. FAP4 (pre filter with layer size 2.0 mm – 3.2 mm) had lower average turbidity and apparent color remnants. Flow rate between 160 m³.m².d⁻¹ and 200 m³.m².d⁻¹ was chosen for its performance and lower financial costs of deployment, reform and expansion of existing units. Double filtration with particle size, thickness of layers and filter support and filtration rates choosed under operational conditions applied showed good performance regarding removal of cyanobacteria cells flakes and total microcystin-LR. Cyanobacteria removal in pre filters ranged from 52% (FAP2) and 96% (FAP4), representing remaining densities between 20,000 and 13,000 cells.mL⁻¹. Down flow sand filters done final polishing with removal 61% to 98% (9,400 cells.mL⁻¹ to 5,800 cells.mL⁻¹). Oxidation with chlorine in both inter and pre oxidation with free chlorine residual of about 0.1 mg.L⁻¹, associated with GAC and PAC adsorption produced final effluent with acceptable quality for TAM, turbidity and true color levels. Pre and interoxidation arrangements with double filtration and GAC adsorption as post treatment stage showed better performances in removal MON, TOC, ABS₂₅₄, true and apparent color and turbidity and exhibitid effiencie to ensure final effluent quality in particular MCT-LR and TAM removing: GAC columns effluents had reduced MCT-LR concentrations consistently to less than 1.0 µg.L⁻¹.

Keywords: adsorption. cianobacteria. double filtration. eutrofization. water treatment. chemistry oxidation. prefilter.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 3.1 – Localização geográfica do Açude Gargalheira, Acari/RN.....	59
Figura 3.2 – Colônias flutuantes de cianobactérias, margem direita do Açude Gargalheiras, montante da captação de água.....	61
Figura 3.3 – Barramento em concreto ciclópico e ombreiras de apoio do Açude Gargalheira, Acari/RN	62
Figura 3.4 – Torre de abrigo das válvulas de controle da tomada de água do Açude Gargalheira, Acari/RN.	62
Figura 3.5– Tubulações superior (150 mm) e inferior revestida em concreto (400 mm). Captação tipo tomada direta do Açude Gargalheira, Acari/RN.	63
Figura 3.6 – Vista geral do lado direito da IP-DF montada em Acari/RN	65
Figura 3.7 – Perfil longitudinal esquerdo da IP-DF, de jusante para montante.	66
Figura 3.8 – Agitador mecânico de fabricação NOVA ÉTICA modelo 103/1 DE	67
Figura 3.9 – Agitador mecânico controlado por inversor de frequência (montagem própria).....	67
Figura 3.10 – Detalhe do motor elétrico, haste de mistura e quadro de comando com inversor de frequência do agitador mecânico (montagem própria).	68
Figura 3.11 – Planta baixa das unidades de tratamento da IP-DF	71
Figura 3.12 – Perfil longitudinal das unidades de tratamento da IP-DF	72
Figura 3.13 – Esquema unifilar simplificado e fluxos da água na IP-DF	75
Figura 3.14 – Bombas dosadoras, agitadores e bombonas de solução de produtos químicos.....	77
Figura 3.15 – Equipamento de Jarteste Nova Ética modelo 218/LDBE.	81
Figura 3.16 – Estrutura de suporte dos filtros de laboratório de areia.....	82
Figura 3.17 – Filtros de laboratório de areia e meio filtrante.	82
Figura 3.18 – Ponto de coleta de água bruta, derivação da adutora a 10 m da ETA 93	
Figura 4.1 – Variação mensal de OD, temperatura, OD de saturação e relação OD/OD_{sat} no Açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010).....	107
Figura 4.2 – Variação temporal da alcalinidade total, cloretos, dureza total e CE na água bruta do Açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010).....	109
Figura 4.3 – Variações mensais observadas para a cor aparente e verdadeira, turbidez e pH no Açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010).....	110

Figura 4.4 – Variação de teores de COT e MON e ABS ₂₅₄ no Açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010).....	113
Figura 4.5 – Variação temporal de valores médios de ST, SDT e SST no açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010).....	117
Figura 4.6 – Variação temporal de nutrientes eutrofizantes no Açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010).....	120
Figura 4.7 – Variação de densidades de bactéria heterotróficas mesófilas e coliformes termotolerantes no Açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010)	122
Figura 4.8 – Variação de densidades de cianobactérias e concentração de clorofila a no Açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010).....	123
Figura 4.9 – Variação de densidades de cianobactérias e concentração de microcistinas totais no Açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010).....	124
Figura 4.10 – Variação do pH da água bruta e coagulada nos ensaios de pré-filtração.....	151
Figura 4.11 – Influência da taxa de filtração e granulometria sobre a remoção de turbidez dos filtros FAP, para ensaios sem DFI (DFI 0) e com DFI 3 e DFI 6.	156
Figura 4.12 – Influência da taxa de filtração e granulometria sobre a remoção de cor aparente dos filtros FAP, para ensaios sem DFI (DFI 0) e com DFI 3 e DFI 6.....	156
Figura 4.13 – Influência da taxa de filtração e granulometria sobre a remoção de ABS ₂₅₄ dos filtros FAP, para ensaios sem DFI (DFI 0) e com DFI 3 e DFI 6.....	157
Figura 4.14 – Influência da taxa de filtração e granulometria sobre a remoção de MON dos pré-filtros FAP, para ensaios sem DFI (DFI 0) e com DFI 3 e DFI 6.	157
Figura 4.15 – Influência da taxa de filtração e granulometria sobre a perda de carga nas camadas filtrantes dos pré-filtros, para ensaios sem DFI (DFI 0).....	158
Figura 4.16 – Influência da taxa de filtração e granulometria sobre a perda de carga nas camadas filtrantes dos pré-filtros, para ensaios com DFI a cada 3 horas (DFI 3).	160
Figura 4.17 – Influência da taxa de filtração e granulometria sobre a perda de carga nas camadas filtrantes dos pré-filtros, para ensaios com DFI a cada 6 horas (DFI 6).	162
Figura 4.18 – Variação do pH da água bruta e água coagulada nos ensaios com dupla filtração, fase 03.	166

Figura 4.19 – Influência da taxa de filtração e granulometria na remoção de turbidez, cor aparente, ABS ₂₅₄ e MON dos pré-filtros FAP.	171
Figura 4.20 – Influência da taxa de filtração e granulometria dos pré-filtros na remoção de turbidez, cor aparente, ABS ₂₅₄ e MON da dupla filtração (DF).	173
Figura 4.21 – Variação das perdas de carga nas camadas dos pré-filtros e filtros FRDA, ensaios com taxas de filtração de 80/107 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	176
Figura 4.22 – Variação das perdas de carga nas camadas dos pré-filtros e filtros FRDA, ensaios com taxas de filtração de 120/158 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	179
Figura 4.23 – Variação das perdas de carga nas camadas dos pré-filtros e filtros FRDA, ensaios com taxas de filtração de 160/211 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	180
Figura 4.24 – Variação das perdas de carga nas camadas dos pré-filtros e filtros FRDA, ensaios com taxa de filtração de 200/267 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	183
Figura 4.25 – Variação do pH da água bruta e água coagulada, ensaios da fase 04.	186
Figura 4.26 – Variação das perdas de carga nas camadas do pré-filtro FAP4 e filtros FRDA, ensaios com pré e interoxidação, dupla filtração e filtração direta descendente e taxas de filtração de 200/267 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	195
Figura 4.27 – Variação das perdas de carga nas camadas do pré-filtro FAP4 e filtros FRDA e FCAG, ensaios com pré e interoxidação e adsorção com CAP/CAG e taxas de filtração de 200/267 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	196
PRANCHA 01/16 – Planta baixa geral.	214
PRANCHA 02/16 – Planta baixa nível 1 (tubulação abaixo da cota 3,00 m).	215
PRANCHA 03/16 – Planta baixa nível 2 (tubulação abaixo da cota 5,00 m).	216
PRANCHA 04/16 – Planta baixa nível 3 (tubulação abaixo da cota 6,50 m).	217
PRANCHA 05/16 – Corte longitudinal.	218
PRANCHA 06/16 – Cortes transversais câmaras CPOX, CCAP e filtros FAP, e detalhes R AB.	219
PRANCHA 07/16 – Cortes transversais unidades colunas CIOX, filtros FRDA e FCAG.	220
PRANCHA 08/16 – Detalhes construtivos filtros FAP, FRD, FCAG e colunas CIOX.	221
PRANCHA 09/16 – Painel de bombas dosadoras, misturadores.	222
PRANCHA 10/16 – Detalhes painéis de piezômetros dos filtros FAP, FRDA e FCAG.	223

PRANCHA 11/16 – Detalhes das bases de apoio das CDV1, CDV2, CDV3/CMR, CDV4, CDV5 e caixas de proteção de CMB	224
PRANCHA 12/16 – Detalhes das caixas de distribuição de vazão CDV4, CDV5, CDV6.....	225
PRANCHA 13/16 – Detalhes das caixas de distribuição de vazão CDV1, CDV2 ...	226
PRANCHA 14/16 – Detalhes da caixa de distribuição de vazão e mistura rápida CDV3/CMR.....	227
PRANCHA 15/16 – Detalhes das câmaras de pré-oxidação CPOX, de adsorção com CCAP e câmaras de sucção intermediária (CS INT) e de água tratada/lavagem de filtros (CS AT/AL)	228
PRANCHA 16/16 – Planta baixa de andaimes e passarelas	229

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Evolução cronológica de eventos relacionados a tecnologias de tratamento de água para abastecimento.....	41
Tabela 2.2 – Vantagens e desvantagens de tecnologias de tratamento de água	42
Tabela 2.3 – Seleção de tecnologias de tratamento em função da qualidade da água bruta	43
Tabela 2.4 – Classificação de processos de tratamento em função da complexidade tecnológica	44
Tabela 2.5 – Avaliação comparativa de custos de implantação e operação de tecnologias de tratamento de água	44
Tabela 3.1 – Variação volumétrica do Açude Gargalheiras durante o ano de 2009. 60	
Tabela 3.2 – Precipitações pluviométricas anuais no Açude Gargalheira, Acari/RN (1974 – 2009).....	60
Tabela 3.3 – Alturas das torres de sustentação e quantidades de andaimes das unidades da IP-DF	64
Tabela 3.4 – Materiais e principais dimensões das unidades de tratamento da IP-DF	68
Tabela 3.5 – Características dos equipamentos de recalque CMB AB, CMB INT, CMB AT/AL e do motor do agitador de mistura rápida.....	69
Tabela 3.6 – Características das camadas suporte, filtrante e adsorvente	73
Tabela 3.7 – Resumo de despesas com material, equipamentos e serviços de terceiros para montagem de IP-DF	73
Tabela 3.8 – Taxas de filtração no FAP, vazões afluentes na IP-DF, taxas de filtração resultantes nos filtros FRDA e tempos de contato.	78
Tabela 3.9 – Processos de tratamento e objetivos das séries de ensaios nas fases de pesquisa.....	80
Tabela 3.10 – Rotações e gradientes de velocidade observados e calculados para equipamento de jarreste NOVA ÉTICA, modelo 218/LDBE-6.	83
Tabela 3.11 – Planejamento de um ensaio de tratabilidade fictício com pré-oxidação, adsorção e filtração direta.	88
Tabela 3.12 – Planejamento de um ensaio de tratabilidade fictício com adsorção, filtração direta e interoxidação.....	89

Tabela 3.13 – Características operacionais dos ensaios de préfiltração (fase 02)	90
Tabela 3.14 – Características operacionais dos ensaios de dupla filtração (fase 03)	91
Tabela 3.15 – Características operacionais dos ensaios de dupla filtração, oxidação, adsorção e filtração direta descendente (fase 04)	92
Tabela 3.16 – Variáveis de controle e frequência de coletas de amostras nas séries de ensaios	96
Tabela 3.17 – Metodologias analíticas para medição de variáveis de controle dos processos de tratamento e caracterização de água bruta	97
Tabela 4.1 – Resumo estatístico de variáveis físico-químicas e biológicas da água bruta do Açude Gargalheira (outubro de 2007 a janeiro de 2010)	105
Tabela 4.2 – Precipitações pluviométricas mensais no Açude Gargalheira, Acari/RN, anos de 2008 e 2009	106
Tabela 4.3 – Densidades médias de células de cianobactérias no Açude Gargalheiras (outubro de 2007 a janeiro de 2010)	125
Tabela 4.4 – Distribuição de frequência de cor aparente e verdadeira, pH, temperatura, turbidez e MON da água bruta do Açude Gargalheira (outubro de 2007 a janeiro de 2010)	126
Tabela 4.5 – Condições e resultados do ensaio para determinação de dosagem de coagulante HCA 23 sem correção de pH	128
Tabela 4.6 – Condições e resultados do ensaio para determinação de dosagem de coagulante HCA 23 sem correção de pH	128
Tabela 4.7 – Condições e resultados do ensaio para determinação do pH de coagulação	129
Tabela 4.8 – Condições e resultados do ensaio para determinação do pH de coagulação	130
Tabela 4.9 – Condições e resultados do ensaio para determinação do tempo de mistura rápida com $G = 400 \text{ s}^{-1}$	133
Tabela 4.10 – Condições e resultados do ensaio para determinação do tempo de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$	133
Tabela 4.11 – Condições e resultados do ensaio para determinação do tempo de mistura rápida com $G = 700 \text{ s}^{-1}$	134
Tabela 4.12 – Condições e resultados do ensaio para determinação do tempo de mistura rápida com $G = 800 \text{ s}^{-1}$	134

Tabela 4.13 – Condições e resultados do ensaio para avaliação da influência da taxa de filtração.....	135
Tabela 4.14 – Condições e resultados do ensaio para determinação de dosagem de coagulante.....	136
Tabela 4.15 – Condições e resultados do ensaio para determinação do pH de coagulação.....	136
Tabela 4.16 – Condições e resultados do ensaio para determinação da dosagem de cloro na pré-oxidação.....	138
Tabela 4.17 – Condições e resultados do ensaio para determinação do tempo de oxidação.....	139
Tabela 4.18 – Condições e resultados do ensaio para determinação da dosagem de cloro na pré-oxidação com e sem correção de pH de coagulação.....	140
Tabela 4.19 – Condições e resultados do ensaio para determinação da dosagem de cloro na pré-oxidação sem correção de pH de coagulação.	141
Tabela 4.20 – Condições e resultados do ensaio para determinação de dosagem de CAP.....	143
Tabela 4.21 – Condições e resultados do ensaio para determinação de dosagem de CAP.....	144
Tabela 4.22 – Condições e resultados do ensaio para determinação do tempo de adsorção com CAP.	146
Tabela 4.23 – Condições e resultados do ensaio para determinação do tempo de adsorção com CAP.	147
Tabela 4.24 – Dados operacionais dos ensaios de pré-filtração na IP-DF (fase 02)	149
Tabela 4.25 – Características da água bruta nos ensaios de pré-filtração.....	149
Tabela 4.26 – Qualidade da água bruta no período dos ensaios de pré-filtração (14.01 a 16.06.2009)	150
Tabela 4.27 – Valores médios de turbidez, cor aparente, ABS ₂₅₄ e MON remanescentes no efluente dos filtros FAP, ensaios sem DFI.	152
Tabela 4.28 – Valores médios de turbidez, cor aparente, ABS ₂₅₄ e MON remanescentes no efluente dos filtros FAP, ensaios com DFI 3.	152
Tabela 4.29 – Valores médios de turbidez, cor aparente, ABS ₂₅₄ e MON remanescentes no efluente dos filtros FAP, ensaios com DFI 6.	153

Tabela 4.30 – Valores médios de características da água bruta no período dos ensaios com dupla filtração, fase 03 (30.06 a 29.09.2009).....	164
Tabela 4.31 – Valores médios de características da água bruta nos ensaios com dupla filtração, fase 03.	165
Tabela 4.32 – Dados operacionais dos ensaios com dupla filtração, fase 03 (2009).	166
Tabela 4.33 – Valores médios remanescentes nos efluentes de pré-filtros (FAP) e dupla filtração (DF) para taxas de filtração de 80/107 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ e DFI 8.....	167
Tabela 4.34 – Desempenho de pré-filtros (FAP) e dupla filtração (DF) em taxas de filtração de 80/107 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ e DFI 8.....	168
Tabela 4.35 – Valores remanescentes nos efluentes de pré-filtros (FAP) e dupla filtração (DF) para taxas de filtração de 120/158 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ e DFI 8.....	168
Tabela 4.36 – Desempenho de pré-filtros (FAP) e dupla filtração (DF) em taxas de filtração de 120/158 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ e DFI 8.....	168
Tabela 4.37 – Valores remanescentes nos efluentes de pré-filtros (FAP) e dupla filtração (DF) para taxas de filtração de 160/211 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ e DFI 8.....	169
Tabela 4.38 – Desempenho de pré-filtros (FAP) e dupla filtração (DF) em taxas de filtração de 160/211 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ e DFI 8.....	169
Tabela 4.39 – Valores remanescentes nos efluentes de pré-filtros (FAP) e dupla filtração (DF) para taxas de filtração de 200/267 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ e DFI 6.....	170
Tabela 4.40 – Desempenho de pré-filtros (FAP) e dupla filtração (DF) em taxas de filtração de 200/267 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ e DFI 6.....	170
Tabela 4.41 – Densidades de cianobactérias na água bruta e eficiências de remoção de células nos pré-filtros FAP e na dupla filtração.	175
Tabela 4.42 – Dados operacionais dos ensaios com dupla filtração, oxidação e adsorção na IP-DF (fase 04, 2009/2010)	184
Tabela 4.43 – Valores médios de características da água bruta no período dos ensaios com dupla filtração, oxidação e adsorção, fase 04.	185
Tabela 4.44 – Valores médios de características da água bruta nos ensaios com dupla filtração, oxidação e adsorção, fase 04	185
Tabela 4.45 – Valores médios remanescentes nos efluentes do pré-filtro e arranjos de dupla filtração, oxidação e adsorção, ensaios fase 04 (TF 200/267 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹) (continua).....	190

Tabela 4.46 – Desempenho de arranjos de dupla filtração (DF) com pré e interoxidação e adsorção com CAP e CAG e taxas de filtração de 200 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ e 267 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	192
Tabela 4.47 – Concentrações médias de espécies de trihalometanos na água bruta e remanescentes nos efluentes do pré-filtro e unidades de oxidação, adsorção e dupla filtração.....	193
Tabela 4.48 – Taxas de variação de perdas de carga laminares (cm.h ⁻¹) no pré-filtro e filtros de areia em ensaios de oxidação e adsorção.....	197
Tabela B.1 – Resumo de despesas com material, equipamentos e serviços de terceiros para montagem de IP-DF	230
Tabela B.2 – Consumo e custo de material hidráulico para montagem de IP-DF: tubos, válvulas, peças e conexões de PVC, Teflon [®] , acrílico e similares	231
Tabela B.3 – Consumo e custo de materiais metálicos para montagem de IP-DF: chapas, tubos, andaimes, peças e acessórios, ferramentas e similares	234
Tabela B.4 – Consumo e custo de materiais de acabamento e proteção para montagem de IP-DF: tinta, zarcão, solvente e similares	237
Tabela B.5 – Consumo e custo de materiais elétricos para montagem de IP-DF: fios, cabos, disjuntores, quadros de comando e similares.....	238
Tabela B.6 – Consumo e custo de materiais consumíveis e diversos para montagem de IP-DF.....	240
Tabela B.7 – Equipamentos eletromecânicos instalados e custos de aquisição para montagem de IP-DF.....	241
Tabela B.8 – Serviços de terceiros realizados e custos para montagem de IP-DF	242
Tabela C.1 – Densidades observadas e espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continua)	244
Tabela C.2 – Espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continua)	257
Tabela D.1 – Perdas de carga total nas camadas filtrantes e suportes dos pré-filtros, ensaios sem DFI (DFI0), fase 02.266	
Tabela D.2 – Perdas de carga total nas camadas filtrantes e suportes dos pré-filtros, ensaios com DFI a cada 3 horas (DFI3), fase 02.	267
Tabela D.3 – Perdas de carga total nas camadas filtrantes dos pré-filtros, ensaios com DFI a cada 6 horas (DFI6), fase 02.	268

Tabela D.4 – Perdas de carga no fundo falso e camadas suporte e filtrante dos pré-filtros e filtros FRDA, ensaios com taxas de filtração de 80/107 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ (fase 03)	269
Tabela D.5 – Perdas de carga no fundo falso e camadas suporte e filtrante dos pré-filtros e filtros FRDA, ensaios com taxas de filtração de 120/158 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ (fase 03)	270
Tabela D.6 – Perdas de carga no fundo falso e camadas suporte e filtrante dos pré-filtros e filtros FRDA, ensaios com taxas de filtração de 160/211 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ (fase 03)	271
Tabela D.7 – Perdas de carga no fundo falso e camadas suporte e filtrante dos pré-filtros e filtros FRDA, ensaios com taxas de filtração de 200/267 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ (fase 03)	272
Tabela D.8 – Perdas de carga no fundo falso e camadas suporte e filtrante do pré-filtro FAP4 e filtros FRDA, ensaios com pré e interoxidação e taxas de filtração de 160/ 211 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ e 200/267 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ (fase 04)	273
Tabela D.9 – Perdas de carga no fundo falso e camadas suporte e filtrante do pré-filtro FAP4 e filtros FRDA, ensaios com pré e interoxidação e adsorção com CAP/CAG e taxas de filtração de 200/267 m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹ (fase 04)	274
Tabela Anexo A.1 – Cálculo das formas de cloro com ausência ou presença de NCl ₃	291
Tabela Anexo D.1 – Quantidades e sequência de reagentes para curva de calibração	300

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AB	Água bruta
ABS ₂₅₄	Absorbância de luz UV em comprimento de onda de 254 nm
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AC	Água coagulada
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
BHM	Bactérias hetrotróficas mesófilas
CA	Cor aparente
CAERN	Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte
CAG	Carvão ativado granulado
CAP	Carvão ativado pulverizado
CCAP	Câmara de adsorção com CAP
CC	Tratamento convencional ou ciclo completo
CDV	Caixa de distribuição de vazão
CMR	Caixa de mistura rápida
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	Carbono orgânico total
CPOX	Câmara de pré-oxidação
CS AT/AL	Câmara de sucção de água tratada e de lavagem
CS INT	Câmara de sucção intermediária
C termo	Coliformes termotolerantes
CV	Cor verdadeira
DBCM	Dibromoclorometano
DCBM	Diclorobromometano
DF	Sistema de dupla filtração
DFI	Descarga de fundo intermediária
EBCT	Empty bed contact time
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
ELISA	Enzyme-linked immunosorbent assay
ETA	Estação de tratamento de água
FDD	Filtração direta decendente

FAP	Filtro de fluxo ascendente de pedregulho
FCAG	Filtro ou coluna de adsorção em carvão ativado granulado
FLA	Filtro de laboratório de areia
FRDA	Filtro rápido descendente de areia
GMR	Gradiente de mistura rápida
HCA 23	Hidróxicloreto de alumínio com 23% de alumina
IFRN	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do RN
IOX	Interoxidação
IP-DF	Instalação piloto de dupla filtração
LARHISA	Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
NEPGN	Núcleo de Estudos e Pesquisa em Petróleo e Gás Natural
MCT-LR	Microcistina total-LR
MON	Matéria Orgânica Natural
MS	Ministério da Saúde
PFSP0	Potencial de formação de subprodutos organohalogenados
POX	Pré-oxidação
RAB	Reservatório de água bruta
RAT/AL	Reservatório de água tratada e água de lavagem
SDT	Sólidos dissolvidos totais
SPO	Subprodutos da oxidação e desinfecção
SST	Sólidos suspensos totais
ST	Sólidos totais
TAM	Trihalometanos totais
TMR	Tempo de mistura rápida
UFRN	Universidade Federal do Rio Grande do Norte
USP	Universidade de São Paulo
WEF	Water Environment Federation
WHO	World Health Organization

LISTA DE SÍMBOLOS

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14,3 \text{H}_2\text{O}$	Sulfato de alumínio
Al_2O_3	Alumina
$\text{Ca}(\text{ClO})_2$	Hipoclorito de Cálcio
CHBr_2Cl	Dibromoclorometano
CHBr_3	Bromofórmio
CHBrCl_2	Diclorobromometano
CHCl_3	Clorofórmio
ClO_2	Dióxido de Cloro
KI	Iodeto de Potássio
G	Galão americano
KMnO_4	Permanganato de potássio
M	Concentração molar
$\mu\text{g/L}$	Microgramas por litro
μm	Micrometro
N_2	Nitrogênio
N	Normalidade
N	Rotação
nm	Nanômetro
pH	Potencial Hidrogeniônico
uH	Unidade Hazen de cor
uNT	Unidade nefelométrica de turbidez

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	31
OBJETIVO GERAL	34
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	34
2. REVISÃO DE BIBLIOGRAFIA	36
2.1 CIANOBACTÉRIAS E SAÚDE PÚBLICA.....	36
2.2 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO: aspectos gerais.....	39
2.3 COAGULAÇÃO	45
2.4 FILTRAÇÃO	47
2.5 OXIDAÇÃO	49
2.6 ADSORÇÃO.....	52
3. MATERIAL E MÉTODOS	57
3.1 REGIÃO DO SEMIÁRIDO: LOCALIZAÇÃO DO MANANCIAL EM ESTUDO. 57	
3.2 CARACTERÍSTICAS DO MANANCIAL.....	58
3.3 CAPTAÇÃO DE ÁGUA BRUTA	61
3.4 INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO.....	63
3.4.1 Concepção, montagem e custos de construção.....	63
3.2.3 Unidades constituintes e funcionamento	73
3.3 FASES DE PESQUISA	79
3.3.1 Fase 01 – Caracterização da água bruta e ensaios estáticos de filtração direta	79
3.3.1.1 Metodologia geral dos ensaios estáticos de filtração direta	81
3.3.1.2 Série I.01 – Estudo de dosagens, tipos de coagulantes e PH de coagulação	84
3.3.1.3 Série II.01 – Otimização das condições de mistura rápida.....	84
3.3.1.4 Série III.01 – Dosagem de oxidante e tempo de contato.....	86
3.3.1.5 Série IV.01 – Dosagens de CAP e tempos de contato	87
3.3.2 Fase 02 – Ensaio de préfiltração na IP-DF com filtros FAP.....	89
3.3.3 Fase 03 – Ensaio na IP-DF com filtros FAP e FRDA	90
3.3.4 Fase 04 – Ensaio na IP-DF com oxidação e adsorção.....	91
3.5 VARIÁVEIS DE CONTROLE E METODOLOGIAS ANALÍTICAS	95
3.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA DE DADOS	103

4. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS	104
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA E ENSAIOS DE TRATABILIDADE (FASE 01).....	104
4.1.1 Caracterização da água bruta	104
4.1.2 Ensaio estático de filtração direta	127
4.1.2.1. Estudo de dosagens, tipos de coagulante e pH de coagulação.	127
4.1.2.2. Otimização das condições de mistura rápida	132
4.1.2.3 Dosagem de oxidante e tempo de contato para oxidação.....	135
4.1.2.4 – Dosagem e tempo de contato com CAP	141
4.2 ENSAIOS DE PRÉ-FILTRAÇÃO NA IP-DF (FASE 02).....	148
4.2.1 Características da água bruta e dados dos ensaios.....	148
4.2.2 Desempenho dos pré-filtros e características dos efluentes	151
4.2.3 Perdas de carga laminares no meio filtrante e camada suporte, ensaios sem DFI	158
4.2.4 Perdas de carga laminares no meio filtrante e camada suporte, ensaios com DFI a cada 3 horas.....	159
4.2.5 Perdas de carga laminares no meio filtrante e camada suporte, ensaios com DFI a cada 6 horas.....	161
4.3 ENSAIOS NA IP-DF COM FILTROS FAP E FRDA (FASE 03)	164
4.3.1 Características da água bruta e dados dos ensaios.....	164
4.3.2 Desempenho dos pré-filtros e sistema de dupla filtração e características dos efluentes.....	167
4.3.3 Perdas de carga laminares e turbulentas nos pré-filtros e filtros descendentes de areia, ensaios com taxas de filtração de $80/107 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$	175
4.3.4 Perdas de carga laminares e turbulentas nos pré-filtros e filtros descendentes de areia, ensaios com taxas de filtração de $120/158 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$	178
4.3.5 Perdas de carga laminares e turbulentas nos pré-filtros e filtros descendentes de areia, ensaios com taxas de filtração de $160/211 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$	180
4.3.6 Perdas de carga laminares e turbulentas nos pré-filtros e filtros descendentes de areia, ensaios com taxas de filtração de $200/267 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$	182
4.4 ENSAIOS NA IP-DF COM OXIDAÇÃO E ADSORÇÃO (FASE 04)	184
4.4.1 Características da água bruta e dados dos ensaios.....	184
4.4.2 Desempenho dos arranjos de oxidação, dupla filtração e adsorção e características dos efluentes.....	186

4.4.3 Perdas de carga laminares e turbulentas no pré-filtro e filtros descendentes de areia, ensaios com pré e interoxidação e dupla filtração.....	193
4.4.4 Perdas de carga laminares e turbulentas no pré-filtro, filtros descendentes de areia e filtros de CAG, ensaios com pré e interoxidação, dupla filtração e adsorção.	195
5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES	199
REFERÊNCIAS.....	202
APÊNDICE A. DESENHOS DA IP-DF.....	214
APÊNDICE B. MATERIAIS, EQUIPAMENTOS E SERVIÇOS DA IP-DF.	230
APÊNDICE C. IDENTIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS	244
APÊNDICE D. PERDAS DE CARGA LAMINARES E TURBULENTAS.	266
ANEXO A. METODOLOGIA: QUANTIFICAÇÃO DE FORMAS DE CLORO....	275
A.1 INTRODUÇÃO.....	275
A.1.1 Efeitos da cloração	275
A.1.2 Formas de cloro e reações	275
A.1.3 Seleção do Método	276
A.2. PRINCÍPIOS DOS MÉTODOS TITULOMÉTRICO E COLORIMÉTRICO...	277
A.2.1 Método Iodométrico I	277
A.2.2 Método Iodométrico II	278
A.2.3 Método Titulométrico do DPD e SFA	278
A.2.4 Método Colorimétrico DPD	281
A.3. AMOSTRAGEM, ARMAZENAMENTO E EQUIPAMENTOS	281
A.4. REAGENTES.....	281
A.4.1. Solução tampão de fosfato	281
A.4.2. Solução indicadora N, N-dietil-p-fenilendiamina (DPD).....	282
A.4.3. Solução titulante de sulfato ferroso amoniacal (SFA)	282
A.4.4. Cristais de iodeto de potássio, KI.....	282
A.4.5. Solução de iodeto de potássio	282
A.4.6. Solução de arsenito de sódio.....	282
A.4.7. Solução de tioacetamida.....	283
A.4.8. Água livre de demanda de cloro	283
A.4.9. Solução padrão de tiosulfato de sódio (TSS), 0.1N	284
A.4.10. Solução titulante padrão de TSS, 0,01 N ou 0025 N	284
A.4.11. Solução indicadora de Amido	285

A.4.12. Solução padrão de Iodo, 0,100 N	285
A.4.13. Solução titulante padrão de Iodo, 0,0282 N	286
A.4.14. Solução padrão de Arsenito, 0,1 N	286
A.5. PROCEDIMENTOS DE ANÁLISE	287
A.5.1 Calibração com soluções de Cloro	287
A.5.2 Calibração com soluções de Permanganato de Potássio	288
A.5.3 Volume de amostra	288
A.5.4 Titulação do Branco	288
A.6. CONCENTRAÇÕES DE CLORO RESIDUAL.....	289
A.6.1 Cloro livre.....	289
A.6.2. Monocloramina	289
A.6.3. Dicloramina	289
A.6.4. Tricloreto de nitrogênio	290
A.6.5. Correção do Cromato utilizando tioacetamida	290
A.6.6. Procedimento simplificado para cloro total.....	290
A.6.7. Cálculos Finais.....	290
A.6.8 Referências e Bibliografia	291
ANEXO B. METODOLOGIA: QUANTIFICAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA	
NATURAL.....	293
B.1 INTRODUÇÃO.....	293
B.2 VIDRARIA, MATERIAIS E EQUIPAMENTOS.....	293
B.3 PRINCÍPIO DO MÉTODO E INTERFERENTES	293
B.4 REAGENTES E SOLUÇÕES.....	293
B.5 PROCEDIMENTOS	295
B.6 RESULTADOS.....	295
ANEXO C. METODOLOGIA: QUANTIFICAÇÃO DE CLOROFILA a	296
C.1 INTRODUÇÃO.....	296
C.2 METODOLOGIAS ANALÍTICAS.....	296
C.3 PROCEDIMENTO PARA EXTRAÇÃO COM METANOL.....	297
ANEXO D. METODOLOGIA: QUANTIFICAÇÃO DE NITRATOS.....	299
D.1 PRINCÍPIO	299
D.2 REAGENTES.....	299
D.3 PROCEDIMENTOS	299

1. INTRODUÇÃO

Tal como o fenômeno do aquecimento global, ocorre no planeta crescente e intensa degradação dos principais corpos aquáticos utilizados como manancial de abastecimento público, destacando como principais efeitos a eutrofização e a contaminação por microcontaminantes. A eutrofização cultural, decorrente das atividades antrópicas, processo rápido e mais intenso que a natural, acarreta alterações do corpo aquático e modificações ecológicas (cor, turbidez, concentrações de sólidos, de ânions e cátions etc.), aumenta o poder corrosivo e gera dificuldades nos processos de tratamento das águas.

Entre várias alterações na qualidade da água decorrentes do processo de eutrofização artificial, destacam-se: i) perda das qualidades estéticas e paisagísticas e interferência nos usos recreacionais devido ao acúmulo de algas na superfície, causando aspecto e odor desagradáveis; ii) redução do oxigênio dissolvido devido a sedimentação da biomassa fitoplanctônica que provoca incremento da demanda bentônica; iii) morte extensiva de peixes e redução da biodiversidade aquática; iv) obstrução de filtros nas estações de tratamento de água por algas filamentosas e cianobactérias; v) crescimento extensivo de macrófitas interferindo nas atividades de navegação, aeração, evaporação e diminuindo a capacidade de escoamento de canais, além de servir de meio para desenvolvimento de parasitas e mosquitos; vi) aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias com efeitos negativos sobre a eficiência e elevação de custos e complexidade do tratamento de água e para a saúde humana (DI BERNARDO, 1995;.CEBALLOS, AZEVEDO, BENDATE, 2006).

Os mananciais de superfície constituem a principal fonte de abastecimento do Brasil. Dados de pesquisa por amostragem realizada pela Agência Nacional de Águas (ANA) em 1.907 municípios com sistemas de abastecimento de água revelam que 64,5% desses municípios são abastecidos por mananciais de superfície e 32,5% possuem manancial subterrâneo. Destaca-se que sistemas de abastecimento de água com captação superficial exigem cada vez mais tecnologias de tratamento apropriadas para compensar a constante degradação dos corpos aquáticos. Na Região Nordeste, 70% das cidades são abastecidas por rios, lagos e açudes (BRASIL, 2009).

A maior parte destes mananciais são reservatórios construídos há mais de 50 anos e atualmente exibem florações de algas que podem surgir repentinamente e persistir por longos períodos, causando vários problemas, principalmente por afetarem os processos de tratamento da água.

No estado do Rio Grande do Norte, observa-se equilíbrio entre o número de sedes abastecidas por mananciais superficiais e subterrâneos – 52% das cidades são supridas por águas superficiais, 45% por águas subterrâneas e os restantes 3% por sistemas mistos. Os sistemas isolados, que atendem a 53% das sedes urbanas e a 33% da população, são abastecidos, em sua maioria, por poços que captam nos aquíferos Barreiras e Dunas, na Bacia Costeira (BRASIL, 2009).

No RN, a CAERN opera 87 ETA captando água de mananciais de superfície, responsáveis por uma produção de 4.112 L/s de água potável para abastecimento de cerca de 1.184.000 habitantes. Deste total apenas 382,3 L/s (9,5%) são tratados em seis ETA convencionais e 88,5% do volume tratado (3.646 L/s) é proveniente de ETA que utilizam a filtração direta como tecnologia de tratamento, em sua maioria a filtração direta ascendente. Em 2009 foi construída uma instalação de dupla filtração que tem capacidade de 85 L/s, cerca de 2% do volume total. Todas ETA do RN tem como característica comum o fato de terem sido projetadas e construídas há mais de 15 anos e algumas delas estão com mais de 40 anos de operação, a exemplo de Jiqui (Natal, 750 L/s), Itans (Caicó, 155 L/s), Gargalheiras (Acari, 85 L/s) e Pau dos Ferros (Pau dos Ferros, 30 L/s).

Paralelamente ao envelhecimento e deterioração das unidades de tratamento, a ocupação desordenada das bacias hidrográficas nas quais estão inseridos os mananciais (a maioria reservatórios artificiais) provocou a aceleração da eutrofização, que além de problemas meramente estéticos e paisagísticos, resulta na ocorrência de elevadas densidades de fitoplâncton. A dominância observada é de cianobactérias potencialmente tóxicas, a exemplo de espécies que se observa nos principais mananciais do RN como *Mycrocystis aeruginosa*, *Anabaena sp*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Chroococcus sp* e *Aphanocapsa delicatissima*.

Adicionalmente, as tecnologias de tratamento atualmente instaladas não reúnem condições de tratar adequadamente águas captadas em mananciais em que ocorre intenso aporte de substâncias químicas recalcitrantes como agrotóxicos, fertilizantes e disruptores endócrinos. Processos até então utilizados para controle das florações de algas como algicidas e oxidantes atualmente revelam-se inócuos ou

potencialmente maléficos pelas reações secundárias e formação de substâncias cancerígenas. Os fatos evidenciam uma realidade preocupante: está cada vez mais difícil atingir os padrões de qualidade de água tratada para consumo humano exigidos pela legislação de saúde pública do Brasil.

O estudo da ANA (2009) concluiu que o crescimento desordenado de grandes centros urbanos tem causado pressão sobre os recursos hídricos locais, gerando a necessidade de se buscar novas fontes de abastecimento em locais cada vez mais distantes e com investimentos maiores. É importante destacar que antes da mudança de manancial devem ser concentrados esforços no sentido de adequar e ampliar as ETA implantadas, com ênfase para o máximo aproveitamento das unidades existentes.

As soluções destes problemas ambientais englobam duas vertentes, sendo uma de alcance em médio e longo prazos que requer aporte considerável de recursos financeiros, tecnológicos e humanos e outra que pode ser implementada em curto prazo com reflexos diretos sobre a saúde da população. A primeira linha de soluções refere-se à quantificação e identificação de causas ambientais e ao equacionamento e implantação de processos e sistemas que eliminem de forma definitiva os fatores causais dos problemas identificados. É composta por extenso rol de tarefas complexas e multidisciplinares que envolvem estudos sobre os ecossistemas aquáticos e uso e ocupação do solo e cujas soluções tem forte impacto social, econômico e financeiro sobre a área da bacia hidrográfica. Pesquisas sugerem que as respostas ecológicas e ambientais do meio aquático são imprevisíveis sob os aspectos qualitativos e temporais, mesmo com a eliminação de todos os pontos de degradação existentes (REYNOLDS, DOKULIL, PADISÁK, 2000).

A segunda alternativa não substitui a primeira e não tem foco nas causas dos problemas mas atua como barreira efetiva contra a exposição de pessoas às conseqüências advindas da degradação dos mananciais. Está embasada na engenharia sanitária que instrumentaliza e possibilita a reforma, adequação e implantação de unidades de tratamento dotadas de operações e processos eficientes e eficazes para possibilitar a produção de água potável.

Este trabalho tem por proposta testar a hipótese que o tratamento por dupla filtração, oxidação e adsorção é uma alternativa eficiente e viável para a potabilização de água de reservatório eutrofizado com elevada densidade de cianobactérias.

OBJETIVO GERAL

O presente trabalho teve como objetivo principal estudar e avaliar a técnica de tratamento da dupla filtração em leitos de pedregulho e areia, com pré ou interoxidação e adsorção com carvão ativado pulverizado ou granulado, para a potabilização de água de reservatório com elevada densidade de cianobactérias.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar temporalmente a qualidade da água bruta do açude Mal. Dutra/Gargalheira, Acari/RN;
- Estudar em ensaios estáticos de jarreste com filtros de areia, o desempenho de dosagens de coagulantes/pH de coagulação e condições de mistura rápida, dosagens de oxidante e de carvão ativado pulverizado e tempos de contato para remoção de cor aparente e verdadeira, turbidez e matéria orgânica natural;
- Definir a granulometria das camadas de pedregulho, a taxa de filtração e frequência de descargas de fundo intermediárias a serem empregadas no filtro de fluxo ascendente de pedregulho;
- Estudar o comportamento da evolução da perda de carga em regime laminar nos meios filtrantes dos pré-filtros e filtros rápidos de fluxo descendente;
- Verificar a influência da pré e interoxidação com cloro como coadjuvante para a coagulação química com vistas à clarificação, remoção de cianobactérias e microcistinas e à formação de trihalometanos em instalação piloto;
- Avaliar o desempenho da adsorção em carvão ativado pulverizado e granulado para remoção de cianobactérias, microcistinas e trihalometanos.

Pelo exposto, esta monografia constitui tese por contemplar os três atributos exigidos para tal: i) originalidade – apresenta contribuição para o desenvolvimento e aplicação da técnica da dupla filtração, o que a ela confere caráter de ineditismo; ii) importância científica e tecnológica, pois a maioria das instalações de tratamento de água em operação não reúnem condições de tratar adequadamente águas captadas em mananciais degradados, sendo necessários estudos visando a difundir conhecimentos e possibilitar reformas e adequações. A solução de problemas em ETA em operação requer definição e implementação de medidas que atendam condicionantes técnicas, econômicas e ambientais; iii) viabilidade – a execução da pesquisa foi possível pelos recursos financeiros e logísticos disponibilizados por

diversas instituições como CAERN, IFRN, CNPq e USP, pelo manancial escolhido que permitiu avaliar as variações sazonais de qualidade da água e pela logística de transporte e infraestrutura de laboratório existentes.

2. REVISÃO DE BIBLIOGRAFIA

2.1 CIANOBACTÉRIAS E SAÚDE PÚBLICA

Com a intensificação e diversificação dos impactos antrópicos sobre os corpos aquáticos (remoção de mata ciliar, intenso aporte de nutrientes, assoreamento), a ocorrência de florações de cianobactérias tem se elevado em todo o Planeta. Até o final do século XX, profissionais da área de saneamento ambiental consideravam os impactos causados por cianobactérias como meramente estéticos pela produção de odores e sabores e operacionais pela interferência nos processos de tratamento de água (XAGORARAKI et al., 2006).

Atualmente, reconhece-se que o aumento em nível mundial e regional da ocorrência de florações com cianobactérias em mananciais utilizados para consumo humano é fato preocupante, pela capacidade de esses microrganismos produzirem e liberarem para o ambiente aquático toxinas (cianotoxinas) que podem afetar a saúde humana, seja pela ingestão direta de água, seja por contato decorrente da prática de atividades de recreação e trabalho ou pelo consumo de peixes, ostras, camarões e mexilhões contaminados. A principal via de intoxicação ocorre pelo consumo de água sem tratamento adequado para remoção das células de cianobactérias ou toxinas (FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE - FUNASA, 2003).

Diante deste contexto, as toxinas produzidas por florações de cianobactérias (cyanobacteria toxin poisonings; CTP) estão sendo intensamente pesquisadas em estudos sobre ocorrências de algas potencialmente tóxicas (CHORUS & BARTRAM, 1999). Estas toxinas, conhecidas como cianotoxinas são responsáveis por surtos intermitentes mas que se repetem em todas as regiões do Planeta de envenenamento de animais selvagens e domésticos e de peixes criados em cativeiro em sistemas de aquicultura. As cianotoxinas incluem neurotoxinas – anatoxina-a e anatoxina-a(s), toxinas paralisantes de ostras e moluscos (paralytic shellfish poisons – PSP) – saxitoxinas e outras e hepatotoxinas – microcistinas, nodularinas e cylindrospermopsinas (CARMICHAEL, 1997).

Embora existam relatos de casos de intoxicação por via oral envolvendo seres humanos, estes nunca foram confirmados, seja devido a falta de informações relacionadas com vetores e circunstâncias que poderiam confirmar a presença de cianotoxinas em alimentos ou mananciais de água, seja pela escassez de métodos

apropriados de detecção. Dado que a maioria das cianotoxinas ocorre somente quando as florações se acumulam na forma de finas camadas de espuma flotante, os humanos não experimentam intoxicações agudas por geralmente evitarem o contato com estas elevadas concentrações de células. Adicionalmente, os sistemas de abastecimento de água acrescentam processos de tratamento que previnem elevadas concentrações de cianotoxinas na água tratada, bloqueando a rota oral de contato dos humanos com estas substâncias (XAGORARAKI et al., 2006).

Entretanto a rota oral de exposição não é a única possível para seres humanos. Estudo realizado por Carmichael et al. (2001) evidenciou causas biológicas e químicas para o primeiro evento documentado de casos fatais em humanos por hepatotoxinas de cianobactérias por via intravenosa numa clínica de hemodiálise em Caruaru-PE em 1996. De acordo com Azevedo et al. (2002), dos 123 pacientes, 116 apresentaram sintomas relacionados à intoxicação por microcistinas, com 54 mortes até cinco meses após os primeiros indícios, causadas por falência das funções hepáticas.

Pesquisa realizada na lagoa de Jacarepaguá, Rio de Janeiro, evidenciou a acumulação de cianotoxinas nos músculos de animais aquáticos, constituindo via importante de contato e contaminação principalmente para populações consumidoras de pescados (MAGALHÃES et al., 2001).

O aparecimento de crescimentos anormais de algas em vários mananciais e a ocorrência, nos últimos anos, de florescências com cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas, é motivo de grande preocupação para as entidades responsáveis pela operação de sistemas de abastecimento de água. Os gêneros potencialmente tóxicos podem produzir microcistinas e saxitoxinas, responsáveis por causas letal, aguda e crônica de envenenamento em animais aquáticos, selvagens, domésticos e humanos (CARMICHAEL, 2001).

Microcistinas são toxinas produzidas no interior das células de cianobactérias (*Microcystis*) que podem ser liberadas para o meio aquático através de lise ou estresse celular. Dosagem de oxidantes como sulfato de cobre, comumente utilizados em florações de algas, pode provocar a lise de células de *Microcystis* sp., elevando de forma significativa sua concentração em relação à amostra de água original. Segundo sua estrutura química as cianotoxinas são agrupadas em peptídeos cíclicos, alcalóides e lipopolissacarídeos (LPS). As microcistinas e nodularinas são peptídeos cíclicos e constituem as toxinas mais frequentemente

encontradas em corpos aquáticos, também conhecidas como hepatotoxinas em função da sua ação farmacológica; as anatoxinas e saxitoxinas são exemplos de alcalóides neurotóxicos (neurotoxinas), enquanto as cylindrospermopsinas e aplysiatoxinas e lyngbiatoxinas são alcalóides citotóxicos e dermatotóxicos, respectivamente. Os LPS, toxinas irritantes e alergênicas, são produzidos pela maioria dos gêneros de cianobactérias. Em ambientes aquáticos a maior parte dessas toxinas permanecem contidas nas células das cianobactérias, mas podem ser liberadas para a massa líquida se ocorrer lise celular devido a fenômenos como senescência (morte natural), estresse celular e ação de produtos químicos algicidas (CALIJURI, ALVES e SANTOS, 2006).

A pesquisa e investigação sistematizadas da ocorrência de espécies potencialmente tóxicas em ambientes aquáticos constituem importantes ferramentas de gestão de recursos hídricos, como forma de prevenção de agravos à saúde humana e de conservação dos ecossistemas aquáticos. As estratégias usualmente adotadas para o controle da eutrofização incluem medidas preventivas, na bacia hidrográfica, através da redução das fontes externas e corretivas, nos lagos ou represas, por meio de processos mecânicos, químicos e biológicos (THOMANN & MUELLER, 1987).

No Rio Grande do Norte pesquisas evidenciam tendência crescente de eutrofização dos mananciais superficiais, fato que resulta na necessidade da adoção de medidas preventivas de gestão dos recursos hídricos sem, no entanto, afastar os esforços no sentido de garantir para a população água de boa qualidade (ARAÚJO, 1997; OLIVEIRA, 1994; PEREIRA, 1993). Duarte (1999) calculou Índices de Qualidade da Água e Estado Trófico de três importantes mananciais situados no Litoral Oriental do RN, as lagoas de Bonfim, Extremoz e Jiqui. Costa et al (2003; 2006) observaram ocorrência de freqüentes e duradouras florações tóxicas de cianobactérias em reservatórios do semi-árido norterio-grandense, utilizados principalmente para abastecimento humano e localizados nas bacias dos Rios Apodi-Mossoró, Piranhas-Assu (Barragem Armando Ribeiro, Açudes Gargalheiras e Passagem das Traíras) e Trairi. Os estudos indicam expressiva dominância de cianobactérias que, na maioria dos ambientes, é superior a 90% da biomassa total do fitoplâncton, em densidades que excedem o limite de aceitabilidade para corpos aquáticos superficiais estabelecido pela Resolução N.º 357/2005 (CONAMA, 2005). Nessas regiões de clima semi-árido, os mananciais estudados na pesquisa são responsáveis pelo

abastecimento de mais de 500 mil habitantes. Em suas bacias hidrográficas há intenso uso de fertilizantes agrícolas, e, por consequência, em diversos ambientes aquáticos há elevadas concentrações de clorofila a (até $800 \mu\text{g.L}^{-1}$), de fósforo total (superiores a $340 \mu\text{g.L}^{-1}$) e nitrogênio total. Florações hepatotóxicas foram observadas em 60% dos reservatórios monitorados, com elevados níveis de microcistinas de $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $172 \mu\text{g.L}^{-1}$ nos reservatórios Itans, Passagem das Trairas, Sabugi, Pilões, Lucrécia, Tenente Ananias, Pau dos Ferros, Gargalheiras, Barragem Armando Ribeiro Gonçalves e no rio Assu. Esses valores estão muito acima do VMP para água potável, $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ (BRASIL, 2004). As pesquisas de COSTA et al (2003; 2006) mostraram haver concentrações de células de cianobactérias superiores ao limite máximo aceitável ($20.000 \text{ células.mL}^{-1}$), configurando-se estado de alerta de nível 2 para esses corpos aquáticos. Nesta situação, o monitoramento do manancial deve ser feito semanalmente, através de análises de cianotoxinas e bioensaios com camundongos (CHORUS & BARTRAM, 1999).

2.2 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO: ASPECTOS GERAIS

Desde a antiguidade o homem procurava mesmo que intuitivamente condicionar a qualidade da água a padrões que evoluíram de aspectos visuais ou organolépticos até a época atual com o controle e definição de limites em níveis de constituintes traços. Há quatro séculos um médico filósofo recomendava a exposição da água à luz solar, filtrá-la em areia e carvão vegetal e armazená-la em recipientes de cobre. Outras formas de condicionamento eram a fervura ou aquecimento pela radiação solar. Atualmente a desinfecção pode ser obtida pela oxidação química, pela ação oligodinâmica de metais e radiação ultravioleta; a remoção de matéria orgânica e compostos químicos pela adsorção em carvão ativado e a remoção de sólidos suspensos por filtração em leito de areia com suporte de pedregulhos seguida de desinfecção (SYMONS, 2006).

O conjunto de processos e operações utilizados para adequar as características físico-químicas e biológicas das águas naturais constitui as ETA. Esses processos visam a remover ou diminuir as concentrações de substâncias encontradas na água bruta até padrões estabelecidos para a água potável, expressos por VMP, definidos no Brasil pela Portaria N.º 518 (BRASIL, 2004).

Nos últimos trinta anos podem ser listadas algumas tendências de desenvolvimento de tecnologias de tratamento: os padrões microbiológicos baseados em bactérias indicadoras evoluíram para vírus e protozoários; a turbidez foi complementada por contagem de partículas; intensificação de estudos e pesquisas sobre compostos químicos sintéticos e subprodutos da desinfecção e oxidação (SPO); preocupação com lixiviação de contaminantes das tubulações e unidades para a água potável; instalação de unidades de filtração em membranas de baixa e alta pressão; uso do ozônio como oxidante e desinfetante primário, oxidação avançada e fotólise por radiação UV (TRUSSEL, 2006).

Devido o consumo de água constituir importante rota de exposição às microcistinas, diversas tecnologias de tratamento tem sido avaliadas relativamente à eficiência de remoção destas toxinas. A oxidação com cloro é uma dessas tecnologias, muito utilizada no Brasil e Estados Unidos dada a simplicidade, facilidade de uso e eficiência de inativação de microcistinas (AWWA, 2000). Xagorarakis et al. (2006) estudaram os efeitos de variação de pH, dosagem de cloro, concentração da toxina e temperatura da água na taxa de inativação de microcistina-LR (MC-LR). Os experimentos mostraram que MC-LR extracelular foi inativada por cloro livre e sua cinética foi influenciada pelo pH: taxas de degradação mais elevadas foram observadas em pH 6,0 e as mais baixas em pH 9,0.

A Tabela 2.1 mostra um registro da evolução tecnológica dos processos e sistemas de tratamento que ocorreu do século XV aC até a década de 1970.

Tabela 2.1 – Evolução cronológica de eventos relacionados a tecnologias de tratamento de água para abastecimento

Tempo	Evento	Autor	País
Século XV aC	Sedimentação em jarros	-	Egito
Século V aC	Filtração por peneiramento em tecidos	Hipócrates	Grécia
Ano 1680	Invenção do microscópio, descoberta de microrganismos	van Leeuwenhoek	Holanda
Ano 1685	Projeto de filtro multi estágios em areia	Porzio	Itália
Ano 1745	Patente de filtro de esponjas	Amy	França
Década 1750	Experimentos com abrandamento	Home	Escócia
Década 1780	Construção de precursor dos filtros lentos	Lancashire	Inglaterra
Ano 1791	Concessão de 1ª patente para filtros	Peacock	Inglaterra
Ano 1804	Construção da 1ª planta de filtração em sistema de abastecimento público	Gibb	Escócia
Ano 1827	Circulação de panfleto contra consumo de água contaminada, Londres	-	Inglaterra
Ano 1830	Funcionamento do 1º filtro lento de areia, Londres	Simpson	Inglaterra
Década 1830	Remoção de odor com oxidante pulverizado	-	Inglaterra
Ano 1869	Publicação de livro: filtros em sistemas de abastecimento	Kirkwood	EUA
Ano 1872	Construção de filtro lento de areia, Poughkeepsie	-	EUA
Ano 1882	Descoberta do bacilo <i>Mycobacterium tuberculosis</i>	Koch	Alemanha
Ano 1882	Introdução da tecnologia de filtração rápida, Somerville	-	EUA
Ano 1883	Estudo sobre poluição da água	NBH	EUA
Ano 1895	Pesquisa pioneira sobre filtração	Hazen	EUA
Ano 1896	Eliminação de epidemia de febre tifóide pela adição de oxidantes	-	Iugoslávia
Ano 1897	Instalação de planta de abrandamento para abastecimento humano, Winnipeg	-	Canadá
Ano 1902	Instalação de sistema de desinfecção com cloro, Middlekerke	-	Bélgica
1906	Experimentos com ozônio, Nova Iorque	-	EUA
Ano 1908	Comprovação da ação do hipoclorito na purificação da água em ETA, Chicago	-	EUA
Ano 1910	Aprovação judicial do sistema de cloração, Boston	-	EUA
Ano 1924	Uso de CAP para remoção de sabor e odor devido a algas	Baylis	EUA
Ano 1940	Instalação de planta de dessalinização	-	EUA
Ano 1965	Instalação de planta de dessalinização para abastecimento, San Diego	-	EUA
Ano 1974	Aprovação do 'Safe Drinking Water Act'	-	EUA

LEGENDA: NBH – National Board of Health.

FONTE: Adaptada de SYMONS (2006), TRUSSELL (2006)

As tecnologias de tratamento podem ser classificadas em dois grandes grupos: as de ciclo completo ou convencionais, que incluem todas as etapas tradicionais do processo (coagulação, floculação, decantação ou flotação, filtração e desinfecção) e

as de filtração direta – filtração ascendente e descendente, dupla filtração e filtração lenta, seguida de desinfecção, que dispensa as etapas de coagulação/flotação e floculação. Mesmo após 26 anos da publicação de artigo em que avaliou diversas técnicas de tratamento Kawamura (1985) demonstrou que a dupla filtração apresenta diversas vantagens em relação às tecnologias convencional e filtração direta, condições mantidas até os dias atuais. A Tabela 2.2 resume as principais vantagens e desvantagens das tecnologias de tratamento de água do tipo convencional ou ciclo completo, filtração direta e dupla filtração com e sem decantação.

Tabela 2.2 – Vantagens e desvantagens de tecnologias de tratamento de água

Tecnologia	Vantagens	Desvantagens
Convencional ou Ciclo completo (CC)	Aplicável em ampla faixa de qualidade de água bruta; Flexibilidade; Confiabilidade; Facilidade operacional	Elevado custo de implantação; Maior consumo de coagulante; Maior produção de lodo
Filtração direta (FD)	Economia de 20% no custo de implantação; 70% de redução no consumo de coagulante; 70% de redução na produção de lodo	Aplicação limitada; Menor carreira de filtração; Suscetível a mudanças bruscas de qualidade do efluente; Menor flexibilidade; Pequena faixa de dosagem de coagulante
Dupla filtração (DF)	Aplicável em ampla faixa de qualidade de água bruta ⁽¹⁾ ; Flexibilidade ^{(1) (2)} ; Economia de 20% no custo de implantação ⁽²⁾ ; Maior facilidade operacional em relação a FD ^{(1) (2)} ; Menor área requerida ⁽²⁾ ; Pré-filtração remove 50% SST ^{(1) (2)} ; Menor consumo de coagulante e menor produção de lodo ⁽²⁾ .	Maior perda de carga ao longo da planta ^{(1) (2)} ; Dificuldade na lavagem dos pré-filtros (DFI, ar; ar-água) ^{(1) (2)} ; Duas baterias de filtros produzem mais resíduos ^{(1) (2)} ; Processo pouco avaliado em escala real ⁽¹⁾ ; Aplicação limitada ⁽²⁾ ; Suscetível a mudanças bruscas na qualidade do efluente ⁽²⁾ ; Menor flexibilidade operacional ⁽²⁾ ; Pouca experiência operacional ⁽²⁾ .

⁽¹⁾DF tipo 1: coagulação, floculação, sedimentação curta, pré-filtração e filtração; ⁽²⁾DF tipo 2: coagulação, pré-filtração e filtração. FONTE: adaptada de KAWAMURA (1985)

Recente pesquisa realizada por Valade, Bekker & Edswald (2009, apud Edswald, 2009)¹ em 400 ETA dos EUA e Canadá avaliou comparativamente as tecnologias utilizadas e a qualidade da água bruta (turbidez, COT e cor verdadeira). Com os

¹ VALADE, M. T., BEKKER, W. B., EDSWALD, J. K. (2009). *Treatment selection guideline for particle and NOM removal*. Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua n. 58, v. 6, p. 424-432.

dados obtidos os autores propuseram matriz de seleção de processos baseada na qualidade da água do manancial, conforme dados da Tabela 2.3. Interessante a distinção feita pelos autores entre turbidez de origem mineral, resultante do arraste de sólidos como argila, silte e detritos minerais da turbidez não mineral ou orgânica, causada por algas, fitoplâncton, cianobactérias, MON particulada etc. Pelo modelo proposto a flotação por ar dissolvido (FAD) pode ser aplicada para mananciais com turbidez mineral até 10 uNT, geralmente corpos aquáticos lóticos e em reservatórios e lagos onde prevalecem condições lênticas e turbidez orgânica até 100 uNT. A filtração direta é aplicável para turbidez média (mineral ou orgânica) até 5,0 uNT, COT máximo de 3,0 mg.L⁻¹ e cor verdadeira inferior a 20 uH. COT ou cor verdadeira não constituem fatores importantes para escolha da tecnologia FAD que demonstra eficiência tanto para elevadas como para baixas concentrações de COT.

Tabela 2.3 – Seleção de tecnologias de tratamento em função da qualidade da água bruta

Tecnologia	Turbidez (uNT)	COT	CV
Filtração direta	≤ 5,0	≤ 3,0	≤ 20
FAD ⁽¹⁾	≤ 10,0	≤ 14,0	≤ 100
FAD ⁽²⁾ ou Decantação ⁽³⁾	≤ 100	≤ 14,0	≤ 100
Decantação	> 100	≤ 14,0	≤ 100

LEGENDA/UNIDADES: FAD – flotação por ar dissolvido; COT – carbono orgânico total (mg.L⁻¹); CV – cor verdadeira (uH). ⁽¹⁾Água com turbidez mineral e orgânica; ⁽²⁾Água de reservatórios, com turbidez orgânica; ⁽³⁾Água de rios, com turbidez mineral.

FONTE: adaptada de VALADE, BEKKER & EDSWALD (2009)

Os custos de investimento e operação de uma instalação de tratamento de água para abastecimento estão diretamente relacionados à qualidade da água bruta, estados de conservação e uso do manancial e às medidas de monitoramento e controle praticadas no sistema de abastecimento, as quais refletem os processos de tratamento instalados. Na Tabela 2.4 apresenta-se classificação qualitativa de diversos processos de tratamento, baseada na complexidade tecnológica. Quanto mais elevada a classificação, mais complexos são os processos, desde a elaboração do projeto técnico e obras de implantação até a fase de operação e manutenção e, geralmente, os custos decorrentes também são mais elevados (WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO, 2004).

Tabela 2.4 – Classificação de processos de tratamento em função da complexidade tecnológica

Classificação	Processo de tratamento
1	Cloração simples (desinfecção) Filtração rápida e lenta
2	Pré-cloração (oxidação química) e filtração Aeração
3	Coagulação química Otimização da coagulação para controle de SPO
4	Adsorção (coluna de CAG; dosagem de CAP) Troca iônica
5	Ozonização (desinfecção ou oxidação)
6	Oxidação avançada Membranas de filtração

LEGENDA: SPO- subprodutos da oxidação; CAG- carvão ativado granular; CAP- carvão ativado pulverizado. FONTE: adaptada e modificada de WHO (2004)

Na Tabela 2.5 estão relacionados custos de implantação e operação de unidades de tratamento do tipo convencional, de filtração direta e de dupla filtração para capacidades aproximadas de 18.900 m³/dia (5.10⁶ G/dia), 56.700 m³/dia (15.10⁶ G/dia) e 189.000 m³/dia (50.10⁶ G/dia), levantados em empresas de consultoria americanas por Kawamura (1985; 2000). É importante ressaltar que todos os valores referentes ao ano de 1985 foram majorados por fatores de 1,44, 1,70 e 2,01 para as três capacidades, respectivamente. Estes números correspondem às diferenças observadas na publicação do ano 2000, provavelmente devido a inflação ocorrida nos Estados Unidos no período de quinze anos.

Tabela 2.5 – Avaliação comparativa de custos de implantação e operação de tecnologias de tratamento de água

Capacidade	CC	FD	DF ¹
Custos de Implantação (U\$10⁶)			
18.900 m ³ /dia	5,5	4,5	4,5
56.700 m ³ /dia	13,3	11,4	11,4
189.200 m ³ /dia	38,3	32,2	32,2
Custos de Operação e Manutenção (U\$10⁶/ano)			
18.900 m ³ /dia	0,28	0,65	1,75
56.700 m ³ /dia	0,22	0,51	1,40
189.200 m ³ /dia	0,24	0,53	1,45

LEGENDA: CC – tratamento convencional/Ciclo completo; FD - filtração direta; DF - dupla filtração.
(¹)Tipo 1: coagulação, floculação, sedimentação curta, pré-filtração e filtração; Tipo 2: coagulação, pré-filtração e filtração. FONTE: adaptada de KAWAMURA (1985; 2000).

Para garantir a saúde pública, tem sido feitas reformulações de estações de tratamento de água (ETA) em operação e instalação de novas unidades, além da intensificação das ações de monitoramento da qualidade da água na saída da ETA e

na rede de distribuição. A avaliação e pesquisa de diferentes arranjos de processos de tratamento de água na remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica e fitoplâncton são essenciais, uma vez que os estudos sobre a eficiente remoção destes constituintes das águas naturais ainda não alcançaram todas as regiões do Brasil. Associadas a este fato, as técnicas analíticas para detecção e quantificação de cianobactérias e cianotoxinas também são pouco difundidas na prática da operação de ETA.

2.3 COAGULAÇÃO

Independentemente das condições ambientais dos mananciais e da qualidade da água captada, os sistemas de abastecimento são regulados por legislação que estabelece limites cada vez mais restritivos de forma a assegurar aos consumidores água de elevado padrão de qualidade, a qualquer hora e em qualquer lugar.

Para a maioria das tecnologias de tratamento, o processo de coagulação da água bruta é um componente essencial de forma a assegurar níveis adequados de qualidade tal como turbidez inferior a 1,0 uNT e ausência de microrganismos patogênicos como oocistos de *Cryptosporidium parvum*. Falhas neste processo inicial resultam em falhas ao longo do sistema de tratamento como sedimentação, flotação, filtração e desinfecção (HURST et al., 2004).

A dosagem ótima de coagulante depende de uma ampla faixa de parâmetros físicoquímicos como força iônica da solução, pH, carga elétrica específica do substrato e coagulante, concentração de substrato e área superficial específica (EISENLAUER & HORN, 1987). O foco principal dos estudos de otimização do processo é a redução do custo com produtos químicos ou do volume de lodo produzido, mantendo-se a máxima eficiência de clarificação. A concentração de MON e suas espécies é um dos principais fatores associados ao processo de coagulação. Embora os níveis de matéria orgânica natural (MON) de águas superficiais nos trechos de jusante das bacias hidrográficas sejam relativamente constantes, a ocorrência de chuvas pode provocar mudanças rápidas nas suas características, em particular alcalinidade, condutividade elétrica, turbidez e carbono orgânico total e dissolvido (TSENG et al., 2000). O aporte de MON para os mananciais de superfície pode acontecer de diversas formas, entre elas escoamento superficial vertical e fluxo horizontal, carreando matéria orgânica dissolvida, sólidos coloidais e sólidos suspensos (HONGVE, 1999).

A maioria das substâncias coloidais das águas naturais são carregadas negativamente daí a tendência de serem estáveis como resultado das forças de repulsão entre estas partículas. (DUAN & GREGORY, 2003). A desestabilização coloidal pode ser obtida pela adição de cátions que interagem especificamente com os colóides e reduzem ou neutralizam suas cargas. Cátions com elevada carga como Al^{+3} e Fe^{+3} são os que se mostram mais efetivos, entretanto na faixa de pH normalmente encontrada nas águas naturais estas substâncias não se encontram em concentrações significativas devido ao fenômeno de hidrólise que resulta em diversos tipos de produtos. Os produtos de hidrólise podem incluir complexos hidroxílicos monoméricos ou poliméricos, tais como $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Al}_3(\text{OH})_2^{5+}$ e $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$ (ou 'Al₁₃'), que interagem fortemente com as substâncias coloidais negativas resultando em desestabilização e coagulação, sob condições apropriadas de dosagem de coagulante e pH. Dosagens excessivas podem resultar em reversão de carga e reestabilização coloidal; dosagens ainda mais elevadas podem produzir extensiva precipitação de hidróxidos caracterizando a coagulação/floculação por varredura (ZOBOULIS & TRASKAS, 2005).

Os coagulantes mais comuns usados em tratamento de água são o sulfato de alumínio e formas pré-polimerizadas como hidróxicloreto de polialumínio (HCA) ou sulfato de polialumínio (SPA). A principal vantagem de uso destes coagulantes é a sua maior efetividade em faixa mais ampla de pH e em temperaturas mais baixas que o sulfato de alumínio. Outro destaque está na dose requerida, normalmente mais baixa devido a maior densidade de cargas das espécies de HCA resultando em menor volume de lodo produzido. As soluções de HCA contêm espécies poliméricas que são estáveis e mais efetivas na neutralização de cargas do que as respectivas espécies monoméricas.

Na tecnologia de filtração direta a coagulação deve ser realizada no mecanismo de adsorção e neutralização de cargas pela ação de espécies hidrolisadas com carga positiva; as dosagens de coagulante e pH de coagulação são inferiores aos observados no mecanismo de varredura em que se verifica excesso de precipitados de alumínio ou ferro entrelaçados por partículas sólidas e coloidais presentes na água.

2.4 FILTRAÇÃO

A filtração lenta para fins de abastecimento público foi introduzida nos Estados Unidos no final do século XIX na cidade de Poughkeepsie, cuja experiência bem sucedida estimulou seu uso em outras cidades dos EUA no início do século XX (Illion, St. Johnson, Lawrence). Apesar de sua eficiência na remoção de microrganismos, estas primeiras unidades requeriam grandes áreas devido a baixa taxa de filtração, inferior a $3,0 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e demandavam elevado número de pessoas para realizar a operação de raspagem da camada superficial quando esta colmatava e a perda de carga superava a carga hidráulica disponível. Por sua baixa eficiência de remoção de sólidos em águas de mananciais de superfície com elevada turbidez e com o desenvolvimento de técnicas de clarificação e filtração rápida em areia, os filtros lentos foram sendo gradativamente desativados ou substituídos pela nova tecnologia de filtração rápida (LOGSDON et al., 2006).

Ainda no final do século XIX, foram realizadas as primeiras experiências com coagulação e filtração direta em linha, isto é filtração em areia após coagulação química sem floculação ou sedimentação. Na década de 1890 a tecnologia de coagulação, sedimentação e filtração com taxa de $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ foi aplicada com sucesso nas águas do rio Ohio, sendo este valor de taxa adotado como norma americana por vários anos; o arranjo dos processos de coagulação química, mistura rápida, floculação e sedimentação seguida de filtração ficou sendo conhecida como *tratamento convencional*. No século XX esta tecnologia foi adotada por vários países.

Filtração é o processo de retenção de partículas sólidas suspensas na água que objetiva remoção de microrganismos e substâncias orgânicas e inorgânicas contidas no meio líquido. A filtração rápida consiste na passagem de água pré-condicionada, através de uma camada de material granular com velocidade de aproximação entre $8,3 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$ a $42 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$, variação correspondente a taxas de filtração entre $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ a $600 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, respectivamente. Os sólidos removidos da água e acumulados nos vazios intergranulares caracterizam a filtração rápida com efeito de profundidade e quando a retenção ocorre preponderantemente na camada superficial do meio filtrante, tem-se a filtração de superfície, característica principal da filtração lenta embora possa ocorrer em filtros rápidos descendentes de camada única de areia. O pré-tratamento de águas superficiais por coagulação química é

essencial para se obter eficiente remoção de partículas; às vezes faz-se necessária a adição de polímeros auxiliares de coagulação antes da filtração para garantir efetiva retenção das partículas no meio filtrante (CLEASBY & LOGSDON, 1999).

A eficiência da filtração está diretamente relacionada com o desempenho de processos antecedentes como coagulação (dose e tipo de coagulante, pH de coagulação, tempo e gradiente de mistura rápida), floculação (tamanho e resistência de flocos, tempo, escalonamento e gradiente de agitação), decantação ou flotação (taxa de fluxo, velocidade ascensional ou de sedimentação, densidade dos flocos). Outros fatores intervenientes no processo são o nível de controle operacional, tipo de meio filtrante, execução de lavagem e grau de capacitação de operadores, dentre outros. O tipo de material e granulometria do meio filtrante constituem as principais variáveis de projeto que interferem no desempenho de filtros; areia, carvão mineral antracitoso, granada e CAG são materiais mais empregados para esta finalidade (VIANNA, 2002).

A areia quartzosa é o material mais empregado não só por sua elevada resistência à abrasão e densidade que evita desgaste e perdas durante a lavagem, mas também pelo preço acessível e facilidade de produção. Filtros de leito simples de areia, apesar de apresentarem elevada capacidade de acumulação de sólidos nos vazios intergranulares (possibilitam empregar taxas de filtração elevadas), requerem grande volume de água de lavagem, desvantagem que levou a utilização de filtros de dupla camada de areia e antracito (RICHTER, 2009).

A tecnologia de filtração direta está agrupada conforme o sentido de fluxo da água, que tem reflexo direto nos processos empregados antes da filtração, em particular a coagulação e floculação: i) filtração direta descendente, ii) filtração ascendente e iii) dupla filtração. Em geral, águas com baixas turbidez e cor verdadeira requerem filtração direta em que a coagulação deve ocorrer no mecanismo de adsorção e neutralização de cargas ao invés da varredura utilizada para a filtração antecedida por decantação ou flotação.

Para a coagulação no mecanismo de neutralização de cargas a mistura rápida deve ser realizada sob gradientes de velocidade elevados e tempos de contato curtos (AMIRTHARAJAH & MILLS, 1982).

A filtração direta descendente (FDD) exhibe como principais vantagens: menor área superficial (em relação a filtros lentos) e altura da caixa de filtração – redução de custo de implantação - e remoção efetiva de microrganismos patogênicos e portanto

menor risco sanitário. Em contrapartida, filtros de fluxo descendente requerem lavagens mais frequentes devido à ação de filtração superficial ser preponderante e a qualidade do efluente filtrado ser inferior logo após a operação de lavagem. Nos filtros de fluxo ascendente (FDA) a carreira de filtração é mais longa pela filtração em profundidade proporcionada pela granulometria decrescente no sentido do fluxo e a taxa de filtração é superior que a requerida na filtração lenta – redução de custo de implantação. Entretanto, a caixa de filtro é mais alta e a carga hidráulica requerida também é mais elevada devido a maior espessura do leito filtrante. Em condições de lavagem ou operando em taxas elevadas, pode ocorrer fluidificação da camada filtrante e o efluente pós-lavagem exibir qualidade inferior (SABOGAL PAZ, 2007).

A dupla filtração surgiu como alternativa tecnológica para maximizar as vantagens das tecnologias de filtração direta ascendente e descendente e reduzir suas desvantagens e para possibilitar maior eficiência de remoção de sólidos, algas e substâncias precursoras de SPO. Pode também ser aplicada quando a água bruta apresenta suspeita de presença de vírus, protozoários e variações bruscas de qualidade (DI BERNARDO et al., 2006). A dupla filtração exibe as seguintes vantagens sobre a FDA: i) capacidade de tratamento de águas de qualidade inferior, ii) maior taxa de filtração no filtro ascendente, iii) maior segurança operacional em face a variações bruscas da água bruta e iv) eliminação do descarte do efluente pré-filtrado no início da carreira de filtração (PROSAB, 2003).

2.5 OXIDAÇÃO

A desinfecção de água para consumo humano foi introduzida como etapa de tratamento desde o início do século XX nos países em desenvolvimento. Este fato levou a uma drástica redução dos casos de doenças de veiculação hídrica como cólera e febre tifóide (HAAS, 1999).

Por sua excelente ação como desinfetante e oxidante o cloro é amplamente utilizado no mundo inteiro em tratamento de água. O maior problema da aplicação de cloro é sua reatividade com MON e a conseqüente formação de SPO (SINGER & RECKHOW, 1999).

A maioria dos SPO é tóxica ou resulta em problemas de gosto e sabor na água. Tal como acontece com o ozônio, a formação de SPO é função da dosagem de cloro (C) e do tempo de contato (T); como as duas variáveis são interdependentes, é preferível conhecer o produto $C \cdot T$, que cada uma isoladamente. A formação de

clorofórmio (CHCl_3) durante a oxidação com cloro é um processo de dois estágios, similar à formação de bromato, na ozonização. Após uma fase inicial de rápido crescimento, observa-se crescimento linear quando plotada contra a exposição de dose de cloro em um tempo de contato, C^*T (VON GUNTEN et al., 2001).

A MON presente em águas naturais é uma mistura complexa de vários compostos – substâncias húmicas, aminoácidos e ácidos carboxílicos – em tão baixas concentrações que dificultam a determinação analítica qualitativa e quantitativa das espécies químicas constituintes, em particular por laboratórios operacionais de ETA (THURMAN & MALCOLM, 1981).

A remoção efetiva de MON em águas de abastecimento torna-se necessária devido aos efeitos adversos de subprodutos resultantes de reações com o cloro e outros oxidantes, além de redução da qualidade organoléptica pelo sabor e odor alterados (SYMONS *et al.* 1975; O'CONNOR *et al.* 1975). Além do mais MON eleva a demanda de cloro e afeta a taxa de corrosão de canalizações do sistema de distribuição (LEE *et al.* 1980). A parcela biodegradável de MON propicia o crescimento microbológico em biofilmes nas tubulações (VAN der KOOIJ & HIJNEN, 1984).

O controle da concentração de MON em águas de abastecimento tinha como objetivo remover cor verdadeira de modo que o efluente final estivesse esteticamente adequado para fins de consumo humano. Entretanto, no início deste século, verificou-se crescente interesse de pesquisadores em tratamento de água e preocupação de operadores de ETA não só em relação à presença de MON em água bruta como nas condições de sua degradação em água tratada destinada ao consumo humano. A presença de MON (total ou dissolvida) em água tratada constitui substrato para o crescimento de microrganismos no sistema de distribuição. Por outro lado, a parcela remanescente de MON reage com cloro e forma trialometanos (TAM). (HAMBSCH & WERNER, 1993; HAMBSCH, SCHMIEDEL, WERNER, FRIMMEL, 1993; FRIAS, RIBAS & LUCENA, 1995; KOTT, RIBAS & LUCENA, 1997, apud PAGE et al., 2002)².

² HAMBSCH, B., WERNER P. (1993). *Control of bacterial regrowth in drinking-water treatment plants and distribution systems*. Water Supply, 1993; v.11: p. 299–308.

HAMBSCH, B., SCHMIEDEL U., WERNER P., FRIMMEL F. H. (1993) *Investigations on the biodegradability of chlorinated fulvic acids*. Acta Hydrochim Hydrobiol, 1993; v. 21: p. 167–173.

A partir da década de 1970, com a descoberta de que determinados compostos orgânicos identificados em águas de abastecimento eram formados pela reação do cloro com MON presente na água bruta, novos objetivos tiveram de ser considerados na operação de ETA. Nesta época, pesquisas mostraram que a reação do cloro com determinadas espécies de MON poderia formar compostos organohalogenados (ROOK, 1976; BELLAR et al., 1976). Dentre estes, os que estão presentes em maiores concentrações em águas de abastecimento, quando submetida ao processo de desinfecção com o cloro, são TAM (clorofórmio, bromofórmio, diclorobromometano, clorodibromometano) e ácidos haloacéticos (ácido monocloroacético, dicloroacético, tricloroacético, monobromoacético e dibromoacético) (SYMONS et al., 1975; ROOK, 1976; KRASNER et al., 1989; ARORA et al., 1997).

Pesquisa realizada por RODRIGUEZ & SÉRODES (2005) destaca que TAM e ácidos haloacéticos (AHA) são os dois grupos mais comuns de subprodutos da desinfecção e oxidação (SPO) encontrados em águas de abastecimento. Na maioria dos países desenvolvidos e em desenvolvimento existe regulamentação para os níveis de TAM na água potável, inclusive o Brasil, entretanto para AHA esta regulamentação é mais rara. Estudos desenvolvidos sugerem possíveis correlações entre a presença de SPO e agravos à saúde humana. Algumas espécies de SPO são consideradas potencialmente cancerígenas com possibilidade de efeitos adversos na fase de reprodução e durante a gravidez (BOVE et al., 1995; CANTOR et al., 1998; KÄLLÉN & ROBERT, 2000).

A redução do potencial de formação de SPO, principalmente TAM e AHA, pode ser obtida mediante a implementação de três alternativas tecnológicas de tratamento de água: i) remoção dos compostos orgânicos precursores de SPO; ii) alteração do ponto de dosagem do desinfetante ou oxidante, mudança do produto ou ambas; iii) remoção dos compostos organohalogenados, uma vez formados durante o processo de oxidação ou desinfecção (SINGER, 1994). Por ser um processo existente em qualquer ETA que utiliza a filtração rápida, a coagulação figura como a melhor

FRIAS, J., RIBAS, F., LUCENA, F. (1995) *Comparison of methods for the measurement of biodegradable organic carbon and assimilable organic carbon in water*. Water Res, 1995; v. 29: p. 2785–2788.

KOTT, Y., RIBAS, F., LUCENA, F. (1997) *Comparison between the evaluation of bacterial regrowth capability in a turbidimeter and biodegradable dissolved organic carbon bioreactor measurements in water*. J Appl Microbiol, 1997; v. 83: p. 347–352.

alternativa. Neste contexto, o estudo de dosagem de coagulante e pH de coagulação e a avaliação do tipo de coagulante empregado para maximizar a remoção de material particulado (turbidez) e cor verdadeira, pode também ser utilizado para a remoção de compostos orgânicos precursores de SPO.

Nos processos convencionais de tratamento de água grande parcela de MON é removida na coagulação química, floculação, sedimentação ou flotação e filtração em areia. Para elevar a eficiência de remoção podem ser necessários métodos mais avançados como filtração biológica, adsorção em CAG ou filtração em membranas. A nanofiltração tem se mostrado como alternativa devido a redução de custos de equipamentos e elevada eficiência que permite efluente filtrado de excelente qualidade. Entretanto, mesmo em água nanofiltrada com COT abaixo dos limites de detecção pode ocorrer crescimento microbiológico em redes de distribuição sem residual de desinfetante, constituindo desta forma problema sanitário (NOBLE et al. 1996; SIBILLE et al. 1997; ESCOBAR & RANDALL 1999).

2.6 ADSORÇÃO

A adsorção pode ser entendida como o processo pelo qual uma substância se acumula na interface entre duas fases que podem ser líquido-líquido, líquido-sólido e gás-líquido. A fase onde ocorre a acumulação da substância é denominada adsorvente e qualquer substância adsorvida é denominada adsorvato. Trata-se de um complexo fenômeno superficial, também definido como o aumento da concentração de um componente na superfície ou na interface entre duas fases. Em qualquer sólido ou líquido, os átomos posicionados na superfície estão sujeitos a forças de atração normais à superfície plana. A adsorção física envolve apenas forças intermoleculares de baixa intensidade; a adsorção química envolve essencialmente a formação de pontes químicas entre a molécula do adsorvato e a superfície do adsorvente, embora a maioria dos casos esteja situada entre uma forma e outra, de tal forma que é difícil caracterizar a predominância de um ou outro sistema (NOLL, GOUMARIS e HOU, 1992).

Carvão ativado granulado é um meio filtrante poroso usado há décadas no tratamento de água para abastecimento. Com elevada área superficial adsorve compostos de várias naturezas e propicia condições ideais para a degradação biológica de diversas substâncias orgânicas (WILCOX et al. 1983). O carvão ativado é o adsorvente mais utilizado para a remoção de cor verdadeira, sabor e odor

causados por substâncias orgânicas e inorgânicas, naturais e sintéticas, entre elas as cianotoxinas; qualquer composto orgânico com massa molecular superior a 45 g é considerado bom adsorvato em carvão ativado (SNOEYINK & SUMMERS, 1999). Quanto à granulometria existem dois tipos principais de carvão ativado utilizados em tratamento de água para abastecimento: carvão pulverizado (CAP) e granulado (CAG). Uma das primeiras aplicações foi a remoção de compostos causadores de gosto e odor, que podem ter origem nas cianobactérias como metilisoborneol (MIB) e geosmina (SNOEYINK & SUMMERS, 1999). CAP é dosado na água de maneira contínua por via seca ou via úmida na forma de suspensão enquanto CAG é utilizado em reatores de coluna de fluxo contínuo. Naturalmente os carvões ativados apresentam microporos primários e secundários (diâmetros < 1,2 nm e entre 1,2 nm a 2 nm, respectivamente) sendo mais raro encontrar carvões ativados com mesoporos (tamanhos entre 2 nm e 50 nm) e macroporos (grãos > 50 nm). A matéria prima utilizada para sua fabricação exerce grande influência no volume de mesoporos do produto final.

As propriedades físicas do carvão ativado usado no tratamento de água incluem a área superficial, distribuição do tamanho dos poros, densidade do carvão, número de iodo (NI), número de melado ou índice de descoloração, índice de fenol, índice de azul de metileno (IAM), resistência à abrasão, teor de umidade, dureza, conteúdo de cinzas, tamanho da partícula, entre outras. Um dos métodos mais comuns para determinação da área superficial de um sólido é baseado na determinação da quantidade de adsorvato necessária para recobrir a superfície de um adsorvente com uma monocamada de adsorvato (BRANDÃO & SILVA, 2006).

A superfície BET, expressa em $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$, calculada segundo a equação da isoterma de adsorção de nitrogênio gasoso (N) sugerida por Brunauer, Emmett e Teller, é uma das formas mais usuais de expressar a superfície interna de um carvão ativado. Os carvões ativados usados no tratamento de água têm superfície interna BET entre $500 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ e $1.500 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ (MASSCHELEIN, 1992).

O índice de azul de metileno (IAM) vem sendo utilizado como parâmetro para estimar a mesoporosidade do carvão ativado (JAGUARIBE et al., 2005; BAÇAOUI et al., 2001), enquanto que o número de iodo (NI) está relacionado à quantidade de microporos presentes numa amostra de carvão ativado. O número de iodo é a massa de iodo adsorvida (mg), com um dado volume de solução, por 1g de carvão ativado. O número de melado é um índice obtido através de testes de descoloração

de uma solução de melão de cana de açúcar; quanto maior o índice, maior a capacidade adsorptiva do carvão para moléculas de maior peso molecular. Para CAP usado em tratamento de águas de abastecimento a Norma Brasileira NBR 11834 especifica os valores mínimo de $600 \text{ mg.l}_2.\text{g}^{-1}$ para NI e máximo de $2,5 \text{ g.L}^{-1}$ para Índice de Fenol (ABNT, 1991).

A adsorção em CAG é uma alternativa levada em consideração para remoção de MON e cianotoxinas, geralmente após as unidades de filtração, para incrementar a vida útil do leito de carvão (DI BERNARDO et al., 2006). Atualmente a adsorção em colunas de CAG tem despertado mais atenção em relação ao uso de CAP, devido à sua maior eficiência adsorptiva e facilidade de controle do processo. O maior custo para implantação de filtros adsorvedores é relegada a segundo plano pela eficiência superior, principalmente no casos de mananciais com níveis constantes de MON – como é o caso de reservatórios eutrofizados (SVRCEK & SMITH, 2004).

A formação e intensificação de atividade biológica no leito de CAG constitui vantagem na medida que pode resultar em quebra adicional de moléculas orgânicas. Um dos primeiros estudos sobre remoção de cianotoxinas mostrou que foram necessárias dosagens elevadas de CAP (80 mg.L^{-1} e 800 mg.L^{-1}), superiores às que se utilizam em ETA (5 mg.L^{-1} a 50 mg.L^{-1}) para inativar dois tipos de microcistinas provenientes de floração de *M. aeruginosa*. Resultados de bioensaios com camundongos através de injeção intraperitoneal mostraram que a filtração em colunas de CAG foi suficiente para remover microcistinas da água que não exerceu efeitos tóxicos nos animais (HOFFMAN, 1976).

Pesquisas indicam que CAP de madeira é mais eficaz na remoção de microcistina. Fawell et al. (1993) realizaram ensaios de coagulação com cloreto férrico em equipamento de jarreste e adsorção com carvão antracitoso e CAP de madeira e coco em dosagens variando de 0 a 110 mg/L. Concluíram que CAP à base de madeira foi claramente superior na remoção de toxina; dosagem de 20 mg.L^{-1} produziu remoção de 85% de toxinas da água de estudo enriquecida com MC-LR, enquanto que apenas 40% foi removido com os outros dois tipos de carvão testados. Experimentos realizados em águas inoculadas com microcistinas mostraram que a eficiência de adsorção de quatro variantes de microcistinas foi muito diferente, com a seguinte ordem de facilidade de remoção: MC-RR > MC-YR > MC-LR > MC-LA, enquanto as características de adsorção de nodularinas são semelhantes às da adsorção de MC-LR (COOK & NEWCOMBE, 2002). Outras pesquisas realizadas

com diversos tipos de saxitoxinas em amostras de água (concentração inicial de $4,7 \mu\text{gSxt.L}^{-1}$) evidenciaram remoções próximas a 100% com adição de 15 mg.L^{-1} de CAP à base de madeira após tempo de contato de 30 min. Desempenho semelhante à das saxitoxinas foi observado para a adsorção de cilindrospermopsinas em CAP de madeira, com dosagens e tempos de contato idênticos, porém constatou-se que a qualidade da água exerce influência no processo de remoção desta toxina (NEWCOMBE et al., 2002; NEWCOMBE & NICHOLSON, 2002).

A competição de MON por sítios de ligação do carvão ativado foi observado por DONATI et al. (1994) e BRUCHET et al. (1998) fato que resultou na redução da taxa de adsorção inicial e na concentração máxima de adsorção de MC-LR. Novamente, CAP de madeira foram mais eficientes para reter tanto MC-LR como MON de tamanho molecular semelhante e mostraram o menor decréscimo na taxa de adsorção de microcistina.

O controle da variável COD permite prever a capacidade de remoção de cianotoxinas de determinado tipo de CAP associado a uma dosagem específica. Concentrações elevadas de MON exercem influência negativa na remoção de cianotoxinas. A senescência e morte de células de uma floração resulta em elevada carga de carbono no manancial a partir da liberação para o meio aquático de componentes biológicos das células de cianobactérias (LAWTON & ROBERTSON, 1999).

O uso de filtros/colunas de CAG tem mostrado bom desempenho na remoção de cianotoxinas. Bruchet et al. (1998) realizaram testes em instalação piloto com filtros de CAG e observaram remoção de MC superior a 90% em água com concentração inicial de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ até o limite de 7.000 m^3 de água tratada/ m^3 CAG em um filtro e de 12.000 m^3 de água tratada/ m^3 GAC em outro filtro. Para volumes de água acima destes dois limites, a eficiência caiu para 49% e 63%, provavelmente devido à saturação do CAG com matéria orgânica dissolvida. Hart et al. (1998) utilizaram o teste rápido de coluna para simular o desempenho de CAG sob várias condições. Os resultados mostraram que a vida útil prevista dos leitos de adsorção de quatro tipos de CAG seria relativamente curta, se estes forem expostos a concentrações crescentes e contínuas de microcistinas de $5 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $20 \mu\text{g.L}^{-1}$. A vida útil do leito é o tempo necessário para a concentração do efluente atingir 10% de uma concentração afluyente constante ao longo de uma série de tempos de contato com leito vazio (EBCT, do inglês *empty bed contact time*). O CAG de melhor desempenho

exibiu vida útil de no máximo 30 dias, sugerindo que o período efetivo do CAG para remoção de microcistinas é relativamente curto.

Lambert et al. (1996) realizaram testes com colunas de CAG utilizado em ETA em escala real por cinco meses antes de avaliarem a adsorção de microcistina. Os resultados evidenciaram que MON presente na água do manancial e a pré-adsorção de matéria orgânica resultaram em competição pelos sítios de adsorção e provocaram redução da capacidade adsorptiva do CAG para MC-LR. Para água bruta com COD de cerca de 20 mg.L⁻¹ as isothermas de adsorção de CAG pré-carregado e CAG virgem não foram significativamente diferentes, conseguindo redução de microcistina entre 40% a 60% e concentração inferior a 0,6 µgMC.L⁻¹. Hart et al. (1998) constataram que a remoção da neurotoxina anatoxina-a em CAG foi ligeiramente superior à da hepatoxina MC-LR. Estudo desenvolvido por Newcombe & Nicholson (2002) indicou que a adsorção em leitos de CAG removeu 70% das saxitoxinas após um período de 180 dias de operação do sistema.

Lambert et al. (1996) observaram que não houve degradação de MC-LR por biofilme formado em coluna de CAG ao longo de 30 dias, mas outros estudos atribuíram aos processos metabólicos da comunidade biologicamente ativa em leito de CAG a remoção parcial de MC (BRUCHET et al 1998; HART et al 1998). Testes em instalação piloto utilizando leito de CAG biologicamente ativo mostraram remoção total de toxinas, envolvendo a operação de adsorção e o processo de biodegradação. O tempo de contato deve ser suficiente para viabilizar a atividade biológica, isto é, superior a 15 min (HART et al., 1998). Outro estudo realizado em escala de laboratório utilizou coluna de CAG com 6 meses de uso para avaliar a biodegradação de MC-LR e MC-LA. As remoções foram relativamente baixas no início dos ensaios, mas após várias semanas, as concentrações de microcistina no efluente ficaram abaixo do limite de detecção, sugerindo que o biofilme adaptou-se ao ecossistema e passou a metabolizar cianotoxinas de forma efetiva (NEWCOMBE et al., 2002).

A adsorção em carvão ativado pode ser empregada com sucesso para remoção parcial de elevadas concentrações de cianotoxinas. Deve-se ressaltar que, simplificada, a remoção física das toxinas é um processo em que estas permanecem adsorvidas sobre o carvão ativado até que sejam biodegradadas ou quimicamente destruídas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 REGIÃO DO SEMIÁRIDO: LOCALIZAÇÃO DO MANANCIAL EM ESTUDO

O semiárido brasileiro abrange os estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Minas Gerais, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe, ocupando área de 977.000 km², na região hidrográfica do Atlântico Nordeste Oriental. Compreende 1.133 municípios e no ano 2.000 abrigava, uma população de 20 milhões de habitantes, correspondente a 12% da população brasileira naquele ano. Desses 20 milhões, 56% estão na área urbana e 44%, na zona rural. O semiárido apresenta reservas insuficientes de água em seus mananciais, temperaturas elevadas durante todo o ano, amplitudes térmicas entre 2°C e 3°C, forte insolação e altas taxas de evapotranspiração. Os totais pluviométricos irregulares e inferiores a 900 mm, normalmente são superados pelos elevados índices de evapotranspiração, o que resulta taxas negativas no balanço hídrico. O estado do Rio Grande do Norte (RN) está totalmente inserido nesta região hidrográfica e apresenta disponibilidades hídricas de até 2,5 L/s.km² na região litorânea, que se reduzem a uma média de aproximadamente 0,5 L/s.km² nas regiões Agreste, Oeste e Seridó. Portanto, é território vulnerável, em que a irregularidade interanual das chuvas pode chegar a condições extremas, representadas por freqüentes e longos períodos de estiagem (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA, 2009).

O Açude Gargalheiras, reservatório localizado na região do Seridó é integrante da bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Assu a qual ocupa uma superfície de 17.498 km², correspondente a cerca de 33% do território do Rio Grande do Norte. Pela classificação climática de Köepen-Geiger, o clima da região é o semiárido tipo BSh, caracterizado por temperaturas médias do ar superiores a 18°C e regime pluviométrico anual médio entre 380 mm e 760 mm (PEEL, FINLAYSON, McMAHON, 2007). A estação de chuvas ocorre entre outono e inverno, nos meses de fevereiro a agosto, enquanto o período seco tem início entre agosto e setembro e vai até o mês de janeiro, no verão. As chuvas médias anuais de longo período são situadas em torno de 400 mm nas cabeceiras dos rios Currais, Picui e Acauã, tributários do Açude Gargalheira (Acari/RN). O município de Acari está localizado nas coordenadas planas UTM 9.288.384 m Sul e 761.016 m Leste e, de acordo com

dados da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM, 2010), a precipitação anual média ocorrida no período de 1977 a 2006 foi de 500 mm.

A vegetação predominante em cerca de 80% (13.988 km²) da área da bacia é constituída por caatinga herbácea arbustiva e antropizada. Na região do Açude Gargalheira a geomorfologia é constituída por formas aguçadas, convexas e tabulares com ocorrência de topos amplos e sedimentos terciários, formando superfícies de tabuleiros erosivos. Predominam rochas cristalinas pré-cambrianas com ocorrência de rochas intrusivas e filonianas (Secretaria Estadual de Recursos Hídricos - SERHID, 1998).

3.2 CARACTERÍSTICAS DO MANANCIAL

O barramento do Açude Gargalheira foi construído pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS) na década de 1960, em estrutura de concreto ciclópico, tem altura máxima de 25 m e extensão de 250 m. Está localizado na margem direita do rio Acauã, zona rural do município de Acari, distante cerca de 5 km da área urbana e 220 km de Natal, nas coordenadas planas UTM 9.289.355 m Sul e 765.663 m Leste, a uma altitude de 296 m. Possui volume máximo de armazenamento de 40×10^6 m³ e garante o abastecimento de água de mais de 50.000 habitantes das cidades de Acari, Currais Novos e das comunidades Gargalheira, Bulhões, Barra Verde e Brejui.

A Figura 3.1, mostra mapa com a localização geográfica do manancial e parte da bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Assu.

Os níveis de água máximo e mínimo estão situados respectivamente nas cotas 126,50 m (soleira do barramento) e 115,00 m. No nível máximo, a área do espelho de água é de cerca de 819 ha (SEMARH, 2010), resultando em profundidade média de 4,90 m e perímetro molhado de 31.180 m. No ano de 2009 o reservatório extravasou de 11 de abril a 20 de julho com lâminas de água variando de 1,00 m a 0,10 m; com retirada média diária de 79.440 m³/dia houve redução do nível de água de 0,5 cm/dia, medido na régua limnográfica existente.

3. Material e Métodos

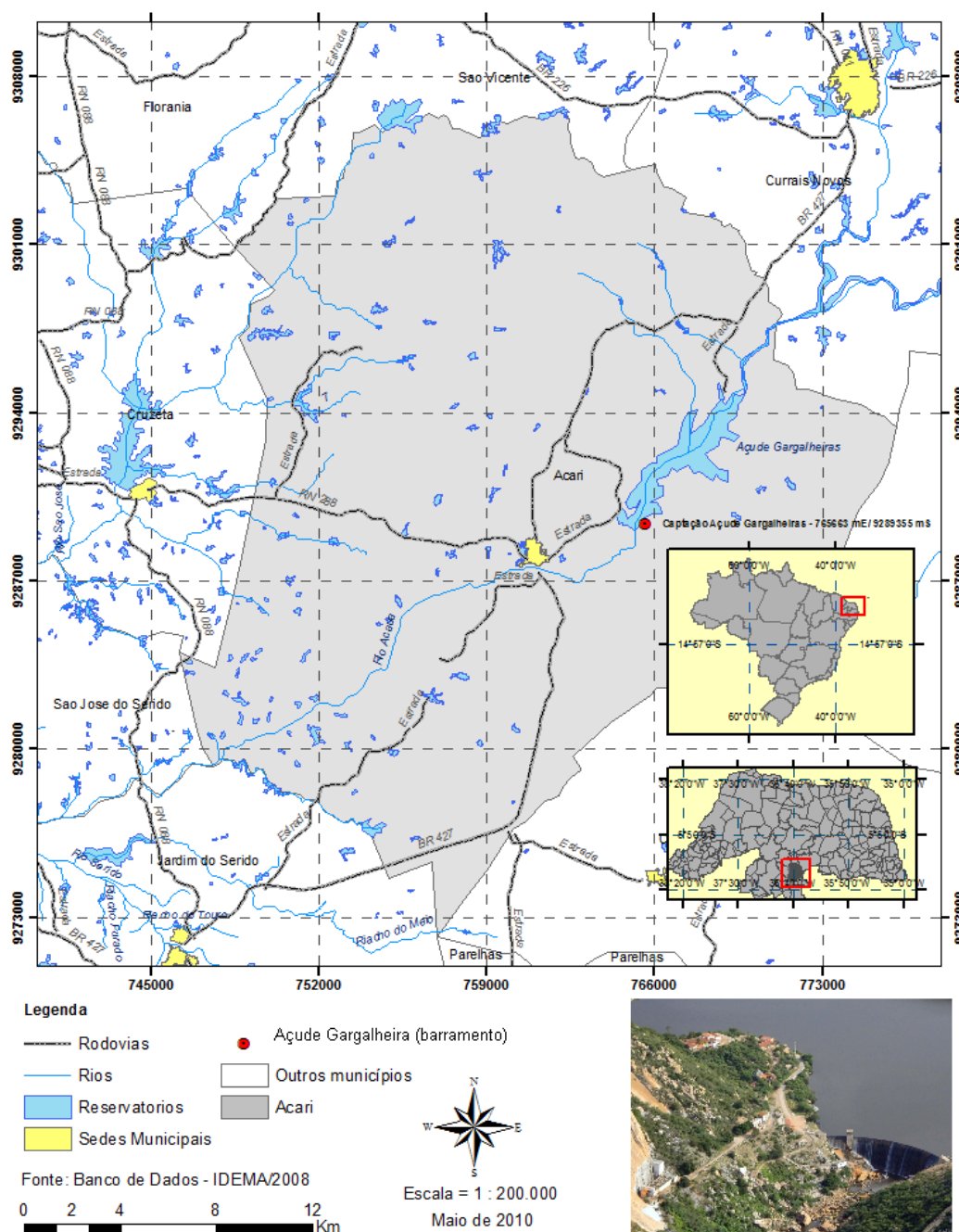


Figura 3.1 – Localização geográfica do Açude Gargalheira, Acari/RN.

FONTE: Banco de Dados Cartográficos do IDEMA (2008). Fotografia aérea cedida por Ronaldo Diniz.

A Tabela 3.1 mostra a variação volumétrica mensal do açude Gargalheira no ano de 2009. Observa-se que ocorreu extravasamento nos meses de maio, junho e julho, na estação chuvosa.

Tabela 3.1 – Variação volumétrica do Açude Gargalheiras durante o ano de 2009.

Mês	V_R (m ³)	$V_R/V_{máx}$ (%)	Mês	V_R (m ³)	$V_R/V_{máx}$ (%)
Jan	27.358.783	68	Jul	40.000.000	100
Fev	27.206.775	68	Ago	39.201.110	98
Mar	28.392.292	71	Set	37.640.482	94
Abr	38.211.373	96	Out	35.496.298	89
Mai	40.000.000	100	Nov	33.088.293	83
Jun	40.000.000	100	Dez	31.522.233	79

FONTE: Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH, 2010)

LEGENDA: V_R – volume parcial do reservatório; $V_R/V_{máx}$ – relação volume parcial/volume máximo

A Tabela 3.2 mostra dados de precipitação pluviométrica medidos no período de 1974 a 2009, em pluviômetro instalado na sede do escritório da Unidade Administrativa de Acari/Unidade de Bacia do Baixo Assu do DNOCS, em área próxima às margens do corpo aquático. A precipitação média do período foi de 595 mm ± 324, com mínima de 128 mm no ano 1990 e máxima de 1.473 mm em 2009.

Tabela 3.2 – Precipitações pluviométricas anuais no Açude Gargalheira, Acari/RN (1974 – 2009)

ANO	H (mm)	ANO	H (mm)	ANO	H (mm)	ANO	H (mm)
1974	1054	1983	142	1992	419	2001	359
1975	927	1984	509	1993	159	2002	1.026
1976	552	1985	1.018	1994	647	2003	529
1977	786	1986	925	1995	426	2004	1.048
1978	499	1987	491	1996	426	2005	427
1979	387	1988	475	1997	450	2006	809
1980	255	1989	721	1998	199	2007	488
1981	373	1990	128	1999	351	2008	1.200
1982	374	1991	485	2000	893	2009	1.473
Média – 595 mm		DP - ± 324 mm		Mín – 128 mm		Máx - 1.473 mm	

FONTE: DNOCS (informação verbal)³

LEGENDA: H – altura da precipitação medida; DP – desvio padrão

Existe intensa atividade agropecuária de subsistência na bacia do Açude Gargalheira, com elevado número de pequenos lotes de terra, os quais provavelmente acarretam em lançamento de dejetos de animais e aporte de nutrientes devido à utilização de fertilizantes químicos. A pesca artesanal de subsistência representa outra atividade antrópica de impacto sobre o corpo aquático, que pelo método de captura dos cardumes de peixes, revolve o sedimento devido à turbulência provocada pelos golpes de varas na superfície da água. Existem

³ Informação fornecida pelo Agente de Serviço de Engenharia Sr. Manoel Amaral de Medeiros, DNOCS.

diversas edificações destinadas a veraneio ao longo do perímetro molhado do reservatório, além das comunidades de Gargalheira, Bulhões, Barra Verde e Brejui. Observam-se áreas com vegetação nativa em processo de recomposição, devido ao desmatamento realizado na época da construção do reservatório. Os efluentes domésticos tratados em nível secundário da cidade de Currais Novos (40.000 habitantes) são descartados no leito do rio São Bento, tributário do açude na estação chuvosa.

A Figura 3.2 mostra detalhe do espelho de água do manancial, no qual pode ser observada formação de material flutuante de colônias de fitoplâncton. Nesta e em outras áreas, devido à ação do vento, uma espessa camada de algas é direcionada às margens, o que torna inseguro o banho em áreas antes utilizadas pela população local e por turistas. Por este motivo, a população não utiliza o corpo aquático para lazer e as atividades econômicas são restritas à pesca artesanal e irrigação.



Figura 3.2 – Aspecto da margem direita do Açude Gargalheiras, a montante da captação de água.

3.3 CAPTAÇÃO DE ÁGUA BRUTA

A captação de água bruta do sistema de abastecimento é constituída por duas tubulações de ferro fundido de 400 mm (cota 108,00 m) e 150 mm de diâmetro (cota 120,50 m); ambas foram construídas atravessando o corpo do barramento. A primeira é a tomada original e a segunda foi aproveitada como tomada de água alternativa através de interligação à tubulação de 1.000 mm situada na cota

3. Material e Métodos

116,50 m, 1,00 m acima do nível mínimo. A água captada na tubulação localizada na cota 108,00 m apresenta qualidade precária em determinadas épocas, devido ao lodo sedimentado que entra em decomposição anaeróbia e com elevadas concentrações de ferro e manganês solúveis.

As figuras 3.3 e 3.4 mostram o barramento de concreto ciclópico e a estrutura construída para abrigar os volantes e redutores de torque do mecanismo de abertura e fechamento das válvulas de controle das tubulações de captação de água bruta.



Figura 3.3 – Barramento em concreto ciclópico e ombreiras de apoio do Açude Gargalheira, Acari/RN



Figura 3.4 – Torre de abrigo das válvulas de controle da tomada de água do Açude Gargalheira, Acari/RN.

A Figura 3.5 (a e b) mostra detalhes das duas tomadas de água, uma superior (150 mm) situada a 6,00 m da crista do barramento e outra inferior de 400 mm, protegida das correntes de água na época de sangria por estrutura de concreto simples, distante verticalmente da cota do nível de água máximo de 18,50 m. É importante destacar que na Figura 3.5 é possível visualizar apenas a parte superior da válvula de gaveta instalada para controle do fluxo de água bruta e a tubulação encontra-se no interior da estrutura de concreto.

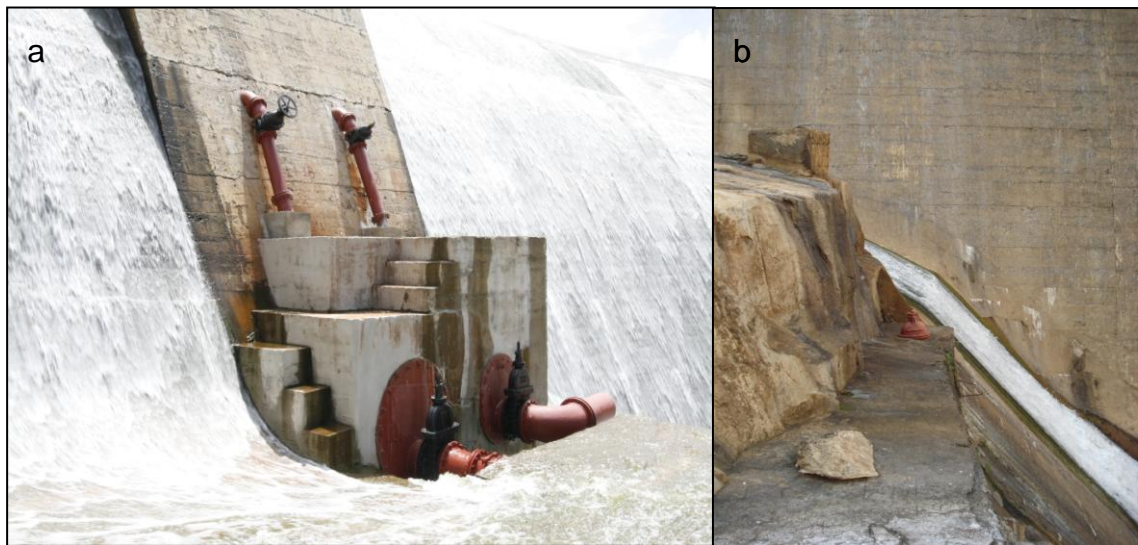


Figura 3.5– Captação tipo tomada direta do Açude Gargalheira, Acari/RN: tubulações superior (a) DN 150 mm e inferior (b) revestida em concreto DN 400 mm.

3.4 INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO

3.4.1 Concepção, montagem e custos de construção

O projeto executivo, a construção e montagem das 21 unidades de tratamento e demais elementos constituintes (escadas de acesso, passarelas, quadros de comando elétrico) da instalação piloto de dupla filtração (IP-DF) ocorreu no período de janeiro a dezembro de 2008, incluindo no último mês os testes pré-operacionais e serviços de ajustes e adequações. Foram contabilizadas cerca de 1.800 horas de trabalho de um técnico em eletromecânica e de auxiliar e aproximadamente 1.000 horas de engenheiro civil, em jornadas diárias de 12 horas.

Por tratar-se de uma estrutura especialmente complexa e ainda sem similar em funcionamento na Região Nordeste que pudesse ser visitada, o primeiro passo dado foi no sentido de definir a forma construtiva das torres de sustentação das unidades da IP-DF. Os materiais metálicos foram avaliados como mais adequados dada sua versatilidade de montagem e adequação dimensional, além da durabilidade e

3. Material e Métodos

resistência apropriadas para ambientes sujeitos a intempéries climáticas. Foram realizados testes práticos para verificar condições de estabilidade vertical e possibilidades de contraventamentos entre duas ou mais torres, de forma a conferir às unidades isoladas rigidez de estrutura intertravada vertical e horizontalmente.

Diante dos resultados observados, foram escolhidas e adquiridas duzentas e oito peças de andaimes fabricados em tubos de aço SAE 1010 de 42 mm de diâmetro e dimensão nominal de 1,0 por 1,0 m. Além dos critérios anteriores, a possibilidade de utilização da IP-DF em outros locais foi fator que pesou na decisão para escolha de andaimes metálicos, que conferem facilidade de montagem/desmontagem, sem perdas significativas de materiais.

Foram utilizados 50 tubos de aço galvanizado de 3/4" de diâmetro e 6 m de comprimento e cerca de 300 abraçadeiras "U" de 50 mm por 3/8". As alturas das vinte e uma torres variaram de acordo com a cota piezométrica calculada para cada unidade de tratamento e, também, de acordo com as peças de andaimes necessárias para servir de guarda-corpo e sustentação da cobertura. A Tabela 3.3 resume as alturas das torres de apoio de cada unidade de tratamento, medidas do piso até a barra horizontal superior do último andaime e as quantidades de peças de andaimes utilizadas em cada unidade.

Tabela 3.3 – Alturas das torres de sustentação e quantidades de andaimes das unidades da IP-DF

Unidade	Altura ^(*) (m)	Nº de andaimes
CPOX	5,00	36
CCAP	2,00	16
FAP	8,60 (cumeeira)	64
CIOX	6,00	36
FRDA	6,00	36
FCAG	4,00 (apoio cobertura)	20

^(*) medida do piso até a barra horizontal superior do painel de andaime.

LEGENDA: CPOX- câmaras de pré-oxidação (cloro); CCAP- câmaras de adsorção em carvão ativado pulverizado; FAP- filtro de fluxo ascendente de pedregulho; CIOX- câmaras de inter-oxidação (cloro); FRDA- filtro rápido de fluxo descendente de areia; FCAG- filtro de contato em leito de carvão ativado granulado.

As bases de apoio das unidades CPOX, CCAP, CIOX, FRDA e FCAG foram construídas em perfil "U" de aço galvanizado de 6" de largura e 1,10 m de comprimento, fixadas através de abraçadeiras tipo "J" no tubo horizontal do andaime. Os filtros FAP foram apoiados em perfis "U" de aço galvanizado de 8" de largura e 1,10 m de comprimento, com fixação semelhante às demais unidades.

A estrutura da IP-DF foi montada na área externa após os filtros da ETA Gargalheira, em Acari/RN, apoiada em piso cimentado rústico de 70 m². Em planta, a cobertura forma duas águas, no sentido de montante para jusante das linhas de tratamento (CPOX para FCAG), com cumeeira apoiada em extensão das torres dos filtros FAP, acima da caixa de mistura rápida e de distribuição de vazão (CMR-CDV₃) a 9,0 m do piso. O material escolhido para a cobertura foi lona plástica em vinil reforçada com fios sintéticos, tipo rodoviária, com dimensões de 8 por 6 m e 7 por 5 m, sendo a primeira montada nas torres de suporte das colunas CPOX indo até as colunas CIOX, após a cumeeira e a segunda iniciando nas colunas CIOX e terminando acima do reservatório de água tratada e de lavagem dos filtros (R AT/AL). Neste ponto foram instaladas cinco linhas de corda estaiadas na rocha a uma distância horizontal de 3,0 m do R AT/AL.

A Figura 3.6 apresenta um perfil visto do lado direito da IP-DF. Em primeiro plano o reservatório de água bruta (R AB) e, na seqüência, câmaras de préoxidação (CPOX) e de adsorção (CCAP), filtros de fluxo ascendente (FAP), câmaras de interoxidação (CIOX), filtros de fluxo descendente (FRDA), colunas de adsorção (FCAG) e reservatório da água tratada e de lavagem dos filtros (RAT/AL). Próximo à cumeeira, a caixa de mistura rápida com agitador mecânico projetado e montado durante a pesquisa com a participação do engenheiro Francisco Horácio Dantas e do técnico José Targino dos Santos Neto.



Figura 3.6 – Vista geral do lado direito da IP-DF montada em Acari/RN

A Figura 3.7 permite uma visualização externa do perfil da IP-DF, observando-se da direita para esquerda as câmaras CPOX e CCAP, filtros FAP, câmaras CIOX, filtros FRDA e colunas FCAG.



Figura 3.7 – Perfil longitudinal esquerdo da IP-DF, de jusante para montante.

O equipamento de mistura rápida, montado no local, substituiu o agitador originalmente instalado, de fabricação NOVA ÉTICA modelo 103/1 DE. Em junho de 2009 ocorreu avaria no sistema eletrônico de controle de rotação que não foi possível ser solucionada localmente com a instalação de filtros de linha enviados pelo fabricante. A rotação do equipamento era bastante instável, oscilando continuamente desde valores próximos a zero até velocidades acima do ponto previamente ajustado. Além da necessidade premente de dar continuidade aos ensaios na IP-DF, outro fator pesou na decisão de substituir o agitador NOVA ÉTICA – a impossibilidade de o equipamento funcionar em rotações estáveis superiores a 350 rpm que conferissem gradientes de velocidade acima de 800 s^{-1} , tal como acontece com o equipamento de jarteste modelo 218 LDBE/6 fabricado pela NOVA ÉTICA. A Figura 3.8 permite uma visão geral do equipamento de mistura rápida de fabricação NOVA ÉTICA MODELO 103/1 DE.

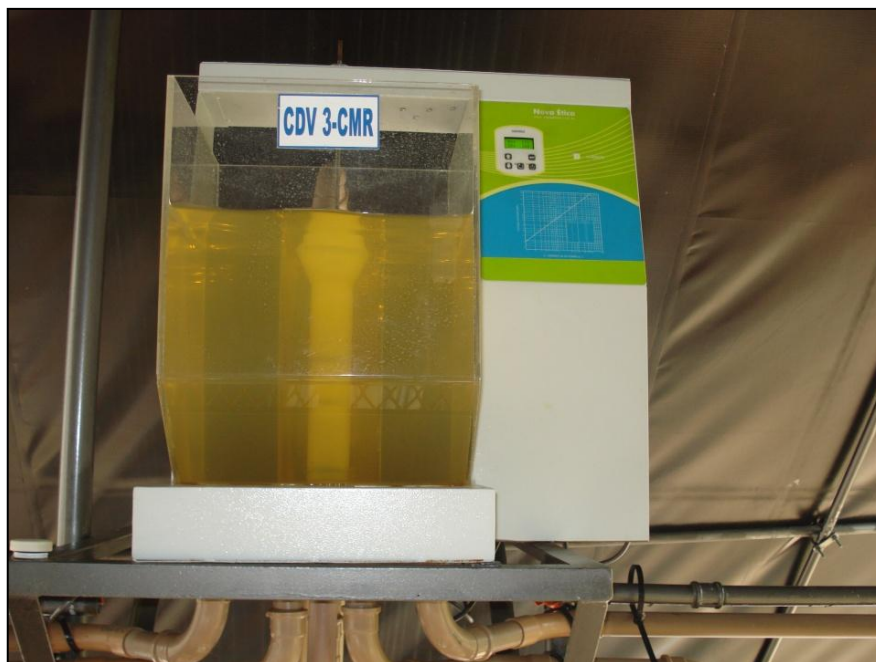


Figura 3.8 – Agitador mecânico de fabricação NOVA ÉTICA modelo 103/1 DE

A Figura 3.9 exibe detalhes construtivos do agitador mecânico controlado por inversor de frequência de montagem própria e a Figura 3.10 mostra detalhes do motor utilizado e do painel de controle de rotação através de inversor de frequência de fabricação WEG modelo CFW 08, montado em quadro de comando instalado nos andaimes do piso.

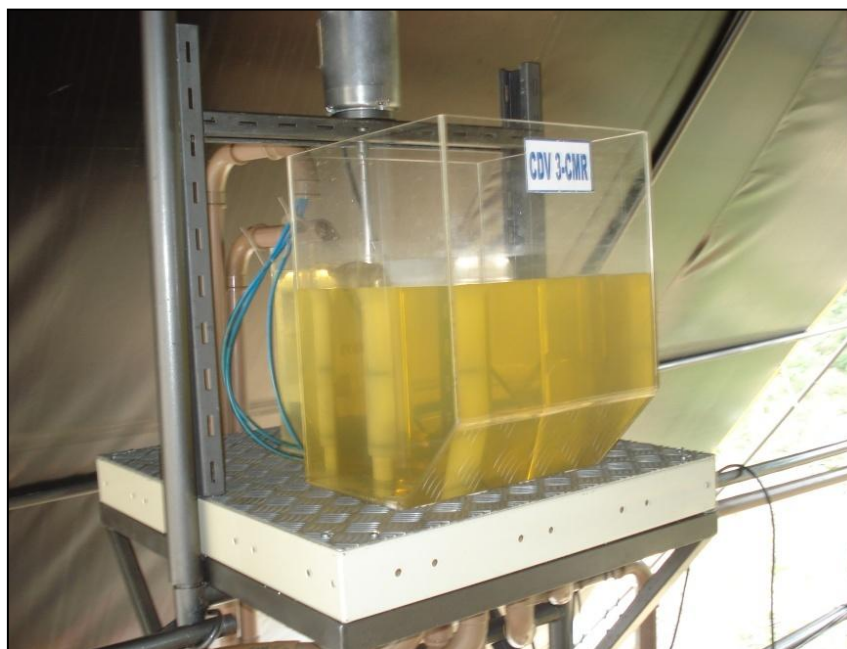


Figura 3.9 – Agitador mecânico controlado por inversor de frequência (montagem própria)



Figura 3.10 – Detalhe do motor elétrico, haste de mistura e quadro de comando com inversor de frequência do agitador mecânico (montagem própria).

Os filtros FAP e FRDA/FCAG têm diâmetros externos de 200 mm e 100 mm, respectivamente e foram construídos em fibra de vidro revestida com resina de poliéster, semitransparente.

Para minimizar o efeito de parede no escoamento da água nos filtros foi impregnada na superfície interna dos mesmos uma camada de areia com grãos entre 0,60 e 1,00 mm sobre a resina fresca, conferindo rugosidade equivalente à superfície de concreto sem acabamento. Os materiais e dimensões das unidades de tratamento da IP-DF estão resumidos na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 – Materiais e principais dimensões das unidades de tratamento da IP-DF

Unidade	Material construtivo	Quantidade	Dimensões		
			DIN (mm)	Ht (m)	Hu (m)
CS	PRFV	02	500	0,90	0,75
CPOX	PVC esgoto	04	300	0,85	0,80
CCAP	PVC esgoto	04	300	0,85	0,80
FAP	RPFV	04	200	1,95	1,85
CIOX	PVC água	03	100	4,55	4,50
FRDA	RPFV	03	100	3,85	3,85
FCAG	RPFV	02	100	2,00	2,00

LEGENDA: CS- câmaras de sucção (intermediária e de água tratada/lavagem); DIN- diâmetro interno; Ht- altura total; Hu- altura útil; PRFV- PVC revestido com fibra de vidro; RPFV- resina poliuretânica de fibra de vidro.

A Tabela 3.5 exibe as principais características de fabricação dos equipamentos de recalque de água bruta, intermediário e de água tratada/lavagem dos filtros e do motor do agitador de mistura rápida.

Tabela 3.5 – Características dos equipamentos de recalque CMB AB, CMB INT, CMB AT/AL e do motor do agitador de mistura rápida

CMB	Fabricação	Modelo	P (W)	I (A)	V (V)	N (rpm)	FS	η (%)
AB	Schnneider	BC-91S	243	1,3/0,75	220/380	3.510	1,60	72
INT	Schnneider		243	1,2/0,69	220/380	3.460	1,75	74
AT/AL	Dancor	CP-4 AL/BR	368	1,7/0,98	220/380	3.460	1,60	-
MR	Eberhard Bauer	D-7300	100	0,6/0,36	220/380	1.350	-	-

LEGENDA: CMB- conjunto motor-bomba; AB- água bruta; INT- intermediário; AT/AL- água tratada e água de lavagem; P- potência; I- corrente elétrica para 220/380 V; V- tensão; N- rotação; FS- fator de serviço; η - rendimento do equipamento.

As características granulométricas das camadas filtrantes e suporte dos filtros FAP e filtros FRDA e FCAG estão discriminadas na Tabela 3.6. Estas camadas eram apoiadas em flanges cegos de fibra de vidro perfurados com nove orifícios concêntricos de 6,4 mm de diâmetro. Entre o flange e o material filtrante foram instaladas telas de aço inoxidável com aberturas de 0,1 mm, dispensando o uso da camada suporte. Os filtros FAP e FRDA e colunas de adsorção FCAG eram dotados de piezômetros – derivações em latão ϕ 1/4" roscadas em buchas de PVC fixadas na parede do filtro por laminação em fibra de vidro e resina ligadas a mangueiras em polipropileno cristal – nas interfaces das camadas suporte e filtrante, para a verificação da variação das perdas de carga laminares devido ao acúmulo de impurezas. As figuras 3.11 e 3.12 mostram a planta geral e corte longitudinal com cotas e medidas das unidades da IP-DF.

O Apêndice A traz anexas pranchas numeradas de 01/16 a 16/16 com plantas baixas em três níveis, cortes longitudinais e transversais, além de detalhes construtivos de peças especiais utilizadas.

Na entrada de base dos pré-filtros FAP foi instalada uma derivação idêntica à dos piezômetros em conexão Te com a finalidade inicial de remoção de bolhas de ar que eram admitidas na tubulação de água coagulada, na caixa CDV₃/CMR. Durante os ensaios observou-se que o nível de água variava com o tempo nestes piezômetros os quais foram denominados P_{ven} pela sua suposta função como ventosas. Os piezômetros foram identificados nos pré-filtros FAP no sentido ascendente por P_{ven} , P_0 , P_1 , P_2 , P_3 e P_4 e nos filtros e colunas de adsorção FRDA e FCAG, também no

sentido ascendente por P_0 , e P_1 (na base e acima da camada filtrante), conforme desenhos apresentados na prancha n. 08/16 do APÊNDICE A.

O custo total com aquisição de material e equipamentos e com pagamento de serviços de terceiros para montagem da IP-DF foi de R\$ 149.331,93. A Tabela 3.7 mostra um resumo das despesas efetuadas no período de janeiro a dezembro de 2008 e os percentuais de cada item orçamentário em relação ao valor total de despesas.

Nas Tabelas B.1 a B.8 do Apêndice B podem ser observados os quantitativos, custos unitários e parciais (relativos aos anos de 2007 e 2008, em Natal/RN), além de especificações gerais dos materiais, equipamentos e serviços utilizados na montagem da IP-DF. Ressalta-se que parcela significativa dos serviços executados foi devida à confecção de peças especiais, principalmente de PVC, Teflon e nylon, que não eram disponíveis no mercado local ou que não se conhecia fabricante no Brasil.

3. Material e Métodos

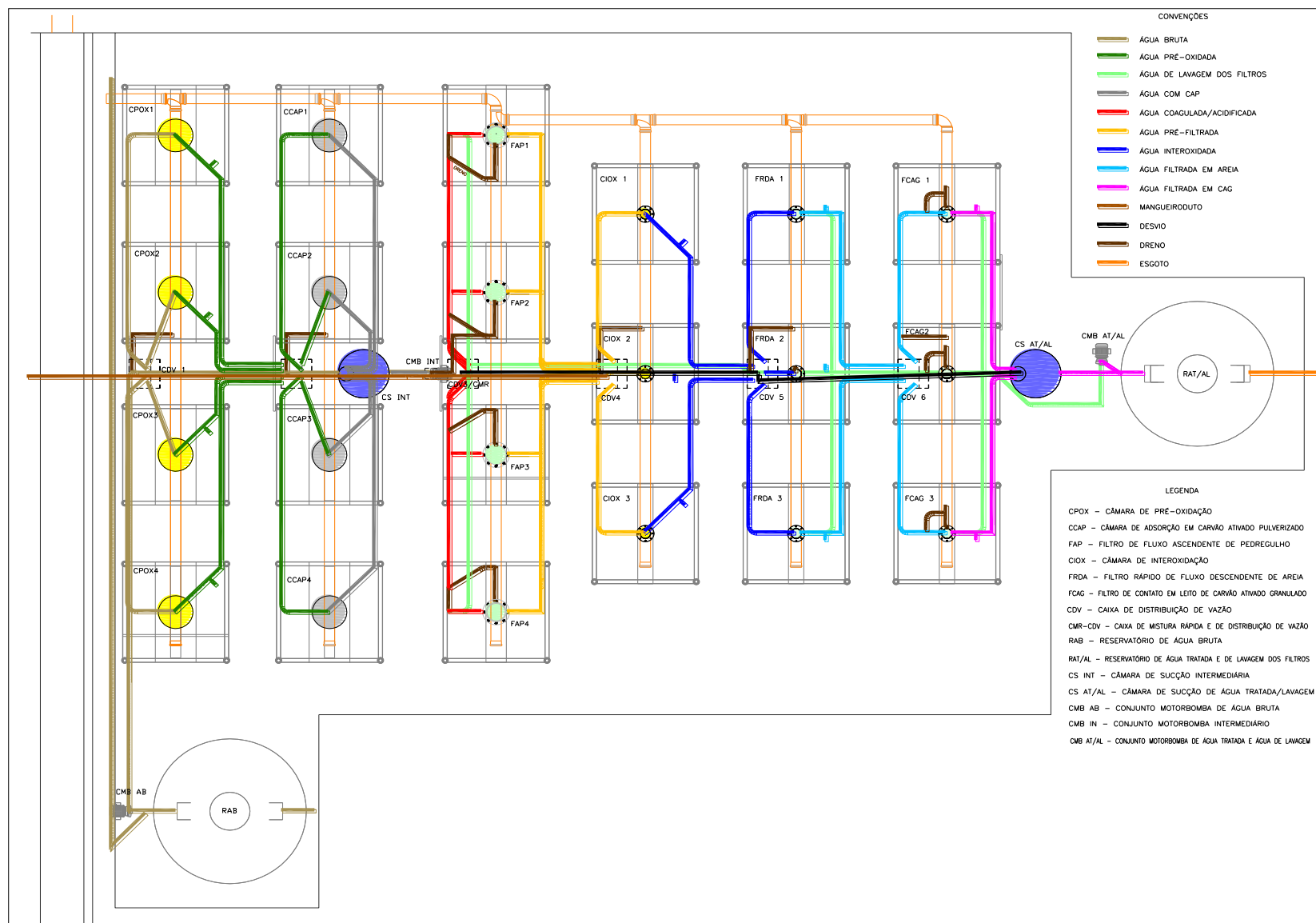


Figura 3.11 – Planta baixa das unidades de tratamento da IP-DF

3. Material e Métodos

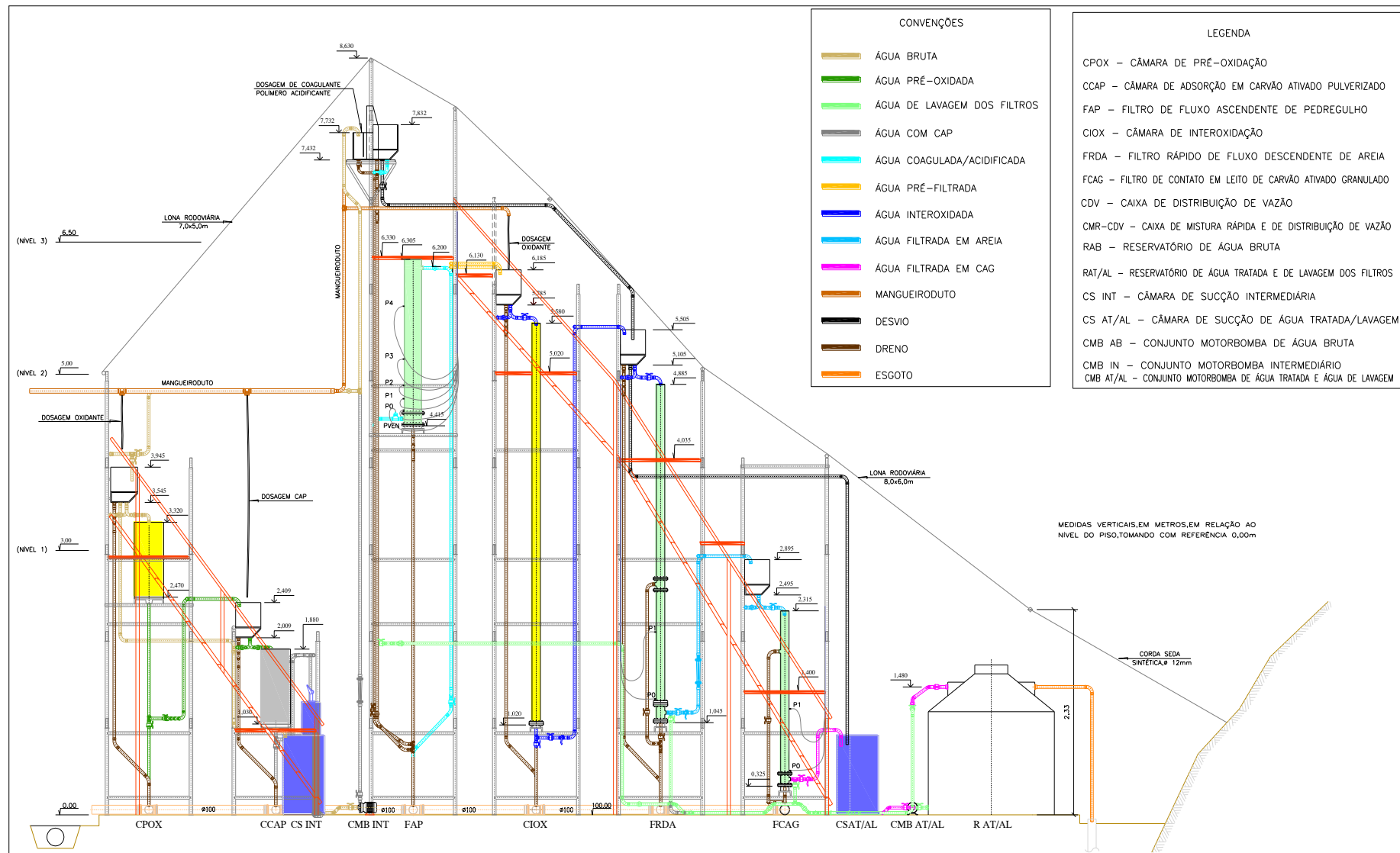


Figura 3.12 – Perfil longitudinal das unidades de tratamento da IP-DF

Tabela 3.6 – Características das camadas suporte, filtrante e adsorvente

Filtro	Camada filtrante	Tamanho dos grãos (mm)	Espessura (cm)
FAP 1	1 (fundo/suporte)	19,0- 25,4	15
	2	12,7- 19,0	15
	3	7,9- 12,7	30
	4 (topo)	4,8- 7,9	60
	Espessura total		
FAP 2	1 (fundo/suporte)	19,0- 25,4	15
	2	12,7- 19,0	15
	3	6,4- 12,7	30
	4 (topo)	3,2- 6,4	60
	Espessura total		
FAP 3	1 (fundo/suporte)	15,9- 25,4	15
	2	9,6- 15,9	15
	3	4,8- 9,6	30
	4 (topo)	2,4- 4,8	60
	Espessura total		
FAP 4	1 (fundo/suporte)	12,7- 19,0	15
	2	6,4- 12,7	15
	3	3,2- 6,4	30
	4 (topo)	2,0-3,2	60
	Espessura total		
FRDA	AREIA: quartzosa, grãos 0,30 a 1,19 mm; $D_{10} = 0,42$ mm; $CD < 1,7$; $L = 70$ cm		
FCAG	CAG: endocarpo de coco; grãos 0,30 a 0,84 mm; $D_{10} = 0,35$ mm; $CD < 1,7$; $L = 65$ cm		

LEGENDA: D_{10} = tamanho efetivo; $CD <$ coeficiente de desuniformidade; L - espessura da camada; CAG - carvão ativado granulado

Tabela 3.7 – Resumo de despesas com material, equipamentos e serviços de terceiros para montagem de IP-DF

Discriminação	Valor parcial (R\$)	Valor relativo (%)
Material hidráulico	23.482,16	15,7
Materiais metálicos	27.753,69	18,6
Material de acabamento	1.146,87	0,8
Materiais elétricos	3.127,27	2,1
Materiais consumíveis	9.321,54	6,2
Total Material	64.831,53	43,4
Equipamentos eletromecânicos	24.595,00	16,5
Serviços de Terceiros	59.905,40	40,1
Total de despesas	149.331,93	100

3.2.3 Unidades constituintes e funcionamento

A IP-DF era alimentada com água bruta do Açude Gargalheiras. Na chegada da adutora de água bruta à ETA Gargalheiras (F^0F^0 , DN 350 mm) foi instalada uma derivação em tubo de polietileno de alta densidade de 32 mm com extensão de 60 m, que alimentava um reservatório de polietileno de 2.500 L (R AB). Do R AB a água era recalçada para caixas de distribuição de vazão (CDV), construídas em acrílico cristal incolor de 6 mm de espessura, através de uma bomba centrífuga de eixo

horizontal (CMB AB). Para proporcionar distribuição uniforme de vazão foram montadas tubulações independentes em PVC DN 32 mm para cada unidade de tratamento as quais eram alimentadas individualmente a partir das caixas CDV.

A Figura 3.13 exhibe esquema unifilar simplificado das unidades e mostra os fluxos da água nas seis unidades da IP-DF.

A tubulação de recalque de água bruta possibilitava conduzir água do reservatório de água bruta (R AB) para três pontos distintos, de acordo com o processo a ser testado: CDV_1 para a pré-oxidação; CDV_2 para a adsorção com CAP; CDV_3/CMR para correção de pH e coagulação. Nos ensaios em que as câmaras CPOX e CCAP operavam e por estarem em cota inferior à da caixa CDV_3/CMR , a água em tratamento era descarregada na câmara de sucção intermediária (CS INT) e recalçada para a CDV_3/CMR através de bomba centrífuga de eixo horizontal intermediária (CMB INT).

A vazão e pressão de recalque dos conjuntos motor-bomba de recalque de água bruta, intermediário e de água tratada/lavagem dos filtros eram controladas por inversor de frequência de fabricação WEG modelo CFW 8 para motor de 1 CV de potência. Os inversores foram programados para exibir a rotação de operação, que era monitorada no momento de registro dos dados operacionais, realizado a cada três horas. A vazão do CMB INT era mantida igual à do CMB AB através de um monitor de nível ultrassônico de fabricação SIEMENS MILLTRONICS modelo Probe, o qual comandava o inversor de frequência que alterava a rotação do equipamento de recalque conforme o nível de água na câmara CS INT, ajustado para um valor fixo.

Os volumes bombeados e as vazões instantâneas de água bruta eram monitorados respectivamente por hidrômetro turbina multijato tipo C com vazão nominal de $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e rotâmetros em acrílico, de área variável, com faixa de medição de $250 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ a $2.500 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$, de fabricação CONAUT, devidamente calibrados. Igualmente, as vazões instantâneas de alimentação dos filtros FAP, FRDA e FCAG foram controladas por rotâmetros semelhantes, com faixa de medição de 60 a $500 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$.

3. Material e Métodos

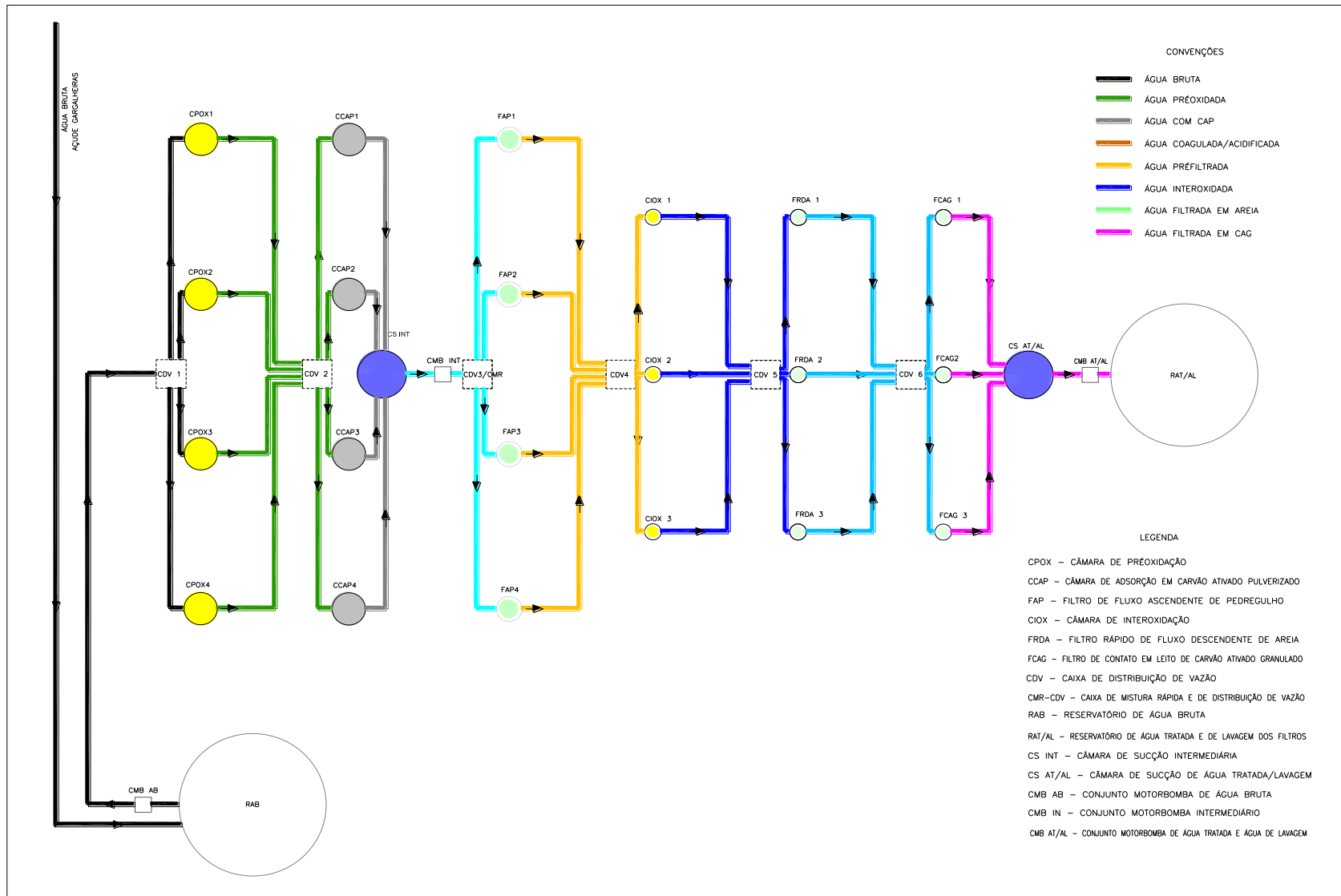


Figura 3.13 – Esquema unifilar simplificado e fluxos da água na IP-DF

3. Material e Métodos

Nos ensaios E34, E35, E36 e E37, com taxas de filtração de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $107 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ para os filtros FAP e FRDA, respectivamente, a vazão afluyente aos filtros descendentes de $35 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ era inferior ao limite mínimo de medição dos rotâmetros. Nestes ensaios a vazão instantânea foi monitorada por processo volumétrico, através de medição em triplicata do tempo para enchimento de 100 mL em recipiente calibrado (proveta de 500 mL).

Para a dupla filtração, após a correção de pH/acidificação e mistura rápida do coagulante, a água coagulada era encaminhada diretamente para os filtros FAP. Para avaliar a filtração direta descendente, a água coagulada podia ir diretamente até os filtros FRDA. Os oxidantes podiam ser aplicados antes dos filtros FAP (câmaras CPOX), ou antes dos filtros FRDA (câmaras CIOX), caracterizando pré ou interoxidação, respectivamente.

No modo operacional pré-oxidação a água bruta ou com CAP recebia dose de cloro na CDV_2 e o tempo de contato era obtido pela passagem da água nas câmaras CPOX ou na câmara de sucção CS INT, cuja lâmina de água era mantida constante em função do tempo definido no ensaio de tratabilidade correspondente. Na interoxidação a água filtrada recebia dosagem de oxidante na CDV_4 e o tempo de contato variava conforme o número de câmaras CIOX e, então, seguia para a filtração nos filtros FRDA e adsorção nos três filtros FCAG.

Os equipamentos de preparo de soluções e dosagem de produtos químicos da IP-DF foram instalados no pavimento superior, sala de comando dos filtros da ETA Gargalheiras. A instalação contava com seis bombas dosadoras eletromagnéticas de diafragma de fabricação EMEC – vazão de 0,0 a $5,0 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$, pressão máxima de 5,0 Bar, 220 V, 12 W – para dosagem de suspensão de CAP e soluções de coagulante, polímero auxiliar de coagulação, acidificante e cloro. Foram montadas em painel de alumínio fixado na alvenaria, juntamente com os acessórios elétricos de alimentação de força dos agitadores de eixo vertical.

Os produtos químicos eram adicionados em bombonas plásticas de 50 L de capacidade e misturados na massa líquida através de agitadores de eixo vertical em aço inox de 19 mm e hélice axial de PVC com 75 mm de diâmetro, acionados por motores elétricos de 100 W de potência, apoiados sobre a tampa das bombonas.

A vazão das bombas dosadoras (Q_{bd}), independentemente do produto a ser aplicado, foi mantida constante e igual a $1,5 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$. Para obter a dosagem requerida, que variava conforme o produto e o ensaio, era calculada a concentração da solução

3. Material e Métodos

ou suspensão (C_s , mg.L^{-1}), a partir da vazão do ensaio na IP-DF (Q_{IP} , L.h^{-1}), volume efetivo da solução no recipiente de mistura ($V_s = 40 \text{ L}$), de acordo com a Equação 3.1.

$$C_s (\text{mg.L}^{-1}) = \frac{Q_{IP} \cdot D}{Q_{bd}} \quad (\text{Equação 3. 1})$$

A massa do produto era obtida com o valor da concentração da solução ou suspensão e o volume do recipiente de mistura e dosagem. No final dos ensaios, os volumes restantes de soluções de dosagem eram medidos em recipiente calibrado, a fim de avaliar a vazão real e a dosagem efetiva de cada produto químico utilizado. A Figura 3.14 mostra detalhe da instalação de dosagem e de preparo de soluções de produtos químicos.



Figura 3.14– Bombas dosadoras, agitadores e bombonas de solução de produtos químicos.

O sistema de dupla filtração foi operado com taxas constantes de filtração. A carreira de filtração era interrompida por dois critérios: i) quando o somatório de perdas de carga laminares e turbulentas nos filtros FAP e FRDA eram superiores a 1,60 m e 2,60 m, correspondentes à diferença de níveis máximos de água na CMR/CDV₃ ou nos filtros FRDA e as cotas das tubulações de chegada de água filtrada na caixa de distribuição de vazão correspondente (CDV₄ ou CDV₆/FCAG) e ii) quando a turbidez do efluente se elevava a valores superiores a 1,0 uT para os filtros FRDA. O controle

de turbidez do efluente dos filtros FRDA mostrou ser possível suportar oscilações de qualidade nos pré-filtros FAP sem reflexos negativos no desempenho do sistema.

A Tabela 3.8 mostra as vazões de água bruta e taxas de filtração nos filtros FRDA resultantes da variação da taxa de filtração nos filtros FAP e também a faixa de variação dos tempos de contato mínimo e máximo nas câmaras e colunas de oxidação e adsorção. A vazão total de operação da IP-DF variou desde 105 L.h⁻¹ a 1.047 L.h⁻¹, sendo a vazão de 105 L/h correspondente à condição operacional de um filtro FAP e três filtros FRDA com taxas de filtração de 80 m³.m⁻².dia⁻¹ e 107 m³.m⁻².dia⁻¹ (3ª fase), enquanto que a vazão máxima de 1.047 L.h⁻¹ foi utilizada na 2ª fase, para avaliar, simultaneamente, os quatro filtros FAP com taxa de 200 m³.m⁻².dia⁻¹.

Tabela 3.8 – Taxas de filtração no FAP, vazões afluentes na IP-DF, taxas de filtração resultantes nos filtros FRDA e tempos de contato.

TF _{FAP} (m/dia)	Q _{IP-DF} (L/h)		TF _{FRDA} (m/dia)	TMR		Tempos de Contato (min)							
	01 FAP	04 FAP				POX		CAP		IOX		FCAG	
				Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx
80	105	419	107	18	70	32	129	32	129	20	61	3	9
120	157	628	160	12	47	22	86	22	86	14	41	2	6
160	209	834	213	9	35	16	65	16	65	10	31	1,5	4,5
200	262	1047	267	7	28	13	52	13	52	8	25	1,0	3,5

LEGENDA: TF- taxa de filtração; Q IP-DF- vazão afluente à IP-DF; TMR – tempo de mistura rápida (s); POX- pré-oxidação; CAP- adsorção em carvão ativado pulverizado; IOX- inter-oxidação; FCAG- adsorção em coluna de carvão ativado granulado; Mín- tempo de contato para uma câmara em funcionamento e vazão 04 FAP; Máx- tempo de contato para todas câmaras em funcionamento e vazão 01 FAP.

A limpeza da camada suporte e filtrante dos filtros FAP era feita através de descargas de fundo intermediárias com duração de 1 minuto – suficiente para o esvaziamento total, com frequências variadas conforme o ensaio e características da água bruta. Ao final dos ensaios eram feitas lavagens ascensionais nos filtros FAP, com velocidades de 0,9 m.min⁻¹, resultando em vazão de 1.700 L.h⁻¹. Para os filtros FRDA eram realizadas lavagens em sentido ascendente com velocidade ascensional de 0,8 m.min⁻¹ (taxa de lavagem de 1.160 m³.m⁻².dia⁻¹), de forma a proporcionar expansão da camada filtrante de 20 cm ou aproximadamente 30%. A duração máxima das lavagens ascensionais foi limitada a 5 minutos, tempo suficiente para que a água de lavagem apresentasse turbidez inferior a 5 uT.

3.3 FASES DE PESQUISA

A pesquisa foi desenvolvida em quatro fases, das quais a primeira era de caráter contínuo e dividida em duas subfases: i) caracterização da água bruta do manancial e ii) realização de ensaios estáticos em equipamento de jarreste. As outras três fases foram realizadas com a IP-DF, em ensaios de fluxo contínuo com duração variando de 24 h a 12 h. A Tabela 3.9 apresenta uma descrição dos processos de tratamento envolvidos em cada fase da pesquisa e um resumo dos objetivos de cada série de ensaios.

3.3.1 Fase 01 – Caracterização da água bruta e ensaios estáticos de filtração direta

A primeira fase coincidiu com todo o trabalho de investigação e gerou dois produtos: caracterização físico-química e biológica da água bruta e ensaios estáticos de filtração direta em equipamento de jarreste e filtros de laboratório de areia. O principal objetivo foi obter dados e informações para estabelecer as condições operacionais a serem empregadas nos ensaios das fases 02, 03 e 04 com a IP-DF.

A avaliação e monitoramento da qualidade da água bruta do açude Gargalheira foram realizados de outubro de 2007 a dezembro de 2009. Inicialmente as coletas tinham frequências semanal e eram efetuadas medidas de absorvância a 254 nm, cor aparente, identificação e contagem de algas, pH, temperatura e turbidez.

Quinzenalmente eram determinados: alcalinidade, bactérias heterotróficas mesófilas, carbono orgânico total, cloretos, coliformes termotolerantes, condutividade elétrica, dureza, fósforo total, nitrato, nitrogênio amoniacal, ortofosfato solúvel, oxigênio consumido/matéria orgânica natural, oxigênio dissolvido e sólidos totais.

Em virtude da possibilidade de ocorrência de mudanças significativas na qualidade da água do manancial no período de janeiro a dezembro de 2009, a opção foi realizar esta fase em paralelo aos ensaios na IP-DF.

Realizados de forma contínua e sistemática, a caracterização e os ensaios de tratabilidade garantiram avaliação permanente dos parâmetros relacionados com a qualidade da água bruta e sua influência sobre a coagulação no mecanismo da neutralização de cargas. Foram definidas as dosagens de coagulantes, tempo e gradiente de mistura rápida, dosagens de oxidante e de CAP e tempo de contato para a pré e interoxidação.

3. Material e Métodos

Os ensaios de tratabilidade, que ainda incluíram avaliação de taxas de filtração, granulometria de filtros de laboratório e diagramas de coagulação foram desenvolvidos por Eustáquio (2010).

Tabela 3.9 – Processos de tratamento e objetivos das séries de ensaios nas fases de pesquisa.

Fase	Ensaio	Processos de tratamento	Objetivo
01 (Jarteste)	SÉRIE I.01	COAG, FLA	Determinação de tipos e dosagens de coagulante e pH de coagulação
	SÉRIE II.01	COAG (dosagens fixas), FLA	Otimização da mistura rápida (gradiente de velocidade e tempo)
	SÉRIE III.01	POX, COAG, FLA	Determinação de dosagens e tempo de contato de oxidante
	SÉRIE IV.01	POX, COAG, CAP, FLA	Determinação de dosagens e tempo de contato de CAP
02 (IP-FAP)	SÉRIE I.02	COAG, FAP	Avaliação preliminar de granulometria e definição de frequência de DFI do FAP
	SÉRIE II.02		
	SÉRIE III.02		
	SÉRIE IV.02		
	SÉRIE V.02		
03 (IP-DF)	SÉRIE I.03	COAG, FAP, FRDA	Definição de granulometria e taxa de filtração do FAP
	SÉRIE I.04	POX, COAG, FAP, FRDA	Avaliação de arranjos da dupla filtração com pré e inter oxidação e adsorção com CAP e CAG
SÉRIE II.04	COAG, FAP, IOX, FRDA		
SÉRIE III.04	POX, COAG, FRDA		
04 (IP-DF)	SÉRIE IV.04	COAG, IOX, FRDA	
	SÉRIE V.04	POX, COAG, FAP, FRDA, FCAG	
	SÉRIE VI.04	COAG, FAP, IOX, FRDA, FCAG	
	SÉRIE VII.04	POX, CAP, COAG, FAP, FRDA	
	SÉRIE VIII.04	CAP, COAG, FAP, IOX, FRDA	
	SÉRIE IX.04	POX, CAP, COAG, FAP, FRDA, FCAG	

LEGENDA: COAG- coagulação/mistura rápida; FLA- filtração direta em filtros de laboratório areia; POX- pré-oxidação; CAP- adsorção em carvão ativado pulverizado; FAP- filtração ascendente em camada de pedregulho; FCAG- adsorção em filtros de carvão ativado granular.

A fase 01 constou de quatro séries de ensaios: a série I.1 estudou dosagens e tipos de coagulantes e pH de coagulação, a série II.1 buscou a otimização das condições de mistura rápida, a série III.1 definiu dosagem de oxidante e tempo de contato para pré ou interoxidação e a série IV.1 avaliou dosagens e tempos de contato de CAP para adsorção.

3.3.1.1 Metodologia geral dos ensaios estáticos de filtração direta

Os ensaios estáticos foram realizados semanalmente *in loco* (ETA Gargalheira, Acari/RN) em bancada de laboratório durante o desenvolvimento dos ensaios na IP-DF, de janeiro de 2009 a janeiro de 2010. Foi utilizado equipamento de jarteste de fabricação Nova Ética, modelo 218 LDB-6E e filtros de laboratório (FLA) construídos em acrílico transparente de 19 mm com camada filtrante de areia com grãos entre 0,30 mm a 0,42 mm e espessura de 160 mm (figuras 3.15, 3.16 e 3.17).

Cada reator possui uma palheta de aço inoxidável com dimensões de 75x25 mm interligada ao misturador através de um eixo do mesmo material com 4 mm de diâmetro e comprimento de 180 mm. Utilizando-se as dimensões e formatos do recipiente e da palheta de agitação, a velocidade angular pode ser convertida em gradiente de velocidade. O equipamento é dotado de mostrador digital de velocidade angular e, de acordo com o fabricante, capaz de empregar velocidades que variam de 30 a 600 rpm que correspondem a gradientes de velocidade de 15 s^{-1} a 1.486 s^{-1} . Na prática, baixas rotações provocavam instabilidade no funcionamento, chegando a velocidade zero e para condições mais elevadas de velocidade, o equipamento atingia um limite quando alcançava 355 rpm ou 800 s^{-1} .



Figura 3.15 – Equipamento de Jarteste Nova Ética modelo 218/LDBE.

3. Material e Métodos

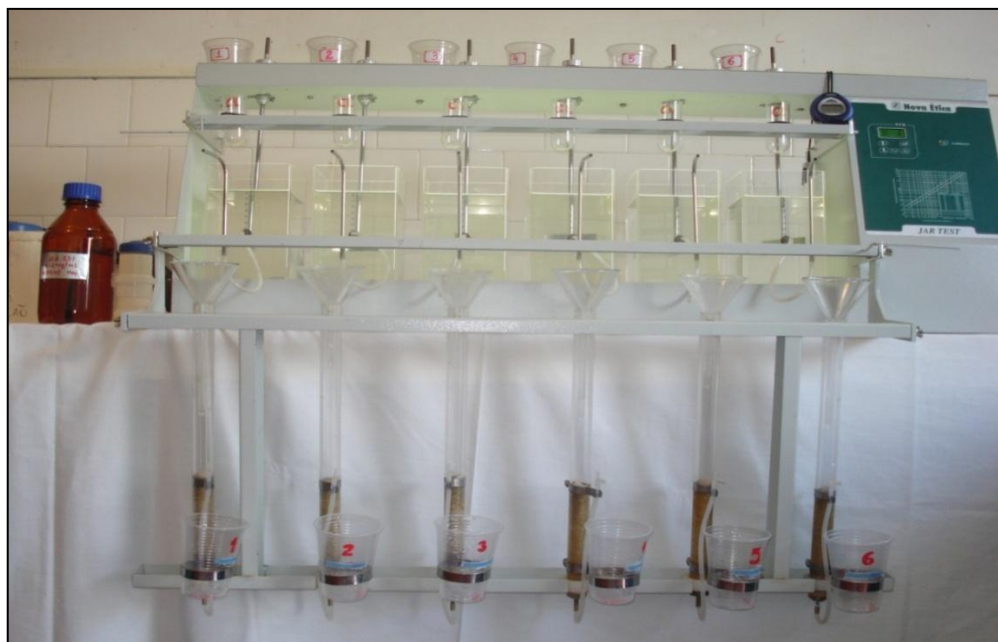


Figura 3.16 – Estrutura de suporte dos filtros de laboratório de areia.



Figura 3.17 – Filtros de laboratório de areia e meio filtrante.

Na Tabela 3.10 apresentam-se os dados calculados e os fornecidos pelo fabricante para conversão de valores de rotação (rpm) em gradiente de velocidade (s^{-1}), contidos no painel frontal do equipamento. Os dados calculados foram obtidos a partir de equação de correlação linear entre as duas grandezas, $G = 2,64 * rpm - 136,76$, com coeficiente de correlação $R^2 = 0,9849$. Vale ressaltar que os referidos dados são aplicáveis apenas para o modelo do equipamento usado

na pesquisa e que para a obtenção de alguns deles, recorreu-se ao artifício da interpolação gráfica na figura impressa no painel frontal do equipamento (Figura 3.14).

Para garantir que as características da água a ser tratada em todos os recipientes do teste fossem exatamente iguais, seis jarros e um béquer eram preenchidos gradativa e simultaneamente com volumes iguais da alíquota coletada de 500 mL medidos com proveta, de forma que ao final de quatro adições eram obtidos seis jarros e um béquer com 2 L de água bruta cada. Esse último servia para análises dos parâmetros da água bruta e esses resultados eram considerados os valores de pH, cor aparente e verdadeira, turbidez e matéria orgânica da água a ser testada.

Tabela 3.10 – Rotações e gradientes de velocidade observados e calculados para equipamento de jarreste NOVA ÉTICA, modelo 218/LDBE-6.

Valores observados		Valores calculados			
N (rpm)	G (s ⁻¹)	N (rpm)	G (s ⁻¹)	N (rpm)	G (s ⁻¹)
30	15	56	10	279	600
35	20	59	20	317	700
40	25	63	30	355	800
50	30	67	40	392	900
60	43	71	50	430	1000
70	70	74	60	468	1100
80	89	78	70	506	1200
90	107	82	80	544	1300
100	123	63	30	582	1400
120	129	90	100	620	1500
140	165	99	125	657	1600
160	200	109	150	695	1700
180	289	127	200	733	1800
200	360	137	225	771	1900
250	485	146	250	809	2000
300	600	156	275		
350	720	165	300		
400	943	184	350		
500	1286	203	400		
600	1486	241	500		

LEGENDA: N- rotação do equipamento; G- Gradiente de velocidade

A taxa de filtração foi monitorada pela correspondência da taxa escolhida a uma determinada vazão expressa em mL.min⁻¹, para filtro com diâmetro de 19 mm. Uma taxa de 81 m³/m².dia equivale a vazão de 16 mL.min⁻¹ e 10 minutos de filtração resulta em um volume de 160 ml de efluente filtrado.

Embora o procedimento possa parecer simples e prático, na pesquisa houve dificuldade em manter vazões equitativas para todos os jarros, fato devido

principalmente, aos diferentes níveis dos tubos de saída dos jarros que provocavam desequilíbrios na carga hidráulica disponível para cada filtro. Nos estudos desenvolvidos por Eustáquio (2010) também foram avaliadas diferentes granulometrias para os filtros de laboratório, assim como taxas de filtração dos filtros de laboratório de areia.

3.3.1.2 Série I.01 – Estudo de dosagens, tipos de coagulantes e pH de coagulação

Os ensaios no jarreste avaliaram o desempenho de dois coagulantes industriais, à base de alumínio, utilizados em ETA operadas pela CAERN: hidróxicloreto de alumínio (HCA 23) líquido com 23% de alumina – m/m de Al_2O_3 – e 18% de basicidade – m/m OH^- – com fórmula geral $Al_n(OH)_mCl_{(3n-m)}$ e sulfato de alumínio granulado (SAG), $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14,3H_2O$. Considerando a densidade relativa de HCA 23 igual a 1,3 e os percentuais de alumina e basicidade, a fórmula proporcional mínima para o produto utilizado é $Al_{6,1}(OH)_{14,3}Cl_4$.

Na série I.01 os ensaios estáticos foram desenvolvidos conforme metodologia proposta por Di Bernardo, Di Bernardo e Centurione Filho (2002) e objetivaram a determinação dos parâmetros relacionados com a coagulação para filtração direta. Os demais ensaios foram desenvolvidos com metodologias adaptadas para a pesquisa, as quais nortearam a execução dos ensaios de oxidação e adsorção.

Os testes para determinação da dosagem e tipo de coagulante foram realizados com fixação de tempo e gradiente de mistura rápida, taxa de filtração e meio filtrante. As 13 dosagens de HCA testadas variaram de $3,0 \text{ mg.L}^{-1}$ a 20 mg.L^{-1} , enquanto para SAG foram avaliadas nove dosagens variando de 5 mg.L^{-1} a 40 mg.L^{-1} . Os ensaios eram iniciados com a homogeneização da água bruta em todos os jarros. O pH de coagulação era alterado com a utilização de ácido clorídrico ou sulfúrico 0,1 N.

Para retratar adequadamente as interferências das mudanças ocorridas na água bruta no decorrer do tempo, depois da otimização da mistura rápida, sistematicamente, eram realizados novos ensaios para determinação de dosagem de coagulante e pH de coagulação.

3.3.1.3 Série II.01 – Otimização das condições de mistura rápida

Nesta série foram determinadas as variáveis que interferem na dispersão do coagulante na massa líquida, gradiente e tempo de mistura rápida (GMR e TMR). Os ensaios inicialmente foram desenvolvidos utilizando o coagulante HCA 23 e,

posteriormente, SAG, obtendo-se assim os parâmetros mais adequados da mistura rápida para os dois coagulantes. Foi verificada limitação operacional no equipamento de jarreste utilizado. Apesar de as especificações do fabricante indicarem a possibilidade de emprego de rotações até 550 rpm que correspondem a gradientes de 1.400 s^{-1} , os testes demonstraram somente ser possível operar o equipamento com rotações estáveis até 350 rpm (800 s^{-1}). Valores acima de 350 rpm causavam instabilidade, provocando instantes de rotações mais rápidas seguidos de instantes de rotações mais baixas, diferenciando-se da rotação escolhida.

Para adequar o pH de coagulação o GMR definido utilizando HCA 23 foi utilizado nos ensaios com ácido sulfúrico em substituição ao ácido clorídrico utilizado no início da pesquisa.

Foram pesquisados cinco gradientes de mistura rápida (400 s^{-1} , 500 s^{-1} , 600 s^{-1} , 700 s^{-1} , 800 s^{-1}) e nove tempos de mistura rápida (3 s, 6 s, 9 s, 12 s, 17 s, 22 s, 30 s, 50 s e 100 s) com dosagens fixas de coagulante e ácido em cada ensaio (realizado em réplica). Os TMR pesquisados foram definidos tendo em vista o volume fixo de 2 L da CMR/CDV₃ e as vazões a serem empregadas na IP-DF que variaram de 105 L.h^{-1} a 1.047 L.h^{-1} resultando em TMR de 7 s a 70 s. Entretanto, uma análise mais rigorosa mostrou que o TMR real era inferior ao teórico, pois ocorria aumento da perda de carga localizada nos quatro orifícios ($\phi = 12,5 \text{ mm}$) de saída da CMR/CDV₃ com a elevação de vazão e, conseqüentemente, do nível da lâmina líquida e volume útil da CMR.

A otimização da mistura rápida objetivou avaliar a melhor combinação tempo e gradiente de velocidade. Foram realizados ensaios com GMR fixo e variando TMR entre os jarros. Isso possibilitou determinar a combinação entre os dois parâmetros que resultou melhor remoção de cor e turbidez.

O ensaio tinha início pelo jarro com maior TMR (jarro J1) e, a seguir, nos jarros subsequentes, eram adicionados o coagulante e o ácido para correção de pH em ordem decrescente de TMR. O instante para a adição em cada jarro era dado pela diferença ($\text{TMR}_1 - \text{TMR}_i$), em que TMR_1 e TMR_i são respectivamente tempos de mistura rápida de J1 e do jarro J_i subsequente.

Ao final dos ensaios eram realizadas análises de cor aparente e turbidez dos efluentes e identificada a eficiência de remoção em cada tempo pesquisado para cada GMR.

Dadas as variações das características da água bruta, que apresentava diferentes valores de turbidez e cor aparente durante a execução dos ensaios, foram calculadas as frações de turbidez e cor remanescentes.

Com as dosagens de coagulante e pH de coagulação empregados foi possível identificar faixas de atuação dos mecanismos de coagulação por neutralização de cargas e por varredura. A metodologia mais adequada para identificação dos mecanismos é a medição do potencial Zeta, porém o equipamento disponível no Laboratório de Membranas e Colóides do Departamento de Química da UFRN não permitiu visualizar as partículas presentes nas amostras para que pudesse ser feita a medição da velocidade de eletroforese.

3.3.1.4 Série III.01 – Dosagem de oxidante e tempo de contato

Nos ensaios com pré e interoxidação, adotou-se hipoclorito de cálcio, $\text{Ca}(\text{OCl})_2$, com 65% de cloro ativo em pastilhas prensadas, utilizado pela CAERN. Uma massa da pastilha era retirada e macerada antes de formar uma solução com água destilada, cuja concentração era determinada através do método colorimétrico com solução indicadora de DPD e solução tampão de fosfato.

Foram estudadas nove dosagens de cloro variando de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ a 10 mg.L^{-1} e cinco tempos de contato do oxidante (10, 15, 20, 25 e 30 minutos). Para concluir a série, foram realizados dois ensaios para testar a eliminação do processo de correção de pH e a variação de dosagem de coagulante.

Para os ensaios de oxidação e adsorção correspondentes às séries III.1 e IV.1, foi utilizado o coagulante HCA 23, com dosagem previamente escolhida. Os demais parâmetros de mistura rápida (GMR e TMR) e de filtração (taxa de filtração e meio filtrante) foram adotados conforme valores encontrados nas etapas anteriores. Para a dispersão do oxidante e durante a filtração, em todos os ensaios, foi adotado gradiente de velocidade de 100 s^{-1} , correspondente à rotação de 90 rpm no equipamento de jarreste utilizado.

Semelhante à determinação do TMR, a metodologia consistiu em iniciar a oxidação no jarro J1, com maior tempo de contato e, nos jarros subsequentes, com adição de solução de oxidante em ordem decrescente de tempos de contato. O instante para a adição em cada jarro era calculado pela diferença ($\text{TC}_1 - \text{TC}_i$), em que TC_1 e TC_i são respectivamente tempos de contato em J1 e no jarro J_i , subsequente.

Após determinada a dosagem de oxidante, tempo de oxidação, dosagem de CAP e tempo de adsorção, os mesmos valores encontrados foram adotados nos ensaios de fluxo contínuo na IP-DF.

3.3.1.5 Série IV.01 – Dosagens de CAP e tempos de contato

Foram testadas seis dosagens (10, 15, 20, 25, 30 e 40 mg.L⁻¹) de CAP de endocarpo de coco com NI= 1.019 mg.g⁻¹ e IAM= 171 mg.g⁻¹ em seis tempos de contato (15 min, 20 min, 30 min, 45 min, 60 min e 90 min). O tempo médio de contato em vazio de 4 min para o FCAG foi resultado da taxa de filtração definida para o filtro FAP de 200 m³.m⁻².dia⁻¹. Nas colunas de adsorção foi utilizado CAG de endocarpo de coco (NI= 845 mg.g⁻¹ e IAM= 81 mg.g⁻¹). Os dois tipos de carvão ativado de fabricação BAHACARBON foram definidos em função dos resultados de testes de adsorção de microcistinas obtidos por Kuroda (2006).

A metodologia apresentada a seguir foi desenvolvida para a pesquisa de dosagens e tempos de contato de CAP com pré-oxidação.

O ensaio tinha início com a adição de solução de oxidante em todos os jarros e, decorrido o tempo de pré-oxidação, adição de diferentes volumes de suspensões de CAP em todos os recipientes simultaneamente. Decorrido o tempo de contato fixado, a rotação do agitador era reduzida para a correspondente ao GMR definido em ensaios anteriores e em seguida adicionava-se o coagulante em todos os jarros simultaneamente. Decorrido o TMR, era interrompida a coagulação e de imediato iniciada a filtração sob gradiente de velocidade de 100 s⁻¹.

Para testar diferentes tempos de contato de CAP (inferiores e superiores) ao TC de pré-oxidação, que deve ser igual para todos os jarros, também a dose de coagulante e TMR deveriam ser iguais para os recipientes.

O início do ensaio ocorria com a adição do oxidante no jarro J1 de maior tempo de contato com o CAP. O horário de adição do CAP era resultado do tempo de pré-oxidação e o momento de adição do coagulante também era definido a partir do tempo de adsorção.

A sequência de dosagem do CAP devia ser tal que resultasse no mesmo tempo de adição do coagulante para todos os recipientes (mesmo TMR). Então, era colocado o oxidante nos cinco jarros subsequentes, em horários pré definidos, para que fosse observado o tempo de contato do oxidante que deve ser mantido fixo em todos os jarros. Por exemplo, se o ensaio tivesse início às 8:00 horas com a adição do

3. Material e Métodos

oxidante no jarro J1, para tempos de oxidação e de adsorção de 20 minutos e 40 minutos, respectivamente, o CAP devia ser dosado às 8:20 h e o coagulante às 9:00 h – horário comum para os demais jarros. Com esta hora de referência (9:00 h), eram dela subtraídos os tempos de contato com CAP, e os resultados eram os horários para adição do CAP em cada recipiente. Estes tempos, por sua vez, subtraídos de tempo de contato de pré-oxidação (igual para todos os recipientes), resultaram novos horários para adição do oxidante.

Após o tempo de contato fixado como de referência, era feita a mudança de rotação do agitador para aquela correspondente à de MR definida em ensaios anteriores e a adição do coagulante era feita em todos os jarros simultaneamente. Decorrido o TMR, a coagulação era interrompida e a filtração era iniciada de imediato.

Para facilitar o entendimento, montou-se a Tabela 3.11 com dados de um ensaio hipotético. A metodologia apresentada a seguir foi desenvolvida para a pesquisa de dosagens e tempos de contato de CAP com interoxidação.

Como a interoxidação ocorre com a água filtrada ou pré-filtrada (dupla filtração), a adição do oxidante deve ser feita após os processos de adsorção, coagulação e filtração, com o efluente dos filtros FLA. Portanto, foram realizados os mesmos procedimentos para pesquisa de dosagens e tempos de contato de CAP, com a etapa de oxidação feita com água filtrada – da mesma forma como descrito anteriormente.

Tabela 3.11 – Planejamento de um ensaio de tratabilidade fictício com pré-oxidação, adsorção e filtração direta.

Jarro	Oxidante		CAP		Coagulante		Início da filtração
	Hora adição	Tempo contato	Hora adição	Tempo contato	Hora adição	Tempo contato	
1	8:00		8:20	40'			
2	8:10		8:30	30'			
3	8:15	20'	8:35	25'	9:00	15"	9:00:15
4	8:20		8:40	20'			
5	8:25		8:45	15'			
6	8:30		8:50	10'			

A sequência de dosagem do CAP deve ser tal que resulte no mesmo tempo de adição do coagulante para todos os recipientes (mesmo tempo de MR). O oxidante era colocado nos jarros subsequentes em horários pré-definidos para que fosse observado o tempo de contato que tinha que ser mantido fixo em todos os jarros. Por exemplo, se o ensaio tivesse início às 8:00 horas com a adição do CAP no jarro J1,

para tempos de adsorção e oxidação de 40 e 20 minutos, respectivamente, o oxidante devia ser dosado às 8:40 h e o coagulante às 9:00 h – horário comum para os demais jarros. Com este tempo de referência, dele eram subtraídos os diferentes tempos de contato com CAP a serem testados, cujos resultados seriam os horários de adição do CAP em cada recipiente.

Após o tempo de adsorção fixado como de referência, era feita a mudança de rotação do agitador para aquela correspondente à mistura lenta ($G = 100 \text{ s}^{-1}$) utilizada em ensaios anteriores. A adição do oxidante era feita ao mesmo tempo para todos os jarros, uma vez que o tempo de contato deve ser mantido igual. Para obter volume de amostra suficiente para uma adequada agitação e homogeneização do oxidante na massa líquida, a sugestão é coletar pelo menos 1 L de água filtrada e realizar o ensaio com este volume.

Para facilitar o entendimento, foi montada a Tabela 3.12 com dados de um ensaio de bancada hipotético.

Tabela 3.12 – Planejamento de um ensaio de tratabilidade fictício com adsorção, filtração direta e interoxidação

Jarro	CAP		Coagulante		Início filtração	Oxidante	
	Hora adição	Tempo contato	Hora adição	Tempo contato		Hora adição	Tempo contato
1	8:00	40'					
2	8:30	30'					
3	8:35	25'	9:00	15"	9:00:15	9:00:16	20'
4	8:40	20'					
5	8:45	15'					
6	8:50	10'					

3.3.2 Fase 02 – Ensaios de préfiltração na IP-DF com filtros FAP

Na fase 02 foram utilizadas quatro unidades de filtração ascendente em pedregulho (FAP) com camadas filtrantes de diferentes granulometrias (consultar a Tabela 3.6). No período de 14/01 a 17/06/2009 foram desenvolvidos 19 ensaios de pré-filtração para taxas de filtração de 80 m.dia^{-1} , 120 m.dia^{-1} , 160 m.dia^{-1} e 200 m.dia^{-1} , com descargas de fundo intermediárias (DFI) a cada 3 e 6 horas e sem DFI. A finalidade era avaliar o desempenho de diferentes granulometrias de camada filtrante, operando com taxas de filtração variáveis com e sem DFI, na remoção de cor aparente e verdadeira, matéria orgânica e turbidez. Como produto da 2ª etapa, foram definidas a taxa de filtração e a condição operacional relativa à DFI, que foram

reproduzidas nos ensaios da fase 03. A Tabela 3.13 apresenta as principais condições dos ensaios da fase de pré-filtração de fluxo ascendente.

3.5.3 Fase 03 – Ensaio na IP-DF com filtros FAP e FRDA

Para a 3ª etapa da pesquisa foi utilizada a IP-DF constituída por um filtro FAP e três filtros FRDA. Foram realizados 21 ensaios nos quais foram avaliados os desempenhos de arranjos de cada filtro FAP com os filtros FRDA para remoção de cor aparente e verdadeira, clorofila a, MON e turbidez.

A Tabela 3.14 apresenta os processos químicos, as unidades de tratamento empregadas e as condições operacionais dos ensaios da 3ª fase, realizados no período de 30/06 a 29/09/2009.

Tabela 3.13 – Características operacionais dos ensaios de préfiltração (fase 02)

Ensaio	Processo químico	Taxa de filtração (m ³ /dia.m ²)	Condição operacional
E1, E2, E3		80	
E4	coagulação	120	SEM DFI
E5		160	
E6		200	
E7		80	
E8	coagulação e correção de pH	120	SEM DFI
E9		160	
E10		200	
E11, E15		80	
E12	coagulação e correção de pH	120	DFI 3 h
E13		160	
E14		200	
E16		80	
E17	coagulação e correção de pH	120	DFI 6 h
E18		160	
E19		200	

Tabela 3.14 – Características operacionais dos ensaios de dupla filtração (fase 03)

Ensaio	Processo químico	Unidade da IP-DF	Taxa de filtração ^(*) (m ³ /dia.m ²)	Condição operacional
E20, E25 E21, E24 E22 E23	coagulação e correção de pH	FAP4+FRDA FAP3+FRDA FAP1+FRDA FAP2+FRDA	200/267	DFI 6 h
E26 E27 E28 E29	coagulação e correção de pH	FAP1+FRDA FAP2+FRDA FAP3+FRDA FAP4+FRDA	160/211	DFI 8 h
E30 E31 E32 E33	coagulação e correção de pH	FAP1+FRDA FAP2+FRDA FAP3+FRDA FAP4+FRDA	120/158	DFI 8 h
E34 E35 E36 E37	coagulação e correção de pH	FAP1+FRDA FAP2+FRDA FAP3+FRDA FAP4+FRDA	80/107	DFI 8 h
E38	coagulação e correção de pH	FAP4+FRDA	200/267	Sem DFI
E39, E40	coagulação e correção de pH	FAP4+FRDA	160/211	Sem DFI

^(*)Para o filtro ascendente/filtros descendentes

As taxas de filtração utilizadas no filtro FAP e filtros FRDA, foram respectivamente de 80 m.dia⁻¹ e 107 m.dia⁻¹, 120 m.dia⁻¹ e 158 m.dia⁻¹, 160 m.dia⁻¹ e 211 m.dia⁻¹ e 200 m.dia⁻¹ e 267 m.dia⁻¹. Como produto da 3ª fase, foi definida a granulometria da camada filtrante do FAP utilizada nos ensaios da fase 04.

3.3.4 Fase 04 – Ensaios na IP-DF com oxidação e adsorção

Na fase 04 a IP-DF funcionou com quatro colunas de pré-oxidação CPOX, três de interoxidação CIOX, quatro de adsorção CCAP, além do pré-filtro FAP4, três filtros FRDA e três filtros FCAG.

Também foi testada a tecnologia de filtração direta descendente (FDD). Todos os ensaios desta fase foram realizados sem correção do pH de coagulação, em função dos resultados obtidos nos testes de bancada com o equipamento de jarteste.

Nos dez ensaios realizados foram estudados diversos arranjos da dupla filtração com pré e interoxidação e adsorção com CAP e CAG para remoção de cor aparente e verdadeira, MCT, clorofila a, cianobactérias, coliformes termotolerantes, microcistinas totais, MON e turbidez para as taxas de filtração de 160/211 m.dia⁻¹ e 200/267 m.dia⁻¹ no filtro FAP e filtros FRDA, respectivamente. Como produto da 4ª

etapa foram definidas as tecnologias e arranjos cujos resultados foram considerados mais satisfatórios para os objetivos definidos.

A Tabela 3.15 apresenta os processos químicos, as unidades de tratamento empregadas e condições operacionais dos ensaios da 4ª fase, realizados no período de 30/09/2009 a 26/01/2010.

Tabela 3.15 – Características operacionais dos ensaios de dupla filtração, oxidação, adsorção e filtração direta descendente (fase 04)

Ensaio	Processo químico	Unidade da IP-DF	Taxa de filtração ^(*) (m ³ /dia.m ²)	Condição operacional
E41, E42	oxidação e coagulação	CPOX+FAP4+FRDA	160/211	DFI 6 h
E43		CPOX+FAP4+FRDA	200/267	
E44		FAP4+CIOX+FRDA	200/267	
E45		FRDA+CIOX	267	
E46		CPOX+FRDA		FDD
E47	oxidação, coagulação e adsorção	CPOX+FAP4+FRDA+FCAG	200/267	SEM DFI
E48		FAP4+CIOX+FRDA+FCAG		DFI 7 h
E49		CPOX+CCAP+FAP4+FRDA	200/267	DFI variável
E50		CCAP+FAP4+CIOX+FRDA		

^(*)Para o filtro FAP4 e três filtros descendentes FRDA

3.4 COLETA E PRESERVAÇÃO DE AMOSTRAS

Os procedimentos de coleta, preservação e armazenamento das amostras foram realizados conforme orientação de APHA, AWWA e WEF (1999). As coletas para caracterização da água bruta foram realizadas com periodicidade variando de semanal a mensal, sempre no período matutino, entre 06:00 e 10:00h. Para que as amostras representassem a mesma água utilizada na IP-DF, as coletas eram efetuadas em uma derivação da tubulação que conduzia água da adutora de água bruta para a IP-DF, próxima à entrada da ETA Gargalheira (Figura 3.18).



Figura 3.18 – Ponto de coleta de água bruta, derivação da adutora a 10 m da ETA.

As medições de temperatura da água, pH, cor aparente e verdadeira, cloro residual livre (CRL) e turbidez eram realizadas no laboratório operacional da ETA Gargalheira, no qual foi instalado o equipamento de jarreste. Uma alíquota da amostra era filtrada a vácuo em microfiltro de fibra de vidro de 47 mm de diâmetro, fabricado por Whatman ou Schleicher&Schuell, tipo GF-52/C. A água filtrada era utilizada para medir cor verdadeira e o filtro com resíduo era imediatamente acondicionado em papel alumínio e congelado para posterior medição de clorofila a. Para medição de absorvância em 254 nm (ABS_{254}) porções de 10 mL de amostras eram filtradas em filtro de fibra de vidro de 47 mm de diâmetro, fabricado por Whatman, tipo 934 AH. Foi empregado conjunto de filtração em plástico polipropileno, marca Sartorius e bomba de vácuo fabricada por FANEM, modelo CAL-DS 3600.

Para identificação e quantificação de fitoplâncton, as amostras de 300 mL eram imediatamente fixadas com solução de lugol acético 1% e mantidas ao abrigo da luz em local fresco. As amostras destinadas à medição de oxigênio dissolvido (OD) eram pré-tratadas com soluções de iodeto alcalino de azida e sulfato manganoso para fixação do gás.

Para medição de carbono orgânico total (COT), as amostras eram acidificadas com solução 0,1 N de ácido sulfúrico, até atingir pH inferior a 2,0. Amostras destinadas à determinação de trihalometanos (TAM) eram preservadas com solução de tiosulfato de sódio na proporção de 7,5 mg/100 mL e mantidas sob refrigeração a 4°C.

3. Material e Métodos

Alíquotas de 100 mL destinadas à medição de microcistinas totais (MCT) eram congeladas logo após a coleta e antes de serem analisadas eram descongeladas e congeladas por mais duas vezes, para ser obtida a lise das células de cianobactérias, com liberação de endotoxinas para o meio aquoso, conforme metodologia proposta por Azevedo & Magalhães (2006).

Para as análises de coliformes termotolerantes (C termo) e bactérias heterotróficas mesófilas (BHM) a amostra era acondicionada em frascos de polietileno de boca larga com capacidade de 250 mL, esterilizados em autoclave. Imediatamente após a coleta, eram levadas para um refrigerador na ETA Gargalheira. Durante o transporte, os recipientes destinados às análises físico-químicas, microbiológicas e filtros de fibra de vidro com material retido eram mantidos em temperaturas inferiores a 10 °C em caixas térmicas com acumuladores de gelo seco, até chegarem aos laboratórios em Natal.

Para as análises físico-químicas, a coleta de amostras era feita mediante enchimento de garrafas plásticas de 5 L, de 500 mL e 250 mL de capacidade, lavadas com solução de ácido clorídrico à 10% e enxaguadas com água de torneira e, posteriormente, com água destilada. Ao final dos ensaios de tratabilidade e na IP-DF eram coletadas amostras para realização de análises físico-químicas e microbiológicas, no dia de retorno para Natal. A frequência de amostragem foi a mesma de realização dos ensaios na IP-DF, na maioria das vezes, semanal.

As seguintes variáveis de controle foram analisadas no Laboratório de Pesquisa Ambiental do IFRN: alcalinidade, ABS_{254} , BHM, C termo, clorofila a, fósforo total, oxigênio consumido/matéria orgânica natural (OC/MON), metais (alumínio, cádmio, cobre, chumbo, cromo, ferro, manganês, níquel e zinco), microcistinas totais (MCT), OD, ortofosfato solúvel, nitrato, nitrogênio amoniacal, sólidos totais dissolvidos (STD) e sólidos totais (ST).

As medições de COT foram realizadas no Núcleo de Estudos e Pesquisa em Petróleo e Gás Natural (NEPGN) da UFRN. As análises de trihalometanos (TAM) foram realizadas no Laboratório de Química Ambiental, do Instituto de Química de São Carlos da USP.

A quantificação e identificação de fitoplâncton foram realizadas no Laboratório de Monitoramento da Qualidade de Águas e Efluentes da CAERN pela bióloga e mestre em Bioecologia Aquática Margarida Melo Santos.

3.5 VARIÁVEIS DE CONTROLE E METODOLOGIAS ANALÍTICAS

A escolha das variáveis a serem monitoradas foi feita segundo sua importância para a caracterização da qualidade da água bruta e dos efluentes de cada unidade de tratamento. O suporte de estrutura laboratorial disponível e o local de realização da pesquisa (Acari/RN) também foram fatores levados em consideração.

O monitoramento da qualidade da água bruta foi realizado de outubro de 2007 a dezembro de 2009. A coleta de amostras era feita entre as 06:00 e 10:00 h, quando do retorno para Natal. Inicialmente a frequência foi semanal, sendo efetuadas medidas de ABS_{254} , cor aparente, identificação e contagem de algas, temperatura e turbidez. Quinzenalmente, ou mensalmente, eram determinadas alcalinidade, BHM, COT, cloretos, C. termo, condutividade elétrica (CE), dureza, fósforo total, MCT, nitrato, nitrogênio amoniacal, ortofosfato solúvel (OS), OC/MON, OD e ST.

Para os ensaios da fase 01, em reatores estáticos, as variáveis de controle e avaliação escolhidas foram cor aparente, pH, temperatura e turbidez. Nas séries III.1 e IV.1 foram avaliados ABS_{254} , alcalinidade, C. termo, OC/MON e COT. Além das análises citadas, foram controlados teores de cloro residual livre (CRL).

Para os ensaios das fases 02, 03 e 04, em regime de escoamento contínuo, foram feitas medições de cor aparente, pH, temperatura e turbidez com frequência de coleta de 3 horas. Para as séries de ensaios das fases 03 e 04, foram avaliados ABS_{254} , clorofila a, C termo, BHM, OC/MON, COT, MCT, TAM e identificação e contagem de algas. Para estas análises, amostras dos efluentes tratados nas câmaras e filtros eram coletadas 6 horas após o início da carreira de filtração e no final dos ensaios, geralmente 12 horas depois.

A Tabela 3.16 mostra um resumo das variáveis de controle e frequências de coleta nas séries de ensaios em cada fase da pesquisa.

Tabela 3.16 – Variáveis de controle e freqüência de coletas de amostras nas séries de ensaios

Série de Ensaio	Variáveis de Controle	Frequência de Coleta
FASE 01: CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA		
-	ABS ₂₅₄ , cor aparente, MCT, identificação e contagem de algas, pH, temp, turbidez	Semanal
	Alc, BHM, COT, Cl ⁻ , Cl _a , cor verdadeira, C. termo, CE, Dur, PT, NO ₃ ⁻ , NH ₃ , OS, OC/MON, OD, Na, K, ST, STD	Quinzenal/Mensal
FASE 01: ENSAIOS ESTÁTICOS EM EQUIPAMENTO DE JARTESTE		
SÉRIES I a IV.01	cor aparente, pH, temp, turbidez. Séries III e IV: ABS 254, OC/MON, identificação e contagem de algas, CRL	Final de cada ensaio
FASE 02: ENSAIOS EM IP COM PRÉFILTRAÇÃO		
SÉRIES I a V.02	cor aparente, pH, temp, turbidez	3 horas
	ABS 254, OC/MON	6 horas
FASE 03: ENSAIOS EM IP COM DUPLA FILTRAÇÃO		
SÉRIES I a IV.03	ABS ₂₅₄ , cor aparente, pH, CRL, turbidez, OC/MON, temp	3 horas
	C termo, Cl _a , cor verdadeira, COT, MCT, TAM, identificação e contagem de algas	6 horas
FASE 04: ENSAIOS EM IP COM DUPLA FILTRAÇÃO, OXIDAÇÃO E ADSORÇÃO		
SÉRIES I a IX.04	ABS ₂₅₄ , cor aparente, pH, CRL, turbidez, OC/MON, temp	3 horas
	C termo, Cl _a , cor verdadeira, COT, MCT, TAM, identificação e contagem de algas	6 horas

LEGENDA: ABS₂₅₄ – absorvância a 254 nm; Alc – alcalinidade; BHM – bactérias heterotróficas mesófilas; Ca – cálcio; Cl_a – Clorofila *a*; Cl⁻ - cloreto; CE – condutividade elétrica; Cor – cor aparente; C. termo – coliformes termotolerantes; COT – carbono orgânico total; MCT – microcistinas totais; Mg – magnésio; Dur – dureza; Fe – ferro total; PT – fósforo total; NO₃⁻ - nitratos; NO₂⁻ - nitritos; NH₃ – nitrogênio amoniacal, OS – ortofosfato solúvel; OC/MON – oxigênio consumido ou matéria orgânica natural; OD – oxigênio dissolvido; K – potássio; Na – sódio; ST – sólidos totais; STD – sólidos totais dissolvidos; TAM – trihalometanos totais; Temp – temperatura.

Os parâmetros microbiológicos, biológicos e físico-químicos e respectivas metodologias analíticas utilizadas estão resumidos na Tabela 3.17.

Tabela 3.17 – Metodologias analíticas para medição de variáveis de controle dos processos de tratamento e caracterização de água bruta

Variável de Controle	Metodologia de análise	Referência
ABS ₂₅₄ nm	Espectrofotometria	APHA, AWWA e WEF (1999)
Alcalinidade	Titulometria potenciométrica	APHA, AWWA e WEF (1999)
Alumínio	Espectrofotometria de massa	APHA, AWWA e WEF (1999)
BHM	Contagem padrão em placas (CPP)	APHA, AWWA e WEF (1999)
COT	Combustão em alta temperatura e análise do gás por radiação IV	APHA, AWWA e WEF (1999)
Cloro residual	Colorimetria com DPD	APHA, AWWA e WEF (1999)
Cloretos	Titulometria com nitrato de prata 0,014 N	APHA, AWWA e WEF (1999)
Clorofila a	Extração a quente com metanol 100 %	Jones (1979)
Coliformes termotolerantes	Membrana filtrante	APHA, AWWA e WEF (1999)
CE	Potenciometria	APHA, AWWA e WEF (1999)
Cor	Fotometria método tristímulus	APHA, AWWA e WEF (1999)
Dureza	Titulometria com solução de EDTA 0,01 N	APHA, AWWA e WEF (1999)
Ferro total	Espectrofotometria de massa	APHA, AWWA e WEF (1999)
Fósforo total	Espectrofotometria (cloreto estanhoso, amostra pré-digerida)	APHA, AWWA e WEF (1999)
Identificação e contagem de algas	Microscopia ótica invertida	Utermöhl (1958); Lund, Kipling e Lecren (1958); Komárek e Anagnostidis (1989)
Manganês	Espectrofotometria de massa	APHA, AWWA e WEF (1999)
Microcistinas totais	Imunoensaio ligado à enzima (ELISA)	Harada et al. (1994); Hawkins et al. (1997)
Nitrato	Espectrofotometria (salicilato de sódio)	Rodier (1990)
Nitrogênio amoniacal	Espectrofotometria/ Nesslerização	APHA, AWWA e WEF (1999)
Ortofosfato solúvel	Espectrofotometria (cloreto estanhoso)	APHA, AWWA e WEF (1999)
OC/MON	Titulometria (oxidação a quente com KMnO ₄)	ABNT (1990)
OD	Titulometria de Winkler, modificação Azida	APHA, AWWA e WEF (1999)
pH	Potenciometria (eletrodo combinado)	APHA, AWWA e WEF (1999)
Sódio e Potássio	Fotometria de emissão de chama	APHA, AWWA e WEF (1999)
SDT e SST	Gravimetria	APHA, AWWA e WEF (1999)
TAM	Cromatografia gasosa	USEPA (1995)
Temperatura	Potenciometria (eletrodo combinado)	APHA, AWWA e WEF (1999)
Turbidez	Nefelometria	APHA, AWWA e WEF (1999)

Para determinação das concentrações de cloro livre em soluções de dosagem e amostras foi utilizado um colorímetro de fabricação Policontrol, modelo Acqua-color cloro. O equipamento era calibrado com soluções de concentrações previamente conhecidas pelo método titulométrico para determinação de cloro livre e combinado (APHA, AWWA, WEF, 1999). O método colorimétrico é uma versão do método titulométrico com o indicador N,N-Dietil-p-fenilenodiamina (DPD) e está baseado nos mesmos princípios. Ao invés de titulação com solução de sulfato ferroso amoniacal, foi utilizado o procedimento colorimétrico usando instrumento espectrofotométrico ou colorimétrico para medição de absorbância em 515 nm.

De acordo com APHA, AWWA, WEF (1999) o método titulométrico Iodométrico I baseia-se no princípio de que o cloro libera iodo livre a partir da reação com solução de iodeto de potássio (KI) em pH inferior a 8. O iodo liberado é titulado com solução padrão de tiosulfato de sódio (TSS, $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) e solução indicadora de amido.

O método titulométrico do DPD e sulfato ferroso amoniacal é apoiado no fato de que na ausência do íon Iodo, o cloro livre reage instantaneamente com o indicador DPD e produz coloração vermelha. A adição subsequente de pequena quantidade de iodo atua cataliticamente com monocloraminas que produzem cor; se em excesso a adição de iodo resulta em rápida resposta para dicloraminas. Na presença de iodo parte das moléculas de tricloraminas ou tricloreto de nitrogênio, NCl_3 , é incluída com dicloraminas e outra parte com cloro livre. Procedimento suplementar baseado na adição de iodo antes do indicador DPD permite estimar a parcela de NCl_3 que aparece na forma de cloro livre.

O Anexo A contém texto adaptado e condensado de APHA, AWWA, WEF (1999) dos métodos titulométricos (iodométrico I e II e DPD ferroso) e colorimétrico desenvolvidos na pesquisa, como forma de disseminação de metodologia mais acessível e independente de aquisição de reagentes pré-fabricados, os quais, muitas vezes, foram empecilhos para a continuidade do monitoramento de rotina em ETA.

Para as determinações colorimétricas, foram elaboradas curvas de calibração com padrões de concentrações adequadas às amostras. As curvas de calibração foram obtidas mediante o emprego de planilha eletrônica EXCEL[®] versão 2007 utilizando técnica de regressão linear. Em todas as análises colorimétricas/espectrofotométricas foi utilizado um espectrofotômetro modelo Genesys 6 fabricado por THERMO FISCHER SCIENTIFIC.

As análises de MCT foram realizadas pelo método do imunoenensaio enzimático (ELISA). No teste, a toxina da amostra compete com a enzima peroxidase por um número limitado de sítios de ligação de anticorpos impregnados na superfície interna de tubos de ensaio. Foi utilizado um conjunto fabricado por BEACON ANALYTICAL SYSTEMS INC. composto por 40 tubos plásticos de ensaio com filme de anticorpos aderido às paredes, cinco reagentes (substrato, antígeno para microcistinas, conjugado enzimático, solução de lavagem e solução de HCl 1 N), cinco padrões de calibração nas concentrações 0,0; 0,3; 0,8; 2,0 e 5,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de microcistina-LR e um controle de 1,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Após o desenvolvimento da coloração azulada – inversamente proporcional à concentração de microcistinas nas amostras ou padrões – era feita leitura em duplicata de absorbância em 450 nm utilizando-se uma microcubeta de quartzo com volume útil de 1 mL. Externamente, a microcubeta é um recipiente como os demais, com caminho ótico de 1 cm, mas, internamente, esta peça tem um desenho especial em forma de ampulheta, que resulta para o volume final de 1 mL em um nível de líquido igual ao de uma cubeta comum, com capacidade para 3 ou 5 mL. Era determinada a média das duas leituras realizadas e calculada a relação percentual entre $(\text{abs}_i/\text{abs}_0)$, em que abs_i é a absorbância média do padrão e abs_0 a absorbância do padrão zero, que deve ser o maior valor medido pois, o tom azulado é mais intenso. Foi construído um gráfico de correlação entre as concentrações dos padrões 0,3; 0,8; 2,0 e 5,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (eixo x, variável independente) e os valores percentuais $(\text{abs}_i/\text{abs}_0)$ para verificar o coeficiente de correlação obtido com os dados, que deve ser superior a 0,99. O método tem como limites de detecção inferior e superior 0,3 $\mu\text{g/L}$ e 5,0 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. O cálculo da concentração de microcistina-LR na amostra foi feito mediante emprego da Equação 3.2.

$$\text{MCT-LR} = 10^{(\frac{\text{abs}_i}{\text{abs}_0} - b)/a} \quad (\text{Equação 3. 2})$$

Em que:

a = valor de intercepção em y (variável dependente) quando x (variável independente) é zero, dado por $a = \bar{y} - b\bar{x}$;

b = valor da inclinação da reta de regressão linear para os pontos determinados,

dado por $b = \frac{\sum(x-\bar{x}).(y-\bar{y})}{\sum(x-\bar{x})^2}$.

A contagem de bactérias heterotróficas em placas – formalmente conhecida como contagem padrão em placas (CPP) – permite estimar o número de bactérias heterotróficas viáveis em águas. Sua quantificação sistemática permite observar mudanças ocorridas no manancial e/ou nos processos de tratamento e distribuição de água potável, em piscinas etc. Também é usada para avaliação da qualidade de águas superficiais e subterrâneas, pois tem sido observada uma associação direta entre o número dessas bactérias e a concentração de matéria orgânica presente. Todas as formas de colônias desenvolvidas no teste são denominadas unidades formadoras de colônias (UFC). O resultado final depende das interações que ocorrem entre as colônias em desenvolvimento, o meio de cultura e a temperatura de incubação.

A quantificação de BHM foi feita em duplicata, com a técnica de vertido em placa para contagem padrão (APHA, AWWA, WEF, 1999). O meio utilizado foi o Plate Count Agar. As placas eram incubadas a $35 \pm 0,3^\circ\text{C}$, durante $48 \text{ h} \pm 3 \text{ h}$. As colônias eram contadas logo após a incubação, nas placas selecionadas com um mínimo de 30 e um máximo de 300 colônias. O resultado foi expresso em UFC.mL^{-1} , para o qual era multiplicado o número médio de colônias presentes nas duas placas de Petri pelo inverso da diluição, se utilizada.

A concentração de MON em amostras de água bruta e tratada foi determinada pelo método titulométrico com oxidação a quente com permanganato de potássio, KMnO_4 , recomendado em ABNT (1990). O Anexo B traz o protocolo reproduzido, como contribuição da pesquisa para divulgação da metodologia, uma vez que a mesma não está disponível em publicações mais recentes sobre análises de águas, notadamente nas últimas edições do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

Para medições de cor e turbidez foram utilizados equipamentos portáteis de fabricação DIGIMED, respectivamente colorímetro modelo DM-COR e turbidímetro nefelométrico modelo DM-TU, calibrados com soluções de cloroplatinato de cobalto e formazina. Para o padrão zero foi utilizada água destilada filtrada por duas vezes consecutivas de água destilada em membrana de celulose de $0,45 \mu\text{m}$, que teoricamente tem cor zero e turbidez $0,12 \text{ uNT}$. Este padrão também era utilizado para preparar e diluir soluções de calibração. O turbidímetro também era checado rotineiramente com três padrões fabricados em gel, com turbidez em torno de $1,0 \text{ uNT}$, 10 uNT e 100 uNT , com os quais eram feitas dez leituras consecutivas e

3. Material e Métodos

calculada a média de cada bloco de leitura e definida uma faixa de $\pm 10\%$. As leituras de checagem deveriam estar dentro desta faixa de controle, caso contrário, o equipamento era calibrado com os padrões de formazina preparados no momento da calibração.

A composição da comunidade fitoplanctônica foi avaliada nas amostras fixadas com lugol acético a 1%. As populações foram identificadas, sempre que possível, em nível infragenérico, utilizando técnicas para análise das características morfológicas e morfométricas dos indivíduos, com microscópio óptico dotado de contraste de fase, filtros e equipamento fotográfico. Os sistemas de classificação adotados para as cianobactérias foram o de Komárek & Anagnostidis (1998) para o grupo Chroococcales, de Anagnostidis & Komárek (2005) para o grupo Oscillatoriales e o de Komárek & Anagnostidis (1989) para espécies do grupo Nostocales.

A quantificação das espécies e a determinação da densidade seguiu o método de sedimentação de Utermöhl (1958) com uso de microscópio invertido de marca Olympus, modelo CKX41. As amostras foram contadas após cerca de 3 horas de sedimentação para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF, 1983). A contagem dos indivíduos (células, colônias e filamentos) foi feita em transectos horizontais e verticais, contados em campos alternados, com erro menor que 20%, a um coeficiente de confiança de 95% seguindo o critério de Lund, Kipling e Lecren (1958). O número de campos variou de uma amostra para outra e a finalização da contagem foi feita tomando como critérios a contagem de, no mínimo, 100 indivíduos de espécies mais abundantes e a curva de estabilização das espécies foi obtida a partir do surgimento de espécies novas.

Os resultados foram expressos em densidade (org.mL^{-1}) e calculados de acordo com Weber (1973), segundo a Equação 3.3.

$$\text{Organismos.mL}^{-1} = (n/s*c) * (1/h) * (f) \quad (\text{Equação 3. 3})$$

Na qual:

n = número de indivíduos efetivamente contados;

s = área do campo no aumento de 40X (mm^2)

c = número de campos contados;

h = altura da câmara de sedimentação (mm);

f = fator de correção para mL ($= 10^3 \text{ mm}^3/\text{mL}$).

3. Material e Métodos

A densidade de células de cianobactérias foi estimada pela média de células presentes na contagem de 30 indivíduos (colônias ou filamentos).

Para determinação de trihalometanos (TAM) foi observado o protocolo descrito no método 524.2 da Environmental Protection Agency (EPA, 1995). Foi utilizado equipamento de cromatografia gasosa e espectrometria de massa modelo GC-MS – QP 2010 Plus fabricado por SHIMADZU, equipado com auto injetor AOC 5000-Shimadzu, dotado de coluna capilar Rtx-1MS (Crossbond, 100% dimethyl p polysiloxano) (30 m, 0,25 mm, 0,25 µm). As condições de temperatura das análises foram 40 °C por 1 min na coluna, elevada a um gradiente de 5 °C/min até 100 °C, no injetor 250 °C, na interface 250 °C e na fonte de íons, 240 °C. Os padrões de calibração foram fabricados por SUPELCO, catálogo n° 48748, lote n° LB15709, com validade até 10/2010.

A metodologia escolhida para quantificação de clorofila a foi a extração com metanol 100% a quente conforme Jones (1979). Kuroda (2006) avaliou quatro procedimentos analíticos (acetona 90% a frio, metanol 100% a frio, etanol 80% a quente e clorofórmio-metanol a frio) e concluiu que os métodos de extração com metanol 100% a frio e etanol 80% a quente foram os que exibiram resultados mais eficientes, com maiores concentrações de clorofila a.

O material retido no filtro era extraído a quente com metanol 100% e centrifugado a 2.500 rpm. A concentração de clorofila do sobrenadante era lida em espectrofotômetro em cubeta de vidro de 1 cm de caminho ótico, nos comprimentos de onda 665 nm e 750 nm. Neste último comprimento de onda eram lidos os interferentes e subtraídos da leitura feita a 665 nm.

Embora a metodologia seja simples, a referência bibliográfica é de acesso restrito por não se encontrar digitalizada, por isso no Anexo C está o protocolo de execução da metodologia.

Para calcular a concentração de clorofila a, aplicou-se a Equação 3.4 (JONES, 1979):

$$\text{Cla a } (\mu\text{g.L}^{-1}) = \frac{(\text{Abs}_{665} - \text{Abs}_{750}) \cdot f \cdot V_e \cdot 1000}{V_a \cdot L} \quad (\text{Equação 3. 4})$$

Em que :

Abs_{665} = absorvância do extrato em 665 nm (cm^{-1});

Abs_{750} = absorvância do extrato em 750 nm (cm^{-1});

f = constante de proporcionalidade, inverso do coeficiente de absorção específica da clorofila "a", em metanol = 13 g.cm.L^{-1} (valor médio aproximado entre 12,84 e 13,9, obtidos por Riemann, 1978 e Talling & Diver, 1973, apud Jones, 1979);

V_e = Volume do solvente extrator utilizado (mL);

V_a = volume da amostra, filtrado (L);

L = caminho ótico da cubeta (cm).

Os sais de nitrato presentes nas amostras de água bruta foram analisados por método colorimétrico com uso de salicilato de sódio, como proposto por Rodier (1990). O Anexo D traz a metodologia utilizada como forma de contribuição para disseminar metodologia simples e de resultados precisos.

Para as demais variáveis analisadas os procedimentos adotados são os descritos em APHA, AWWA e WEF (1999) e não serão abordados por serem metodologias amplamente conhecidas.

3.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA DE DADOS

Foram calculados os principais parâmetros da estatística descritiva, entre os quais médias aritmética e geométrica, como estimativas da tendência central, intervalo máximo e mínimo para indicar a dispersão ocorrida e mediana como valor central do conjunto de dados. Para densidades de C termo, BHM, cianobactérias e pH foi utilizada a média geométrica dado ser geométrico o crescimento desses microrganismos e por ser resultado menos influenciado pelos valores extremos de uma série. Para evidenciar as relações entre as principais variáveis dos ensaios estáticos e da IP-DF, foram feitos testes de hipóteses, com nível de significância de 5% e análise de variância ANOVA.

4. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA E ENSAIOS DE TRATABILIDADE (FASE 01)

4.1.1 Caracterização da água bruta

A Tabela 4.1 apresenta o resumo estatístico dos valores de variáveis físico-químicas e biológicas da água bruta do Açude Gargalheiras em monitoramento realizado de outubro de 2007 a janeiro de 2010. Abaixo dos valores mínimo e máximo estão destacadas as datas de ocorrência de forma a possibilitar a análise temporal e o efeito dos fatores climáticos sobre os valores extremos encontrados.

O valor médio de pH foi 7,64 com mínimo de 6,71 e máximo de 9,11, comumente observado em lagos da região que recebem contribuições de águas superficiais de bacias hidrográficas com geologia em que predominam solos graníticos e calcários. Os valores de pH são típicos de corpos aquáticos naturais do semiárido nordestino nos quais não ocorre lançamentos de efluentes industriais. Ao investigarem as condições ambientais dos Açudes Boqueirão, Bodocongó e Velho/PB, Ceballos (1995) encontrou valores em torno de 7,0 e superiores. No Açude Gargalheira, os valores consistentemente acima de 7,0 podem estar relacionados com elevada atividade fotossintética a qual corresponde com o valor médio de clorofila a ($30,2 \mu\text{g.L}^{-1}$). Pereira (1993) e Duarte (1999) avaliaram o índice de qualidade da água da lagoa de Extremoz/RN no período de novembro de 1996 a dezembro de 1997 e de fevereiro de 1992 a janeiro de 1993, respectivamente, e mediram valores médios desta variável entre 7,4 a 8,3.

Araújo (1997), estudando a variação anual da comunidade fitoplanctônica neste corpo aquático, encontrou valores de pH que variaram de 6,9 a 8,8, no período de janeiro de 1996 a janeiro de 1997.

A Tabela 4.2 apresenta dados de precipitação pluviométrica mensal, medidos no período de janeiro de 2008 a dezembro de 2009, em pluviômetro instalado na sede do escritório da Unidade Administrativa de Acari/Unidade de Bacia do Baixo Assu do DNOCS, em área próxima às margens do corpo aquático.

Tabela 4.1 – Resumo estatístico de variáveis físico-químicas e biológicas da água bruta do Açude Gargalheira (outubro de 2007 a janeiro de 2010).

Parâmetro	Alc	ABS ₂₅₄	BHM	Coli termo	CE	Cl ⁻	CA	CV	CT	CIT	COT	Cl "a"	Dur	Fe	K	Mn
Média	77	0,065	55	22	638	119	66	29	19,70	9,05	10,65	30	132	0,73	102	0,14
Desvio padrão	27	0,070	216	278	296	72	27	20	5,12	5,28	1,91	48	59	0,62	53	0,22
Mediana	69	0,033	62	23	502	85	57	22	19,83	10,11	9,90	13	110	0,57	93	0,09
Mínimo	46	0,009	20	2	356	59	25	7	11,22	0	8,39	2,5	70	0,216	38	0,01
Mês/ano	7/09	9/09	3/09	⁽¹⁾	5/09	6/09	8/08	8/08	7/09	5/09	7/09	6/08	6/09	10/09	6/09	3/09
Máximo	182	0,222	1600	1600	1398	290	148	99	28,69	17,84	15,72	230	329	2,36	185	1,024
Mês/ano	04/09	01/09	04/09	06/09	03/08	03/08	04/08	04/08	12/08	01/09	09/09	12/07	02/08	06/09	12/07	06/09
Nº de dados	207	217	53	54	43	50	307	57	28	28	28	53	52	15	18	19

Parâmetro	MON	MC T	Na	NO ₃	NH ₃	N _{ORG}	NT	OD	OF	PT	pH	ST	SDT	SST	Tur	T
Média	8,41	2,40	21	577	332	285	855	4,54	95	254	7,64	365	248	117	13,60	26,4
Desvio padrão	1,87	2,15	18	660	141	136	620	2,04	64	152,06	0,53	153	112	113	11,87	1,7
Mediana	8,6	1,90	15	321	287	280	678	4,44	79	250	7,52	302	231	77	7,88	26,3
Mínimo	3,1	0,10	3,3	68	100	140	157	1,0	10	18	6,71	206	32	10	3,59	19,4
Mês/ano	06/09	08/09	07/09	04/09	03/09	11/09	05/08	12/08	03/08	04/08	⁽²⁾	07/09	03/09	10/08	01/09	⁽⁵⁾
Máximo	13,4	6,27	54	2930	700	630	2930	9,0	220	630	9,11	787	639	463	91	31,6
Mês/ano	01/08	01/08	12/07	06/08	10/08	01/10	06/08	09/09	04/08	09/08	⁽³⁾	03/08	03/08	⁽⁴⁾	04/08	⁽⁶⁾
Nº de dados	251	50	18	46	29	11	46	44	43	43	302	55	55	55	299	304

⁽¹⁾08,09,10,11,12/2008; 07/2009; ⁽²⁾04/2008, 06/2009; ⁽³⁾10, 11/2008; ⁽⁴⁾02, 03/2008; ⁽⁵⁾04, 06/2008; ⁽⁶⁾04/2009, 01/2010

LEGENDA/UNIDADES: Alc – alcalinidade total (mg CaCO₃.L⁻¹); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); BHM – bactérias heterotróficas mesófilas (UFC.mL⁻¹); Coli termo – coliformes termotolerantes (UFC.100 mL⁻¹); CE – condutividade elétrica (µS.cm⁻¹); Cl⁻ – cloretos (mg.L⁻¹); CA - cor aparente (uH); CV - cor verdadeira (uH); CT – carbono total (mg.L⁻¹); CIT – carbono inorgânico total (mg.L⁻¹); COT – carbono orgânico total (mg.L⁻¹); Cl "a" – clorofila "a" (µg.L⁻¹); Dur – dureza total (mg CaCO₃.L⁻¹); Fe – ferro total (mg.L⁻¹); Mn – manganês total (mg.L⁻¹); K – potássio (mg.L⁻¹); Na – sódio (mg.L⁻¹); MON –matéria orgânica natural ou oxigênio consumido (mg O₂.L⁻¹); MC T – microcistinas LR totais (µg.L⁻¹); NO₃ – nitratos (µg N.L⁻¹); NH₃ – nitrogênio amoniacal (µg N.L⁻¹); N_{ORG} – nitrogênio orgânico (µg N.L⁻¹); NT – nitrogênio total (µg N.L⁻¹); OF – ortofosfato solúvel (µg PO₄.L⁻¹); PT – fósforo total (µg PO₄.L⁻¹); ST – sólidos totais (mg.L⁻¹); SDT – sólidos dissolvidos totais (mg.L⁻¹); SST – sólidos suspensos totais (mg.L⁻¹); Tur – turbidez (uNT); T – temperatura da água (°C).

Tabela 4.2 – Precipitações pluviométricas mensais no Açude Gargalheira, Acari/RN, anos de 2008 e 2009

Ano	Mês	H (mm)	Ano	Mês	H (mm)
2008	Jan	68,0	2009	Jan	38,0
	Fev	38,0		Fev	102,0
	Mar	520,0		Mar	285,0
	Abr	309,0		Abr	370,0
	Mai	118,0		Mai	483,0
	Jun	38,0		Jun	36,0
	Jul	30,0		Jul	66,0
	Ago	43,0		Ago	61,0
	Set	25,0		Set	0,0
	Out	11,0		Out	0,0
	Nov	0,0		Nov	32,0
	Dez	0,0		Dez	0,0
SOMA	1.200,0	SOMA	1.473,0		

LEGENDA: H – altura da precipitação medida
 FONTE: DNOCS (informação verbal)⁴

No ponto de captação situado a cerca de 6,50 m abaixo da superfície a temperatura média da água foi bastante elevada, com $26,4 \pm 1,7^{\circ}\text{C}$, de grande significado para o corpo aquático. Houve pouca variação dos dados medidos evidenciada pela mediana de $26,3^{\circ}\text{C}$, muito próxima à média aritmética. Os valores da temperatura da água apresentaram amplitude de $12,2^{\circ}\text{C}$, com mínimos de $19,4^{\circ}\text{C}$ em abril e junho de 2008 e máximos de $31,6^{\circ}\text{C}$ em abril de 2009 e janeiro de 2010. São valores típicos de ambientes aquáticos tropicais (CALIJURI, 1988, TUNDISI, 1995). Ambientes aquáticos submetidos a temperaturas relativamente elevadas estimulam o metabolismo dos microrganismos e favorecem seu crescimento e reprodução (ESTEVES, 1988). Povinelli et al. (1989) destacaram que um aumento de 10°C resulta na duplicação da velocidade das reações biológicas. Baixas temperaturas, por outro lado, resultam baixo metabolismo bacteriano, com conseqüente queda na remoção da matéria orgânica. A mediana das medições de temperatura da água foi de $26,3^{\circ}\text{C}$, muito próxima à média aritmética, evidenciando a predominância de valores elevados, de grande significado para o corpo aquático. As elevadas temperaturas de águas em regiões tropicais, determinam a velocidade de decomposição e metabolização da matéria orgânica, que por sua vez, influenciam

⁴ Informação fornecida pelo Agente de Serviço de Engenharia Sr. Manoel Amaral de Medeiros, DNOCS.

nos teores de oxigênio dissolvido, nitrogênio e fósforo e, com isso, no nível de trofia do ecossistema.

A Figura 4.1 mostra a variação mensal de OD, temperatura e respectivos valores de OD de saturação e relação percentual OD/OD_{sat}. Os teores extremos de oxigênio dissolvido variaram entre 1,0 mg.L⁻¹ (12,7% da concentração de saturação, em agosto de 2008) e 9,00 mg.L⁻¹ (113% da concentração de saturação em setembro de 2009). O valor médio de OD (4,54 mg.L⁻¹) resultou em cerca de metade da concentração de saturação (58%) para a temperatura média da água de 26,4 °C, enquadrando o manancial na classe 3 (CONAMA, 2005). Estudos realizados em Zimbábue (MARSCHAL & FALCONER, 1973) levaram os autores a sugerir que valores de supersaturação de oxigênio dissolvido indicariam eutrofia; entretanto, o elevado desvio padrão de 2,04 mg.L⁻¹ indica que a simples aplicação de um parâmetro isoladamente para a definição do estado trófico não oferece confiabilidade necessária. Estas concentrações evidenciam boa oxigenação assim como refletem escassa poluição orgânica, uma vez que ela consome oxigênio dissolvido no processo de biodegradação aeróbia. A ação dos ventos pode ter sido um dos fatores de oxigenação que determinaram as maiores concentrações de oxigênio dissolvido, devido à área de lâmina de água de 9,0 km².

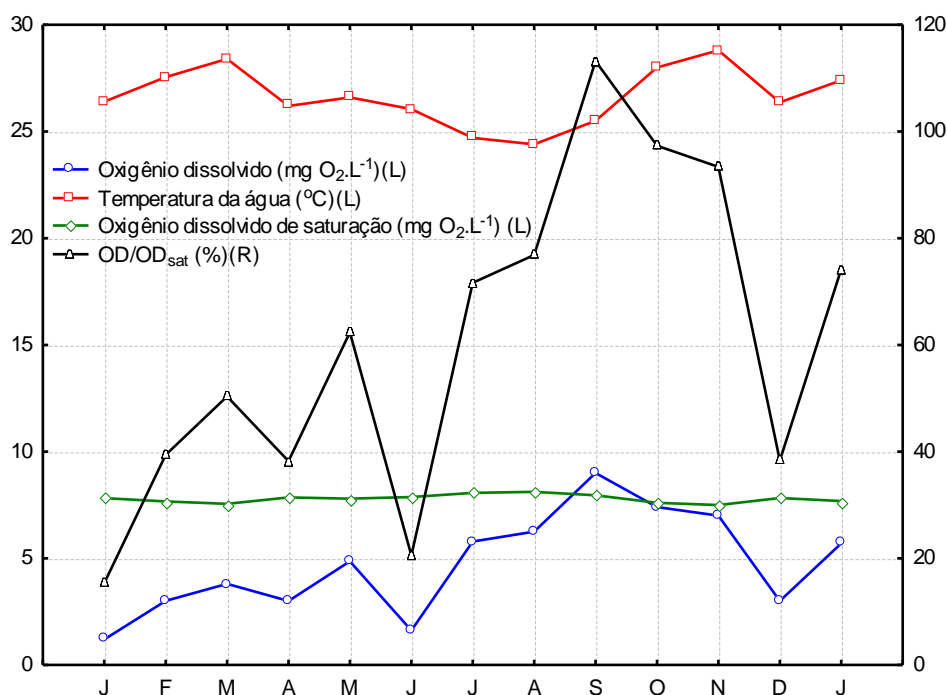


Figura 4.1 – Variação mensal de OD, temperatura, OD de saturação e relação OD/OD_{sat} no Açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010).

Pereira (1993) na pesquisa realizada em Extremoz encontrou teores mínimo de 1,5 mg O₂/L e máximo de 3,9 mg O₂/L (50% da saturação), constatando que o teor mínimo de oxigênio dissolvido estava abaixo do limite de 4,0 mg.L⁻¹ estabelecido para corpos aquáticos classe 3, segundo a Resolução nº 357 (CONAMA, 2005).

A condutividade elétrica (CE) expressa a capacidade de um meio de transmitir a corrente elétrica; em consequência, quando medida na água, é uma forma indireta de indicar a concentração de sais dissolvidos. Através deste parâmetro pode-se avaliar o teor de sólidos dissolvidos totais (SDT), pois de maneira geral a relação CE/SDT é de 1,5:1,0 (APHA, AWWA, WEF, 1999).

No Açude Gargalheira, a CE máxima ocorreu em março de 2008 (1.398 μS.cm⁻¹) e a mínima, em maio de 2009 (356 μS.cm⁻¹). A média aritmética de 638 μS.cm⁻¹ refletiu variações sazonais devido a períodos de seca e chuvas, com desvio padrão de 296 μS.cm⁻¹ e mediana igual a 502 μS.cm⁻¹. Estes valores podem ser associados com os teores de cloretos, ocorrendo o máximo em março de 2008 (290 mg.L⁻¹) e mínimo (59 mg.L⁻¹), no mês de junho de 2009. Aplicando a relação CE/SDT = 1,5 proposta por APHA, AWWA, WEF (1999), foi encontrado o máximo de 932 mg.L⁻¹ e mínimo de 32 mg.L⁻¹ para SDT – valores coerentes com as medições realizadas e que resultaram em máximo de 639 mg.L⁻¹ e 32 mg.L⁻¹, com média de 248 mg.L⁻¹. Os rios afluentes ao Açude (Acauã/São Bento, Currais e Picui) em seu trajeto atravessam terrenos ricos em sais e cloretos. Efetivamente, as concentrações médias de sódio e potássio foram elevadas (21 mg.L⁻¹ e 102 mg.L⁻¹), fato observado também para a alcalinidade total de 77 mg CaCO₃.L⁻¹ e dureza de 132 mg CaCO₃.L⁻¹ que leva à condição de água moderadamente dura (SAWYER, McCARTY, PARKIN, 1994).

A Figura 4.2 evidencia as mudanças temporais ocorridas com as variáveis alcalinidade total, cloretos, dureza total e CE na água bruta do Açude Gargalheira, no período de janeiro de 2009 a janeiro de 2010.

Os maiores valores de alcalinidade e dureza foram observados no período de estiagem se comparados aos da época de chuvas, indicando que a elevada evaporação aumenta a concentração de carbonatos e outros sais. Com efeito, Vieira (1994) observou que na região do polígono das secas definida pela SUDENE (1.663.200 km², incluindo a região norte de Minas Gerais) a precipitação pluviométrica média anual de 1.140 mm resulta volume de água de

$1.730 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{ano}$. Entretanto, 88% desse volume ($1.522 \times 10^6 \text{ m}^3$) se evapora, 8,6% origina o escoamento superficial ($149 \times 10^6 \text{ m}^3$) e os restantes 3,4% ($59 \times 10^6 \text{ m}^3$) se infiltram no subsolo para se transformarem em escoamento subterrâneo.

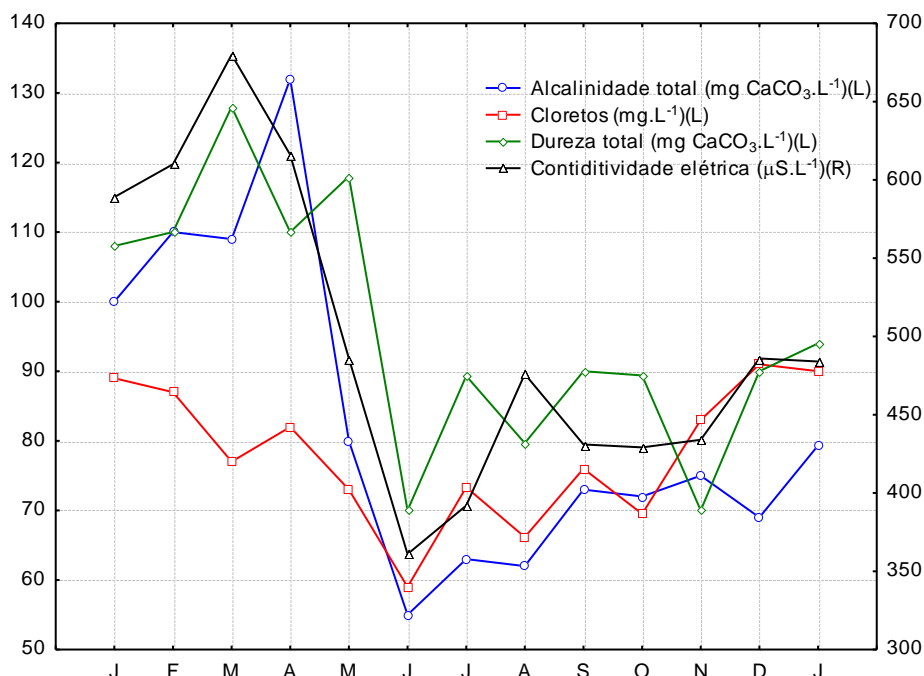


Figura 4.2 – Variação temporal da alcalinidade total, cloretos, dureza total e CE na água bruta do Açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010)

Cruz e Melo⁵ (1969, apud SOUZA & MOTA, 1994) concluiu que os fatores determinantes da salinização de águas subterrâneas são clima, modo de ocorrência do aquífero (livre ou confinado), condições de circulação da água e natureza do terreno. Segundo o referido autor, o principal processo que controla a salinização pode ser considerado de origem climática, uma vez que as águas parecem adquirir a sua composição química a partir da concentração progressiva por evaporação. Estudo desenvolvido por Souza & Mota (1994) permitiu avaliar a variação da salinização devida à evaporação em 30 açudes da região do semiárido dos estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco. Os mananciais foram escolhidos de acordo com sua representatividade no contexto da distribuição geográfica, grau de salinidade e parâmetros hidrológicos básicos.

Santiago (1984) realizou pesquisa nos reservatórios Pereira de Miranda e Caxitoré-CE, que analisou o mecanismo da salinização e destacou que as águas superficiais apresentam tendência à salinização, especialmente no armazenamento em açudes.

⁵ CRUZ e MELO, F. A. F. (1969). *Zoneamento químico e salinização das águas subterrâneas do Nordeste do Brasil*. Recife, SUDENE. Bol. Rec. Nat., v.7, p 1-4.

A autora concluiu, ainda, que com a chegada das primeiras chuvas, os corpos aquáticos recebem massas significativas de sais provenientes da erosão/lixiviação do solo. Se as primeiras precipitações são muito intensas, o aumento da massa de sais é rápido e a lixiviação pode ser completa, carreando para a massa de água até 2,8 toneladas de cloretos por km² de bacia.

De acordo com dados da Tabela 4.1 as variações observadas para os parâmetros cor aparente e verdadeira e turbidez evidenciaram a influência da contribuição dos rios afluentes ao manancial na época de chuvas (março de 2008 e 2009), refletida nos elevados valores médios (66 uH, 29 uH e 13,60 uNT) e máximos (148 uH, 99 uH e 91 uNT), ocorridos em abril de 2009 para as três variáveis, respectivamente.

A Figura 4.3 destaca as variações observadas para a cor aparente e verdadeira, turbidez e pH no período de janeiro de 2009 a janeiro de 2010.

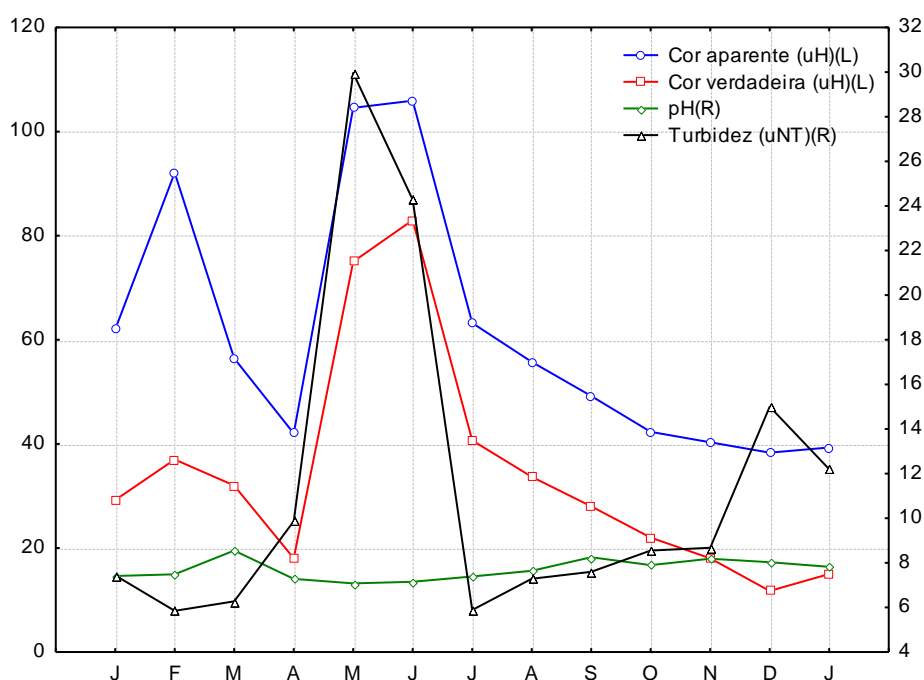


Figura 4.3 – Variações mensais observadas para a cor aparente e verdadeira, turbidez e pH no Açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010).

Trata-se de água na qual a cor aparente tem predominância sobre a turbidez, devido, principalmente, ao fitoplâncton e à matéria orgânica natural dissolvida. A partir do mês de julho de 2009 houve acentuada diminuição da cor aparente e verdadeira com correspondente redução da turbidez, fato que reforça a hipótese da origem biológica e orgânica dos dois primeiros parâmetros.

Branco (1991) ressaltou que os parâmetros físicos que influenciam as condições ecológicas de um corpo aquático, relacionados com a luz, são cor e turbidez.

As substâncias causadoras da cor normalmente encontram-se na forma coloidal ou em dissolução, ao passo que a turbidez é originada por partículas insolúveis que se mantêm em suspensão na massa líquida. Esta última mantém estreita relação com o teor de oxigênio dissolvido, pois os sólidos em suspensão dificultam a penetração da radiação solar que provoca uma diminuição da atividade fotossintética.

Segundo Braga (1989), diversas substâncias presentes na água são capazes de causar alteração em suas propriedades ópticas, entre elas fitoplâncton vivo, detritos biogênicos associados, partículas terraginosas e sedimentos suspensos e matéria orgânica dissolvida.

A profundidade relativa (Z_R) constitui um dos mais relevantes parâmetros secundários da morfologia de um lago ou represa. Conceituada como sendo a relação entre a profundidade máxima da lâmina líquida ($Z_{MÁX.}$) e o diâmetro médio (que equivale ao diâmetro de um círculo de área A igual à do espelho de água do reservatório), ela é expressa em unidades percentuais de acordo com a Equação 4.1 (HAKANSON, 1981).

$$Z_R (\%) = \frac{88,6 * Z_{máx.}}{\sqrt{A}} \quad (\text{Equação 4. 1})$$

Estudos mostram a influência da morfologia de lagos e reservatórios na qualidade das águas; lagos rasos são mais suscetíveis ao processo de eutrofização, enquanto os profundos podem apresentar dificuldades para a circulação vertical da massa líquida. As represas de formato dendrítico (irregular) normalmente apresentam extensa região litorânea, capaz de absorver parcela considerável de cargas poluentes (VON SPERLING, 1997b).

Pesquisa realizada em 700 lagos e represas brasileiros no período de 1994 a 1996 revelou que a média aritmética da profundidade relativa de 198 destes é de 0,65%; o mesmo acontece com as lagoas costeiras e açudes nordestinos (profundidades relativas inferiores a 0,30% e em torno de 0,40%, respectivamente) valores considerados baixos e indicativos de um elevado potencial para misturas completas da coluna de água (ambientes polimíticos). Este processo, se por um lado resulta efeitos positivos para a oxigenação da massa líquida, por outro provoca ressuspensão de compostos reduzidos presentes no fundo, o que causa alterações na composição química e biológica do ambiente, principalmente naqueles que recebem lançamentos de águas residuárias. Lagos pequenos e profundos apresentam elevada profundidade relativa, ao passo que naqueles grandes e rasos,

o valor desse parâmetro é baixo. O açude Gargalheira apresenta profundidade relativa $Z_R = 0,82\%$, acima da média dos 198 lagos pesquisados, porém ainda na faixa característica de lago polimítico sugerida no estudo (VON SPERLING, 1997b). As águas tropicais brasileiras, particularmente ambientes aquáticos lânticos, apresentam valores elevados de turbidez e baixos de transparência e, via de regra, são inferiores e superiores aos ambientes lóticos, respectivamente. Transparências superiores a 2,0 m raramente são encontradas no Brasil e, mesmo assim, ocorrem nos períodos de estiagem em bacias hidrográficas de solos pouco erodíveis. Vale ressaltar que águas com baixa transparência exibem elevada turbidez, pois estas variáveis estão diretamente associadas à concentração de partículas em suspensão. Entretanto, transparência e turbidez não constituem indicadores adequados da produtividade de ambientes aquáticos tropicais, porque nesses sistemas o metabolismo dos organismos é muito mais acelerado que conduz a uma decomposição mais intensa de matéria orgânica, como, também, pela complexa relação entre concentração de nutrientes e crescimento de biomassa. Como consequência, ambientes aparentemente eutróficos (pela concentração de nutrientes) podem apresentar elevada transparência e baixa turbidez, enquanto corpos aquáticos oligotróficos podem exibir baixas transparências e elevados valores de turbidez, resultantes de processos erosivos na bacia de drenagem (Von SPERLING, 1997a).

Pela Figura 4.4 é possível verificar as mudanças temporais ocorridas com os valores médios mensais de MON, COT e ABS_{254} , no período de janeiro de 2009 a janeiro de 2010.

As curvas obtidas para as variáveis ABS_{254} , COT e MON seguem padrões de variação sazonal semelhantes: em março de 2009 foram observados picos máximos e, a partir desse mês, houve forte redução para todas as características; entre agosto e setembro de 2009 MON e COT voltaram a se elevar atingindo médias máximas de $9,97 \text{ mg.L}^{-1}$ e $13,92 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente enquanto ABS_{254} continuou estável, em valores próximos e inferiores a $0,020 \text{ cm}^{-1}$, diferindo do comportamento das outras duas variáveis.

Uma das limitações do parâmetro ABS_{254} é que apenas um único ponto do espectro de radiação ultravioleta é considerado na quantificação indireta da concentração de compostos orgânicos precursores de subprodutos da oxidação ou desinfecção (SPO). Uma vez que estes mesmos compostos apresentam outros grupos

cromóforos capazes de absorverem radiação ultravioleta em diferentes comprimentos de onda, outros indicadores foram propostos tendo por objetivo a caracterização e quantificação do espectro de absorção de radiação UV em faixa de comprimento de onda pré-fixada (HILTEBRAND et al., 1996; KORSHIN et al., 1997).

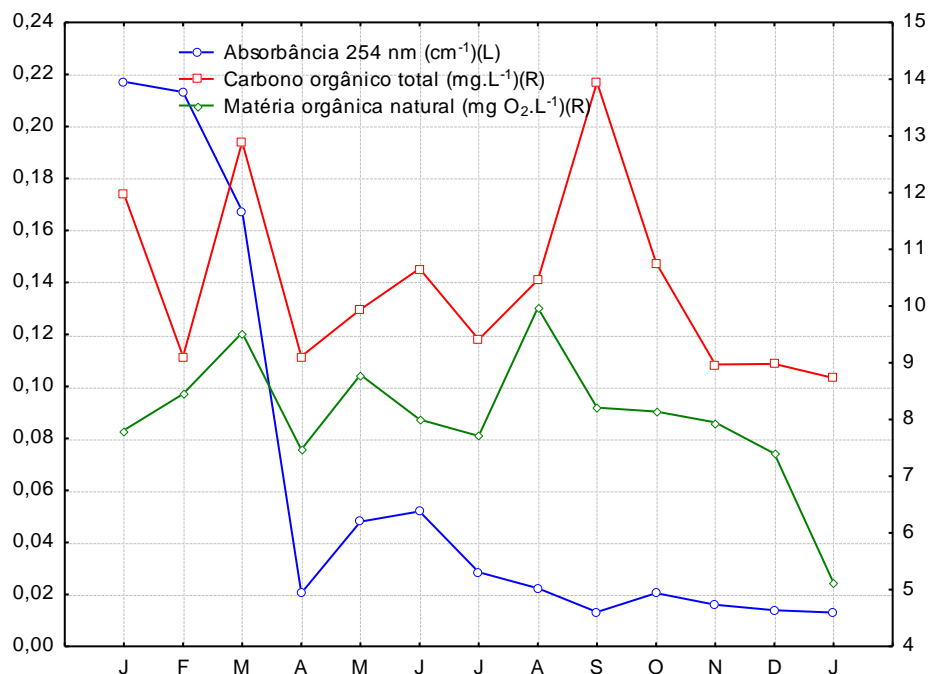


Figura 4.4 – Variação de teores de COT e MON e ABS₂₅₄ no Açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010).

De acordo com dados da Tabela 4.1, a média de MON no período de monitoramento de outubro de 2007 a janeiro de 2010 foi de 8,41 mg O₂.L⁻¹, ocorrendo mínimo de 3,1 mg O₂.L⁻¹ em junho de 2009. O valor máximo de 13,4 mg O₂.L⁻¹ foi observado no período de estiagem em janeiro de 2008, indicando quantidades importantes de matéria orgânica biodegradável. A concentração média de COT foi de 10,65 mg.L⁻¹, com máximo de 15,72 mg.L⁻¹ em setembro de 2009 e mínimo de 8,39 mg.L⁻¹ em junho do mesmo ano, comportamento inverso ao de ABS₂₅₄ cuja média foi de 0,065 cm⁻¹ e valores máximo de 0,222 cm⁻¹ e mínimo de 0,009 cm⁻¹ ocorridos em janeiro e setembro de 2009, respectivamente.

De acordo com APHA, AWWA, WEF (2005) alguns compostos orgânicos normalmente encontrados em águas naturais e residuárias tais como lignina, tanino, substâncias húmicas e compostos aromáticos absorvem fortemente a radiação ultravioleta (UV). Existe correlação entre a absorção de UV com a concentração de carbono orgânico, cor verdadeira e precursores de TAM e outros SPO. Portanto, a absorbância de uma amostra no comprimento de onda igual a 254 nm (ABS₂₅₄)

constitui indicador para a previsão da formação de SPO. A medida de ABS_{254} também está relacionada com determinados compostos inorgânicos que podem absorver radiação UV na faixa de comprimento de onda de 200 a 230 nm. Dentre os compostos inorgânicos que podem absorver radiação UV nesta faixa de comprimento de onda, pode-se citar nitrato, nitrito, brometo e ferro na forma de Fe^{+2} e Fe^{+3} . Na faixa de comprimento de onda de 240 nm a 260 nm, o valor da absorbância é relativamente estável em águas naturais, apresentando pequenas variações em função do comprimento de onda, o que facilita a sua determinação

Resultados de COT e ABS_{254} devem ser analisados, preferencialmente, de forma conjunta, porque a análise de COT indica a concentração total de carbono orgânico contido na amostra, não fazendo nenhuma distinção com relação à natureza da MON presente, bem como ao seu grau de reatividade com oxidantes e desinfetantes comumente aplicados nas ETA. Embora alguns compostos orgânicos possam ser quantificados na análise de COT, como por exemplo, alcanos, álcoois, carboidratos e aminoácidos, pelo fato destes não possuírem grupos cromóforos capazes de absorverem radiação UV, também não apresentam valores expressivos de ABS_{254} .

A formação de TAM e AHA ocorre preferencialmente através de reações de oxidação e substituição do cloro com compostos orgânicos que apresentam altos graus de aromaticidade e insaturação que, por sua vez, são capazes de absorverem radiação UV. Águas naturais com baixa concentração de COT e elevado valor de ABS_{254} podem apresentar significativo potencial de formação de SPO. Comportamento inverso também pode ocorrer, ou seja, águas com elevada concentração de COT podem apresentar baixo potencial de formação de SPO, admitindo que as espécies de MON sejam de cadeia simples, com baixos graus de aromaticidade e de insaturação e baixa densidade de grupos funcionais fenólicos.

Cada parâmetro indicador possui vantagens e desvantagens e as informações isoladas de cada um devem ser tratadas complementarmente. Neste sentido, a relação ABS_{254}/COT assume grande importância na análise do comportamento das águas naturais, não apenas como indicativa do potencial de formação de TAM mas, também, no controle do processo de coagulação para remoção de compostos orgânicos precursores de SPO (SINGER et al., 1993). Esta relação é definida como absorbância específica em 254 nm (ABS_{ESP}), sendo normalmente expressa em $L.mg^{-1}.m^{-1}$ (FERREIRA FILHO, 2002). Resultados experimentais demonstram que águas com baixos valores de ABS_{ESP} submetidas à cloração produzem menores

teores de SPO do que águas com altos valores de ABS_{ESP} (NAJM et al., 1994). No Açude Gargalheira, a relação entre os valores médios de ABS_{254} e COT foi igual a $0,61 \text{ L.mg}^{-1}.\text{m}^{-1}$; para valores máximos e mínimos das duas variáveis (Tabela 4.1) a ABS_{ESP} foi $1,41 \text{ L.mg}^{-1}.\text{m}^{-1}$ e $0,11 \text{ L.mg}^{-1}.\text{m}^{-1}$, respectivamente. Estas relações sugerem tendência de baixo potencial de formação de SPO, com fases temporais em que a possibilidade se eleva significativamente, reforçando a necessidade de monitoramento sistemático da qualidade da água do manancial.

Na escala de resultados de concentração de matéria orgânica, COT é sempre superior ao valor determinado pelo teste de MON, rotineiramente utilizado para medir baixos teores de matéria orgânica em águas naturais de superfície. O permanganato de potássio usado na análise de MON é um oxidante fraco, com potencial de oxidação inferior ao do dicromato de potássio usado para medir a demanda química de oxigênio (DQO) em águas residuárias. A relação COT/MON foi de 2,24, sugerindo a existência de maiores quantidades de material orgânico do que o valor de MON indicou as quais podem estar associadas ao uso das margens dos rios tributários e do reservatório para a pecuária de subsistência, com consequente aporte de matéria orgânica oriunda de dejetos animais. Outro fator a ser considerado é o lançamento de águas residuárias e servidas com detergentes e sabões resultantes das atividades de lavagens de roupas e higiene pessoal, em trechos próximos às localidades rurais de Gargalheiras, Bulhões, Barra Verde e Brejui.

Os valores de MON isolados oferecem incerteza para uma classificação ambiental de ecossistemas aquáticos. Águas naturais podem conter significativas concentrações de espécies de MON que não tem a propriedade de transmitir luz visível e, conseqüentemente, não proporcionam cor verdadeira, mas que podem ser precursores de SPO.

Os teores de sólidos totais (ST), dissolvidos totais (SDT) e suspensos totais (SST) foram máximos em fevereiro e março de 2008 (787, 639 e 463 mg.L^{-1} , respectivamente) e os mínimos, em julho de 2009 (ST = 206 mg.L^{-1}), março de 2009 (SDT = 32 mg.L^{-1}) e outubro de 2008 (SST = 10 mg.L^{-1}). Os valores máximos evidenciam o início do período de chuvas após quatro anos de regime pluviométrico de baixa intensidade, enquanto os valores mínimos de ST e SST foram observados no período de estiagem; no início do período de chuvas SDT eles foram reduzidos para um valor mínimo, provavelmente em decorrência da dissolução de sais pelo aporte de águas de chuvas de baixa salinidade.

O balanço entre SDT e SST mostra ter havido concentrações levemente superiores de materiais em suspensão sobre a fração solúvel, o que indica possível relação entre estes parâmetros e o teor de matéria orgânica da água analisada.

A Figura 4.5 mostra a variação temporal para os três valores médios das três variáveis; nela é confirmado que, ao longo do tempo, houve tendência de diminuição de SST e aumento de SDT. Particularmente, maiores concentrações de SDT ocorreram nos meses mais secos (janeiro, fevereiro e novembro e dezembro de 2009), quando foram menores os valores de SST. Entretanto, foi no período de julho a setembro em que a variável SST apresentou concentrações mais reduzidas.

Entretanto, os aumentos de sólidos suspensos totais não estão claramente associados com as flutuações de clorofila a. Dados da Tabela 4.1 mostram que este parâmetro teve comportamento anual marcante entre os anos de 2007 a 2010, aumentando nos períodos de estiagem e nos meses mais quentes (máximo de $230,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ em dezembro de 2007) e permanecendo mais baixo nos meses pós-chuvosos e de menor insolação, com mínimo de $2,5 \mu\text{g.L}^{-1}$. A concentração média de $30,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ pode estar associada às concentrações médias de fósforo total de $254 \mu\text{g.L}^{-1}$, ortofosfato de $95 \mu\text{g.L}^{-1}$ e de nitrogênio total de $855 \mu\text{g.L}^{-1}$ (somatório dos teores de nitrato, amônia e nitrogênio orgânico). Estes resultados destacam o enriquecimento com nutrientes no ponto de captação/amostragem, o qual pode significar maior impacto antropogênico, manifestado pelo uso e ocupação do solo das faixas marginais próximas ao barramento que delimita o Açude, descrito na caracterização ambiental do Capítulo 3.

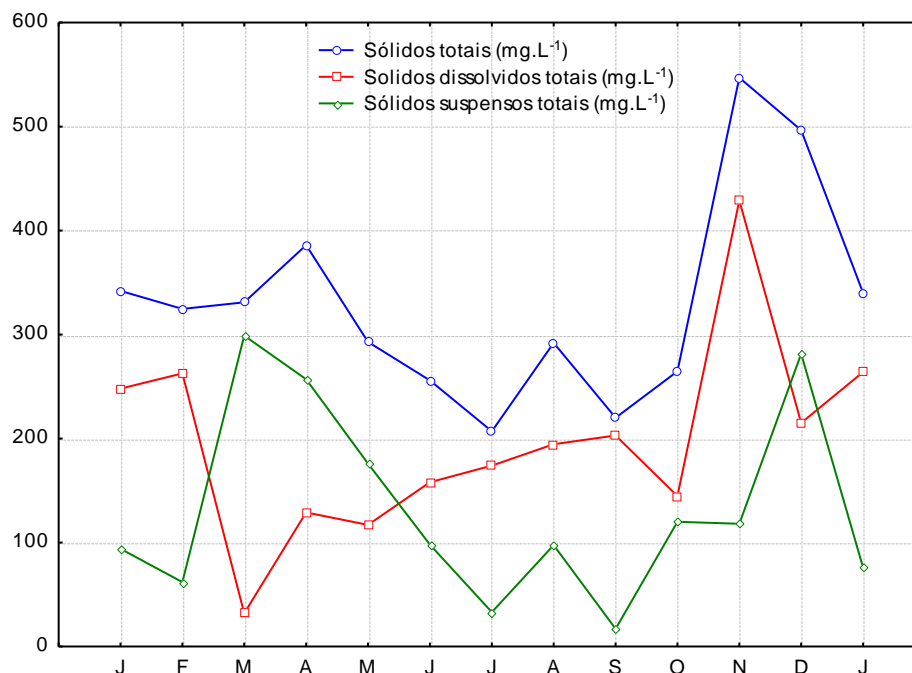


Figura 4.5 – Variação temporal de valores médios de ST, SDT e SST no açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010)

Foram observadas variações temporais importantes nas concentrações de fósforo total e ortofosfato solúvel: em outubro de 2008 ocorreu a máxima concentração de fósforo total, de $254 \mu\text{g.L}^{-1}$ e em março de 2008, de ortofosfato, de $220 \mu\text{g.L}^{-1}$. Para ambos parâmetros, os valores mínimos, ocorreram entre março e abril de 2008 ($18 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $10 \mu\text{g.L}^{-1}$) Embora estes valores sejam baixos em relação a outros corpos aquáticos, eles são elevados se comparados com os valores limites típicos de corpos aquáticos oligotróficos. Segundo Vollenweider (1981) o limite para este nível trófico é de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ de fósforo total. Esta concentração também é considerada como a máxima aceitável para ambientes oligotróficos (DOBSON, 1981; TUNDISI et al., 1988).

Para Carlson (1977) e Kratzer & Brezonic (1981) valores de até $40 \mu\text{g.L}^{-1}$ são considerados como limitantes para fósforo total na condição de lago oligotrófico. Estes valores maiores são interessantes, pois vários autores, entre eles Salas & Martino (1990) concluíram que ambientes tropicais suportam maiores cargas de fósforo devido à rápida reciclagem de nutrientes, motivada principalmente pelas altas temperaturas. Com efeito, nestes ecossistemas ocorre maior produção primária e maior concentração de clorofila a, comparativamente às regiões temperadas, sem que isso signifique, necessariamente, um estado de eutrofização. Portanto é preciso avaliar outros fatores, condições e medidas indicadoras envolvidos no processo.

Para todos os autores consultados, os valores de fósforo total no Açude Gargalheira, classificam-no como hipereutrófico.

Diniz (1994) estudou 21 corpos aquáticos (barreiros, cacimbas, tanques e açudes) localizados em áreas rurais de municípios vizinhos à cidade de Campina Grande-PB e encontrou valores médios de ortofosfato solúvel nos períodos de seca e chuva que variaram entre 0,0 a 1.020 $\mu\text{g.L}^{-1}$. A autora sugere que o aumento de fósforo pode estar associado ao aporte exógeno deste nutriente através do arraste da atmosfera pelas chuvas. Vale ressaltar que a concentração média de fosfato na água de chuva pode variar de 10 a 680 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (ESTEVES, 1988).

Ao comparar os valores médios da série nitrogenada com os valores pesquisados por Vollenweider (1968, apud ESTEVES, 1988)⁶ estes foram ligeiramente superiores ao valor referenciado de 300 $\mu\text{g NH}_3\text{.L}^{-1}$, enquadrando o corpo aquático como mesotrófico (acima de 300 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de nitrogênio amoniacal e até 1.000 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de nitrato). Estes valores refletem descargas e usos antropogênicos da bacia de drenagem, com destaque para a pecuária, lançamento de efluentes de lagoas de estabilização e carreamento de lixiviados de resíduos sólidos lançados a céu aberto. Nas águas superficiais e subterrâneas as concentrações de nitratos naturais atingem valores mínimos. Entretanto, em águas subterrâneas, por diversas vezes, tem sido observado o aumento de sua concentração, atingindo a ordem de 100 mg.L^{-1} , devido à intensificação de práticas agrícolas ou ao lançamento de águas residuárias urbanas no subsolo através de sistema tanque séptico-sumidouro. Em alguns países, até 10% de sua população pode estar exposta a concentrações de nitrato superiores a 50 mg.L^{-1} , na água distribuída (WHO, 2004). Em junho de 2008 o Açude Gargalheira apresentou teor máximo de nitrogênio total de 2.930 $\mu\text{g.L}^{-1}$, enquanto a concentração máxima de nitrogênio amoniacal (700 $\mu\text{g.L}^{-1}$) aconteceu em outubro de 2008.

A amônia constitui o último produto da decomposição dos compostos orgânicos de nitrogênio. Ela é um gás solúvel em água, encontrado na maioria das águas naturais. Em países de clima temperado, acontece elevação de sua concentração, causada pela diminuição da produção primária e acúmulo de compostos da decomposição biológica. A espécie não ionizada (NH_3) é denominada amônia,

⁶ VOLLENWEIDER, R. A. (1968). *Eutrophication. A global problem*. Water Quality Bulletin, v. 6. P. 59-62, 1968.

enquanto na forma iônica (NH_4^+) é conhecida por amônio. A amônia existente no meio ambiente é proveniente de processos metabólicos e das atividades agrícolas industriais. As concentrações naturalmente existentes em águas subterrâneas e superficiais geralmente estão situadas abaixo de $200 \mu\text{g NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$; porém, atividades de pecuária podem elevar este teor para acima de $3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (SAWYER, McCARTY, PARKIN, 1994; WHO, 2004).

A Figura 4.6 apresenta a distribuição temporal dos valores médios mensais dos macronutrientes. É interessante destacar o comportamento idêntico de toda a série nitrogenada. O pico máximo de nitrogênio total ocorrido em junho de 2009 pode estar associado ao mesmo fator que ocasionou a elevação das demandas de oxigênio: carreamento de matéria orgânica pelo escoamento superficial provocado pelas chuvas.

Os compostos de fósforo apresentaram flutuações entre leves (ortofosfato) e extremas (fósforo total), com valores máximos em janeiro ($260 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) para fósforo total e em maio ($75 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) para ortofosfato e decaimento acentuado a partir de março, e tornaram a aumentar em abril, e permaneceram mais ou menos constantes nos meses seguintes.

Ceballos (1995), no açude Boqueirão-PB, detectou que entre as duas épocas de secas e de chuvas foram observadas diferenças em relação a nitratos ($60 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ a $560 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) e bactérias indicadoras de poluição fecal (611 a $5 \text{ UFC}\cdot 100\text{mL}^{-1}$); ambas as variáveis relacionadas à intensidade de atividades agrícolas (fertilização orgânica). A autora afirmou que séries temporais de dados integrando um maior número de corpos aquáticos são importantes para a utilização sustentada dos recursos da região do semiárido nordestino.

Segundo Salas & Martino (1990), o conceito de nutriente limitante está baseado na hipótese que para determinada taxa de metabolização de plantas aquáticas, o nutriente que controlará a quantidade máxima de biomassa vegetal será aquele que se esgotar em primeiro lugar ou que atingir valor mínimo antes dos outros elementos envolvidos no processo. A relação nitrogênio/fósforo proposta por Vollenweider (1981) para o fitoplâncton é 9:1. Desta forma, lagos ou reservatórios com relação de nitrogênio e fósforo superiores a 9 são considerados como potencialmente limitados por fósforo, enquanto aqueles cuja relação for inferior a 9, são limitados por nitrogênio. Em Gargalheira a relação média entre estes macronutrientes foi de 3,4 e

variou de 4,6 para valores máximos a 8,7 para valores mínimos, caracterizando o nitrogênio como elemento limitante da atividade biológica neste corpo aquático.

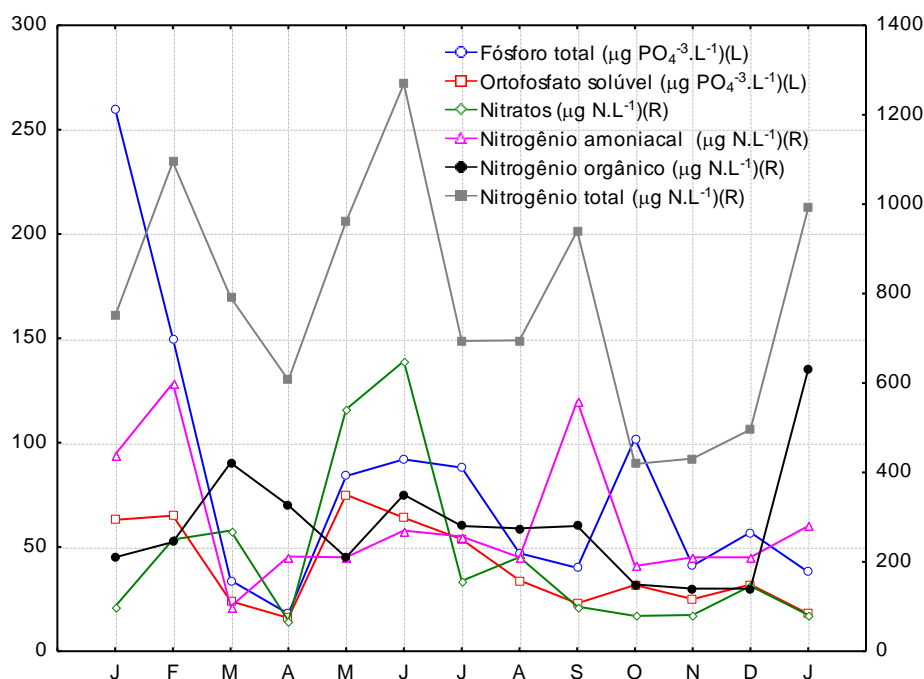


Figura 4.6 – Variação temporal de nutrientes eutrofizantes no Açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010)

Os valores da média e mediana de nitrogênio nitrato, entre $577 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ e $321 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ equivalem-se aos de outros mananciais da Região Nordeste.

Fernandes (1997) investigou aspectos sanitários e físico-químicos do açude São Salvador-PB, e encontrou teores de nitrato em uma faixa de 130 a $220 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ na época de chuvas e de 30 a $120 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ para a estiagem.

Ceballos et al. (1993) obtiveram valores no riacho Bodocongó/PB que variaram entre $410 \mu\text{g NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ e $1.333 \mu\text{g NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$. O valor médio observado de $577 \mu\text{g N-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ no Açude Gargalheira é considerado típico de lagos que recebem apenas contribuições do escoamento superficial. Araújo (1997) observou concentrações de nitrato e de amônia na lagoa de Extremoz que foram crescentes ao longo do ano de 1997: $9 \mu\text{gN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ e $69 \mu\text{gN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ nos meses de maio e junho e $8 \mu\text{gN-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ e $31 \mu\text{g N-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ em maio e janeiro.

Embora do ponto de vista de saúde pública todos os valores de concentração de nitrato tenham sido inferiores a $10 \text{ mg N}\cdot\text{L}^{-1}$, portanto, sem constituir perigo para o consumo humano, as concentrações indicam a ocorrência do processo de eutrofização do corpo aquático.

Os maiores valores na época de estiagem podem ser atribuídos à concentração de nutrientes carreados no período de chuvas pelas águas de escoamento superficial das áreas agrícolas fertilizadas com adubos orgânicos de origem animal e às contribuições do rio Acauã. Entretanto, em contraponto a esta argumentação é nesta época que ocorre maior assimilação pelo fitoplâncton e macrófitas devido à elevada atividade fotossintética que, associada ao maior tempo de residência da água no interior do lago, sugere um balanço positivo para a concentração de nutrientes devido à evaporação. Também podem estar associados à assimilação seletiva e preferencial de amônia, a qual rapidamente é incorporada no citoplasma celular, sem necessidade de redução preliminar (BROCK *et al.*, 1997)

De acordo com a Figura 4.7 e dados da Tabela 4.1, as condições sanitárias do Açude Gargalheira podem ser consideradas como excelentes, visto que todas as amostras apresentaram densidades de coliformes termotolerantes inferiores a 1.600 UFC.100 mL⁻¹ e de BHM abaixo de 1.600 UFC.mL⁻¹.

A OMS (1989) recomenda para irrigação irrestrita menos de 1.000 coliformes fecais/100 mL. Segundo a Portaria nº 357 (CONAMA, 2005), os valores de colimetria encontrados enquadram este reservatório como de classe 1. Águas de classe 1 são aquelas destinadas ao abastecimento doméstico após simples desinfecção, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário (natação, esqui, mergulho), à irrigação de hortaliças e frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que serão consumidas cruas e à aquicultura para alimentação humana.

A atual legislação brasileira para água potável (BRASIL, 2004) na rede de distribuição de água permite concentração de bactérias heterótrofas mesófilas de até 500 UFC.mL⁻¹. Os valores de média geométrica de BHM (55 UFC.mL⁻¹) no Açude Gargalheira são inferiores aos recomendados para a água após tratamento. Esta comparação confirma a boa qualidade sanitária do manancial. Os resultados são refletidos nos teores de coliformes termotolerantes que são melhores indicadores para águas brutas (GELDREICH, 1977), pois predominaram valores mensais inferiores a 1.000 NMP.100 mL⁻¹.

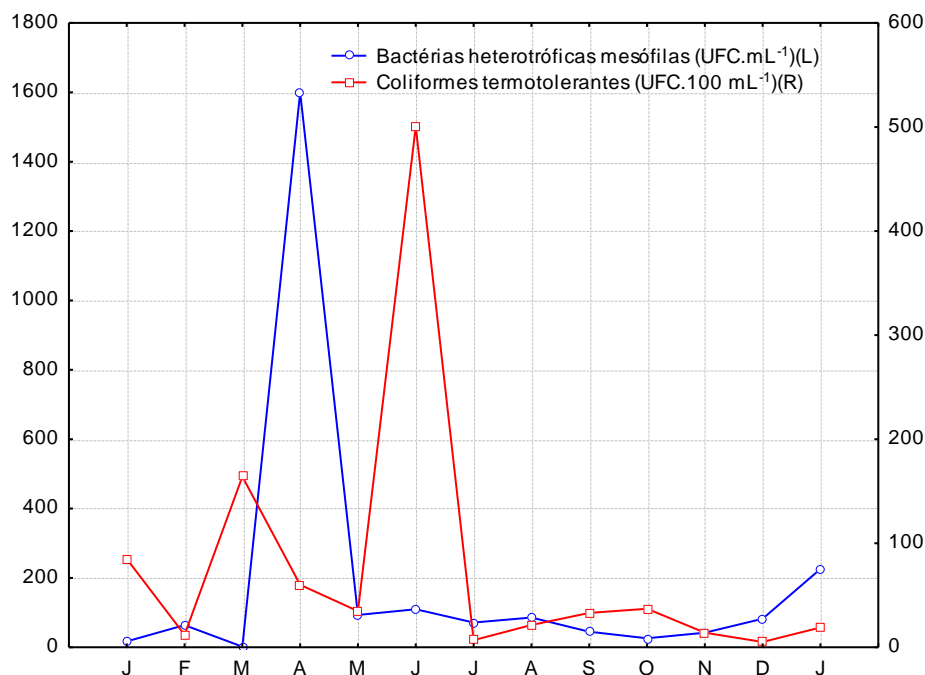


Figura 4.7 – Variação de densidades de bactéria heterotróficas mesófilas e coliformes termotolerantes no Açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010)

Os coliformes termotolerantes têm sido parâmetros de avaliação do comprometimento da água à poluição por fezes humanas e animais, e têm sido utilizados como critério de risco da água à saúde humana. Neste sentido, o termo termotolerante é mais adequado para esse subgrupo que reúne, principalmente, espécies dos gêneros *Escherichia* e *Klebsiella* e, portanto, um resultado de análise de coliformes fecais/termotolerantes tanto pode indicar comprometimento fecal da água como apenas a ocorrência de microrganismos ambientais (CERQUEIRA, 1997).

WHO (2004) ressalta que mananciais localizados em áreas rurais de países tropicais apresentam ocorrências e condições ambientais que favorecem a proliferação de várias espécies de coliformes. Entretanto, não há justificativa para maior rigor para a seleção dos meios e métodos que definem o grupo de coliformes, uma vez que o adequado tratamento da água deve remover qualquer bactéria que se desenvolva nos meios de cultura básicos dirigidos a esse grupo. Portanto, o indicador utilizado não precisa, necessariamente ser um bom indicador de poluição fecal, mas deve apresentar resistência similar ou superior a quaisquer microrganismos patogênicos de veiculação hídrica.

Os maiores valores de BHM são resultados de arraste de materiais para o interior do corpo aquático em virtude da ocorrência de fortes chuvas no mês de março de 2009, as quais alcançaram 295 mm e resultaram no extravasamento do reservatório nos

meses de maio, junho e julho. Por ocasião de extravasamento do açude, o menor tempo de detenção hidráulica é um fator a ser considerado na dinâmica dos parâmetros químicos e biológicos, quando qualquer carga de poluição pode ser causa de variação significativa da qualidade. Somado a ele, é preciso citar a baixa cobertura vegetal das margens do manancial que favorece o aumento da erosão do solo. Desta forma, é percebido haver comportamento irregular e imprevisível dos parâmetros de qualidade da água ao longo do período estudado.

As figuras 4.8 e 4.9 apresentam a variação de densidades médias de cianobactérias, de clorofila a e microcistinas totais-LR (MCT LR), respectivamente ocorridas no açude Gargalheiras, no ponto de captação de água para a ETA Gargalheiras e para a IP-DF.

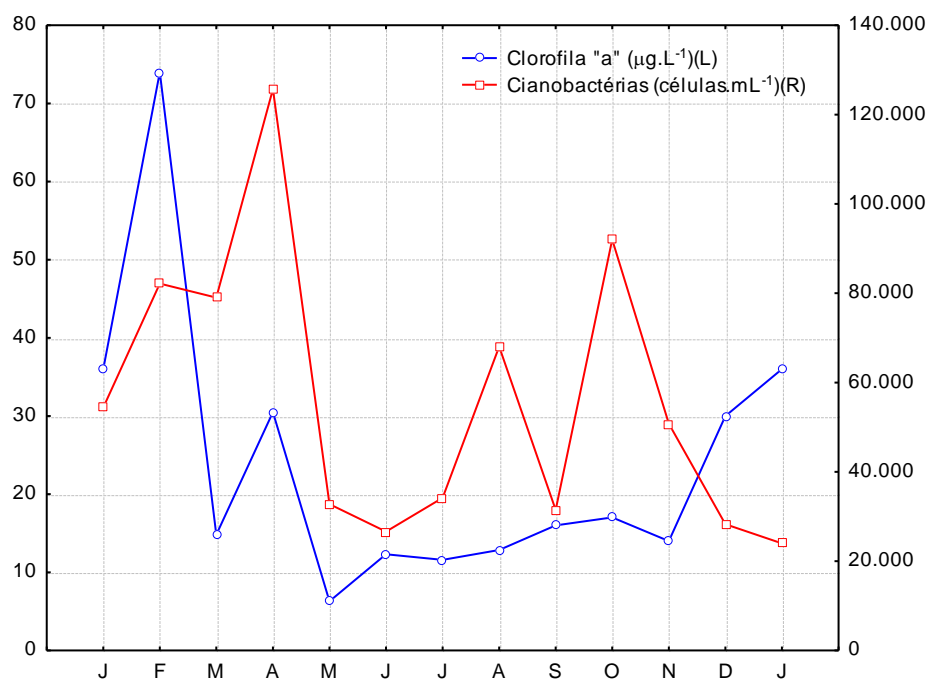


Figura 4.8 – Variação de densidades de cianobactérias e concentração de clorofila a no Açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010).

Pelos dados da Tabela 4.3 é percebida forte tendência de declínio da concentração de células a partir do mês de janeiro de 2008 e até junho do mesmo ano, mês em que as densidades tenderam para uma estabilização da ordem de 10^5 células.mL⁻¹ até abril de 2009 – época em que ocorreu nova tendência de redução, culminando em janeiro de 2010 com a menor concentração de 26.039 células.mL⁻¹. Pelas densidades médias de 65.453 células.mL⁻¹ (aritmética) e de 51.782 células.mL⁻¹ (geométrica) configura-se em todo o período o estado de alerta de nível 2 correspondente a densidades superiores a 20.000 células.mL⁻¹ proposto por Chorus

& Bartram (1999) e exigido pela Portaria N. 518/2004 (BRASIL, 2004), que enfatizam a necessidade de monitoramento semanal, inclusive com realização de bioensaios de toxicidade e análises de cianotoxinas.

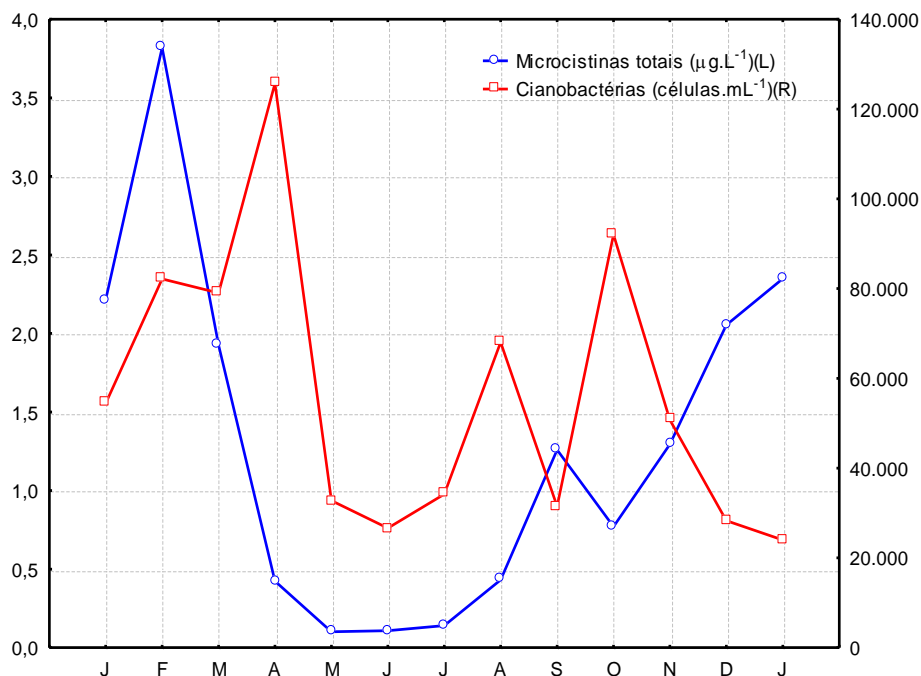


Figura 4.9 – Variação de densidades de cianobactérias e concentração de microcistinas totais no Açude Gargalheira (janeiro de 2009 a janeiro de 2010)

Na lagoa de Extremoz/RN o monitoramento efetuado pela CAERN⁷ nos anos de 2009 e 2010 apontou brusca elevação da densidade de células de cianobactérias a partir de novembro de 2009 ($5,0 \cdot 10^5$ células.mL $^{-1}$). Em 2009 a média aritmética foi de 17.198 células.mL $^{-1}$ e em 2010 elevou-se para 64.608 células.mL $^{-1}$, representando crescimento de cerca de 275%.

Estudo realizado por Carmichael (2001) detectou concentrações de microcistinas em 80% de 677 mananciais de água nos Estados Unidos e Canadá. Entretanto, apenas 4,3% dos corpos aquáticos pesquisados exibiam concentrações de MC-LR acima de 1 $\mu\text{g/L}$, valor máximo permitido - VMP estabelecido pela OMS (2004) e Ministério da Saúde (BRASIL, 2004). Nestes mananciais, as concentrações na entrada das ETA variaram entre 2 $\mu\text{g/L}$ a 17 $\mu\text{g/L}$.

No Açude Gargalheira, os valores de clorofila a foram elevados no início de 2009, com pico de máximo em fevereiro ($74 \mu\text{g.L}^{-1}$), reduzindo-se a partir de março e abril, com mínimo em maio ($6,3 \mu\text{g.L}^{-1}$). Nos seis meses seguintes (junho a novembro)

⁷ Informação pessoal da bióloga Margarida Santos, Gerência de Qualidade do Produto e Meio Ambiente, CAERN.

permanece estável, elevando-se novamente no auge do período de estiagem nos meses de dezembro e janeiro de 2010 ($36 \mu\text{g.L}^{-1}$). O aporte de nutrientes (fósforo, principalmente) pode ser a causa do aumento da produtividade primária manifestada através desta variável.

Tabela 4.3 – Densidades médias de células de cianobactérias no Açude Gargalheiras (outubro de 2007 a janeiro de 2010).

Mês/ano	Células.mL ⁻¹	Mês/ano	Células.mL ⁻¹
out/2007	413.234	jan/2009	54.407
nov/2007	636.350	fev/2009	82.156
jan/2008	258.060	mar/2009	79.019
fev/2008	360.096	abr/2009	125.693
mar/2008	236.701	mai/2009	32.771
abr/2008	137.392	jun/2009	26.618
mai/2008	404.757	jul/2009	34.188
jun/2008	260.223	ago/2009	68.043
jul/2008	48.424	set/2009	31.471
ago/2008	42.928	out/2009	92.016
set/2008	32.277	nov/2009	50.767
out/2008	61.248	jan/2010	26.039
nov/2008	135.304	--	--
dez/2008	126.031	--	--

A Tabela 4.4 mostra a distribuição de frequência dos valores de cor aparente e verdadeira, pH, temperatura, turbidez e MON da água bruta do Açude Gargalheira no período de outubro de 2007 a janeiro de 2010. Verifica-se que 41,7% dos dados de cor aparente situaram-se entre 40 e 60 uH e na faixa de 20 a 80 uH observaram-se 73% dos valores medidos. Para cor verdadeira, em 43,1% do tempo esta variável ficou situada entre 0 e 20 uH. A ocorrência de cor verdadeira superior a 80 uH aconteceu em apenas 6,2% do período de monitoramento.

O pH manteve-se acima de 7,00 e abaixo de 7,5 em 42,2% das medidas e no intervalo de 7,0 a 8,0 foi verificada frequência de 75,7% dos dados.

A temperatura da água esteve entre 24,0 °C e 26,0 °C em 36,5% das medições; considerando a faixa de 24,0 °C a 28°C, observou-se uma tendência de 77,9% do tempo.

Tabela 4.4 – Distribuição de frequência de cor aparente e verdadeira, pH, temperatura, turbidez e MON da água bruta do Açude Gargalheira (outubro de 2007 a janeiro de 2010).

Variável	Faixa	Nº parcial	Nº acumulado	% parcial	% acumulado
Cor aparente (uH)	20 - 40	42	42	13,7	13,7
	40 - 60	128	170	41,7	55,4
	60 - 80	54	224	17,6	73,0
	80 - 100	20	244	6,5	79,5
	100 - 120	58	302	18,9	98,4
	120 - 160	5	307	1,6	100,0
Cor verdadeira (uH)	0 - 20	28	28	43,1	43,1
	20 - 40	21	49	32,3	75,4
	40 - 60	10	59	15,4	90,8
	60 - 80	4	63	6,2	97,0
	80 - 100	2	65	3,0	100,0
pH	6,50 - 7,00	23	23	7,6	7,6
	7,00 - 7,50	127	150	42,2	49,8
	7,50 - 8,00	78	228	25,9	75,7
	8,00 - 8,50	46	274	15,3	91,0
	8,50 - 9,50	27	301	9,0	100,0
Temperatura (°C)	18,0 - 22,0	4	4	1,4	1,4
	22,0 - 24,0	13	17	4,3	5,7
	24,0 - 26,0	111	128	36,5	42,2
	26,0 - 28,0	126	254	41,4	83,6
	28,0 - 30,0	45	299	14,8	98,4
	30,0 - 32,0	5	304	1,6	100,0
Turbidez (uNT)	0,00 - 10,00	194	194	64,9	64,9
	10,00 - 20,00	35	229	11,7	76,6
	20,00 - 30,00	40	269	13,4	90,0
	30,00 - 40,00	20	289	6,7	96,7
	40,00 - 50,00	6	295	2,0	98,7
	50,00 - 100,00	4	299	1,3	100,0
MON (mg O ₂ .L ⁻¹)	2,5 - 5,0	13	13	5,2	5,2
	5,0 - 7,5	61	74	24,2	29,4
	7,5 - 10,0	131	205	52,0	81,3
	10,0 - 17,5	47	252	18,6	100,0
	12,5 - 17,5	2	252	0,8	100,0

Valores de turbidez inferiores a 10,0 uNT correspondem a 64,5% dos casos enquanto valores inferiores a 30,0 uNT foram observados em 90% do período. Quanto à MON, 52% das medições realizadas estavam na faixa entre 7,5 mg.L⁻¹ e 10,0 mg.L⁻¹ e um percentual acumulado de 81,3% dos dados esteve compreendido entre 2,5 mg.L⁻¹ e 10,0 mg.L⁻¹.

As Tabelas C1 e C2 do Apêndice C contém informações relativas à identificação e quantificação e espécies dominantes de cianobactérias na água bruta do açude Gargalheira, de amostras coletadas na tubulação de chegada da ETA Gargalheiras, Acari/RN.

4.1.2 Ensaio estático de filtração direta

Das seis fases pesquisadas por Eustáquio (2010), estão apresentados os resultados referentes às fases I (tipo e dosagens de coagulante e pH de coagulação; otimização das condições de mistura rápida – gradiente de velocidade e tempo), IV (dosagens de cloro e tempos de contato para pré-oxidação) e V (dosagens de CAP e tempos de contato de adsorção). Vale reforçar, ainda, que vários ensaios de tratabilidade foram repetidos ao longo do período da pesquisa, principalmente para avaliação de dosagens de coagulante, em função de variações qualitativas temporais da água bruta.

4.1.2.1. Estudo de dosagens, tipos de coagulante e pH de coagulação.

Os dois primeiros ensaios objetivaram a determinação da dosagem de coagulante hidróxicloreto de alumínio com 23% de alumina e 18% de basicidade (HCA 23) e foram realizados no Laboratório de Pesquisa Ambiental do IFRN, 24 horas depois da coleta da amostra, únicos durante a pesquisa que não foram efetuados em campo, na ETA Gargalheira.

Nesta série foram adotados valores arbitrários de tempo, gradiente de mistura rápida e taxa de filtração e não foi feita a correção de pH. Os resultados e condições dos ensaios estão nas tabelas 4.5 e 4.6, sendo possível identificar maiores remoções de turbidez e cor aparente para as dosagens de coagulante de 11 mg.L⁻¹, 13 mg.L⁻¹ e 17 mg.L⁻¹.

Não foram detectadas alterações consideráveis no pH de coagulação com a variação de dosagem de coagulante, demonstrando assim, que o HCA possui baixo poder de transferência de íons H⁺ para a fase líquida durante a coagulação, comportamento que difere, por exemplo, do sulfato de alumínio.

A dosagem de 13 mg HCA.L⁻¹ propiciou remoção de cor aparente ligeiramente inferior à que se observou para a dosagem de 17 mg.L⁻¹, tendo sido adotada a primeira nos ensaios posteriores.

Tabela 4.5 – Condições e resultados do ensaio para determinação de dosagem de coagulante HCA 23 sem correção de pH.

Água Bruta				Mistura Rápida		Filtração	
pH	Tur	CA	T	TMR	GMR	TF	Areia (mm)
7,61	3,95	217	27,1	30	720 ⁽¹⁾	81	0,59 a 1,41

Jarro	Dosagens		Água coagulada			Água remanescente		Remoção (%)	
	HCA	Ácido	pH	CA	Tur	CA	Tur	CA	Tur
1	6,0	0,0	7,63	-	-	66	1,39	69,6	64,8
2	11,0	0,0	7,62	-	-	44	0,73	79,7	81,5
3	13,0	0,0	7,63	-	-	40	0,58	81,6	85,3
4	17,0	0,0	7,63	-	-	36	0,69	83,4	82,5

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); T – temperatura (°C); TMR – tempo de mistura rápida (s); GMR – Gradiente de mistura rápida (s⁻¹); ⁽¹⁾N = 350 rpm; TF – taxa de filtração (m³/m².d); HCA – hidróxicloreto de alumínio a 23% (mg.L⁻¹); Ácido - H₂SO₄ a 0,1% (mL.L⁻¹).

Tabela 4.6 – Condições e resultados do ensaio para determinação de dosagem de coagulante HCA 23 sem correção de pH.

Água Bruta				Mistura Rápida		Filtração	
pH	Tur	CA	T	TMR	GMR	TF	Areia (mm)
7,56	8,59	269	27,1	30	720 ⁽¹⁾	81	0,59 a 1,41

Jarro	Dosagens		Água coagulada			Água remanescente		Remoção (%)	
	HCA	Ácido	pH	CA	Tur	CA	Tur	CA	Tur
1	6,0	0,0	7,63	-	-	110	3,62	59,0	57,9
2	7,0	0,0	7,62	-	-	118	3,71	56,3	56,8
3	8,0	0,0	7,63	-	-	103	3,54	61,8	58,8
4	9,0	0,0	7,63	-	-	95	3,03	64,5	64,7
5	10,0	0,0	7,64	-	-	95	3,41	64,5	60,3
6	11,0	0,0	7,61	-	-	81	2,70	70,0	68,6

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); T – temperatura (°C); TMR – tempo de mistura rápida (s); GMR – Gradiente de mistura rápida (s⁻¹); ⁽¹⁾N = 350 rpm; TF – taxa de filtração (m³/m².d); HCA – hidróxicloreto de alumínio a 23% (mg.L⁻¹); Ácido - H₂SO₄ a 0,1% (mL.L⁻¹).

Foram realizados dois ensaios – cujos resultados e condições operacionais constam das tabelas 4.7 e 4.8 – para avaliar a influência da variação do pH de coagulação no tratamento, utilizando a dosagem de HCA de 13 mg.L⁻¹.

Mananciais eutrofizados exibem pH mais elevado. A atividade de organismos fitoplanctônicos autotróficos consome gás carbônico dissolvido na fase líquida o qual é responsável pela acidificação do meio ao formar o ácido carboxílico. A redução de sua concentração provoca elevação de pH e contribui para as flutuações diárias desta variável.

Foi testado o efeito do abaixamento do pH de coagulação com a introdução de ácido sulfúrico a 0,1%. O intuito foi encontrar valores de pH que influenciassem no mecanismo de coagulação, tornando-o o mais adequado para a técnica de filtração direta.

No primeiro ensaio (Tabela 4.7) a faixa de pH foi de 7,58 a 7,76 e observou-se que o pH de 7,59 com 13 mg.L^{-1} de HCA resultou em melhores remoções de turbidez e de cor aparente. Porém, não foram observadas diferenças de remoção significativas entre os reatores. Valores de pH acima de 7,59 (jarros J1 e J2) diminuíram as eficiências de remoção. Em J5 ocorreu coagulação com $\text{pH} = 7,58$ com boas remoções, porém inferiores às obtidas com pH de coagulação de 7,59 em J3. O resultado observado em J4 foi inesperado, pois mesmo com pH de coagulação de 7,60 a remoção de turbidez foi significativamente menor que as verificadas nos recipientes com pH mais elevados (reatores J1 e J2).

Tabela 4.7 – Condições e resultados do ensaio para determinação do pH de coagulação.

Água Bruta				Mistura Rápida		Filtração	
pH	Tur	CA	T	TMR	GMR	TF	Areia (mm)
7,9	6,06	151	27,7	30	720 ⁽¹⁾	81	0,59 a 1,41

Jarro	Dosagens		Água coagulada			Água remanescente		Remoção (%)		QF
	HCA	Ácido	pH	CA	Tur	CA	Tur	CA	Tur	
1	13	1,5	7,76	6,08	6,08	62	1,02	58,7	83,2	16,8
2	13	3,0	7,67	6,42	6,42	62	0,85	58,7	86,0	19,6
3	13	5,0	7,59	6,48	6,48	51	0,79	66,1	87,0	16,3
4	13	6,0	7,60	6,51	6,51	51	1,26	66,1	79,2	16,7
5	13	7,5	7,58	5,85	5,85	59	0,89	61,1	85,3	16,0

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); T – temperatura (°C); TMR – tempo de mistura rápida (s); GMR – Gradiente de mistura rápida (s^{-1}); ⁽¹⁾N = 350 rpm; TF – taxa de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$); HCA – hidróxido de alumínio a 23% (mg.L^{-1}); Ácido - H_2SO_4 a 0,1% (mL.L^{-1}); QF – vazão dos filtros de laboratório (mL.min^{-1}).

Esse comportamento pode estar associado a erro experimental/instrumental ou à interferência de partículas suspensas no momento de medição da turbidez. Essa hipótese está reforçada pelo comportamento de remoção de cor aparente para o mesmo jarro, que demonstrou mais coerência. O pH de melhor remoção de cor aparente e turbidez (7,59) foi obtido com adição de 13 mg.L^{-1} do coagulante e $5,0 \text{ mL.L}^{-1}$ de ácido.

A Tabela 4.8 mostra dados relativos às condições da água bruta e resultados do ensaio executado para a avaliação do pH de coagulação para o HCA, que variou de 7,66 a 7,57. Observou-se tendência de aumento de remoção de cor aparente e turbidez com a diminuição do pH de coagulação de 7,66 para 7,57. Nos jarros J2 e J6, em que foram feitas correção de pH de coagulação, verificou-se maior remoção de cor aparente e turbidez que no jarro J1, que coagulou sem correção de pH, medido igual a 7,66. Com a adição de 2,5 mL.L⁻¹ de ácido obteve-se turbidez remanescente de 0,83 uNT, 52%.superior à remoção observada no jarro J1.

O pH de coagulação de 7,59 foi atingido com dosagem de 3,0 mL.L⁻¹ de ácido. Entretanto, a melhor remoção de cor aparente e turbidez ocorreu com dosagem de 5,0 mL.L⁻¹ de ácido, que gerou pH de coagulação igual a 7,57. Ficou evidenciado não haver um valor específico e fixo para o pH de coagulação, mas uma faixa de pH em que se verifica melhores desempenhos, fato que indicou a necessidade de elaboração de diagramas de coagulação desenvolvidos por Eustáquio (2010).

Tabela 4.8 – Condições e resultados do ensaio para determinação do pH de coagulação.

Água Bruta				Mistura Rápida		Filtração	
pH	Tur	CA	T	TMR	GMR	TF	Areia (mm)
7,74	6,28	151	27,7	30	350	81	0,59 a 1,41

Jarro	Dosagens		Água coagulada			Água remanescente		Remoção (%)		QF
	HCA	Ácido	pH	CA	Tur	CA	Tur	CA	Tur	
1	13	0,0	7,66	-	6,11	88	1,74	41,6	72,3	15,7
2	13	2,5	7,60	-	6,11	59	0,83	61,2	86,8	15,5
3	13	3,0	7,59	-	6,03	51	0,85	66,1	86,5	15,4
4	13	3,5	7,54	-	6,03	51	0,85	66,1	86,5	16,7
5	13	4,0	7,58	-	5,91	55	0,94	63,7	85,0	15,7
6	13	5,0	7,57	-	5,87	51	0,81	66,1	87,1	15,5

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); T – temperatura (°C); TMR – tempo de mistura rápida (s); GMR – Gradiente de mistura rápida (s⁻¹); TF – taxa de filtração (m³/m².d); HCA – hidróxicloreto de alumínio a 23% (mg.L⁻¹); Ácido - H₂SO₄ a 0,1% (mL.L⁻¹); QF – vazão dos filtros de laboratório (mL.min⁻¹).

O diagrama de coagulação configura ser ferramenta de grande utilidade no prognóstico das condições favoráveis para desestabilização das partículas e, conseqüentemente, melhor eficiência dos processos de separação. A escolha das condições adequadas de coagulação permite a otimização do processo e economia de custos.

As variações das características da água bruta – particularmente turbidez, matéria orgânica natural e alcalinidade – influenciam na coagulação. Este fato pode justificar as diferentes eficiências de remoção ocorridas em dois jarros com mesmo pH de coagulação. Ficou evidente a necessidade de serem realizados ensaios para avaliar o par de valores – dosagem de coagulante e pH de coagulação – principalmente quando ocorrerem variações nas condições ambientais do manancial, variações que se refletem nas sucessões da comunidade fitoplanctônica do ambiente aquático.

Diferente de estudos anteriores que buscaram a otimização de processos de tratamento para maximizar a remoção de células de algas, pesquisa desenvolvida por Ma, Lei e Fang (2007) com águas provenientes dos lagos Moshui, Macang e Tazi, na cidade de Wuhan, China, avaliou o efeito das características morfológicas e metabólicas de populações de algas na eficiência de sua remoção por processos convencionais de tratamento de água. Os autores concluíram que tamanho, forma, estrutura superficial e a atividade das algas afetam a eficiência de remoção. As espécies remanescentes no efluente dos processos de coagulação e sedimentação avaliados eram de microalgas.

O efeito negativo das microalgas sobre o desempenho dos processos de tratamento pode estar associado aos mecanismos de coagulação. Durante e após a mistura rápida, o coagulante hidrolisa-se instantaneamente e forma vários polímeros que serão adsorvidos na superfície das células das algas. O crescimento dos polímeros resulta na formação de flocos os quais podem ser removidos juntamente com as células adsorvidas. Entretanto, a combinação das espécies hidrolisadas do coagulante com as células algais constitui pré-requisito básico para sua efetiva remoção. A célula de microalgas tem elevada área superficial específica, o que faz com que elas tenham mais afinidade adsortiva com as espécies hidrolisadas do coagulante do que as demais espécies de maior tamanho.

Portanto, a presença de microalgas pode resultar em dois efeitos: i) aumento do consumo de coagulante e ii) competição com espécies de maiores dimensões pela adsorção de polímeros. Ambos os efeitos levam à redução da eficiência de remoção de espécies maiores.

Os primeiros testes realizados com uso de sulfato de alumínio granulado (SAG), resultaram em desempenhos de remoção consistentemente inferiores aos verificados com HCA 23, razão pela qual optou-se pelo segundo coagulante para os ensaios na IP-DF. No decorrer dos ensaios de tratabilidade que incluíram o

coagulante SAG os resultados confirmaram a tendência inicialmente observada. De posse dos dados de todos os ensaios de tratabilidade foi feita uma análise do comportamento dos dois coagulantes, para os três processos testados: filtração direta (FD), pré-oxidação (POX) e filtração direta, pré-oxidação, adsorção em CAP (CAP) e filtração direta. No efluente final do sistema POX+CAP+FD, foram verificadas remoções de 90% de turbidez e 88% de cor aparente com dosagem de 35 mg.L⁻¹ de SAG, enquanto com dosagem de 15 mg.L⁻¹ de HCA 23 as eficiências foram de 96% para ambas as variáveis

4.1.2.2. Otimização das condições de mistura rápida

Com tipo e dosagem de coagulante determinados e o pH de coagulação apropriado, foram executados ensaios visando a avaliar a influência das condições de mistura. Foram realizados quatro ensaios avaliando seis tempos de mistura rápida (3 s, 6 s, 9 s, 12 s, 17 s e 22 s) e quatro gradientes de velocidade (400 s⁻¹, 600 s⁻¹, 700 s⁻¹ e 800 s⁻¹), cujos resultados constam das Tabelas 4.9 a 4.12.

Gradientes superiores a 800 s⁻¹ não puderam ser testados devido a inconsistências no equipamento jarreste, que não manteve comportamento adequado para garantir que, àquela rotação, o resultado fosse confiável.

Para a turbidez, gradientes mais baixos demonstraram percentuais de remoção mais estáveis mediante as alterações no tempo de mistura. Gradientes mais elevados exigiram tempos mais elevados. Em todos os gradientes testados, os tempos de 17 s e 22 s se destacaram em relação aos demais. Os gradientes que demonstraram mais eficiência foram 400, 600 e 700 s⁻¹ nos tempos de 17 s e 22 s. As maiores remoções de turbidez ocorreram com a utilização de GMR de 700 s⁻¹ e tempo de mistura rápida de 17 s.

Tabela 4.9 – Condições e resultados do ensaio para determinação do tempo de mistura rápida com $G = 400 \text{ s}^{-1}$.

Água Bruta				Mistura Rápida		Filtração	
pH	Tur	CA	T	TMR	GMR	TF	Areia (mm)
8,46	8,63	40	26,5	Variável	400	81	0,59 a 1,41

Jarro	TMR	Dosagens		Água coagulada			Água remanescente		Remoção (%)		QF
		HCA	Ácido	pH	CA	Tur	CA	Tur	CA	Tur	
1	3	13	5,0	8,19	32	8,60	11	1,38	72,5	84,0	17,7
2	6	13	5,0	8,27	32	8,94	10	1,24	75,0	85,6	15,6
3	9	13	5,0	8,30	30	8,73	11	1,39	72,5	83,9	16,2
4	12	13	5,0	8,23	30	8,53	12	1,50	70,0	82,6	15,9
5	17	13	5,0	8,21	32	8,56	10	1,21	75,0	86,0	16,5
6	22	13	5,0	8,24	32	8,69	10	1,00	75,0	88,4	17,3

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); T – temperatura ($^{\circ}\text{C}$); TMR – tempo de mistura rápida (s); GMR – Gradiente de mistura rápida (s^{-1}); TF – taxa de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$); HCA – hidróxicloreto de alumínio a 23% ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$); Ácido - H_2SO_4 a 0,1% ($\text{mL}.\text{L}^{-1}$); QF – vazão dos filtros de laboratório ($\text{mL}.\text{min}^{-1}$).

Tabela 4.10 – Condições e resultados do ensaio para determinação do tempo de mistura rápida com $G = 600 \text{ s}^{-1}$.

Água Bruta				Mistura Rápida		Filtração	
pH	Tur	CA	T	TMR	GMR	TF	Areia (mm)
8,05	8,04	38	26,5	Variável	600	81	0,59 a 1,41

Jarro	TMR	Dosagens		Água coagulada			Água remanescente		Remoção (%)		QF
		HCA	Ácido	pH	CA	Tur	CA	Tur	CA	Tur	
1	3	13	5,0	7,98	31	9,11	11	1,41	71,1	82,5	17,7
2	6	13	5,0	8,16	29	8,08	12	1,72	68,4	78,6	15,6
3	9	13	5,0	8,25	34	8,18	16	1,33	57,9	83,5	16,2
4	12	13	5,0	8,21	32	8,51	10	1,27	73,7	84,2	15,9
5	17	13	5,0	8,17	32	8,65	10	0,98	73,7	87,8	16,5
6	22	13	5,0	8,18	30	8,51	10	1,08	73,7	86,6	17,3

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); T – temperatura ($^{\circ}\text{C}$); TMR – tempo de mistura rápida (s); GMR – Gradiente de mistura rápida (s^{-1}); TF – taxa de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$); HCA – hidróxicloreto de alumínio a 23% ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$); Ácido - H_2SO_4 a 0,1% ($\text{mL}.\text{L}^{-1}$); QF – vazão dos filtros de laboratório ($\text{mL}.\text{min}^{-1}$).

Tabela 4.11 – Condições e resultados do ensaio para determinação do tempo de mistura rápida com $G = 700 \text{ s}^{-1}$.

Água Bruta				Mistura Rápida		Filtração	
pH	Tur	CA	T	TMR	GMR	TF	Areia (mm)
8,66	10,59	47	27,1	Variável	700	81	0,59 a 1,41

Jarro	TMR	Dosagens		Água coagulada			Água remanescente		Remoção (%)		QF
		HCA	Ácido	pH	CA	Tur	CA	Tur	CA	Tur	
1	3	13	5,0	8,44	37	10,78	16	2,25	66,0	78,8	17,9
2	6	13	5,0	8,55	38	11,02	16	2,40	66,0	77,3	17,0
3	9	13	5,0	8,59	35	10,48	14	2,10	70,2	80,2	16,3
4	12	13	5,0	8,59	35	9,08	15	2,00	68,1	81,1	17,3
5	17	13	5,0	8,53	36	10,36	12	1,20	74,5	88,7	17,1
6	22	13	5,0	8,58	35	10,69	12	1,30	74,5	87,7	17,0

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); T – temperatura ($^{\circ}\text{C}$); TMR – tempo de mistura rápida (s); GMR – Gradiente de mistura rápida (s^{-1}); TF – taxa de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$); HCA – hidróxicloreto de alumínio a 23% ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$); Ácido - H_2SO_4 a 0,1% ($\text{mL}.\text{L}^{-1}$); QF – vazão dos filtros de laboratório ($\text{mL}.\text{min}^{-1}$).

Tabela 4.12 – Condições e resultados do ensaio para determinação do tempo de mistura rápida com $G = 800 \text{ s}^{-1}$.

Água Bruta				Mistura Rápida		Filtração	
pH	Tur	CA	T	TMR	GMR	TF	Areia (mm)
8,11	8,72	41	26,8	Variável	800	81	0,59 a 1,41

Jarro	TMR	Dosagens		Água coagulada			Água remanescente		Remoção (%)		QF
		HCA	Ácido	pH	CA	Tur	CA	Tur	CA	Tur	
1	3	13	5,0	8,09	33	8,75	16	2,71	61,0	68,9	16,7
2	6	13	5,0	8,14	31	8,83	14	1,96	65,9	77,5	16,2
3	9	13	5,0	8,21	31	8,91	13	1,74	68,3	80,0	16,6
4	12	13	5,0	8,21	31	8,61	13	2,01	68,3	76,9	17,3
5	17	13	5,0	8,16	32	8,94	13	1,56	68,3	82,1	17,3
6	22	13	5,0	8,15	31	8,44	11	1,26	73,2	85,6	16,7

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); T – temperatura ($^{\circ}\text{C}$); TMR – tempo de mistura rápida (s); GMR – Gradiente de mistura rápida (s^{-1}); TF – taxa de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$); HCA – hidróxicloreto de alumínio a 23% ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$); Ácido - H_2SO_4 a 0,1% ($\text{mL}.\text{L}^{-1}$); QF – vazão dos filtros de laboratório ($\text{mL}.\text{min}^{-1}$).

De forma semelhante à turbidez, a remoção de cor aparente demonstrou mais eficiência com os tempos de mistura rápida de 17 s e 22 s para todos os gradientes. Nestes dois tempos, novamente, os gradientes 400 s^{-1} , 600 s^{-1} e 700 s^{-1} se destacaram. É possível observar que as diferenças entre as remoções de cor aparente obtidas para os tempos de 17 s e 22 s diminuíram, e os desempenhos foram semelhantes em alguns reatores

O gradiente de velocidade de 700 s^{-1} e tempo de mistura rápida de 17 s foram os parâmetros adotados nas fases posteriores.

Nesta série de ensaios foi incluída a avaliação de vazões dos filtros FLA, apresentando-se aqui uma breve discussão sobre o estudo desenvolvido. Para o HCA as vazões variaram entre $10,2 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ a $19 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ resultando em taxa de filtração de $52 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$ a $103 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$. De acordo com os resultados da Tabela 4.13, menores taxas de filtração favoreceram a dinâmica de remoção, porém, a influência da taxa na eficiência de remoção não demonstrou ser significativa: o aumento de 20% na taxa de filtração acarretou redução de apenas 1% na remoção de turbidez, como demonstrado nos jarros J1 e J2. Entre J1 e J6 a elevação de 100% na taxa de filtração provocou redução de eficiência de apenas 7% em relação à turbidez e não alterou a remoção de cor aparente.

Tabela 4.13 – Condições e resultados do ensaio para avaliação da influência da taxa de filtração.

Água Bruta				Mistura Rápida		Filtração	
pH	Tur	CA	T	TMR	GMR	TF	Areia (mm)
8,87	10,8	51	26,8	17	700	Variável	0,30 a 0,42

Jarro	TF	Dosagens		Água coagulada			Água remanescente		Remoção (%)		QF
		HCA	Ácido	pH	CA	Tur	CA	Tur	CA	Tur	
1	52	13	5	7,30	50	11,99	18	2,54	64,7	76,5	10,2
2	63	13	5	7,40	48	11,89	18	2,65	64,7	75,5	12,4
3	70	13	5	7,45	49	13,92	17	2,72	66,7	74,8	13,8
4	77	13	5	7,48	48	12,00	18	2,99	64,7	72,3	15,2
5	97	13	5	7,48	50	12,02	17	3,00	66,7	72,2	19
6	103	13	5	7,53	50	12,28	18	3,30	64,7	69,4	20,3

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); T – temperatura ($^{\circ}\text{C}$); TMR – tempo de mistura rápida (s); GMR – Gradiente de mistura rápida (s^{-1}); TF – taxa de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$); HCA – hidróxido de alumínio a 23% ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); Ácido - H_2SO_4 a 0,1% ($\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$); QF – vazão dos filtros de laboratório ($\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$).

4.1.2.3 Dosagem de oxidante e tempo de contato para oxidação

A escolha da dosagem do oxidante e tempo de oxidação foi baseada nos maiores valores de remoção de cor aparente e turbidez. Como os resultados objetivavam subsidiar a operação da IP-DF, os valores pesquisados levaram em consideração suas condições operacionais.

Antecedendo os ensaios desta etapa, foram executados dois ensaios (tabelas 4.14 e 4.15) a fim de confirmar as dosagens de HCA a serem adicionadas. A verificação

das condições de coagulação mereceu uma pesquisa constante em vista das alterações temporais que ocorriam nas características da água bruta.

Tabela 4.14 – Condições e resultados do ensaio para determinação de dosagem de coagulante.

Água Bruta				Mistura Rápida		Filtração	
pH	Tur	CA	T	TMR	GMR	TF	Areia (mm)
8,24	9,10	84	26,6	17	700	81	0,30 a 0,42

Jarro	Dosagens		Água coagulada			Água remanescente		Remoção (%)		QF
	HCA	Ácido	pH	CA	Tur	CA	Tur	CA	Tur	
1	5	0,0	8,15	86	9,25	69	7,61	9,5	16,4	18,9
2	8	0,0	8,21	86	9,78	62	6,66	15,5	26,8	18,5
3	10	0,0	8,34	89	10,56	62	6,59	15,5	27,6	20,8
4	13	0,0	8,28	90	11,27	50	4,48	32,1	50,8	17,4
5	15	0,0	8,32	82	10,82	40	3,31	44,0	63,6	18,5
6	18	0,0	8,37	90	11,41	39	3,05	45,2	66,5	16,5

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); T – temperatura (°C); TMR – tempo de mistura rápida (s); GMR – Gradiente de mistura rápida (s⁻¹); TF – taxa de filtração (m³/m².d); HCA – hidróxicloreto de alumínio a 23% (mg.L⁻¹); Ácido - H₂SO₄ a 0,1% (mL.L⁻¹); QF – vazão dos filtros de laboratório (mL.min⁻¹).

Tabela 4.15 – Condições e resultados do ensaio para determinação do pH de coagulação.

Água Bruta				Mistura Rápida		Filtração	
pH	Tur	CA	T	TMR	GMR	TF	Areia (mm)
8,42	9,75	84	26,1	17	700	81	0,30 a 0,42

Jarro	Dosagens		Água coagulada			Água remanescente		Remoção (%)		QF
	HCA	Ácido	pH	CA	Tur	CA	Tur	CA	Tur	
1	15	0,0	8,37	86	11,12	44	3,73	47,6	61,7	15,9
2	15	1,5	7,79	85	11,32	40	2,70	52,4	72,3	16,7
3	15	3,0	7,63	84	11,12	38	3,00	54,8	69,2	16,9
4	15	5,0	7,57	85	11,03	37	2,36	56,0	75,8	16,7
5	15	6,0	7,52	84	11,06	35	2,17	58,3	77,7	17,0
6	15	7,0	6,85	85	10,36	42	3,16	50,0	67,6	17,0

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); T – temperatura (°C); TMR – tempo de mistura rápida (s); GMR – Gradiente de mistura rápida (s⁻¹); TF – taxa de filtração (m³/m².d); HCA – hidróxicloreto de alumínio a 23% (mg.L⁻¹); Ácido - H₂SO₄ a 0,1% (mL.L⁻¹); QF – vazão dos filtros de laboratório (mL.min⁻¹).

No primeiro teste houve destaque para as dosagens de coagulante de 15 mg.L⁻¹ e 18 mg.L⁻¹ com as quais foram obtidas maiores remoções de cor aparente e turbidez. Com o objetivo de economizar produtos químicos, no segundo ensaio foi adotada a dosagem de 15 mg.L⁻¹ de HCA. Os resultados demonstraram que a dosagem de

15 mg.L⁻¹ de HCA associada a 6,0 mL.L⁻¹ de ácido resultou em pH de coagulação na faixa de 7,50 a 7,80.

A Tabela 4.16 apresenta as características do ensaio realizado para determinação da demanda de cloro. O coagulante utilizado foi HCA 23 e as condições de sua aplicação (dosagem, pH de coagulação, GMR e TMR) foram baseadas nos valores encontrados em ensaios anteriores. Como este ensaio antecede a determinação do tempo de oxidação, o valor adotado para esta variável foi 10 minutos. O gradiente de velocidade adotado na oxidação foi de 100 s⁻¹ que equivale a rotação de 90 rpm no equipamento de jarreste utilizado.

Nesta etapa ficou evidenciada a ação do cloro, na comparação do jarro J1 (sem pré-oxidação) com os demais, pois foi notado que parte da remoção de cor aparente foi devido à ação do cloro, isoladamente. Este comportamento era visível ao observar a água coagulada: à medida que a dosagem de oxidante crescia a cor aparente remanescente diminuía e mesmo antes da filtração (água coagulada) os valores são inferiores aos da água bruta (48 uH).

Outro ponto importante identificado foi a mudança do pH de coagulação da faixa anteriormente observada para a dosagem de coagulante de 15 mg.L⁻¹. A dosagem de ácido sulfúrico não foi apropriada para corrigir o pH, fenômeno provavelmente ocorrido pela mudança das características da água bruta após ser submetida à oxidação.

Nos jarros J4 e J5, com dosagens aproximadas de oxidante de 2,4 mg Cl₂.L⁻¹ e 3,0 mg Cl₂.L⁻¹, respectivamente, foram observadas maiores remoções de turbidez e cor, com turbidez inferior a 1,00 uNT e cor aparente de 16 uH, valores próximos aos estabelecidos para água potável. Apesar do destaque destas dosagens também foi possível observar evidências de boas remoções com dosagens entre 2,00 mg Cl₂.L⁻¹ e 3,00 mg Cl₂.L⁻¹, faixa de dosagens na qual os percentuais de remoção de turbidez foram próximos.

Para determinar o tempo de oxidação foi realizado um ensaio após a determinação da demanda do oxidante. Foram adotadas dosagens de 2,24 mgCl₂.L⁻¹ e as mesmas condições do ensaio anterior para coagulação. Os resultados baseados na remoção de cor aparente e turbidez (Tabela 4.17) demonstraram que, entre os valores pesquisados, o tempo de 20 minutos resultou maiores percentuais de remoção (72,4% e 87%), atingindo para cor aparente e turbidez remanescentes valores de

16 uH e 1,50 uNT, respectivamente, para água bruta com 58 uH de cor e 11,54 uNT de turbidez.

Tabela 4.16 – Condições e resultados do ensaio para determinação da dosagem de cloro na pré-oxidação.

ÁGUA BRUTA				OXIDAÇÃO			MISTURA RÁPIDA		FILTRAÇÃO	
pH	Tur	CA	T	TOx	GOx	C Cl ₂	TMR	GMR	TF	Areia (mm)
8,32	7,02	48	26,2	10	100	197,5	17	700	81	0,30 a 0,42

J	Dosagens			Água coagulada			Água remanescente		Remoção (%)		QF	CRL
	Cl ₂	HCA	Ácido	pH	CA	Tur	CA	Tur	CA	Tur		
1	0,00	15,0	6,00	7,53	49	8,71	21	1,35	56,3	80,8	15,5	0,00
2	1,03	15,0	6,00	7,50	47	8,10	19	1,29	60,4	81,6	17	0,01
3	2,00	15,0	6,00	7,54	45	7,85	17	1,02	64,6	85,5	16,5	0,10
4	2,39	15,0	6,00	7,57	40	7,87	16	0,92	66,7	86,9	18,2	0,06
5	2,97	15,0	6,00	7,60	39	8,11	16	0,91	66,7	87,0	15,5	0,06
6	3,23	15,0	6,00	7,58	38	8,14	16	1,11	66,7	84,2	18,9	0,07

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT), CA – cor aparente (uH), CV – cor verdadeira (uH); T – temperatura da água; TOx – tempo de oxidação (min); GOx – gradiente de velocidade de oxidação (s^{-1}); C Cl₂ – concentração da solução de cloro ($mgCl_2.L^{-1}$); TMR – tempo de mistura rápida (s), GMR – gradiente de mistura rápida (s^{-1}), TF – taxa de filtração ($m^3/m^2.d$); HCA – hidróxicloreto de alumínio a 23% ($mg.L^{-1}$); QF – vazão de filtração ($mL.min^{-1}$); CRL – cloro residual livre ($mgCl_2.L^{-1}$)

A comparação da coagulação com e sem correção de pH (recipientes J5 e J6) com o mesmo tempo de oxidação de 10 minutos, permitiu avaliar o processo de coagulação após a pré-oxidação, visto que com as dosagens de ácido os resultados evidenciaram desempenhos diferentes daqueles com água coagulada que recebeu pré-oxidação.

Nas condições do ensaio (tempo de contato e dosagem de oxidante) inicialmente foi constatado que a pré-oxidação não favoreceu a coagulação sem correção do pH de coagulação, pois as menores remoções de cor aparente e turbidez (63,8% e 83,2% respectivamente) foram encontradas na pré-oxidação sem correção de pH. Ressalta-se, entretanto, que os valores de remoção não diferiram estatisticamente entre si.

Após determinado o tempo de oxidação foram realizados ensaios para avaliar as dosagens de cloro e a correção do pH de coagulação. O desenvolvimento desta verificação foi motivado principalmente pelas alterações que a água bruta sofre após a oxidação, descaracterizando as informações obtidas com os diagramas, visto que foram desenvolvidos para outras características de água bruta.

Tabela 4.17 – Condições e resultados do ensaio para determinação do tempo de oxidação.

ÁGUA BRUTA				OXIDAÇÃO		MISTURA RÁPIDA		FILTRAÇÃO	
pH	Tur	CA	T	GOx	C Cl ₂	TMR	GMR	TF	Areia (mm)
7,98	11,54	58	25,4	100	128	17	700	81	0,30 a 0,42

J	TOx	Dosagens			Água coagulada			Água remanescente		Remoção (%)		QF	CRL
		Cl ₂	HCA	Ácido	pH	CA	Tur	CA	Tur	CA	Tur		
1	30	2,2	15	6,0	7,10	51	12,09	19	1,53	67,2	86,7	17	0,06
2	25	2,2	15	6,0	7,13	50	11,66	18	1,57	69,0	86,4	16,5	0,02
3	20	2,2	15	6,0	7,23	50	11,00	16	1,50	72,4	87,0	17,1	0,1
4	15	2,2	15	6,0	7,28	51	12,42	17	1,52	70,7	86,8	16,7	0,03
5	10	2,2	15	6,0	7,47	54	12,91	17	1,80	70,7	84,4	17,1	0,09
6	10	2,2	15	0,0	8,11	53	12,98	21	1,94	63,8	83,2	15,5	0,04

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT), CA – cor aparente (uH), CV – cor verdadeira (uH); T – temperatura da água; TOx – tempo de oxidação (min); GOx – gradiente de velocidade de oxidação (s⁻¹); C Cl₂ – concentração da solução de cloro (mgCl₂.L⁻¹); TMR – tempo de mistura rápida (s), GMR – gradiente de mistura rápida (s⁻¹), TF – taxa de filtração (m³/m².d); HCA – hidróxicloreto de alumínio a 23% (mg.L⁻¹); QF – vazão de filtração (mL.min⁻¹); CRL – cloro residual livre (mgCl₂.L⁻¹)

Outro fator importante estava relacionado à necessidade de adequar os testes o mais próximo possível de uma situação reproduzível em escala real. O uso de ácido em qualquer concentração em ETA exige cuidados operacionais e treinamento específico para operadores e técnicos e, do ponto de vista prático, não se tem conhecimento da existência no Brasil de ETA que funcione com instalação de dosagem de ácido.

Foram testadas dosagens de cloro de 1,6 mg Cl₂.L⁻¹, 2,3 mg Cl₂.L⁻¹ e 3,1 mg Cl₂.L⁻¹, repetidas em dois jarros – um par com correção de pH de coagulação e outro apenas com dosagem de coagulante. A dosagem de coagulante foi a mesma para todos os recipientes (15 mg HCA.L⁻¹). Nos jarros J2, J4 e J6 foram adicionados 6,0 mL.L⁻¹ de ácido e nos jarros J1, J3 e J5 não houve adição de ácido.

Analisando os resultados da Tabela 4.18 é possível identificar que no reator J5 a água coagulou com pH de coagulação superior (7,98) ao valor definido para a dosagem de 15 mg.L⁻¹ de HCA 23. A turbidez remanescente (0,70 uNT) foi inferior às dos jarros que receberam dosagens de cloro e correção de pH.

A pré-oxidação modifica as características físico-químicas e organolépticas da água bruta, por exemplo, alterando a matéria orgânica presente. De acordo com FERREIRA FILHO (2002) como forte oxidante, o cloro pode reagir com compostos

sintéticos e naturais, oxidando-os ao atacar os grupos funcionais e as ligações duplas e triplas presentes nos compostos orgânicos.

Esse efeito altera o comportamento das dosagens de coagulante e pH de coagulação, de forma que o diagrama não mais retrata as melhores regiões de coagulação, porque a oxidação altera as características físico-químicas de modo que, na prática, é outro o tipo de água a ser testada.

Tabela 4.18 – Condições e resultados do ensaio para determinação da dosagem de cloro na pré-oxidação com e sem correção de pH de coagulação.

ÁGUA BRUTA				OXIDAÇÃO			MISTURA RÁPIDA		FILTRAÇÃO	
pH	Tur	CA	T	TOx	GOx	C Cl ₂	TMR	GMR	TF	Areia (mm)
8,32	7,72	48	26,2	20	100	309	17	700	81	0,30 a 0,42

J	Dosagens			Água coagulada			Água remanescente		Remoção (%)		QF	CRL
	Cl ₂	HCA	Ácido	pH	CA	Tur	CA	Tur	CA	Tur		
1	1,6	15,0	0,00	7,79	49	10,38	19	0,99	60,4	88,2	16,4	0,27
2	1,6	15,0	6,00	7,50	46	10,40	18	0,85	62,5	89,9	17,3	0,18
3	2,3	15,0	0,00	8,12	44	9,49	18	0,94	62,5	88,8	17,3	0,2
4	2,3	15,0	6,00	7,57	45	9,53	18	1,02	62,5	87,9	17,4	0,2
5	3,1	15,0	0,00	7,98	41	9,60	17	0,70	64,6	91,7	16,2	0,18
6	3,1	15,0	6,00	7,60	43	9,49	17	0,86	64,6	89,8	17	0,24

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT), CA – cor aparente (uH), CV – cor verdadeira (uH); T – temperatura da água; TOx – tempo de oxidação (min); GOx – gradiente de velocidade de oxidação (s⁻¹); C Cl₂ – concentração da solução de cloro (mgCl₂.L⁻¹); TMR – tempo de mistura rápida (s), GMR – gradiente de mistura rápida (s⁻¹), TF – taxa de filtração (m³/m².d); HCA – hidróxicloreto de alumínio a 23% (mg.L⁻¹); QF – vazão de filtração (mL.min⁻¹); CRL – cloro residual livre (mgCl₂.L⁻¹).

Os ensaios demonstraram ser possível utilizar o tratamento com filtração direta para a água do manancial em estudo sem correção de pH e serem obtidos valores consideráveis de remoção de cor aparente e turbidez, desde que seja adotada pré-oxidação com a devida dosagem de oxidante e tempo de oxidação requerido.

Com o tempo de oxidação otimizado foi realizado ensaio para avaliar as dosagens de coagulante e de oxidante. A Tabela 4.19 mostra os dados operacionais e resultados obtidos. Foram avaliadas dosagens de 1,1 mg Cl₂.L⁻¹, 2,8 mg Cl₂.L⁻¹ e 3,9 mg Cl₂.L⁻¹ em duplicata com dosagens de 13 mg.L⁻¹ e 15 mg.L⁻¹ de HCA 23 para verificar a possibilidade de diminuir o uso de coagulante quando a etapa de pré-oxidação é adicionada ao sistema de tratamento.

Os resultados demonstraram boa remoção de cor aparente e turbidez com a dosagem de 3,9 mg Cl₂.L⁻¹ e 13 mg HCA.L⁻¹ com valores de turbidez e cor aparente inferiores a 1,00 UNT e 10 uH, respectivamente. Configura-se alternativa tecnológica

a utilização de menores dosagens de coagulante quando o processo de pré-oxidação é adicionado ao sistema de tratamento, desde que observadas as condições adequadas como dose, tempo de contato e tipo de oxidante.

Tabela 4.19 – Condições e resultados do ensaio para determinação da dosagem de cloro na pré-oxidação sem correção de pH de coagulação.

ÁGUA BRUTA				OXIDAÇÃO			MISTURA RÁPIDA		FILTRAÇÃO	
pH	Tur	CA	T	TOx	GOx	C Cl ₂	TMR	GMR	TF	Areia (mm)
7,62	9,19	43	26,9	20	100	223,7	17	700	81	0,30 a 0,42

J	Dosagens			Água coagulada			Água remanescente		Remoção (%)		QF	CRL
	Cl ₂	HCA	Ácido	pH	CA	Tur	CA	Tur	CA	Tur		
1	1,12	13,0	0,0	7,98	37	9,39	18	4,08	58,1	55,6	16,4	0,02
2	1,12	15,0	0,0	8,08	38	9,64	14	2,78	67,4	69,7	17,3	0,02
3	2,80	13,0	0,0	7,92	33	9,77	15	2,19	65,1	76,2	17,3	0,17
4	2,80	15,0	0,0	7,85	35	9,67	9	1,54	79,1	83,2	17,4	0,19
5	3,92	13,0	0,0	7,76	30	10,11	8	0,89	81,4	90,3	16,2	0,18
6	3,92	15,0	0,0	7,70	30	9,81	7	0,48	83,7	94,8	17	0,24

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT), CA – cor aparente (uH), CV – cor verdadeira (uH); T – temperatura da água; TOx – tempo de oxidação (min); GOx – gradiente de velocidade de oxidação (s⁻¹); C cloro – concentração da solução de cloro (mgCl₂.L⁻¹); TMR – tempo de mistura rápida (s), GMR – gradiente de mistura rápida (s⁻¹), TF – taxa de filtração (m³/m².d); HCA – hidróxicloreto de alumínio a 23% (mg.L⁻¹); QF – vazão de filtração (mL.min⁻¹); CRL – cloro residual livre (mgCl₂.L⁻¹)

4.1.2.4 – Dosagem e tempo de contato com CAP

As tabelas 4.20 e 4.21 apresentam os resultados dos ensaios realizados para determinar a dosagem de CAP. A adsorção ocorreu em ambos os ensaios, sempre após a pré-oxidação com tempo de contato de 20 minutos. Esta ordem foi estabelecida porque o emprego de CAP está relacionado à remoção de SPO formados a partir da interação do cloro com a matéria orgânica natural. As condições de mistura rápida, filtração e pré-oxidação utilizadas foram baseadas nos ensaios anteriores. As dosagens de cloro na pré-oxidação para os dois ensaios ficaram em torno de 4,00 mg Cl₂.L⁻¹ com tempo de oxidação otimizado na fase anterior de 20 minutos.

No primeiro ensaio foram testadas as dosagens de CAP 10 mg.L⁻¹, 15 mg.L⁻¹, 20 mg.L⁻¹, 25 mg.L⁻¹, 30 mg.L⁻¹ e 40 mg.L⁻¹. Com a uniformização das demais variáveis a avaliação foi feita com dosagem variável de CAP. Como nestes ensaios foram realizadas análises de MON remanescente, foi coletado um volume maior de efluentes para possibilitar a execução da análise. As vazões medidas a partir do

volume coletado e tempo de filtração não variaram significativamente e a influência desta variação foi considerada desprezível.

Os resultados demonstraram que com a dosagem de 20 mg.L⁻¹ foram obtidas maiores remoções de turbidez e MON e cor aparente. Entretanto a remoção de cor verdadeira foi maior com dosagem de CAP de 25 mg.L⁻¹. Apesar do bom desempenho da dosagem de CAP de 25 mg.L⁻¹, em relação a remoção de turbidez, a dosagem de 15 mg.L⁻¹ atingiu o segundo maior percentual. Diante dos resultados, ficou evidenciada a necessidade de realização do teste em duplicata.

Foram comparados os resultados do primeiro ensaio com o seguinte, conforme dados da Tabela 4.22, que apresenta os dados em que foram testadas as mesmas dosagens de CAP. As condições foram as mesmas para os dois ensaios e os parâmetros de monitoramento também coincidiram. No segundo ensaio vale destacar a dosagem de 15 mg.L⁻¹ (jarro J2) que resultou em remoção significativa de cor aparente e verdadeira, MON e turbidez.

Em vista destes fatores e com base na economia de produtos em ETA, a dosagem de 15 mg.L⁻¹ foi definida para ser utilizada em ensaios posteriores e nos testes de fluxo contínuo na IP-DF.

Tabela 4.20 – Condições e resultados do ensaio para determinação de dosagem de CAP

Água bruta							OXIDAÇÃO			ADSORÇÃO	MISTURA RÁPIDA		FILTRAÇÃO	
pH	Tur	CA	CV	T	MON	ABS ₂₅₄	TOx	GOx	C Cl ₂	TAds	TMR	GMR	TF	Areia (mm)
8,64	16,7	58	13	27,1	6,5	0,016	20	100	207,5	20	17	700	71	0,30 a 0,42

J	Dosagens			Água coagulada			Água remanescente						Remoção (%)				
	Cl ₂	CAP	HCA	pH	CA	Tur	CA	CV	Tur	MON	ABS ₂₅₄	CRL	CA	CV	Tur	MON	ABS ₂₅₄
1	4,15	10	15	8,57	44	23,6	15	8	3,90	4,9	0,009	0,32	74,1	38,5	76,6	24,6	42,7
2	4,15	15	15	8,70	47	24,0	14	7	3,72	4,2	0,009	0,21	75,9	46,2	77,7	35,4	42,7
3	4,15	20	15	8,83	42	36,4	12	5	3,05	3,5	0,013	0,17	79,3	61,5	81,7	45,5	17,2
4	4,15	25	15	8,81	43	37,3	12	4	4,76	4,5	0,008	0,26	79,3	69,2	71,4	30,3	49,0
5	4,15	30	15	8,82	37	36,5	13	5	5,37	4,0	0,007	0,25	77,6	61,5	67,8	37,9	55,4
6	4,15	40	15	8,81	40	34,9	14	6	4,00	4,2	0,004	0,23	75,9	53,9	76,0	34,8	74,5

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT), CA – cor aparente (uH), CV – cor verdadeira (uH); T – temperatura da água; MON – matéria orgânica natural (mgO₂.L⁻¹); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); TOx – tempo de oxidação (min); GOx – gradiente de velocidade de oxidação (s⁻¹); C Cl₂ – concentração da solução de cloro (mgCl₂.L⁻¹); TMR – tempo de mistura rápida (s), GMR – gradiente de mistura rápida (s⁻¹), TF – taxa de filtração (m³/m².d); TAds – tempo de adsorção (min); HCA – hidróxido de alumínio a 23% (mg.L⁻¹); Q – vazão (mL.min⁻¹); CAP – carvão ativado pulverizado (mg.L⁻¹); CRL – cloro residual livre (mg Cl₂.L⁻¹)

Tabela 4.21 – Condições e resultados do ensaio para determinação de dosagem de CAP.

Água bruta							OXIDAÇÃO			ADSORÇÃO		MISTURA RÁPIDA		FILTRAÇÃO	
pH	Tur	CA	CV	T	MON	ABS ₂₅₄	TOx	GOx	C Cl ₂	TAds	TMR	GMR	TF	Areia (mm)	
9,15	16,93	62	27	27,2	6,5	0,016	20	100	261,3	20	17	700	71	0,30 a 0,42	

J	Dosagens			Água coagulada			Água remanescente						Remoção (%)				
	Cl ₂	CAP	HCA	pH	CA	Tur	CA	CV	Tur	MON	ABS ₂₅₄	CRL	CA	CV	Tur	MON	ABS ₂₅₄
1	3,92	10	15	8,88	44	31,6	13	6	3,60	4,1	0,013	0,19	79,03	77,78	78,74	36,36	17,20
2	3,92	15	15	8,93	43	31,2	12	6	3,89	3,4	0,006	0,21	80,65	77,78	77,02	46,97	61,78
3	3,92	20	15	8,94	42	33,4	13	6	4,40	4,3	0,002	0,17	79,03	77,78	74,01	33,33	87,26
4	3,92	25	15	8,92	44	51,7	9	5	5,25	4,5	0,004	0,33	85,48	81,48	68,99	30,30	74,52
5	3,92	30	15	9,00	45	36,3	11	6	3,64	3,2	0,008	0,25	82,26	77,78	78,50	50,00	49,04
6	3,92	40	15	8,93	48	43,2	10	7	4,43	3,2	0,007	0,30	83,87	74,07	73,83	50,00	55,41

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT), CA – cor aparente (uH), CV – cor verdadeira (uH); T – temperatura da água; MON – matéria orgânica natural ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm^{-1}); TOx – tempo de oxidação (min); GOx – gradiente de velocidade de oxidação (s^{-1}); C Cl₂ – concentração da solução de cloro ($\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1}$); TMR – tempo de mistura rápida (s), GMR – gradiente de mistura rápida (s^{-1}), TF – taxa de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$); TAds – tempo de adsorção (min); HCA – hidróxicloreto de alumínio a 23% ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); Q – vazão ($\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$); CAP – carvão ativado pulverizado ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); CRL – cloro residual livre ($\text{mgCl}_2\cdot\text{L}^{-1}$).

A mesma metodologia da série anterior foi utilizada para determinação do tempo de adsorção, ou seja, foram adotados dois ensaios para maior confiabilidade nos resultados. Foi mantida fixa a dosagem de CAP, juntamente com os demais parâmetros determinados nas fases anteriores, com tempo de adsorção variável. A dosagem de solução de cloro foi de cerca de $4,00 \text{ mg.L}^{-1}$ e a de suspensão de CAP foi de 15 mg.L^{-1} . Os volumes de solução e suspensão correspondentes eram adicionados nos reatores após o tempo de oxidação, de acordo com o método descrito no Capítulo 3.

No primeiro ensaio (Tabela 4.22) os tempos testados foram 90 min, 60 min, 45 min, 30 min, 20 min e 15 min. Para todos os jarros a cor aparente dos efluentes foi inferior a 10 uH e a turbidez resultou em torno de 1,50 uNT. Em destaque o tempo de 30 min no qual foram obtidos os maiores percentuais de remoção de turbidez (88,7%), de cor aparente (85,4%) e de ABS_{254} (80,9%). Para os parâmetros cor verdadeira e MON foi o tempo de adsorção que permitiu os segundos melhores percentuais de remoção.

No segundo ensaio (Tabela 4.23) os tempos testados foram 5 min, 10 min, 15 min, 20 min, 30 min e 45 min. Novamente, o tempo de adsorção de 30 minutos proporcionou as maiores remoções de turbidez, cor aparente e ABS_{254} e remoções significativas de MON e cor verdadeira, e foi escolhido como o tempo que mais favoreceu a ação do adsorvente.

Tabela 4.22 – Condições e resultados do ensaio para determinação do tempo de adsorção com CAP.

Água bruta								OXIDAÇÃO			MISTURA RÁPIDA			FILTRAÇÃO	
pH	Tur	CA	CV	T	MON	ABS ₂₅₄	TOx	GOx	C Cl ₂	TMR	GMR	Coagulante	TF	Areia (mm)	
7,90	12,70	48	20	27,6	6,6	0,0157	20	100	286,7	17	700	HCA	71	0,30 a 0,42	

J	TAds	Dosagens			Água coagulada			Água remanescente						Remoção (%)				
		Cl ₂	CAP	HCA	pH	CA	Tur	CA	CV	Tur	MON	ABS ₂₅₄	CRL	CA	CV	Tur	MON	ABS ₂₅₄
1	90	4,30	15	15	7,50	32	19,69	8	8	1,57	4,15	0,0073	0,28	83,3	60,0	87,6	37,1	53,2
2	60	4,30	15	15	8,00	33	22,70	8	7	1,48	4,36	0,0037	0,21	83,3	65,0	88,3	33,9	76,6
3	45	4,30	15	15	8,32	31	23,60	7	6	1,54	4,47	0,0047	0,29	85,4	70,0	87,9	32,3	70,2
4	30	4,30	15	15	8,21	33	20,90	7	7	1,43	4,15	0,0030	0,20	85,4	65,0	88,7	37,1	80,9
5	20	4,30	15	15	8,16	33	25,90	7	7	1,48	3,94	0,0053	0,15	85,4	65,0	88,3	40,4	66,0
6	15	4,30	15	15	8,11	28	31,50	6	9	1,50	4,68	0,0043	0,22	87,5	55,0	88,2	29,1	72,3

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT), CA – cor aparente (uH), CV – cor verdadeira (uH); T – temperatura da água; MON – matéria orgânica natural (mgO₂.L⁻¹); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); TOx – tempo de oxidação (min); GOx – gradiente de velocidade de oxidação (s⁻¹); C Cl₂ – concentração da solução de cloro (mgCl₂.L⁻¹); TMR – tempo de mistura rápida (s), GMR – gradiente de mistura rápida (s⁻¹), TF – taxa de filtração (m³/m².d); TAds – tempo de adsorção (min); HCA – hidróxicloreto de alumínio a 23% (mg.L⁻¹); Q – vazão (mL.min⁻¹); CAP – carvão ativado pulverizado (mg.L⁻¹); CRL – cloro residual livre (mgCl₂.L⁻¹)

Tabela 4.23 – Condições e resultados do ensaio para determinação do tempo de adsorção com CAP.

Água bruta							OXIDAÇÃO			MISTURA RÁPIDA			FILTRAÇÃO	
pH	Tur	CA	CV	T	MON	ABS ₂₅₄	TOx	GOx	C Cl ₂	TMR	GMR	Coagulante	TF	Areia (mm)
8,66	11,44	42	21	27,6	6,6	0,0157	20	100	286,7	17	700	HCA	71	0,30 a 0,42

J	TAds	Dosagens			Água coagulada			Água remanescente						Remoção (%)				
		Cl ₂	CAP	HCA	pH	CA	Tur	CA	CV	Tur	MON	ABS ₂₅₄	CRL	CA	CV	Tur	MON	ABS ₂₅₄
1	45	4,30	15	15	8,05	30	29,7	7	5	1,58	3,9	0,0040	0,24	83,3	76,2	86,2	40,4	74,5
2	30	4,30	15	15	8,25	29	31,6	6	5	1,49	3,6	0,0027	0,22	85,7	76,2	87,0	45,2	83,0
3	20	4,30	15	15	8,33	27	23,4	9	6	1,69	4,4	0,0060	0,36	78,6	71,4	85,2	33,9	61,7
4	15	4,30	15	15	8,41	28	32,0	7	4	1,68	3,4	0,0050	0,23	83,3	81,0	85,3	48,4	68,1
5	10	4,30	15	15	8,47	34	30,1	8	4	1,66	3,9	0,0060	0,28	81,0	81,0	85,5	40,4	61,7
6	5	4,30	15	15	8,38	31	34,9	6	6	1,49	3,8	0,0050	0,29	85,7	71,4	87,0	42,0	68,1

Legenda e unidades: Tur – turbidez (uNT), CA – cor aparente (uH), CV – cor verdadeira (uH); T – temperatura da água; MON – matéria orgânica natural (mgO₂.L⁻¹); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); TOx – tempo de oxidação (min); GOx – gradiente de velocidade de oxidação (s⁻¹); C Cl₂ – concentração da solução de cloro (mgCl₂.L⁻¹); TMR – tempo de mistura rápida (s), GMR – gradiente de mistura rápida (s⁻¹), TF – taxa de filtração (m³/m².d); TAds – tempo de adsorção (min); HCA – hidróxicloreto de alumínio a 23% (mg.L⁻¹); Q – vazão (mL.min⁻¹); CAP – carvão ativado pulverizado (mg.L⁻¹); CRL – cloro residual livre (mgCl₂.L⁻¹)

4.2 ENSAIOS DE PRÉ-FILTRAÇÃO NA IP-DF (FASE 02)

4.2.1 Características da água bruta e dados dos ensaios

Na Tabela 4.24 constam os dados e condições operacionais dos ensaios da fase 02 que permitiram a definição da granulometria do filtro ascendente, a taxa de filtração e condições operacionais de execução de descargas de fundo intermediárias. As taxas médias efetivas de filtração dos ensaios tiveram desvio de $\pm 5\%$, considerado tolerável por não terem influenciado os resultados de desempenho dos filtros.

A variação sazonal da água bruta foi monitorada e um resumo dos resultados encontra-se nas tabelas 4.25 e 4.26. Percebe-se ter havido sensível alteração das variáveis turbidez e cor aparente a partir do ensaio E11, realizado em 14 de abril de 2009, por influência de chuvas ocorridas. Chama atenção a sensível redução nos valores destas variáveis no ensaio E12 (28/04/2009), seguida de elevação e tendência de estabilidade, fenômenos esses que podem estar associados a dois eventos: extravasamento do reservatório em 11 de abril e mudança temporária da tubulação de captação de água bruta que, em 16 de abril, passou a funcionar na tubulação de 400 mm situada na cota 108,00 m próxima à cota de fundo e em 25 de abril voltou a funcionar no ponto mais superficial – tubo de 150 mm, situado na cota 120,50 m, situação que permaneceu inalterada nos demais ensaios.

Os ensaios E1 a E10 foram realizados sem DFI, enquanto nos ensaios E11 a E15 os filtros FAP tiveram DFI a cada 3 horas e nos ensaios E16 a E19 foram realizadas DFI com frequência de 6 horas.

Tabela 4.24 – Dados operacionais dos ensaios de pré-filtração na IP-DF (fase 02)

Ensaio	Data	Duração (h)	VT	Q _{IP-DF}	TF		Dosagem	
					nominal	média	HCA 23	Ácido
E01	14.01	6:00	2.520	420	80	80	10	0
E02	21.01	9:25	4.138	439	80	84	8	0
E03	28.01	22:45	9.107	400	80	76	6	0
E04	03.02	20:45	11.982	577	120	110	6	0
E05	17.02	21:00	17.347	826	160	158	7	0
E06	25.02	12:10	12.818	1054	200	201	6	0
E07	10.03	18:00	7.339	408	80	78	13	3
E08	17.03	17:55	10.934	610	120	117	14	3
E09	24.03	9:40	7.544	780	160	149	15	4
E10	31.03	8:55	9.596	1076	200	206	16	4
E11	14.04	12:10	5.222	429	80	82	15	4
E12	28.04	23:55	14.878	622	120	119	14	3,5
E13	05.05	15:00	13.029	869	160	166	15	3,5
E14	12.05	21:00	18.991	877	200	202	15	3,5
E15	19.05	20:55	8.842	423	80	81	14	3,5
E16	26.05	24:00	10.644	444	80	85	14	4
E17	02.06	24:00	15.343	639	120	122	14	4
E18	09.06	24:00	20.857	869	160	166	19	5
E19	16.06	24:00	26.588	1108	200	209	18	5

LGENDA/UNIDADES: VT- volume tratado (L); Q_{IP-DF} – vazão na instalação piloto de dupla filtração (L.h⁻¹); TF – taxa de filtração (m³.m⁻².dia⁻¹); Dosagem – dosagem aplicada (mg.L⁻¹); HCA 23 – hidróxicloreto de alumínio, 23% de alumina; Ácido – ácido sulfúrico 0,1%.

Tabela 4.25 – Características da água bruta nos ensaios de pré-filtração

Ensaio	Turbidez (uNT)			Alc	pH	T	Cor aparente			ABS ₂₅₄	MON
	X̄	Máx	Mín				X̄	Máx	Mín		
E01	4,09	-	-	-	7,60	28,4	33	-	-	-	-
E02	4,03	4,32	4,19	-	7,57	26,4	71	93	67	0,219	8,6
E03	4,20	-	-	-	7,25	27,2	76	-	-	0,207	8,4
E04	6,49	-	-	-	7,40	26,7	111	102	119	0,222	10,6
E05	4,95	7,23	4,41	-	7,49	26,5	90	113	73	0,216	8,9
E06	6,17	6,77	5,65	-	7,68	27,5	73	82	67	0,211	7,6
E07	5,41	5,78	4,84	-	8,59	28,3	64	110	46	0,210	9,5
E08	6,60	9,87	5,59	-	8,57	26,9	56	61	53	0,202	10,4
E09	6,34	7,04	5,43	-	8,56	28,2	58	65	52	0,197	9,2
E10	7,16	8,05	6,05	-	8,33	28,5	62	74	45	0,021	8,2
E11	20,86	21,10	14,10	174	7,21	28,6	57	59	55	0,028	7,8
E12	4,87	6,21	4,10	110	7,32	26,8	34	36	31,0	0,016	7,0
E13	38,38	40,30	35,70	71	7,06	26,3	114	120	111	0,050	9,3
E14	28,74	30,00	27,50	96	7,06	26,4	103	107	100	0,041	9,1
E15	25,13	26,40	21,00	79	6,85	25,7	99	103	92	0,049	7,9
E16	30,00	31,10	29,60	86	7,04	25,4	105	110	97	0,053	8,9
E17	32,78	33,70	30,00	65	7,18	26,0	120	125	113	0,059	10,0
E18	23,99	24,50	23,30	52	7,15	25,9	105	107	105	0,053	10,2
E19	21,09	21,60	18,40	57	7,02	25,4	102	107	97	0,047	4,5

Tabela 4.26 – Qualidade da água bruta no período dos ensaios de pré-filtração (14.01 a 16.06.2009)

Ensaio	Medida	Tur	Alc	pH	T	CA	ABS ₂₅₄	MON
E1 a E10 (DFI0)	\bar{X}	5,87	97	7,88	27,28	73	0,186	9,1
	Md	5,83	97	7,66	27,35	68	0,208	9,1
	DP	1,15	2,6	0,57	1,59	24	0,062	1,1
	Mín	4,19	93	7,17	24,3	33	0,012	7,2
	Máx	9,87	100	8,78	30,1	119	0,222	10,8
	n	48	6	54	52	50	34	34
E11 (DFI3)	\bar{X}	20,26	174	7,21	28,64	57	0,028	7,8
	Md	20,30	176	7,19	28,40	57	0,028	7,7
	DP	0,75	6,54	0,08	2,23	2	0,001	0,5
	Mín	14,10	164	7,14	26,3	55	0,026	7,2
	Máx	21,10	182	7,34	31,6	59	0,030	8,6
	n	5	5	5	5	5	5	5
E12 (DFI3)	\bar{X}	4,87	110	7,32	26,77	34	0,016	7,0
	Md	4,73	106	7,24	26,60	33	0,016	6,9
	DP	0,67	13,33	0,28	0,68	1,5	0,001	0,4
	Mín	4,1	98	7,12	25,8	31	0,014	6,6
	Máx	6,21	144	8,05	27,7	36	0,019	7,6
	n	9	9	9	9	9	9	9
E13 a E19 (DFI3 – DFI6)	\bar{X}	27,6	70	7,09	25,86	107	0,051	8,53
	Md	25,85	72	7,09	25,9	105	0,050	9,2
	DP	5,95	13,70	0,18	0,80	8	0,009	2,1
	Mín	18,40	51	6,72	23,7	92	0,032	3,1
	Máx	40,30	92	7,63	27,7	125	0,072	11,3
	n	50	48	57	57	57	55	57

LEGENDA e UNIDADES: DFI0 – sem descarga de fundo; DFI3/DIF6 – descarga de fundo a cada 3 h ou 6 h; \bar{X} – média aritmética; Md – mediana; DP – desvio padrão; Mín – mínimo; Máx – máximo; n – número de dados; Tur – turbidez (uNT), CA – cor aparente (uH), T – temperatura da água ($^{\circ}$ C); MON – matéria orgânica natural ($\text{mg O}_2\text{-L}^{-1}$); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm^{-1}).

A Figura 4.10 mostra os valores médios de pH da água bruta e coagulada nos ensaios de pré-filtração realizados durante a fase 02. Embora a partir de E6 tenha ocorrido a correção do pH de coagulação mediante dosagem de ácido, verifica-se que esta variável teve tendência de elevação, indicando que a dosagem utilizada não foi suficiente para adequá-lo ao valor definido nos ensaios de bancada, fato associado à variação do pH da água bruta neste período, que teve valor máximo de 8,78, sendo o mais elevado da série, conforme dados da Tabela 4.26. Nos ensaios seguintes (E10 a E19) o pH da água bruta estabilizou-se na faixa de 7,1 a 7,3 e foram aplicadas dosagens mais elevadas de ácido que refletiram-se na redução do pH de coagulação, o qual manteve-se na faixa entre 6,7 a 7,2.

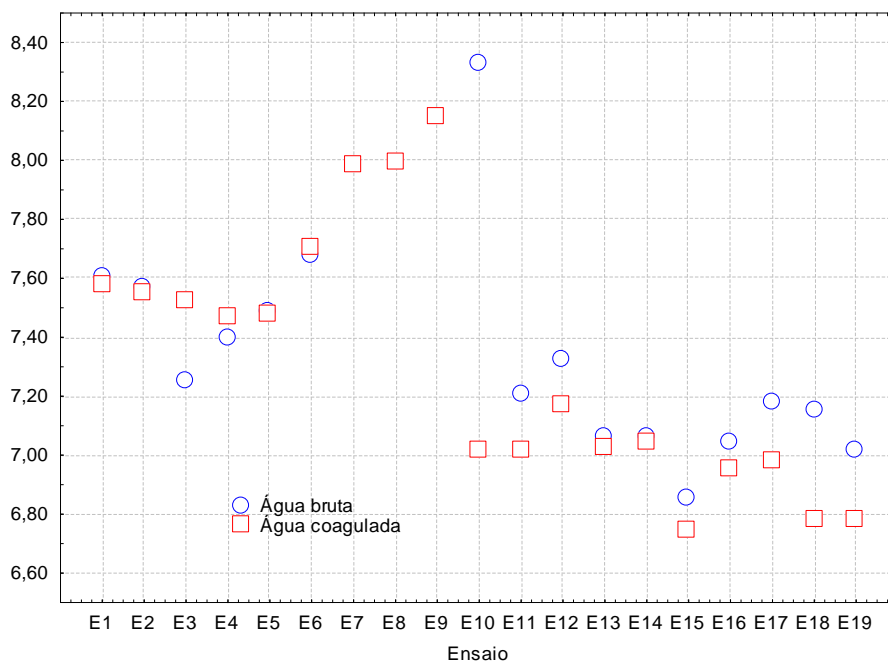


Figura 4.10 – Variação do pH da água bruta e coagulada nos ensaios de pré-filtração

4.2.2 Desempenho dos pré-filtros e características dos efluentes

Nas Tabelas 4.27 a 4.29 estão apresentados os valores médios de variáveis de controle dos efluentes dos quatro pré-filtros para os ensaios da fase 02, sem DFI (DFI 0) e com DFI a cada 3 h (DFI 3) e a cada 6 h (DFI 6).

Verifica-se que entre os quatro filtros, FAP 4 com granulometria da camada filtrante de topo – C4 - mais fina (2,0 mm a 3,2 mm) apresentou consistentemente as menores médias de turbidez e cor aparente remanescentes. Em relação a ABS_{254} o efluente deste filtro, em diversos ensaios, apresentou condições inferiores aos filtros FAP1 e FAP2, cujas camadas de topo C4 tem granulometrias mais grossas (4,8 mm a 7,9 mm e 3,2 mm a 6,4 mm), o mesmo comportamento que foi observado para MON remanescente, embora com menor frequência. Nesta fase da pesquisa não foram alcançados efluentes com turbidez e cor aparente inferiores aos valores máximos permitidos para a água potável, respectivamente 1,00 uNT e 15 uH (BRASIL, 2004). Foram observados efluentes com elevada cor aparente, com o menor valor no filtro FAP4 (17 uH), indicando a necessidade de introdução de filtração complementar e processos coadjuvantes, como oxidação e adsorção.

Tabela 4.27 – Valores médios de turbidez, cor aparente, ABS₂₅₄ e MON remanescentes no efluente dos filtros FAP, ensaios sem DFI.

Ensaio	TF	Filtro	Tur	Cor	ABS ₂₅₄	MON
E1, E2, E3, E7	80	FAP1	1,85	39	0,213	7,9
		FAP2	1,72	34	0,190	7,3
		FAP3	1,33	32	0,204	7,5
		FAP4	1,35	28	0,208	7,7
E4, E8	120	FAP1	4,16	65	0,167	9,1
		FAP2	3,52	74	0,172	10,0
		FAP3	3,03	56	0,181	10,1
		FAP4	2,86	53	0,182	9,3
E5, E9	160	FAP1	4,15	67	0,181	8,6
		FAP2	3,70	61	0,183	9,4
		FAP3	3,57	60	0,186	9,0
		FAP4	2,95	56	0,181	8,4
E6, E10	200	FAP1	3,62	49	0,100	8,6
		FAP2	3,09	43	0,108	8,6
		FAP3	3,24	43	0,108	7,9
		FAP4	2,86	40	0,109	7,5

Tabela 4.28 – Valores médios de turbidez, cor aparente, ABS₂₅₄ e MON remanescentes no efluente dos filtros FAP, ensaios com DFI 3.

Ensaio	TF	Filtro	Tur	Cor	ABS ₂₅₄	MON
E11, E15	80	FAP1	10,48	40	0,029	7,0
		FAP2	9,49	37	0,031	6,9
		FAP3	8,94	35	0,032	7,3
		FAP4	7,60	31	0,033	7,1
E12	120	FAP1	3,13	24	0,014	6,7
		FAP2	2,29	21	0,013	6,3
		FAP3	2,24	20	0,012	6,3
		FAP4	1,57	17	0,013	5,8
E13	160	FAP1	18,73	55	0,042	7,8
		FAP2	18,25	54	0,045	7,8
		FAP3	17,42	55	0,042	8,0
		FAP4	16,33	51	0,041	7,3
E14	200	FAP1	14,46	50	0,033	8,1
		FAP2	13,96	48	0,039	7,6
		FAP3	13,59	47	0,039	7,8
		FAP4	12,90	46	0,036	8,2

LEGENDA/UNIDADES: TF – taxa de filtração ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$); Tur – turbidez (uNT); Cor – cor aparente (uH); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm^{-1}); MON – matéria orgânica natural ($\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$).

Em pré-filtros de pedregulho, o processo de retenção de partículas envolve fenômenos de floculação em meio granular e filtração no leito filtrante, os quais motivaram expressões como clarificação de contato, floculação de contato e filtração

de contato. Vale lembrar, no entanto, que o objetivo principal da pré-filtração é aumentar a carreira de filtração dos filtros de areia no estágio final de tratamento, o que pode representar cerca de 30% a 60% a mais do que é observado para a filtração direta sem pré-filtros (KAWAMURA, 1985).

Tabela 4.29 – Valores médios de turbidez, cor aparente, ABS_{254} e MON remanescentes no efluente dos filtros FAP, ensaios com DFI 6.

Ensaio	TF	Filtro	Tur	Cor	ABS_{254}	MON
E16	80	FAP1	13,08	89	0,037	9,0
		FAP2	12,63	82	0,038	9,1
		FAP3	11,85	79	0,035	9,0
		FAP4	10,73	72	0,035	8,6
E17	120	FAP1	17,28	60	0,055	7,8
		FAP2	16,95	59	0,056	8,3
		FAP3	16,69	59	0,060	9,1
		FAP4	16,01	57	0,052	10,1
E18	160	FAP1	12,39	51	0,034	8,5
		FAP2	11,44	48	0,038	8,7
		FAP3	11,01	47	0,037	8,3
		FAP4	9,92	43	0,036	8,3
E19	200	FAP1	10,54	49	0,028	4,1
		FAP2	10,82	50	0,027	4,1
		FAP3	10,36	49	0,027	3,4
		FAP4	8,92	43	0,023	3,6

LEGENDA/UNIDADES: TF – taxa de filtração ($m^3.m^{-2}.dia^{-1}$); Tur – turbidez (uNT); Cor – cor aparente (uH); ABS_{254} – absorvância em 254 nm (cm^{-1}); MON – matéria orgânica natural ($mg O_2.L^{-1}$).

A avaliação da influência das condições operacionais relativas à DFI e taxa de filtração foi feita pela eficiência de remoção de turbidez, cor aparente, ABS_{254} e MON, por terem ocorrido variações das características da água bruta, principalmente após os ensaios DFI 0.

As figuras 4.11 a 4.14 mostram os desempenhos dos filtros FAP em relação às taxas de filtração e condições operacionais avaliadas, obtidas por meio de análise de variância (ANOVA) das eficiências de remoção de turbidez, cor aparente, ABS_{254} e MON nos ensaios DFI 0, DFI 3 e DFI 6. As barras verticais indicam os intervalos mínimos e máximos com grau de confiança de 95%. A hipótese nula (H_0) é de que não existe diferença entre as médias de desempenho com o nível de significância considerado. Como regra prática visual, há equivalência estatística entre duas curvas quando o limite superior ou inferior de um dado cruza horizontalmente com o do dado anterior ou posterior de outra curva ($p > 0,05$), confirmando a hipótese H_0 .

O comportamento dos quatro pré-filtros FAP foi similar em relação à eficiência de remoção de turbidez que diminuiu com o aumento da taxa de filtração de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ até $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, estabilizando-se nas taxas de $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

A execução de descargas de fundo intermediárias contribuiu para elevar o desempenho da pré-filtração na remoção de sólidos suspensos, com exceção dos ensaios com TF $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ em que todos os filtros tiveram redução de eficiência. Para a taxa de $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, apenas FAP 3 e FAP 4 tiveram desempenho reduzido de DFI 0 para DFI 3 e DFI 6. Em todos estes ensaios a elevação de turbidez e cor aparente da água bruta foi fator que, provavelmente, propiciou a ocorrência de transpasse de partículas no efluente filtrado, resultando em menores eficiências.

O filtro FAP 4 apresentou a melhor eficiência de remoção de turbidez e FAP 1 foi o de menor desempenho, comportamento também observado para a cor aparente, independente da taxa de filtração aplicada ou condição de DFI.

A influência da taxa de filtração sobre a remoção de cor aparente teve variação semelhante à turbidez. Os melhores desempenhos foram para TF $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e nas demais taxas os pré-filtros exibiram remoções equivalentes entre si. Como era esperado, ficou evidente o efeito positivo das DFI, em particular para as taxas de $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Chama a atenção o desempenho dos pré-filtros na TF $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ em que as remoções praticamente não foram alteradas pela condição operacional de DFI.

Para as variáveis ABS_{254} e MON os pré-filtros mostraram comportamentos diferentes e variáveis conforme a taxa de filtração e DFI. Em geral exibiram baixas eficiências, chegando a desempenho negativo, principalmente nos eventos de transpasse de flocos para o efluente. A taxa de filtração influenciou levemente a performance dos pré-filtros quanto à remoção de MON e ABS_{254} , sugerindo que estas variáveis podem não ser as mais indicadas para o monitoramento operacional nesta fase de tratamento. Entretanto, a execução de DFI resultou melhores desempenhos de remoção de MON, sendo mais evidente para ABS_{254} . Em geral, observou-se comportamento instável e aleatório entre os pré-filtros, com tendência de maior eficiência de FAP1 e FAP2 nas taxas de $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e nas condições de DFI 3 e DFI 6.

Para a maioria dos dados analisados os limites de confiança da ANOVA indicam que os dados não diferem estatisticamente entre si, ou seja, nas condições dos ensaios a frequência de DFI não interferiu no desempenho dos pré-filtros FAP. No que diz respeito à granulometria observou-se que FAP4 exibiu consistentemente maiores remoções de turbidez, cor aparente e operando nas taxas de $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ também tem melhor desempenho para ABS_{254} e MON.

A frequência de DFI a cada 6 horas contribuiu para elevar a remoção de turbidez e cor aparente, que se reflete em maiores remoções de MON, embora em patamares inferiores aos verificados para os dois primeiros parâmetros. Intervalos de 3 horas (DFI 3) resultaram em eficiências superiores à operação sem DFI (DFI 0) e inferiores à frequência de 6 horas (DFI 6), para as quatro variáveis de controle monitoradas. Os resultados indicam que, provavelmente, descargas em excesso são a causa de perturbações do equilíbrio hidráulico e químico que deve existir no interior do meio filtrante, associados à formação incipiente da camada de flocos que constitui a principal barreira para sua remoção.

O aumento da taxa de filtração influenciou negativamente sobre o desempenho dos pré-filtros, que exibiram eficiências de remoção de turbidez variando entre 60% e 80% na taxa de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e de 40% a 55% para as taxas de $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Entretanto, a taxa de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ foi considerada como possibilidade de escolha, por duas razões: i) trata-se de parâmetro de projeto que define a área de filtração, com reflexos diretos nos investimentos a serem realizados, em implantação ou reforma de ETA; ii) a filtração final em filtros de areia poderá suportar efluente de qualidade inferior, com carreira de filtração de mesma duração.

A realização de fase 03 da pesquisa buscou responder com mais consistência esta indagação, tendo em vista o efeito conjunto do pré-filtro ascendente de pedregulho com o filtro descendente de areia – a dupla filtração. Nesta fase, não foi possível definir qual a característica qualitativa do efluente pré-filtrado que seria eficientemente suportada pelo filtro descendente de areia, a qual foi fortemente dependente da taxa de filtração.

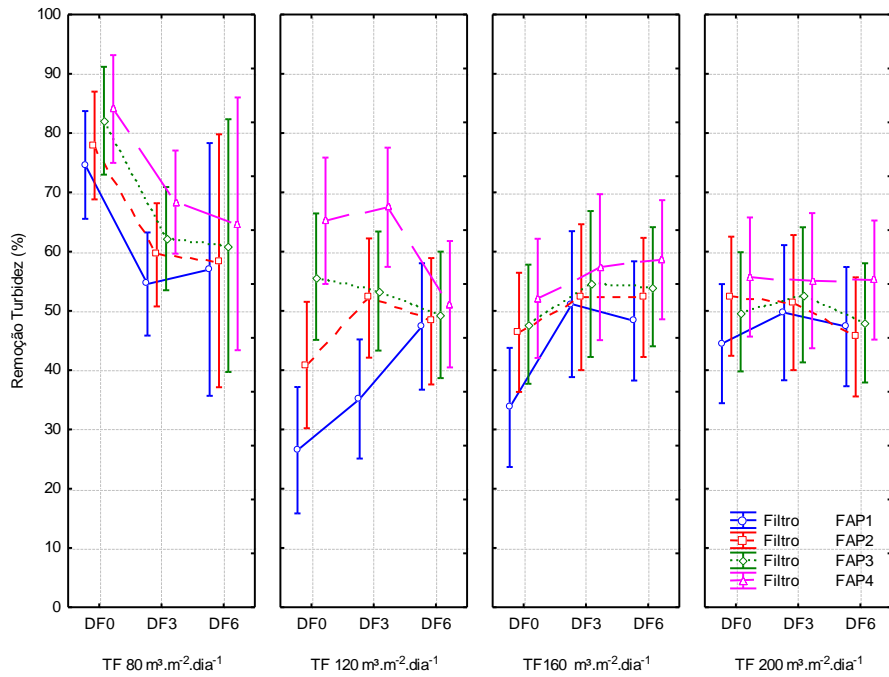


Figura 4.11 – Influência da taxa de filtração e granulometria sobre a remoção de turbidez dos filtros FAP, para ensaios sem DFI (DFI 0) e com DFI 3 e DFI 6.

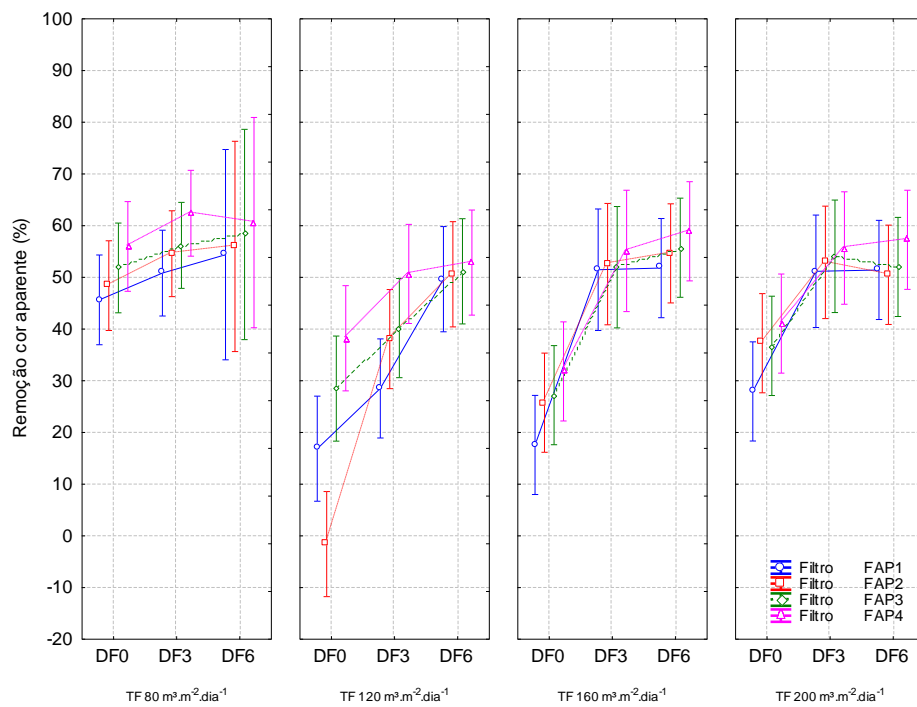


Figura 4.12 – Influência da taxa de filtração e granulometria sobre a remoção de cor aparente dos filtros FAP, para ensaios sem DFI (DFI 0) e com DFI 3 e DFI 6.

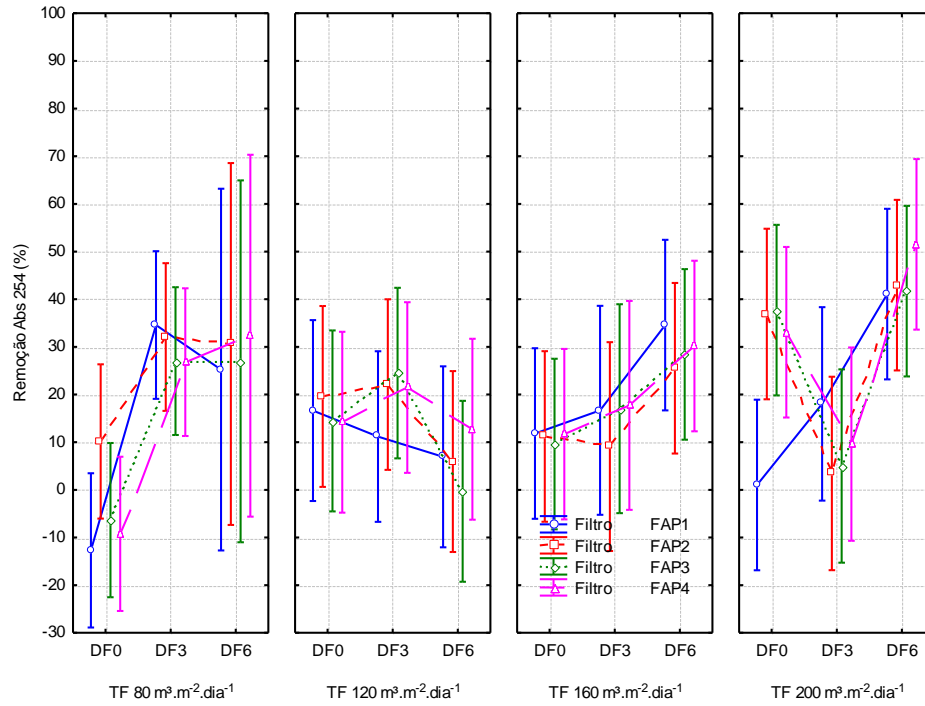


Figura 4.13 – Influência da taxa de filtração e granulometria sobre a remoção de ABS₂₅₄ dos filtros FAP, para ensaios sem DFI (DFI 0) e com DFI 3 e DFI 6.

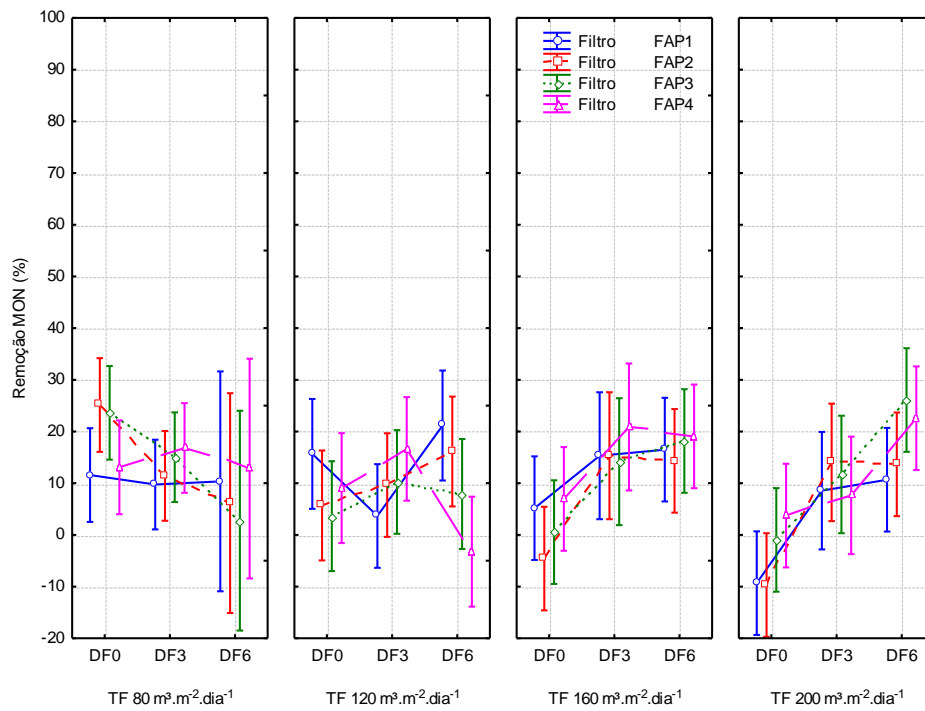


Figura 4.14 – Influência da taxa de filtração e granulometria sobre a remoção de MON dos pré-filtros FAP, para ensaios sem DFI (DFI 0) e com DFI 3 e DFI 6.

4.2.3 Perdas de carga laminares no meio filtrante e camada suporte, ensaios sem DFI

Os dados de variação de perda de carga total (laminar e turbulenta) no interior das camadas filtrantes e suporte e fundo falso dos pré-filtros FAP estão apresentados na Tabela D.1 (Apêndice D) e Figura 4.15, para os ensaios sem DFI e para as quatro taxas de filtração avaliadas. Para todos pré-filtros as perdas de carga no meio filtrante limpo (H_{MFL}) foram inferiores a 7,5 cm nas taxas de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e nas taxas de filtração de $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ estas foram inferiores a 16 cm, exceto em FAP 4 cujo valor foi de 33,1 cm. Vale ressaltar que nos ensaios desta fase como nos das fases 03 e 04, estas perdas foram medidas em cada piezômetro instalado (P0, P1, P2, P3 e P4), inclusive no carretel de entrada de água coagulada (Pven), antes do flange perfurado que funcionava como fundo falso de apoio à camada suporte. Para simplificar a análise nesta fase 02, as perdas parciais foram somadas e suas variações foram avaliadas em função da granulometria e taxa de filtração. Nas fases 03 e 04 estão apresentadas as perdas parciais em cada camada e no trecho do fundo falso de cada pré-filtro e também nos filtros FRDA.

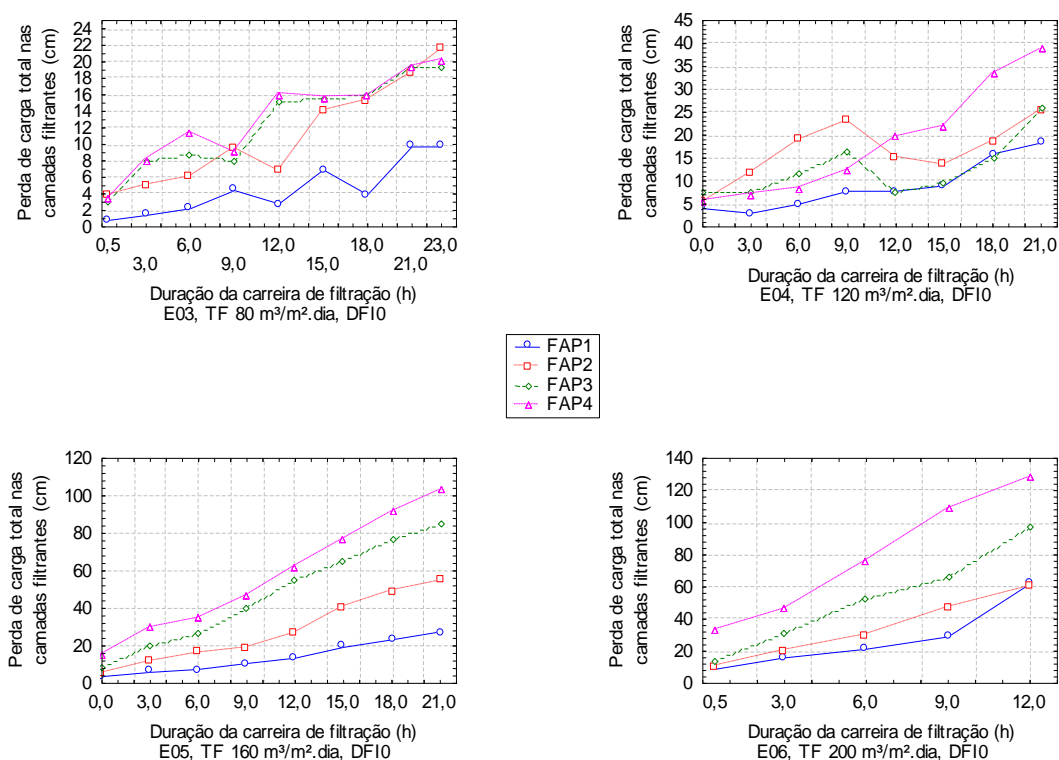


Figura 4.15 – Influência da taxa de filtração e granulometria sobre a perda de carga nas camadas filtrantes dos pré-filtros, para ensaios sem DFI (DFI 0).

FAP1 apresentou sempre as menores perdas de carga em relação aos demais pré-filtros, seguido de FAP2, FAP3 e FAP4. O aumento da taxa de filtração de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ até $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ resultou em aumentos correspondentes porém não lineares de perdas de carga no meio granular, notadamente em FAP3 e FAP4 que se elevaram de cerca de 20 cm com 23 horas de operação (taxas de crescimento de $0,7 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$) para 97 cm e 128 cm com 12 horas de carreira de filtração, respectivamente, representando taxas de crescimento de $7,0 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ e $7,9 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$. Para as taxas de filtração de $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ as taxas de crescimento da perda laminar para FAP3 foram respectivamente de $0,9 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ e $3,6 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ e para FAP4 o comportamento da taxa de perda de carga foi de elevação $1,6 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ para $4,2 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$. Nos pré-filtros FAP1 e FAP2 foi pequena a diferença de crescimento de perda de carga entre as taxas de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ ($0,4$ e $0,8 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$) e $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ ($0,7$ e $1,0 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$). Operando em taxa de filtração de $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ as perdas de carga em FAP1 e FAP2 se elevaram do valor inicial $H_{\text{MFL}} = 3,6 \text{ cm}$ para $27,5 \text{ cm}$ (FAP1) e de $H_{\text{MFL}} = 5,1 \text{ cm}$ para $54,3 \text{ cm}$ (FAP2) para carreiras de filtração de 21 h. A carreira de filtração na taxa de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ durou 12 horas e em FAP1 e FAP2 as perdas no meio filtrante limpo medidas foram de respectivamente $8,9 \text{ cm}$ e $10,6 \text{ cm}$. Nestas condições as taxas de crescimento de perda de carga em FAP1 e FAP2 foram de $1,1 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ e $2,3 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$, na taxa de $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, respectivamente e de aproximadamente $4,2 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ para ambos os pré-filtros na taxa de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Pelos resultados apresentados ficou evidenciada a necessidade de execução de DFI, principalmente para taxas superiores a $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

4.2.4 Perdas de carga laminares no meio filtrante e camada suporte, ensaios com DFI a cada 3 horas

Na Tabela D.2 (Apêndice D) e Figura 4.16 estão apresentados dados e variações de perdas de carga totais nas camadas suporte e filtrante, inclusive fundo falso dos pré-filtros para ensaios com DFI a cada 3 horas e taxas de filtração de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ a $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Operando em vazão correspondente à taxa de filtração de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ as curvas mostram tendências de agrupamento dos quatro pré-filtros em dois blocos: FAP1-FAP2 e FAP3-FAP4. As DFI executadas em FAP1-FAP2 resultaram em baixas perdas de carga que não ultrapassaram 5 cm (FAP1, com 21 h de operação) e não se observou crescimento relativo entre a situação inicial (H_{MFL}) e final da carreira. Nesta taxa de filtração, as perdas de carga em FAP3-FAP4 foram

decrecentes até 15 horas de operação (H_{MFL} de 9 cm e 17 cm, respectivamente) e mostraram tendência de elevação a partir deste ponto da carreira de filtração (5,9 cm e 9,3 cm) para o final do ensaio (9,5 cm e 15,9 cm), com taxas nulas de crescimento de perda de carga.

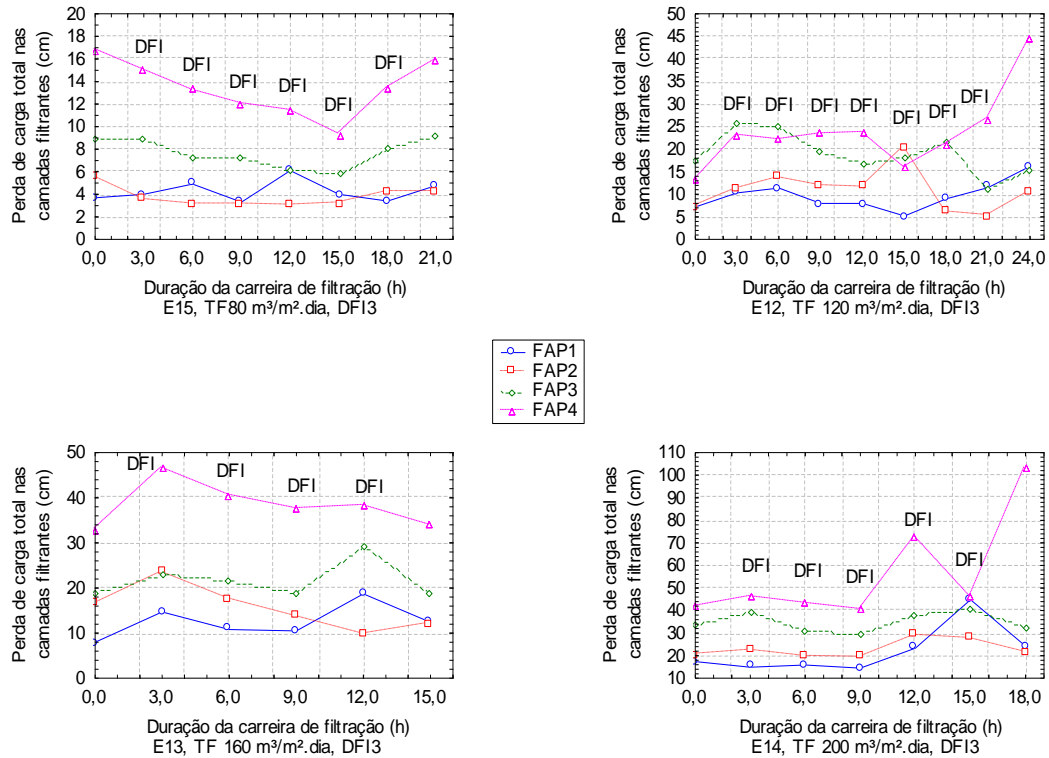


Figura 4.16 – Influência da taxa de filtração e granulometria sobre a perda de carga nas camadas filtrantes dos pré-filtros, para ensaios com DFI a cada 3 horas (DFI 3).

Operando sob taxa de filtração de $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ os pré-filtros FAP1, FAP2 e FAP3 também exibiram baixa taxa de crescimento de perda de carga, em especial FAP3 que apresentava $H_{MFL} = 17,1 \text{ cm}$ e, ao longo da carreira, esta foi diminuindo até o final do ensaio quando mediu 15 cm. Em destaque o comportamento de FAP2 que encerrou a carreira de 24 h com perda de carga de 10,5 cm, resultando em taxa de $0,1 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$; em FAP1 a perda de carga total cresceu de 7,1 cm (H_{MFL}) para 16,2 cm no final da carreira (taxa de $0,4 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$). FAP4 iniciou o ensaio com $H_{MFL} = 13,0 \text{ cm}$ que elevou-se à partir da 1ª DFI para 23,0 cm, mantendo-se nesta faixa até 18 horas de operação ponto a partir do qual a perda laminar cresceu contínua e acentuadamente até 44,4 cm no final da carreira de filtração. Nesta taxa de filtração foi o único pré-filtro com taxa de crescimento positiva de perda de carga ($1,3 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$), equivalente à observado para FAP1 nos ensaios sem DFI e taxa de filtração de $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

Sob taxa de filtração de $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ tem-se o agrupamento de FAP1 e FAP3 que exibiram com o meio filtrante limpo perdas iniciais de $H_{\text{MFL}} = 8,5 \text{ cm}$ para FAP1 e $H_{\text{MFL}} = 18,5 \text{ cm}$ para FAP3. Ocorreu tendência inicial de redução com estabilidade até 9 horas de operação seguida de elevação; no final da carreira as perdas medidas foram de $H_{\text{MF15}} = 12,4 \text{ cm}$ para FAP1 e de $H_{\text{MF15}} = 18,5 \text{ cm}$ para FAP3, próximos aos valores iniciais, isto é, ambos os pré-filtros não exibiram crescimento de perda de carga, resultado das DFI executadas em intervalos de 3 horas. Configuram-se nestas condições gradientes nulos de perda de carga, uma vez que a diferença entre a medição de perda de carga inicial em FAP1 de 8,0 cm e a final de 12,4 cm pode estar associada a oscilações de níveis do piezômetro devido ao movimento da estrutura da IP-DF e conseqüentemente de suas unidades.

Os pré-filtros FAP2 e FAP 4 exibiram aumento de perda de carga entre o início da carreira ($H_{\text{MFL}} = 16,4 \text{ cm}$ e $H_{\text{MFL}} = 32,9 \text{ cm}$, respectivamente) e a primeira DFI realizada após 3 h (23,4 cm e 46,5 cm, respectivamente) seguido de redução gradativa até o final do ensaio com perdas de carga finais de 12,1 cm e 33,8 cm em FAP2 e FAP4, respectivamente.

Sob taxa de filtração de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ as perdas de carga laminares e turbulentas iniciais (H_{MFL}) em FAP1, FAP2 e FAP3 foram equivalentes e iguais a 37,4 cm, 30,4 cm e 33,2 cm, com reduções em FAP1 e FAP2 nas primeiras 6 horas e até 9 horas em FAP3. Em FAP4 a perda de carga total inicial foi medida em 41,6 cm com leve aumento depois das 3 horas de operação seguido de diminuição até a 3ª DFI para 40,3 cm. Para os quatro pré-filtros, houve crescimento a partir da 3ª DFI e no final das 18 horas do ensaio FAP1 e FAP2 exibiam perdas de carga no meio filtrante e fundo falso equivalentes, de 24,2 cm e 21,3 cm, respectivamente. No intervalo entre 16 h e 18 h de operação FAP4 apresentou crescimento acentuado de perda de carga, saindo de 46,0 cm para 103,3 cm, resultando em taxa de $28,65 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$.

4.2.5 Perdas de carga laminares no meio filtrante e camada suporte, ensaios com DFI a cada 6 horas

Nos ensaios com execução de DFI a cada 6 horas, as perdas de carga laminares tiveram comportamento conforme dados da Tabela D.3 (Apêndice D) e como mostra a Figura 4.17. Para as quatro taxas avaliadas FAP1 e FAP2 mostraram comportamentos similares e FAP3 e FAP4 mostraram tendências de variação de perda de carga no meio filtrante e camada suporte semelhantes. Nas taxas de 80

$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ praticamente não foi observada variação de perda de carga em FAP1 e FAP2, à exceção de FAP1 que operando em $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ oscilou entre 5 cm e 10 cm, finalizando a carreira com perda de carga total de 9,3 cm. As perdas de carga no meio filtrante limpo em FAP3 e FAP4 na taxa de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ foram respectivamente iguais a 9,8 cm e 15,3 cm e na taxa de $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ estas foram medidas em 17,4 cm e 26,0 cm. Nos quatro pré-filtros e para as duas taxas referidas não foram observados gradientes positivos de perda de carga, resultado das descargas realizadas, fato que evidencia a importância da execução de DFI em filtros ascendentes de pedregulho.

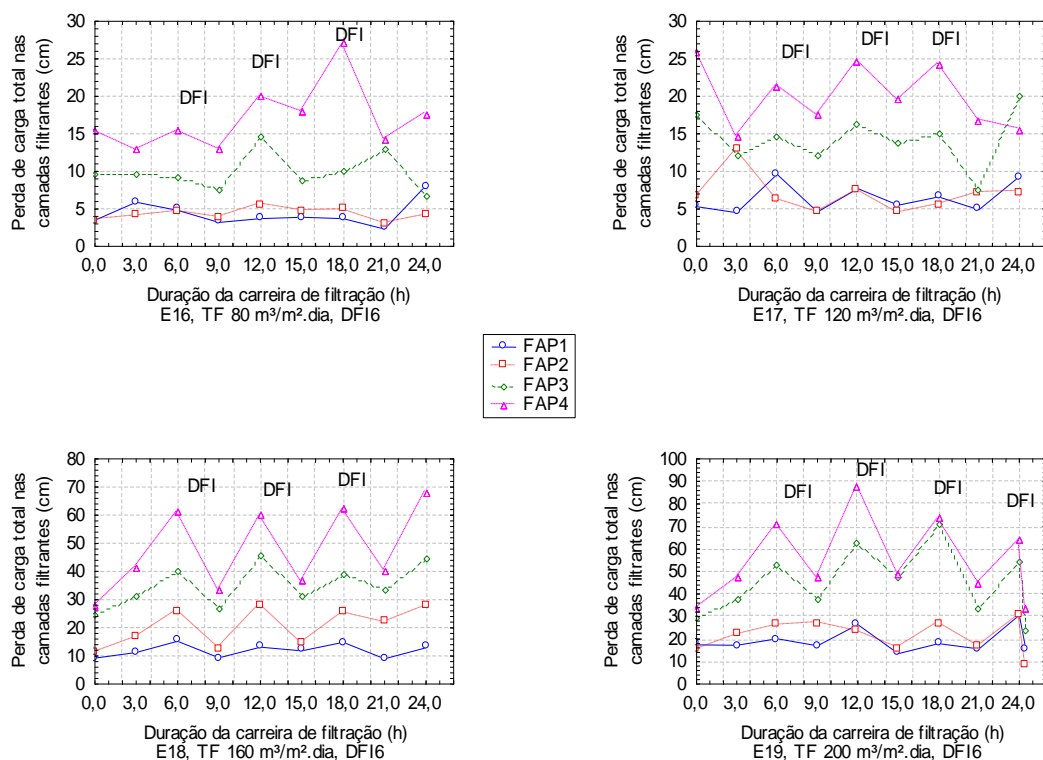


Figura 4.17 – Influência da taxa de filtração e granulometria sobre a perda de carga nas camadas filtrantes dos pré-filtros, para ensaios com DFI a cada 6 horas (DFI 6).

Na taxa de $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ as oscilações de perda de carga em FAP1 e FAP2 seguiram as DFI realizadas em intervalos de 6 horas: iniciaram o ensaio com $H_{\text{MFL}} = 9,3 \text{ cm}$ e $H_{\text{MFL}} = 11,0 \text{ cm}$ e finalizaram a carreira de filtração com perdas de carga totais de 12,9 cm e 27,5 cm, caracterizando para os dois pré-filtros gradientes de perda de carga de $0,15 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ e $0,7 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$, respectivamente. Do início ao final das 24 horas de operação FAP3 e FAP4 mostraram comportamentos semelhantes, com oscilações bem definidas de aumento e diminuição da perda de carga total e com tendência de crescimento em relação ao valor anterior. Com meios filtrantes limpos, as perdas iniciais ficaram muito próximas (24,2 cm para FAP3 e 27,4 cm

para FAP4) e decorridas 12 horas do início do ensaio estas chegaram a 45,7 cm e 59,6 cm, respectivamente. Deste ponto em diante a perda de carga total em FAP3 mostrou redução seguida de estabilização na faixa de 30 a 40 cm e no final das 24 horas a perda de carga aumentou para 44,5 cm, valor próximo ao das 12 horas de operação (taxa de crescimento médio de $0,8 \text{ cm.h}^{-1}$). FAP4 exibiu comportamento marcante a partir das 6 horas do início da carreira com oscilações entre 60 cm e 30-40 cm a cada DFI e no final do ensaio esta atingiu valor máximo de 68,3 cm, com taxa de crescimento de $1,7 \text{ cm.h}^{-1}$.

Para a taxa de filtração de $200 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ foi observado o mesmo comportamento para FAP1 e FAP2 e para FAP3 e FAP4. Os dois primeiros pré-filtros exibiram leve aumento de perda de carga do início ($H_{\text{MFL}} = 17,4 \text{ cm}$ e $H_{\text{MFL}} = 15,0 \text{ cm}$, respectivamente) até a 1ª DFI com perdas de 20,1 cm e 25,9 cm e deste ponto em diante, mantiveram-se estáveis na faixa 15 cm a 30 cm. No final da carreira de filtração a DFI realizada resultou em retorno das perdas totais para valores equivalentes aos iniciais (15,1 cm e 9,0 cm), indicando taxa nula de crescimento de perda de carga total. FAP3 e FAP4, em patamares mais elevados que FAP1 e FAP2 também mostraram comportamento de crescimento seguido de redução de perda de carga conforme a execução de DFI. As perdas iniciais com meio filtrante limpo foram muito próximas entre os dois pré-filtros ($H_{\text{MFL}} = 29,2 \text{ cm}$ para FAP3 e $H_{\text{MFL}} = 33,4 \text{ cm}$ para FAP4). Em FAP3 as perdas oscilaram entre 40 cm e 60 cm até atingir máximo de 70,7 com 18 horas de funcionamento, enquanto que FAP4 mostrou perda de carga máxima com 12 horas de carreira e a partir deste momento ocorreu tendência de redução. Os dois pré-filtros finalizaram o ensaio com perdas de carga aproximadamente iguais às do início, 24,2 cm e 33,5 cm, abaixo da carga hidráulica disponível de 150 cm. Mantendo-se estas tendências de baixo ou nulo crescimento de perda de carga a carreira de filtração seria encerrada em função da turbidez remanescente do efluente pré-filtrado.

4.3 ENSAIOS NA IP-DF COM FILTROS FAP E FRDA (FASE 03)

4.3.1 Características da água bruta e dados dos ensaios

A variação sazonal da água bruta foi monitorada e um resumo dos resultados encontra-se na Tabela 4.30 na qual constam os valores médios e demais medidas estatísticas de características da água bruta do açude Gargalheira durante o período de 30 de junho a 29 de setembro em que se realizaram os ensaios da fase 03.

A Tabela 4.31 permite maior detalhamento destas características em cada ensaio com média aritmética e desvio padrão das variáveis de controle monitoradas. Estes dados foram apresentados para possibilitar a visualização da qualidade da água durante os ensaios, dada sua variação sazonal; portanto não é apresentada a discussão destes dados, a qual foi feita de forma geral para o período de estudo no item 4.1 deste Capítulo.

Tabela 4.30 – Valores médios de características da água bruta no período dos ensaios com dupla filtração, fase 03 (30.06 a 29.09.2009).

Medida	Tur	Alc	pH	T	CA	CV	ABS ₂₅₄	MON	COT	Cl a
\bar{X}	6,86	64	7,66	25,9	57	35	0,024	8,8	10,7	16,5
Md	6,78	63	7,60	25,8	56	33	0,026	9,0	9,6	15,4
DP	1,14	7	0,35	1,3	8	6	0,008	1,9	2,8	5,8
Var	1,30	45	0,12	1,7	8	6	6,1E-05	3,6	2,80	5,8
Mín	4,67	46	7,00	22,6	44	26	0,009	3,6	8,4	8,3
Máx	11,16	80	8,53	29,4	76	45	0,038	12,5	15,7	28,4
n	98	81	90	96	98	9	86	85	6	10

LEGENDA/UNIDADES: Tur – turbidez (uNT); Alc – alcalinidade total (mg CaCO₃.L⁻¹); T – temperatura (°C); CA – cor aparente (uH); CV – cor verdadeira (uH); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); MON – matéria orgânica natural (mg O₂.L⁻¹); COT – carbono orgânico total (mg.L⁻¹); Cl a – clorofila a (µg.L⁻¹); \bar{X} - média aritmética; Md – mediana; DP – desvio padrão; Var – variância; Mín – mínimo; Máx – máximo; n – n° de dados.

Na Tabela 4.32 constam os dados e condições operacionais dos ensaios da fase 03 que permitiram a confirmação da avaliação preliminar da granulometria do filtro ascendente e da taxa de filtração realizadas na fase 02. As taxas médias efetivas de filtração dos ensaios tiveram desvio de $\pm 10\%$, considerado tolerável por não ter influenciado os resultados de desempenho dos filtros. Os ensaios executados com taxas de filtração de 80 m³.m⁻².dia⁻¹, 120 m³.m⁻².dia⁻¹ e 160 m³.m⁻².dia⁻¹ tiveram DFI a cada 8 horas e na taxa de 200 m³.m⁻².dia⁻¹ foram realizadas DFI a cada 6 horas. Nos ensaios E38 e E39, E40 realizados com taxas de filtração de 200 m³.m⁻².dia⁻¹ e de 160 m³.m⁻².dia⁻¹, respectivamente, não ocorreram DFI.

Tabela 4.31 – Valores médios de características da água bruta nos ensaios com dupla filtração, fase 03.

Ensaio	Tur	Alc	pH	T	CA	CV	ABS ₂₅₄	MON	COT	Cl a
E20	9,31±0,16	61±3	7,46±0,22	25,7±0,2	74±0	-	0,037±0,000	3,8±0,1	-	-
E21	7,53±0,26	68±11	7,36±0,13	24,6±0,2	75±0	-	0,031±0,001	5,9±0,0	-	-
E22	5,77±0,18	62±2	7,44±0,10	26,0±0,4	64±1	45	0,030±0,001	9,3±0,7	-	-
E23	6,03±0,44	64±3	7,30±0,11	26,2±0,2	64±2		0,029±0,000	7,9±0,2	-	13,41
E24	4,90±0,20	65±3	7,29±0,34	25,4±0,5	59±0	43	0,031±0,000	6,9±0,2	8,39	19,65
E25	5,23±0,13	53±5	7,25±0,06	25,1±0,4	60±1		0,027±0,005	7,2±0,6		
E26	5,91±0,12	65±5	7,53±0,05	25,6±0,7	62±1	34	0,025±0,001	7,4±0,9	9,43	13,45
E27	6,31±0,24	69±2	7,51±0,14	25,5±1,3	63±2		0,027±0,001	10,7±0,9		
E28	7,70±0,32	61±1	7,65±0,08	25,6±0,6	64±1	-	0,032±0,003	9,6±1,2	-	12,04
E29	7,34±0,50	59±1	7,50±0,13	25,2±0,9	62±1	-	0,031±0,002	11,7±0,4	-	-
E30	6,51±0,53	62±1	7,45±0,13	26,0±1,0	56±0	35	0,015±0,001	9,1±0,1	9,78	18,73
E31	6,60±0,28	62±1	7,55±0,13	26,0±0,8	54±2		0,018±0,002	10,4±0,1		
E32	7,59±0,54	62±1	7,57±0,18	26,5±2,1	55±1	33	0,019±0,002	9,6±0,3	-	22,08
E33	9,19±1,08	62±0	7,68±0,15	26,6±1,5	58±3		0,015±0,001	11,2±0,2		
E34	7,01±0,27	64±9	7,96±0,10	25,2±1,4	50±1	33	0,029±0,002	8,3±0,3	-	8,27
E35	6,35±0,11	64±9	7,78±0,07	23,9±0,7	48±0		0,021±0,002	10,2±0,8		
E36	6,63±0,44	72±4	8,39±0,01	26,8±1,5	52±4	30	0,011±0,001	8,6±0,3	-	17,36
E37	6,57±0,51	75±4		27,2±1,6	46±2		0,011±0,002	7,3±0,4		
E38	6,85±0,39	70±0	8,22±0,17	26,44±0,65	49±3	32	0,018±0,000	9,5±0,0	12,17	28,39
E39	7,81±0,82	73±0	8,30±0,15	26,5±0,5	51±2		0,014±0,000			
E40	7,44±0,40	70±0	7,97±0,27	26,7±0,9	47±1	26	0,021±0,000	7,5±0,1	15,72	18,14

LEGENDA/UNIDADES: Tur – turbidez (uNT); Alc – alcalinidade total (mg CaCO₃.L⁻¹); T – temperatura (°C); CA – cor aparente (uH); CV – cor verdadeira (uH); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); MON – matéria orgânica natural (mg O₂.L⁻¹); COT – carbono orgânico total (mg.L⁻¹); Cl a – clorofila a (µg.L⁻¹).

A Figura 4.18 descreve o perfil de variação do pH da água bruta e coagulada nos ensaios da fase 03. Os pontos descrevem trajetórias que tendem a ser paralelas entre si e guardam estreita relação: de junho (E20) a setembro (E40) o pH da água bruta se elevou de cerca de 7,50 para 8,30 e o pH da água coagulada no ensaio E20 foi de 7,25 e no ensaio E40 atingiu 7,40, com dosagem de ácido de 8 mg.L⁻¹. Para todo o período, o pH de coagulação ficou na faixa de 7,00 a 7,50, obtido mediante o emprego de doses médias de ácido sulfúrico entre 2 e 8 mg.L⁻¹, cujos valores foram sistematicamente avaliados pelos ensaios de tratabilidade realizados na fase 02.

Tabela 4.32 – Dados operacionais dos ensaios com dupla filtração, fase 03 (2009).

Ensaio	Data	Duração (h)	VT	Q _{IP-DF}	Filtro	TF		Dosagem	
						FAP	FRDA	HCA23	Acido
E20	30.06	6:45	1.875	278	FAP4	212	283	18	2
E21	07.07	6:40	1.870	281	FAP3	214	286	19	2
E22	14.07	9:15	2.583	279	FAP1	213	284	18	2
E23	15.07	9:10	2.558	279	FAP2	213	284	18	3
E24	21.07	7:30	2.202	294	FAP3	224	299	18	2
E25	22.07	12:00	3.341	278	FAP4	213	284	17	2
E26	28.07	12:00	2.679	223	FAP1	171	227	18	3
E27	29.07	12:00	2.669	222	FAP2	170	227	19	4
E28	04.08	12:15	2.970	242	FAP3	189	252	20	3
E29	05.08	12:05	2.729	226	FAP4	174	232	22	3
E30	11.08	12:00	1.996	166	FAP1	127	169	18	2
E31	12.08	12:00	1.979	165	FAP2	126	168	19	2
E32	18.08	13:15	1.922	145	FAP3	122	163	18	2
E33	19.08	12:10	1.987	163	FAP4	126	169	17	2
E34	25.08	12:05	1.407	116	FAP1	89	119	17	2
E35	26.08	12:05	1.372	114	FAP2	87	116	18	5
E36	08.09	12:05	1.395	115	FAP3	88	118	17	5
E37	09.09	12:15	1.266	103	FAP4	79	105	18	4
E38	15.09	11:25	2.990	262	FAP4	200	267	19	5
E39	16.09	12:05	2.608	216	FAP4	165	220	19	8
E40	29.09	12:15	2.657	217	FAP4	166	221	19	7

LEGENDA/UNIDADES: VT- volume tratado (L); Q_{IP-DF} – vazão na instalação piloto de dupla filtração (L.h⁻¹); TF – taxa de filtração (m³.m⁻².dia⁻¹); Dosagem – dosagem aplicada (mg.L⁻¹); HCA 23 – hidróxicloreto de alumínio, 23% de alumina; Acido – ácido sulfúrico 0,1%.

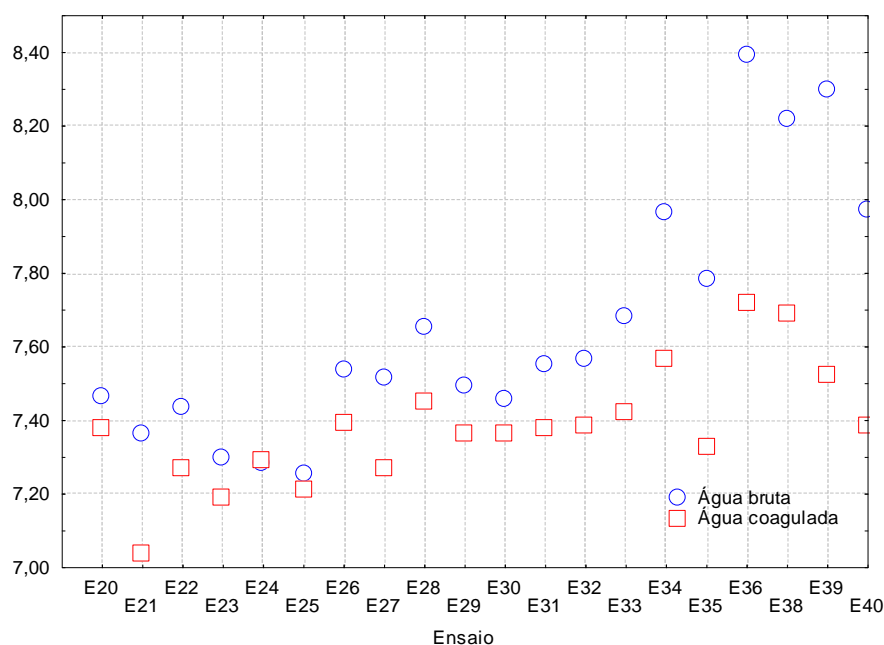


Figura 4.18 – Variação do pH da água bruta e água coagulada nos ensaios com dupla filtração, fase 03.

4.3.2 Desempenho dos pré-filtros e sistema de dupla filtração e características dos efluentes

As tabelas 4.33 a 4.40 mostram os valores médios remanescentes de turbidez, cor aparente, cor verdadeira, ABS_{254} e MON medidos nos efluentes dos pré-filtros e sistema de dupla filtração nas oito taxas de filtração ensaiadas. A turbidez e cor aparente remanescentes dos pré-filtros estiveram sempre acima de 3,00 uNT e 25 uH superiores aos VMP para água potável (BRASIL, 2004). As eficiências variaram de 10% para os pré-filtros de maior granulometria até superior a 50% para FAP4, de menores tamanhos de grãos da camada filtrante. A taxa de filtração não afetou o desempenho de FAP4 que consistentemente mostrou melhores remoções, mesmo com seu crescimento: sob taxa de filtração de $80/107 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ as remoções de turbidez, ABS_{254} e clorofila a atingiram 50,1%, 67,4% e 54,9% e operando na taxa de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ o rendimento do filtro FAP4 caiu ligeiramente para turbidez (45%) e um pouco mais para cor aparente (40%) e cresceu para 87% na remoção de clorofila a.

Os resultados dos ensaios E38, E39 e E40 realizados sem DFI revelaram não ser possível estabelecer regras rígidas quanto à operação de pré-filtros. Descargas devem ser definidas tendo em vista a qualidade da água bruta (turbidez, sólidos suspensos, natureza e tamanho das partículas, dosagem e tipo de coagulante) e a frequência avaliada em função da perda de carga laminar nas camadas filtrantes e sistema de coleta de água filtrada (fundo falso) e da qualidade do efluente dos filtros descendentes.

Tabela 4.33 – Valores médios remanescentes nos efluentes de pré-filtros (FAP) e dupla filtração (DF) para taxas de filtração de $80/107 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e DFI 8.

Ensaio	Filtro	Tur	DP	CA	DP	CV	DP	ABS_{254}	DP	MON	DP	Cl a	DP
E34	FAP1	4,46	0,31	38	2	24	1	0,020	0,001	7,8	0,3	2,88	2,04
	DF1	1,71	0,85	20	5	17	1	0,015	0,001	5,5	1,2	2,05	1,54
E35	FAP2	3,86	0,81	35	3	23	2	0,019	0,001	8,8	0,3	2,05	0,40
	DF2	1,19	0,34	19	2	18	2	0,014	0,001	5,2	0,3	0,92	0,65
E36	FAP3	4,17	0,61	38	5	23	2	0,008	0,002	7,5	0,5	6,63	3,34
	DF3	1,69	0,54	21	5	16	2	0,008	0,001	5,3	0,8	2,32	0,66
E37	FAP4	3,30	0,74	29	4	21	1	0,004	0,001	6,6	0,8	7,83	3,27
	DF4	1,54	0,69	18	3	16	0	0,005	0,001	4,2	0,2	4,05	1,01

LEGENDA: DP – desvio padrão; DF_n – sistema de dupla filtração com pré-filtro FAP_n e filtros FRDA.

Tabela 4.34 – Desempenho de pré-filtros (FAP) e dupla filtração (DF) em taxas de filtração de 80/107 m³.m⁻².dia⁻¹ e DFI 8.

Variável	Remoção média (%)							
	FAP1	DF1	FAP2	DF2	FAP3	DF3	FAP4	DF4
Tur	36,3	75,6	39,0	81,3	36,9	74,8	50,1	76,0
CA	25,0	59,3	26,6	60,8	27,3	59,2	36,2	60,5
CV	27,3	47,9	31,8	45,5	25,0	45,3	34,8	49,1
ABS ₂₅₄	30,3	49,0	8,9	34,3	31,3	29,5	67,4	59,3
MON	16,4	43,2	13,5	48,8	13,2	38,8	9,4	42,6
Cl a	65,2	75,2	75,3	88,9	61,8	86,6	54,9	76,7

LEGENDA/UNIDADES: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); CV – cor verdadeira (uH); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); MON – matéria orgânica natural (mg O₂.L⁻¹); Cl a – clorofila a (µg.L⁻¹); DP – desvio padrão; DF_n – sistema de dupla filtração com pré-filtro FAP_n e filtros FRDA.

Tabela 4.35 – Valores remanescentes nos efluentes de pré-filtros (FAP) e dupla filtração (DF) para taxas de filtração de 120/158 m³.m⁻².dia⁻¹ e DFI 8.

Ensaio	Filtro	Tur	DP	CA	DP	CV	DP	ABS ₂₅₄	DP	MON	DP	Cl a	DP
E30	FAP1	3,50	0,52	39	3	27	0	0,013	0,001	8,8	0,2	14,51	2,71
	DF1	1,11	0,13	21	1	16	0	0,011	0,001	5,6	0,6	6,67	1,15
E31	FAP2	3,99	0,62	41	3	31	1	0,013	0,001	8,4	0,5	5,48	0,28
	DF2	1,27	0,73	21	5	18	2	0,009	0,001	5,7	0,3	4,33	1,43
E32	FAP3	5,07	1,06	43	6	26	3	0,010	0,002	9,0	0,3	7,13	1,21
	DF3	1,61	0,51	20	5	18	2	0,008	0,001	6,3	0,3	4,95	1,10
E33	FAP4	5,63	1,53	41	5	27	1	0,011	0,003	9,8	0,3	12,86	1,32
	DF4	1,98	0,21	23	2	18	0	0,007	0,001	5,7	0,3	5,98	0,69

LEGENDA/UNIDADES: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); CV – cor verdadeira (uH); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); MON – matéria orgânica natural (mg O₂.L⁻¹); Cl a – clorofila a (µg.L⁻¹); DP – desvio padrão; DF_n – sistema de dupla filtração com pré-filtro FAP_n e filtros FRDA.

Tabela 4.36 – Desempenho de pré-filtros (FAP) e dupla filtração (DF) em taxas de filtração de 120/158 m³.m⁻².dia⁻¹ e DFI 8.

Variável	Remoção média (%)							
	FAP1	DF1	FAP2	DF2	FAP3	DF3	FAP4	DF4
Tur	46,1	82,8	39,5	80,7	32,2	79,0	39,1	78,1
CA	29,4	61,9	24,1	61,1	21,6	62,9	28,5	59,8
CV	22,9	55,0	11,4	50,0	21,2	44,8	19,7	45,9
ABS ₂₅₄	11,4	26,4	27,1	48,0	44,3	57,4	24,8	53,6
MON	3,9	38,1	18,8	45,7	6,0	33,6	12,1	49,0
Cl a	22,6	64,4	70,7	76,9	67,7	77,6	41,8	72,9

LEGENDA/UNIDADES: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); CV – cor verdadeira (uH); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); MON – matéria orgânica natural (mg O₂.L⁻¹); Cl a – clorofila a (µg.L⁻¹); DF_n – sistema de dupla filtração com pré-filtro FAP_n e filtros FRDA.

Tabela 4.37 – Valores remanescentes nos efluentes de pré-filtros (FAP) e dupla filtração (DF) para taxas de filtração de 160/211 m³.m⁻².dia⁻¹ e DFI 8.

Ensaio	Filtro	Tur	DP	CA	DP	CV	DP	ABS ₂₅₄	DP	MON	DP	Cl a	DP
E26	FAP1	4,27	0,23	48	2	-	-	0,020	0,002	7,2	1,0	6,92	1,65
	DF1	1,04	0,16	23	1	-	-	0,014	0,001	4,8	1,1	3,13	0,62
E27	FAP2	4,07	0,26	46	2	-	-	0,020	0,003	8,5	0,5	7,70	3,05
	DF2	1,14	0,14	23	1	-	-	0,014	0,001	6,5	0,2	3,01	1,80
E28	FAP3	4,65	0,37	47	2	-	-	0,026	0,002	9,2	1,2	9,45	1,41
	DF3	1,55	0,30	25	2	-	-	0,019	0,001	6,2	1,0	5,24	1,29
E29	FAP4	4,55	0,70	45	4	-	-	0,027	0,001	9,9	0,2	6,50	1,53
	DF4	1,47	0,24	24	1	-	-	0,020	0,001	6,5	0,3	5,61	1,42
E39 ⁽¹⁾	FAP4	5,15	1,63	37	6	23	1	0,010	0,003	8,7	0,4	-	-
	DF4	1,89	0,43	20	2	20	4	0,002	0,000	7,9	0,4	-	-
E40 ⁽¹⁾	FAP4	3,59	1,58	31	6	19	3	0,014	0,001	6,4	0,2	8,52	9,46
	DF4	0,82	0,45	16	3	16	3	0,004	0,001	5,9	0,7	3,09	2,74

LEGENDA/UNIDADES: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); CV – cor verdadeira (uH); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); MON – matéria orgânica natural (mg O₂.L⁻¹); Cl a – clorofila a (µg.L⁻¹); DP – desvio padrão; DF_n – sistema de dupla filtração com pré-filtro FAP_n e filtros FRDA. ⁽¹⁾ensaios realizados sem DFI

Tabela 4.38 – Desempenho de pré-filtros (FAP) e dupla filtração (DF) em taxas de filtração de 160/211 m³.m⁻².dia⁻¹ e DFI 8.

Variável	Remoção média (%)											
	FAP1	DF1	FAP2	DF2	FAP3	DF3	FAP4	DF4	FAP4 ⁽¹⁾	DF4	FAP4 ⁽²⁾	DF4
Tur	27,7	82,3	35,4	81,9	39,4	79,8	37,4	80,1	31,8	75,7	52,6	89,0
CA	22,1	63,5	27,4	63,5	25,8	61,0	26,9	61,8	26,3	61,1	32,9	66,0
ABS ₂₅₄	19,0	43,0	27,7	47,3	18,7	40,0	13,9	37,5	31,4	84,0	32,4	83,3
MON	1,1	34,2	20,7	38,9	3,7	35,0	15,0	44,4	8,2	16,6	14,7	21,6
COT	-4,4	27,1	-2,8	31,4	10,4	34,1	12,6	37,0	4,5	33,7	21,5	47,5
Cl a	48,6	76,8	41,6	74,5	21,5	56,5	46,1	53,5			89,9	93,7

LEGENDA/UNIDADES: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); CV – cor verdadeira (uH); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); MON – matéria orgânica natural (mg O₂.L⁻¹); Cl a – clorofila a (µg.L⁻¹); DF_n – sistema de dupla filtração com pré-filtro FAP_n e filtros FRDA; ⁽¹⁾ensaio E39; ⁽²⁾ensaio E 40.

Tabela 4.39 – Valores remanescentes nos efluentes de pré-filtros (FAP) e dupla filtração (DF) para taxas de filtração de 200/267 m³.m⁻².dia⁻¹ e DFI 6.

Ensaio	Filtro	Tur	DP	CA	DP	ABS ₂₅₄	DP	MON	DP	Cl a	DP
E22	FAP1	4,92	0,24	55	1	0,025	0,002	8,30	0,26	-	-
	DF1	2,37	1,39	32	8	0,017	0,000	5,56	0,51	-	-
E23	FAP2	5,42	0,52	56	3	0,023	0,003	7,83	1,32	-	-
	DF2	1,90	0,29	27	3	0,017	0,002	5,32	0,60	-	-
E21	FAP3	6,46	0,60	59	3	0,017	0,001	4,67	0,29	-	-
	FRDA	1,53	0,26	25	1	0,011	0,000	2,50	0,16	-	-
E24	FAP3	3,73	0,30	48	2	0,024	0,003	6,40	0,22	4,02	0,35
	DF3	1,08	0,34	24	2	0,016	0,001	4,23	0,12	3,69	0,23
E20	FAP4	7,35	0,18	60	5	0,024	0,004	2,53	0,06	-	-
	DF4	2,99	1,75	32	11	0,019	0,004	1,76	0,54	-	-
E25	FAP4	3,67	0,20	46	2	0,021	0,002	6,90	0,33	7,50	1,69
	DF4	1,03	0,13	24	1	0,016	0,001	4,28	0,10	6,47	1,57
E38 ⁽¹⁾	FAP4	3,59	1,38	35	6	0,011	0,004	7,44	0,99	3,66	2,09
	DF4	0,76	0,35	17	2	0,009	0,003	5,18	2,43	2,94	1,94

LEGENDA/UNIDADES: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); CV – cor verdadeira (uH); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); MON – matéria orgânica natural (mg O₂.L⁻¹); Cl a – clorofila a (µg.L⁻¹); DP – desvio padrão; DF_n – sistema de dupla filtração com pré-filtro FAP_n e 3 filtros FRDA. ⁽¹⁾ensaio realizado sem DFI.

Tabela 4.40 – Desempenho de pré-filtros (FAP) e dupla filtração (DF) em taxas de filtração de 200/267 m³.m⁻².dia⁻¹ e DFI 6.

Variável	Remoção média (%)													
	FAP1	DF1	FAP2	DF2	FAP3	DF3	FAP3	DF3	FAP4	DF4	FAP4	DF4	FAP4 ⁽¹⁾	DF4
Tur	14,6	59,0	9,7	68,0	14,3	79,5	23,7	77,9	21,0	67,7	28,9	79,7	44,9	87,8
CA	14,1	49,1	12,7	57,6	21,2	67,3	18,7	59,3	19,0	55,9	22,4	60,5	30,2	66,6
ABS ₂₅₄	16,7	43,6	20,1	42,0	46,6	66,4	21,9	46,8	36,7	49,5	19,1	39,9	40,0	51,0
MON	9,9	39,3	1,6	32,6	20,4	57,3	6,9	38,5	32,7	53,6	8,7	43,3	21,7	45,5
COT							4,7	28,0			-2,4	27,5	9,4	40,0
Cl a							69,1	71,7			61,9	67,1	87,1	89,6

LEGENDA/UNIDADES: Tur – turbidez (uNT); CA – cor aparente (uH); CV – cor verdadeira (uH); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); MON – matéria orgânica natural (mg O₂.L⁻¹); Cl a – clorofila a (µg.L⁻¹); DF_n – sistema de dupla filtração com pré-filtro FAP_n e filtros FRDA. ⁽¹⁾ensaio E38

A Figura 4.19 resume os resultados dos ensaios da fase 03 com os pré-filtros, obtidos por análise de variância (ANOVA) dos valores de remoção de turbidez, cor aparente, ABS₂₅₄ e MON. O filtro FAP1 apresentou comportamento semelhante em relação a remoção de turbidez e cor aparente, que se elevou de 35% e 25% para 45% e 30%, respectivamente quando a taxa de filtração subiu de 80 m³.m⁻².dia⁻¹ para 120 m³.m⁻².dia⁻¹, atingindo os menores desempenhos quando operou sob a taxa de 200 m³.m⁻².dia⁻¹, com remoções inferiores a 20% para ambas variáveis. A remoção de ABS₂₅₄ e MON ocorreu de forma análoga, sendo reduzida com a

elevação da taxa de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ até $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, estabilizando-se e elevando-se suavemente na taxa de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

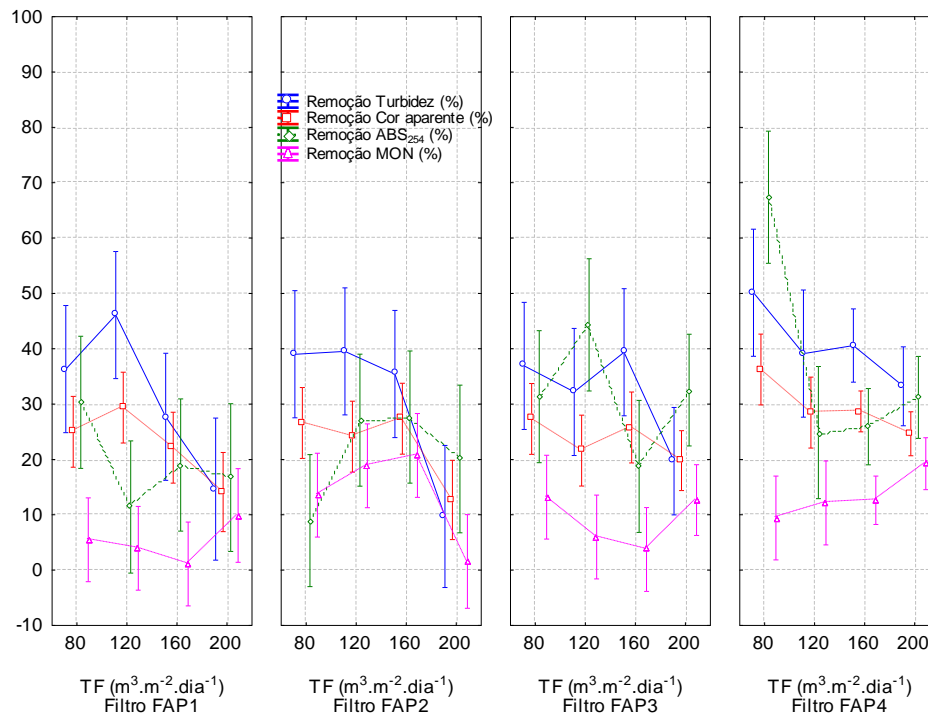


Figura 4.19 – Influência da taxa de filtração e granulometria na remoção de turbidez, cor aparente, ABS_{254} e MON dos pré-filtros FAP.

A performance de FAP2, tal como à de FAP1, foi influenciada por valores mais elevados da velocidade de aproximação: a remoção de turbidez e cor aparente manteve-se constante para as taxas de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ a $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (< 40% e < 30%, respectivamente), decrescendo significativamente para a taxa de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, situando-se próxima a 10%. Comportamento diverso ocorreu para as remoções de ABS_{254} e MON que se elevaram de 10% ($80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$) para 30% e 20% ($160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$); na taxa de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ a remoção de ABS_{254} atingiu apenas 20% e não ocorreu remoção de MON. De maneira geral FAP2 tem desempenhos semelhantes aos de FAP1, e foram os mais baixos observados entre os quatro pré-filtros.

O comportamento do filtro FAP3 quanto à remoção de turbidez e cor aparente permaneceu estável a partir da taxa de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ até $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, com valores inferiores a 40% e 30%, respectivamente, decrescendo para 20% na taxa de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. A remoção de ABS_{254} foi bastante instável, aumentando de 30% na taxa de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ para 45% quando o filtro operou sob taxa de $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, reduzindo-se para cerca de 20% na taxa de $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e para a taxa de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ elevou-se acima de 30%. A tendência de remoção de MON pelo

pré-filtro FAP3 foi de redução de eficiência de 10% até 0%, a partir da taxa de filtração de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ até $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, no entanto para a taxa de filtração de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ o filtro voltou a exibir o desempenho anterior de 10%, para menores taxas de filtração. Pode-se associar este baixo desempenho a uma desestabilização parcial das parcelas que compõem a MON uma vez que os valores de pH de coagulação estiveram sempre acima do que foi determinado nos ensaios de bancada. A medição do potencial Zeta teria sido ferramenta de controle fundamental para explicar com mais acuidade o fenômeno.

O pré-filtro FAP4 foi o que demonstrou comportamento mais uniforme e maiores eficiências para as quatro variáveis monitoradas. Para turbidez e cor aparente, embora em patamares diferentes, exibiu o mesmo padrão de decréscimo de eficiência da taxa de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ para $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (de 50% para 40% e de 35% para 30%), estabilidade entre $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e redução quando a taxa atingiu $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (35% e 25%, respectivamente). A remoção de ABS_{254} teve comportamento diferente do observado para a turbidez e cor aparente: reduziu-se acentuadamente de 67% na taxa de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ para 25% operando nas taxas de $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e elevou-se para 30% na taxa de filtração de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Na remoção de MON FAP4 apresentou comportamento de discreta melhora de eficiência com o aumento de taxa de filtração. Para a taxa de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ observou-se remoção de 10% e para a maior taxa, de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ atingiu remoção de 20%.

A Figura 4.20 apresenta a variação de desempenho do sistema de dupla filtração em função da taxa de filtração aplicada no pré-filtro. Foram contabilizados os dados de todos os ensaios submetidos a análise de variância em nível de 95% de confiança. As taxas de filtração nos pré-filtros FAP de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ correspondem respectivamente às taxas de $107 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, $158 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, $211 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $267 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ nos filtros FRDA. As unidades de dupla filtração DF1 e DF2 constituídas por FAP1 e FAP2 e três filtros FRDA exibiram comportamentos semelhantes, com eficiências estáveis e ligeiramente crescentes (turbidez, cor aparente) das taxas de $80/107 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ até $160/213 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e com desempenho reduzido nas taxas de $200/267 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

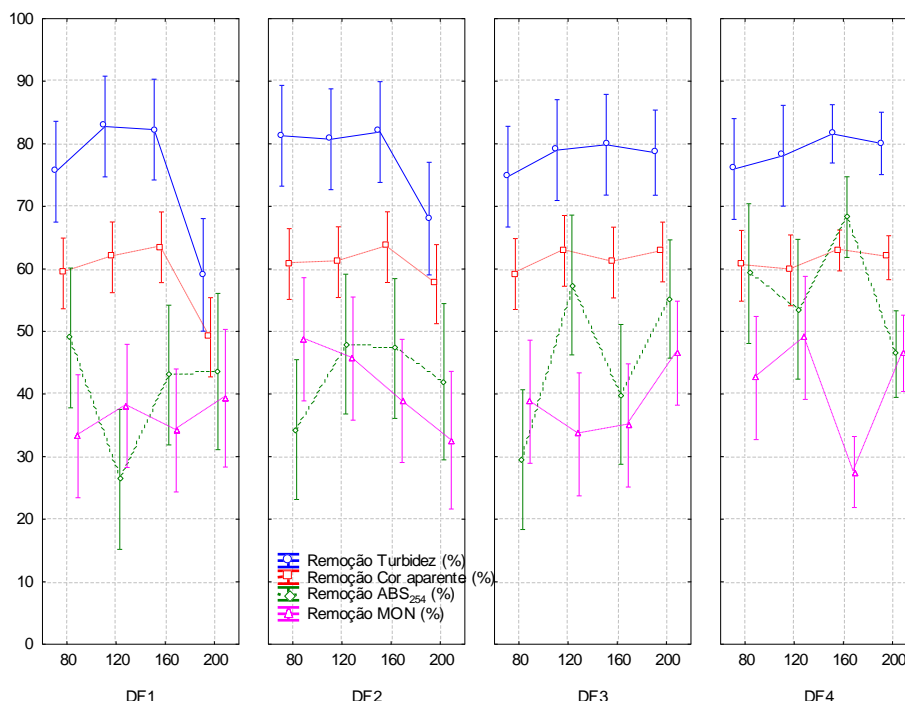


Figura 4.20 – Influência da taxa de filtração e granulometria dos pré-filtros na remoção de turbidez, cor aparente, ABS₂₅₄ e MON da dupla filtração (DF).

Em relação à remoção de ABS₂₅₄ o sistema DF1, operando sob taxa de 80/107 m³.m⁻².dia⁻¹ exibiu 50% de eficiência, reduziu a remoção para abaixo de 30% em 120/158 m³.m⁻².dia⁻¹ e recuperou a performance, em níveis próximos a 45% nas taxas de 200/267 m³.m⁻².dia⁻¹. O sistema DF 2 mostrou remoção de 35% operando sob taxas de 80/107 m³.m⁻².dia⁻¹, elevando-se para próximo de 50% em taxas de 120/158 m³.m⁻².dia⁻¹, manteve-se estável nas taxas de 160/211 m³.m⁻².dia⁻¹ e caiu ligeiramente para acima de 40%, operando com taxas de filtração de 200/267 m³.m⁻².dia⁻¹. Os dois sistemas tiveram comportamentos inversos na remoção de MON, pois enquanto DF1 manteve-se estável com tendência de melhoria de desempenho (remoções entre 30% e 40%, de 80/107 m³.m⁻².dia⁻¹ a 200/267 m³.m⁻².dia⁻¹), DF2 reduziu continuamente de 50% até cerca de 32% nas mesmas taxas de filtração.

Os sistemas DF3 e DF4 também tiveram comportamento similar, quanto à remoção de turbidez e cor aparente com desempenhos muito próximos, com ligeiro aumento conforme se elevavam as taxas de filtração, resultando em remoções de 80% para turbidez e 65% para cor aparente nas taxas de 200/267 m³.m⁻².dia⁻¹. Novamente, para as variáveis ABS₂₅₄ e MON os sistemas exibiram comportamentos variáveis e erráticos: ocorreu elevação de remoção de ABS₂₅₄ e redução de eficiência para

MON e vice-versa. Para as taxas de $200/267 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, as eficiências ficaram em torno de 45% para ambas variáveis.

De forma geral, como recebem afluente pré-clarificado, sistemas de dupla filtração não refletem na mesma intensidade as variações de desempenho que ocorrem nos pré-filtros. Constituem barreira contra sobrecargas devido a transpasse de sólidos e possibilitam adequar a qualidade da água bruta aos padrões de potabilidade. Com efeito, no ensaio E25 realizado com DFI a cada 6 horas o sistema DF4 apresentou os melhores resultados de turbidez remanescente (1,03 uNT), porém a cor aparente ficou acima do VMP (15 uH), evidenciando a necessidade de processo oxidativo como coadjuvante.

A Tabela 4.41 mostra as densidades de cianobactérias na água bruta e os resultados de eficiências de remoção de células de cianobactérias nos pré-filtros e sistema de dupla filtração correspondente durante os ensaios da fase 03. Comparando estes resultados de desempenho com os constantes das tabelas 4.34, 4.36, 4.38 e 4.40 para clorofila a, verifica-se que nos pré-filtros as remoções de células de cianobactérias foram da ordem de 50% e superiores (exceção para FAP1 e FAP3) e os filtros descendentes de areia atuaram como sistemas de polimento final, provavelmente dos flocos de células de menores dimensões. Apesar de ainda ter apresentado o melhor desempenho entre os quatro pré-filtros FAP4 não ficou isolado dos demais filtros e os sistemas de dupla filtração praticamente se alternaram nas melhores performances. Chama atenção os resultados dos ensaios E37 e E40 em que FAP4 exibiu remoções de apenas 56,6% e 55,4% de cianobactérias, representando efluentes pré-filtrados com densidades remanescentes de $1,5 \cdot 10^4 \text{ células} \cdot \text{mL}^{-1}$ e $1,3 \cdot 10^4 \text{ células} \cdot \text{mL}^{-1}$, respectivamente, desempenho que pode ser atribuído à baixa densidade de células presentes na água bruta, as menores de todos os ensaios realizados.

Tabela 4.41 – Densidades de cianobactérias na água bruta e eficiências de remoção de células nos pré-filtros FAP e na dupla filtração.

Ensaio	Densidade na água bruta (células.mL ⁻¹)	FAP	Remoção (%)	
			FAP	DF
E21	39.151	FAP4	76,4	86,6
E22	41.778	FAP1	59,5	75,6
E23		FAP2	51,9	72,4
E24	37.672	FAP3	67,6	78,9
E25		FAP4	76,8	87,7
E26	45.908	FAP1	84,1	91,1
E27		FAP2	84,1	87,3
E28	362.712	FAP3	87,1	98,2
E29		FAP4	96,4	98,4
E30	97.716	FAP1	68,8	93,3
E31		FAP2	96,1	96,2
E32	50.282	FAP3	89,1	89,3
E33	55.448	FAP4	88,8	78,7
E34	120.295	FAP1	94,6	94,6
E35		FAP2	86,3	96,3
E36	26.298	FAP3	65,5	65,1
E37		FAP4	56,6	92,9
E38	50.004	FAP4	86,2	92,5
E39		FAP4	63,0	89,3
E40	24.070	FAP4	55,4	61,2

Para os três últimos ensaios (E38, E39 e E40) foram realizadas medidas de microcistinas-LR totais na água bruta, com média de 1,09 µg.L⁻¹. Os efluentes de FAP4 e dos filtros descendentes (DF) apresentaram médias de 0,660 mg.L⁻¹ e 0,010 mg.L⁻¹, representando remoções de 39,4% e 99,1%, respectivamente. Ressalta-se que no ensaio E38 foram realizadas DFI a cada 6 horas enquanto que em E39 e E40 não foram feitas DFI. Este resultado sugere que a frequência de DFI deve ser definida pela avaliação de duas variáveis principais: qualidade do efluente e carga hidráulica disponível.

4.3.3 Perdas de carga laminares e turbulentas nos pré-filtros e filtros descendentes de areia, ensaios com taxas de filtração de 80/107 m³.m⁻².dia⁻¹

A Tabela D.4 (Apêndice D) exhibe dados de perda de carga parcial e total, laminares e turbulenta que ocorreram durante os ensaios realizados em sistema de dupla filtração com taxas de filtração de 80 m³.m⁻².dia⁻¹ e 107 m³.m⁻².dia⁻¹ os quais permitiram a construção dos gráficos exibidos na Figura 4.21. Estão apresentados os valores de perda de carga em cada uma das quatro camadas (C1, C2, C3 e C4) e fundo falso (FF) – flange perfurado com 9 orifícios concêntricos de 4,8 mm – dos

pré-filtros de pedregulho, além do somatório destas, representado pela coluna FAP. Na camada de areia dos filtros FRDA os valores apresentados representam a evolução da perda ao longo da carreira de filtração, medidos através de leituras de níveis de água em piezômetros instalados na base do filtro (P0) e 10 cm acima do topo do leito filtrante (P1). Até o ensaio E41 a descarga do efluente filtrado dos filtros FRDA era feita na CDV₆, situada em cota que resultava em carga hidráulica disponível de 200 cm. Foi feita uma modificação nos barriletes de saída dos filtros FRDA e a partir do ensaio E42 a descarga era feita diretamente de cada um dos FRDA nas colunas de adsorção FCAG, o que proporcionou aumento de carga hidráulica para 255 cm, aproximadamente.

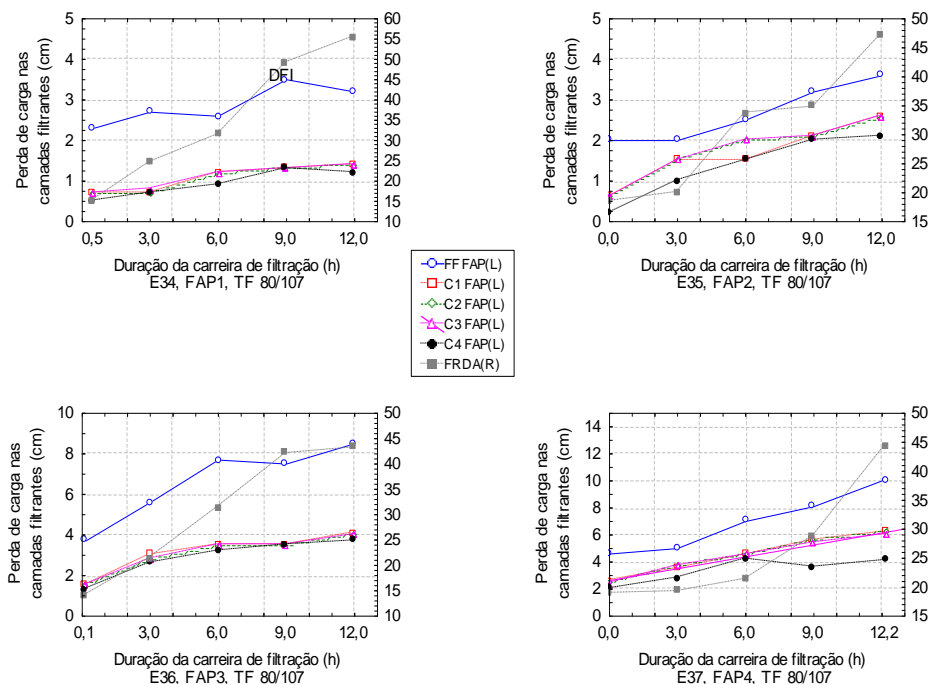


Figura 4.21 – Variação das perdas de carga nas camadas dos pré-filtros e filtros FRDA, ensaios com taxas de filtração de 80/107 m³.m⁻².dia⁻¹.

Nos quatro pré-filtros a perda carga ocorrida em FF foi sempre a mais elevada e variável com o tempo, apesar de, inicialmente, ter sido considerada como constante ao longo da carreira de filtração. O fundo falso com orifícios e tela de aço inox com aberturas de 0,1 mm constitui singularidade que provoca perda de carga localizada, calculada pela equação $h_{fL} = K.V^2/2g$, em que K representa a constante adimensional de perda de carga do elemento hidráulico, V , a velocidade da água na singularidade, m.s⁻¹ e g , a aceleração da gravidade, m.s⁻².

Entretanto, neste e nos demais ensaios realizados verificou-se que os valores medidos variavam com influências da taxa de filtração ao longo da carreira e da

granulometria do pré-filtro. Em FAP1 e FAP2 os gradientes de elevação da perda de carga em FF foram praticamente iguais, de $0,1 \text{ cm.h}^{-1}$ e em FAP3 e FAP4, de $0,4 \text{ cm.h}^{-1}$. Estes gradientes, apesar de sua baixa intensidade, podem sugerir a formação de flocos de sólidos desestabilizados, originando na câmara de chegada de água coagulada um leito de sólidos que ao se adensar ao longo do ensaio, provocava a elevação de velocidade nos orifícios e aberturas da tela de aço inox do fundo falso e conseqüentemente, da perda de carga. Tal situação fazia com que a perda turbulenta nos orifícios fosse variável com o tempo de filtração.

Do ponto de vista hidráulico parecem inconsistentes as diferenças observadas para as perdas iniciais no fundo falso entre os pré-filtros, já que são valores influenciados apenas pela velocidade da água nos orifícios. Esta deveria ser igual para todas as unidades de pré-filtração, salvo desequilíbrios momentâneos de vazão que poderiam ocorrer. Estas variações nos valores de perda de carga inicial podem também estar associadas a imprecisão de leituras do nível de água nos piezômetros, que sofria oscilações em virtude da movimentação das unidades apoiadas nos andaimes metálicos e também na eventual ocorrência de bolhas de ar e penetração de insetos no interior dos tubos piezométricos. Em algumas oportunidades observou-se que a extremidade destes tubos era preenchida com uma espécie de massa argilosa elaborada por insetos alados (pequenas vespas) que os vedava parcialmente, comprometendo sua função de proporcionar condição de vaso comunicante entre as duas cotas piezométricas.

Nas quatro camadas de cada pré-filtro as perdas medidas foram praticamente iguais, com pequena evolução durante a carreira de filtração. A camada C4 apresentou sempre o menor valor de perda de carga, indicando que a retenção de sólidos ocorre principalmente na camada C1. As perdas das quatro camadas foram equivalentes a cerca de 50% da perda verificada no fundo falso. Em FAP1 a perda de carga total cresceu com gradiente de $0,3 \text{ cm.h}^{-1}$ e em FAP2 o crescimento foi de $0,8 \text{ cm.h}^{-1}$. No pré-filtro FAP3 a taxa de elevação da perda foi de $1,2 \text{ cm.h}^{-1}$ e de $1,5 \text{ cm.h}^{-1}$ em FAP4.

Nos filtros FRDA a evolução das perdas laminares na camada filtrante ocorreu de forma semelhante nos quatro ensaios, com taxa média de crescimento de $2,6 \text{ cm.h}^{-1}$ e valor máximo final de 55,5 cm no ensaio com FAP1 como pré-filtro. Refletindo maior retenção de sólidos nos pré-filtros FAP2, FAP3 e FAP4, as perdas de carga finais nestes ensaios foram 47,3 cm, 43,1 cm e 44,3 cm, respectivamente. Estes

valores representam cerca de 22% da carga hidráulica disponível de 200 cm. Com o meio filtrante limpo a perda de carga laminar média foi de 16,6 cm. Estes resultados são condizentes com o modelo matemático preconizado por Kozeny (Fair, Geyer & Okum, 1968, apud Cleasby&Logsdon, 1999)⁸ que indica linearidade entre a perda de carga laminar no meio filtrante limpo e a taxa de filtração ou velocidade de aproximação.

4.3.4 Perdas de carga laminares e turbulentas nos pré-filtros e filtros descendentes de areia, ensaios com taxas de filtração de 120/158 m³.m⁻².dia⁻¹

Nos ensaios de dupla filtração realizados com taxas de filtração de 120 m³.m⁻².dia⁻¹ e 158 m³.m⁻².dia⁻¹ os valores de perda de carga estão resumidos na Tabela D.5 (Apêndice D). A Figura 4.22 mostra as variações temporais para cada camada dos pré-filtros e para a camada de areia dos filtros FRDA.

Nos pré-filtros repetem-se as tendências verificadas nos ensaios com taxa de filtração de 80 m³.m⁻².dia⁻¹, com perdas em FF mais elevadas que nas demais camadas e evolução gradativa no decorrer da carreira de filtração e conforme a granulometria da camada suporte: em FAP1 o gradiente de perda de carga foi de 0,25 cm.h⁻¹, em FAP2 verificou-se crescimento médio da perda de carga de 0,4 cm.h⁻¹, seguido de FAP3 e FAP4 com taxas de 0,6 cm.h⁻¹ e 0,8 cm.h⁻¹. No início da carreira de filtração as perdas de carga em FF apresentaram variações entre os pré-filtros, podendo também ser resultado das diferentes granulometrias da 1^a camada, C1. As perdas de carga totais nos pré-filtros evoluíram seguindo a tendência anteriormente verificada, de crescimento relativo entre filtros e conforme a duração da carreira de filtração. FAP1 apresentou variação relativa de 0,6 cm.h⁻¹, em FAP2 a perda de carga cresceu a uma razão de 1,6 cm.h⁻¹ e houve crescimento igual nas taxas de perda de carga dos pré-filtros FAP3 e FAP4, de 2,2 cm.h⁻¹.

⁸ FAIR, G. M., GEYER, J. C., OKUN, D. A. (1968). *Water and wastewater engineering*. v. 2. New York: John Wiley & Sons, Inc.

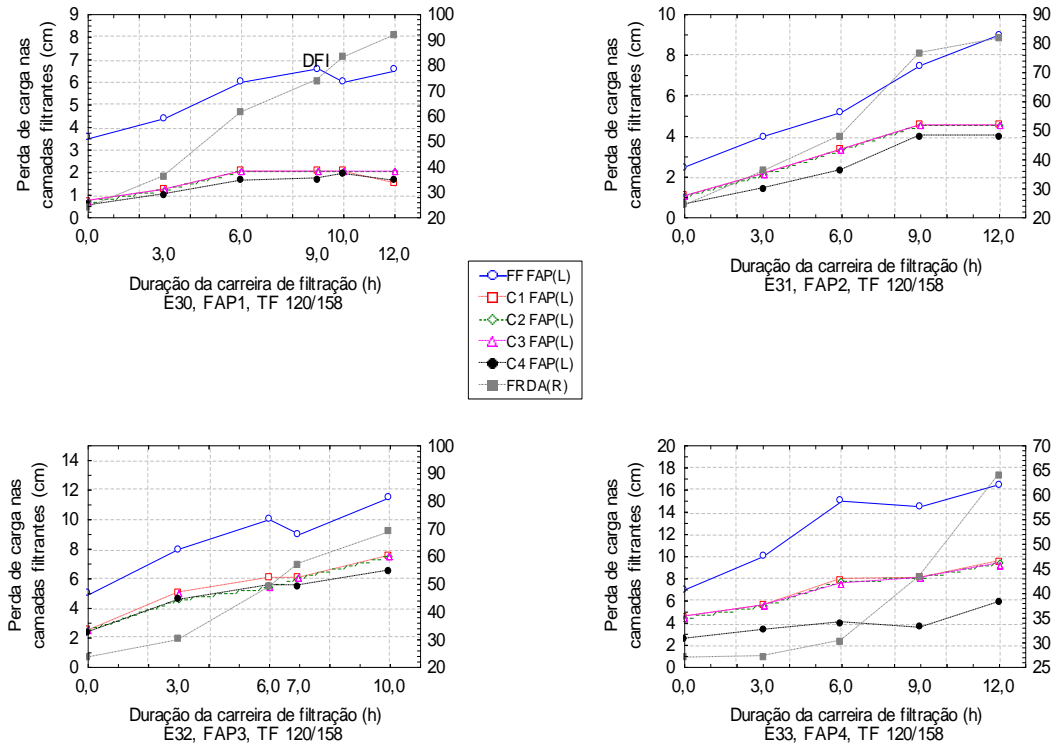


Figura 4.22 – Variação das perdas de carga nas camadas dos pré-filtros e filtros FRDA, ensaios com taxas de filtração de 120/158 m³.m⁻².dia⁻¹.

As perdas de carga na camada filtrante dos filtros FRDA tiveram comportamentos semelhantes aos dos ensaios com taxa de filtração de 107 m³.m⁻².dia⁻¹, porém com tendência de redução, a partir do arranjo de dupla filtração de FAP1 para FAP4. No arranjo DF1 (FAP1/FRDA) a perda de carga final foi de 91,4 cm, reduzindo-se para 81,4 cm no arranjo DF2 (FAP2/FRDA), mantendo-se em 88,4 cm, ligeiramente superior em DF3 (FAP3/FRDA) devido às 13,25 horas de duração da carreira e no arranjo DF4 (FAP4/FRDA) o ensaio foi finalizado com perda de carga de 63,9 cm.

A perda de carga média no meio filtrante limpo dos filtros FRDA foi $H_{MFL} = 24,2$ cm, representando crescimento de 46% em relação à perda média no meio filtrante limpo destes filtros (16,6 cm) operando sob taxa de filtração de 107 m³.m⁻².dia⁻¹. Como a taxa aplicada neste ensaio foi cerca de 48% superior à anterior, pode-se mais uma vez associar relação linear entre as duas variáveis.

As taxas de crescimento de perda de carga em função da duração da carreira de filtração foram de 5,65 cm.h⁻¹ para o arranjo DF1, de 4,8 cm.h⁻¹ nos arranjos DF2 e DF3 e de 3,1 cm.h⁻¹ quando FAP4 estava associado aos FRDA. Mantendo-se estas tendências e considerando a carga hidráulica disponível de 200 cm, a carreira de filtração para o arranjo DF1 teria duração de cerca de 35 horas desde que a

qualidade do efluente atendesse aos padrões de qualidade para água potável, em particular a turbidez.

4.3.5 Perdas de carga laminares e turbulentas nos pré-filtros e filtros descendentes de areia, ensaios com taxas de filtração de $160/211 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$

A Tabela D.6 (Apêndice D) apresenta dados relativos às perdas de carga medidas nos ensaios realizados com vazões correspondentes a taxas de filtração de $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ nos pré-filtros e de $211 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ nos filtros FRDA. Na Figura 4.23 estão representadas as variações entre as camadas suporte e filtrante e no fundo falso dos pré-filtros e na camada filtrante dos filtros de areia.

No início das carreiras de filtração dos pré-filtros, as perdas de carga medidas em FF foram equivalentes para FAP1 e FAP2 (5,5 cm e 4,6 cm, respectivamente) e para FAP3 e FAP4 (9,8 cm e 8,5 cm, respectivamente). Estas diferenças podem estar associadas às granulometrias do material das camadas de fundo C1 de FAP3 e FAP4 que são mais finas em relação às granulometrias de FAP1 e FAP2.

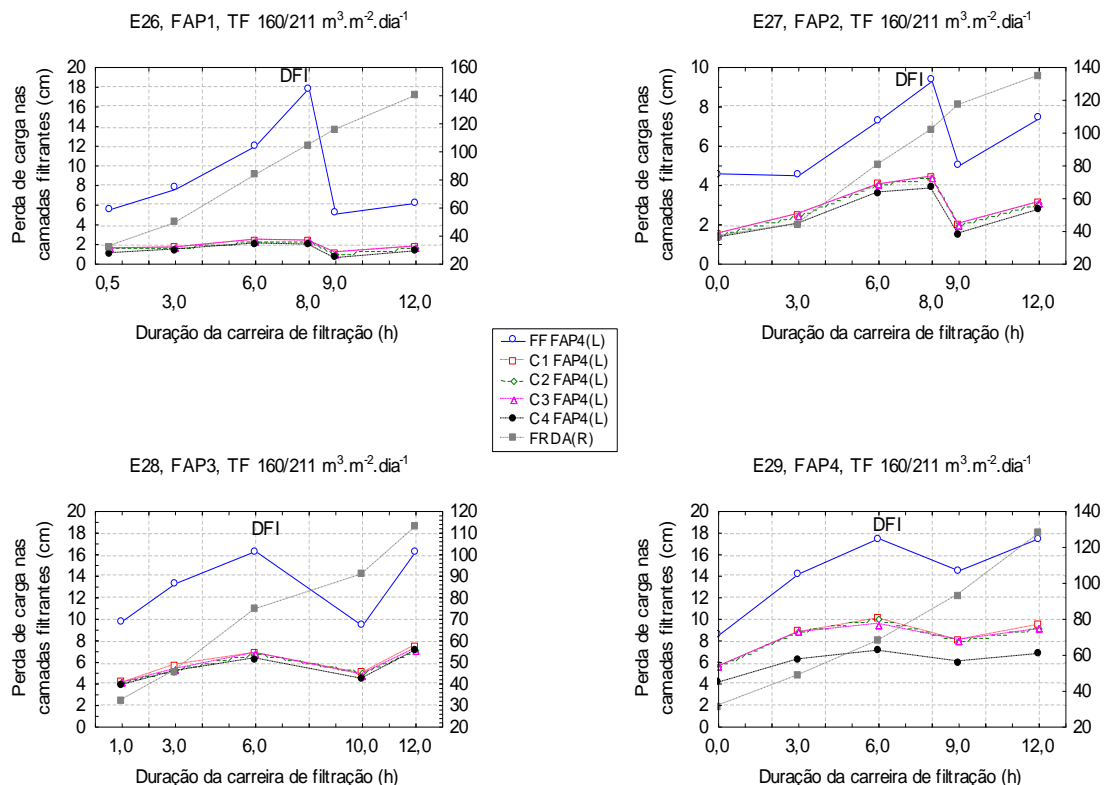


Figura 4.23 – Variação das perdas de carga nas camadas dos pré-filtros e filtros FRDA, ensaios com taxas de filtração de $160/211 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

Pelos dados de perda de carga parcial em FF e total nos pré-filtros FAP, a retenção de sólidos nas camadas C1, C2, C3 e C4 de FAP1 e FAP2 ficou situada em torno de

50% da retenção verificada na câmara de água coagulada, FF. A perda de carga total nestes pré-filtros está associada fortemente a esta região. Este fenômeno apesar de não estar programada sua avaliação no Plano de Pesquisa indica a possibilidade de a câmara de chegada de água coagulada estar influenciando de maneira significativa a perda de carga devido à obstrução dos orifícios por de partículas.

Em FAP3 e FAP4 as camadas de fundo C1, intermediárias C2, C3 e de topo C4 passaram a exercer papel importante de retenção de sólidos, demonstrado pelo crescimento diferenciado das perdas laminares cujo somatório chegou a representar cerca de três vezes a perda em FF. Este fato pode estar associado ao aumento de eficiência de remoção de turbidez com o aumento da taxa de filtração.

Em todos os pré-filtros a execução de DFI propiciou redução da perda de carga laminar, notadamente no local de maior concentração de sólidos (FF): em FAP1 a perda de carga teve redução de 17,9 cm para 5,1 cm (71%), em FAP2 houve redução menos acentuada, de 7,3 cm para 5,0 cm (31%). No pré-filtro FAP3 observou-se redução de perda laminar em FF de 16,3 cm para 9,4 cm (42%) enquanto em FAP4 a execução de DFI provocou redução de perda de 17,5 cm para 14,5 cm (17%), a menor proporção entre os quatro FAP.

Considerando a perda de carga total nos pré-filtros verificaram-se fortes variações nas taxas de crescimento com valores extremos de FAP1 ($0,1 \text{ cm.h}^{-1}$) para FAP4 ($1,9 \text{ cm.h}^{-1}$) e intermediários de FAP2 para FAP3, de $0,8 \text{ cm.h}^{-1}$ para $1,6 \text{ cm.h}^{-1}$.

Nos filtros FRDA as perdas de carga laminares resultaram em curvas de crescimento com inclinações semelhantes, com ligeira tendência de redução do arranjo DF1 para DF4. No ensaio com pré-filtro FAP1 associado aos filtros de areia FRDA (arranjo DF1) a perda de carga final foi de 139,0 cm com 12 horas de carreira de filtração, representando 70% da carga hidráulica disponível de 200 cm e taxa de crescimento de $8,9 \text{ cm.h}^{-1}$. Nos demais arranjos de dupla filtração as perdas de carga se elevaram nas razões de $8,1 \text{ cm.h}^{-1}$ com DF2, de $6,8 \text{ cm.h}^{-1}$ para o conjunto FAP3/FRDA e de $7,9 \text{ cm.h}^{-1}$ para FAP4/FRDA. A perda de carga média no meio filtrante limpo nos filtros FRDA foi $H_{MFL} = 32,9 \text{ cm}$, 36% superior à observada para a taxa de filtração de $158 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ dos ensaios anteriores. Como a taxa de filtração

deste ensaio foi de $211 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ isto é, 33% superior à dos ensaios anteriores o crescimento das perdas laminares no meio filtrante limpo pode ser considerado linear e diretamente proporcional ao aumento da taxa de filtração.

4.3.6 Perdas de carga laminares e turbulentas nos pré-filtros e filtros descendentes de areia, ensaios com taxas de filtração de 200/267 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$

Os dados de perdas de carga observados durante os ensaios de dupla filtração realizados com taxas de filtração de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ para os pré-filtros e de $267 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ nos filtros de areia FRDA estão apresentados na Tabela D.7 (Apêndice D). Na Figura 4.24 estão plotadas as variações de perda de carga laminar ao longo da carreira de filtração que ocorreram nas camadas dos pré-filtros FAP e no meio filtrante dos filtros FRDA.

No fundo falso de FAP1 e FAP 2 as perdas iniciais foram equivalentes e iguais a 8,2 cm e 6,3 cm, respectivamente e a evolução destas durante a carreira de filtração resultou em valores parciais de 9,0 cm e 10,9 cm representando percentuais entre 60% e 45% do somatório de perdas nas quatro camadas suportes e filtrante. As taxas de crescimento foram de $0,1 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ para FAP1 e de $0,5 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ para FAP2 considerados baixos, resultantes das DFI executadas durante a carreira.

Em FAP3 e FAP4 as perdas iniciais em FF foram iguais a 11,0 cm, porém elas tiveram crescimentos diferenciados no decorrer da carreira de filtração, com FAP3 exibindo valor máximo de 19,0 cm com 6 horas de ensaio e FAP4, 25,5 cm em 8 horas de filtração. Nestes dois pré-filtros as perdas de carga na câmara de entrada de água coagulada foram equivalentes a cerca de 2,5 a 3 vezes o somatório das perdas verificadas nas camadas de fundo, intermediárias e de topo, mesma tendência dos ensaios anteriores, sugerindo a formação e acúmulo de flocos de sólidos nesta singularidade.

Em FAP1 e FAP3 as perdas de carga finais foram de 15,5 cm e de 28,1 cm, representando taxas de $0,2 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ e $0,4 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$, respectivamente. FAP2 e FAP4 tiveram crescimentos de perda de carga mais intensos, com taxas de $1,3 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ e $1,9 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$. A maior taxa de perda de carga exibida por FAP2 pode estar associada a uma deficiência na DFI para remoção de lodo acumulado nas camadas de pedregulho, pois as perdas nestas camadas não sofreram redução após a DFI, como pode ser verificado pelos dados da Tabela D.4 (Apêndice D).

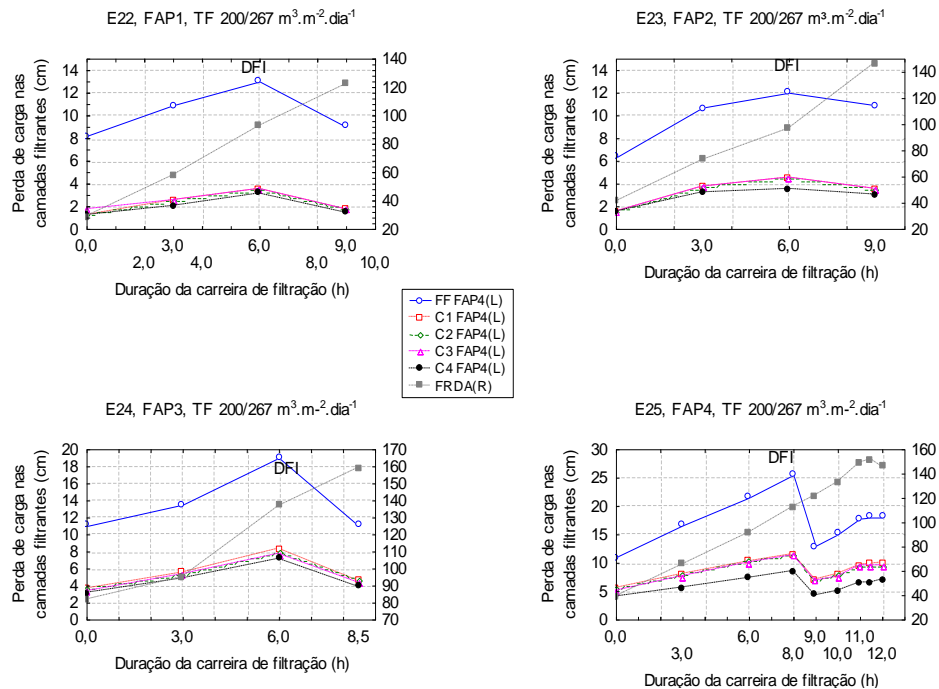


Figura 4.24 – Variação das perdas de carga nas camadas dos pré-filtros e filtros FRDA, ensaios com taxa de filtração de $200/267 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

A perda de carga média no meio filtrante limpo nos filtros FRDA foi $H_{MFL} = 39,3 \text{ cm}$, que representa elevação de 20% em relação à perda de $32,9 \text{ cm}$ verificada para a taxa de filtração de $211 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Como o valor da taxa aplicada nestes ensaios foi cerca de 26% superior à taxa anterior, mantém-se a linearidade entre perda de carga no meio filtrante limpo e taxa de filtração. Os filtros FRDA mantiveram comportamentos muito próximos entre si, em relação ao crescimento e valores finais das perdas de carga laminares, porém com inversão de tendências entre FAP1 e FAP2. O arranjo DF1 exibiu perda de carga final de $121,8 \text{ cm}$ que resulta em taxa de crescimento de $9,2 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ e o sistema formado por FAP2/FRDA finalizou o ensaio de 9 horas com perda de carga de $146,7 \text{ cm}$, que representou a maior taxa dentre os quatro arranjos, igual a $11,8 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$. A unidade de DF formada por FAP3/FRDA (DF3) teve comportamento anômalo no início da carreira, com perda de carga $H_{MFL} = 81,6 \text{ cm}$ muito acima dos valores medidos neste e em outros ensaios com a mesma taxa de filtração, razão pela qual não foi considerada no cálculo da perda de carga média dos ensaios. Entretanto, a perda de carga final de $159,0 \text{ cm}$ não distorceu tanto quanto o valor inicial e resultou em taxa de $9,1 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$. O arranjo FAP4/FRDA (DF4) foi o que teve menor aumento de perda de carga ($8,9 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$), finalizando as 12 horas de ensaio com perda final de $145,5 \text{ cm}$. Todos estes ensaios, realizados com taxa de filtração de $267 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ foram encerrados

devido perdas de carga nos filtros FRDA terem se igualado à carga hidráulica disponível de 200 cm.

4.4 ENSAIOS NA IP-DF COM OXIDAÇÃO E ADSORÇÃO (FASE 04)

4.4.1 Características da água bruta e dados dos ensaios

De acordo com os dados da Tabela 4.42 os ensaios da fase 04 foram realizados com dupla filtração com taxas de filtração nominais de 200/267 $\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, à exceção de E45 e E46 em que foi avaliada a filtração direta descendente. Os ensaios E41 a E44 foram realizados para possibilitar uma avaliação final da taxa de filtração a ser empregada nos ensaios desta fase. O ensaio E42 foi repetido com as mesmas condições de E41 devido a variação ocorrida na dosagem de ácido que foi 50% mais elevada que o valor programado, o mesmo ocorrendo com o Ensaio E44. Os valores médios e demais medidas estatísticas de características da água bruta utilizada nos ensaios da fase 04 (30 de setembro de 2009 a 26 de janeiro de 2010) estão resumidos na Tabela 4.43. Os dados apresentados na Tabela 4.44 possibilitam a visualização das diferentes características qualitativas da água em cada ensaio, dada sua variação sazonal.

Tabela 4.42 – Dados operacionais dos ensaios com dupla filtração, oxidação e adsorção na IP-DF (fase 04, 2009/2010)

Ensaio	Data	Duração (h)	VT	Q _{IP-DF}	TF		Dosagem			
					FAP	FRDA	HCA 23	Ácido	Cl ₂	CAP
E41	30.09	12:15	2.635	215	171	228	17	0	6	0
E42	06.10	12:15	3.124	255	195	260	16	0	4	0
E43	07.10	12:00	3.390	283	216	288	18	0	6	0
E44	14.10	12:00	3.188	266	203	271	19	0	5	0
E45	20.10	7:50	1.976	252	-	257	20	5	5	0
E46	21.10	8:40	2.427	280	-	285	19	5	3	0
E47	04.11	12:00	3.467	289	221	294	17	0	4	0
E48	16.11	12:10	3.379	278	212	283	18	0	4	0
E49	12.01	12:00	3.305	275	210	281	18	0	4	17
E50	26.01	12:05	3.646	302	231	307	17	0	4	15

LEGENDA/UNIDADES: VT- volume tratado (L); Q_{IP-DF} – vazão na instalação piloto de dupla filtração ($\text{L}.\text{h}^{-1}$); TF – taxa de filtração ($\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$); Dosagem – dosagem aplicada ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$); HCA 23 – hidróxicloreto de alumínio, 23% de alumina; Ácido – ácido sulfúrico 0,1%; Cl₂ – cloro; CAP – carvão ativado pulverizado, de endocarpo de coco.

Nos ensaios E49 e E50 não constam dados de COT, pois o equipamento utilizado estava em manutenção e não foi possível realizar as análises dentro do período de validade das amostras. Da mesma forma, em E50 não se dispõe de dados de

clorofila a pela falta de filtros de fibra de vidro para processamento das amostras no laboratório de campo da ETA Gargalheira, Acari/RN. Não foi feita uma discussão destes resultados, tendo em vista o estudo apresentado no item 4.1 deste Capítulo.

Tabela 4.43 – Valores médios de características da água bruta no período dos ensaios com dupla filtração, oxidação e adsorção, fase 04.

Medida	Tur	Alc	pH	T	CA	CV	ABS ₂₅₄	COT	MON	Cl a	MCT LR	Ciano
\bar{X}	9,59	76	8,01	27,9	42	21	0,018	11,90	7,8	17,47	1,656	59.672
Md	8,93	73	8,00	27,8	42	20	0,017	11,21	7,9	15,18	1,541	68.526
DP	2,52	4,9	0,34	1,4	5,2	4,9	0,004	2,6	1,2	6,51	0,522	32.061
Var	6,36	23,9	0,11	1,85	27	24	1E-05	6,79	1,49	42,34	0,273	1E+9
Mín	7,22	72	7,22	25,0	31	14	0,012	8,96	5,12	10,3	1,045	23.980
Máx	18,35	85	8,74	31,0	53	28	0,024	15,8	8,98	30,33	2,349	105.840
n	46	8	46	46	45	9	9	8	9	7	7	9

LEGENDA/UNIDADES: Tur – turbidez (uNT); Alc – alcalinidade total (mg CaCO₃.L⁻¹); T – temperatura (°C); CA – cor aparente (uH); CV – cor verdadeira (uH); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); COT – carbono orgânico total (mg.L⁻¹); MON – matéria orgânica natural (mg O₂.L⁻¹); Cl a – clorofila a (µg.L⁻¹); MCT LR – microcistinas totais LR (µg.L⁻¹); Ciano – densidade de cianobactérias (células.mL⁻¹); \bar{X} – média aritmética; Md – mediana; DP – desvio padrão; Var – variância; Mín – mínimo; Máx – máximo; n – n° de dados.

Tabela 4.44 – Valores médios de características da água bruta nos ensaios com dupla filtração, oxidação e adsorção, fase 04

Ensaio	Tur	DP	Alc	pH	DP	T	DP	CA	DP	CV	ABS ₂₅₄	COT	MON	Cl a	MCT LR
E41	10,30	0,98	72	8,46	0,18	27,5	2,3	51	2	26	0,019	15,72	7,5	18,14	1,268
E42	7,76	0,69	71	7,88	0,12	27,6	1,2	44	1	26	0,020	12,08	8,7	15,80	1,045
E43	8,98	1,13	73	7,73	0,18	27,9	1,4	45	1	26	0,021	-	-	-	-
E44	9,15	0,97	-	7,84	0,19	28,4	1,2	41	2	20	-	9,86	7,5	30,33	-
E45	7,81	0,29	73	7,90	0,04	28,1	1,0	39	2	20	0,024	10,34	7,6	10,3	1,748
E46	8,79	1,19	73	8,20	0,28	28,0	1,4	42	5	20	0,017	10,34	7,9	-	-
E47	8,65	0,83	74	8,31	0,18	27,4	1,4	41	2	20	0,017	8,96	7,10	14,41	1,541
E48	8,75	0,74	79	8,06	0,28	27,9	1,7	40	3	16	0,015	8,98	8,80	13,24	1,294
E49	15,90	2,16	85	7,84	0,31	28,0	1,5	46	4	18	0,024	-	7,4	20,07	-
E50	8,50	0,54	82	7,81	0,50	28,3	0,9	33	2	16	0,012	-	5,1	-	2,349

LEGENDA/UNIDADES: Tur – turbidez (uNT); Alc – alcalinidade total (mg CaCO₃.L⁻¹); T – temperatura (°C); CA – cor aparente (uH); CV – cor verdadeira (uH); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); MON – matéria orgânica natural (mg O₂.L⁻¹); COT – carbono orgânico total (mg.L⁻¹); Cl a – clorofila a (µg.L⁻¹); MCT LR – microcistinas totais LR (µg.L⁻¹).

A Figura 4.25 mostra a variação dos pH médios da água bruta e da água coagulada nos ensaios da fase 04. Nesta fase, à exceção de E45 e E46, não foi feita dosagem de ácido, conforme resultados dos ensaios de tratabilidade. Seguindo a tendência de variação da água bruta, a água coagulada teve oscilações significativas de pH, com máximo de 8,31 em E41 e mínimo de 7,50 em E42 e E45 (dosagem de 5,0 mg.L⁻¹ de ácido). Em todos os ensaios o pH da água coagulada manteve-se inferior ao da

água bruta, com exceção de E43 e E48 em que os valores médios praticamente coincidiram. Estas oscilações podem ter influenciado negativamente no desempenho dos arranjos da IP-DF.

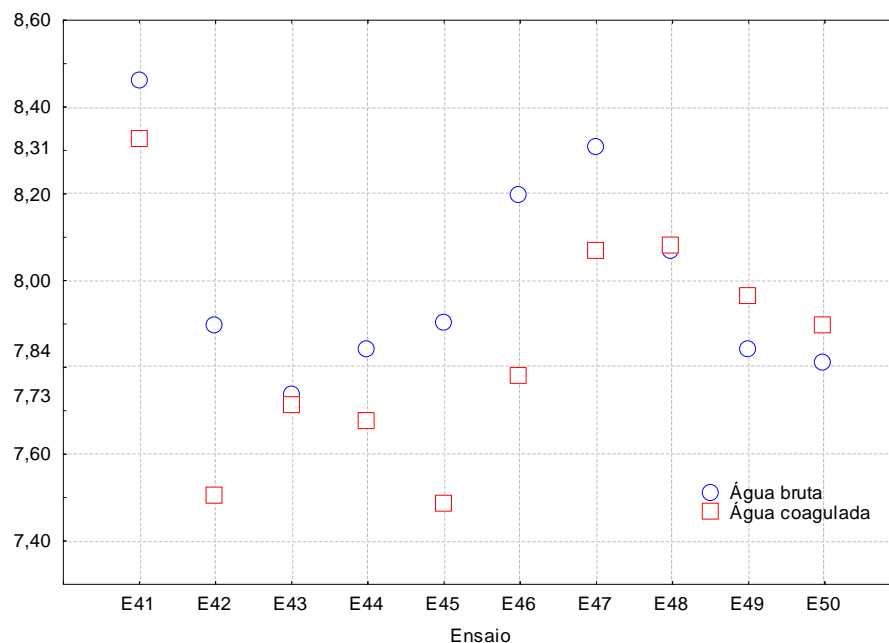


Figura 4.25 – Variação do pH da água bruta e água coagulada, ensaios da fase 04.

4.4.2 Desempenho dos arranjos de oxidação, dupla filtração e adsorção e características dos efluentes

A Tabela 4.45 mostra os valores médios remanescentes nos efluentes do pré-filtro FAP4 e nos arranjos de dupla filtração, oxidação e adsorção para os ensaios com taxas de filtração de $200/267 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

A turbidez média dos efluentes da dupla filtração e adsorção de todos os ensaios esteve ligeiramente acima de $1,0 \text{ uNT}$, VMP para água potável. Entretanto, observando-se os valores de desvio padrão das médias calculadas, verifica-se que estes são de 1,5 a 2,0 superiores às médias, sugerindo variações significativas durante o ciclo do ensaio. Uma análise dos valores parciais medidos em intervalos de 3 horas mostra que geralmente na 1ª medição feita após 30 minutos do início do ensaio, os valores de turbidez são bastante elevados e em outras ocasiões no final dos ensaios ocorria transpasse de partículas elevando, portanto, o valor médio da turbidez. Os ensaios de pré e interoxidação (E41 a E44) resultaram em valores ligeiramente crescentes de turbidez remanescente da taxa de filtração de $160/211 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ ($1,12 \pm 0,51 \text{ uNT}$ e $1,00 \pm 0,57 \text{ uNT}$) para a taxa de

200/267 m³.m⁻².dia⁻¹ (1,23±1,02 uNT e 1,84±0,63 uNT), porém com desvios padrão relevantes na última taxa de filtração.

Nos ensaios de filtração direta descendente (E45 e E46) a turbidez remanescente ficou acima de 1,0 uNT e a interoxidação (E45) possibilitou melhor resultado, com turbidez do efluente filtrado de 1,22± 0,12 uNT. Entretanto, as carreiras de filtração destes ensaios foram curtas, inferiores a 9,0 horas, em particular no ensaio E45, com interoxidação, que durou 7:50 h devido às elevadas perdas de carga laminares que excederam a carga hidráulica disponível de 255 cm. Este fato pode estar associado à granulometria da camada filtrante dos filtros FRDA (D₁₀ = 0,42 mm), definida para unidades de filtração final que receberiam afluente dos pré-filtros, com carga de sólidos parcialmente reduzida. Nas condições dos ensaios de filtração direta (E45 e E46) os filtros FRDA recebiam toda a carga de sólidos, que resultou em crescimento acentuado da perda de carga no meio filtrante. Tal performance evidenciou que a tecnologia de filtração direta não é aplicável para águas de mananciais com elevada concentração de algas e cianobactérias.

Ensaio com oxidação e adsorção (E47 a E50) produziram efluentes com turbidez remanescente ligeiramente superior a 1,0 uNT com leves diferenças entre pré e interoxidação e adsorção com CAG e CAP. A tendência observada foi de melhores resultados de turbidez remanescente no arranjo de interoxidação associada à adsorção com CAP (1,25±0,77 uNT) em relação à pré-oxidação com CAG (1,48±0,21 uNT).

Os desempenhos dos diversos arranjos de dupla filtração, oxidação e adsorção estão apresentados na Tabela 4.46, medidos sempre por comparação com a qualidade da água bruta afluente. Em relação à turbidez, os sistemas avaliados foram fortemente influenciados pela introdução de CAP em suspensão como era de se esperar, em particular o pré-filtro que exibiu baixo rendimento e até transpasse contínuo de sólidos para o filtro de areia no ensaio E50. Mesmo assim a dupla filtração exibiu retenções de sólidos superiores a 80%. As remoções de cor aparente e verdadeira nos arranjos de oxidação e dupla filtração (ensaios E41 a E46) foram da ordem de 60%-70% e de 50%, respectivamente. A introdução de adsorção com CAP e CAG (ensaios E47 a E50) resultou em remoções importantes e significativas de cor aparente e real, da ordem de 90% para todos os arranjos. Comportamento semelhante foi o desempenho dos sistemas para remoção de MON, ABS₂₅₄ e COT: entre 15% e 35% com ligeiras variações entre as três variáveis. Adsorção com CAP

e CAG possibilitou remoções entre 35% a 90%, em particular no arranjo DF/IOX/CAG. As espécies oxidáveis de MON ainda permanecem na massa líquida, provavelmente sob outras configurações químicas e isoladamente o processo de oxidação não oferece o desempenho requerido para sua efetiva remoção. Para clorofila a e MCT-LR todos os sistemas tiveram praticamente o mesmo desempenho com retenções de células e microcistinas-LR totais superiores a 85%, à exceção da filtração direta descendente que teve sensível queda de rendimento em relação a MCT-LR, com remoção da ordem de 30%. A remoção da cianotoxina nos arranjos com interoxidação e adsorção foi de 99,9%, indicando a necessidade destes processos para o adequado tratamento da água em estudo.

Elevadas concentrações de cianobactérias de espécies como *Microcystis* sp. e *Anabaena* sp. representam importante fator de risco à saúde pública. As florações de algas podem ser observadas principalmente em corpos aquáticos lênticos como lagos ou em ecossistemas aquáticos intermediários como açudes e barragens, com elevadas concentrações de nutrientes, particularmente fósforo. Podem ocorrer também em lagos profundos ou rasos, sendo mais comuns em períodos de estiagem em ambientes com moderada a elevada intensidade luminosa. É difícil prever quando uma floração produzirá toxinas, mas relatos de investigações em diversos países mostram que em mais de 50% dos eventos de ocorrência haverá produção de cianotoxinas em algum estágio do processo (THOMPSON et al., 2007). Enfatiza-se portanto a necessidade de implantação de processos e sistemas tecnológicos com capacidade para a efetiva remoção de células intactas e de toxinas dissolvidas na fase líquida.

Keijola et al. (1988) e Himberg et al. (1989) utilizaram água de laboratório adicionada de hepatotoxinas de *Microcystis spp.* para simular condições de crescimento no manancial e uma nova cepa de *Anabaena* para produção da neurotoxina anatoxina-a. Experimentos em escala de bancada evidenciaram que a adição simultânea de 5 mg CAP.L⁻¹ na etapa de coagulação removeu até 34% das microcistinas e mais de 50% das neurotoxinas. Em instalação piloto de tratamento convencional com pré-ozonização, dosagem de 20 mg.L⁻¹ de CAP proporcionou remoção de toxinas produzidas por floração de *Microcystis aeruginosa* superior a 90%. Por outro lado, alguns estudos mostraram que pode ser necessária dosagem de CAP acima de 20 mg.L⁻¹ para obter remoção de microcistina próxima a 100% (BRUCHET et al., 1998; HART et al., 1998; MOUCHET & BONNÉLYE, 1998).

Donati et al. (1994) avaliaram diferentes tipos de CAP para remover concentração inicial de microcistina-LR de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ e encontraram remoção de 98% para dosagem similar de CAP de 25mg.L^{-1} , com 30 min de tempo de contato, enquanto dosagem de 50mg.L^{-1} de CAP de coco obteve apenas 60% de remoção. Os autores concluíram que o volume de mesoporos (2 a 50 nm de diâmetro) exerceu significativa influência sobre a eficácia da adsorção, pois a microcistina tem diâmetro estimado entre 1,2 nm a 2,6 nm. Não houve correlação entre o volume de microporos (diâmetros inferiores a 2 nm) e a adsorção de microcistina, o que sugere que as moléculas da toxina são grandes demais para adsorverem eficientemente nesses poros. CAP de madeira exibiram elevado volume de mesoporos e foram mais eficazes enquanto CAP de coco, de baixo volume de mesoporos foram menos efetivos. Área superficial BET, NI, índice de fenóis e IAM – parâmetros geralmente utilizados para a especificação de CAP – isoladamente não fornecem informações mais precisas e específicas sobre a capacidade adsortiva não só para microcistinas como para outros adsorvatos. Estudos posteriores vieram confirmar a eficácia de CAP à base de madeira na adsorção de MC-LR (Warhurst et al. 1997).

Na Tabela 4.47 constam os valores de concentrações médias de quatro espécies de trihalometanos e o somatório das mesmas (TAM) nos efluentes das unidades de oxidação, filtração e adsorção. A oxidação com cloro resultou em intensa formação de TAM, entre 0,3 e $4,8 \text{mg.L}^{-1}$. O arranjo com menor concentração remanescente foi POX/DF/CAG, com TAM = $0,074 \text{mg.L}^{-1}$, inferior ao VMP de $0,1 \text{mg.L}^{-1}$ (BRASIL, 2004). A remoção do sistema FDD/IOX foi equivalente aos processos combinados de DF/IOX/CAG, POX/CAP/DF e CAP/IOX/DF, com remanescentes da ordem de $0,200 \text{mg.L}^{-1}$, resultados que precisariam ser confirmados com repetição dos ensaios, em especial E49 e E50.

Tabela 4.45 – Valores médios remanescentes nos efluentes do pré-filtro e arranjos de dupla filtração, oxidação e adsorção, ensaios fase 04 (TF 200/267 m³.m⁻².dia⁻¹) (continua)

Ensaio	Unidade	Tur	DP	CRL	DP	CA	DP	CV	ABS ₂₅₄	DP	COT	DP	MON	DP	Cl a	DP	MCT LR	Ciano	DP
E41	POX	9,04	0,73	1,42	1,17	40	6		0,016	0,001	14,14	0,21	7,0	0,3	-	-			
	FAP	4,03	0,74	0,22	0,11	27	5	17	0,014	0,003	12,69	0,69	6,4	0,2	1,19	0,17	0,10	11.333	852
	DF	1,12	0,51	0,10	0,08	19	4	14	0,014	0,002	11,93	0,18	5,8	0,6	0,65	0,45	0,05	6.578	3.765
E42	POX	7,33	0,53	0,81	0,59	39	5		0,019	0,006	10,21	0,13	7,3	0,2					
	FAP4	2,96	1,01	0,39	0,32	23	5	15	0,014	0,002	9,99	0,86	6,9	0,5	4,19	2,15	0,02	10.553	4.015
	DF	1,00	0,57	0,18	0,16	17	4	14	0,012	0,002	9,63	0,89	6,4	0,5	0,53	0,08	0,00	6.204	4.294
E43	POX	8,38	0,73			38	4		0,017	0,00	9,95	0,30	7,3	0,2					
	FAP	3,89	0,95			25	4	14	0,014	0,00	9,65	0,37	6,9	0,5	1,52	0,40	0,01	17.757	9.190
	DF	1,23	1,02			17	3	12	0,014	0,00	9,27	0,57	6,4	0,5	0,33	0,21	0,001	8.146	5.343
E44	FAP4	6,62	1,19	0,55	0,10	30	3				9,02	0,10	6,6	-	6,63				
	IOX	6,41	1,13	0,23	0,07	25	2	12			8,83	0,24	6,4	0,2	4,43			15.646	1.127
	DF	1,84	0,63			13	1	10			7,88	1,00	5,8	0,6	1,08	0,31		15.031	5.421
E45	IOX	10,31	1,20	0,21		38	5		0,018	0,007	8,91	0,80	7,6	1,0					
	FDD	1,22	0,12			9	3	11	0,015	0,003	7,94	1,04	6,4	0,5	1,41		1,12	5.883	2.804
E46	POX	7,71	0,68	0,54	0,04	36	2		0,020	0,006	8,88	0,81	8,0	0,5					
	FDD	1,77	0,38	0,14		14	0	10	0,014	0,002	7,77	0,33	6,6	0,2	1,37		1,23	7.866	-

LEGENDA/UNIDADES: Tur – turbidez (uNT); CRL – cloro residual livre (mg.L⁻¹); CA – cor aparente (uH); CV – cor verdadeira (uH); COT – carbono orgânico total (mg.L⁻¹); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); MON – matéria orgânica natural (mg O₂.L⁻¹); Cl a – clorofila a (µg.L⁻¹); MCT LR – microcistinas totais LR (µg.L⁻¹); Ciano – densidade de cianobactérias (células.mL⁻¹); DP – desvio padrão.

Tabela 4.45 – Valores médios remanescentes nos efluentes do pré-filtro e arranjos de dupla filtração, oxidação e adsorção, ensaios fase 04 (TF 200/267 m³.m⁻².dia⁻¹) (**conclusão**)

Ensaio	Unidade	Tur	DP	CRL	DP	CA	DP	CV	ABS ₂₅₄	DP	COT	DP	MON	DP	Cl a	DP	MCT LR	Ciano	DP
E47	POX	8,24	0,55	0,43	0,31	37	3		0,017	0,002			7,36	0,29					
	FAP	3,77	0,90	0,10	0,03	20	4	10	0,013	0,001	7,65	0,64	5,88	0,27	2,66	1,05	0,04	8.036	3.728
	DF	2,02	0,91	0,03	0,02	16	5	10	0,014	0,002	5,30	2,37	5,68	0,15	1,85	0,35	0,03	7.669	3.140
	CAG	1,48	0,21	0,00	0,01	3	2	1	0,004	0,002	4,97	1,91	1,74	0,86	1,64	0,30	0,02	7.456	2.908
E48	FAP	4,96	1,28	0,45	0,07	26	4	11	0,014	0,004	8,52	0,61	5,48	3,13			0,05		
	IOX	5,55	1,12	2,50	0,71	19	5		0,002	0,001	7,94		4,88	2,86	4,77	1,59		9.596	5.912
	DF	1,19	0,29	0,43	0,11	8	1	6	0,006	0,002	7,95	0,27	4,92	2,88	0,53	0,15	0,04	4.162	1.102
	CAG	1,31	0,38	0,00	0,00	4	2	0	0,002	0,001	6,97	1,66	1,74	1,20	0,51	0,01	0,00	2.867	728
E49	POX	13,81	2,11	2,50	0,90	35	9		0,024	0,007			7,3	0,4				8.046	
	CAP	51,40	10,48	2,26	0,62	36	7		0,019	0,004			13,2	1,6					
	FAP	13,31	7,71	0,57	0,36	13	4	3	0,015	0,002			6,2	1,0	5,46	0,62		5.108	1.716
	DF	1,49	0,48	0,06	0,06	6	5	3	0,015	0,005			4,6	0,9	1,10	0,05		3.007	745
E50	CAP	40,48	7,60			33	3		0,010	0,002			9,1	0,9			0,03	19.359	1.014
	FAP4	14,23	7,71			15	5	4	0,006	0,004			6,0	0,7			0,01	3.812	427
	IOX	18,19	9,99	2,44	0,27	14	4		0,007	0,002			5,7	1,2			0,002	4.072	453
	DF	1,25	0,77	0,01	0,01	2	4	2	0,008	0,002			2,9	0,7			0,005	4.651	774

LEGENDA/UNIDADES: Tur – turbidez (uNT); CRL – cloro residual livre (mg.L⁻¹); CA – cor aparente (uH); CV – cor verdadeira (uH); COT – carbono orgânico total (mg.L⁻¹); ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm (cm⁻¹); MON – matéria orgânica natural (mg O₂.L⁻¹); Cl a – clorofila a (µg.L⁻¹); MCT LR – microcistinas totais LR (µg.L⁻¹); Ciano – densidade de cianobactérias (células.mL⁻¹); DP – desvio padrão.

Tabela 4.46 – Desempenho de arranjos de dupla filtração (DF) com pré e interoxidação e adsorção com CAP e CAG e taxas de filtração de 200 m³.m⁻².dia⁻¹ e 267 m³.m⁻².dia⁻¹.

Ensaio	Unidade	Eficiência de remoção (%)								
		Tur	CA	CV	ABS ₂₅₄	COT	MON	Cl a	MCT LR	Ciano
E41	POX	11,7	20,5		14,5	10,1	6,7			
	FAP	60,4	46,9	34,6	22,4	19,3	14,7	93,4	92,5	52,9
	DF	87,0	62,6	46,2	26,3	24,1	22,1	96,4	96,1	77,5
E42	POX	5,3	11,6		3,2	15,4	15,9			
	FAP	62,2	46,2	44,2	29,0	17,3	20,7	81,9	98,6	56,2
	DF	87,1	60,8	46,2	38,0	20,2	26,2	97,8	99,9	74,2
E43	POX	6,2	14,7		19,0	17,6	15,9			
	FAP	55,9	44,1	46,2	31,4	20,1	20,7	90,4	99,4	83,2
	DF	84,8	61,6	53,8	35,2	23,3	26,2	97,9	99,9	92,3
E44	FAP	27,6	27,8	40,0		8,6		78,1		83,5
	IOX	30,1	39,4			10,4				
	DF	76,8	68,5	50,0		20,1		95,7		84,1
E45	FDD	84,3	77,2	45,0	37,5	23,2	16,2	86,3	35,7	92,5
E46	FDD	79,3	66,3	50,0	16,2	24,9	16,8	86,7	29,5	89,9
E47	POX	4,5		9,6	2,4	-147,7	-3,7			
	FAP	56,5	50,0	50,9	21,2	14,6	17,2	81,6	97,3	88,3
	DF	72,5	50,0	61,0	20,0	40,9	20,0	87,2	98,1	88,8
	CAG	79,5	95,0	91,6	75,3	44,5	75,5	88,7	98,9	87,3
E48	FAP	43,0	34,4	34,2	4,0	9,9	22,2		96,2	74,5
	IOX	36,4		51,1	88,0	11,6	35,6	55,5		
	DF	84,2	59,4	81,1	58,7	13,6	43,5	96,8	97,6	89,0
	CAG	82,6	97,0	91,0	89,3	35,5	79,4	96,1	99,9	92,4
E49	POX	12,9		23,6	1,7		0,0			69,6
	CAP	-225,1		21,9	20,8		-73,6			
	FAP4	17,4	83,3	71,6	38,3		16,5		97,9	80,7
	DF	88,5	83,3	85,9	39,2		37,3		98,7	88,6
E50	CAP	-374,7		-1,6	18,3		-77,0		98,6	20,0
	FAP	-65,8		55,0	53,3		-16,3		99,6	84,2
	IOX	-114,3		56,1	38,3		-10,8		99,8	83,2
	DF	85,0		94,7	33,3		42,7		99,9	80,8

LEGENDA: Tur – turbidez; CA – cor aparente; CV – cor verdadeira; ABS₂₅₄ – absorvância em 254 nm; MON – matéria orgânica natural; Cl a – clorofila a; MCT LR – microcistinas totais LR; SST – sólidos suspensos totais; POX – pré-oxidação com cloro; FAP – filtração ascendente em pedregulho; DF – dupla filtração; IOX- interoxidação com cloro; FDD – filtração direta descendente em areia; CAG – adsorção em carvão ativado granulado; CAP - adsorção em carvão ativado pulverizado.

Tabela 4.47 – Concentrações médias de espécies de trihalometanos na água bruta e remanescentes nos efluentes do pré-filtro e unidades de oxidação, adsorção e dupla filtração.

Ensaio	Amostra	DCBM	CHBr ₃	CHCl ₃	DBCM	TAM
E45	IOX	0,635	2,249	1,650	0,241	4,775
	FDD	0,100	0,022	0,035	0,081	0,238
E46	FDD	0,583	0,096	0,000	0,208	0,887
E47	POX	0,725	0,702	0,236	0,035	1,697
	FAP	0,147	0,274	0,334	0,081	0,836
	DF	0,120	0,018	0,216	0,089	0,443
	CAG	0,059	0,000	0,015	0,000	0,074
E48	AB	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	FAP	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	IOX	0,554	1,141	2,042	0,953	4,690
	DF	0,141	0,525	0,482	0,000	1,148
	CAG	0,094	0,022	0,044	0,085	0,245
E49	AB	0,316	0,000	0,000	0,000	0,316
	POX	0,332	0,048	0,018	0,000	0,397
	CAP	0,226	0,022	0,014	0,000	0,261
	FAP	0,330	0,000	0,000	0,000	0,330
	DF	0,200	0,000	0,000	0,000	0,200
E50	AB	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	CAP	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	FAP	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	IOX	0,371	0,279	0,128	0,026	0,804
	DF	0,071	0,098	0,000	0,057	0,225

LEGENDA/UNIDADES: DCBM – diclorobromometano; TBM/CHBr₃ – tribromometano ou bromofórmio; TCM/CHCl₃ – triclorometano ou clorofórmio; DBCM – dibromoclorometano; IOX- interoxidação com cloro; FDD – filtração direta descendente em areia; POX – pré-oxidação com cloro; FAP – filtração ascendente em pedregulho; DF – dupla filtração; CAG – adsorção em carvão ativado granulado; CAP - adsorção em carvão ativado pulverizado.

4.4.3 Perdas de carga laminares e turbulentas no pré-filtro e filtros descendentes de areia, ensaios com pré e interoxidação e dupla filtração.

As medidas de perda de carga laminar no fundo falso e camadas de pedregulho do pré-filtro FAP4 e areia dos filtros FRDA constam da Tabela D.8 (Apêndice D). A representação gráfica destas variações está na Figura 4.26 na qual foi acrescentada a visualização das perdas de carga nos filtros FRDA nos ensaios de filtração direta descendente (E45 e E46).

O pré-filtro FAP4, escolhido entre os quatro avaliados por consistentemente exibir maiores eficiências de remoção de turbidez e cor aparente teve comportamento idêntico ao dos demais ensaios e pré-filtros. A retenção de sólidos em FF resultou em perdas de carga que representam de 50% a 30% da soma das parcelas medidas

nas camadas de pedregulho, configurando-se como unidade importante para a remoção de partículas da água em tratamento.

Nos três ensaios com pré-oxidação e para as duas taxas de filtração avaliadas houve sensível acréscimo nas taxas de crescimento de perda de carga no pré-filtro FAP4 com perdas finais de 169,7 cm, 181,3 cm e 204,5 cm que superaram as dos filtros FRDA. No ensaio com interoxidação as perdas no pré-filtro FAP4 reduziram-se em cerca de 50% em relação aos ensaios com pré-oxidação, indicando que a aplicação de oxidante e coagulante na mesma fase do processo é capaz de aumentar a retenção de sólidos na pré-filtração.

Os filtros FRDA mostraram desempenho em conformidade com ensaios anteriores com perda média inicial $H_{MFL} = 31,5$ cm para a taxa de filtração de $267 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ muito próxima à perda correspondente do ensaio E41 (30,6 cm) realizado com taxa de filtração de $211 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. A variação das perdas de carga laminares ao longo da carreira de filtração foi menor no ensaio com pré-oxidação e taxa de filtração de $211 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, igual a $3,9 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ para a perda de final de carreira de 78,3 cm. Nos dois ensaios com pré-oxidação e taxa de filtração de $267 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ a taxa de crescimento média foi de $6,3 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ e no ensaio com interoxidação ocorreu variação acentuada da perda de carga com valores máximos de $11,7 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ e de 173,3 cm para a perda final. Estes resultados confirmam as considerações feitas para o pré-filtro em que se verificou menor perda de carga final, resultando em maior volume de sólidos para ser retido na camada de areia dos filtros FRDA.

Ainda na Figura 4.26 tem-se a visualização das perdas laminares dos filtros FRDA nos ensaios E45 e E46 com filtração direta descendente e taxa de filtração de $267 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Com o meio filtrante limpo a perda média foi $H_{MFL} = 34$ cm e no final das carreiras de filtração (nos dois ensaios por ultrapassagem da carga hidráulica disponível de 255 cm) estas foram medidas em 214,6 cm em E45 (FDD com interoxidação) e em 239,8 cm em E46 (FDD com pré-oxidação). Estes valores são coerentes com dados anteriores e devem estar associados à ação sinérgica dos processos de oxidação e coagulação que resultou em maior retenção de partículas no meio filtrante e conseqüentemente, maior perda de carga laminar. As variações de perda de carga foram de $22,4 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$ e de $23,8 \text{ cm} \cdot \text{h}^{-1}$, valores muito elevados em relação aos verificados nos ensaios com dupla filtração e que mostram a importância do sistema de dupla filtração para aumentar a carreira de filtração e reduzir consumo de água para lavagem de filtros.

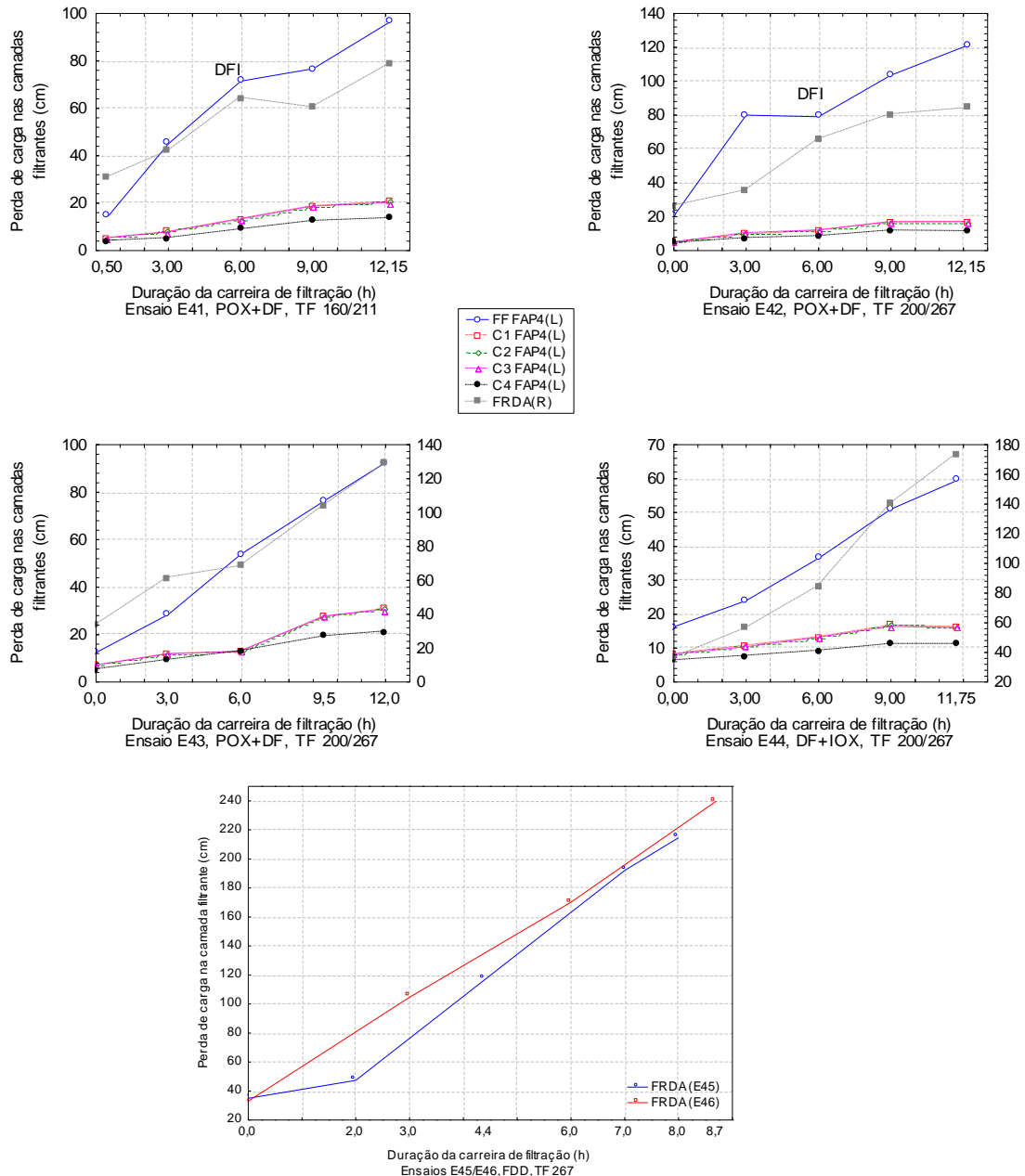


Figura 4.26 – Variação das perdas de carga nas camadas do pré-filtro FAP4 e filtros FRDA, ensaios com pré e interoxidação, dupla filtração e filtração direta descendente e taxas de filtração de 200/267 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

4.4.4 Perdas de carga laminares e turbulentas no pré-filtro, filtros descendentes de areia e filtros de CAG, ensaios com pré e interoxidação, dupla filtração e adsorção.

Os resultados das variações de perda de carga laminar ocorridas nos ensaios com arranjos de oxidação, dupla filtração e adsorção estão apresentados na Tabela D.9 (Apêndice D). Na Figura 4.27 estão as curvas correspondentes a estas variações, agrupadas para cada ensaio que representa um arranjo específico dos processos avaliados.

No ensaio E47 em que foi utilizado o arranjo de pré-oxidação, dupla filtração e adsorção final em colunas de CAG, o pré-filtro FAP4 teve comportamento diferente dos demais ensaios da série. A perda de carga inicial em FF de 35,5 cm foi muito elevada, representando cerca de duas vezes maior que a média dos ensaios E42, E43 e E44, de 16,4 cm, porém a taxa de crescimento foi de $2,6 \text{ cm.h}^{-1}$. Este valor de perda de carga inicial pode ser atribuído à ocorrência de bolhas de ar ou obstrução parcial dos orifícios do flange de suporte das camadas de pedregulho por fragmentos de animais mortos que aleatoriamente caíam na superfície livre das caixas CDV e eram misturados à água. A retenção de sólidos nas quatro camadas de pedregulho foi significativa e distribuída, equitativamente, pelos dados de perda de carga medida em cada uma delas. No final da carreira de filtração a perda de carga total no pré-filtro foi de 114,4 cm que, associada à introdução de bolhas de ar na tubulação de água coagulada pode ter sido responsável pelo extravasamento da caixa CMR/CDV_3 que alimentava os filtros FAP, particularmente neste ensaio.

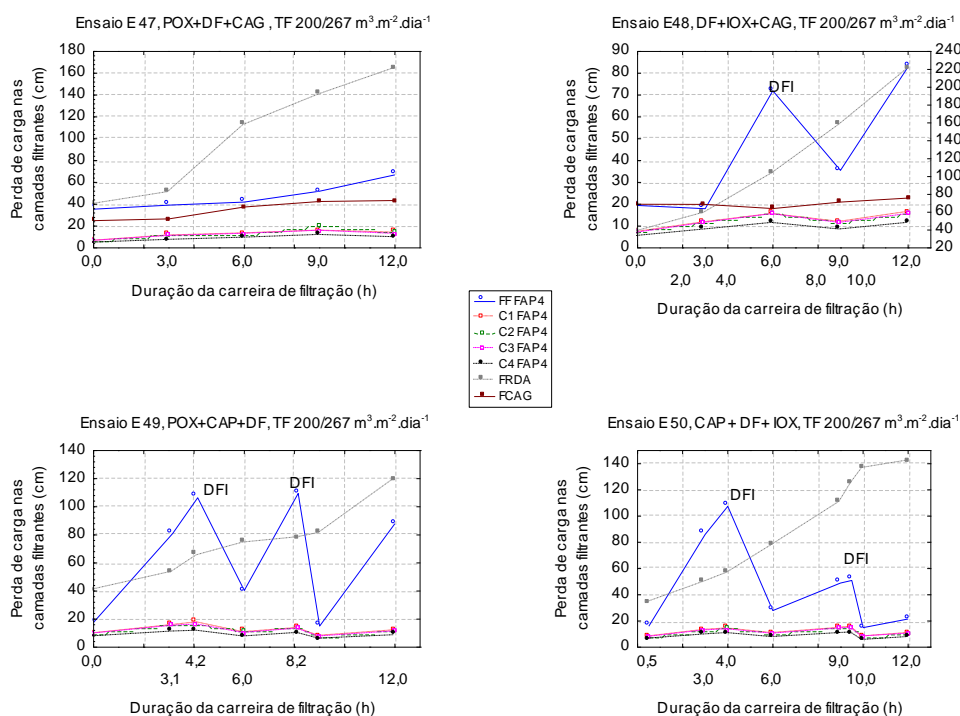


Figura 4.27 – Variação das perdas de carga nas camadas do pré-filtro FAP4 e filtros FRDA e FCAG, ensaios com pré e interoxidação e adsorção com CAP/CAG e taxas de filtração de $200/267 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$

Na Tabela 4.48 constam dados secundários calculados com os valores primários da Tabela D.9 que permitem avaliar os arranjos dos quatro ensaios agrupados em blocos de processos. As perdas de carga parciais em FF e totais do pré-filtro FAP4

foram pouco influenciadas pelos processos avaliados. Com a adsorção final nos filtros FCAG a pré-oxidação resultou em retenção de sólidos ligeiramente inferior à interoxidação, com variações de $4,1 \text{ cm.h}^{-1}$ a $5,3 \text{ cm.h}^{-1}$ em FF e de $6,3 \text{ cm.h}^{-1}$ a $8,0 \text{ cm.h}^{-1}$ no pré-filtro. Com a interoxidação a perda de carga total em FAP4 cresceu acentuadamente a partir de 3 horas de funcionamento, tendo sido realizada uma DFI com 6 horas de operação quando esta atingiu 128,6 cm, próxima ao limite de carga hidráulica disponível de 150 cm. Estes resultados conflitam com a argumentação de coagulação melhorada pela oxidação, embora sejam dados de apenas dois ensaios, um de cada tecnologia. A aplicação de CAP resultou em perdas parciais e totais significativas no pré-filtro, atenuadas pelas três DFI executadas, como mostra a Figura 4.28. Em FAP4 as perdas oscilaram entre as DFI e no ensaio E50 com interoxidação houve declínio após a 1ª DFI realizada com 4 horas de carreira de filtração e no final da carreira a perda final foi de 58,0 cm.

Tabela 4.48 – Taxas de variação de perdas de carga laminares (cm.h^{-1}) no pré-filtro e filtros de areia em ensaios de oxidação e adsorção.

Oxidação	Adsorção	FF	FAP4	FRDA
PRÉ	CAG	4,1	6,3	10,4
	CAP	5,8	6,4	6,6
	CAG	5,3	8,0	15,1
INTER	CAP 4h	22,9	28,4	9,0
	CAP 12 h	0,5	1,2	

Neste ensaio, os filtros de areia FRDA tiveram comportamento influenciado pelos diferentes arranjos de pré ou interoxidação e adsorção com CAP ou CAG. A dosagem de CAP favoreceu o crescimento mais lento da perda de carga resultando em gradientes de $6,6 \text{ cm.h}^{-1}$ e $9,0 \text{ cm.h}^{-1}$ com pré e interoxidação, respectivamente. No arranjo de adsorção final com CAG as perdas cresceram mais rapidamente refletindo-se nas taxas de crescimento de $10,4 \text{ cm.h}^{-1}$ na pré-oxidação e de $15,1 \text{ cm.h}^{-1}$ para o ensaio com interoxidação.

O comportamento das perdas de carga nos filtros/colunas de CAG refletiu a baixa turbidez remanescente. Entretanto, no ensaio E47 a retenção de sólidos em FRDA (turbidez média remanescente de 2,0 uNT) foi inferior à do ensaio E48 (turbidez média de 1,2 uNT) desempenho que afetou a perda de carga em FCAG que encerrou o ensaio com perda de 43,5 cm, representando crescimento de $1,5 \text{ cm.h}^{-1}$. No ensaio E48 as colunas FCAG exibiram baixo crescimento de perda de carga, de $0,2 \text{ cm.h}^{-1}$. A perda de carga laminar média com o meio filtrante limpo foi de 22,5 cm.

O tamanho efetivo dos grãos de CAG era $D_{10} = 0,40$ mm e os tamanhos mínimo e máximo variaram entre 0,30 e 0,84 mm. Nesta granulometria a parcela de grãos de baixa densidade era expressiva e visível pela quantidade de partículas que permaneciam na superfície da água durante a carreira de filtração. Mesmo com redução da área superficial e possível prejuízo na capacidade adsortiva, é interessante a avaliação de colunas de adsorção em CAG de maior granulometria com D_{10} variando entre 1,0 e 4,0 mm.

5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

Os resultados obtidos no monitoramento da água bruta do Açude Gargalheira (outubro de 2007 a janeiro de 2010) e na realização dos ensaios em bancada de laboratório e na IP-DF, no período de estudo de janeiro de 2009 a janeiro de 2010, permitem as conclusões apresentadas a seguir.

1. Os valores médios da série nitrogenada, fósforo total e ortofosfato solúvel enquadraram o Açude Gargalheira entre mesotrófico e eutrófico. As densidades médias de cianobactérias de 65.453 células.mL⁻¹ (aritmética) e de 51.782 células.mL⁻¹ (geométrica) configuraram em todo o período de monitoramento o estado de alerta de nível 2 que enfatiza a necessidade de monitoramento semanal, com realização de bioensaios de toxicidade e análises de cianotoxinas.

2. Os ensaios de tratabilidade indicaram como melhor coagulante o hidróxicloreto de alumínio com 23% de Al₂O₃ com dosagem de 13 mg.L⁻¹, pH de coagulação de 7,59, GMR de 700 s⁻¹ e TMR de 17 s, dosagens de oxidante (cloro) entre 2,0 mg Cl₂.L⁻¹ e 3,0 mg Cl₂.L⁻¹, tempo de contato de 20 minutos e dosagem de 15 mg CAP.L⁻¹ com tempo de adsorção de 30 minutos, os quais foram aplicados nos ensaios da IP-DF.

3. Descargas de fundo intermediárias contribuíram para elevar o desempenho dos pré-filtros. A frequência deve ser definida tendo em vista a qualidade da água bruta, dosagem e tipo de coagulante, carga hidráulica disponível e qualidade do efluente dos filtros descendentes

4. Embora com desempenho semelhante aos demais pré-filtros, nos ensaios com e sem descarga de fundo intermediária, o pré-filtro FAP4 com granulometria da camada filtrante mais fina (2,0 a 3,2 mm), apresentou melhor eficiência e as menores médias de turbidez e cor aparente remanescentes. FAP1 foi o de pior desempenho.

5. A elevação da taxa de filtração influenciou negativamente o desempenho dos pré-filtros, entretanto taxas de filtração entre 160 m³.m⁻².dia⁻¹ a 200 m³.m⁻².dia⁻¹ foi a faixa escolhida pois reduz custos de implantação de unidades. A adoção de lavagem dos pré-filtros com ar e água constitui medida a ser avaliada para instalações em escala real.

6. Nos ensaios de pré-oxidação com remoção de MON oxidada nos pré-filtros FAP, a concentração de TAM = 0,074 mg.L⁻¹ no efluente das colunas FCAG resultou

inferior à formada nos ensaios em que foi empregada a interoxidação e adsorção com CAP ou CAG.

7. A técnica de dupla filtração com granulometria, espessura das camadas suporte e filtrante e taxas de filtração utilizadas ($160/211 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $200/267 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$) e nas condições operacionais e de coagulação química aplicadas, mostrou bom desempenho em relação à remoção de flocos de células de cianobactérias e, conseqüentemente, de microcistinas totais-LR (MCT-LR). As remoções de cianobactérias nos pré-filtros variaram entre 52% (FAP2) e 96% (FAP4), representando densidades remanescentes entre $20.000 \text{ células} \cdot \text{mL}^{-1}$ e $13.000 \text{ células} \cdot \text{mL}^{-1}$. Os filtros descendentes de areia atuaram como sistemas de polimento final com remoção na faixa de 61% a 98% ($9.400 \text{ células} \cdot \text{mL}^{-1}$ a $5.800 \text{ células} \cdot \text{mL}^{-1}$), provavelmente dos flocos de células de menores dimensões.

8. A oxidação com cloro tanto na inter como na pré-oxidação, com residual de cloro livre da ordem de $0,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, associada à adsorção com CAP e CAG produziu efluentes finais com qualidade aceitável quanto aos níveis de TAM, turbidez e cor verdadeira.

9. Arranjos de pré e interoxidação e adsorção com CAG, como etapa de pós-tratamento exibiram melhores desempenhos de remoção de MON, COT, ABS_{254} , cor aparente e verdadeira e turbidez. Esta configuração mostrou ser eficiente para assegurar a qualidade dos efluentes finais especialmente em relação à remoção de MCT-LR e TAM. Os efluentes das colunas FCAG tiveram concentração de MCT-LR reduzida, consistentemente, para valores inferiores a $1,0 \text{ } \mu\text{g/L}$.

Para complementar e ampliar o conhecimento sobre os processos e arranjos tecnológicos investigados neste trabalho, seguem-se as seguintes sugestões.

1. Realização de ensaios de tratabilidade em equipamento estático de bancada para avaliar outros oxidantes (ozônio, dióxido de cloro, permanganato de potássio) e coagulantes. Nestes ensaios, seriam estudados tempo e gradiente de mistura rápida, pH de coagulação, ordem de aplicação dos produtos, dosagem.

2. Avaliação do desempenho de diferentes CAP para remoção de MON, cianobactérias, cianotoxinas e SPO, utilizando águas brutas dos principais mananciais do RN: construção de isotermas de adsorção de Langmuir e Freundlich, cálculo do número de iodo, do índice de azul de metileno e da superfície BET.

3. Implementação de pesquisa na IP-DF para verificar a influência no desempenho dos pré-filtros FAP com a introdução de fluxo de ar e água antes das DFI como lavagem auxiliar e lavagem de interface no momento de DFI.
4. Realização de estudo na IP-DF para investigar o desempenho de granulometrias de areia superiores à utilizada neste trabalho, na remoção de células de cianobactérias. A evolução da perda de carga laminar e a duração das carreiras de filtração também seriam variáveis de avaliação.
5. Execução de testes de performance com CAG de granulometrias na faixa de 0,35 mm a 4,00 mm e diferentes tempos de contato em leito vazio, com água filtrada em areia.
6. Execução de testes de fluxo contínuo na IP-DF com águas de outros mananciais do RN: açudes Pau dos Ferros, Itans e Barragens Armando Ribeiro Gonçalves – em pontos de captação situados em Jucurutu, São Rafael e Assu – e Santa Cruz do Apodi.
7. Implementação de pesquisa de caracterização e quantificação de resíduos líquidos gerados em ETA de FDA e na IP-DF, comparando a alternativa de DFI e lavagem simples com água, DFI com lavagem auxiliada com ar e água.
8. Elaboração de estudo técnico e econômico-financeiro para adaptação e reforma das principais ETA do RN que utilizam a filtração direta ascendente para dupla filtração com oxidação (pré ou inter) e adsorção (CAP ou CAG): Alto Oeste, Assu, Jerônimo Rosado, Médio Oeste, Pau dos Ferros, Santa Cruz do Apodi/Mossoró, Sertão Central-Cabugi, Serra de Santana e São Rafael.
9. Realização de estudo sobre o comportamento de perdas de carga laminares no fundo falso e camadas suporte e filtrante dos filtros de fluxo ascendente em escala real em funcionamento no Estado do RN.

REFERÊNCIAS⁹

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION. (1999) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20 ed Washington: APHA, AWWA, WEF.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION. (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21 ed Washington: APHA, AWWA, WEF.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. Water Quality Division Disinfection Systems Committee. (2000). "Committee report: Disinfection at large and medium-size systems." *J. Am. Water Works Assoc.*, 92, 5, 32.

AMIRTHARAJAH, A., MILLS, K. M. (1982). *Rapid mlx design for mechanisms of alum coagulation*. Journal AWWA, v. 74, n. 210, Apr. 1982.

ANAGNOSTIDIS, K, KOMÁREK, J. (1988) Modern approach to the classification system of cyanophytes 3- Oscillatoriales. Arch. Hydrobiol. (Suppl.) Algological Studies, v. 50-53, p. 327-472 .

ANAGNOSTIDIS, K, KOMÁREK, J. (1990) Modern approach to the classification system of cyanophytes 5- Stigonematales. Arch. Hydrobiol. (Suppl.) Algological Studies, v. 59, p. 1-73.

ARAÚJO, M. F. F. (1997). *Variação anual da comunidade fitoplanctônica, da clorofila e da produtividade primária na Lagoa de Extremoz-RN*. 139 p. [Dissertação de Mestrado. Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal- RN].

ARORA, H., LeCHEVALIER, M. W., DIXON, K. L. *Disinfection by-products occurrence survey*. Journal of American Water Works Association, p 61-68, June, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT (1989). *NBR 10739/1989 Água – Determinação de oxigênio consumido. Método do permanganato de potássio*. ABNT, Rio de Janeiro, set 1989. 3 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT (1991). *NB3 11834. Carvão ativado pulverizado para tratamento de água – Especificação*. ABNT, Rio de Janeiro, 1991.

AZEVEDO, S. M. F. O., CARMICHAEL, W. W., JOCHINSEN, E. M., RINEHART, K. L., LAN, S., SHAW, G. R., EAGLESHAM, G. K. (2002). *Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in caruaru-Brazil*. Toxicology, 181:441-446 p.

⁹ Elaboradas conforme ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 6023: Informação e documentação. Referências. Elaboração*. Rio de Janeiro, 2002.

- AZEVEDO, S. M. F. O., MAGALHÃES, V. F. (2006). *Metodologia para quantificação de cianotoxinas*. In: PÁDUA, V. L. (Coord.). *Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano*. Rio de Janeiro: ABES, 2006. Capítulo 11, p. 467-503.
- BAÇAOU, A., YAACOUBI, A., DAHBI, A., BENNOUNA, C., PHAN TAN LUU, R., MALDONADO-HODAR, F. J., RIVERA-UTRILLA, J., MORENO-CASTILLA, C. (2001). *Optimization of conditions for the preparation of activated carbons olive-waste cakes*. Carbon, v. 39, p. 425-432.
- BELLAR, T. A., LICHTENBERG, J. J., KRONER, R. C. (1974) *The occurrence of organohalogenes in chlorinated drinking waters*. Journal American Water Works Association, v. 66, n. 11, 1974. December, p. 703-706.
- BOVE, F. J., FULCOMER, M. C., KLOTZ, J. B., ESMART, J., DUFFICY, E. M., SAVRIN, J. E. (1995), *Public drinking water contamination and birth outcomes*. Amer. J. Epidemiol., v. 141, p. 850–862.
- BRANCO, S. M. (1991). *A água e o homem*. In: Hidrologia Ambiental. Rubem La Pina Porto (org.). EDUSP. São Paulo. 410 p. 1991.
- BRANDÃO, C. C. S., SILVA, A. S. (2006). *Remoção de Cianotoxinas por Adsorção em Carvão Ativado*. In: PÁDUA, V. L. (Coord.). *Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano*. Rio de Janeiro: ABES, 2006. Capítulo 10, p. 415-465.
- BRASIL, MINISTÉRIO DE MEIO AMBIENTE, AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. (2009). *Atlas Nordeste - abastecimento urbano de água: resumo executivo*. Brasília: ANA, 2009, 96 p.
- BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE (2004). *Norma de Qualidade da Água para Consumo Humano*. Portaria nº 518/2004, de 25/03/2004. Brasília: MS.
- BROCK, T. D., SMITH, D. W., MADIGAN, M. T. (1984). *Biology of microorganisms*. 4 ed. Englenwood Cliffs, Nova Jersey. Prentice Hall Inc., 1984.
- BRUCHET, A., BERNAZEAU, F., BAUDIN, I., PIERONNE, P. (1998). *Algal toxins in surface waters: analysis and treatment*. Water Supply , v. 16, p. 619–623.
- CALIJURI, M. C. (1988). *Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização*. 292 p, 1988 [Tese de doutorado. Dep. de Hidráulica e Saneamento .Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos- SP].
- CARLSON, R. E. (1977). *A trophic state index for lakes*. Limnol. Oceanogr., 22: 361-80, 1977.
- CALIJURI, M. C., ALVES, M. S. A., DOS SANTOS, A. C. A. (2006). *Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais*. São Carlos: RiMa. 118 p.

- CANTOR, K. P., LYNCH, C. F., HILDESHEIM, M. E., DOSEMECI, M., LUBIN, J., ALAVANJA, M., CRAUN, G. (1988). *Drinking water source and chlorination by products I. Risk of bladder control*. *Epidemiology*, v.9, n. 1, p. 21–28.
- CARMICHAEL, W. W. (2001) *Health effects of Toxin-Producing Cyanobacteria: “The CyanoHABs”*. *Human and Ecological Risk Assessment*, v.7 p. 1393-1407.
- CARMICHAEL, W. W., Lau, S., AZEVEDO, S. M. F. O., RINEHART, K. L., AN, J. S., SHAW, G. R., MOLICA, R. J. R., EAGLESHAM, G. K., JOCHIMSEN, E. M. (2001). *Human Fatalities from Cyanobacteria: Chemical and Biological Evidence for Cyanotoxins*. *Environmental Health Perspectives*. v. 109, n. 7. 2001. p. 663-668. Disponível em <http://ehp.niehs.nih.gov/members/2001/109p663-668carmichael/carmichael.pdf>. Acesso em 28.09.2010, 17:30 h.
- CARMICHAEL W. W. (1997). *The cyanotoxins*. In: *Advances in Botanical Research*, Vol 27 (Callow J., ed). London: Academic Press, 1997; p. 211–256.
- CEBALLOS, B. S. O. (1995) *Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do trópico semi-árido*. 192 p., 1995 [Tese de Doutorado. Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo. São Paulo- SP].
- CEBALLOS, B. S. O., LIMA, E. O., KÖNIG, A., MARTINS, M. T. (1995) *Spatial and temporal distribution of fecal coliforms, coliphages, moulds and yeast in freshwater at the semi-arid tropic Northeast region in Brazil (Paraíba State)*. *Rev. Microbiol. São Paulo*, 6 (2): 90 - 100, 1995.
- CEBALLOS, B. S. O., KÖNIG, A., DINIZ, C. R., WATANABE, T., MISHINA, S. V. (1998) *Variabilidade da qualidade das águas de açudes nordestinos*. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 19, 1998. Foz do Iguaçu- PR. Anais: ABES. p. 2080- 2091.
- CEBALLOS, B. S. O., AZEVEDO, S. M. F. O., BENDATE, M. M. A. (2006) *Fundamentos biológicos e ecológicos relacionados às cianobactérias*. In: PÁDUA, V. L. (Coord.). *Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano*. Rio de Janeiro: PROSAB.
- CERQUEIRA, D. A. (1997) *Coliformes como critério da qualidade da água de consumo*. *Rev. Engenharia Sanitária e Ambiental*. ABES. Vol.2, N.1, p.174 , Jan/Mar.1997.
- CHORUS, I., BARTRAM, J. (1999). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. Londres: E & F N Spon.
- CLEASBY, J. L., LOGSDON, G. S. (1999). *Granular bed and precoat filtration*. In: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. LETTERMAN, R. D. (technical ed.) *Water quality and treatment. A handbook of community water supplies*. Estados Unidos da América: McGraw Hill.
- COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS – CPRM (2010). *Levantamento da geodiversidade. Projeto Atlas Pluviométrico do Brasil. Estado do Rio Grande do Norte. Isoietas anuais médias, período 1977 a 2006*. Disponível em

www.cprm.gov.br/publique/media/Isoietas_Totais_1977_2006_RN.pdf. Acessado em 10.02.2010, 11:15 h.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (2005). *Resolução N.º 357 de 18 de março de 2005*. Brasília.

COOK, D., NEWCOMBE, G. (2002a). *Effect of natural organic matter concentration and character on the adsorption of microcystin analogues onto PAC*. Proceedings of the AWWA 2002 Water Quality Technology Conference, Seattle, Wash., 10–14 November 2002. CD-ROM. American Water Works Association, Denver, Colo.

COOK, D., NEWCOMBE, G. (2002b). *Removal of microcystin variants with powdered activated carbon*. Water Sci. Technol.: Water Supply, v. 2, n. 5–6, p. 201–207.

COSTA, I. A. S., DUARTE, M. A. C., DE MEDEIROS, F. B. B., FREIRE, V. M. (2003) *Prevalência de cianobactérias e microcistinas em mananciais de abastecimento público no Estado do Rio Grande do Norte*. CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA. 9. Juiz de Fora- MG. Anais. SBL.

COSTA, I. A. S., AZEVEDO, S. M. F. O., SENNA, P. A. C., BERNARDO, R. R., COSTA, S. M., CHELLAPPA, N. T. (2006) *Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a brazilian semiarid reservoir*. Brazilian Journal of Biology, São Paulo, v. 66(1b):29-41.

DI BERNARDO, L. (1995) *Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento*. Rio de Janeiro: Luiz Di Bernardo. ABES.

DI BERNARDO, L., LUCA, S. J., KURODA, E. K., PEGORER, M. G. L. (2006). *Oxidação*. In: PÁDUA, V. L. (coord.). *Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano*. PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Belo Horizonte: SERMOGRAF. 504 p.

DI BERNARDO, L., DI BERNARDO, A. S. e CENTURIONE FILHO, P. L. (2002). *Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água*. RIMA, São Carlos, 237 p.

DINIZ, C. R. (1994). *Aspectos sanitários de corpos lênticos temporários utilizados para consumo humano*. 143 p. [Dissertação de Mestrado. Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba. Campus II. Campina Grande-PB].

DOBSON, H. (1981). *Trophic conditions and trends in the Laurentian Great Lakes*. Water Qual. Bull., v. 6, p. 79-83, 1981.

DONATI, C.; DRIKAS, M.; HAYES, R., NEWCOMBE, G. (1994). *Mycrocystin-LR adsorption by powdered activated carbon*. Water Research, 28 (8), p. 1735-1742.

DUAN, J., GREGORY, J. (2003). *Coagulation by hydrolysing metal salts*. *Adv Coll Interf Sci* 100 – 102:475–502.

DUARTE, M. A. C. (1999). *Utilização dos Índices do Estado Trófico (IET) e de Qualidade da Água (IQA) na Caracterização Limnológica e Sanitária das Lagoas de*

Bonfim, Extremoz e Jiqui-RN. 156 p. [Dissertação de Mestrado. Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba. Campus II. Campina Grande-PB].

EDSWALD, J. K. (2009). *Dissolved air flotation and me*. Water Research, doi: 10.1016/j.wares.2009.12.040.

EECD (European Economic Community Directive). (1998) *Amended proposal for a Council Directive concerning the quality of water intended for human consumption-common position*. In: Proceedings of the Council of the European Union, Directive 80/778/EEC, Com (97) 228 final 95/0010 SYN, Brussels, 1998.

EISENLAUER, J., HORN, D. (1987). *Fiber optic online flocculant dose control in water-treatment operations*. Colloid Surf., 1987, v. 25, n. 2–4, p. 111 –129.

ESCOBAR, I. C., RANDALL, A. A. (1999). *Influence of NF on distribution system biostability*. Journal AWWA, v. 91, n. 6, p. 76-89.

ESTEVES, F. A. (1998) *Fundamentos de limnologia*. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência. 575 p.

EUSTÁQUIO, H. M. B. (2010). *Ensaio de tratabilidade aplicados na determinação de parâmetros de dimensionamento de processos de tratamento de água de manancial eutrofizado*. zzz p. [Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária. Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do RN. Natal-RN].

FERNANDES, R. M. L. Açude São Salvador- Aspectos sanitários e físico químicos da água represada e de seu tributário principal. Proposta de manejo para retardo da eutrofização. 158p. 1997 [Dissertação de Mestrado Centro de Ciências e Tecnologia. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande- PB].

FERREIRA FILHO, S. S. (2001). Remoção de compostos orgânicos precursores de subprodutos da desinfecção e seu impacto na formação de trihalometanos em águas de abastecimento. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: v.6, n.2, p.53 - 60, 2001.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE (2003). *Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano. Impactos na saúde humana e processos de remoção em água para consumo humano*. Brasília: FUNASA/MS.56 p.

GELDREICH, E. E. (1977). Microbial indicator of pollution. Literature Review. J. Water Pollution Control Fed., June: 1222-42, 1977.

GUEDES, L. F. (2007) *Variabilidade espaço-temporal das características ambientais e sanitárias das águas da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves/RN* [Monografia de graduação em Tecnologia de Controle Ambiental. Centro Federal de Educação Tecnológica do Rio Grande do Norte. Natal- RN].

GUSMÃO, P. T. R., PINTO, A. P. (2010) *Avaliação da filtração direta ascendente em pedregulho para tratamento das águas da barragem Duas Unas, na região metropolitana do Recife*. Revista DAE, São Paulo, v. 183, ano LVIII: 16-20.

- HAAS, C. N. (1999). *Disinfection*. In: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. LETTERMAN, R. D. (technical ed.) *Water quality and treatment. A handbook of community water supplies*. Estados Unidos da América: McGraw Hill.
- HAKANSON, L. (1981). *A manual of lake morphometry*. Springer Verlag, 78 p. 1981.
- HARADA, K. I., OHTANI, I., IWAMOTO, K., SUZUKI, M., WATANABE, M., TERÃO, K., (1994) *Isolation of Cylindrospermopsin from a cyanobacterium, Umezakia natans and its screening method*. *Toxicon*, 32 (1): 73-84. 78 (2): 514-520.
- HART, J., FAWELL, J. K., CROLL, B. (1998). *The fate of both intra and extracellular toxins during drinking water treatment*. *Water Supply*, v. 16, p. 611–616.
- HILTEBRAND, D. J., CUSHING, R. S., SCHAFFRAN, G. C. (1996). *Evaluation of coagulation through analyses of ultraviolet light absorbance*. In: AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION ANNUAL CONFERENCE PROCEEDINGS, American Water Works Association, p. 321-328, June, Ontario, 1996.
- HIMBERG, K., KEIJOLA, A. M., HIISVIRTA, L., PYYSALO, H., SIVONEN, K. (1989). *The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from Microcystis and Oscillatoria cyanobacteria: a laboratory study*. *Water Reseach*, v. 23, n. 8, p. 979–984.
- HOFFMAN, J. R. H. (1976). *Removal of Microcystis toxins in water purification processes*. *Water S A (Pretoria)*, v. 2, n. 2, p. 58–60.
- HONGVE, D. (1999) *Production of dissolved organic carbon in forested catchments*. *J. Hydrol.*, 1999, v. 224, p. 91–99.
- HURST, A. M., EDWARDS, M. J., CHIPPS, M., JEFFERSON, B., PARSONS, S. A.. (2004). *The impact of rainstorm events on coagulation and clarifier performance in potable water treatment*. *Science of the Total Environment*, 321: 219–230.
- JAGUARIBE, E. F., MEDEIROS, L. L., BARRETO, M. C. S. e ARAÚJO, L. P. (2005). *The performance of activated carbons from sugarcane bagasse, babassu, and coconut shells in removing residual chlorine*. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, v. 22, n. 1, p. 41-47.
- JAN, M., LEI, G., FANG, J. (2007) *Effect of algae species population structure on their removal by coagulation and filtration processes- a case study*. *Journal of Water Supply: Research and technology-AQUA*, 56 (1), p. 41-54.
- JONES, J. G. (1979) *A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in freshwaters*. London, Freshwater Biological Association, n. 39, 112 p. 1979.
- KAWAMURA, S. (1985) *Two stage filtration*. *Journal AWWA*, Denver, v. 77, n. 12, p. 42-47, dez. 1985.
- KAWAMURA, S. (2000) *Integrated design and operation of water treatment facilities*. 2nd. Edition. New York: John Wiley&Sons, Inc. 621p. 2000.

- KÄLLÉN, B. A. J., ROBERT, E. (2000). *Drinking water chlorination and delivery outcome – a registrybased study in Sweden*. *Reproductive Toxicol.* v. 14, p. 303-309.
- KEIJOLA, A. M., HIMBERG, K., ESALA, A. L., SIVONEN, K., HIISVIRTA, L. (1988). *Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: Laboratory and pilot scale experiments*. *Toxicity Assessment: An international Journal*, 1988, v.3, p. 643-656.
- KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. (1989) *Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4- Nostocales*. *Archiv für Hydrobiologie* 56 (82,3): 247-345. (Algological Studies, 56).
- KORSHIN, G. V., LI, C. W., BENJAMIN, M. M. (1997). *Monitoring the properties of natural organic matter through UV spectroscopy: a consistent theory*. *Water Research*, v. 31, p. 1787-1795, 1997.
- KRASNER, S. W., McGUIRE, M. J., JACANGELO, J. G., PATANIA, N. L., REAGAN, K. M., AIETA, E. M. (1989) *The occurrence of disinfection by-products in US drinking water*. *Journal of American Water Works Association*, p. 41-53, august, 1989.
- KURODA, E. K. (2006). *Remoção de Células e Subprodutos de Microcystis Spp. por Dupla Filtração, Oxidação e Adsorção*. 267 p [Tese de Doutorado. Escola De Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo]. São Carlos.
- LAMBERT, T., HOLMES, C., HRUDEY, S. (1996). *Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full scale water treatment*. *Water Research*, v. 30, n. 6, p. 1411-1422.
- LAWTON, L. A., ROBERTSON, P. K. J. (1999). *Physio-chemical treatment methods for the removal of microcystins (cyanobacterial hepatotoxins) from potable waters*. *Chem. Soc. Rev.* v. 28, n. 4, p. 217–224.
- LEE, M. C., SNOEYINK, V. L. e CRITTENDEN, J. C. (1981). *Activated carbon adsorption of humic substances*. *Journal of the American Water Works Association*, v. 73, n. 8, p. 440-446.
- LOGSDON, G. S., HORSLEY, M. B., FREMAN, S. D. N., NEEMAN, J. J., BUDD, G. C. (2006). *Filtration processes – A distinguished history and a promising future*. *Journal AWWA*, v. 98:3, March, p. 150-162, 2006.
- LUND, J. W. G., KIPLING C., LECREN, E. D. (1958) *The inverted microscope method of estimating algae number and the statistical basis of estimating by counting*. *Hydrobiology*, v.11 p.143-170.
- MAGALHÃES, V. F., SOARES, R. M., AZEVEDO, S. M. F. O. (2001). *Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk*. *Toxicon*, 39: 1077-1085.
- MARSCHALL, B. E. & FALCONER, A. C. (1973) *Eutrophication of a tropical african impoundment*. *Hydrobiologia*, V 45, p. 109- 123. 1973.
- MARGALEF, R. (1983) *Limnología*. Barcelona, Omega. 1010 p.

- MASSCHELEIN, W. J. (1992). *Adsorption*. In: Unit processes in drinking water treatment. New York: Marcel Dekker, Inc. 635 p. 321-363.
- MOUCHET, P., BONNÉLYE, V. (1998). *Solving algae problems: French expertise and world-wide applications*. AQUA, v. 47, n. 3, p. 125-141.
- NAJM, I. M., PATANIA, N. L., JACANGELO, J. G., KRASNER, S. W. (1994) *Evaluation surrogates for disinfection by products*. *Journal of American Water Works Association*, 1994, June, p 98-106.
- NEWCOMBE, G. (2002). *Removal of algal toxins from drinking water using ozone and GAC*. American Water Works Association, Denver, Colo.
- NEWCOMBE, G., NICHOLSON, B. C. (2002). *Treatment options for the saxitoxin class of cyanotoxins*. *Water Sci. Technol.: Water Supply*, v. 2, n. 5–6, p. 271–275.
- NEWCOMBE, G., BROOKE, S., CULLUM, P., NICHOLSON, B. C., SLYMAN, N. (2002) *Oxidation, adsorption and biological treatment for algal toxin removal*. Proceedings of the AWWA 2002 Water Quality Technology Conference, Seattle, Wash., 10–14 November 2002. CD-ROM. American Water Works Association, Denver, Colo.
- NEWCOMBE, G., COOK, D. S. (2002) *Influences on the removal of tastes and odours by PAC*. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, v 51, n 8, December, 2002, p 463-474.
- NOBLE, P. A., CLARK D. L., OLSON B. H. 1996. *Biological stability of groundwater*. *Journal AWWA*, Vol.88, No.5, pp.87-96.
- NOLL, K. E., GOUNARIS, V., HOU, W. (1992). *Adsorption technology for air and water pollution control*. Lewis Publishers: Michigan.
- O'CONNOR, J. T., HASH L., EDWARD A. B. (1975). *Deterioration of water quality in distribution system*. *Journal AWWA*, Vol.67, pp.113.
- ODUM, E. P. (1971) *Fundamentos de Ecologia*. 4 ed. Lisboa, Fundação Calouste Gulbekian, 927 p.
- OLIVEIRA, F. G. (1994) *Autodepuração e monitoramento do Rio Pitimbu-RN*. 163p. [Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Química. UFRN. Natal-RN].
- ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD (1989). *Diretrizes sanitarias sobre el uso de aguas residuales em agricultura e acuicultura*. Ginebra: OMS, 1989. 90 p. (Serie Informes Tecnicos, 78).
- PAGE, D. W., VAN LEEUWEN, J. A., SPARK, K. M., DRIKAS, M., WITHERS, N., MULCAHYA, D. E. (2002) *Effect of alum treatment on the trihalomethane formation and bacterial regrowth potential of natural and synthetic waters*. *Water Research* 36, 2002, 4884–4892. Disponível em www.elsevier.com/locate/watres. Acessado em 18/07/2007, 17:10 h.

- PEEL, M. C., FINLAYSON, B. L., McMAHON, T. A. (2007). *Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification*. Hydrol. Syst. Sci., v. 11, october, p. 1633-1644. Disponível em www.hydrol-earth-syst-sci.net. Acessado em 10.02.2010, 09:15 h.
- PEREIRA, M. G. (1993) *Qualidade das águas dos mananciais de superfície utilizados no abastecimento da cidade de Natal: aplicação do IQA nos pontos de captação*. 178 p [Dissertação de mestrado. Departamento de Engenharia Química. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal].
- POVINELLI, J., MATHEUS, C. E., FRAGIACOMO, P. (1989) *Aclimação de um resíduo industrial*. Revista DAE-SABESP. SABESP. v.49, n 154, p. 24- 27. Jan./ Mar. 1989.
- PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO (2003) *Dupla Filtração*. In: DI BERNARDO, L. (coord.), MENDES, C. G. N., BRANDÃO, C. C. S., SENS, M. L., PÁDUA, W. L Tratamento de água para abastecimento por filtração direta. PROSAB. São Carlos: Rima, 2003. 498 p.
- REYNOLDS, C., DOKULIL, M., PADISÁK, J. (2000). *Understanding the assembly of phytoplankton in relation to the trophic spectrum: where are we now?* Hidrobiologia n. 424, p. 147-152. 2000.
- RESSOM, R., SOONG, F. S, FITZGERALD, J., TURCZYNOWICZ, L., EL SAADI, O., RODER, D., MAYNARD, T., FALCONER, I. (eds.) (1994). *Health Effects of Toxic Cyanobacteria (blue-green algae)*. Canberra: Australian Government Public Service, 1994.
- RICHTER, C. A. (2009). *Água: Métodos e tecnologia de tratamento*. São Paulo: editora Blucher, 2009. 340 p.
- RODIER, J. (1990) *Analises de las aguas. Aguas naturales, aguas residuales y aguas del mar*. Barcelona: Omega. 1059 p.
- RODRIGUEZ, M. J., SÉRODES, J. (2005). *Laboratory-scale chlorination to estimate the levels of halogenated DBPS in full-scale distribution systems*. Environmental Monitoring and Assessment, 2005, v. 110, p 323–340. Springer
- ROOK, J.J. (1976). *Halofoms in drinking water*. *Journal of American Water Works Association*, 1976, March, p 168-172.
- SABOGAL PAZ, L. P. (2007). *Modelo conceitual de seleção de tecnologias de tratamento de água para abastecimento de comunidades de pequeno porte*. 364 p. [Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo. São Carlos].
- SALAS, H. J., MARTINO, P. A. (1991) *Simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes*. *Water Resource*. V 25. n.3. p.341-350.1991.
- SANTIAGO, M. M. F. (1984) *Mecanismos de salinização em regiões semi-áridas. Estudo dos açudes Pereira de Miranda e Caxitoré no Ceará*. 1984. [Tese de Doutorado. USP. São Paulo].

- SAWYER, C. N., McCARTY, P. L., PARKIN, G. F. (2003) *Chemistry for environmental engineering and science*. 6. ed. New York: McGraw-Hill, 2003, 752 p.
- SECRETARIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS – SEMARH (2010). *Ficha Técnica do Reservatório Marechal Dutra*. Disponível em www.semarh.rn.gov.br/consulta/ResFichaTecnica.asp. Acessado em 09/02/2010, 15:10 h.
- SECRETARIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS – SERHID (1998). *Plano Estadual de Recursos Hídricos. Relatório Síntese*. HIDROSERVICE/ SERHID. Disponível em www.semarh.rn.gov.br/PlanoEstadualRNRelatorioSintese.pdf. Acessado em 09/02/2010, 15:20 h.
- SIBILLE, I., SIME-NGANDO T., MATHIEU L., BLOCK J. C. (1998). *Protozoan bacterivory and Escherichia coli survival in drinking water distribution systems*. Applied and Environmental Microbiology, Vol.64, No.1, pp.197-202.
- SINGER, P. C. (1994) *Control of disinfection by-products in drinking water*. J. Environ. Eng. 120 (1994) 727–744.
- SINGER, P. C., RECKHOW, D. A. (1999) *In Water Quality and Treatment, A Handbook for Community Water Supplies*, ed. LETTERMAN, R. D., McGraw-Hill, Nova Iorque, 5 ed., pp.12.1–12.51.
- SYMONS, J. M., BELLAR, T. A., CARSWELL, J. K., DeMARCO, J., KROPP, K. L., ROBECK, G. G., SEEGER, D. R., SLOCUM, C. J., SMITH, B. L., STEVENS, A. A. (1975). *National reconnaissance survey for halogenated organics*. Journal of American Water Works Association, 1975, November, p. 634-647.
- SNOEYINK, V. L., SUMMERS, R. S. (1999). *Adsorption of organic compounds*. In: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. LETTERMAN, R. D. (technical ed.) *Water quality and treatment. A handbook of community water supplies*. McGraw Hill, Nova Iorque, 5 ed.
- SOUZA, R. O., MOTA, F. S. *Qualidade e conservação da água com vistas ao desenvolvimento sustentável do semi-árido nordestino. Versão preliminar*. Projeto ARIDAS. SUDENE. Brasília, 58 p. 1994
- SVRCEK, C., SMITH, D. W. (2004). *Cyanobacteria toxins and the current state of knowledge on water treatment options: a review*. J. Environ. Eng. Sci. v. 3: p. 155–185. 2004.
- SYMONS, G. E. (2006). *Water treatment through the ages*. Journal AWWA. v.98, n 3. P.87-98. 2006.
- THOMANN, H. V; MUELLER, J. A. (1987) *Principles of surface water quality modeling and control*. Harper International Edition. 644 p.
- THOMPSON, T., FAWELL, J., KUNIKANE, S., JACKSON, D., APPLEYARD, S., CALLAN, P., BARTRAM, J., KINGSTON, P. (2007). *Chemical safety of drinking-water: Assessing priorities for risk management* World Health Organization, Geneve, 160 p.

- THURMAN, E. M., MALCOLM, R. L. (1981) *Preparative isolation of aquatic humic substances*. *Envir. Sci.& technol.*, v. 15, n. 4. p 463.
- TRUSSEL, R. R. (2006). *Water treatment: the past 30 years*. *Journal AWWA*. v.98, n 3. p.87-98. 2006.
- TSENG, (2000) Tseng T, Segal BD, Edwards M. (2000) *Increasing alkalinity to reduce turbidity*. *Journal Am. Water Works Assoc.* 2000; v. 92, n. 6, p. 44 –54.
- TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T. (1995) *The Lobo-Broa Ecosystem Research Limnology in Brazil*. Brazilian Academy of Sciences. Brazilian Limnological Society, São Paulo. 376 p. 1995
- TUNDISI J. G., ROCHA, O., HENRY, R., TUNDISI, T. M. , BRANSKI, J., HINO, K., RIGHETTO, A. M. (1988) *Limnologia e manejo de represas*. Série Monografias em Limnologia.V.1.USP.ESC.São Carlos.1988.
- TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. (1992), *Eutrophication of lakes and reservoirs: a comparative analysis, case studies, perspectives*. In: CORDEIRO-MARINO (ed.) *Algae and Environment: a general approach*. Brazilian Phycological Society, pp. 1-33.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA (1995). *Method 551.1. Determination of chlorination disinfection byproducts, chlorinated solvents, and halogenated pesticides/herbicides in drinking water by liquid-liquid extracion and gas chromatography with electron-capture detection*. CD-ROM Review 1. Sept, Ohio, USA.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY-USEPA (2002). *Trihalometanes in drinking water: Sampling, Analysis, Monitoring, and Compliance*. EPA 570/9-83-002, August, 2002.
- UTERMÖHL, (1958). *On the perfecting of quantitative phytoplankton method*. *Int. Ass. Theor. Appl. Limnol. Commun.* v. 9.
- VAN der KOOIJ, D., HIJNEN, W. A. M. (1984) *Substrate utilization by an oxalate-consuming Spirillum species in relation to its growth in ozonated water*. *Applied and Environmental Microbiology*, v.47, n. 3, p. 551-559.
- VAHALA, R. (2002). *Two-step granular activated carbon filtration in drinking water treatment*. 81 p. [Doctoral thesis. Department of Civil and Environmental Engineering. Helsinki University of Technology (Espoo, Finland). Disponível em <http://lib.hut.fi/Diss/>. Acessado em 19/10/2010, 10:30 h.
- VIANNA, M. R. (1992). *Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água*. Belo Horizonte: Instituto de Engenharia Aplicada, 1992. 344 p.
- VIEIRA, V. P. P. B. (1994) *Recursos hídricos e o desenvolvimento sustentável do semi-árido nordestino. Relatório consolidado. Versão preliminar*. Brasília. Projeto ARIDAS. SUDENE. 1994.

VOLLENWEIDER, R. A. (1981) *Eutrophication- A global problem*. Water Quality Bulletin 6: 59- 62, 1981.

VON SPERLING, E. (1997a) *O real significado da transparência na avaliação da qualidade da água de lagos e represas*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 19, 1997, Foz do Iguaçu- PR. ABES. Anais.

VON SPERLING, E. (1997b) *Influência do parâmetro profundidade relativa na qualidade da água de lagos e represas*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 19, 1997, Foz do Iguaçu- PR. ABES. Anais.

VON GUNTEN, U., DRIEDGER, A., GALLARD, H., SALHI, E. (2001) *By-products formation during drinking water disinfection: a tool to assess disinfection efficiency?* Wat. Res. v. 35, n. 8, pp. 2095–2099, 2001. Disponível em www.elsevier/locate/watres. Acessado em 17/05/2007, 17:42 h.

WARHURST, A. M., McCONNACHIE, G. L., POLLARD, S. J. T. (1997). *Characterization and applications of activated carbon produced from moringa oleifera seed husk by single-step steam pyrolysis*. Water Research, v. 31, n. 4, p. 759-766, 1997.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. (2004) *Guidelines for drinking-water quality: Recommendations*. 4 ed. v. 1. Geneva: WHO, 515 p.

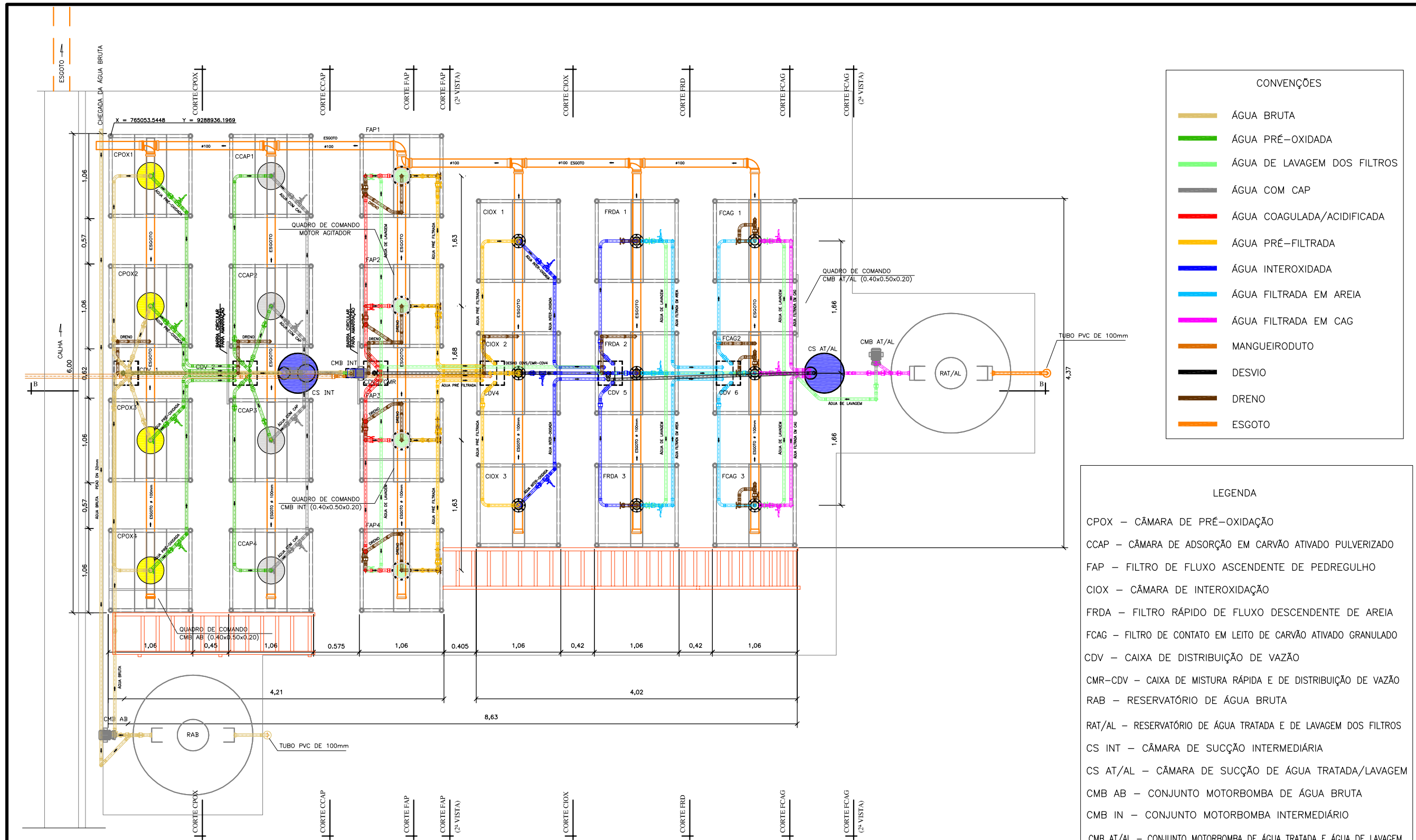
XAGORARAKI, I., HARRINGTON, G. W., ZULLIGER, K., ZEIER, B., KRICK, W., KARNER, D. A., STANDRIDGE, J. H., WESTRICK, J. (2006). *Inactivation Kinetics of the Cyanobacterial Toxin Microcystin-LR by Free Chlorine*. Journal of Environmental Engineering, v. 132, n. 7, 2006. ASCE, 818–823.

ZOUBOULIS, A. I., TRASKAS, G. (2005). *Comparable evaluation of various commercially available aluminium-based coagulants for the treatment of surface water and for the post-treatment of urban wastewater*. J Chem Technol Biotechnol v.80: p1136–1147 (2005).

APÊNDICE A. DESENHOS DA IP-DF.

Apresentam-se a seguir dezesseis pranchas em formato A-3 contendo plantas baixas em três níveis, perfil longitudinal, cortes transversais e detalhes construtivos das unidades constituintes da IP-DF.

PRANCHA 01/16 – Planta baixa geral



CONVENÇÕES

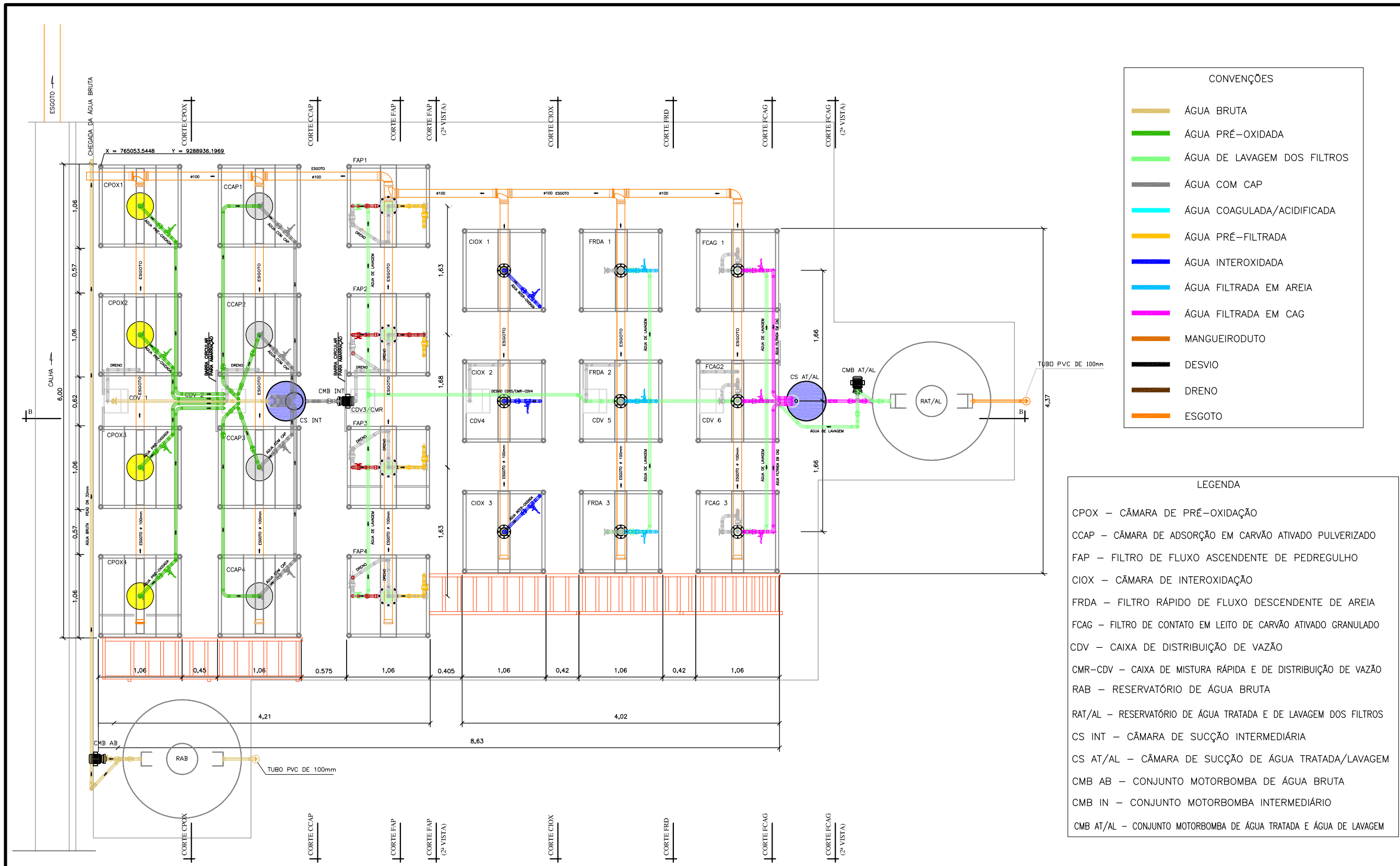
	ÁGUA BRUTA
	ÁGUA PRÉ-OXIDADA
	ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS
	ÁGUA COM CAP
	ÁGUA COAGULADA/ACIDIFICADA
	ÁGUA PRÉ-FILTRADA
	ÁGUA INTEROXIDADA
	ÁGUA FILTRADA EM AREIA
	ÁGUA FILTRADA EM CAG
	MANGUEIRODUTO
	DESVIO
	DRENO
	ESGOTO

LEGENDA

CPOX – CÂMARA DE PRÉ-OXIDAÇÃO
 CCAP – CÂMARA DE ADSORÇÃO EM CARVÃO ATIVADO PULVERIZADO
 FAP – FILTRO DE FLUXO ASCENDENTE DE PEDREGULHO
 CIOX – CÂMARA DE INTEROXIDAÇÃO
 FRDA – FILTRO RÁPIDO DE FLUXO DESCENDENTE DE AREIA
 FCAG – FILTRO DE CONTATO EM LEITO DE CARVÃO ATIVADO GRANULADO
 CDV – CAIXA DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO
 CMR-CDV – CAIXA DE MISTURA RÁPIDA E DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO
 RAB – RESERVATÓRIO DE ÁGUA BRUTA
 RAT/AL – RESERVATÓRIO DE ÁGUA TRATADA E DE LAVAGEM DOS FILTROS
 CS INT – CÂMARA DE SUÇÃO INTERMEDIÁRIA
 CS AT/AL – CÂMARA DE SUÇÃO DE ÁGUA TRATADA/LAVAGEM
 CMB AB – CONJUNTO MOTORBOMBA DE ÁGUA BRUTA
 CMB IN – CONJUNTO MOTORBOMBA INTERMEDIÁRIO
 CMB AT/AL – CONJUNTO MOTORBOMBA DE ÁGUA TRATADA E ÁGUA DE LAVAGEM

ASSUNTO	PROJETO	ESCALA(S)
INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO COM PRÉ E INTEROXIDAÇÃO E ADSORÇÃO	MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE CREA 210517106-D	1:50
CONTEÚDO:	DESENVOLVIMENTO/DESENHO	DATA
PLANTA BAIXA GERAL	ALDEMÁRIO SILVA DE OLIVEIRA	AGO/2009
		PRANCHA
		01/16

PRANCHA 02/16 – Planta baixa nível 1 (tubulação abaixo da cota 3,00 m)



CONVENÇÕES

—	ÁGUA BRUTA
—	ÁGUA PRÉ-OXIDADA
—	ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS
—	ÁGUA COM CAP
—	ÁGUA COAGULADA/ACIDIFICADA
—	ÁGUA PRÉ-FILTRADA
—	ÁGUA INTEROXIDADA
—	ÁGUA FILTRADA EM AREIA
—	ÁGUA FILTRADA EM CAG
—	MANGUEIRODUTO
—	DESVIO
—	DRENO
—	ESGOTO

LEGENDA

CPOX	— CÂMARA DE PRÉ-OXIDAÇÃO
CCAP	— CÂMARA DE ADSORÇÃO EM CARVÃO ATIVADO PULVERIZADO
FAP	— FILTRO DE FLUXO ASCENDENTE DE PEDREGULHO
CIOX	— CÂMARA DE INTEROXIDAÇÃO
FRDA	— FILTRO RÁPIDO DE FLUXO DESCENDENTE DE AREIA
FCAG	— FILTRO DE CONTATO EM LEITO DE CARVÃO ATIVADO GRANULADO
CDV	— CAIXA DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO
CMR-CDV	— CAIXA DE MISTURA RÁPIDA E DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO
RAB	— RESERVATÓRIO DE ÁGUA BRUTA
RAT/AL	— RESERVATÓRIO DE ÁGUA TRATADA E DE LAVAGEM DOS FILTROS
CS INT	— CÂMARA DE SUÇÃO INTERMEDIÁRIA
CS AT/AL	— CÂMARA DE SUÇÃO DE ÁGUA TRATADA/LAVAGEM
CMB AB	— CONJUNTO MOTORBOMBA DE ÁGUA BRUTA
CMB IN	— CONJUNTO MOTORBOMBA INTERMEDIÁRIO
CMB AT/AL	— CONJUNTO MOTORBOMBA DE ÁGUA TRATADA E ÁGUA DE LAVAGEM

ASSUNTO
**INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO
 COM PRÉ E INTEROXIDAÇÃO E ADSORÇÃO**

CONTEÚDO:
**PLANTA BAIXA NÍVEL 1
 (tubulação abaixo da cota 3,00m)**

PROJETO
**MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE
 CREA 210517106-D**

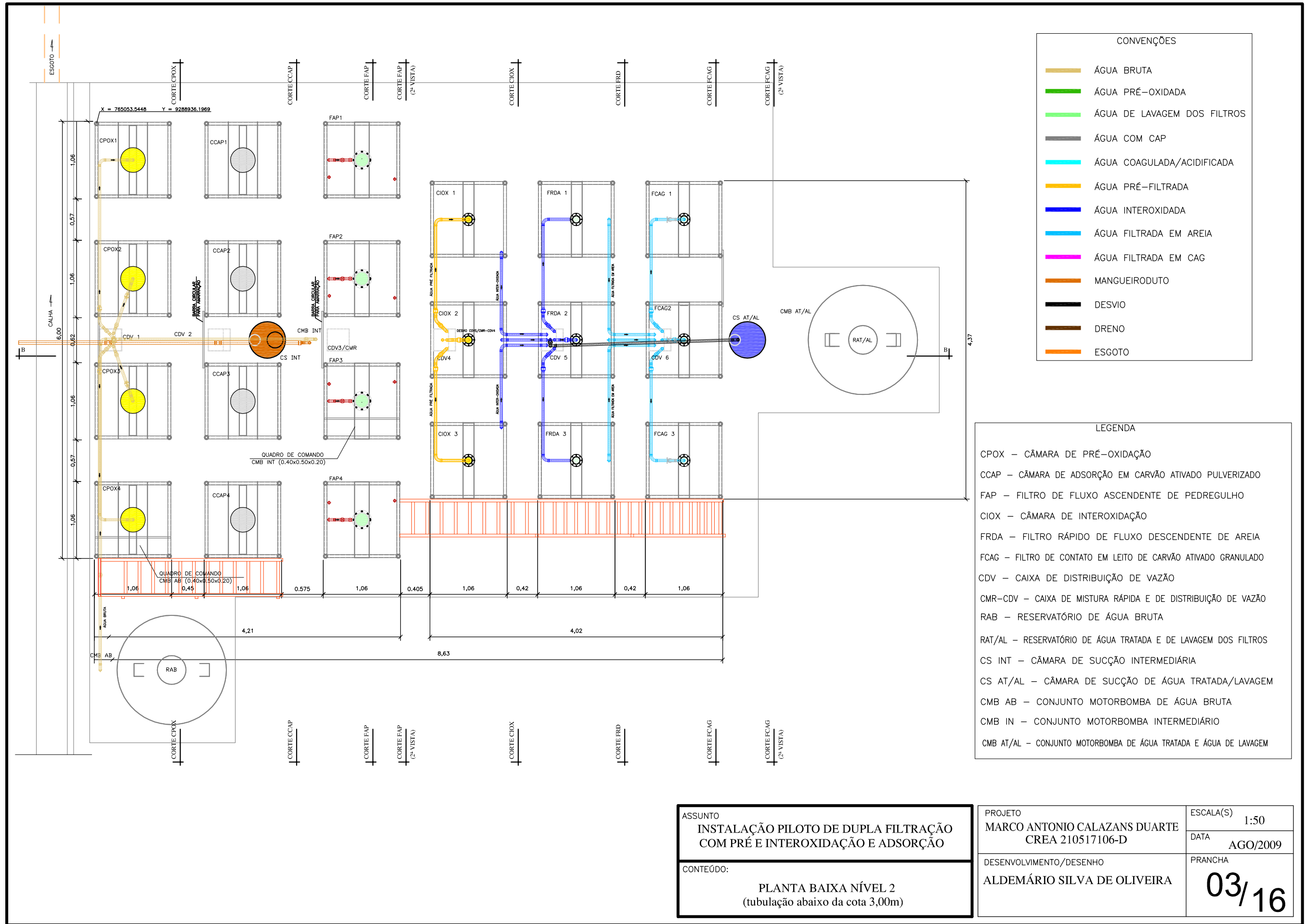
DESENVOLVIMENTO/DESENHO
ALDEMÁRIO SILVA DE OLIVEIRA

ESCALA(S)
 1:50

DATA
 AGO/2009

PRANCHA
02/16

PRANCHA 03/16 – Planta baixa nível 2 (tubulação abaixo da cota 5,00 m)



CONVENÇÕES

	ÁGUA BRUTA
	ÁGUA PRÉ-OXIDADA
	ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS
	ÁGUA COM CAP
	ÁGUA COAGULADA/ACIDIFICADA
	ÁGUA PRÉ-FILTRADA
	ÁGUA INTEROXIDADA
	ÁGUA FILTRADA EM AREIA
	ÁGUA FILTRADA EM CAG
	MANGUEIRODUTO
	DESVIO
	DRENO
	ESGOTO

LEGENDA

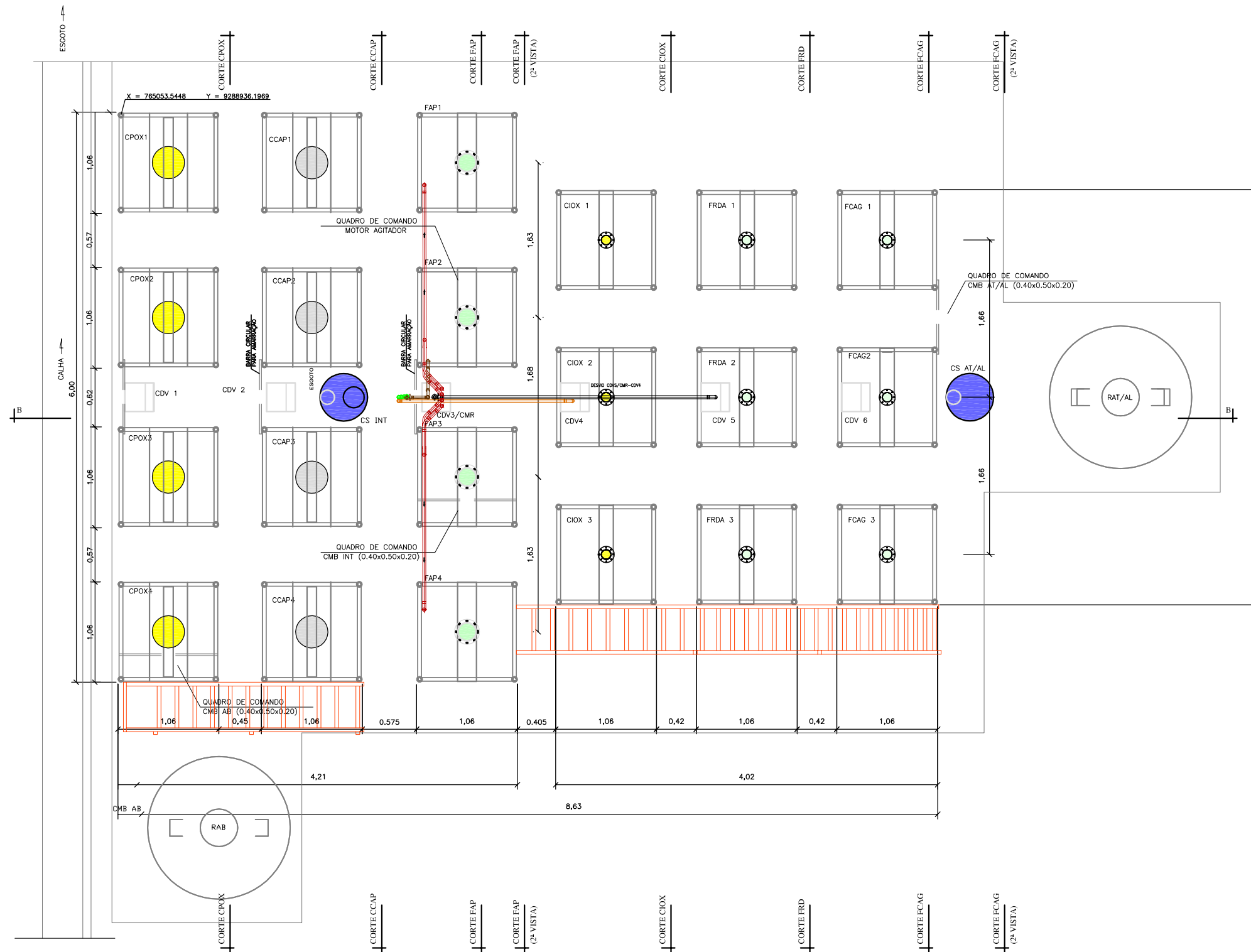
CPOX	– CÂMARA DE PRÉ-OXIDAÇÃO
CCAP	– CÂMARA DE ADSORÇÃO EM CARVÃO ATIVADO PULVERIZADO
FAP	– FILTRO DE FLUXO ASCENDENTE DE PEDREGULHO
CIOX	– CÂMARA DE INTEROXIDAÇÃO
FRDA	– FILTRO RÁPIDO DE FLUXO DESCENDENTE DE AREIA
FCAG	– FILTRO DE CONTATO EM LEITO DE CARVÃO ATIVADO GRANULADO
CDV	– CAIXA DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO
CMR-CDV	– CAIXA DE MISTURA RÁPIDA E DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO
RAB	– RESERVATÓRIO DE ÁGUA BRUTA
RAT/AL	– RESERVATÓRIO DE ÁGUA TRATADA E DE LAVAGEM DOS FILTROS
CS INT	– CÂMARA DE SUÇÃO INTERMEDIÁRIA
CS AT/AL	– CÂMARA DE SUÇÃO DE ÁGUA TRATADA/LAVAGEM
CMB AB	– CONJUNTO MOTORBOMBA DE ÁGUA BRUTA
CMB IN	– CONJUNTO MOTORBOMBA INTERMEDIÁRIO
CMB AT/AL	– CONJUNTO MOTORBOMBA DE ÁGUA TRATADA E ÁGUA DE LAVAGEM

ASSUNTO
**INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO
 COM PRÉ E INTEROXIDAÇÃO E ADSORÇÃO**

CONTEÚDO:
**PLANTA BAIXA NÍVEL 2
 (tubulação abaixo da cota 3,00m)**

PROJETO MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE CREA 210517106-D	ESCALA(S) 1:50
DESENVOLVIMENTO/DESENHO ALDEMÁRIO SILVA DE OLIVEIRA	DATA AGO/2009
	PRANCHA 03/16

PRANCHA 04/16 – Planta baixa nível 3 (tubulação abaixo da cota 6,50 m)

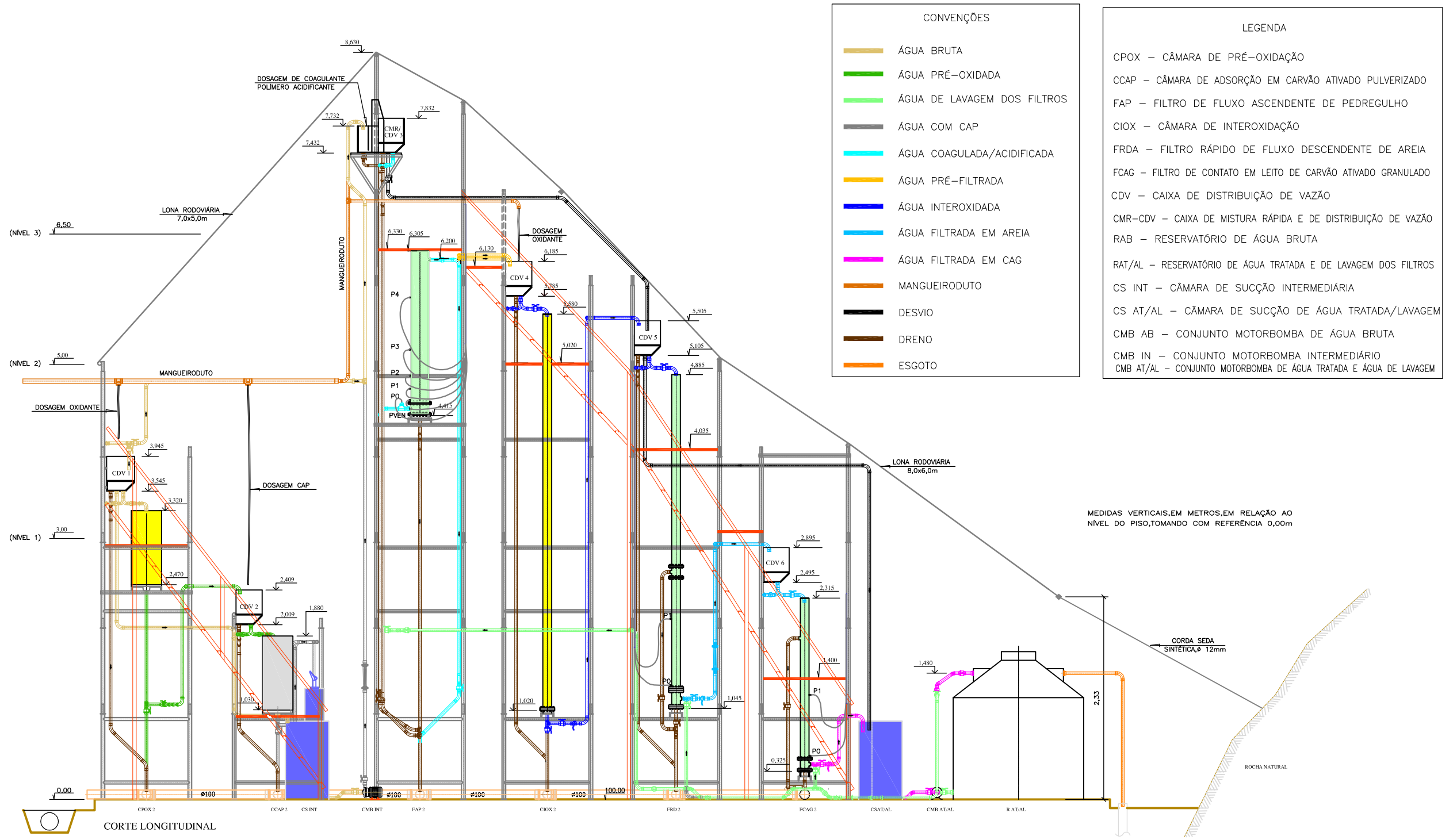


CONVENÇÕES	
	ÁGUA BRUTA
	ÁGUA PRÉ-OXIDADA
	ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS
	ÁGUA COM CAP
	ÁGUA COAGULADA/ACIDIFICADA
	ÁGUA PRÉ-FILTRADA
	ÁGUA INTEROXIDADA
	ÁGUA FILTRADA EM AREIA
	ÁGUA FILTRADA EM CAG
	MANGUEIRODUTO
	DESVIO
	DRENO
	ESGOTO

LEGENDA	
CPOX	– CÂMARA DE PRÉ-OXIDAÇÃO
CCAP	– CÂMARA DE ADSORÇÃO EM CARVÃO ATIVADO PULVERIZADO
FAP	– FILTRO DE FLUXO ASCENDENTE DE PEDREGULHO
CIOX	– CÂMARA DE INTEROXIDAÇÃO
FRDA	– FILTRO RÁPIDO DE FLUXO DESCENDENTE DE AREIA
FCAG	– FILTRO DE CONTATO EM LEITO DE CARVÃO ATIVADO GRANULADO
CDV	– CAIXA DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO
CMR-CDV	– CAIXA DE MISTURA RÁPIDA E DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO
RAB	– RESERVATÓRIO DE ÁGUA BRUTA
RAT/AL	– RESERVATÓRIO DE ÁGUA TRATADA E DE LAVAGEM DOS FILTROS
CS INT	– CÂMARA DE SUCCÃO INTERMEDIÁRIA
CS AT/AL	– CÂMARA DE SUCCÃO DE ÁGUA TRATADA/LAVAGEM
CMB AB	– CONJUNTO MOTORBOMBA DE ÁGUA BRUTA
CMB IN	– CONJUNTO MOTORBOMBA INTERMEDIÁRIO
CMB AT/AL	– CONJUNTO MOTORBOMBA DE ÁGUA TRATADA E ÁGUA DE LAVAGEM

ASSUNTO	PROJETO	ESCALA(S)
INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO COM PRÉ E INTEROXIDAÇÃO E ADSORÇÃO	MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE CREA 210517106-D	1:50
CONTEÚDO:	DESENVOLVIMENTO/DESENHO	DATA
(tubulação abaixo da cota 3,00m) PLANTA BAIXA NÍVEL 3 (6,50m)	ALDEMÁRIO SILVA DE OLIVEIRA	AGO/2009
		PRANCHA
		04/16

PRANCHA 05/16 – Corte longitudinal



CONVENÇÕES

	ÁGUA BRUTA
	ÁGUA PRÉ-OXIDADA
	ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS
	ÁGUA COM CAP
	ÁGUA COAGULADA/ACIDIFICADA
	ÁGUA PRÉ-FILTRADA
	ÁGUA INTEROXIDADA
	ÁGUA FILTRADA EM AREIA
	ÁGUA FILTRADA EM CAG
	MANGUEIRODUTO
	DESVIO
	DRENO
	ESGOTO

LEGENDA

CPOX	– CÂMARA DE PRÉ-OXIDAÇÃO
CCAP	– CÂMARA DE ADSORÇÃO EM CARVÃO ATIVADO PULVERIZADO
FAP	– FILTRO DE FLUXO ASCENDENTE DE PEDREGULHO
CIOX	– CÂMARA DE INTEROXIDAÇÃO
FRDA	– FILTRO RÁPIDO DE FLUXO DESCENDENTE DE AREIA
FCAG	– FILTRO DE CONTATO EM LEITO DE CARVÃO ATIVADO GRANULADO
CDV	– CAIXA DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO
CMR-CDV	– CAIXA DE MISTURA RÁPIDA E DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO
RAB	– RESERVATÓRIO DE ÁGUA BRUTA
RAT/AL	– RESERVATÓRIO DE ÁGUA TRATADA E DE LAVAGEM DOS FILTROS
CS INT	– CÂMARA DE SUÇÃO INTERMEDIÁRIA
CS AT/AL	– CÂMARA DE SUÇÃO DE ÁGUA TRATADA/LAVAGEM
CMB AB	– CONJUNTO MOTORBOMBA DE ÁGUA BRUTA
CMB IN	– CONJUNTO MOTORBOMBA INTERMEDIÁRIO
CMB AT/AL	– CONJUNTO MOTORBOMBA DE ÁGUA TRATADA E ÁGUA DE LAVAGEM

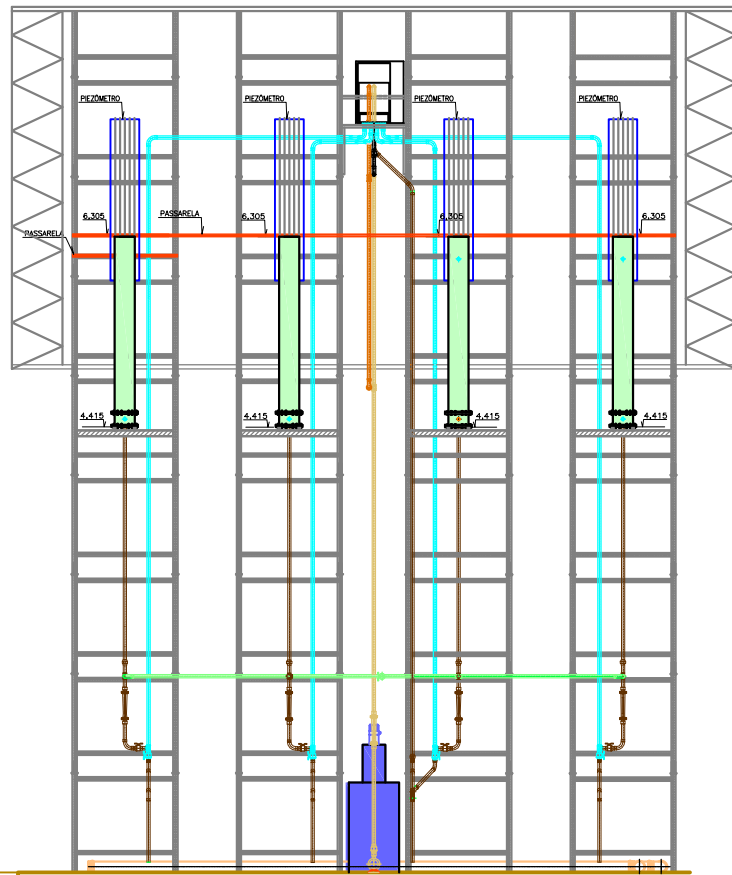
MEDIDAS VERTICAIS, EM METROS, EM RELAÇÃO AO NÍVEL DO PISO, TOMANDO COM REFERÊNCIA 0,00m

CORTE LONGITUDINAL

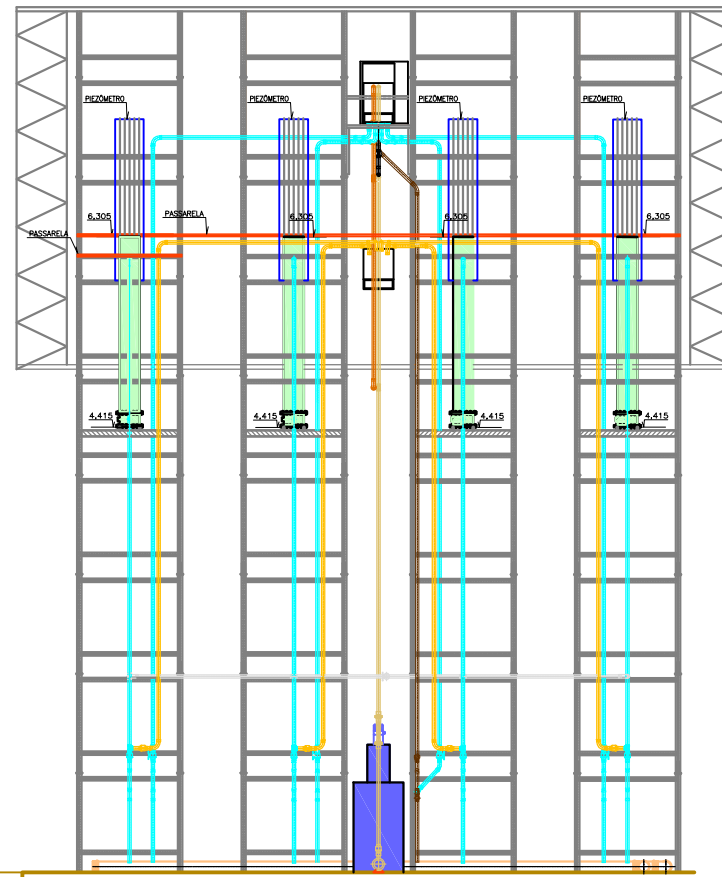
ASSUNTO INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO COM PRÉ E INTEROXIDAÇÃO E ADSORÇÃO
CONTEÚDO: CORTE LONGITUDINAL

PROJETO MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE CREA 210517106-D	ESCALA(S) 1:50
DESENVOLVIMENTO/DESENHO ALDEMÁRIO SILVA DE OLIVEIRA	DATA AGO/2009
	PRANCHA 05/16

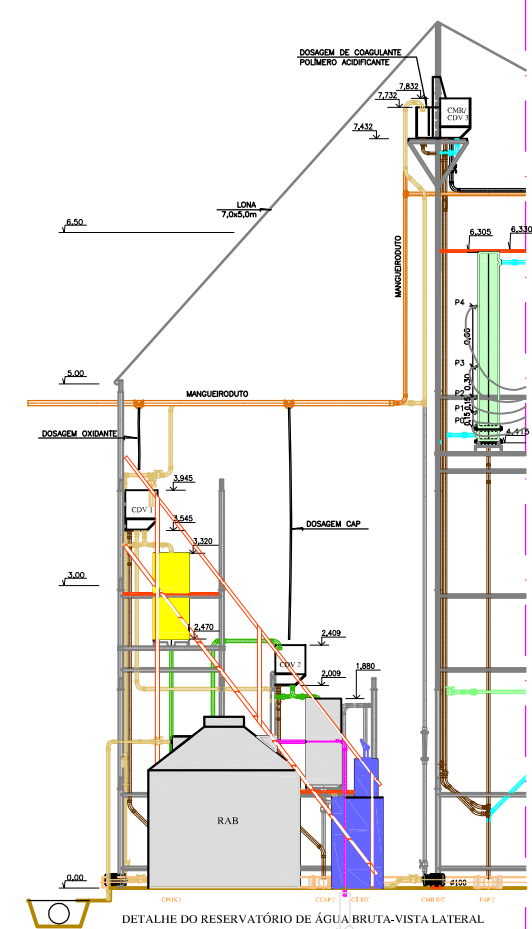
PRANCHA 06/16 – Cortes transversais câmaras CPOX, CCAP e filtros FAP, e detalhes R AB



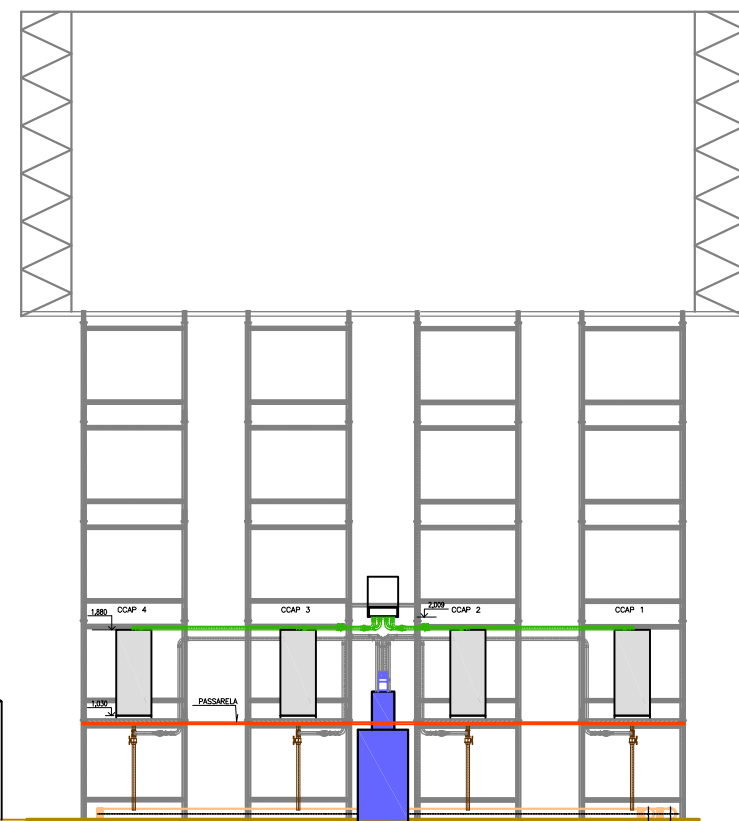
FAP (1ª VISTA, ENTRADA ÁGUA COAGULADA)



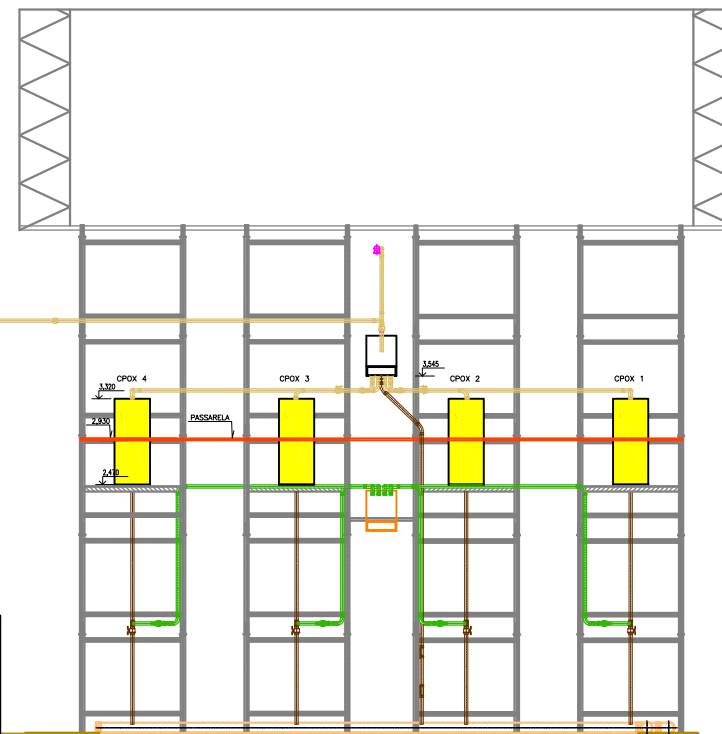
FAP (2ª VISTA, SAÍDA ÁGUA FILTRADA)



DETALHE DO RESERVATÓRIO DE ÁGUA BRUTA-VISTA LATERAL



CCAP



CPOX

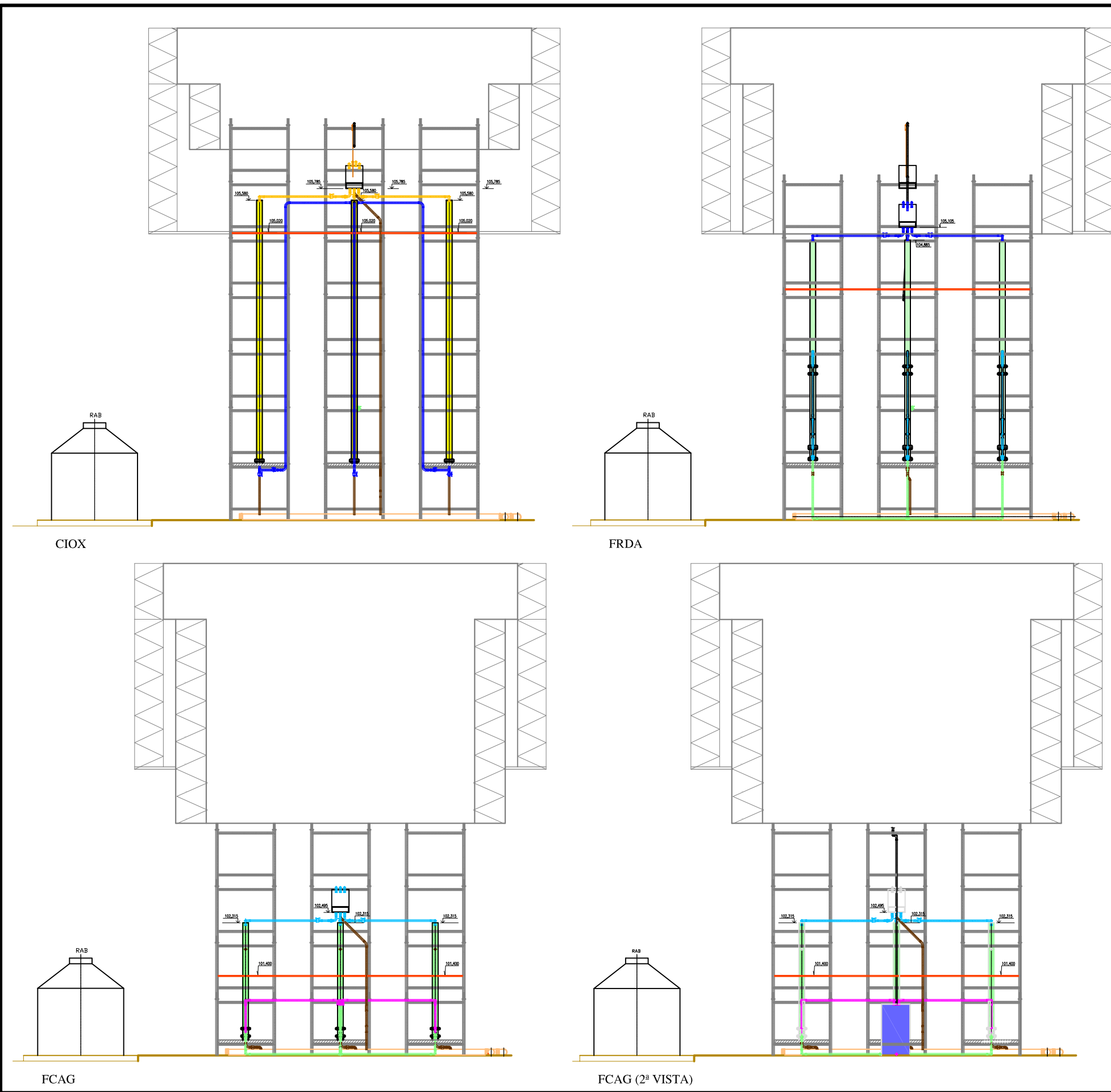
CONVENÇÕES	LEGENDA
ÁGUA BRUTA	CPOX – CÂMARA DE PRÉOXIDAÇÃO
ÁGUA PRÉOXIDADA	CCAP – CÂMARA DE ADSORÇÃO EM CARVÃO ATIVADO PULVERIZADO
ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS	FAP – FILTRO DE FLUXO ASCENDENTE DE PEDREGULHO
ÁGUA COM CAP	CIOX – CÂMARA DE INTEROXIDAÇÃO
ÁGUA COAGULADA/ACIDIFICADA	FRDA – FILTRO RÁPIDO DE FLUXO DESCENDENTE DE AREIA
ÁGUA PRÉFILTRADA	FCAG – FILTRO DE CONTATO EM LEITO DE CARVÃO ATIVADO GRANULADO
ÁGUA INTEROXIDADA	CDV – CAIXA DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO
ÁGUA FILTRADA EM AREIA	CMR-CDV – CAIXA DE MISTURA RÁPIDA E DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO
ÁGUA FILTRADA EM CAG	RAB – RESERVATÓRIO DE ÁGUA BRUTA
MANGUEIRODUTO	RAT/AL – RESERVATÓRIO DE ÁGUA TRATADA E DE LAVAGEM DOS FILTROS
DESVIO	CS INT – CÂMARA DE SUÇÃO INTERMEDIÁRIA
DRENO	CS AT/AL – CÂMARA DE SUÇÃO DE ÁGUA TRATADA/LAVAGEM
ESGOTO	CMB AB – CONJUNTO MOTORBOMBA DE ÁGUA BRUTA
	CMB IN – CONJUNTO MOTORBOMBA INTERMEDIÁRIO
	CMB AT/AL – CONJUNTO MOTORBOMBA DE ÁGUA TRATADA E ÁGUA DE LAVAGEM

ASSUNTO
**INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO
 COM PRÉ E INTEROXIDAÇÃO E ADSORÇÃO**

CONTEÚDO:
**CORTES TRANSVERSAIS CÂMARA CPOX,
 CCAP E FILTROS FAP, E DETALHES DO RAB**

PROJETO MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE CREA 210517106-D	ESCALA(S) 1:75
DESENVOLVIMENTO/DESENHO ALDEMÁRIO SILVA DE OLIVEIRA	DATA AGO/2009
	PRANCHA 06/16

PRANCHA 07/16 – Cortes transversais unidades colunas CIOX, filtros FRDA e FCAG



CONVENÇÕES

	ÁGUA BRUTA
	ÁGUA PRÉOXIDADA
	ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS
	ÁGUA COM CAP
	ÁGUA COAGULADA/ACIDIFICADA
	ÁGUA PRÉFILTRADA
	ÁGUA INTEROXIDADA
	ÁGUA FILTRADA EM AREIA
	ÁGUA FILTRADA EM CAG
	MANGUEIRODUTO
	DESVIO
	DRENO
	ESGOTO

LEGENDA

CPOX – CÂMARA DE PRÉOXIDAÇÃO
 CCAP – CÂMARA DE ADSORÇÃO EM CARVÃO ATIVADO PULVERIZADO
 FAP – FILTRO DE FLUXO ASCENDENTE DE PEDREGULHO
 CIOX – CÂMARA DE INTEROXIDAÇÃO
 FRDA – FILTRO RÁPIDO DE FLUXO DESCENDENTE DE AREIA
 FCAG – FILTRO DE CONTATO EM LEITO DE CARVÃO ATIVADO GRANULADO
 CDV – CAIXA DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO
 CMR-CDV – CAIXA DE MISTURA RÁPIDA E DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO
 RAB – RESERVATÓRIO DE ÁGUA BRUTA
 RAT/AL – RESERVATÓRIO DE ÁGUA TRATADA E DE LAVAGEM DOS FILTROS
 CS INT – CÂMARA DE SUÇÃO INTERMEDIÁRIA
 CS AT/AL – CÂMARA DE SUÇÃO DE ÁGUA TRATADA/LAVAGEM
 CMB AB – CONJUNTO MOTORBOMBA DE ÁGUA BRUTA
 CMB IN – CONJUNTO MOTORBOMBA INTERMEDIÁRIO
 CMB AT/AL – CONJUNTO MOTORBOMBA DE ÁGUA TRATADA E ÁGUA DE LAVAGEM

PROJETO MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE CREA 210517106-D	ESCALA(S) 1:75
DESENVOLVIMENTO/DESENHO ALDEMÁRIO SILVA DE OLIVEIRA	DATA AGO/2009
PRANCHA 07/16	

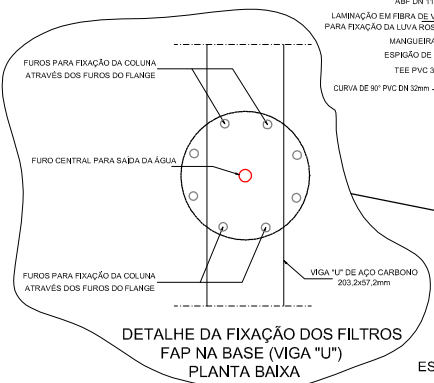
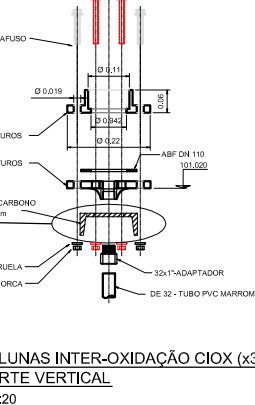
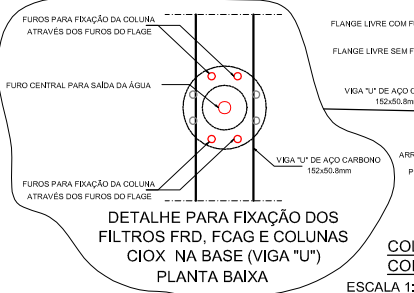
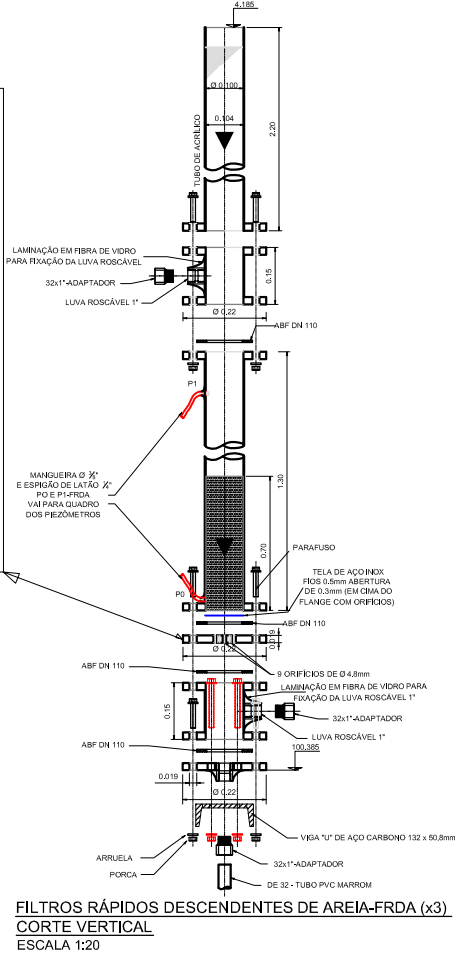
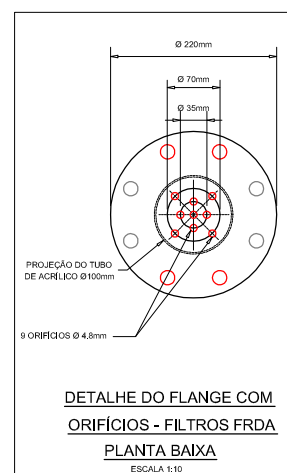
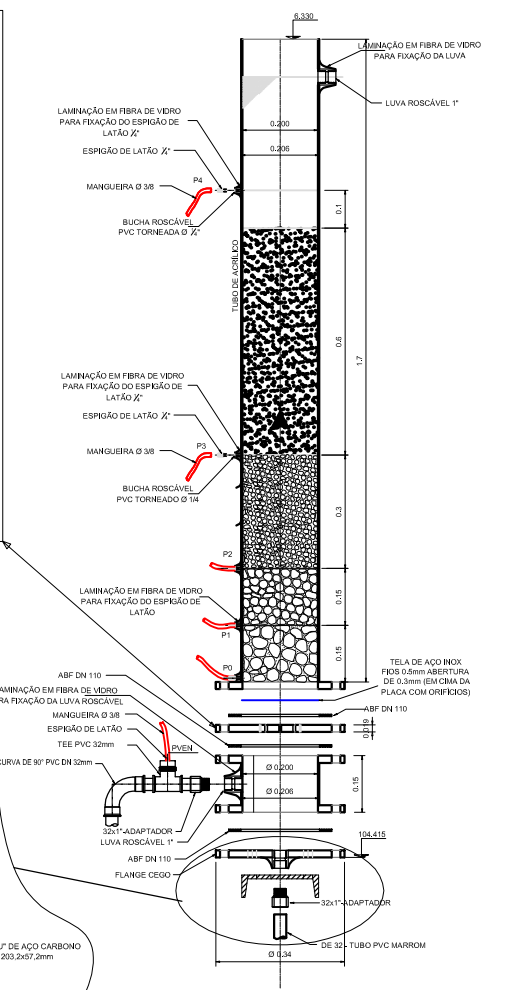
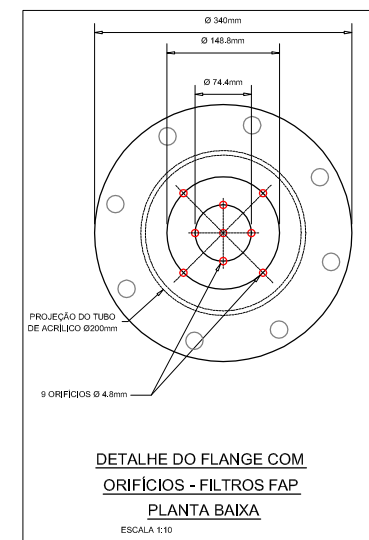
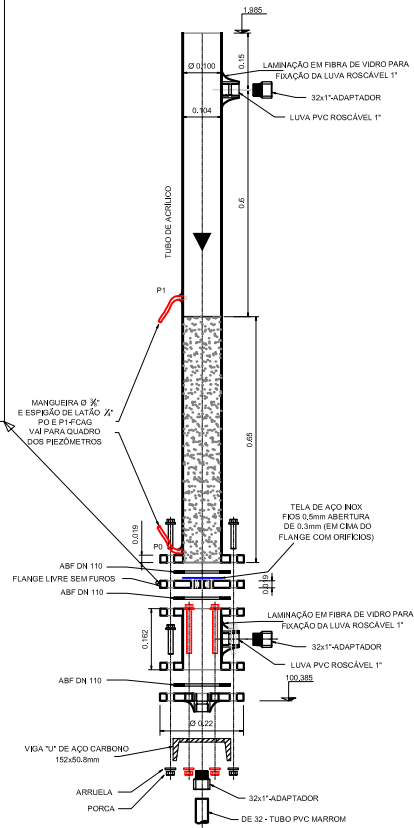
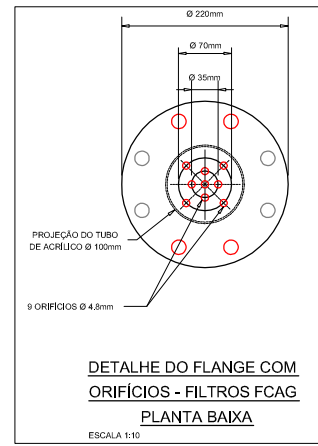
ASSUNTO
**INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO
 COM PRÉ E INTEROXIDAÇÃO E ADSORÇÃO**

CONTEÚDO:
**CORTES TRANSVERSAIS UNIDADES COLUNAS
 CIOX, FILTROS FRDA E FCAG**

PRANCHA 08/16 – Detalhes construtivos filtros FAP, FRD, FCAG e colunas CIOX

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DAS CAMADAS FILTRANTES DOS FILTROS FAP,FRDA E FCAG			
FILTRO	CAMADA FILTRANTE	TAMANHO DOS GRÃOS (mm)	ESPESSURA (cm)
FAP 1	1 (FUNDO)	19,0-25,4	15
	2	12,7-19,0	15
	3	7,9-12,7	30
	4 (TOPO)	4,8-7,9	60
	ESPESSURA TOTAL		
FAP 2	1 (FUNDO)	19,0-25,4	15
	2	12,7-19,0	15
	3	6,4-12,7	30
	4 (TOPO)	3,2-6,4	60
	ESPESSURA TOTAL		
FAP 3	1 (FUNDO)	15,9-25,4	15
	2	9,6-15,9	15
	3	4,8-9,6	30
	4 (TOPO)	2,4-4,8	60
	ESPESSURA TOTAL		
FAP 4	1 (FUNDO)	12,7-19,0	15
	2	6,4-12,7	15
	3	3,2-6,4	30
	4 (TOPO)	2,0-3,2	60
	ESPESSURA TOTAL		
FRDA	AREIA-tamanho dos grãos - 0,30 a 1,19mm; $d_{10} = 0,42$ mm; $Cd < 1,7$; L = 70cm		
FCAG	CARVÃO ATIVADO GRANULADO-tamanho dos grãos - 0,30 a 0,84mm; $d_{10} = 0,40$ mm; $Cd < 1,5$; L = 65cm		

d_{10} - tamanho efetivo; Cd - coeficiente de desuniformidade; L - espessura da camada



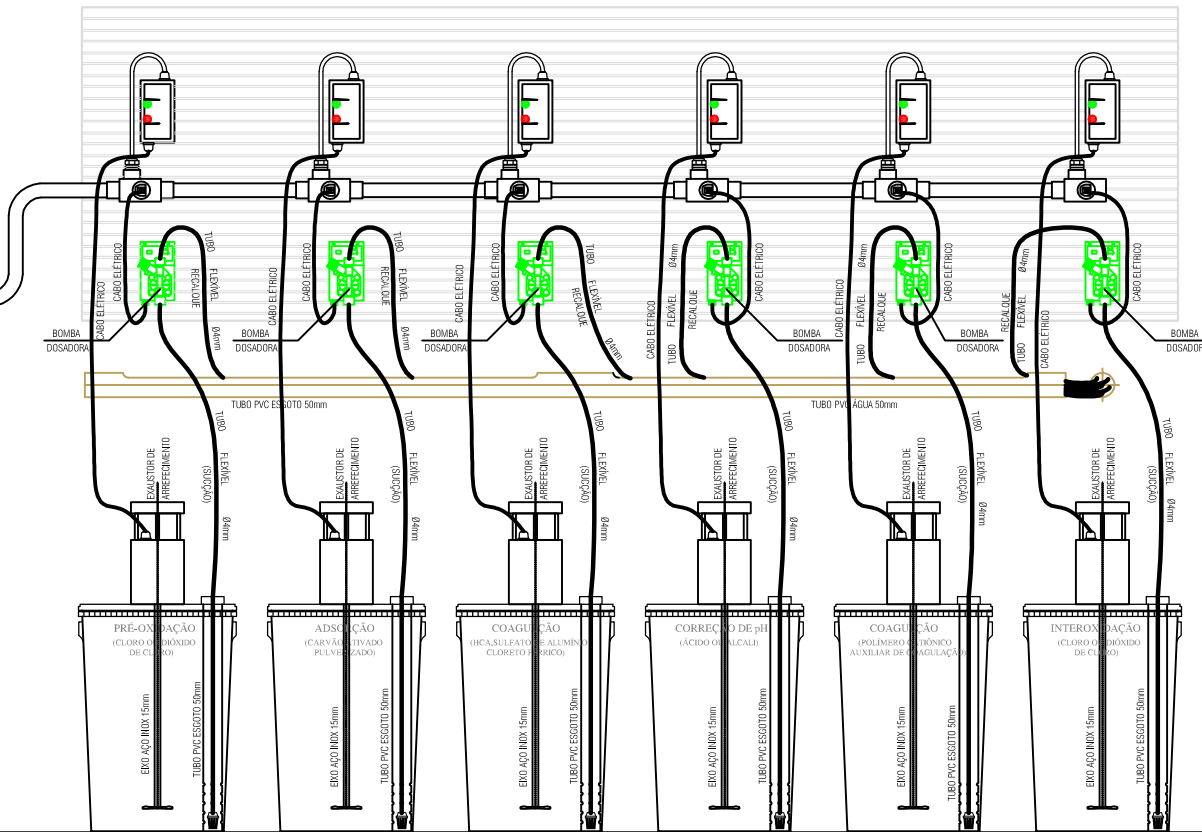
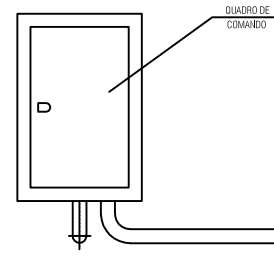
OBS:AS COTAS INDICADAS TEM COMO REFERÊNCIA O NÍVEL DO PISO, ARBITRADO COMO COTA 00,00m

ASSUNTO
INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO COM PRÉ E INTEROXIDAÇÃO E ADSORÇÃO

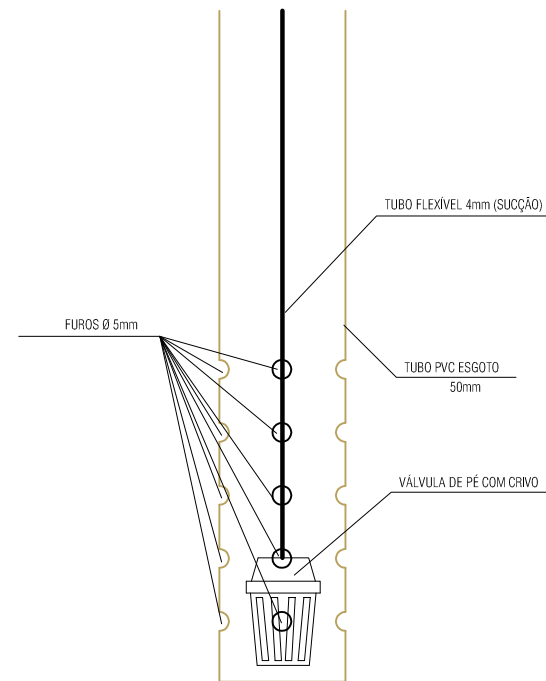
CONTEÚDO:
DETALHES CONSTRUTIVO DOS FILTROS FAP,FRD,FCAG E COLUNAS CIOX

PROJETO MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE CREA 210517106-D	ESCALA(S) INDICADAS DATA AGO/2009
DESENVOLVIMENTO/DESENHO ALDEMÁRIO SILVA DE OLIVEIRA	PRANCHA 08/16

PRANCHA 09/16 – Painel de bombas dosadoras, misturadores



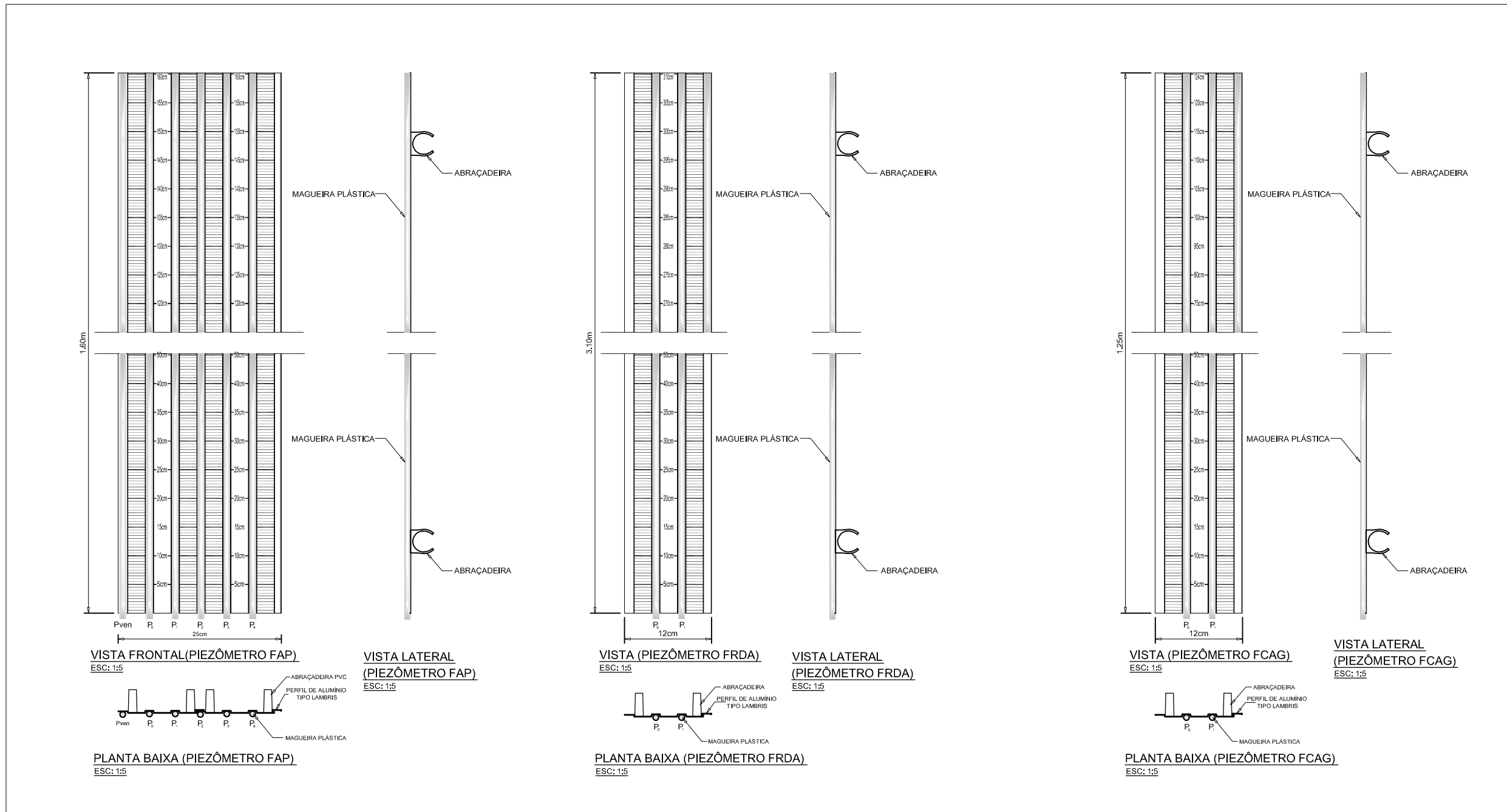
PAINEL DE SUPORTE DE BOMBAS DOSADORAS E CHAVES DOS AGITADORES DE PRODUTOS QUÍMICOS
ESCALA 1:20



DETALHE DO TUBO DE PROTEÇÃO DA VÁLVULA DE PÉ
ESCALA 1:3

ASSUNTO INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO COM PRÉ E INTEROXIDAÇÃO E ADSORÇÃO	PROJETO MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE CREA 210517106-D	ESCALA(S) INDICADAS
	DESENVOLVIMENTO/DESENHO ALDEMÁRIO SILVA DE OLIVEIRA	DATA AGO/2009
CONTEÚDO: PAINEL DE BOMBAS DOSADORAS E MISTURADORES	PRANCHA 09/16	

PRANCHA 10/16 – Detalhes painéis de piezômetros dos filtros FAP, FRDA e FCAG



ASSUNTO
**INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO
 COM PRÉ E INTEROXIDAÇÃO E ADSORÇÃO**

CONTEÚDO:
**DETALHES PAINÉIS DE PIEZÔMETROS
 DOS FILTROS FAP, FRDA E FCAG**

PROJETO
**MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE
 CREA 210517106-D**

DESENVOLVIMENTO/DESENHO
ALDEMÁRIO SILVA DE OLIVEIRA

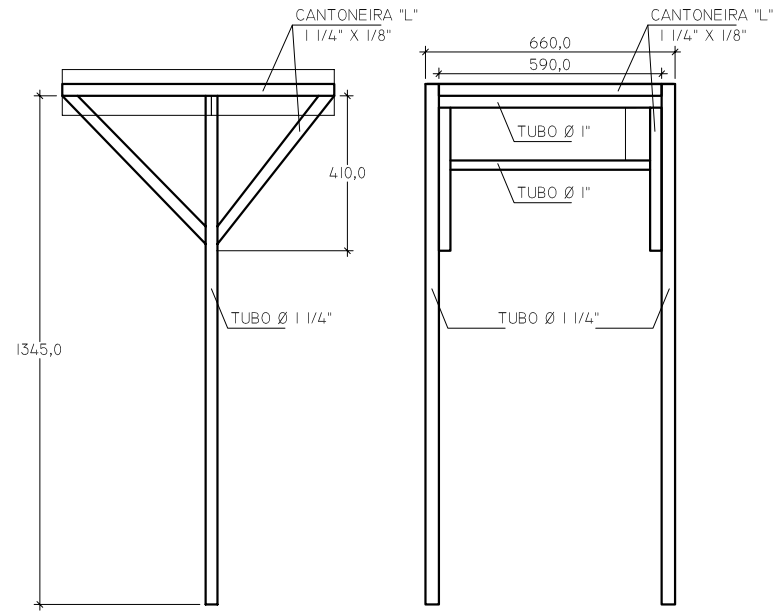
ESCALA(S)
INDICADAS

DATA
AGO/2009

PRANCHA
10/16

PRANCHA 11/16 – Detalhes das bases de apoio das CDV1, CDV2, CDV3/CMR, CDV4, CDV5 e caixas de proteção de CMB

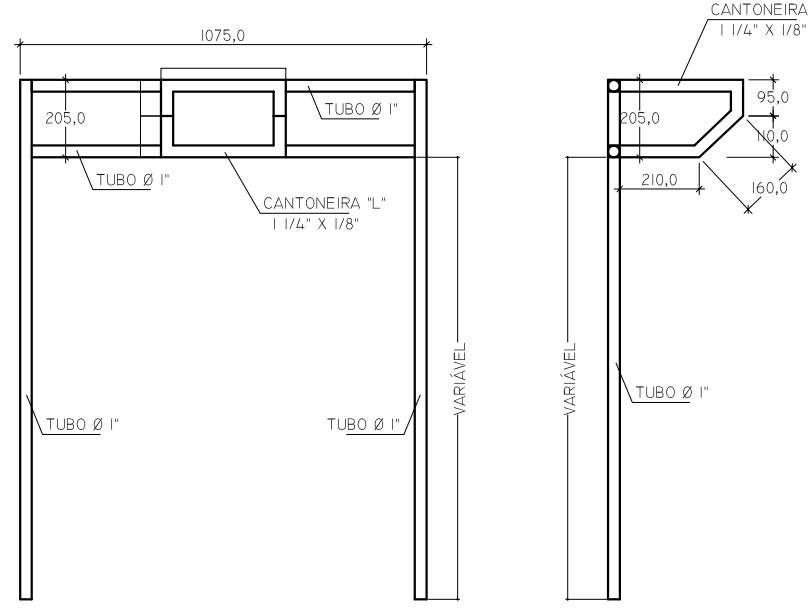
BASE DE APOIO DA CDV3/CMR



VISTA DE PERFIL
ESCALA 1:20

VISTA FRONTAL
ESCALA 1:20

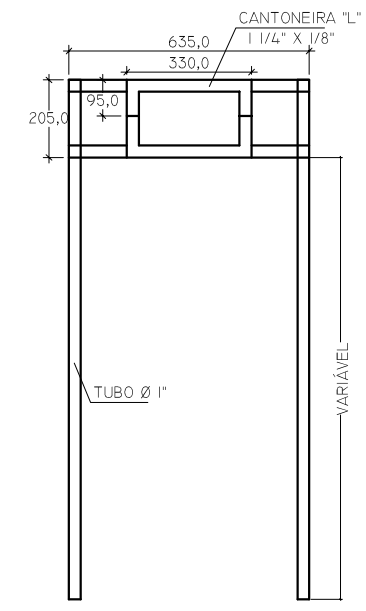
BASES DE APOIO DE CDV5 / CDV4



VISTA FRONTAL
ESCALA 1:20

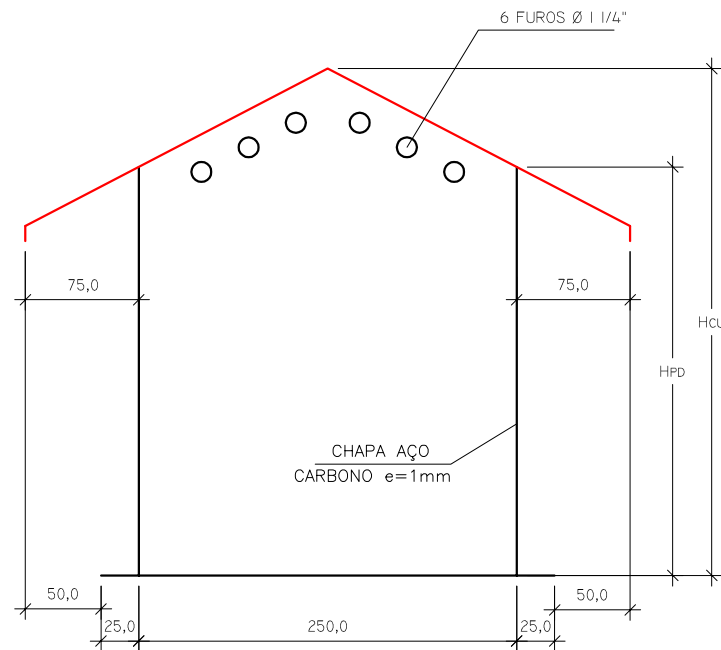
VISTA DE PERFIL
ESCALA 1:20

BASES DE APOIO DE CDV1 / CDV2

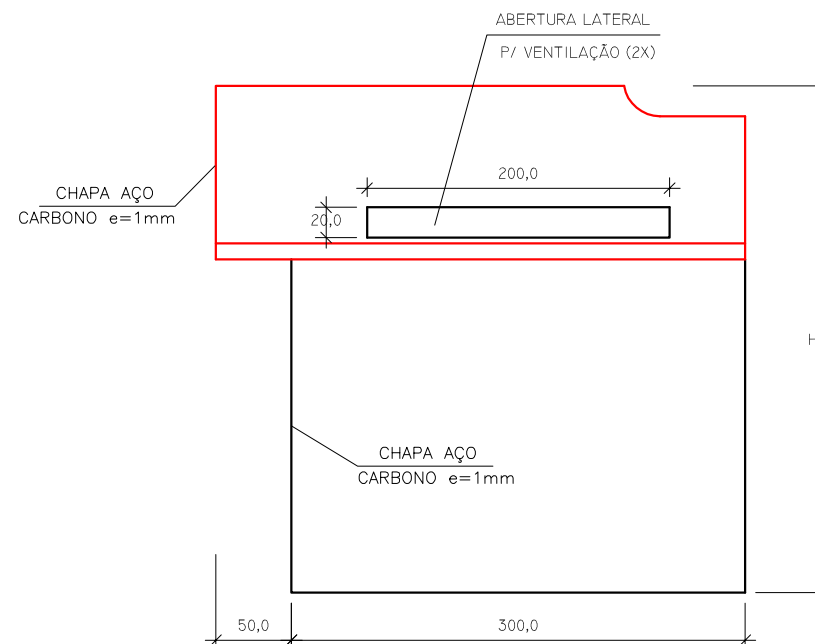


VISTA FRONTAL
ESCALA 1:20

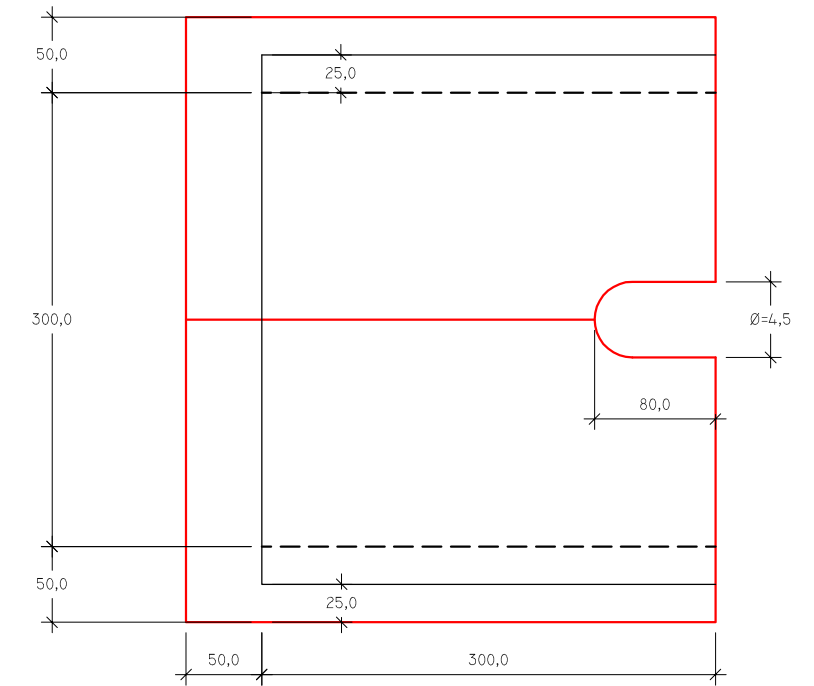
CAIXAS DE PROTEÇÃO DE CMB



CORTE TRANSVERSAL
ESCALA 1:5



CORTE LONGITUDINAL
ESCALA 1:5



PLANTA BAIXA
ESCALA 1:5

TABELA DE DIMENSÕES (mm)

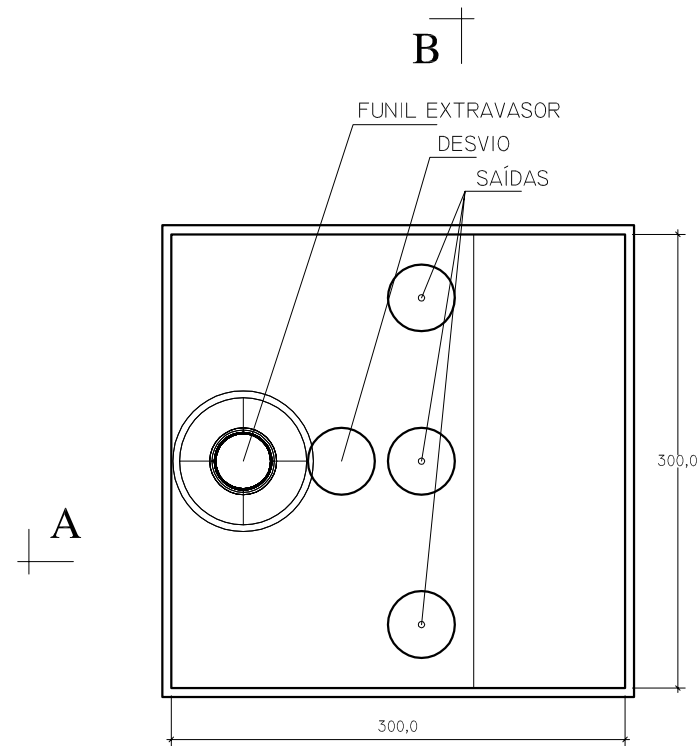
CMB	Hpd	Hcu
AB	27	33,5
INT	21	26,5
AL/AT	25	31,0

ASSUNTO INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO COM PRÉ E INTEROXIDAÇÃO E ADSORÇÃO
CONTEGDO: DETALHES DAS BASES DE APOIO DAS CDV1,CDV2,CDV3/ CMR,CDV4,CDV5 E CAIXAS DE PROTEÇÃO DE CMB

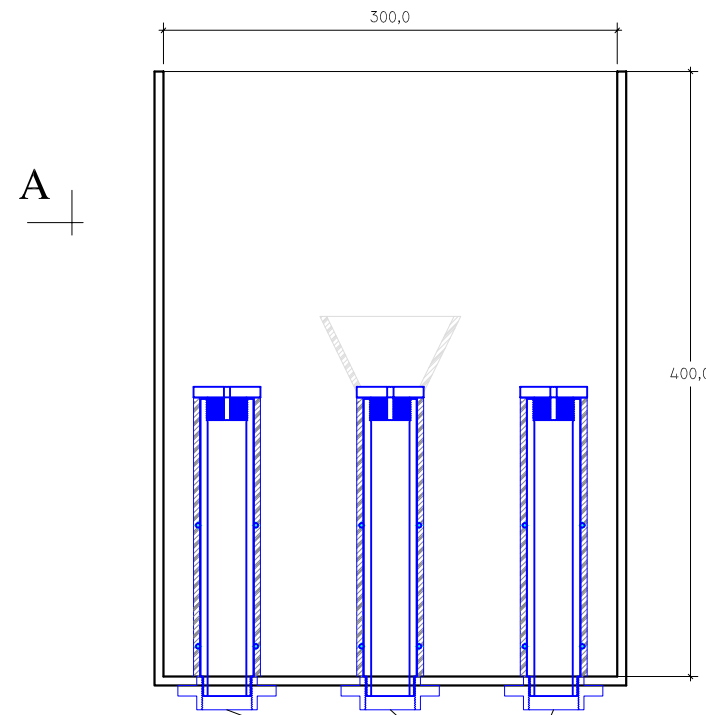
PROJETO MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE CREA 210517106-D	ESCALA(S) INDICADAS
DESENVOLVIMENTO/DESENHO ALDEMÁRIO SILVA DE OLIVEIRA	DATA AGO/2009
	PRANCHA 11/16

PRANCHA 12/16 – Detalhes das caixas de distribuição de vazão CDV4, CDV5, CDV6

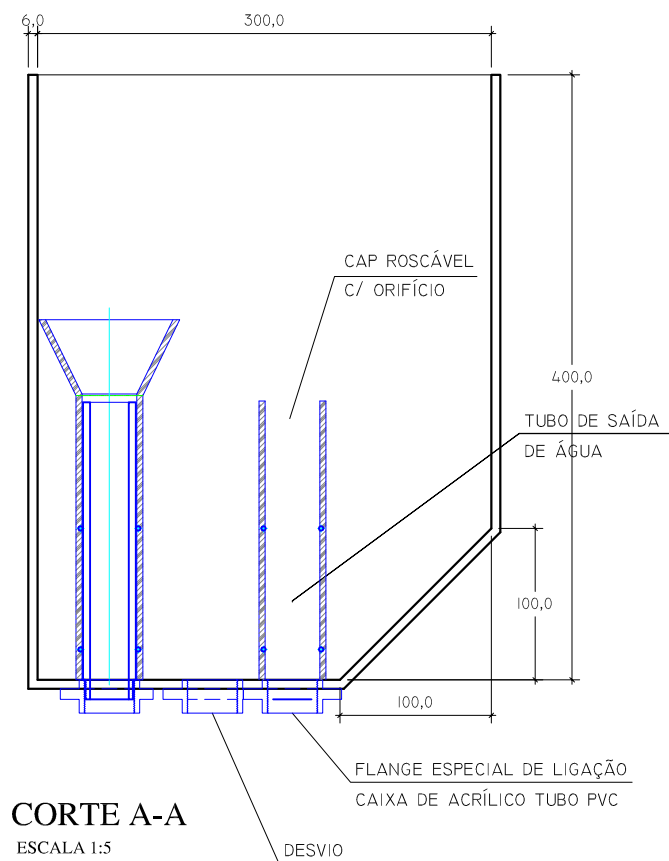
CAIXA DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO CDV4, CDV5 E CDV6



PLANTA BAIXA
ESCALA 1:5



CORTE B-B
ESCALA 1:5

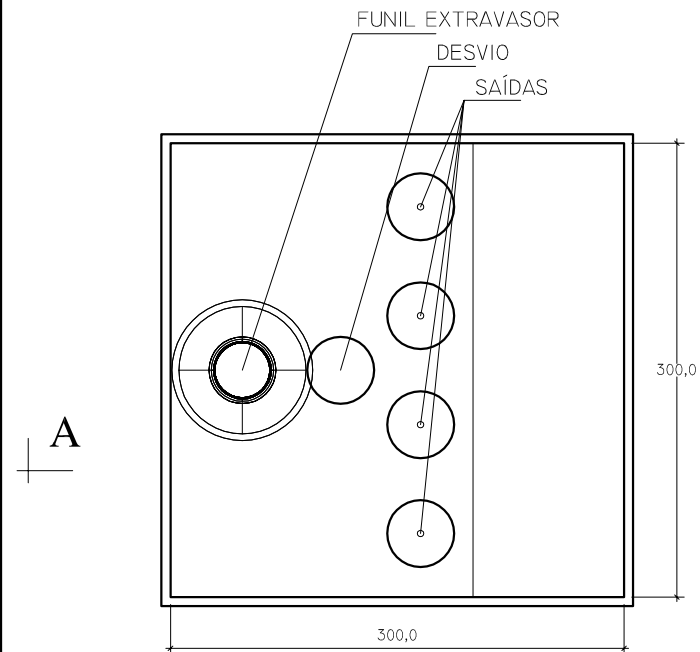


CORTE A-A
ESCALA 1:5

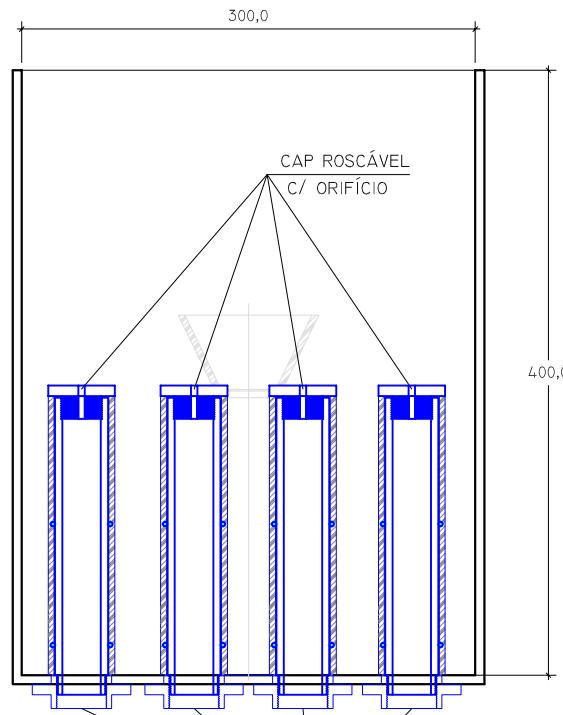
ASSUNTO	PROJETO	ESCALA(S)
INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO COM PRÉ E INTEROXIDAÇÃO E ADSORÇÃO	MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE CREA 210517106-D	INDICADAS
CONTEÚDO:	DESENVOLVIMENTO/DESENHO	DATA
DETALHES DAS CAIXAS DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO CDV1,CDV2	ALDEMÁRIO SILVA DE OLIVEIRA	AGO/2009
		PRANCHA
		12/16

PRANCHA 13/16 – Detalhes das caixas de distribuição de vazão CDV1, CDV2

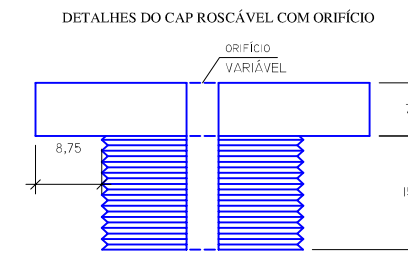
B CAIXA DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO CDV1 E CDV2



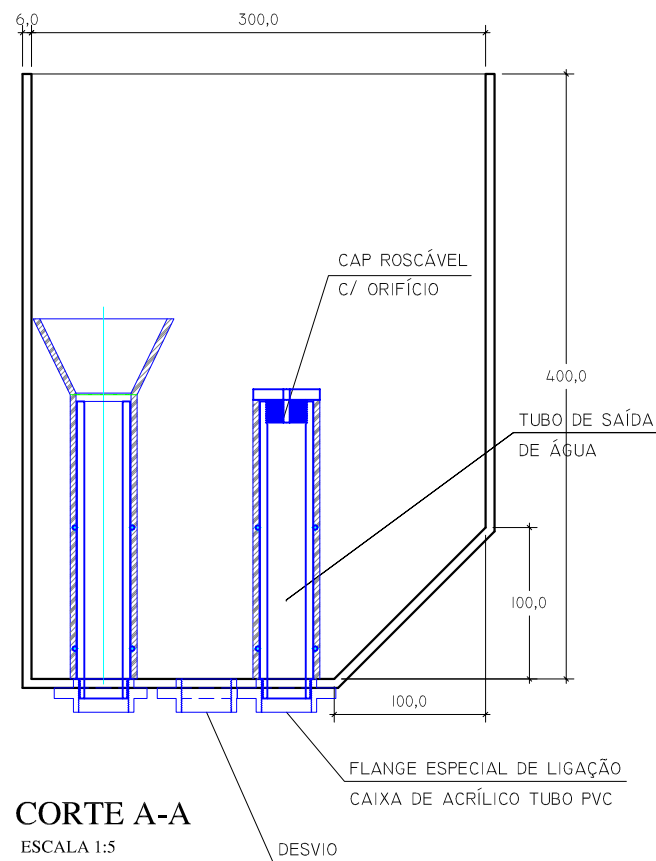
PLANTA BAIXA
ESCALA 1:5



CORTE B-B
ESCALA 1:5



ESCALA 1:1
OBS: DETALHE COTADO EM MILÍMETRO

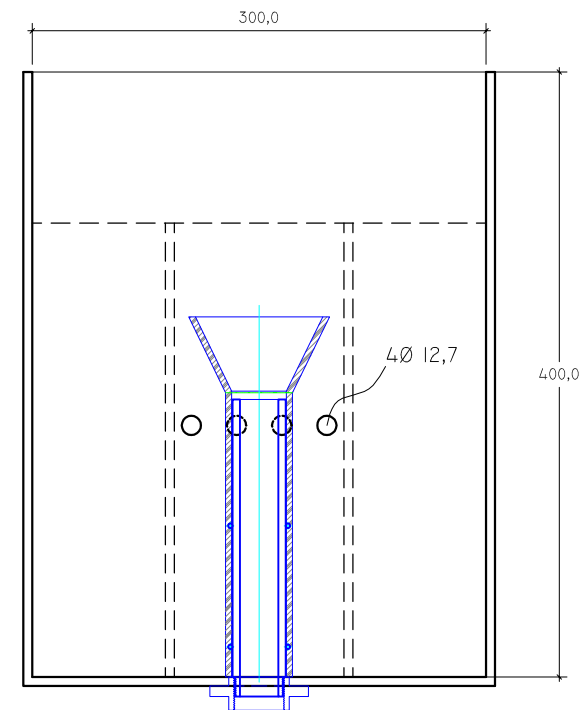
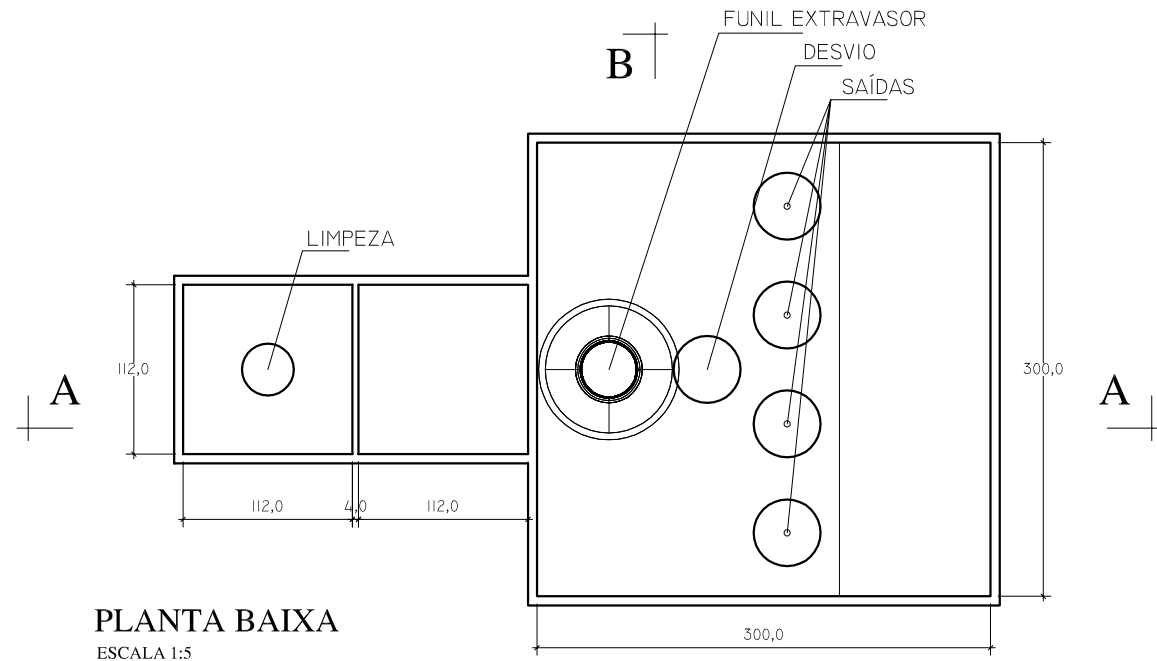


CORTE A-A
ESCALA 1:5

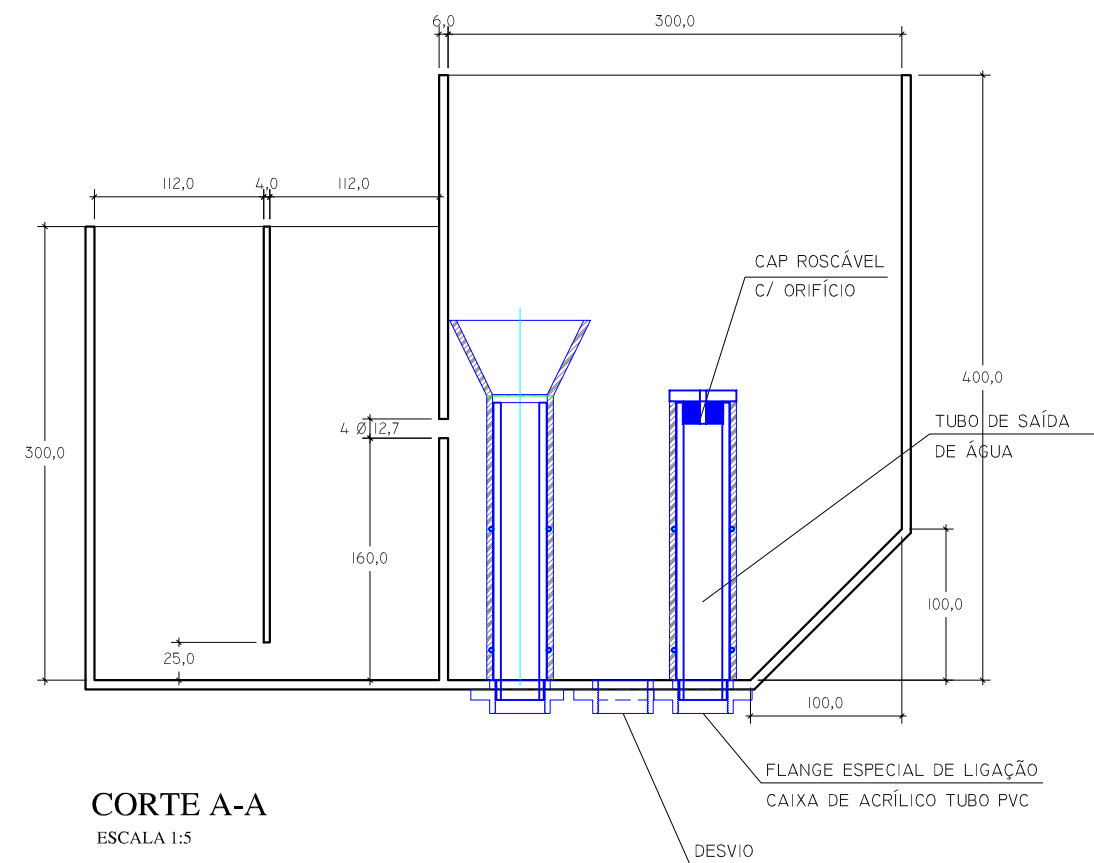
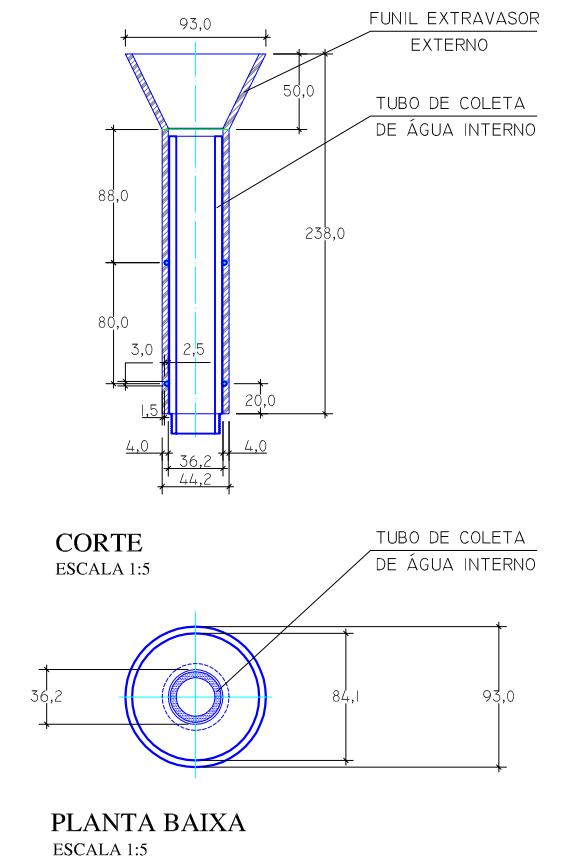
ASSUNTO INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO COM PRÉ E INTEROXIDAÇÃO E ADSORÇÃO	PROJETO MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE CREA 210517106-D	ESCALA(S) INDICADAS
CONTEÚDO: DETALHES DAS CAIXAS DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO CDV4,CDV5,CDV6	DESENVOLVIMENTO/DESENHO ALDEMÁRIO SILVA DE OLIVEIRA	DATA AGO/2009
		PRANCHA 13/16

PRANCHA 14/16 – Detalhes da caixa de distribuição de vazão e mistura rápida CDV3/CMR

CAIXA DE MISTURA RÁPIDA E DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO (CMR/CDV3)



FUNIL EXTRAVASOR DA CAIXA DE NÍVEL

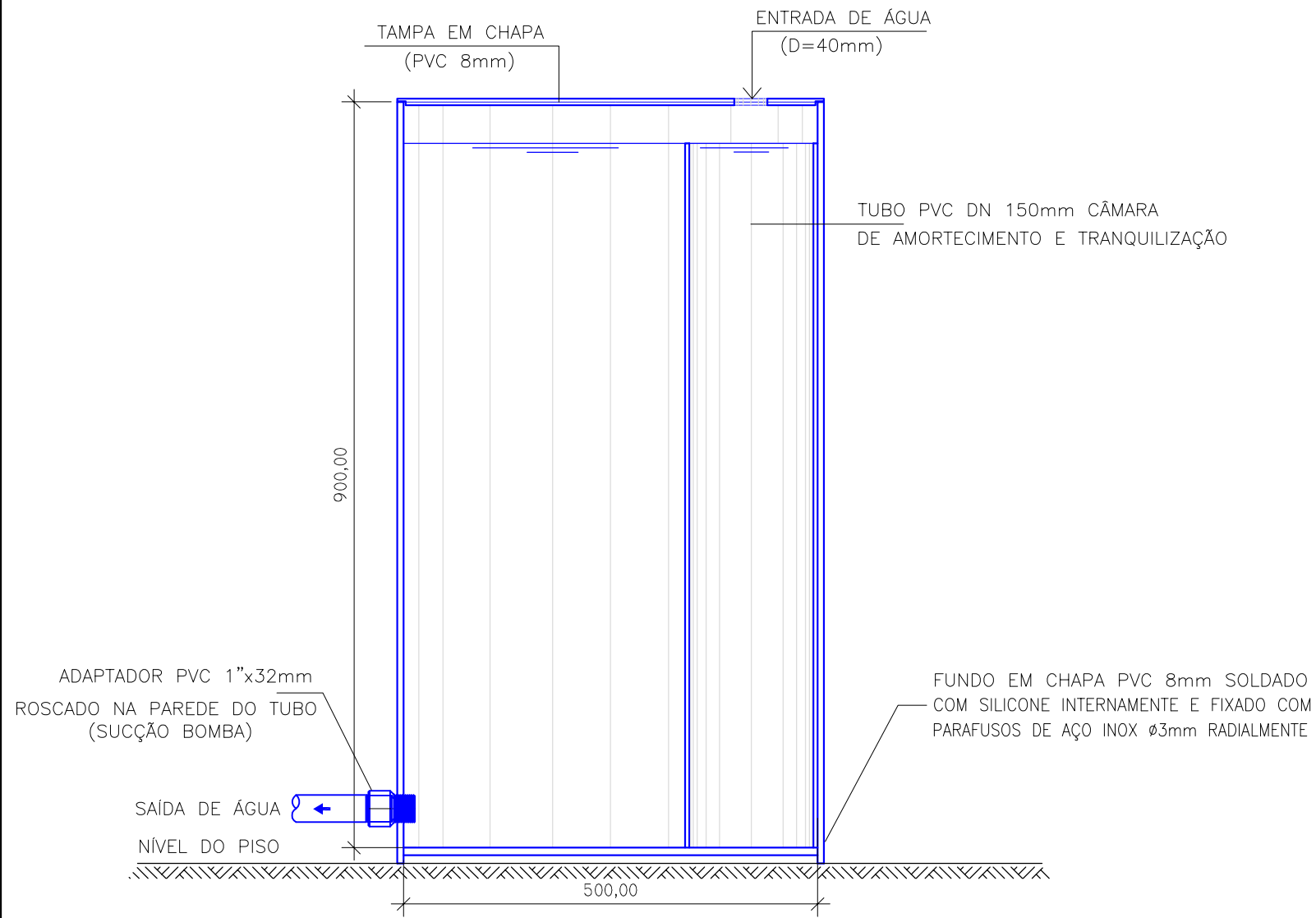


TODAS AS MEDIDAS INDICADAS EM (mm)

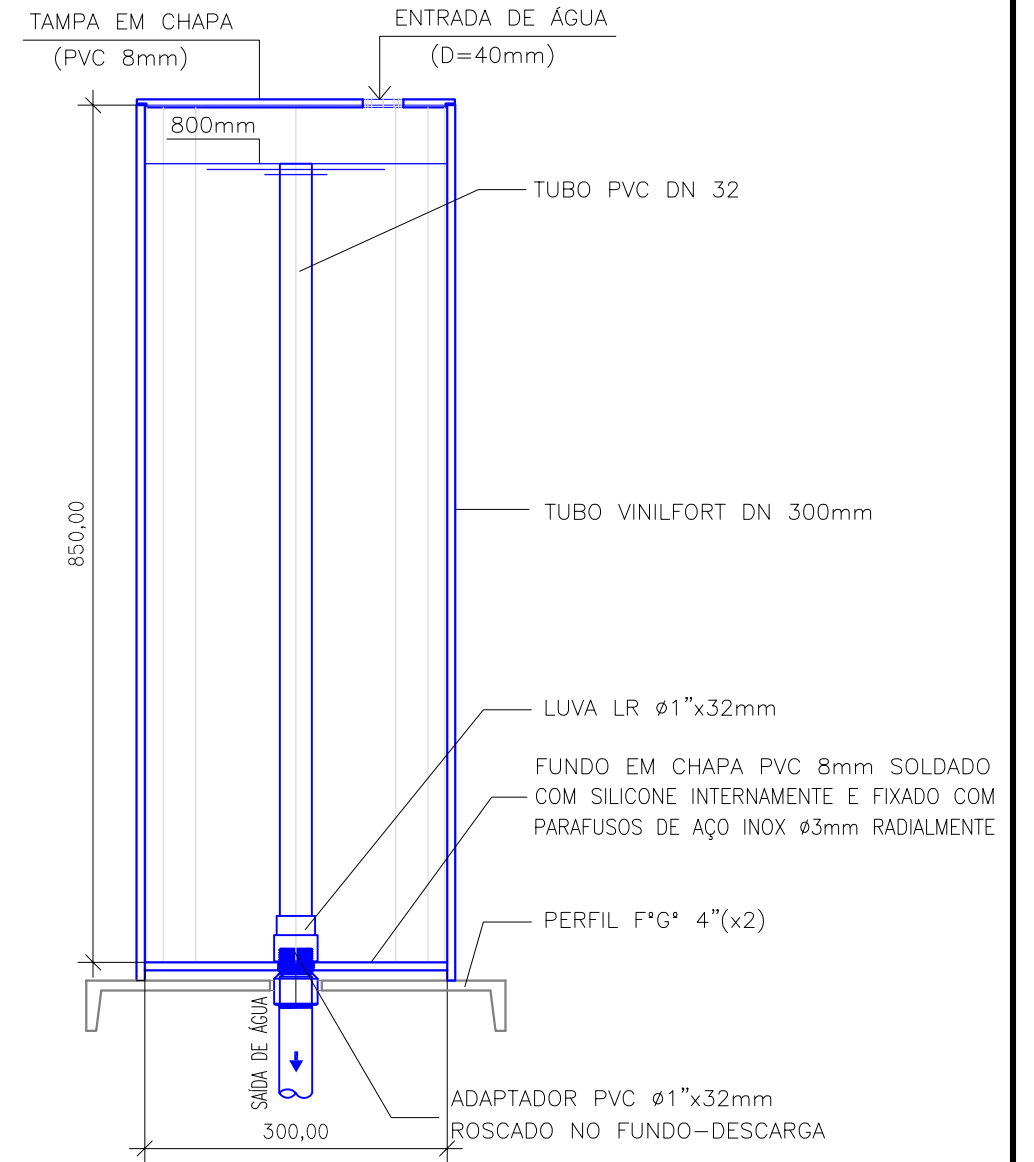
ASSUNTO INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO COM PRÉ E INTEROXIDAÇÃO E ADSORÇÃO	PROJETO MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE CREA 210517106-D	ESCALA(S) INDICADAS
CONTEÚDO: DETALHES DAS CAIXAS DE DISTRIBUIÇÃO DE VAZÃO E MISTURA RÁPIDA CDV3/CMR	DESENVOLVIMENTO/DESENHO ALDEMÁRIO SILVA DE OLIVEIRA	DATA AGO/2009
		PRANCHA 14/16

PRANCHA 15/16 – Detalhes das câmaras de pré-oxidação CPOX, de adsorção com CCAP e câmaras de sucção intermediária (CS INT) e de água tratada/lavagem de filtros (CS AT/AL)

CÂMARA DE SUCÇÃO DE ÁGUA INTERMEDIÁRIA
E ÁGUA TRATADA/LAVAGEM
ESCALA 1:10



CÂMARA DE PRÉOXIDAÇÃO (CPOX)-4 UNIDADES
CÂMARA DE ADSORÇÃO COM CAP (CCAP)-4 UNIDADES
ESCALA 1:10



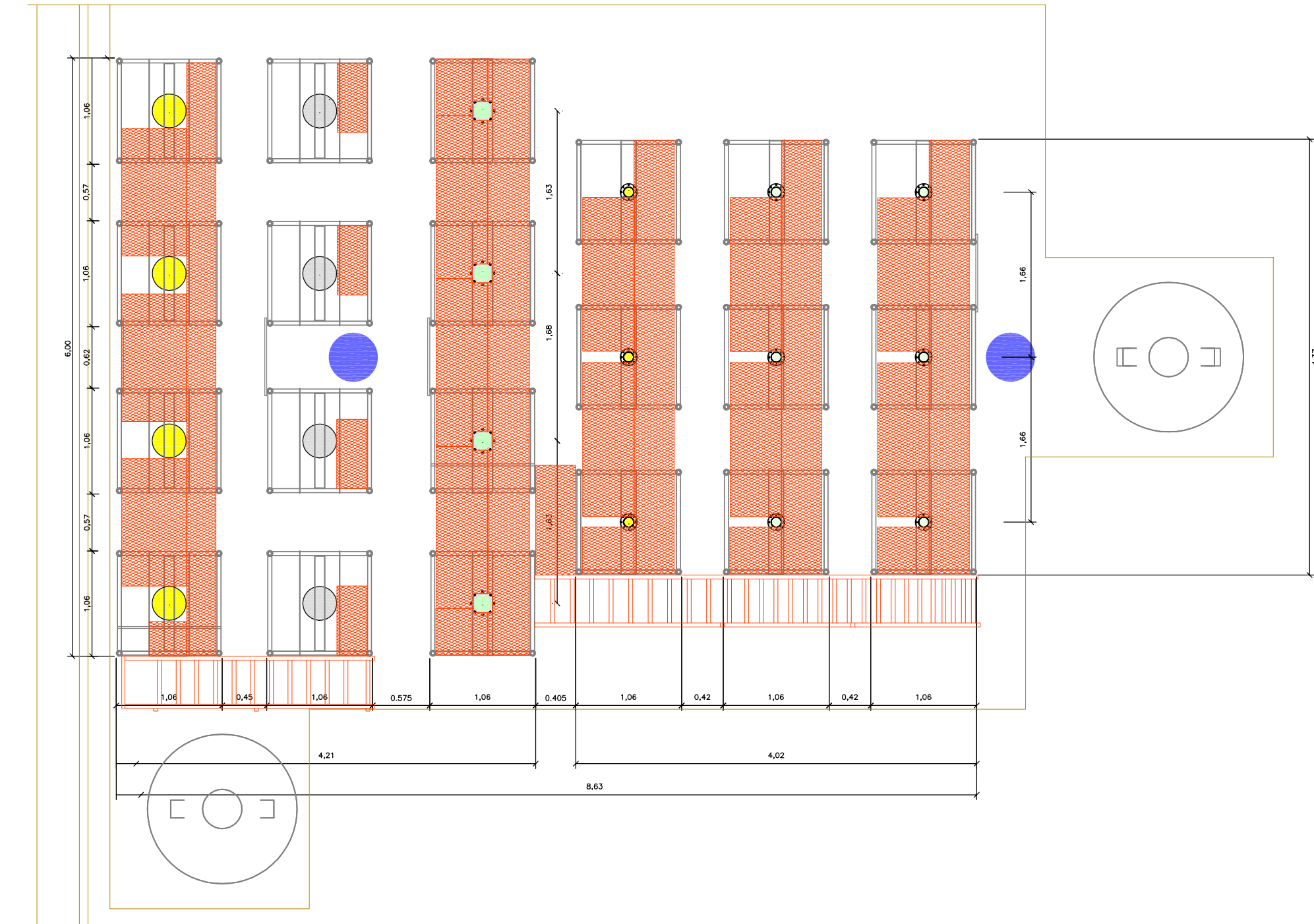
TODAS AS MEDIDAS INDICADAS EM (mm)

ASSUNTO INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO COM PRÉ E INTEROXIDAÇÃO E ADSORÇÃO
CONTEÚDO: DETALHES DAS CÂMARAS DE PRÉOXIDAÇÃO (CPOX), DE ADSORÇÃO COM CAP (CCAP) E CÂMARA DE SUCÇÃO INTERMEDIÁRIA (CS INT) E DE ÁGUA TRATADA/LAVAGEM DE FILTROS (CS AT/AL)

PROJETO MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE CREA 210517106-D
DESENVOLVIMENTO/DESENHO ALDEMÁRIO SILVA DE OLIVEIRA

ESCALA(S) INDICADAS
DATA AGO/2009
PRANCHA 15/16

PRANCHA 16/16 – Planta baixa de andaimes e passarelas



ASSUNTO
**INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO
 COM PRÉ E INTEROXIDAÇÃO E ADSORÇÃO**

CONTEÚDO:
**PLANTA BAIXA DE
 ANDAIMES E PASSARELAS**

PROJETO
 MARCO ANTONIO CALAZANS DUARTE
 CREA 210517106-D

DESENVOLVIMENTO/DESENHO
 ALDEMÁRIO SILVA DE OLIVEIRA

ESCALA(S) 1:50
 DATA AGO/2009
 PRANCHA
16/16

APÊNDICE B. MATERIAIS, EQUIPAMENTOS E SERVIÇOS DA IP-DF.

As tabelas B.1 a B.9 apresentadas a seguir contem dados e informações relativas a despesas financeiras, especificações e consumo de materiais, equipamentos e serviços utilizados na montagem das unidades e acessórios da IP-DF.

Tabela B.1 – Resumo de despesas com material, equipamentos e serviços de terceiros para montagem de IP-DF

Discriminação	Valor (R\$) ⁽¹⁾	Percentual (%) ⁽²⁾
Material hidráulico	23.482,16	15,7
Materiais metálicos	27.753,69	18,6
Material de acabamento	1.146,87	0,8
Materiais elétricos	3.127,27	2,1
Materiais consumíveis	9.321,54	6,2
Total Material	64.831,53	43,4
Equipamentos eletromecânicos	24.595,00	16,5
Serviços de Terceiros	59.905,40	40,1
Total de despesas	149.331,93	100

⁽¹⁾ Referentes aos anos de 2007 e 2008

⁽²⁾ Relação entre valor parcial de cada item e valor total de despesas

Tabela B.2 – Consumo e custo de material hidráulico para montagem de IP-DF: tubos, válvulas, peças e conexões de PVC, Teflon®, acrílico e similares (**continua**)

Discriminação	Unid.	Quant	Valor (R\$)	
			Unitário	Total
Abraçadeira para tubo PVC esgoto 100mm	unid	24,00	3,87	92,88
Adaptador auto ajustável soldável 40 x 1.1/4"	unid	4,00	13,48	53,92
Adaptador auto ajustável soldável 50 x 1.1/2"	unid	2,00	16,29	32,58
Adaptador PVC soldável 20 mm x 1/2"	unid	3,00	0,28	0,84
Adaptador interno para irrigação 1"	unid	3,00	1,43	4,29
Adaptador PVC soldável 32 mm x 1"	unid	30,00	1,34	40,20
Adaptador rosca BSP mangueira 1/4 "x 1/4" latão	unid	18,00	4,75	85,50
Adesivo plástico PVC 75 g	unid	15,00	1,75	17,50
Anel borracha tubo PVC esgoto 100mm	unid	6,00	2,00	12,00
Anel de borracha DN 50mm	unid	6,00	0,57	3,42
Arruela borracha para flange DN 200 mm	unid	15,00	1,42	21,30
Bóia para caixa d'água 3/4"	unid	2,00	3,49	6,98
Bucha redução soldável 25mm x 20mm	unid	14,00	0,20	2,80
Bucha redução soldável 32 x 25mm	unid	2,00	0,45	0,90
Bucha redução soldável 70 x 40mm	unid	1,00	2,16	2,16
Caixa d'água tripla camada polietileno 2.500L	unid	2,00	1.000,00	2.000,00
Caixa de distribuição de vazão e mistura rápida em acrílico transparente 6 mm	unid	1,00	295,00	295,00
Caixa de distribuição de vazão, acrílico 6 mm	unid	6,00	140,00	840,00
Cap PVC JE esgoto 100 mm	unid	2,00	11,00	22,00
Cap PVC JE esgoto 50mm	unid	12,00	1,54	18,48
Cap PVC roscável 1"	unid	1,00	0,74	0,74
Cap PVC roscável 1/2"	unid	2,00	0,32	0,63
Cap PVC soldável 20mm	unid	14,00	0,49	6,86
Cap PVC soldável 25mm	unid	6,00	0,57	3,42
Cap PVC soldável 32mm	unid	2,00	0,76	1,52
Carretel RFV DN 100 x 150mm	unid	1,00	238,72	238,72
Carretel RFV FF DN 100 x 150mm	unid	8,00	158,72	1.269,76
Carretel RFV FF DN 200 x 150mm	unid	4,00	386,54	1.546,16
Cruzeta PVC 32 mm	unid	5,00	3,00	15,00
Curva 45° soldável 25mm	unid	4,00	0,94	3,76
Curva PVC soldável 45° x 32mm	unid	55,00	2,07	113,85
Curva PVC soldável 90° x 32mm	unid	292,00	2,85	832,20
Sub-total material hidráulico				7.585,37

Tabela B.2 – Consumo e custo de material hidráulico para montagem de IP-DF: tubos, válvulas, peças e conexões de PVC, Teflon, acrílico e similares (continuação)

Discriminação	Unid.	Quant	Valor (R\$)	
			Unitário	Total
Curva de transposição PVC soldável 32mm	unid	6,00	8,96	53,74
Espigão de latão Φ 1/4"	unid	22,00	2,81	61,86
Fita veda rosca Teflon 18mm x 50m	unid	6,00	4,00	24,00
Flange cego RFV resina poliéster DN 100mm	unid	6,00	195,64	1.173,84
Flange cego RFV resina poliéster DN 200mm	unid	4,00	396,00	1.584,00
Flange resina fibra de vidro DN 100 mm	unid	2,00	119,36	238,72
Flange livre PVC cego, sem pescoço DN 100 mm	unid	12,00	75,00	900,00
Flange livre PVC com furos, com pescoço soldável DN 100 mm	unid	12,00	130,24	1.562,88
Joelho PVC SRM 25 x 3/4"	unid	1,00	3,50	3,50
Joelho PVC soldável 45° x 20 mm	unid	4,00	0,35	1,40
Joelho PVC soldável 45° x 32 mm	unid	18	1,82	18,20
Joelho PVC soldável 90° x 20 mm	unid	1,00	0,17	0,17
Joelho PVC soldável 90° x 32 mm	unid	20,00	0,98	19,60
Luva de correr PVC soldável 20 mm	unid	1,00	3,86	3,86
Luva de correr soldável 32 mm	unid	4,00	9,04	36,16
Luva galvanizada Φ 3/4"	unid	10,00	3,00	30,00
Luva PVC LR Φ 32 mm x 1"	unid	20,00	2,32	46,40
Luva PVC roscável Φ 1"	unid	40,00	1,78	71,20
Luva PVC soldável 25 mm x 1/2"	unid	60,00	0,81	48,60
Mangueira cristal 3/8"	m	6,00	1,14	6,81
Mangueira cristal Φ 1/4" x 1,5 mm	m	110,00	0,56	61,60
Manta de fibra de vidro	kg	1,00	11,80	11,80
Nipel roscável PVC 3/4"	unid	2,00	0,47	0,94
Redução PVC soldável 60 x 32 mm	unid	6,00	1,70	10,20
Registro de esfera PVC soldável 32 mm	unid	125,00	15,54	1.942,50
Registro esfera PVC soldável 20 mm	unid	3,00	8,29	24,87
Resina ortoftálica	kg	4,00	13,50	54,00
Tarugo redondo de Teflon 100 mm	m	1,50	210,00	315,00
Tarugo redondo de Teflon 40 mm	m	1,20	35,00	42,00
Tarugo redondo de Teflon 45 mm	m	0,90	55,00	49,50
Tarugo redondo de Teflon 55 mm	m	0,30	80,00	24,00
Tarugo redondo em PVC 25 mm	kg	0,75	28,80	21,60
Tarugo redondo em PVC 55mm	kg	7,96	20,98	167,00
Tarugo redondo em PVC 65 mm	kg	3,90	30,00	117,00
Te PVC soldável 32 mm	unid	57,00	1,48	84,36
Te PVC soldável 32 x 25 mm	unid	78,00	2,20	171,60
Sub-total material hidráulico				8.982,91

Tabela B.2 – Consumo e custo de material hidráulico para montagem de IP-DF: tubos, válvulas, peças e conexões de PVC, Teflon, acrílico e similares (**conclusão**)

Discriminação	Unid.	Quant	Valor (R\$)	
			Unitário	Total
Tubo acrílico cristal sem costura DN 25 mm x 2,5 mm	m	2,40	230,00	552,00
Tubo flexível de polipropileno DN 4 mm x 1 mm	m	65,00	4,00	260,00
Tubo PVC classe 12 JE DN 100mm	m	18,00	5,60	100,80
Tubo PVC classe 12 JE DN 50 mm	m	12,00	3,73	44,84
Tubo flexível de silicone Φ 10 x 6 mm	m	1,00	18,34	18,34
Tubo PVC classe 12 soldável 32 mm	m	314,50	3,21	1.009,54
Tubo PVC classe 12 soldável DN 20mm	m	6,00	1,14	6,84
Tubo PVC esgoto 50mm	m	3,50	2,97	10,40
Tubo PVC JE DN 150 mm	m	6,00	11,29	67,77
Tubo PVC JE DN 300 mm	m	12,00	74,23	890,76
Tubo PVC roscável 3/4"	m	3,00	3,40	10,20
Tubo RFV FP DN 100 x 1300mm	unid	3,00	152,16	456,48
Tubo RFV FP DN 100 x 1500mm	unid	3,00	164,05	492,15
Tubo RFV FP DN 100 x 2200mm	unid	3,00	205,66	616,98
Tubo RFV FP DN 200 x 1700mm	unid	4,00	425,17	1.700,68
União dupla soldável 32mm	unid	90,00	5,79	521,10
Válvula de retenção roscável PVC DN 32 mm	unid	3,00	15,00	45,00
Válvula rosca BSP Φ 1/4" para GLP	unid	25,00	4,40	110,00
Sub-total material hidráulico				6.913,88
Custo total material hidráulico				23.482,16

Tabela B.3 – Consumo e custo de materiais metálicos para montagem de IP-DF: chapas, tubos, andaimes, peças e acessórios, ferramentas e similares (continua)

Discriminação	Unid.	Quant	Valor (R\$)	
			Unitário	Total
Abraçadeira 3/8" porca/arruela	unid	3,00	6,66	19,98
Abraçadeira "U" galvanizada 2.1/2" porca	unid	180,00	1,00	180,00
Abraçadeira "U" galvanizada 4" porca	unid	37,00	2,50	92,50
Abraçadeira "U" Φ 2" x 5/16", porca/arruela	unid	72,00	2,70	194,40
Arruela de pressão 3/8" zincada	cento	0,50	6,50	3,25
Arruela de pressão 5/16" zincada	cento	3,70	4,60	17,02
Arruela de pressão 5/32" zincada	cento	0,15	0,80	0,12
Arruela lisa 5 mm inox	unid	4,00	0,15	0,60
Arruela lisa 1/4" zincada	unid	62,00	0,06	3,72
Arruela lisa 3/16" zincada	unid	70,00	0,04	2,80
Arruela lisa 3/4" zincada	cento	2,00	65,00	130,00
Arruela lisa 3/8" zincada	cento	0,45	7,51	3,38
Arruela lisa 5/16" zincada	cento	4,00	6,00	24,00
Arruela lisa 5/32" latonada	unid	15,00	0,08	1,20
Arruela lisa 5/8" zincada	cento	5,50	44,00	242,00
Arruela lisa 5/32" zincada	unid	30,00	0,022	0,66
Barra aço quadrado laminado 1045	m	3,00	21,00	63,00
Barra chata de aço carbono 1 1/2"	kg	27,50	1,00	27,50
Barra chata de aço carbono 1/8 x 1/2	unid	0,50	10,70	5,35
Barra chata de aço carbono 1/8 x 3/4	unid	1,00	17,70	17,70
Barra chata de aço carbono 1" x 1/4"	unid	6,00	6,86	41,16
Barra chata de aço carbono 1 1/4" x 1/8"	m	18,00	2,90	52,20
Barra roscada zincada Φ 5/32"	unid	4,00	1,19	4,76
Broca aço rápido 1 1/64"	unid	2,00	4,00	8,00
Broca aço 1 7/64"	unid	1,00	4,96	4,96
Broca aço rápido 1/8"	unid	1,00	3,40	3,40
Broca aço rápido 17/64"	unid	2,00	5,30	10,60
Broca aço rápido 3/8"	unid	1,00	9,58	9,58
Broca aço rápido 5/32"	unid	2,00	4,50	9,00
Chapa aço carbono 18 (base do misturador)	unid	0,50	76,50	38,25
Chapa aço carbono expandida 1/4" (6,35mm)	unid	1,00	150,00	150,00
Chapa aço carbono expandida 1/4" 2 x 1m	unid	10,00	150,00	1.500,00
Chave tipo canhão 1/2" X 125mm	unid	1,00	15,30	15,30
Colher pedreiro 8"	unid	1,00	6,90	6,90
Cossinete rosca BSP 1/4" x 1 1/2"	unid	1,00	120,00	120,00
Disco de desgaste 7"	unid	1,00	6,74	6,74
Sub-total materiais metálicos				3.010,03

Tabela B.3 – Consumo e custo de materiais metálicos para montagem de IP-DF: chapas, tubos, andaimes, peças e acessórios, ferramentas e similares (continuação)

Discriminação	Unid.	Quant	Valor (R\$)	
			Unitário	Total
Eixo aço inox Φ 3/4" x 60 cm (agitadores de produtos químicos)	unid	6,00	24,45	146,70
Estilete 18 mm	unid	1,00	9,00	9,00
Jogo macho 3/16" 24 fios	unid	1,00	39,00	39,00
Jogo macho 5/32" 32 fios	unid	1,00	36,00	36,00
Lima meia cana bastarda 8"	unid	1,00	13,00	13,00
Lima meia cana chata 8"	unid	1,00	12,00	12,00
Painel de andaime SAE 1010 1,0 x 1,0 m	unid	200,00	79,95	15.990,00
Parafuso 3 x 10 mm inox	unid	25,00	0,12	2,90
Parafuso allen sem cabeça Φ 6 x 10 mm aço inox	unid	10,00	0,50	5,00
Parafuso allen Φ 5 x 10 mm aço inox	unid	10,00	0,34	3,39
Parafuso cabeça redonda 3/16" x 1/2" zincado	unid	30,00	0,10	3,00
Parafuso cabeça redonda 5/32" x 1/2" latonado	unid	15,00	0,16	2,40
Parafuso cabeça redonda 5/32" x 1/2" zincado	unid	85,00	0,08	6,80
Parafuso e bucha Parabolt 3/8" x 2 1/2"	unid	5,00	1,24	6,19
Parafuso fenda 1/4" x 2"	unid	4,00	0,19	0,76
Parafuso fenda cabeça boleada 5/32" x 2" zincado	unid	15,00	0,09	1,35
Parafuso rosca fina 3/8" x 1 1/4"	unid	10,00	0,07	0,70
Parafuso sextavado 1/4" x 1.1/4	unid	25,00	0,48	12,00
Parafuso sextavado 1/4" x 3/4"	unid	14,00	0,20	2,80
Parafuso sextavado 3/16" x 50 zincado	unid	60,00	0,12	7,35
Parafuso sextavado 3/4"x3.1/2" zincado	cento	0,60	270,00	162,00
Parafuso sextavado 3/4"x4.1/2" zincado	cento	0,40	380,00	152,00
Parafuso sextavado 3/8 x 3/4"	unid	20,00	0,18	3,60
Parafuso sextavado 3/8"x7" zincado	cento	0,45	200,00	90,00
Parafuso sextavado 5/16" x 3/4	unid	12,00	0,15	1,80
Parafuso sextavado 5/16" x 5/8" zincado	unid	190,00	0,15	28,50
Parafuso sextavado 5/16" x 2 1/2"	unid	6,00	0,35	2,10
Parafuso sextavado 5/16" x 2"	unid	15,00	0,25	3,81
Parafuso sextavado 5/16" x 3/4"	unid	20,00	0,15	3,00
Parafuso sextavado 5/8"x3" zincado	cento	2,30	145,00	333,50
Parafuso sextavado 5/8"x4" zincado	cento	0,50	199,00	99,50
Parafuso sextavado 5/8" x 5.1/2"	unid	4,00	2,76	11,04
Parafuso sextavado 7/8" x 6"	unid	1,00	6,96	6,96
Pefil ferro "L" 3/16" x 1"	unid	57,00	17,27	984,39
Perfil "L" 6 x 3,5 x 3 (10 pçs)	kg	38,85	1,50	58,28
Sub-total materiais metálicos				18.240,82

Tabela B.3 – Consumo e custo de materiais metálicos para montagem de IP-DF: chapas, tubos, andaimes, peças e acessórios, ferramentas e similares (**conclusão**)

Discriminação	Unid.	Quant	Valor (R\$)	
			Unitário	Total
Perfil "U" 80 x 40 mm (60 pçs)	kg	151,20	1,50	226,80
Perfil "U" aço galvanizado de 6" x 1,10m	unid	16,00	64,50	1032,00
Perfil "U" aço galvanizado de 8" x 1,10m	unid	4,00	57,00	228,00
Perfil "L" 2 1/2" x 1 1/2" (11 pçs)	kg	30,50	1,50	45,75
Perfil alumínio anodizado tipo lambri frizado (painéis piezômetros/dosadoras)	kg	44,16	8,40	370,94
Perfil "L" de alumínio	kg	2,00	10,00	20,00
Perfil ferro "L" 1/8" x 1.1/4"	m	24,00	5,67	136,08
Porca sextavada 1/4"	unid	30,00	0,14	4,20
Porca sextavada 3 mm inox	unid	25,00	0,07	1,70
Porca sextavada 3/4" zincada	cento	1,00	63,00	63,00
Porca sextavada 3/8" zincada	cento	1,15	8,50	9,77
Porca sextavada 5 x 30 mm inox	unid	4,00	0,55	2,20
Porca sextavada 5/16" zincada	cento	5,0	6,00	30,00
Porca sextavada 5/32" latonada	unid	15,00	0,09	1,35
Porca sextavada 5/8" zincada	cento	2,75	39,00	107,25
Porca sextavada 5/32"	unid	15,00	0,02	0,23
Rebite 4.8 x 18.5 mm	unid	20,00	0,08	1,60
Serra copo 33 mm 1.5/16"	unid	1,00	19,90	19,90
Serra copo 44 mm 1.3/4"	unid	1,00	23,00	23,00
Serra copo 52 mm 2.1/16"	unid	2,00	29,00	58,00
Serra copo 67 mm 2.5/8"	unid	1,00	59,00	59,00
Tela aço inox abertura 0,3 mm	m ²	0,40	20,00	8,00
Tubo aço carbono 1" x 2 mm x 6 m	unid	4,00	31,00	124,00
Tubo aço carbono 1.1/4" x 2mm x 6m	unid	7,00	46,01	322,07
Tubo ferro galvanizado 3/4" x 6 m BSP	unid	50,00	72,00	3.600,00
Tubo ferro galvanizado Φ 1/2"	m	1,00	8,00	8,00
Sub-total materiais metálicos				6.502,84
Custo total materiais metálicos				27.753,69

Tabela B.4 – Consumo e custo de materiais de acabamento e proteção para montagem de IP-DF: tinta, zarcão, solvente e similares

Discriminação	Unid.	Quant	Valor (R\$)	
			Unitário	Total
Fita adesiva 50 mm x 50m	unid	3,00	2,00	6,00
Fita adesiva crepe 32mm x 50m	unid	1,00	3,70	3,70
Fita crepe 19 mm x 50m	unid	2,00	2,60	5,20
Graxa lubrificante 500 g	unid	2,00	12,00	24,00
Lixa d'água nº100	unid	2,00	0,67	1,34
Lixa d'água nº 120	unid	5,00	1,06	5,30
Lixa d'água nº150	unid	7,00	0,80	5,60
Lixa d'água nº220	unid	1,00	1,80	1,80
Lixa d'água nº240	unid	2,00	0,61	1,22
Lixa d'água nº 360	unid	5,00	0,81	4,05
Marcador amarelo	unid	1,00	11,60	11,60
Massa de polir nº02	unid	1,00	14,00	14,00
Massa plástica 500g	unid	5,00	5,00	25,00
Oleo lubrificante spray 209 g	unid	3,00	4,50	13,50
Pincel 1"	unid	3,00	1,79	1,79
Pincel 1/2"	unid	3,00	1,02	1,02
Pincel 3/4"	unid	3,00	1,50	4,50
Pincel 4 1/2"	unid	1,00	2,99	2,99
Rolo de espuma poliuretânica 5 cm	unid	5,00	1,50	7,50
Solvente thinner comum 101 galão 5 L	gl	7,00	25,00	175,00
Solvente aguarrás galão 5 L	gl	2,00	18,00	36,00
Solvente querosene	L	3,00	8,00	24,00
Tinta esmalte sintético alumínio (3,6 L)	gl	1,00	40,21	40,21
Tinta esmalte amarelo brilhante (3,6 L)	gl	3,00	35,00	105,00
Tinta esmalte azul frança brilhante (3,6 L)	gl	1,00	29,65	29,65
Tinta esmalte cinza claro brilhante (3,6 L)	gl	3,00	35,00	105,00
Tinta esmalte grafite brilhante (3,6 L)	gl	3,00	40,00	120,00
Tinta esmalte laranja brilhante (3,6 L)	gl	3,00	32,50	97,50
Tinta esmalte preto brilhante (3,6 L)	gl	3,00	30,00	90,00
Vaselina sólida 450g	lata	1,00	10,00	10,00
Zarcão (branco, cinza, laranja)/ 3,6 L	gl	5,00	32,45	162,25
Zarcão cromato de zinco (verde)	L	1,00	12,15	12,15
Custo total materiais de acabamento				1.146,87

Tabela B.5 – Consumo e custo de materiais elétricos para montagem de IP-DF: fios, cabos, disjuntores, quadros de comando e similares (**continua**)

Discriminação	Unid.	Quant	Valor (R\$)	
			Unitário	Total
Bateria alcalina 9V	unid	1,00	7,70	7,70
Bocal ao tempo, soquete termoplástico	unid	12,00	2,40	8,40
Cabo PP 3 x 1,50 mm ²	m	15,00	2,20	33,00
Cabo PP 2 x 1,5 mm ²	m	60,00	1,80	108,00
Cabo PP 3 x 1 mm ²	m	15,00	1,50	22,50
Cabo PP 4 X 1,50 mm ²	m	62,00	2,50	155,00
Caixa de ferro 4" x 2"	unid	6,00	1,76	10,56
Caixa de passagem PVC 4"x2"	unid	5,00	0,80	4,00
Chave bóia inferior/superior potência 1 CV	unid	2,00	24,70	49,40
Chave magnética 0,50/0,75 CV, 380V	unid	6,00	86,48	518,88
Condutele de alumínio com rosca 1/2"	unid	1,00	1,33	1,33
Condutele de alumínio T sem rosca 3/4"	unid	6,00	3,71	22,26
Conector prensa cabo PVC 1/2"	unid	40,00	1,60	64,00
Conector prensa cabo PVC 3/8"	unid	6,00	0,57	3,42
Conector tipo sindal para fio 6mm ²	unid	6,00	4,98	29,88
Fio paralelo 2 x 0,50 mm ²	m	6,00	0,75	4,50
Disjuntor tripolar 16A	unid	4,00	48,80	195,20
Disjuntor tripolar 20A	unid	1,00	48,80	48,80
Disjuntor unipolar 6A	unid	3,00	20,90	62,70
Eletroduto soldável classe A 25 mm	m	2,00	2,72	5,44
Espiral 1/2" para cabo elétrico	m	1,00	6,00	6,00
Espiral 1/8" para cabo elétrico	m	1,00	1,40	1,40
Filtro de linha	unid	1,00	21,00	21,00
Fio rígido isolado 1,50 mm ²	m	60,00	0,49	29,40
Fita isolante 12 mmx10 m	unid	2,00	3,80	7,60
Fita isolante alta tensão 19mm x 5 m	unid	2,00	5,80	10,60
Interruptor bipolar simples	unid	1,00	13,00	13,00
Interruptor simples	unid	5,00	4,50	22,50
Interruptor tripolar	unid	1,00	10,70	10,70
Lâmpada eletrônica 20W/240V	unid	8,00	9,00	63,00
Lâmpada eletrônica 23W/240V	unid	10,00	9,00	90,00
Módulo tomada 2P+T sem placa	unid	6,00	5,90	35,40
Pino elétrico tipo "T"	unid	1,00	1,80	1,80
Pino macho 2P	unid	6,00	1,50	9,00
Pino tipo "T" adaptador 3P/2P	unid	1,00	1,80	1,80
Plugue 2P/ 3 saídas cinza	unid	1,00	2,70	2,70
Plugue 2P+T pinos diferenciados	unid	6,00	7,30	43,80
Sub-total material elétrico				1.724,67

Tabela B.5 – Consumo e custo de materiais elétricos para montagem de IP-DF: fios, cabos, disjuntores, quadros de comando e similares (**conclusão**)

Discriminação	Unid.	Quant	Valor (R\$)	
			Unitário	Total
Plugue fêmea	unid	1,00	2,14	2,14
Plugue macho	unid	2,00	1,67	3,34
Quadro de comando PVC 50x40x20 cm tampa opaca	unid	3,00	180,00	540,00
Quadro de sobrepor com barramento 100A	unid	1,00	120,00	120,00
Tampa para condutele furo central	unid	7,00	1,21	8,47
Tampa para condutele sem acessórios	unid	1,00	1,35	1,35
Terminal de fixação para tubo flexível Φ 3/4"	unid	1,00	4,00	4,00
Trilho metálico DIN 35mm; bornes terminais tipo SAC para fio 2,5 mm ² ; calha PVC 35 mm; terminais diversos; cabos flexíveis de 1,5 mm ² e 2,5 mm ² (montagem dos quadros de comando)	vb	1,00	634,55	634,55
Tomada universal 2P redonda sem placa	unid	9,00	3,50	31,50
Tomada 2P+T	unid	7,00	2,25	15,75
Tomada linha industrial 2P+T	unid	6,00	6,80	40,80
Sub-total material elétrico				1.401,90
Custo total material elétrico				3.127,27

Tabela B.6 – Consumo e custo de materiais consumíveis e diversos para montagem de IP-DF

Discriminação	Unid.	Quant.	Valor (R\$)	
			Unitário	Total
Abraçadeira nylon 100 x 2.5mm	cento	2,00	3,00	6,00
Abraçadeira nylon 205 x 4,7 mm	cento	1,00	10,02	10,00
Abraçadeira nylon 300 x 7,5mm	cento	3,00	22,00	66,00
Abraçadeira nylon preta 400mm x 7,5 mm	cento	3,00	26,20	78,60
Abraçadeira PVC para tubo PVC esgoto 100 mm	unid	24,00	3,87	92,88
Abraçadeira PVC para tubo condutele 3/4"	unid	71,00	0,95	67,45
Bucha nylon nº 8	unid	75,00	0,12	9,00
Carvão ativado pulverizado 125 C	kg	25,00	2,30	57,50
Carvão ativado pulverizado 125 FM	kg	25,00	2,30	57,50
Carvão ativado granulado 350 (20 x 40)	kg	100,00	3,10	310,00
Cimento portland 50 kg	saco	14,00	19,00	266,00
Cola Branca PVC frasco de 500ml	unid	1,00	3,80	3,80
Cola silicone 280g	unid	1,00	9,15	9,15
Cola vinil flexível 75g	unid	1,00	6,00	6,00
Combustível automotor (gasolina)	L	2,40	2.250	5.400,00
Corda poliéster 4mm	unid	70,00	0,19	13,02
Corda seda PET 10mm	m	2,42	8,50	20,57
Disco de desbaste 7"	unid	1,00	6,74	6,74
Fita adesiva 50mm x 50m	unid	3,00	7,30	21,90
Fita adesiva crepe 32mm x 50m	unid	2,00	3,70	7,40
Fita veda rosca 19 mm x 50m	unid	2,00	5,50	11,00
Graxa lubrificante	unid	2,00	12,00	24,00
Hidróxicloreto de alumínio 23%	kg	50,00	2,09	104,50
Junta de dilatação PVC	unid	50,00	1,35	67,50
Lâmina de serra aço rápido 12" x 1/2"	unid	10,00	3,48	34,80
Lençol de borracha natural 1/8" x 1,00m	m	16,00	50,00	800,00
Lona vinil rodoviária de 7 x 5 m	unid	1,00	628,42	628,42
Lona vinil rodoviária de 8 x 6 m	unid	1,00	861,84	861,84
Luva de malha pigmentada	par	3,00	1,59	4,77
Manta de fibra de vidro	kg	1,00	11,80	11,80
Marcador amarelo	unid	1,00	11,60	11,60
Mini-arco de serra aço rápido	unid	1,00	4,00	4,00
Ponteira plástica PVC Φ 1" externa	unid	130,00	0,60	78,00
Ponteira PVC 3/4"	unid	102,00	0,63	63,95
Ponteira redução externa 1" PVC	unid	10,00	0,60	6,00
Ponteira de borracha Φ 1 1/4" externa	unid	44,00	0,78	34,32
Proveta PP de 500 ml	unid	1,00	11,53	11,53
Resina ortoftálica	kg	4,00	13,50	54,00
Custo total material consumível				9.321,54

Tabela B.7 – Equipamentos eletromecânicos instalados e custos de aquisição para montagem de IP-DF

Discriminação	Unid.	Quant.	Valor (R\$)	
			Unitário	Total
Agitador mecânico 0,10 HP com tacômetro digital Nova Ética modelo 103 TE, 220V, rotação de 10 a 600 rpm, capacidade até 20 L	unid	1,00	4.100,00	4.100,00
Bomba centrífuga 1/2 CV, 2 pólos, 220/380V	unid	1,00	380,00	380,00
Bomba Centrífuga 1/3 CV, 2 pólos, 220/380V	unid	2,00	420,00	840,00
Bomba dosadora eletromagnética de diafragma, vazão de 0,0 a 5,0 L/h, 5,0 Bar, 220V, 12 W	unid	6,00	510,00	3.060,00
Conjunto de seis filtros de laboratório de areia Nova Ética modelo 218, em acrílico 19 mm e estrutura metálica de fixação	unid	1,00	2.480,00	2.480,00
Hidrômetro multijato vazão nominal 3,0 m ³ /h	unid	2,0	50,00	100,00
Inversor de frequência modelo CFW 08, corrente 1,0 A/380 V, potência 0,18 kW	unid	1,00	1.010,00	1.010,00
Inversor de frequência modelo CFW 08, corrente 2,6 A/380 V, potência 1,1 kW	unid	3,00	1.240,00	3.720,00
Medidor de vazão área variável tipo rotâmetro 125 a 1250 L/h DN 1”, estrutura em acrílico transparente	unid	7,00	552,00	3.934,00
Medidor de vazão área variável tipo rotâmetro 60 a 500 L/h DN 1”, estrutura em acrílico transparente	unid	6,00	546,00	3.300,00
Motor de eixo vertical de 1/3 CV, 110 V, 2 pólos e conversão para 220/380V e 4 pólos (agitadores de produtos químicos)	unid	9,00	149,00	1.341,00
Motor de eixo vertical de 100 W, 220/380V, 4 pólos (agitadores da mistura rápida)	unid.	2,00	75,00	150,00
Ventilador tipo cooler 220V	unid	6,00	30,00	180,00
Custo total equipamentos eletromecânicos				24.595,00

Tabela B.8 – Serviços de terceiros realizados e custos para montagem de IP-DF (continua)

Discriminação	Unid.	Quant.	Valor (R\$)	
			Unitário	Total
Aplainar cabeça de parafusos	unid	30	3,00	90,00
Confecção de apoio do sensor de ultrassom em tubo PVC de 200 mm com tampa	unid	01	50,00	50,00
Confecção de abraçadeiras tipo "J"	unid	93	4,35	405,00
Confecção de adesivos para escalas de medidas dos piezômetros (escala de 12 x 310cm)	unid	03	30,00	90,00
Confecção de adesivos para escalas dos piezômetros (escala 25 x 160cm)	unid	04	35,00	140,00
Confecção de adesivos para escalas dos piezômetros (escala de 12 x 125cm)	unid	03	15,00	45,00
Confecção de casas metálicas de abrigo para motor bomba	unid	03	100,00	300,00
Confecção de conjunto de CAP de equalização em nylon	unid	07	100,00	700,00
Confecção de conjunto tipo funil extravasor	unid	07	200,00	1.400,00
Confecção de disco em PVC de 270 mm para base de motor	unid	06	30,00	180,00
Confecção de eixos em aço inox para agitadores de produtos químicos	unid	07	50,00	350,00
Confecção de grades tipo piso com tela expandida e cantoneira "L"	unid	17	50,00	850,00
Confecção de hélices em PVC pra agitadores de produtos químicos	unid	07	30,00	210,00
Confecção de painéis para passarela com armação em cantoneira "L" e chapa expandida tamanho 200 x 40 cm	unid	12	50,00	600,00
Confecção de tanques em PVC de 300 mm, com tampa e suporte em aço	unid	08	150,00	1.200,00
Confecção de tanques em PVC de 500 mm, com tampa em PVC	unid	02	250,00	500,00
Confecção de toldos em chapa 16 para proteção dos quadros de comando elétrico	unid	03	50,00	150,00
Cortes, dobras e soldas em cantoneiras "U" de 80 x 40 cm	unid	20	5,00	100,00
Despesas com hospedagem e alimentação	dia	150	40,00	6.000,00
Esmerilhagem e lixamento em barras de 4"	unid	70	3,00	210,00
Furo de 200 mm em chapa PVC de 6 mm	unid	01	10,00	10,00
Impressão adesivo identificação 3x5 cm	unid	115	0,26	30,00
Sub-total serviços de terceiros				13.610,00

Tabela B.8 – Serviços de terceiros realizados e custos para montagem de IP-DF (conclusão)

DISCRIMINAÇÃO	Unid.	Quant.	VALOR (R\$)	
			Unitário	Total
Laminação de luva PVC 1" em tubo PRFV	unid	10	12,00	120,00
Impressão adesivo identificação 5x15 cm	unid	32	1,30	41,60
Impressão adesivo identificação 10x20 cm	unid	12	3,45	41,40
Impressão placa identificação vinil 88x46 cm	unid	6	70,00	420,00
Impressão placa identificação vinil 88x66 cm	unid	1	100,00	100,00
Lixamento e soldagem de cantoneiras	unid	20	10,00	200,00
Painéis para passarela de 40 x 40 cm	unid	3	20,00	60,00
Painéis para passarela de 70 x 30 cm	unid	3	30,00	90,00
Peças em PVC com rosca gás de 1/4"	unid	25	5,00	125,00
Peças em PVC com rosca para prensa cabo	unid	7	10,00	70,00
Pintura de abraçadeiras tipo U 2" em esmalte sintético	unid	255	2,20	561,00
Pintura de abraçadeiras tipo U de 4" e 8" em esmalte sintético	unid	42	3,00	126,00
Pintura de andaimes de aço de 1,0X1,0 m em esmalte sintético	unid	200	7,41	1.482,00
Pintura de bombonas plásticas 35cm em esmalte sintético	unid	10	8,64	86,40
Pintura de perfis "U" em esmalte sintético	unid	20	8,13	162,60
Pintura de proteção com zarcão em peças metálicas (passarelas)	unid	1	200,00	200,00
Pintura de tubos de aço galvanizado 3/4" em esmalte sintético	unid	50	6,81	340,50
Serviço de pedreiro com ajudante para execução piso cimentado rústico	dia	7	42,30	296,10
Serviços auxiliares na montagem da IP-DF	dia	145	25,00	3.625,00
Serviços técnicos especializados de mecânica, tornearia, soldagem, projeto e montagem das unidades da IP-DF	mês	12	2.991,90	35.902,80
Solda e acabamento de perfis "U"	unid	33	5,00	165,00
Solda, emassamento e pintura de quadro de comando e base de apoio do motor de mistura rápida	unid	01	60,00	60,00
Solda, serralheria e pintura com pistola em peças metálicas e componentes	dia	40	50,5	2.020,00
Sub-total serviços de terceiros				46.295,40
Custo Total Serviços de Terceiros (R\$)				59.905,40

APÊNDICE C. IDENTIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS

As tabelas C.1 e C.2 mostram a variação de espécies de cianobactérias na água bruta do Açude Gargalheira ocorrida no período de 2007 a 2009.

Tabela C.1 – Densidades observadas e espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 **(continua)**

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
6/10/2007	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	500.774	89,8
	<i>Chroococcus</i> sp.	39.168	7,0
	<i>Merismopedia</i> sp.	2.035	0,4
	<i>Microcystis</i> sp.	15.437	2,8
	Total cianobactérias	557.414	100
11/10/2007	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	544.679	95,1
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	12.244	2,1
	<i>Anabaena</i> sp.	8.198	1,4
	<i>Merismopedia</i> sp.	3.795	0,7
	<i>Coelomorom</i> sp.	3.580	0,6
	Total cianobactérias	572.496	100
19/10/2007	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	128.800	58,2
	<i>Cylindrospermopsis curvata</i>	22.000	9,9
	<i>Microcystis</i> s.	38.525	17,4
	<i>Merismopedia</i> sp.	31.800	14,4
	Total cianobactérias	221.125	100
8/11/2007	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	593.510	95,9
	<i>Microcystis</i> sp.	25.190	4,0
	Total cianobactérias	618.701	100
8/11/2007	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	716.643	92,4
	<i>Microcystis</i> sp.	58.531	7,6
	Total cianobactérias	775.174	100
15/11/2007	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	592.738	91,6
	<i>Microcystis</i> sp.	27.872	4,3
	<i>Chroococcus</i> sp.	19.968	3,1
	<i>Merismopedia</i> sp.	6.614	1,0
	Total cianobactérias	647.192	100
15/11/2007	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	516.230	97,7
	<i>Chroococcus</i> sp.	6.912	1,3
	<i>Microcystis</i> sp.	5.146	1,0
	Total cianobactérias	528.288	100
11/1/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	224.532	87,0
	<i>Chroococcus</i> sp.	6.336	2,5
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	4.356	1,7
	<i>Microcystis</i> cf. <i>panniformis</i>	21.516	8,3
	<i>Coelomorom</i> sp.	1.320	0,5
	Total cianobactérias	258.060	100

Tabela C.1 – Densidades observadas e espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continuação)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
26/2/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	347.424	96,5
	<i>Chroococcus sp.</i>	12.672	3,5
	Total cianobactérias	360.096	100
6/3/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	98.280	84,2
	<i>Chroococcus sp.</i>	5.616	4,8
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	1.716	1,5
	<i>Geitlerinema sp.</i>	1.170	1,0
	<i>Planktothrix aghardii</i>	9.984	8,6
	Total cianobactérias	116.766	100
13/3/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	426.174	88,8
	<i>Chroococcus sp.</i>	30.024	6,3
	<i>Coelomorom sp.</i>	2.780	0,6
	<i>Geitlerinema sp.</i>	20.850	4,3
	Total cianobactérias	479.828	100
3/4/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	254.163	74,7
	<i>Chroococcus sp.</i>	5.928	1,7
	<i>Microcystis cf. sp.</i>	75.335	22,1
	<i>Coelomorom sp.</i>	4.940	1,5
	Total cianobactérias	340.366	100
9/4/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	93.240	63,6
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	6.660	4,5
	<i>Microcystis cf. sp.</i>	46.620	31,8
	Total cianobactérias	146.520	100
17/4/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	10.773	12,8
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	11.286	13,4
	<i>Microcystis cf. sp.</i>	32.490	38,5
	<i>Chroococcus minutus</i>	1.710	2,0
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	24.795	29,4
	<i>Coelomorom sp.</i>	3.420	4,0
	Total cianobactérias	84.474	100
24/4/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9.324	11,0
	<i>Microcystis cf. sp.</i>	47.730	56,4
	<i>Chroococcus minutus</i>	1.776	2,1
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	25.752	30,4
	Total cianobactérias	84.582	100

Tabela C.1 – Densidades observadas e espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continuação)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
8/5/2008	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	9.790	6,1
	<i>Microcystis cf. sp.</i>	9.523	5,9
	<i>Microcystis cf. panniformis</i>	132.165	82,4
	<i>Merismopedia sp.</i>	890	0,6
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	8.010	5,0
	Total cianobactérias	160.378	100
15/5/2008	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	5.394	0,9
	<i>Microcystis cf. sp.</i>	613.800	99,1
	Total cianobactérias	619.194	100
27/5/2008	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	704	0,1
	<i>Microcystis cf. sp.</i>	662.400	99,2
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	4.640	0,7
	Total cianobactérias	667.744	100
11/6/2008	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	1.408	0,4
	<i>Microcystis cf. sp.</i>	328.320	98,8
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	928	0,3
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	960	0,3
	<i>Coelomorom sp.</i>	640	0,2
	Total cianobactérias	332.256	100
20/6/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	202.230	95,3
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	609	0,3
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9.261	4,4
	<i>Chroococcus sp.</i>	210	0,1
	Total cianobactérias	212.310	100
26/6/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	247.500	99,1
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	750	0,3
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	1.100	0,4
	<i>Radiocystis sp.</i>	450	0,2
	Total cianobactérias	249.800	100
2/7/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	32.130	94,1
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	630	1,8
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	1.386	4,1
	Total cianobactérias	34.146	100

Tabela C.1 – Densidades observadas e espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continuação)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
9/7/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	14.580	40,6
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	810	2,3
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	594	1,7
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	2.349	6,5
	<i>Microcystis cf. panniformis</i>	17.604	49,0
	Total cianobactérias	35.937	100
29/7/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	66.960	72,4
	<i>Chroococcus minutus</i>	23.622	25,5
	Total cianobactérias	92.535	100
20/8/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	6.390	22,2
	<i>Chroococcus sp1.</i>	10.863	37,7
	<i>Anabaena cf. planctonica</i>	4.118	14,3
	<i>Anabaena cf. circinalis</i>	7.455	25,9
	Total cianobactérias	28.826	100
27/8/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	23.580	36,9
	<i>Chroococcus sp1.</i>	17.816	27,9
	<i>Anabaena cf. planctonica</i>	3.799	5,9
	<i>Chroococcus sp.</i>	2.620	4,1
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	7.860	12,3
	<i>Anabaena cf. circinalis</i>	8.253	12,9
	Total cianobactérias	63.928	100
3/9/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	3.108	5,0
	<i>Chroococcus sp1.</i>	22.792	36,8
	<i>Planktothrix aghardii</i>	18.944	30,6
	<i>Anabaena cf. circinalis</i>	3.108	5,0
	<i>Coelomorom sp.</i>	2.960	4,8
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	6.512	10,5
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	4.440	7,2
	Total cianobactérias	61.864	100
10/9/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9.114	40,1
	<i>Chroococcus sp1.</i>	9.610	42,2
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	2.728	12,0
	<i>Anabaena cf. circinalis</i>	1.302	5,7
	Total cianobactérias	22.754	100
13/9/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	10.824	56,4
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	1.452	7,6
	<i>Anabaena cf. circinalis</i>	6.930	36,1
	Total cianobactérias	19.206	100

Tabela C.1 – Densidades observadas e espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continuação)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
18/9/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	8.694	34,8
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	2.760	11,0
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	13.524	54,1
	Total cianobactérias	24.978	100
24/9/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	21.353	41,2
	<i>Chroococcus sp.</i>	2.620	5,1
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	19.257	37,1
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	8.646	16,7
	Total cianobactérias	51.876	100
1/10/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	6.860	16,9
	<i>Planktothrix aghardii</i>	6.272	15,5
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	17.493	43,2
	<i>Anabaena sp.</i>	5.684	14,0
	<i>Anabaena circinalis</i>	2.058	5,1
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	2.156	5,3
	Total cianobactérias	40.523	100
7/10/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	6.958	30,5
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	4.410	19,3
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	7.203	31,5
	<i>Anabaena sp.</i>	4.263	18,7
	Total cianobactérias	22.834	100,0
16/10/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	59.940	54,7
	<i>Anabaena sp.</i>	25.752	23,5
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9.324	8,5
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	14.652	13,4
	Total cianobactérias	109.668	100,0
22/10/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	22.496	40,2
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	8.880	15,9
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	9.768	17,5
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	6.216	11,1
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	8.584	15,3
	Total cianobactérias	55.944	100,0
29/10/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	18.733	12,3
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	23.580	15,5
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	2.882	1,9
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	16.506	10,9
	<i>Anabaena sp.</i>	83.578	55,0
	<i>Chroococcus sp.</i>	6.550	4,3
	Total cianobactérias	151.829	100,0

Tabela C.1 – Densidades observadas e espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continuação)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
13/11/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	22.200	11,5
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	35.520	18,3
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	68.376	35,3
	<i>Anabaena sp.</i>	17.168	8,9
	<i>Chroococcus sp.</i>	16.280	8,4
	<i>Anabaena circinalis</i>	3.108	1,6
	<i>Planktothrix aghardii</i>	9.472	4,9
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	21.460	11,1
	Total cianobactérias	193.584	100,0
20/11/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	13.561	17,9
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	31.311	41,3
	<i>Anabaena sp.</i>	8.236	10,9
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	22.649	29,9
	Total cianobactérias	75.757	100,0
28/11/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	39.220	23,2
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	38.850	23,0
	<i>Anabaena sp.</i>	16.095	9,5
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	48.285	28,6
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	14.800	8,8
	<i>Anabaena circinalis</i>	11.655	6,9
	Total cianobactérias	168.905	100
5/12/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	16.464	26,8
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	22.932	37,4
	<i>Anabaena sp.</i>	7.308	11,9
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	14.616	23,8
	Total cianobactérias	61.320	100
5/12/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	53.846	26,5
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	46.683	23,0
	<i>Chroococcus sp.</i>	66.690	32,8
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	35.815	17,6
	Total cianobactérias	203.034	100

Tabela C.1 – Densidades observadas e espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continuação)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
10/12/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	14.616	16,2
	<i>Chroococcus sp1.</i>	8.178	9,0
	<i>Planktothrix aghardii</i>	7.424	8,2
	<i>Merismopedia sp.</i>	1.392	1,5
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	10.092	11,2
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	6.960	7,7
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	41.760	46,2
	Total cianobactérias	90.422	100
18/12/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	191.520	85,5
	<i>Chroococcus sp1.</i>	3.456	1,5
	<i>Planktothrix aghardii</i>	7.680	3,4
	<i>Merismopedia sp.</i>	1.440	0,6
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	4.176	1,9
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	5.760	2,6
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	10.080	4,5
	Total cianobactérias	224.112	100
8/1/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	3.822	3,7
	<i>Chroococcus minutus</i>	1.456	1,4
	<i>Anabaena circinalis</i>	4.914	4,8
	<i>Anabaenopsis sp.</i>	1.040	1,0
	<i>Merismopedia sp.</i>	2.808	2,7
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	88.920	86,4
	Total cianobactérias	102.960	100
29/1/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	2.625	9,1
	<i>Chroococcus sp1.</i>	2.800	9,7
	<i>Anabaena circinalis</i>	2.625	9,1
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	13.000	45,2
	<i>Merismopedia sp.</i>	4.800	16,7
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	2.900	10,1
	Total cianobactérias	28.750	100
5/2/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	2.100	2,2
	<i>Coelomorom sp.</i>	2.400	2,5
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	86.400	91,7
	<i>Merismopedia sp.</i>	3.360	3,6
	Total cianobactérias	94.260	100

Tabela C.1 – Densidades observadas e espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continuação)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
10/2/2009	<i>Microcystis sp.</i>	254.610	88,8
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	11.730	4,1
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	13.800	4,8
	<i>Merismopedia sp.</i>	6.624	2,3
	Total cianobactérias	286.764	100
18/2/2009	<i>Microcystis sp.</i>	13.680	49,8
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	4.080	14,9
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	7.680	28,0
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	2.016	7,3
	Total cianobactérias	27.456	100
26/2/2009	<i>Merismopedia sp.</i>	33.384	54,4
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	18.720	30,5
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9.282	15,1
	Total cianobactérias	61.386	100
18/3/2009	<i>Chroococcus sp.</i>	4.056	3,8
	<i>Chroococcus minutus</i>	39.520	37,0
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	63.336	59,2
	<i>Pseudoanabaena sp</i>	12.064	11,3
	Total cianobactérias	106.912	100
5/3/2009	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	6.510	16,7
	<i>Chroococcus minutus</i>	7.006	17,9
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	16.275	41,6
	<i>Pseudoanabaena sp</i>	8.990	23,0
	<i>Synechocystis sp.</i>	310	0,8
	Total cianobactérias	39.091	100
11/3/2009	<i>Chroococcus sp.</i>	2.232	1,7
	<i>Chroococcus minutus</i>	1.550	1,2
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	12.369	9,3
	<i>Pseudoanabaena sp</i>	99.789	74,8
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	14.880	11,2
	<i>Merismopedia sp</i>	2.604	2,0
	Total cianobactérias	133.424	100

Tabela C.1 – Densidades observadas e espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (**continuação**)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
18/3/2009	<i>Chroococcus sp.</i>	4.056	3,8
	<i>Chroococcus minutus</i>	39.520	37,0
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	63.336	59,2
	<i>Pseudoanabaena sp</i>	12.064	11,3
	Total cianobactérias	106.912	100,0
25/3/2009	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	6510	12,6
	<i>Chroococcus minutus</i>	7006	13,6
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	16275	31,5
	<i>Pseudoanabaena sp</i>	8990	17,4
	<i>Anabaena cf. planctonica</i>	12586	24,4
	<i>Synechocystis cf. aquatilis</i>	310	0,6
	Total cianobactérias	51677	100,0
15/4/2009	<i>Chroococcus sp.</i>	2232	1,6
	<i>Chroococcus minutus</i>	1550	1,1
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	12369	8,6
	<i>Pseudonabaena sp</i>	99789	69,6
	<i>Anabaena cf planctonica</i>	9889	6,9
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	14880	10,4
	<i>Merismopedia sp</i>	2604	1,8
	Total cianobactérias	143313	100,0
29/4/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	11760	10,7
	<i>Chroococcus sp.</i>	1440	1,3
	<i>Microcystis sp</i>	69760	63,3
	<i>Merismopedia sp.</i>	480	0,4
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	10800	9,8
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	16000	14,5
	Total cianobactérias	110240	100,0
15/5/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	1218	3,3
	<i>Microcystis sp</i>	29464	79,0
	<i>Merismopedia sp.</i>	1392	3,7
	<i>Aphanocapsa elachista</i>	5220	14,0
	Total cianobactérias	37294	100,0

Tabela C.1 – Densidades observadas e espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continuação)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
20/5/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	4872	13,4
	<i>Microcystis sp</i>	29522	80,9
	<i>Merismopedia sp.</i>	2088	5,7
	Total cianobactérias	36482	100,0
27/5/2009	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	6960	26,9
	<i>Synechococcus sp.</i>	2900	11,2
	<i>Chroococcus minutus</i>	696	2,7
	<i>Microcystis sp</i>	8584	33,2
	<i>Pseudoanabaena</i>	6728	26,0
	Total cianobactérias	25868	100,0
3/6/2009	<i>Microcystis sp</i>	10560	76,9
	<i>Synechococcus sp.</i>	3168	23,1
	Total cianobactérias	13728	100,0
10/6/2009	<i>Microcystis sp</i>	29160	69,7
	<i>Synechococcus sp.</i>	810	1,9
	<i>Chroococcus sp.</i>	1944	4,6
	<i>Microcystis sp</i>	8640	20,6
	<i>Chroococcus minutus</i>	1296	3,1
	Total cianobactérias	41850	100,0
17/6/2009	<i>Aphanizomenon</i>	3480	10,6
	<i>Microcystis sp</i>	29348	89,4
	Total cianobactérias	32828	100,0
2/7/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	5355	33,9
	<i>Microcystis sp</i>	3060	19,4
	<i>Chroococcus sp</i>	7395	46,8
	Total cianobactérias	15810	100,0
8/7/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	4116	10,6
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	5684	14,6
	<i>Chroococcus sp</i>	6811	17,5
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	9800	25,2
	<i>Coelomorom sp.</i>	4900	12,6
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	5880	15,1
	<i>Merismopedia sp.</i>	1764	4,5
	Total cianobactérias	38955	100,0

Tabela C.1 – Densidades observadas e espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continuação)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
15/7/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	4158	10,1
	<i>Chroococcus sp</i>	4323	10,5
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	10560	25,5
	<i>Coelomorom sp.</i>	5280	12,8
	<i>Planktothrix aghardii</i>	15840	38,3
	<i>Chroococcus minutus</i>	1188	2,9
	Total cianobactérias	41349	100,0
21/7/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	10710	28,7
	<i>Chroococcus sp</i>	2380	6,4
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	8160	21,9
	<i>Coelomorom sp.</i>	4080	10,9
	<i>Microcystis sp.</i> (células soltas)	4522	12,1
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	6120	16,4
	<i>Chroococcus minutus</i>	1360	3,6
Total cianobactérias	37332	100,0	
22/7/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	3654	7,4
	<i>Chroococcus sp</i>	3190	6,5
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	11600	23,6
	<i>Microcystis sp.</i> (células soltas)	8352	17,0
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	13920	28,3
	<i>Pseudoanabaena</i>	8410	17,1
Total cianobactérias	49126	100,0	
18/8/2009	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	11160	22,6
	<i>Microcystis</i> (células soltas)	8618	17,5
	<i>Coelomorom sp.</i>	9920	20,1
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	14880	30,2
	<i>Chroococcus minutus</i>	4712	9,6
Total cianobactérias	49290	100,0	
19/8/2009	<i>Pseudoanabaena sp</i>	6728	12,4
	<i>Microcystis</i> (células soltas)	8700	16,1
	<i>Microcystis sp</i>	20880	38,6
	<i>Chroococcus sp</i> colonia	5104	9,4
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9744	18,0
	<i>Chroococcus sp</i>	2900	5,4
Total cianobactérias	54056	100,0	

Tabela C.1 – Densidades observadas e espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continuação)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
27/8/2009	<i>Pseudoanabaena sp</i>	22736	19,2
	<i>Microcystis</i> (células soltas)	7007	5,9
	<i>Microcystis</i>	35280	29,8
	<i>Sphaerocavum sp</i>	14700	12,4
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	6174	5,2
	<i>Anabaena cf planctonica</i>	8820	7,5
	<i>Coelomorom sp.</i>	7840	6,6
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	14700	12,4
	<i>Chroococcus sp</i>	980	0,8
	Total cianobactérias	118237	100,0
8/9/2009	<i>Chroococcus</i>	7344	28,1
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9072	34,7
	<i>Merismopedia sp.</i>	3240	12,4
	<i>Anabaena</i>	6480	24,8
	Total cianobactérias	26136	100,0
15/9/2009	<i>Chroococcus sp</i>	7236	14,5
	<i>Coelomorom sp.</i>	6480	13,0
	<i>Microcystis</i> (células soltas)	5400	10,8
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	21600	43,4
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9072	18,2
Total cianobactérias	49788	100,0	
29/9/2009	<i>Chroococcus sp</i>	8700	36,3
	<i>Coelomorom sp.</i>	6960	29,1
	<i>Pseudoanabaena sp</i>	5046	21,1
	<i>Anabaena circinalis</i>	3248	13,6
	Total cianobactérias	23954	100,0
7/10/2009	<i>Chroococcus sp</i>	8910	8,4
	<i>Anabaena circinalis</i>	13608	12,9
	<i>Microcystis sp.</i>	64800	61,3
	<i>Radiocystis sp</i>	2160	2,0
	<i>Coelomorom sp.</i>	16200	15,3
Total cianobactérias	105678	100,0	

Tabela C.1 – Densidades observadas e espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (**conclusão**)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
15/10/2009	<i>Chroococcus sp</i>	9796	10,4
	<i>Anabaena circinalis</i>	48608	51,4
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	17360	18,3
	<i>Snowella sp</i>	3720	3,9
	<i>Eucapsis sp</i>	3968	4,2
	<i>Coelomorom sp.</i>	11160	11,8
	Total cianobactérias	94612	100,0
20/10/2009	<i>Chroococcus sp</i>	7884	10,1
	<i>Anabaena circinalis</i>	25704	33,0
	<i>Pseudoanabaena</i>	14094	18,1
	<i>Microcystis sp</i>	19440	24,9
	<i>Coelomorom sp.</i>	10800	13,9
	Total cianobactérias	77922	100,0
4/11/2009	<i>Coelomorom sp.</i>	21600	31,6
	<i>Anabaena circinalis</i>	3024	4,4
	<i>Pseudoanabaena</i>	6264	9,2
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	25920	37,9
	<i>Snowella sp.</i>	1620	2,4
	<i>Limmnothrix sp.</i>	2160	3,2
	<i>Chroococcus sp</i>	7776	11,4
Total cianobactérias	68364	100,0	
16/11/2009	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	16240	43,1
	<i>Coelomorom sp.</i>	8120	21,5
	<i>Spirulina sp</i>	4408	11,7
	<i>Chroococcus sp</i>	8932	23,7
	Total cianobactérias	37700	100,0
12/1/2010	<i>Coelomorom sp.</i>	9240	32,7
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	4960	17,5
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	5394	19,1
	<i>Chroococcus sp</i>	8680	30,7
	Total cianobactérias	28274	100,0
26/1/2010	<i>Coelomorom sp.</i>	7040	29,4
	<i>Anabaena cf planctonica</i>	10560	44,0
	<i>Chroococcus sp</i>	6380	26,6
	Total cianobactérias	23980	100,0

Tabela C.2 – Espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continua)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
6/10/2007	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	500.774	89,8
	Total cianobactérias	557.414	
11/10/2007	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	544.679	95,1
	Total cianobactérias	572.496	
19/10/2007	<i>C. raciborskii</i> , <i>C. curvata</i>	150.800	68,1
	<i>Microcystis</i> s.	38.525	17,4
	Total cianobactérias	221.125	
8/11/2007	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	593.510	95,9
	Total cianobactérias	618.701	
8/11/2007	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	716.643	92,4
	Total cianobactérias	775.174	
15/11/2007	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	592.738	91,6
	Total cianobactérias	647.192	
15/11/2007	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	516.230	97,7
	Total cianobactérias	528.288	
11/1/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	224.532	87,0
	Total cianobactérias	258.060	
26/2/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	347.424	96,5
	Total cianobactérias	360.096	
6/3/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	98.280	84,2
	Total cianobactérias	116.766	
13/3/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	426.174	88,8
	Total cianobactérias	479.828	
3/4/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	254.163	74,7
	<i>Microcystis</i> cf. sp.	75.335	22,1
	Total cianobactérias	340.366	
9/4/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	93.240	63,6
	<i>Microcystis</i> cf. sp.	46.620	31,8
	Total cianobactérias	146.520	
17/4/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	10.773	12,8
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	11.286	13,4
	<i>Microcystis</i> cf. sp.	32.490	38,5
	<i>Pseudonabaena</i> sp.	24.795	29,4
	Total cianobactérias	84.474	
24/4/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9.324	11,0
	<i>Microcystis</i> cf. sp.	47.730	56,4
	<i>Pseudonabaena</i> sp.	25.752	30,4
	Total cianobactérias	84.582	

Tabela C.2 – Espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continuação)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
8/5/2008	<i>Microcystis cf. panniformis</i>	132.165	82,4
	Total cianobactérias	160.378	
15/5/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	613.800	99,1
	Total cianobactérias	619.194	
27/5/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	662.400	99,2
	Total cianobactérias	667.744	
11/6/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	328.320	98,8
	Total cianobactérias	332.256	
20/6/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	202.230	95,3
	Total cianobactérias	212.310	
26/6/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	247.500	99,1
	Total cianobactérias	249.800	
2/7/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	32.130	94,1
	Total cianobactérias	34.146	
9/7/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	14.590	40,6
	<i>Microcystis cf. panniformis</i>	17.604	49,0
	Total cianobactérias	35.937	
29/7/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	66.960	72,4
	<i>Chroococcus minutus</i>	23.622	25,5
	Total cianobactérias	92.535	
20/8/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	6.390	22,2
	<i>Chroococcus sp1.</i>	10.863	37,7
	<i>Anabaena cf. planctonica</i>	4.118	14,3
	<i>Anabaena cf. circinalis</i>	7.455	25,9
	Total cianobactérias	28.826	
27/8/2008	<i>Microcystis cf. sp.</i>	23.580	36,9
	<i>Chroococcus sp1.</i>	17.816	27,9
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	7.860	12,3
	<i>Anabaena cf. circinalis</i>	8.253	12,9
	Total cianobactérias	63.928	
3/9/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	22.792	36,8
	<i>Planktothrix aghardii</i>	18.944	30,6
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	6.512	10,5
	Total cianobactérias	61.864	
10/9/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9.114	40,1
	<i>Chroococcus sp1.</i>	9.610	42,2
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	2.728	12,0
	Total cianobactérias	22.754	

Tabela C.2 – Espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continuação)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
13/9/2008	<i>Chroococcus</i> sp1.	10.824	56,4
	<i>Anabaena</i> cf. <i>circinalis</i>	6.930	36,1
	Total cianobactérias		19.206
18/9/2008	<i>Chroococcus</i> sp1.	8.694	34,8
	<i>Geitlerinema</i> cf. <i>unigranulatum</i>	2.760	11,0
	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>raciborskii</i>	13.524	54,1
	Total cianobactérias		24.978
24/9/2008	<i>Chroococcus</i> sp1.	21.353	41,2
	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>raciborskii</i>	19.257	37,1
	<i>Aphanocapsa</i> <i>delicatissima</i>	8.646	16,7
	Total cianobactérias		51.876
1/10/2008	<i>Chroococcus</i> sp1.	6.860	16,9
	<i>Planktothrix</i> <i>agardii</i>	6.272	15,5
	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>raciborskii</i>	17.493	43,2
	<i>Anabaena</i> sp.	5.684	14,0
	Total cianobactérias		40.523
7/10/2008	<i>Chroococcus</i> sp1.	6.958	30,5
	<i>Geitlerinema</i> cf. <i>unigranulatum</i>	4.410	19,3
	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>raciborskii</i>	7.203	31,5
	<i>Anabaena</i> sp.	4.263	18,7
	Total cianobactérias		22.834
16/10/2008	<i>Chroococcus</i> sp1.	59.940	54,7
	<i>Anabaena</i> sp.	25.752	23,5
	<i>Aphanocapsa</i> <i>delicatissima</i>	14.652	13,4
	Total cianobactérias		109.668
22/10/2008	<i>Chroococcus</i> sp1.	22.496	40,2
	<i>Geitlerinema</i> cf. <i>unigranulatum</i>	8.880	15,9
	<i>Aphanocapsa</i> <i>delicatissima</i>	9.768	17,5
	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>raciborskii</i>	6.216	11,1
	<i>Pseudonabaena</i> sp.	8.584	15,3
	Total cianobactérias		55.944
29/10/2008	<i>Chroococcus</i> sp1.	18.733	12,3
	<i>Geitlerinema</i> cf. <i>unigranulatum</i>	23.580	15,5
	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>raciborskii</i>	16.506	10,9
	<i>Anabaena</i> sp.	83.578	55,0
	Total cianobactérias		151.829

Tabela C.2 – Espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (**continuação**)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
13/11/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	22.200	11,5
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	35.520	18,3
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	68.376	35,3
	<i>Anabaena sp.</i>	20.276	10,5
	<i>Pseudonabaena sp.</i>	21.460	11,1
	Total cianobactérias		193.584
20/11/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	13.561	17,9
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	31.311	41,3
	<i>Anabaena sp.</i>	8.236	10,9
	<i>Pseudonabaena sp.</i>	22.649	29,9
	Total cianobactérias		75.757
28/11/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	39.220	23,2
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	38.850	23,0
	<i>Anabaena sp.</i>	27.750	16,4
	<i>Pseudonabaena sp.</i>	48.285	28,6
	Total cianobactérias		168.905
5/12/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	16.464	26,8
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	22.932	37,4
	<i>Anabaena sp.</i>	7.308	11,9
	<i>Pseudonabaena sp.</i>	14.616	23,8
	Total cianobactérias		61.320
5/12/2008	<i>Chroococcus sp1.</i>	53.846	26,5
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	46.683	23,0
	<i>Chroococcus sp.</i>	66.690	32,8
	<i>Pseudonabaena sp.</i>	35.815	17,6
	Total cianobactérias		203.034
10/12/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	14.616	16,2
	<i>Pseudonabaena sp.</i>	10.092	11,2
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	41.760	46,2
	Total cianobactérias		90.422
18/12/2008	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	191.520	85,5
	Total cianobactérias		224.112
8/1/2009	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	88.920	86,4
	Total cianobactérias		102.960
29/1/2009	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	13.000	45,2
	<i>Merismopedia sp.</i>	4.800	16,7
	<i>Pseudonabaena sp.</i>	2.900	10,1
	Total cianobactérias		28.750

Tabela C.2 – Espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (**continuação**)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
5/2/2009	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	86.400	91,7
	Total cianobactérias	94.260	
10/2/2009	<i>Microcystis sp.</i>	254.610	88,8
	Total cianobactérias	286.764	
18/2/2009	<i>Microcystis sp.</i>	13.680	49,8
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	4.080	14,9
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	7.680	28,0
	Total cianobactérias	27.456	
26/2/2009	<i>Merismopedia sp.</i>	33.384	54,4
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	18.720	30,5
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9.282	15,1
	Total cianobactérias	61.386	
18/3/2009	<i>Chroococcus minutus</i>	39.520	37,0
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	63.336	59,2
	<i>Pseudoanabaena sp</i>	12.064	11,3
	Total cianobactérias	106.912	
5/3/2009	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	6.510	16,7
	<i>Chroococcus minutus</i>	7.006	17,9
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	16.275	41,6
	<i>Pseudoanabaena sp</i>	8.990	23,0
	Total cianobactérias	39.091	
11/3/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	12.369	9,3
	<i>Pseudoanabaena sp</i>	99.789	74,8
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	14.880	11,2
	Total cianobactérias	133.424	
18/3/2009	<i>Chroococcus minutus</i>	39.520	37,0
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	63.336	59,2
	<i>Pseudoanabaena sp</i>	12.064	11,3
	Total cianobactérias	106.912	
25/3/2009	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	6510	12,6
	<i>Chroococcus minutus</i>	7006	13,6
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	16275	31,5
	<i>Pseudoanabaena sp</i>	8990	17,4
	<i>Anabaena cf planctonica</i>	12586	24,4
	Total cianobactérias	51677	

Tabela C.2 – Espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continuação)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
15/4/2009	<i>Pseudoanabaena sp</i>	99.789	69,6
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	14.880	10,4
	Total cianobactérias	143.313	
29/4/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	11.760	10,7
	<i>Microcystis sp</i>	64.800	58,8
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	10.800	9,8
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	16.000	14,5
	Total cianobactérias	110.240	
15/5/2009	<i>Microcystis sp</i>	29.464	79,0
	<i>Aphanocapsa elachista</i>	5.220	14,0
	Total cianobactérias	37.294	
20/5/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	4.872	13,4
	<i>Microcystis sp</i>	29.522	80,9
	Total cianobactérias	36.482	
27/5/2009	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	6.960	26,9
	<i>Synechococcus sp.</i>	2.900	11,2
	<i>Microcystis sp</i>	8.584	33,2
	<i>Pseudoanabaena</i>	6.728	26,0
	Total cianobactérias	25.868	
3/6/2009	<i>Microcystis sp</i>	10.560	76,9
	<i>Synechococcus sp.</i>	3.168	23,1
	Total cianobactérias	13.728	
10/6/2009	<i>Microcystis sp</i>	37.800	90,3
	Total cianobactérias	41.850	
17/6/2009	<i>Aphanizomenon</i>	3.480	10,6
	<i>Microcystis sp</i>	29.348	89,4
	Total cianobactérias	32.828	
2/7/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	5.355	33,9
	<i>Microcystis sp</i>	3.060	19,4
	<i>Chroococcus sp</i>	7.395	46,8
	Total cianobactérias	15.810	

Tabela C.2 – Espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continuação)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
8/7/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	4.116	10,6
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	5.684	14,6
	<i>Chroococcus sp</i>	6.811	17,5
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	9.800	25,2
	<i>Coelomorom sp.</i>	4.900	12,6
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	5.880	15,1
	Total cianobactérias	38.955	
15/7/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	4.158	10,1
	<i>Chroococcus sp</i>	4.323	10,5
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	10.560	25,5
	<i>Coelomorom sp.</i>	5.280	12,8
	<i>Planktothrix aghardii</i>	15.840	38,3
	Total cianobactérias	41.349	
21/7/2009	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	10.710	28,7
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	8.160	21,9
	<i>Coelomorom sp.</i>	4.080	10,9
	<i>Microcystis sp. (células soltas)</i>	4.522	12,1
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	6.120	16,4
	Total cianobactérias	37.332	
22/7/2009	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	11.600	23,6
	<i>Microcystis sp. (células soltas)</i>	8.352	17,0
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	13.920	28,3
	<i>Pseudoanabaena</i>	8.410	17,1
	Total cianobactérias	49.126	
18/8/2009	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	11.160	22,6
	<i>Microcystis (células soltas)</i>	8.618	17,5
	<i>Coelomorom sp.</i>	9.920	20,1
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	14.880	30,2
	Total cianobactérias	49.290	
19/8/2009	<i>Pseudoanabaena sp</i>	6.728	12,4
	<i>Microcystis (células soltas)</i>	8.700	16,1
	<i>Microcystis sp</i>	20.880	38,6
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9.744	18,0
	Total cianobactérias	54.056	

Tabela C.2 – Espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (continuação)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
27/8/2009	<i>Pseudoanabaena sp</i>	22.736	19,2
	<i>Microcystis</i>	35.280	29,8
	<i>Sphaerocavum sp</i>	14.700	12,4
	<i>Geitlerinema cf. unigranulatum</i>	14.700	12,4
	Total cianobactérias	118.237	
8/9/2009	<i>Chroococcus</i>	7.344	28,1
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9.072	34,7
	<i>Merismopedia sp.</i>	3.240	12,4
	<i>Anabaena</i>	6.480	24,8
	Total cianobactérias	26.136	
15/9/2009	<i>Chroococcus sp</i>	7.236	14,5
	<i>Coelomorom sp.</i>	6.480	13,0
	<i>Microcystis</i> (células soltas)	5.400	10,8
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	21.600	43,4
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9.072	18,2
Total cianobactérias	49.788		
29/9/2009	<i>Chroococcus sp</i>	8.700	36,3
	<i>Coelomorom sp.</i>	6.960	29,1
	<i>Pseudonabaena sp</i>	5.046	21,1
	<i>Anabaena circinalis</i>	3.248	13,6
	Total cianobactérias	23.954	
7/10/2009	<i>Chroococcus sp</i>	8.910	8,4
	<i>Anabaena circinalis</i>	13.608	12,9
	<i>Microcystis sp.</i>	64.800	61,3
	<i>Radiocystis sp</i>	2.160	2,0
	<i>Coelomorom sp.</i>	16.200	15,3
Total cianobactérias	105.678		
15/10/2009	<i>Chroococcus sp</i>	9.796	10,4
	<i>Anabaena circinalis</i>	48.608	51,4
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	17.360	18,3
	<i>Coelomorom sp.</i>	11.160	11,8
	Total cianobactérias	94.612	

Tabela C.2 – Espécies dominantes de cianobactérias no Açude Gargalheiras, Acari/RN, nos anos de 2007, 2008, 2009 (**conclusão**)

Data coleta	Táxons Identificados	Células.mL ⁻¹	Densidade relativa (%)
20/10/2009	<i>Chroococcus sp</i>	7.884	10,1
	<i>Anabaena circinalis</i>	25.704	33,0
	<i>Pseudoanabaena</i>	14.094	18,1
	<i>Microcystis sp</i>	19.440	24,9
	<i>Coelomorom sp.</i>	10.800	13,9
	Total cianobactérias	77.922	
4/11/2009	<i>Coelomorom sp.</i>	21.600	31,6
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	25.920	37,9
	<i>Chroococcus sp</i>	7.776	11,4
	Total cianobactérias	68.364	
16/11/2009	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	16.240	43,1
	<i>Coelomorom sp.</i>	8.120	21,5
	<i>Spirulina sp</i>	4.408	11,7
	<i>Chroococcus sp</i>	8.932	23,7
	Total cianobactérias	37.700	
12/1/2010	<i>Coelomorom sp.</i>	9.240	32,7
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	4.960	17,5
	<i>Pseudoanabaena sp.</i>	5.394	19,1
	<i>Chroococcus sp</i>	8.680	30,7
	Total cianobactérias	28.274	
26/1/2010	<i>Coelomorom sp.</i>	7.040	29,4
	<i>Anabaena cf planctonica</i>	10.560	44,0
	<i>Chroococcus sp</i>	6.380	26,6
	Total cianobactérias	23.980	

APÊNDICE D. PERDAS DE CARGA LAMINARES E TURBULENTAS

As tabelas D.1 a D.9 apresentam dados relativos à variação de perdas de carga nas camadas suporte e filtrantes dos pré-filtros, filtros rápidos e colunas de adsorção durante os ensaios das fases 02, 03 e 04 na IP-DF.

Tabela D.1 – Perdas de carga total nas camadas filtrantes e suportes dos pré-filtros, ensaios sem DFI (DFI0), fase 02.

Ensaio	TF (m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹)	Duração carreira (h)	Perdas de carga (cm)			
			FAP1	FAP2	FAP3	FAP4
E03	80	0,5	0,8	3,8	3,2	3,4
		3,0	1,4	5,0	8,1	8,1
		6,0	2,2	6,0	8,9	11,4
		9,0	4,4	9,5	7,8	9,0
		12,0	2,8	6,7	15,3	16,1
		15,0	6,9	14,0	15,7	15,7
		18,0	3,9	15,3	15,8	15,8
		21,0	9,7	18,6	19,5	19,4
		23,0	9,7	21,4	19,5	20,2
E04	120	0,0	4,0	5,2	7,5	5,6
		3,0	3,0	11,7	7,2	7,1
		6,0	5,0	18,8	11,6	8,4
		9,0	7,8	23,0	16,2	12,3
		12,0	7,8	15,1	7,8	19,5
		15,0	9,0	13,4	9,6	21,9
		18,0	15,9	18,5	15,0	33,2
		21,0	18,3	25,3	26,0	38,6
E05	160	0,0	3,6	5,1	8,6	15,0
		3,0	5,9	11,4	19,5	29,4
		6,0	7,5	15,9	27,5	34,5
		9,0	10,6	18,7	39,5	46,4
		12,0	13,5	26,5	55,9	62,1
		15,0	19,2	40,5	64,7	76,6
		18,0	23,2	49,0	76,7	91,1
		21,0	27,5	54,3	85,1	102,6
E06	200	0,5	8,9	10,6	13,3	33,1
		3,0	15,9	20,2	30,8	45,9
		6,0	21,3	29,9	52,3	75,9
		9,0	29,0	46,9	66,4	108,2
		12,0	61,9	59,9	96,9	127,8

Tabela D.2 – Perdas de carga total nas camadas filtrantes e suportes dos pré-filtros, ensaios com DFI a cada 3 horas (DFI3), fase 02.

Ensaio	TF (m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹)	Duração carreira (h)	Perdas de carga (cm)			
			FAP1	FAP2	FAP3	FAP4
E15	80	0,0	3,7	5,5	8,8	16,8
		3,0	4,0	3,5	9,0	15,0
		6,0	4,9	3,1	7,3	13,2
		9,0	3,3	3,1	7,3	12,0
		12,0	6,1	3,0	6,0	11,4
		15,0	4,0	3,2	5,9	9,3
		18,0	3,4	4,2	8,0	13,4
		21,0	4,8	4,2	9,3	15,9
E12	120	0,0	7,2	7,3	17,1	13,0
		3,0	10,3	11,1	25,9	23,0
		6,0	11,4	13,6	25,0	22,0
		9,0	8,0	11,8	19,3	23,3
		12,0	8,0	11,5	16,4	23,6
		15,0	5,2	20,4	18,0	15,9
		18,0	9,0	6,0	21,5	21,0
		21,0	11,5	5,2	11,3	26,7
E13	160	0,0	8,0	16,4	18,5	32,9
		3,0	14,7	23,4	23,0	46,5
		6,0	10,8	17,5	21,4	40,5
		9,0	10,5	13,6	19,0	37,5
		12,0	18,7	9,7	29,2	38,2
		15,0	12,4	12,1	18,5	33,8
E14	200	0,0	37,4	30,4	33,2	41,6
		3,0	14,9	22,2	38,7	46,0
		6,0	15,9	19,5	30,6	43,0
		9,0	14,5	19,1	29,0	40,3
		12,0	23,3	28,8	37,6	72,6
		15,0	44,8	27,4	40,0	46,0
		18,0	24,2	21,3	32,3	103,3

Tabela D.3 – Perdas de carga total nas camadas filtrantes dos pré-filtros, ensaios com DFI a cada 6 horas (DFI6), fase 02.

Ensaio	TF (m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹)	Duração carreira (h)	Perdas de carga (cm)			
			FAP1	FAP2	FAP3	FAP4
E16	80	0,0	3,5	3,5	9,8	15,3
		3,0	5,9	4,0	9,5	12,8
		6,0	4,8	4,6	9,0	15,3
		9,0	3,2	3,8	7,7	12,9
		12,0	3,7	5,6	14,5	19,9
		15,0	3,9	4,7	8,7	17,9
		18,0	3,7	4,8	10,0	26,9
		21,0	2,3	3,0	13,0	14,2
		24,0	8,1	4,1	6,8	17,7
E17	120	0,0	5,3	6,5	17,4	26,0
		3,0	4,5	12,8	12,1	14,6
		6,0	9,6	6,2	14,7	21,4
		9,0	4,6	4,5	12,2	17,4
		12,0	7,7	7,4	16,1	24,7
		15,0	5,5	4,4	13,7	19,4
		18,0	6,6	5,5	14,8	24,3
		21,0	4,9	7,1	7,7	16,8
		24,0	9,3	7,3	20,0	15,6
E18	160	0,0	9,2	11,0	24,2	27,4
		3,0	11,2	16,4	31,6	41,5
		6,0	15,2	26,0	39,9	61,0
		9,0	9,3	12,7	26,8	33,1
		12,0	13,1	28,1	45,7	59,6
		15,0	11,8	14,4	31,6	36,2
		18,0	14,8	25,2	38,6	61,9
		21,0	9,0	21,8	33,0	40,3
		24,0	12,9	27,5	44,5	68,3
E19	200	0,0	17,4	15,0	29,2	33,4
		3,0	17,2	21,6	37,4	46,6
		6,0	20,1	25,9	53,3	70,7
		9,0	17,0	27,1	37,9	46,9
		12,0	26,4	23,2	62,4	87,9
		15,0	13,5	15,9	47,4	48,8
		18,0	18,0	27,0	70,7	73,2
		21,0	15,6	16,5	33,9	44,8
		24,0	30,6	30,3	53,7	63,6
	24,5	15,1	9,0	24,2	33,5	

Tabela D.4 – Perdas de carga no fundo falso e camadas suporte e filtrante dos pré-filtros e filtros FRDA, ensaios com taxas de filtração de 80/107 m³.m⁻².dia⁻¹ (fase 03)

Ensaio	Filtro	DCF	Perda de carga (cm)						
			FF	C1	C2	C3	C4	FAP	FRDA
E34	FAP1	0,5	2,3	0,7	0,7	0,7	0,5	4,9	15,2
		3,0	2,7	0,7	0,7	0,8	0,7	5,6	24,5
		6,0	2,6	1,2	1,2	1,2	0,9	7,1	31,3
		9,0	3,5	1,3	1,3	1,3	1,3	8,7	49,1
		12,0	3,2	1,4	1,4	1,4	1,2	8,6	55,5
E35	FAP2	0,0	2,0	0,6	0,6	0,6	0,2	4,0	18,4
		3,0	2,0	1,5	1,5	1,5	1,0	7,5	20,0
		6,0	2,5	1,5	2,0	2,0	1,5	9,5	33,7
		9,0	3,2	2,1	2,1	2,1	2,0	11,5	34,7
		12,0	3,6	2,6	2,6	2,6	2,1	13,5	47,3
E36	FAP3	0,15	3,7	1,5	1,5	1,5	1,3	9,5	14,0
		3,0	5,6	3,0	2,8	2,8	2,6	16,8	21,4
		6,0	7,7	3,5	3,5	3,5	3,2	21,4	31,4
		9,0	7,5	3,5	3,5	3,5	3,5	21,5	42,0
		12,0	8,5	4,1	4,0	4,0	3,7	24,3	43,1
E37	FAP4	0,0	4,6	2,6	2,6	2,4	2,0	14,2	18,9
		3,0	5,0	3,5	3,7	3,7	2,8	18,7	19,2
		6,0	7,0	4,5	4,5	4,5	4,2	24,7	21,3
		9,0	8,1	5,6	5,6	5,4	3,6	28,3	28,7
		12,15	10,1	6,2	6,2	6,0	4,1	32,6	44,3

LEGENDA: DCF - duração da carreira de filtração (h); FF – fundo falso; C1 – camada 01 (fundo), 15 cm; C2 – camada 02, 15 cm; C3 – camada 03, 30 cm; C4 – camada 04 (topo), 60 cm; FAP – perda de carga total no filtro ascendente de pedregulho; FRDA – filtro rápido descendente de areia.

Tabela D.5 – Perdas de carga no fundo falso e camadas suporte e filtrante dos pré-filtros e filtros FRDA, ensaios com taxas de filtração de 120/158 m³.m⁻².dia⁻¹ (fase 03)

Ensaio	Filtro	DCF	Perda de carga (cm)						
			FF	C1	C2	C3	C4	FAP	FRDA
E30	FAP1	0,0	3,5	0,7	0,7	0,7	0,5	6,1	23,6
		3,0	4,4	1,2	1,2	1,2	1,0	9,0	36,0
		6,0	6,0	2,0	2,0	2,0	1,6	13,6	61,0
		9,0	6,6	2,0	2,0	2,0	1,7	14,3	73,9
		10,0	6,0	2,0	2,0	2,0	1,9	13,9	82,6
		12,0	6,5	1,5	2,0	2,0	1,6	13,6	91,4
E31	FAP2	0,0	2,5	1,0	1,0	1,0	0,6	6,1	23,7
		3,0	4,0	2,1	2,1	2,1	1,4	11,7	35,5
		6,0	5,2	3,3	3,3	3,3	2,3	17,4	48,0
		9,0	7,5	4,5	4,5	4,5	4,0	25,0	76,4
		12,0	7,5	4,5	4,5	4,5	4,0	25,0	81,4
E32	FAP3	0	4,9	2,4	2,4	2,4	2,3	14,4	23,2
		3	8,0	5,0	4,5	5,0	4,5	27,0	29,5
		6	10,0	6,0	5,5	5,5	5,5	32,5	48,5
		7	9,0	6,0	6,0	6,0	5,5	32,5	57,1
		10	11,5	7,5	7,5	7,5	6,5	40,5	68,5
		13,25	12,0	3,3	3,3	3,3	3,1	25,0	88,4
E33	FAP4	0,0	7,0	4,5	4,5	4,5	2,5	23,0	26,8
		3,0	10,0	5,5	5,5	5,5	3,3	29,8	27,1
		6,0	15,0	7,9	7,9	7,5	4,0	42,3	30,3
		9,0	14,5	8,0	8,0	8,0	3,5	42,0	43,3
		12,0	16,5	9,5	9,5	9,3	5,8	50,6	63,9

LEGENDA: DCF – duração da carreira de filtração (h); FF – fundo falso; C1 – camada 01 (fundo), 15 cm; C2 – camada 02, 15 cm; C3 – camada 03, 30 cm; C4 – camada 04 (topo), 60 cm; FAP – perda de carga total no filtro ascendente de pedregulho; FRDA – filtro rápido descendente de areia.

Tabela D.6 – Perdas de carga no fundo falso e camadas suporte e filtrante dos pré-filtros e filtros FRDA, ensaios com taxas de filtração de 160/211 m³.m⁻².dia⁻¹ (fase 03)

Ensaio	Filtro	DCF	Perda de carga (cm)						
			FF	C1	C2	C3	C4	FAP	FRDA
E26	FAP1	0,5	5,5	1,5	1,5	1,5	1,0	11,0	31,7
		3,0	7,6	1,6	1,6	1,6	1,4	13,8	48,4
		6,0	12,0	2,4	2,4	2,4	2,0	21,2	82,4
		8,0	17,9	2,3	2,3	2,3	1,9	26,7	104,0
		9,0	5,1	1,1	1,1	1,1	0,5	8,9	114,8
		12,0	6,2	1,7	1,7	1,7	1,2	12,5	139,0
E27	FAP2	0,0	4,6	1,5	1,5	1,5	1,3	9,4	36,5
		3,0	4,5	2,5	2,5	2,5	2,0	14,0	44,2
		6,0	7,3	4,0	4,0	4,0	3,6	22,9	80,2
		8,0	7,3	4,4	4,4	4,4	3,8	24,3	101,4
		9,0	5,0	2,0	2,0	2,0	1,5	12,5	116,3
		12,0	7,4	3,1	3,1	3,1	2,7	19,4	134,3
E28	FAP3	1,0	9,8	4,0	4,0	4,0	3,8	25,6	32,1
		3,0	13,3	5,7	5,3	5,3	5,1	34,7	45,7
		6,0	16,3	6,8	6,8	6,8	6,3	43,0	74,1
		10,0	9,4	4,9	4,9	4,8	4,4	28,4	90,3
		12,0	16,3	7,5	7,2	7,2	7,0	45,2	112,2
E29	FAP4	0,0	8,5	5,5	5,5	5,5	4,0	29,0	31,4
		3,0	14,2	8,7	8,7	8,7	6,2	46,5	48,3
		6,0	17,5	10,0	10,0	9,5	7,0	54,0	67,5
		9,0	14,5	8,0	8,0	8,0	6,0	44,5	93,2
		12,0	17,5	9,4	9,0	9,0	6,7	51,6	126,8

LEGENDA: DCF – duração da carreira de filtração (h); FF – fundo falso; C1 – camada 01 (fundo), 15 cm; C2 – camada 02, 15 cm; C3 – camada 03, 30 cm; C4 – camada 04 (topo), 60 cm; FAP – perda de carga total no filtro ascendente de pedregulho; FRDA – filtro rápido descendente de areia.

Tabela D.7 – Perdas de carga no fundo falso e camadas suporte e filtrante dos pré-filtros e filtros FRDA, ensaios com taxas de filtração de 200/267 m³.m⁻².dia⁻¹ (fase 03)

Ensaio	Filtro	DCF	Perda de carga (cm)						
			FF	C1	C2	C3	C4	FAP	FRDA
E22	FAP1	0,0	8,2	1,2	1,2	1,7	1,2	13,5	38,5
		3,0	10,9	2,5	2,5	2,5	2,0	20,4	57,5
		6,0	13,0	3,5	3,5	3,5	3,1	26,6	92,3
		9,0	9,0	1,7	1,7	1,7	1,4	15,5	121,8
E23	FAP2	0,0	6,3	1,5	1,5	1,5	1,5	12,3	40,7
		3,0	10,7	3,7	3,7	3,7	3,2	25,0	72,3
		6,0	12,0	4,5	4,5	4,5	3,5	29,0	96,3
		9,0	10,9	3,5	3,5	3,5	3,0	24,4	146,7
E24	FAP3	0,0	11,0	3,6	3,6	3,3	3,1	24,6	81,6
		3,0	13,5	5,5	5,3	5,3	4,8	34,4	94,8
		6,0	19,0	8,3	7,8	7,7	7,1	49,9	136,5
		8,5	11,0	4,5	4,5	4,3	3,8	28,1	159,0
E25	FAP4	0,0	11,0	5,5	5,4	5,0	4,0	30,9	38,8
		3,0	16,6	8,0	7,8	7,6	5,6	45,6	65,0
		6,0	21,5	10,2	10,2	10,0	7,3	59,2	91,2
		8,0	25,5	11,5	11,5	11,3	8,5	68,3	112,5
		9,0	13,0	7,0	7,0	6,8	4,2	38,0	121,9
		10,0	15,0	8,0	8,0	7,5	5,0	43,5	132,7
		11,0	17,8	9,6	9,5	9,5	6,5	52,9	148,8
		11,5	18,0	9,8	9,5	9,5	6,5	53,3	151,7
		12,0	18,0	10,0	9,5	9,5	7,0	54,0	145,5

LEGENDA: DCF – duração da carreira de filtração (h); FF – fundo falso; C1 – camada 01 (fundo), 15 cm; C2 – camada 02, 15 cm; C3 – camada 03, 30 cm; C4 – camada 04 (topo), 60 cm; FAP – perda de carga total no filtro ascendente de pedregulho; FRDA – filtro rápido descendente de areia.

Tabela D.8 – Perdas de carga no fundo falso e camadas suporte e filtrante do pré-filtro FAP4 e filtros FRDA, ensaios com pré e interoxidação e taxas de filtração de 160/211 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e 200/267 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (fase 04)

Ensaio	Unidade	TF	DCF	Perda de carga laminar (cm)						
				FF	C1	C2	C3	C4	FAP	FRDA
E41	POX/DF	160/211	0,5	14,5	5,0	5,0	4,8	3,8	33,1	30,6
			3,0	45,0	7,5	7,5	7,3	5,0	72,3	41,6
			6,0	71,5	13,0	13,0	12,7	8,6	118,8	64,2
			9,0	76,7	18,4	18,2	18,2	12,2	143,7	60,1
			12,15	96,2	20,2	20,2	19,7	13,4	169,7	78,3
E42	POX/DF	200/267	0,0	20,5	4,5	4,5	4,3	4,0	37,8	25,8
			3,0	80,0	9,0	10,0	9,8	7,0	115,8	35,2
			6,0	89,0	11,2	11,9	11,5	8,1	131,7	65,2
			9,0	103,6	16,5	16,5	16,1	11,4	164,1	80,0
			12,15	121,0	16,5	16,5	16,3	11,0	181,3	83,7
E43	POX/DF	200/267	0,0	12,4	6,5	6,5	6,5	5,0	36,9	33,1
			3,0	28,5	11,5	11,5	11,3	9,0	71,8	61,2
			6,0	53,8	12,5	12,5	12,3	12,7	103,8	67,9
			9,5	76,6	27,0	27,4	27,3	19,0	177,3	104,1
			12,0	92,5	30,5	30,5	30,0	21,0	204,5	128,4
E44	DF/IOX	200/267	0,0	16,3	8,0	8,0	7,8	6,2	46,3	35,8
			3,0	24,0	10,5	10,5	10,0	7,5	62,5	55,7
			6,0	36,5	13,0	13,0	12,8	9,0	84,3	83,9
			9,0	51,0	16,4	16,4	16,0	11,0	110,8	139,6
			11,75	59,5	16,0	16,0	15,7	11,0	118,2	173,3

LEGENDA: TF – taxa de filtração ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$); DCF – duração da carreira de filtração (h); FF – fundo falso; C1 – camada 01 (fundo), 15 cm; C2 – camada 02, 15 cm; C3 – camada 03, 30 cm; C4 – camada 04 (topo), 60 cm; FAP – perda de carga total no filtro ascendente de pedregulho; FRDA – filtro rápido descendente de areia.

Tabela D.9 – Perdas de carga no fundo falso e camadas suporte e filtrante do pré-filtro FAP4 e filtros FRDA, ensaios com pré e interoxidação e adsorção com CAP/CAG e taxas de filtração de 200/267 m³.m⁻².dia⁻¹ (fase 04).

Ensaio	Unidade	DCF	Perda de carga (cm)							
			FF	C1	C2	C3	C4	FAP	FRDA	FCAG
E47	POX/DF/CAG	0,0	35,5	5,7	5,7	5,5	4,0	56,4	39,3	25,0
		3,0	39,2	10,5	10,5	10,0	6,5	76,7	50,2	26,7
		6,0	42,0	12,5	12,0	12,0	8,5	87,0	111,7	37,5
		9,0	52,0	15,0	19,0	14,8	11,1	111,9	139,7	42,6
		12,0	67,0	13,2	13,2	12,0	9,0	114,4	163,7	43,5
E48	DF/IOX/CAG	0,0	19,5	6,9	6,9	6,5	5,0	44,8	37,6	20,0
		3,0	18,0	11,3	11,3	11,0	8,0	59,6	58,4	20,0
		6,0	72,0	15,1	15,5	15,0	11,0	128,6	102,4	18,0
		9,0	35,5	11,5	11,5	11,0	8,0	77,5	157,2	21,0
		12,0	83,0	16,0	16,0	15,0	11,0	141,0	219,3	22,8
E49	POX/CAP/DF	0,0	17,8	9,1	9,0	9,0	7,1	52,0	40,4	-
		3,15	81,0	15,0	15,0	14,5	10,5	136,0	53,0	-
		4,15	106,5	17,0	16,0	15,5	11,0	166,0	64,8	-
		6,0	40,5	10,0	10,0	9,5	7,0	77,0	73,8	-
		8,15	109,5	13,0	13,0	12,5	9,5	157,5	77,6	-
		9,0	15,0	7,4	7,0	7,0	5,4	41,8	80,7	-
		12,0	88,0	11,3	11,0	10,6	7,8	128,7	119,1	-
E50	CAP/DF/IOX	0,5	16,0	7,5	7,3	7,1	5,8	43,7	33,9	-
		3,0	86,0	12,5	12,5	12,0	9,0	132,0	49,3	-
		4,0	107,5	13,5	13,5	13,0	10,0	157,5	56,0	-
		6,0	28,0	10,0	10,0	9,5	7,0	64,5	77,3	-
		9,0	49,0	14,0	14,0	13,6	10,0	100,6	110,2	-
		9,5	51,0	15,0	14,7	14,0	10,5	105,2	124,4	-
		10,0	15,0	7,5	7,5	7,5	4,7	42,2	136,0	-
		12,0	21,5	10,0	10,0	9,5	7,0	58,0	141,7	-

LEGENDA: DCF – duração da carreira de filtração (h) ; FF – fundo falso; C1 – camada 01 (fundo), 15 cm; C2 – camada 02, 15 cm; C3 – camada 03, 30 cm; C4 – camada 04 (topo), 60 cm; FAP – perda de carga total no filtro ascendente de pedregulho; DF – dupla filtração com FAP e FRDA; FCAG – filtro de carvão ativado granulado.

ANEXO A. METODOLOGIA: QUANTIFICAÇÃO DE FORMAS DE CLORO¹⁰

A.1 INTRODUÇÃO

A.1.1 Efeitos da cloração

A cloração de águas de abastecimento e esgotos tem como finalidade principal a eliminação ou redução de microrganismos patogênicos. Um benefício secundário, notadamente no tratamento de água potável, é a melhoria geral da qualidade da água resultante da reação do cloro com a amônia, ferro, manganês, sulfeto e algumas substâncias orgânicas. No entanto, a cloração pode produzir efeitos adversos. O sabor e odor caudados pela presença de fenóis e outros compostos orgânicos presentes nas águas de abastecimento podem ser intensificados. Compostos orgânicos potencialmente cancerígenos, como clorofórmio pode ser formados por reações secundárias. O cloro combinado formado na reação com a amônia afeta negativamente a vida aquática. Para atingir plenamente o objetivo primário da cloração e para minimizar seus efeitos adversos, é essencial a utilização de procedimentos adequados de análise, associada ao conhecimento das limitações da determinação analítica.

A.1.2 Formas de cloro e reações

O cloro aplicado à água, na sua forma molecular ou iônica (hipoclorito) inicialmente sofre hidrólise para formar cloro livre constituído de solução aquosa de cloro molecular, ácido hipocloroso e íon hipoclorito. A proporção relativa destas formas de cloro livre depende do pH e temperatura da água. Para a maior parte de valores de pH de águas naturais, predominam ácido hipocloroso e íon hipoclorito.

O cloro livre reage prontamente com amônia e certos compostos nitrogenados para formar cloro combinado. Com a amônia o cloro reage para formar cloraminas: monoclaramina, dicloramina e tricloreto de nitrogênio ou tricloramina (NCl_3). A presença e concentrações destas formas combinadas dependem essencialmente do pH, temperatura, razão inicial cloro-nitrogênio, demanda absoluta de cloro e tempo de reação. Tanto cloro livre como combinado podem estar presentes simultaneamente. O cloro combinado em mananciais pode ter origem no tratamento de águas brutas contendo amônia ou pela adição de amônia ou sais de amônio.

¹⁰ Adaptação, condensação e tradução de APHA, AWWA, WEF (1999) *Método colorimétrico*

Efluentes de águas residuais cloradas, bem como certos efluentes industriais clorados, geralmente contêm apenas cloro combinado. Historicamente, o principal problema analítico tem sido fazer a distinção entre formas de cloro livre e combinado.

A.1.3 Seleção do Método

Em dois estudos distintos, mas relacionados, foram preparadas amostras e distribuídas aos laboratórios participantes para avaliar métodos de análise de cloro. Devido às baixas acurácia e precisão e ao elevado erro médio total nesses estudos, todos os métodos baseados na ortotolidina, exceto um, foram abandonados na 14ª edição de APHA, AWWA, WEF. O método da ortotolidina neutra estabilizada, muito utilizado, foi suprimido a partir de 15ª edição, devido à natureza tóxica do reagente indicador. O procedimento da leuco violeta cristalizada (LVC) foi abandonado a partir da 17ª edição, devido à sua relativa dificuldade e ausência de vantagens em relação aos demais métodos.

a. Águas Naturais e tratadas

Os métodos iodométricos I e II são adequados para medir concentrações de cloro total superiores a 1 mg/L, mas o ponto final dos métodos titulométrico/Iodométrico II e potenciométrico apresenta maior sensibilidade. Os métodos iodométricos em fase ácida sofrem interferências, geralmente na mesma proporção das quantidades de iodeto de potássio (KI) e ácido acrescentadas.

O método potenciométrico por titulação é um padrão usado como comparação para a determinação de cloro livre ou combinado com outros métodos. É pouco afetado por agentes oxidantes mais comuns, assim como por variações de temperatura, turbidez e cor. O método não é tão simples como os métodos colorimétricos e exige maior habilidade do laboratorista para obter confiabilidade dos resultados. Pode ocorrer perda de cloro devido a agitação excessiva de alguns equipamentos agitadores. São necessários eletrodos limpos e em boas condições para a detecção de pontos finais mais sensíveis.

Para a determinação de cloro total em concentrações inferiores a 0,2 mg/L foi acrescentado o método potenciométrico titulométrico de baixa concentração. Este método é recomendado somente quando a quantificação de baixos teores é necessária. As interferências são semelhantes às do método amperométrico. Os métodos DPD (titulométrico e colorimétrico) são operacionalmente mais simples para

a determinação de cloro livre do que a titulação amperométrica. São indicados para estimar mono e dicloraminas e frações combinadas. Altas concentrações de monoclорamina interferem na determinação de cloro livre, o que pode ser minimizado com adição de arsenito ou tioacetamida para inibir a reação. Além disso, os métodos DPD estão sujeitos a interferências por formas oxidadas de manganês que podem ser compensadas por uma prova em branco.

Na determinação de cloro livre ambos os métodos DPD e amperométrico não são afetados por concentrações de dicloramina no intervalo de 0 a 9 mg Cl₂/L. Tricloraminas podem reagir parcialmente como cloro livre nos métodos amperométrico, DPD e siringaldazina. Esta interferência não parece ser significativa no método DPD.

O teste de cloro livre siringaldazina (FACTS, do inglês free available chlorine test, siringaldazine) foi desenvolvido especificamente para medir cloro livre, não sendo afetado por concentrações significativas de monoclорamina, dicloramina, nitrato, nitrito e formas oxidadas de manganês.

A cor e turbidez das amostras podem interferir em todos os procedimentos colorimétricos.

Contaminantes orgânicos podem produzir falsos resultados de cloro livre na maioria dos métodos colorimétricos. Muitos agentes oxidantes fortes interferem na medição do consumo de cloro livre em todos os métodos. Essas interferências incluem bromo, dióxido de cloro, iodo, permanganato, peróxido de hidrogênio e ozônio. No entanto, formas reduzidas destes compostos – brometo, cloreto, iodeto, íon manganês e oxigênio, na ausência de outros oxidantes, não interferem. Os agentes redutores tais como compostos ferrosos, sulfeto de hidrogênio e matéria orgânica oxidável geralmente não interferem.

A.2. PRINCÍPIOS DOS MÉTODOS TITULOMÉTRICO E COLORIMÉTRICO

A.2.1 Método Iodométrico I

O cloro libera iodo livre a partir de soluções de iodeto de potássio (KI) em pH 8 ou inferior. O iodo liberado é titulado com solução padrão de tiosulfato de sódio (Na₂S₂O₃) e solução indicadora de amido. A titulação deve ser realizada em pH 3 ou 4 porque a reação não é estequiométrica em pH neutro, devido a oxidação parcial de tiosulfato de sulfato.

Formas oxidadas de manganês e outros agentes oxidantes podem interferir. Agentes redutores como sulfetos orgânicos também interferem. Embora a titulação em pH neutro minimize o efeito de interferência de íons de ferro e nitritos, a titulação em meio ácido é preferível, porque algumas formas de cloro combinado não reagem em pH 7. Use apenas ácido acético para a titulação; ácido sulfúrico (H_2SO_4) aumentará interferências e nunca utilizar ácido clorídrico (HCl).

A.2.2 Método Iodométrico II

Neste método, usado para águas residuárias, a indicação do ponto final de titulação é revertido pela titulação com padrão de Iodo ou Iodato da fração remanescente do agente padrão redutor (fenilarsina ou tiosulfato) que não reagiu, enquanto que o iodo liberado é titulado diretamente. Este procedimento torna-se necessário independentemente do método de detecção pelo ponto final de titulação, a fim de evitar contato do iodo liberado em elevada concentração com a amostra de água residuária em análise.

Quando se utiliza iodato como agente titulante final, recomenda-se o ácido fosfórico e não usar tampão de acetato.

Formas oxidadas de manganês e outros oxidantes resultam em interferências falso positivas. Agentes redutores como sulfetos orgânicos não interferem tanto quanto no método Iodométrico I. Para reduzir a interferência de ferro e nitritos reduzir pH até 4,0 e tamponar antes da adição de KI. Matéria orgânica em alta concentração pode causar incerteza do ponto final de titulação. Sempre que manganês, ferro e outras substâncias interferentes estiverem ausentes, pode-se reduzir incertezas e aumentar a precisão do método acidificando a amostra até pH 1,0. Controle a interferência de concentrações de nitrito acima de 0,2 mg/L com reagente duplo ácido fosfórico-ácido sulfâmico. Uma maior parcela de cloraminas orgânicas poderá reagir em pH baixo, juntamente com outros interferentes. Consultar

A.2.3 Método Titulométrico do DPD e SFA

Uma solução de N, N-dietil-p-fenilenodiamina (DPD) é utilizada como indicador na titulação com sulfato ferroso amoniacal (SFA). Quando a diferenciação das espécies de cloro não é necessária, o processo pode ser simplificado para medir apenas cloro combinado, cloro livre ou total.

Na ausência de íons iodeto, o cloro livre reage instantaneamente com o indicador DPD e produz uma coloração avermelhada. A adição subsequente de pequena

quantidade de íons iodeto (KI) age cataliticamente com monocloraminas para produzir cor. A adição de íons iodeto em excesso resulta em uma resposta rápida a partir de dicloraminas. Na presença de íons iodeto, uma parcela de tricloraminas ou tricloreto de nitrogênio (NCl_3) é convertida em dicloraminas e outra parcela converte-se para cloro livre. Um procedimento complementar com base na adição de íons iodeto antes da solução de DPD permite estimar a parcela de NCl_3 aparecendo como cloro livre.

Dióxido de cloro (ClO_2) aparece na proporção de 1/5 de sua concentração total como cloro livre. Uma resposta completa de dióxido de cloro, correspondente ao seu conteúdo total de cloro, pode ser obtida se a amostra for inicialmente acidificada na presença de íons iodeto e posteriormente levada para pH neutro, acrescentando íon bicarbonato. Bromo, bromoamina e iodo reagem com DPD e aparecem como cloro livre.

A adição de glicina antes da determinação de cloro livre converte cloro livre para formas não reativas, restando apenas resíduos remanescentes de bromo e iodo. A subtração destes residuais de cloro medido sem adição de glicina permite diferenciar cloro livre de bromo e iodo.

Controle de pH

Para resultados precisos um controle cuidadoso de pH é essencial. Em pH de 6,2 a 6,5, a cor vermelha produzida pode ser titulada até o ponto final tendendo para incolor. Titular imediatamente após a observação de cor vermelha em cada passo do procedimento. Baixos valores de pH na primeira etapa tendem a evidenciar monocloramina no estágio de cloro livre e dicloramina no estágio de monocloramina. Valores elevados de pH provocam alterações na cor da amostra devida ao oxigênio dissolvido.

Controle da temperatura

Em todos os métodos para diferenciação de cloro livre de cloraminas, temperaturas elevadas aumentam a tendência de reação de cloraminas e levam a um aumento aparente de resultados de cloro livre. Temperaturas mais elevadas também aumentam a descoloração. Conclua as medições rapidamente, especialmente em altas temperaturas.

A substância interferente mais importante que pode ser encontrada na água é óxido de manganês. Para corrigir, colocar 5 mL de solução tampão e 0,5 mL de solução de arsenito no balão de titulação. Acrescentar 100 mL de amostra e misturar. Adicionar

5 mL de solução indicadora DPD, misturar e titular com solução padrão de SFA até a cor vermelha tornar-se incolor. Subtraia a leitura obtida do valor resultante do procedimento normal para determinação de cloro livre ou a partir do resultado de cloro total obtido no processo simplificado. Se for utilizado reagente combinado em pó, adicionar primeiramente KI e arsenito de sódio na amostra, misturar e após adicionar o reagente combinado tampão-indicador DPD.

Como uma alternativa ao uso de arsenito de sódio pode-se utilizar uma solução de tioacetamida a 0,25%, adicionando 0,5 mL para 100 mL de amostra.

Interferência por cobre até cerca de 10 mg Cu/L é superada pelo EDTA incorporado no reagentes. EDTA melhora a estabilidade da solução indicadora DPD, pois retarda sua deterioração devido à oxidação e, no próprio teste, permite a supressão de erros devidos ao oxigênio dissolvido, impedindo catálise de traços de metais.

Cromato em excesso de 2 mg/L interfere com a determinação de ponto final. Adicionar cloreto de bário para impedir essa interferência através de precipitação.

Altas concentrações de cloro combinado podem romper para a fração de cloro livre. Se for necessário medir cloro livre na presença de mais de 0,5 mg/L de cloro combinado, utilize a modificação da Tioacetamida, pois caso contrário, ocorrerá um retardo no tempo de desenvolvimento da coloração e a interferência das monocloraminas será progressivamente maior. Adicionando solução de tioacetamida 0,25% (0,5 mL para 100 mL), imediatamente após a mistura com o reagente DPD na amostra em repouso mais reação com cloro combinado na medição de cloro livre. Prosseguir imediatamente com FAS titulação para obter cloro livre. Obter cloro total do procedimento normal, ou seja, sem tioacetamida.

Uma vez que altas concentrações de iodo são utilizados para medir cloro combinado e que apenas vestígios de iodeto aumentam significativamente as interferências de cloraminas em medições de cloro livre, tome cuidado para evitar contaminação por iodeto na lavagem entre amostras e utilize vidraria separada.

A concentração mínima detectável é de cerca de 18 $\mu\text{g Cl}_2/\text{L}$. Essa detecção limite é alcançável em condições ideais; em condições normais de trabalho os limites de detecção são normalmente mais elevados.

A.2.4 Método colorimétrico DPD

A versão colorimétrica baseia-se nos mesmos princípios do método DPD titulométrico. Em vez de titulação com padrão de sulfato ferroso amoniacal (SFA), utiliza-se um procedimento colorimétrico.

Compensar a cor e turbidez, utilizando a mesma amostra para zerar o equipamento. Minimizar a interferência de cromatos usando a correção de tioacetamida como branco.

A concentração mínima detectável é de aproximadamente 10 µg de Cl como Cl₂/L. Essa detecção limite é alcançável em condições ideais; em condições rotineiras de trabalho os limites de detecção são normalmente mais elevados.

A.3. AMOSTRAGEM, ARMAZENAMENTO E EQUIPAMENTOS

Cloro em solução aquosa não é estável, e seu teor em amostras ou soluções fracas, diminuirá rapidamente. A exposição ao sol, luz forte ou outra fonte de irradiação ou agitação irá acelerar a redução do cloro. Por isso, inicie as determinações de cloro imediatamente após a coleta, evitando luz excessiva e agitação. Não conservar amostras para serem analisadas para cloro.

Pode-se utilizar um dos seguintes equipamentos fotométricos:

- 1) Espectrofotômetro, para uso em um comprimento de onda de 515 nm e com caminho ótico de 1 cm ou superior.
- 2) Fotômetro de filtro, equipado com filtro que proporcione máxima transmitância na faixa de comprimentos de onda de 490 a 530 nm e com caminho ótico de 1 cm ou superior.

Utilize vidrarias separadas para o método, incluindo cubetas específicas do espectrofotômetro para medir cloro livre e combinado (dicloraminas), para evitar a contaminação por iodeto na medição de cloro livre.

A.4. REAGENTES

A.4.1. Solução tampão de fosfato

Dissolver 24 g de Na₂HPO₄ anidro e 46 g de KH₂PO₄ anidro em água destilada. Combinar com 100 mL de água destilada em que 800 mg de Etilenodiamina Tetracetato dissódico dihidratado (EDTA), foram dissolvidas. Diluir a 1 litro com água destilada e, opcionalmente, adicionar 20 mg de HgCl₂ ou 2 gotas de Tolueno para

impedir o crescimento de fungos. Interferência de traços de iodeto nos reagentes pode ser impedida pela adição opcional de 20 mg HgCl_2 na solução. (ATENÇÃO! HgCl_2 é tóxico. Tome cuidado para evitar a ingestão).

A.4.2. Solução indicadora N, N-dietil-p-fenilenodiamina (DPD)

Dissolver 1 g de oxalato DPD ou 1,5 g de sulfato DPD penta hidratado ou 1,1 g de sulfato anidro DPD em água destilada livre de demanda de cloro, contendo 8 mL de H_2SO_4 diluído 1+3 e 200 mg de EDTA dissódico. Completar até 1 L, armazenar em um frasco de vidro âmbar com rolha esmerilhada no escuro e descartar quando descolorido. Periodicamente cheque uma solução com branco e descarte quando a absorvância a 515 nm for superior a $0,002 \text{ cm}^{-1}$ (o tampão e o indicador sulfato DPD são disponíveis comercialmente como um reagente combinado estável em pó). ATENÇÃO: O oxalato é tóxico, ter cuidado e evitar a ingestão.

A.4.3. Solução titulante de sulfato ferroso amoniacal (SFA)

Dissolver 1,106 g $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ em água destilada contendo 1 mL de H_2SO_4 diluído 1+3 e completar para 1 L com água destilada recentemente fervida e resfriada. Esta solução pode ser utilizada durante 1 mês, e a titulação verificada por dicromato de potássio, adicionando 10 mL de H_2SO_4 diluído 1+5, 5 mL de H_3PO_4 concentrado e 2 mL de indicador difenilamina sulfonato de bário 0,1% para 100 mL de amostra de SFA e titular com dicromato de potássio para um ponto final violeta que deve persistir por 30 s. A solução titulante de SFA equivalente a 100 μg de Cl_2 como $\text{Cl}_2/1,00 \text{ mL}$ requer 20,00 mL de dicromato na titulação.

A.4.4. Cristais de iodeto de potássio, KI

A.4.5. Solução de iodeto de potássio

Dissolver 500 mg KI e diluir a 100 mL, com água destilada recentemente fervida e resfriada. Conservar num frasco de vidro âmbar de rolha esmerilhada, preferivelmente sob refrigeração. Descartar quando a solução torna-se amarela.

A.4.6. Solução de arsenito de sódio

Dissolver 5,0 g de NaAsO_2 em água destilada e diluir a 1 L.
(ATENÇÃO: Tóxico. Tome cuidado para evitar a ingestão.)

A.4.7. Solução de Tioacetamida

Dissolver 250 mg de tioacetamida (CH_3CSNH_2) em 100 mL de água destilada. (ATENÇÃO: Agente suspeito de câncer. Tome cuidado para evitar o contacto da pele ou ingestão.)

A.4.8. Água livre de demanda de cloro

Preparo

Adicionar um volume de solução de cloro suficiente para resultar em uma concentração de 5 mg/L de cloro livre em um volume estimado para consumo de água destilada ou deionizada de boa qualidade. Após 2 dias esta solução deverá conter pelo menos 2 mg/L de cloro livre. Caso contrário, descarte-a e produza uma água de melhor qualidade. Eliminar traços restantes de cloro livre, colocando o recipiente em ambiente para receber diretamente a luz solar ou uma lâmpada ultravioleta. Após várias horas tomar uma amostra, adicionar KI e medir o cloro total por método colorimétrico utilizando um tubo de Nessler para aumentar a sensibilidade. Não utilize a água antes que o último vestígio de cloro livre e combinado for removido.

Armazenamento

Água destilada comumente contém amônia e também pode conter agentes redutores. Armazenar água destilada ou deionizada de boa qualidade em um recipiente vedado no qual a coleta possa ser feita por gravidade. Na entrada de ar do recipiente adicionar uma armadilha de H_2SO_4 que consiste de um grande tubo de ensaio preenchido pela metade com H_2SO_4 1 + 1, ligado em série com um tubo de ensaio semelhante, mas vazio. Ajustar os dois tubos de ensaio com rolhas e inserir o tubo de entrada de ar próximo da parte inferior dos tubos e o tubo de saída perto do topo do tubo. Conecte o tubo de saída da armadilha contendo ácido sulfúrico ao recipiente de água destilada e ligue o tubo de admissão de ar ao tubo de ensaio vazio. O tubo de ensaio vazio irá impedir descargas para a atmosfera de ácido sulfúrico devido às mudanças de pressão induzida por variações de temperatura. Armazenada neste recipiente a água isenta de demanda de cloro é estável por várias semanas, a menos que ocorra crescimento bacteriano.

A.4.9. Solução padrão de tiosulfato de sódio (TSS), 0.1N

Dissolver 25 g $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ em 1 L de água destilada recentemente fervida e padronizar com bi-iodato de potássio ou dicromato de potássio após pelo menos 2 semanas de armazenamento. Esta primeira armazenagem é necessária para permitir a oxidação de qualquer íon bissulfito presente. Usar água destilada fervida e adicionar alguns mL de clorofórmio (CHCl_3) para minimizar a decomposição bacteriana. Padronizar a solução TSS 0,1 N por um dos seguintes métodos:

Método do Iodato

Dissolver 3,249 g de bi-iodato de potássio anidro, $\text{KH}(\text{IO}_3)_2$, de qualidade padrão primário ou 3,567 g de KIO_3 seco a 103 ± 2 °C por 1 h, em água destilada e diluir a 1000 mL para produzir uma solução a 0,1000 N. Armazene em frasco de rolha de vidro esmerilhado.

Para 80 mL de água destilada, adicionar, com agitação constante, 1 ml de H_2SO_4 concentrado, 10,00 mL da solução 0,1 N de bi iodato de potássio e 1 g de cristais de KI. Titular imediatamente com solução titulante 0,1 N de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ até que a cor amarela do iodo liberado torne-se quase incolor. Adicionar 1 ml de solução indicadora de amido e continuar a titulação até a cor azul desaparecer.

Método do Dicromato

Dissolver 4,904 g dicromato de potássio anidro, $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, padrão primário de qualidade, em água destilada e diluir a 1000 mL para produzir uma solução 0,1000 N. Armazene em um frasco de rolha de vidro esmerilhado.

Para 80 mL de água destilada, adicionar, com agitação constante, 1 ml de H_2SO_4 concentrado, 10,00 mL da solução 0,1000 N de dicromato de potássio e 1 g de cristais de KI. Deixar em repouso por 6 minutos no escuro. Titular com solução titulante 0,1 N de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ até que a cor amarela do iodo liberado torne-se quase incolor. Adicionar 1 ml de solução indicadora de amido e continuar a titulação até a cor azul desaparecer.

A.4.10. Solução titulante padrão de Tiosulfato de sódio (TSS), 0,01 N ou 0025 N

Melhorar a estabilidade da solução TSS 0,01 N ou 0025 N diluindo uma solução com idades compreendidas entre os 0,1 N, feito conforme indicado no item 9, com água destilada recentemente fervida. Adicionar 4 g de borato de sódio e 10 mg de iodeto de mercúrio para cada litro de solução. Para trabalhos precisos, padronizar essa

solução diariamente em conformidade com os métodos do Iodato ou do Dicromato, utilizando as soluções de Iodato 0,01 N ou 0,025 N ou de Dicromato. Utilizar volumes suficientes destas soluções padrão de modo que a sua diluição final não seja superior a 1 + 4. Para acelerar operações em que muitas amostras tenham que ser tituladas use modelo de bureta automática em que a borracha não entre em contato com a solução. As soluções titulantes padrão de 0,01 N e 0,025 N, são equivalentes respectivamente, a 354,5 µg e 886,3 µg de Cl como Cl₂/1,00 mL.

A.4.11. Solução indicadora de Amido

Adicionar um pouco de água fria a 5 g de amido (batata, araruta ou solúvel) e moer num almofariz até obter uma pasta fina. Despeje 1 L de água destilada em ebulição, agitar e deixar repousar durante a noite. Use o sobrenadante clarificado, desprezando o sedimentado. Preserve com 1,25 g de ácido salicílico, 4 g de cloreto de zinco ou uma combinação de 4 g de propionato de sódio e 2 g de azida de sódio para cada litro de solução indicadora de amido. Algumas soluções comerciais podem ser usadas satisfatoriamente.

A.4.12. Solução padrão de Iodo, 0,100 N

Dissolver 36 g KI em 250 mL de água livre de demanda de cloro. Adicionar 12,75 g de Iodo resublimado e agitar até completa dissolução. Diluir para 1000 mL em balão volumétrico. Armazenar em frasco de vidro âmbar com tampa esmerilhada em local fresco e na ausência de luz.

Alternativamente, preparar a solução de Iodo 0,100 N diretamente, como uma solução padrão, pesando 12,69 g de Iodo resublimado padrão primário. Como o Iodo pode ser volatilizado tanto na forma sólida como em solução, recomenda-se a transferência imediata das esferas sólidas para a solução de iodeto de potássio. Nunca deixe a solução armazenada em recipientes abertos por longos períodos.

A padronização da solução deve ser feita conforme procedimento abaixo.

Medir um volume adequado de solução de arsenito de sódio 0,1 N (de acordo com a bureta disponível, sendo recomendado de 20 a 25 mL, como forma de reduzir o consumo de reagentes) e coloque em um erlemeyer. Titule com a solução de Iodo 0,1 N, usando solução de amido como indicadora de mudança de coloração incolor para azul/esverdeado. Para obter resultados mais acurados, antes de atingir o ponto

final da titulação, adicione algumas gotas de HCl para liberar CO₂ até saturar a solução. Anote o volume gasto da solução de Iodo e calcule a normalidade.

$$\text{Normalidade Iodo} = N_{\text{arsenito}} * V_{\text{arsenito}} / V_{\text{iodo}}$$

Alternativamente, padronizar a solução de Iodo com solução de Tiosulfato de Sódio (Na₂S₂O₃), utilizando o método do Iodato, substituindo a solução titulante original de Iodato de Potássio pela de Iodo.

A.4.13. Solução titulante padrão de Iodo, 0,0282 N

Dissolver 25 g de KI em um pouco de água destilada em um balão volumétrico de 1 L, adicione um volume correto da solução padrão de Iodo, de acordo com o valor da Normalidade calculada na padronização, a fim de obter uma solução 0,0282 N, diluir para 1 L com água livre de demanda de cloro. Para procedimentos mais acurados, padronizar esta solução diariamente, de acordo com a metodologia descrita anteriormente para a solução a 0,1 N, usando 5 a 10 mL de solução de Arsenito ou Tiosulfato de Sódio. Armazenar em frasco âmbar, em local escuro; evitar expor a solução à luz solar direta e não utilizar materiais de borracha em contato com a solução.

A.4.14. Solução padrão de Arsenito, 0,1 N

Pesar com cuidado aproximadamente 4,95 de Trióxido de Arsênico (As₂O₃) em um frasco com tampa. Transferir para um balão volumétrico de 1 L e pesar novamente a massa de trióxido de arsênico. Não é necessário remover todo o conteúdo de óxido que poderá estar aderido nas paredes do frasco de pesagem, devido sua elevada característica higroscópica. Homogeneizar o óxido com água e 15 g de NaOH diluído em 100 mL de água destilada. Agitar levemente o conteúdo do balão para dissolver completamente. Diluir para 250 mL com água destilada e saturar com CO₂, convertendo todo o Hidróxido de Sódio para Carbonato de Sódio (NaHCO₃). Diluir para a marca de 1000 mL, tampar o balão e agitar vigorosamente. Esta solução preserva sua concentração por tempo indeterminado. (CUIDADO: Veneno potente. Agente suspeito de provocar cancerígeno)

A Normalidade da solução é calculada de acordo com a massa real de óxido pesada.

$$\text{Normalidade}_{\text{sol arsenito}} = \text{massa As}_2\text{O}_3 \text{ (g)}/49,455$$

A.5. PROCEDIMENTOS DE ANÁLISE

A calibração do equipamento fotométrico pode ser realizada com soluções de cloro ou de permanganato de potássio.

A.5.1 Calibração com soluções de Cloro

Preparar soluções padrão de cloro na faixa de 0,05 a 4 mg/L a partir de solução de cloro de aproximadamente 100 mg/L.

Padronização das soluções

Colocar 2 mL de ácido acético e 10 a 25 mL de água livre de demanda de cloro água em um balão. Adicionar cerca de 1 g KI. Adicionar no balão um volume adequado de solução de cloro. Ao escolher um volume conveniente, observar que 1 mL de solução titulante 0.025N de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ equivale a cerca de 0,9 mg de cloro. Titular com solução TSS ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$, 0.025N) até que a cor amarela do iodo quase desapareça. Adicionar 1 a 2 mL de solução indicadora de amido e continuar a titulação até o desaparecimento da cor azul.

Desenvolver a titulação da prova em branco, adicionando quantidades iguais de ácido acético, KI e indicador de amido em um volume de água livre de demanda de cloro livre correspondente à amostra utilizada para titulação. Seguir procedimentos indicados no item 3.

A concentração de cloro dos padrões pode ser calculada pela Equação A.1.

$$C = [(A \pm B) \times N \times 35,45] / V_a \quad (\text{Equação A. 1})$$

em que:

C = concentração de cloro (mg Cl_2 /mL)

A = volume gasto da solução titulante com a amostra (mL),

B = volume gasto da solução titulante com o branco (mL, positivo ou negativo, de acordo com a titulação)

N = concentração da solução titulante de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ (N)

V_a = volume de amostra utilizado na titulação (mL)

Usar água livre de demanda de cloro e recipientes de vidro para preparar esses padrões. O desenvolvimento de coloração é feito pela adição em balão volumétrico, inicialmente de 5 mL de tampão de fosfato e 5 mL de solução indicadora DPD e depois 100 mL do padrão de cloro seguido de agitação vigorosa. Encher a cubeta do fotômetro ou colorímetro e ler a absorbância em 515 nm. Retornar o conteúdo da cubeta para o balão e titular com solução SFA para checagem da concentração de cloro.

A.5.2 Calibração com soluções de Permanganato de Potássio

Preparar uma solução estoque dissolvendo 891 mg de KMnO_4 para 1000 mL de água isenta de demanda de cloro. Diluir 10 mL da solução estoque para 100 mL com água destilada em balão volumétrico. Uma solução preparada com 1 mL desta solução diluída em 100 mL de água destilada, desenvolve reação colorimétrica equivalente à reação de 1,0 mg Cl/L com solução indicadora de DPD. Preparar uma série de padrões de Permanganato na faixa equivalente de cloro de 0,05 a 4,0 mg/L. O desenvolvimento de coloração é feito pela adição em balão volumétrico, inicialmente de 5 mL de tampão de fosfato e 5 mL de solução indicadora DPD e depois 100 mL do padrão seguido de agitação vigorosa. Encher a cubeta do fotômetro ou colorímetro e ler a absorbância em 515 nm. Retornar o conteúdo da cubeta para o balão e titular com solução SFA como forma de verificar alguma absorção do permanganato pela água destilada.

Antes de proceder os cálculos, esteja de posse de todas as leituras para compará-las em relação à cor de padrões preparados ou curva de calibração.

A.5.3 Volume de amostra

Utilizar uma amostra com volume adequado ao fotômetro ou colorímetro. O procedimento é baseado em volumes de 10 mL; ajustar as quantidades de reagente proporcionalmente para outros volumes de amostra. Diluir amostras com água livre de demanda de cloro, quando o cloro total for superior a 4 mg/L.

A.5.4 Titulação do Branco

Corrigir o resultado da titulação da amostra pela determinação em branco contribuído por oxidação ou redução reagente impurezas. O branco também compensa a concentração de iodo vinculado ao amido no ponto final.

Tomar um volume de água correspondente à amostra utilizada para a titulação, adicionar 5 ml de ácido acético, 1 g KI e 1 mL de solução indicadora de amido. Realizar titulação em branco como em 5.4.1 ou 5.4.2, conforme o caso.

Se desenvolver cor azul, titular com solução 0,011N ou 0,025N de TSS ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) até o desaparecimento da cor azul e anotar o volume consumido (B). O valor do volume B é negativo.

Caso não ocorra a cor azul, titular com solução de iodo 0,025 N até aparecer uma cor azul. Retitular com solução 0,011N ou 0,025N de TSS ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) até o desaparecimento da cor azul e anotar o volume consumido (B). O valor do volume B é positivo.

Antes de calcular a concentração de cloro, subtrair a titulação do branco a partir da titulação da amostra, ou, se necessário, adicionar o valor líquido equivalente a titulação do branco.

A.6. CONCENTRAÇÕES DE CLORO RESIDUAL

A.6.1 Cloro livre

Colocar 0,5 mL de solução tampão de fosfato e 0,5 mL do reagente indicador DPD em uma cubeta de fotômetro. Adicionar 10 mL de amostra e misturar. Ler a absorbância ou o valor da leitura indicada no colorímetro ($\text{mg Cl}_2/\text{L}$) imediatamente (Leitura A).

A.6.2. Monocloramina

Continuar adicionando vários cristais de KI (cerca de 0,1 mg) e misturar. Se a concentração prevista de Dicloramina é elevada, em vez de pequenos cristais adicionar 0,1 ml (2 gotas) de solução de KI de preparação recente (0,1 g/100 mL). Ler a absorbância imediatamente ou o valor da leitura indicada no colorímetro ($\text{mg Cl}_2/\text{L}$) (Leitura B).

A.6.3. Dicloramina

Continuar adicionando vários cristais de KI (cerca de 0,1 g) e misturar até dissolver. Deixar em repouso por cerca de 2 minutos e ler a absorbância ou o valor da leitura indicada no colorímetro ($\text{mg Cl}_2/\text{L}$) (Leitura C).

A.6.4. Tricloreto de nitrogênio

Adicionar vários cristais de KI (cerca de 0,1 mg) em um tubo de ensaio limpo ou célula fotométrica. Adicionar 10 mL de amostra e misturar. Para um segundo tubo ou célula adicionar 0,5 mL de tampão e indicador DPD e misturar. Adicionar o conteúdo ao primeiro tubo ou célula e misturar. Ler a absorvância ou o valor da leitura indicada no colorímetro (mg Cl₂/L) imediatamente (Leitura N).

A.6.5. Correção do Cromato utilizando tioacetamida

Adicionar 0,5 mL de solução tioacetamida para 100 mL de amostra. Após a mistura, adicionar tampão de fosfato e reagente DPD. Ler a absorvância ou o valor da leitura indicada no colorímetro (mg Cl₂/L) imediatamente. Adicionar vários cristais de KI (cerca de 0,1 g) e misturar até dissolver. Deixar em repouso cerca de 2 minutos e ler a absorvância ou o valor da leitura indicada no colorímetro (mg Cl₂/L). Subtrair a primeira da segunda leitura a partir da leitura C e usar o valor obtido nos cálculos.

A.6.6. Procedimento simplificado para cloro total

Eliminar os passos 6.2 e 6.3 para obter mono e dicloraminas juntas como cloro combinado. Para obter cloro total em uma leitura, adicionar toda a quantidade de KI no início (0,3 g), com os volumes determinados de reagente tampão e indicador DPD. Ler a absorvância ou o valor da leitura indicada no colorímetro (mg Cl₂/L) após 2 minutos

A.6.7. Cálculos Finais

Os cálculos finais podem ser obtidos a partir das leituras de absorvância e de curvas de calibração elaboradas com os padrões temporários, com boa correlação entre os valores ($R^2 > 0,99$) ou das leituras diretas em fotocolorímetros devidamente calibrados, dadas em mgCl₂/L. A Tabela A.1 mostra a relação entre as leituras efetuadas e as formas de cloro determinadas, considerando a presença ou ausência de Tricloraminas na amostra.

Tabela A.1 – Cálculo das formas de cloro com ausência ou presença de NCl_3 .

Leitura	NCl_3 ausente	NCl_3 presente
A	Cloro livre	Cloro livre
B – A	Monocloramina, NH_2Cl	Monocloramina, NH_2Cl
C – B	Dicloramina, NHCl_2	$\text{NHCl}_2 + \frac{1}{2} \text{NCl}_3$
N	—	Cloro livre + $\frac{1}{2} \text{NCl}_3$
2(N – A)	—	NCl_3
C – N	—	Dicloramina, NHCl_2

A.6.8 Referências e Bibliografia¹¹

1. AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. (1943). *Committee report. Control of chlorination. J. Amer. Water Works Assoc.* 35: 1315.
2. COOPER, W.J., N.M. ROSCHER & RA. SLIFER. (1982). *Determining free available chlorine by DPD-colorimetric, DPD-steadifac (colorimetric) and FACTS procedures. J. Amer. Water Works Assoc.* 74: 3 62.
3. GUTER, W.J., W.J. COOPER & C.A. SORBER (1974). *Evaluation of existing field test kits for determining free chlorine residuals in aqueous solutions. J. Amer. Water Works Assoc.*
4. LEA, C. (1933). *Chemical control of sewage chlorination. The use and value of orthotolidine test. J. Soc. Chem. Ind. (London)* 52: 245T.
5. MARKS, H.C., R JOINER & F.B. STRANDSKOV. (1948). *Amperometric titration of residual chlorine in sewage. Water Sewage Works* 95: 175.
6. MARKS, H.C., D.B. WILLIAMS & G.U. GLASGOW. (1951). *Determination of residual chlorine compounds. J. Amer. Water Works Assoc.* 43: 201.
7. MARKS, H.C., & N.S. CHAMBERLIN. (1953). *Determination of residual chlorine in metal finishing wastes. Anal. Chem.* 24: 1885.
8. Methods for the Examination of Waters and Associated Materials. *Chemical Disinfecting Agents in Water and Effluents, and Chlorine Demand.* (1980). Her Majesty's Stationery Off, London, England.
9. NICOLSON, N.J. (1963, 1965, 1966). *Determination of chlorine in water, Parts 1, 2, and 3. Water Res. Assoc. Tech. Pap. Nos. 29, 47 and 53.*
10. NICOLSON, N.J. (1965). *An evaluation of the methods for determining residual chlorine in water, Part 1. Free chlorine. Analyst* 90: 187.
11. NUSBAUM, 1. & L.A. MEYERSON. (1951). *Determination of chlorine demands and chlorine residuals in sewage. Sewage Ind. Wastes* 23: 968.

¹¹ citadas por APHA, AWWA, WEF (1999)

12. PALIN, A.T. (1957). *The determination of free and combined chlorine in water by the use of diethyl-p-phenylene diamine*. *J. Amer. Water Works Assoc.* 49:873.
13. PALIN, A.T. (1960). *Colorimetric determination of chlorine dioxide in water*. *Water Sewage Works* 107: 457.
14. PALIN, A.T. (1961). *The determination of free residual bromine in water*. *Water Sewage Works* 108: 461.
15. PALIN, A.T. (1967). *Methods for determination, in water, of free and combined available chlorine, chlorine dioxide and chlorite, bromine, iodine, and ozone using diethyl-p-phenylenediamine (DPD)*. *J. Inst. Water Eng.* 21:537.
16. PALIN, A.T. (1968). *Determination of nitrogen trichloride in water*. *J. Amer. Water Works Assoc.* 60: 847.
17. PALIN, A.T. (1975). *Current DPD methods for residual halogen compounds and ozone in water*. *J. Amer. Water Works Assoc.* 67: 32.
18. STRANDSKOV, F.B., H.C. MARKS & D.H. HORCHIER (1949). *Application of a new residual chlorine method to effluent chlorination*. *Sewage Works J.* 21: 23.
19. Water Chlorine (Residual) No. 1. (1969). *Analytical Reference Service Rep. No. 35*, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
20. Water Chlorine (Residual) No. 2. (1971). *Analytical Reference Service Rep. No. 40*, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
21. WHITTLE, G.P. & A. LAPTEFF, JR. (1973). *New analytical techniques for the study of water disinfection*. In: *Chemistry of Water Supply, Treatment, and Distribution*, p. 63. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Mich.

ANEXO B. METODOLOGIA: QUANTIFICAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA NATURAL¹²

B.1 INTRODUÇÃO

A Norma NBR 10739/1989 prescreve o método do permanganato de potássio para determinação de oxigênio consumido em amostras de água natural e águas de abastecimento. O método se aplica para determinação de oxigênio consumido em concentração superior a 1,0 mg O₂/L.

Oxigênio consumido ou matéria orgânica natural é o termo utilizado para caracterizar a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica carbonácea da amostra. No caso de efluentes domésticos e industriais, recomenda-se determinar a matéria orgânica através da demanda química de oxigênio.

B.2 VIDRARIA, MATERIAIS E EQUIPAMENTOS

Erlenmeyer de vidro borossilicato, 250 mL; buretas, 50 mL; termômetro até 100°C, exatidão ± 1°C; provetas de 100 mL; pipetas graduadas, 10 mL; banho-maria com temperatura regulável; funil de vidro sinterizado, porosidade média; béqueres, volumes diversos.

Traços de matéria orgânica da vidraria interferem no resultado e, por este motivo, toda a vidraria deve ser lavada com solução sulfocrômica ou solução de ácido clorídrico a 10% e enxaguada com água destilada.

B.3 PRINCÍPIO DO MÉTODO E INTERFERENTES

O método consiste na oxidação da matéria orgânica não nitrogenada por um oxidante (KMnO₄) em meio ácido, a quente.

Substâncias inorgânicas oxidantes e redutoras, tais como Fe⁺⁺, amônia e nitrito, interferem no resultado. O método não se aplica para amostras com concentração de cloreto superior a 1000 mg Cl.L⁻¹ nem para amostras de águas sulfurosas.

B.4 REAGENTES E SOLUÇÕES

¹² Adaptado de ABNT (1989). *NBR 10739/1989 Água – Determinação de oxigênio consumido. Método do permanganato de potássio*. ABNT, Rio de Janeiro, set 1989. 3 p.

1. Solução de ácido sulfúrico 1:3

Adicionar lentamente, com agitação, 250 mL de ácido sulfúrico concentrado PA. H_2SO_4 , $d = 1,84$, a 750 mL de água destilada.

2. Solução-padrão de oxalato de sódio 0,0125 N

Dissolver 0,8375 g de oxalato de sódio p.a. $\text{Na}_2\text{C}_2\text{O}_4$, seco em estufa a 105°C , durante 12 h, em água destilada e completar o volume a 1000 mL.

3. Solução de ácido sulfúrico 1:1

Adicionar, lentamente, com agitação, 500 mL de ácido sulfúrico concentrado p.a. H_2SO_4 , $d = 1,84$, a 500 mL de água destilada.

4. Solução-estoque de permanganato de potássio $\approx 0,125$ N

Dissolver 4 g de permanganato de potássio p.a. KMnO_4 em água destilada e completar o volume a 1000 mL.

Deixar em repouso por 7 dias em frasco âmbar; filtrar, utilizando filtro de vidro sinterizado ou de fibra de vidro tipo Whatman GF/C e completar o volume a 1000 mL. Armazenar em frasco âmbar.

Alternativamente, substituir o período de repouso por aquecimento a $60^\circ\text{C} - 70^\circ\text{C}$, durante 2 h.

5. Solução de permanganato de potássio 0,0125 N

Diluir 100 mL de solução-estoque a 1000 mL com água destilada e padronizar.

Padronização da solução oxidante

5.1 pesar três porções de 25 a 30 mg (exatidão $\pm 0,1$ mg) de oxalato de sódio p.a., $\text{Na}_2\text{C}_2\text{O}_4$, previamente seco em estufa a 105°C , por 12 h, no mínimo, e colocar em béquer de 400 mL;

5.2 adicionar 100 mL de água destilada em cada béquer e agitar até a dissolução;

5.3 adicionar a cada béquer 10 mL de solução de ácido sulfúrico 1:1, aquecer em banho maria até 80°C e titular rapidamente com a solução de permanganato de potássio, até cor rósea clara persistente, por 1 min. Durante a titulação, a temperatura não deve ser inferior a 80°C . Efetuar uma prova em branco com água destilada.

Observar que 25 mg de oxalato de sódio reagem com aproximadamente 30 mL da solução de permanganato de potássio. A normalidade da solução do permanganato de potássio é determinada pela média dos resultados encontrados, calculados conforme equação B.1.

$$N_{\text{KMnO}_4} = \frac{M}{(V_{\text{OS}} - V_{\text{B}}) * 0,06701} \quad (\text{Equação B. 1})$$

Onde,

V_{OS} = volume de solução KMnO_4 gasto na titulação do oxalato de sódio (mL)

V_{B} = volume de solução KMnO_4 gasto na titulação da prova em branco, em mL

M = massa de oxalato de sódio, em g

B.5 PROCEDIMENTOS

1. Em um erlenmeyer, colocar 100 mL de amostra, 10 mL da solução de permanganato de potássio e 5 mL de ácido sulfúrico 1:3.

2. Aquecer a mistura em banho-maria até 80°C e, depois de atingida esta temperatura, mantê-la durante mais 30 min. Se a mistura tornar-se de coloração rósea pálida, adicionar mais 10 mL da solução de permanganato de potássio até ficar rósea persistente, ou empregar um volume menor de amostra, diluído a 100 mL.

3. Depois de exatamente 30 min no banho-maria, retirar do banho e adicionar 10 mL da solução de oxalato de sódio. Se forem acrescentados 20 mL da solução de permanganato de potássio adicionar 20 mL de oxalato de sódio, e assim sucessivamente.

4. Voltar ao banho-maria por 3 min.

5. Titular, enquanto quente, com solução de permanganato de potássio, até coloração levemente rósea persistente.

6. Efetuar uma prova em branco com 100 mL de água destilada.

B.6 RESULTADOS

A concentração de oxigênio consumido é dada pela equação B.2.

$$\text{OC/MON (mg.L}^{-1}\text{)} = \frac{(V_a - V_b) * N * 8000}{V} \quad (\text{Equação B. 2})$$

Onde:

V_a = volume de solução de KMnO_4 gasto para titular a amostra (mL);

V_b = volume de solução de KMnO_4 gasto para titular a prova em branco (mL);

N = normalidade da solução de KMnO_4 ;

V = volume de amostra (mL).

ANEXO C. METODOLOGIA: QUANTIFICAÇÃO DE CLOROFILA a¹³

C.1 INTRODUÇÃO

Este método permite obter informação sobre a contribuição individual dos diversos gêneros de algas na biomassa microbiológica total em ecossistemas aquáticos. Clorofila a constitui o pigmento vegetal mais abundante sendo frequentemente utilizado para estimativa de biomassa algas de fitoplâncton e comunidades bentônicas. A teoria de que existe relação constante entre biomassa e concentração de clorofila não foi confirmada mas a metodologia geralmente fornece estimativas razoáveis e é particularmente útil para estudos comparativos quando não ocorre mudanças bruscas na natureza da população do ecossistema. Deve ser observado uma relação de 40:1 como valor guia entre as concentrações de carbono e clorofila a de células de algas, mas tal relação assim como todos fatores de conversão devem ser utilizados com extremo cuidado. Vollenweider (1974) elaborou discussão detalhada das hipóteses e problemas envolvidos com as metodologias de determinação de clorofila a. A metodologia a seguir fornece as informações básicas para a realização das análises com uma breve discussão dos problemas envolvidos sob a ótica de publicações disponíveis. É importante ter em mente a função destes pigmentos e prevenir sua foto-decomposição realizando todas as etapas do ensaio em ambiente com baixa luminosidade ou preferencialmente, no escuro.

C.2 METODOLOGIAS ANALÍTICAS

A maioria das metodologias de determinação de clorofila fitoplanctônica é feita em extratos de metanol a quente ou acetona a frio. Entretanto, a clorofila de algumas algas, particularmente as espécies bênticas – algas verdes cocóides e algas verde-azuladas ou cianobactérias – pode não ser extraída integralmente com estes solventes. Pode ser necessário portanto, usar solventes alternativos e tratamentos mais intensos como lizozima, EDTA, sonicação e congelamento seguido de degelo para extração mais eficiente. Importante destacar que esta metodologia pode não ser aplicada para toda e qualquer comunidade microbiológica, sendo recomendável

¹³ Adaptada e traduzida de JONES, J. G. (1979) *A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in freshwaters*. London, Freshwater Biological Association, n.39, 112 p. 1979.

testar sua eficiência através de repetidas extrações, fluorimetria ou microscopia fluorescente.

Dos dois solventes mais usados metanol parece ser o mais eficiente e embora existam evidências de perda de clorofila a no aquecimento do solvente (HOLM-HANSEM & RIEMAN, 1978), o estudo desenvolvido por Heaney (1978) sugere que a extração incompleta ocorre com o solvente frio. Por outro lado, as características de absorção de várias clorofilas em acetona e seus produtos de degradação são mais conhecidos. Embora alguns autores prefiram efetuar a extração em metanol e transferir o extrato para acetona e acidificar (MARKER, 1972) outros preferem acidificar o extrato diretamente no metanol (TETT et al., 1975; HOLM-HANSEM & RIEMAN, 1978). Nenhum método reúne condições de satisfazer todas condições; as referências citadas podem servir de suporte sobre o assunto.

C.3 PROCEDIMENTO PARA EXTRAÇÃO COM METANOL

Filtrar um volume conhecido de água em membrana ou filtro de fibra de vidro; a porosidade relativa e a taxa de filtração devem ser consideradas. Material de origem bêntica pode ser extraído sem concentração prévia. Remover o filtro ainda úmido do conjunto de filtração e colocá-lo em tubo de ensaio. Adicionar volume conhecido de metanol 100% seguido de agitação vigorosa. Para prevenir oxidação e alomerização dos pigmentos pode-se utilizar H₂S para saturar o metanol. Aquecer o conteúdo do tubo em banho-maria por alguns segundos e logo depois manter em ambiente escuro por 10 minutos e depois resfriar em água fria. Decantar o metanol (o excesso é removido do filtro por compressão) e depois centrifugar ou refiltrar em filtro de fibra de vidro para clarificar a solução. Ler a absorbância da solução extrato-metanol comprimentos de onda de 665 nm e 750 nm, se necessário utilizar cubeta de 4 cm de caminho ótico. Subtrair a leitura de absorbância em 750 nm do valor determinado em 665 nm para corrigir a interferência de turbidez e outros interferentes de absorção. Calcular a concentração de clorofila a na amostra (Cl a) através da equação C.1.

$$Cl\ a\ (\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}) = \frac{(\text{Abs}_{665} - \text{Abs}_{750}) \cdot P \cdot V_e \cdot 1000}{V_a \cdot PL} \quad (\text{Equação C. 1})$$

Em que :

Abs₆₆₅ = absorbância do extrato em 665 nm (cm⁻¹);

Abs₇₅₀ = absorbância do extrato em 750 nm (cm⁻¹);

f = constante de proporcionalidade, inverso do coeficiente de absorção específica da clorofila *a*, em metanol, multiplicado por 1000.

V_e = Volume do solvente extrator utilizado (mL);

V_a = volume da amostra, filtrado (L);

L = caminho ótico da cubeta (cm).

O valor utilizado para $f = 13 \text{ g.cm.L}^{-1}$ é baseado na média aproximada entre $f = 12,84 \text{ g.cm.L}^{-1}$ e $f = 13,9 \text{ g.cm.L}^{-1}$, obtidos por Riemann (1978) e Talling & Diver (1973), respectivamente. O coeficiente de absorção específica calculado por Talling & Diver (1973) de $71,94 \text{ L.g}^{-1}$ resultou em $f = 13,9 \text{ g.cm.L}^{-1}$. Riemann (1978) calculou o coeficiente de absorção específica em $77,9 \text{ L.g}^{-1}$ que equivale a $f = 12,84 \text{ g.cm.L}^{-1}$. Estes parecem ser os valores extremos de variação da constante de proporcionalidade geralmente utilizados. Esta variação pode ser considerada pequena em relação a erros analíticos como amostragem, eficiência de extração e demais fatores usados para a conversão de concentração de clorofila em biomassa.

Para a determinação espectrofotométrica de feopigmentos em extratos de metanol HOLM-HANSEM & RIEMAN (1978) recomendam acidificação com HCl até a concentração final de $3 \cdot 10^{-3} \text{ M}$ por 3 minutos, seguida de neutralização com $25 \text{ mg MgCO}_3 \cdot \text{mL}^{-1}$ de extrato com agitação por 10 minutos.

ANEXO D. METODOLOGIA: QUANTIFICAÇÃO DE NITRATOS¹⁴

D.1 PRINCÍPIO

Na presença de salicilato de sódio os nitratos presentes dão ao paranitrosalicilato de sódio coloração amarelada que pode ser absorvida em comprimento de onda correspondente à concentração destes sais na amostra.

D.2 REAGENTES

1 Solução de salicilato de sódio a 0,5%, estável por 24 h

2 Ácido sulfúrico PA

3 Solução de hidróxido de sódio e tartarato duplo de sódio e potássio

Dissolver em água destilada 400 g de hidróxido de sódio, 60 g de tartarato duplo de sódio e potássio e completar para 1000 mL com água destilada. Conservar em recipiente de polietileno.

4 Solução mãe de nitrato nítrico a 0,1 g N.L⁻¹ (100 mg N.L⁻¹)

Dissolver 0,722 g de nitrato de potássio anidro em 1000 mL de água destilada e acrescentar 1 mL de clorofórmio para conservação.

5 Solução padrão de nitrato nítrico a 0,005 g N.L⁻¹ (5 mg N.L⁻¹)

Acrescentar 50 mL da solução mãe a 1000 mL de água destilada.

D.3 PROCEDIMENTOS

D.3.1 Curva de calibração

Em uma série de cápsulas de porcelana de 60 mL, acrescentar na sequência e volumes indicados na Tabela D.1 ou conforme concentração de nitratos esperada para a amostra, de tal modo que o valor da leitura de absorbância esteja na parte intermediária da curva obtida.

¹⁴ Adaptada e traduzida de RODIER, J. L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux residuales, eaux de mer. 5 ed. Paris. Dumond, v1, 1975, 629 p, p. 170-172.

Tabela D.10 – Quantidades e sequência de reagentes para curva de calibração

Reagentes e volumes	Identificação da cápsula				
	B	1	2	3	4
Solução padrão de nitrato (mL)	0	1	2	5	10
Água destilada (mL)	10	9	8	5	0
Concentração correspondente (mg N.L ⁻¹)	0,0	0,5	1,0	2,5	5,0
Solução de salicilato de sódio (mL)	1	1	1	1	1

Evaporar em banho-maria ou à seco em estufa no intervalo de 75-80 °C (não deixar ferver nem aquecer por muito tempo). Deixar resfriar. Acrescentar ao resíduo 2 mL de ácido sulfúrico PA, tomando cuidado para umedecer completamente. Aguardar 10 minutos, adicionar 15 mL de água bidestilada, 15 ml de solução de hidróxido de sódio e tartarato duplo de sódio e potássio, que desenvolve a cor amarela. As leituras são feitas no comprimento de onda de 420 nm em espectrofotômetro. Subtrair as absorvâncias obtidas para os padrões do valor lido para o controle branco (B). Construir a curva de calibração verificando o valor do coeficiente de regressão R^2 que deve ser superior a 0,99.

D.3.2 Amostra

Colocar 10 mL de amostra em cápsula de porcelana de 60 mL (para teor de nitrogênio nitrato superior a 10 mL, diluir a amostra). Elevar suavemente o pH com solução alcalina de hidróxido de sódio. Adicionar 1 mL de salicilato de sódio e prosseguir a determinação como no procedimento da curva de calibração. Preparar da mesma maneira uma prova em branco com 10 mL de água bidestilada. Fazer as leituras de absorvância em espectrofotômetro em comprimento de onda de 415 nm e verificar o valor lido da prova em branco. Consultar a curva de calibração ou utilizar a equação de regressão dos dados, observando que o coeficiente R^2 deve ser superior a 0,99.

D.3.3. EXPRESSÃO DOS RESULTADOS

Para volume de amostra de 10 mL a curva ou a equação de regressão fornece diretamente o teor de nitratos expresso em mg N.L⁻¹ de água. Para obter a concentração em nitrato (NO₃), multiplique o resultado por 4,43.

D.4 INTERFERENTES

Se a água em análise tem turbidez elevada, adicionar pastilhas de soda efervescente para obter pH 8,5 e agitar com aproximadamente 0,5 g de carvão ativado pulverizado após certificação que o CAP não adsorve nitratos. Para a determinação de nitratos, use sempre amostra clarificada.

Avaliar se a eventual filtração em membrana não resultará em erro para mais. Preservar a amostra com ácido sulfúrico (H_2S) até $pH < 2$ e refrigeração a $4\text{ }^\circ\text{C}$. Executar a análise até 24 após a coleta.

A coloração amarela resultante da reação do parasalicilato de sódio com nitratos é mais intensa do que a desenvolvida por outros reagentes como estricnina, difenilamina e ácido fenildisulfônico. É estável por pelo menos uma hora.

Não há interferência de cloretos até $200\text{ mg Cl}^-\cdot\text{L}^{-1}$. Caso contrário, utilize amostra pré-tratada

com solução de sulfato de prata $0,025\text{ N}$ (dissolver $3,898\text{ g}$ de sulfato de prata em 1 litro de água destilada). Separar o precipitado por filtração, lavar o resíduo com água destilada isenta de nitratos e analisar o filtrado com água de lavagem combinados. Calcular o resultado levando em consideração a diluição da amostra resultante desta operação.

Ferro em concentração superior a $5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ interfere nos resultados. Pode ser removido por floculação da amostra com óxido de zinco e filtração.

Nitritos acima de $2\text{ mg N}\cdot\text{L}^{-1}$ são medidos como nitrato. Neste caso, antes da evaporação da amostra, adicionar $0,05\text{ g}$ de sulfato de amônio.

A Lei de Beer é observada para concentrações de 0 a $10\text{ mg N}\cdot\text{L}^{-1}$. A precisão da metodologia para concentração de $1\text{ mg N}\cdot\text{L}^{-1}$ é $\pm 3\%$.

D.5 BIBLIOGRAFIA CITADA

CARON, Raquet. *Dosage des nitrates par colorimétrie avec l'acide salicylique*, Bull, Soc. Chimique de France, 7, 1910, 1021 p.

R., Muller, O., Widemann. *Jahrb. v, Wasser*, 22, 1955, 249 p.

X... *Deutsch Einheitsverfahren zur Wasser, Abwasser und Schlamm-Untersuchung*, 3, Auflage, Verlag Chemie Weinheim/Bergstrasse, 1960

H. Steinhart. *Méthodes d'essai pour l'évaluation de l'agressivité du sol (dosage des nitrates)*. Cebedeau 281, 1967, 183 p.