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

PAULO EDUARDO NOGUEIRA VOLTAN

REMOÇÃO DE DIURON E HEXAZINONA POR MEIO DE
ADSORÇÃO EM CARVÃO ATIVADO, OXIDAÇÃO E TRATAMENTO
EM CICLO COMPLETO

VOLUME 01

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos

2014

PAULO EDUARDO NOGUEIRA VOLTAN

REMOÇÃO DE DIURON E HEXAZINONA POR MEIO DE
ADSORÇÃO EM CARVÃO ATIVADO, OXIDAÇÃO E TRATAMENTO
EM CICLO COMPLETO

VOLUME 01

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 Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Titular Luiz Di Bernardo

São Carlos

2014

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.

V935r Voltan, Paulo Eduardo Nogueira
REMOÇÃO DE DIURON E HEXAZINONA POR MEIO DE ADSORÇÃO
EM CARVÃO ATIVADO, OXIDAÇÃO E TRATAMENTO EM CICLO
COMPLETO / Paulo Eduardo Nogueira Voltan; orientador
Luiz Di Bernardo. São Carlos, 2014.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação e Área
de Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
2014.

1. diuron. 2. hexazinona. 3. adsorção . 4. carvão
ativado. 5. curva de ruptura. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **PAULO EDUARDO NOGUEIRA VOLTAN**.

Título da tese: "Remoção de diuron e hexazinona por meio de adsorção, oxidação e tratamento em ciclo completo".

Data da defesa: 23/10/2014

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Titular **Luiz Di Bernardo (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

APROVADO

Prof. Dr. **Luiz Antonio Daniel**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

APROVADO

Profa. Dra. **Eny Maria Vieira**
(Instituto de Química de São Carlos/IQSC)

Aprovado

Profa. Dra. **Cristina Filomena Rosa Pascholato**
(Universidade de Ribeirão Preto/UNAERP)

Aprovado

Prof. Dr. **Maurício Luiz Sens**
(Universidade Federal de Santa Catarina/UFSC)

Aprovado

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Profa. Associada **Maria Bernadete A. Varesche Silva**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Paulo César Lima Segantine**

AGRADECIMENTOS

Ao estimado orientador Prof. Dr. Luiz Di Bernardo, pelos ensinamentos e pela dedicação incondicional à realização deste trabalho; por acreditar em meu potencial e auxiliar na construção de novos caminhos e perspectivas.

À querida colega Prof^a. Dr^a. Angela Di Bernardo Dantas, pela disponibilidade e dedicação em contribuir com esta pesquisa.

À Prof^a. Dr^a. Cristina F. P. R. Paschoalato, pelas inúmeras contribuições durante a coleta e análise dos dados.

Aos funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC/USP, em especial: Sá, Rose, Priscila e Francisco; aos técnicos do Laboratório de Saneamento da EESC/USP, especialmente Paulo e Julio; e aos demais professores do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC/USP que muito contribuíram para minha formação.

Aos funcionários e pesquisadores do Laboratório de Recursos Hídricos da Universidade de Ribeirão Preto - UNAERP, em especial ao Bruno Moreira e Luis Paulo Ribeiro da Silva, pelo suporte técnico durante a coleta e análise das amostras.

Aos prezados colegas de trabalho da Hidrosan: Dicarlo, Hugo, Juliana, Adriano, Kenzo, Gabriel, Mirian, Vinícius, Thadeu, Rafael, Alex, Luis Felipe e Franciele; pelos imensuráveis esforços para ajudar com a finalização.

À Prof^a. Dra. Ruth Gouveia Duarte, pela ajuda na revisão final da tese.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo subsídio financeiro de parte deste trabalho

À Watson-Marlow Bredel Ind. e Com de Bombas Ltda., pela pessoa do Sr. Nilton Constantino e Santos, pelo empréstimo da bomba dosadora utilizada nos ensaios.

COM CARINHO

À minha amada esposa Vivian, amor da minha vida, o meu esteio e minha força, que me completa e me faz imensamente feliz.

Aos meus pais, Eduardo e Matilde, pelo amor, amizade, compreensão e cuidado em todos os momentos de minha vida.

Às minhas irmãs, Julia e Sandra, pelo carinho e apoio; aos meus cunhados, Sandro e Gustavo, pela amizade; à Kátia, que muito estimo; e aos meus amados sobrinhos, Eduardo e Rafael, por tornarem meus dias mais felizes.

À minha nova família, em especial ao Nelson, Sirlei, Ricardo e Enzo, por todos os momentos alegres compartilhados.

Aos amigos da extinta República Purguero, aos amigos que fiz na faculdade e aos amigos de Jales, pela história que construímos juntos e pela importância que ocupam em minha vida.

A todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a concretização deste trabalho.

SUMÁRIO

INDICE DE FIGURAS	xv
INDICE DE TABELAS.....	xix
LISTA DE ABREVIACÕES.....	xxiii
RESUMO	xxvii
ABSTRACT	xxix
1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	1
2 OBJETIVOS.....	5
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	7
3.1 ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO	7
3.2 TRATAMENTO EM CICLO COMPLETO.....	8
3.2.1 Coagulação	10
3.3 OXIDAÇÃO	13
3.4 ADSORÇÃO.....	15
3.4.1 Isotermas	20
3.4.2 Adsorção em leito fixo.....	21
3.4.3 Ensaio Rápido em Colunas de Escala Reduzida.....	24
3.5 AGROQUÍMICOS	29
3.5.1 Diuron ($C_9H_{10}Cl_2N_2O$)	31
3.5.2 Hexazinona ($C_{12}H_{14}N_4O_2$).....	31
3.5.3 Valores máximos permitidos na água potável.....	32
3.6 ABASTECIMENTO DE ÁGUA DE RIBEIRÃO PRETO.....	33
3.7 VALOR PRESENTE	35
4 MATERIAIS E PROCEDIMENTOS.....	37
4.1 MATERIAIS.....	37
4.1.1 Coagulante	37
4.1.2 Alcalinizante.....	37
4.1.3 Argila	37

4.1.4	Substâncias Húmicas Aquáticas	38
4.1.5	Oxidantes.....	38
4.1.6	Carvão Ativado	38
4.2	EQUIPAMENTOS E PROCEDIMENTOS PARA ANÁLISES.....	40
4.2.1	Principais equipamentos	40
4.2.2	Análises Cromatográficas para quantificação de diuron e hexazinona.....	41
4.2.3	Ensaio em coluna de CAG.....	43
4.3	ETAPALIZAÇÃO DO TRABALHO.....	47
4.4	ETAPA 1: PREPARO DA ÁGUA DE ESTUDO	49
4.4.1	Preparo da suspensão-mãe de argila	49
4.4.2	Preparo do extrato de substâncias húmicas aquáticas	51
4.5	ETAPA 2: SELEÇÃO DE PARÂMETROS PARA ENSAIOS EM BANCADA.....	56
4.5.1	Dosagem do coagulante e do pH de coagulação	58
4.5.2	Dosagem de CAP	59
4.5.3	Dosagem de oxidante.....	59
4.6	ETAPA 3: ENSAIOS QUALITATIVOS EM BANCADA	60
4.6.1	Ciclo Completo com Pré-oxidação	60
4.6.2	Ciclo Completo com CAP (com e sem pré-oxidação)	61
4.6.3	Ciclo Completo com CAG (com e sem pré-oxidação).....	62
4.6.4	Comparação e seleção dos métodos e técnicas adequados à remoção de diuron e hexazinona.....	62
4.7	ETAPA 4: ENSAIOS QUALI-QUANTITATIVOS DAS ALTERNATIVAS SELECIONADAS.....	63
4.7.1	Determinação da dosagem de CAP e tempo de contato.....	64
4.7.2	Verificação do tipo de difusividade predominante.....	64
4.7.3	Ensaio de curva de ruptura para filtro de CAG em escala reduzida.....	67
4.8	ETAPA 5: COMPARAÇÃO ENTRE A APLICAÇÃO DE CAP E CAG	68

5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	71
5.1	ETAPA 1: PREPARO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE ESTUDO	71
5.2	ETAPA 2: SELEÇÃO DE PARÂMETROS PARA ENSAIOS EM BANCADA	75
5.2.1	Dosagem de coagulante e do pH de coagulação.....	75
5.2.2	Dosagem de CAP	81
5.2.3	Dosagem de oxidante e tempo de oxidação	83
5.3	ETAPA 3: ENSAIOS QUALITATIVOS EM BANCADA	90
5.4	ETAPA 4: ENSAIOS QUALI-QUANTITATIVOS DAS ALTERNATIVAS SELECIONADAS	99
5.4.1	Determinação da dosagem de CAP e do tempo de contato.....	99
5.4.2	Verificação do tipo de difusividade predominante	101
5.4.3	Ensaio de ruptura para filtro de CAG em escala reduzida.....	104
5.5	ETAPA 5: COMPARAÇÃO ENTRE A APLICAÇÃO DE CAP E CAG	107
5.5.1	Custos CAP	110
5.5.2	Custos CAG	113
5.5.3	Comparação dos custos de CAG e CAP	118
6	CONCLUSÕES.....	123
7	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	127
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	129
	APÊNDICE A	145
	APÊNDICE B	147
	APÊNDICE C	165
	APÊNDICE D	169
	APÊNDICE E.....	191
	APÊNDICE F.....	239
	APÊNDICE G	255

INDICE DE FIGURAS

Figura 3.1 – Diagrama típico de coagulação com o sulfato de alumínio e potencial zeta para água com turbidez alta em relação a cor verdadeira (Fonte: DI BERNARDO E DANTAS, 2005).....	12
Figura 3.2 – Mecanismos envolvidos na cinética de adsorção	17
Figura 3.3 – Representação esquemática do bloqueio dos poros do carvão ativado pelas moléculas de matéria orgânica natural, a qual prejudica a adsorção de pesticidas	19
Figura 3.4 – Ilustração do movimento da zona de transferência de massa e variação da concentração de saída da coluna de adsorção em leito fixo ao longo do tempo - curva de ruptura. (adaptado de MWH, 2012)	23
Figura 3.5 – Curva de ruptura para adsorção de Selênio em coluna preenchida de óxido de ferro, com valores experimentais e modelo matemático (Yan et al, 2010)	25
Figura 3.6 – Curva de ruptura para adsorção de MON para diferentes tipos de adsorventes. (Othman, 2001)	25
Figura 3.7 – Estrutura molecular do diuron ($C_9H_{10}Cl_2N_2O$)	31
Figura 3.8 – Estrutura molecular da hexazinona ($C_{12}H_2ON_4O_2$).....	32
Figura 4.1 – Foto dos equipamentos utilizados nos ensaios de bancada	41
Figura 4.2 – Foto do equipamento Jarteste com kit de filtros de areia e filtros de CAG	41
Figura 4.3 – Foto do cromatógrafo a gás com detector de nitrogênio e fósforo	42
Figura 4.4 – Equipamento utilizado na extração de fase sólida	42
Figura 4.5 – Esquema da instalação utilizada para os ensaios de curva de ruptura do CAG44	
Figura 4.6 – Coluna A utilizada para ensaio de curva de ruptura do CAG	44
Figura 4.7 – Coluna B utilizada para ensaio de curva de ruptura do CAG	45

Figura 4.8 – Bomba peristáltica utilizada no ensaio da curva de ruptura do filtro de CAG	46
Figura 4.9 – Fluxograma do desenvolvimento do trabalho	50
Figura 4.10 – Coleta de água no rio Itapanhaú.....	51
Figura 4.11 - Esquema de Fracionamento de MOD, adaptado de Wei et al. (2008)	53
Figura 4.12 - Quantificação das frações da matéria orgânica dissolvida do Rio Itapanhaú (Santos, 2009)	53
Figura 4.13 – Instalação das colunas com resinas XAD-8 e XAD-4 para extração das substâncias húmicas aquáticas	54
Figura 4.14 - Procedimento de Extração das Substâncias Húmicas Aquáticas	55
Figura 4.15 – Água do rio Itapanhaú e extrato de substâncias húmicas aquáticas	56
Figura 5.1 – Armazenamento da água de estudo.....	72
Figura 5.2 – Cromatograma da água de estudo sem contaminação	74
Figura 5.3 – Cromatograma da água de estudo com 23,1 mg/L de diuron e 6,35 mg/L de hexazinona	74
Figura 5.4 – Diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio comercial líquido – Turbidez $Vs1 = 3,0$ cm/min	77
Figura 5.5 – Diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio comercial líquido – Turbidez $Vs2 = 1,5$ cm/min	78
Figura 5.6 – Diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio comercial líquido – Cor aparente $Vs1 = 3,0$ cm/min.....	79
Figura 5.7 – Diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio comercial líquido – Cor Aparente $Vs2 = 1,5$ cm/min	80
Figura 5.8 – Ensaio para determinação do tempo de contato e da dosagem de CAP	81
Figura 5.9 – Cloro dosado e cloro residual para os tempos de contato de 30 e 60 min em amostras com diferentes dosagens de cloro.....	85

Figura 5.10 – Cloro dosado e demanda para os tempos de contato de 30 e 60 min em amostras com diferentes dosagens de cloro	85
Figura 5.11 – Dióxido de cloro dosado e residual para os tempos de contato de 30 e 60 min das amostras com diferentes dosagens de dióxido de cloro	88
Figura 5.12 – Dióxido de cloro dosado e demanda para os tempos de contato de 30 e 60 min das amostras com diferentes dosagens de dióxido de cloro	89
Figura 5.13 – Concentração residual de diuron e hexazinona após o tratamento de cada alternativa.....	91
Figura 5.14 – Concentração de COT e absorbância da água filtrada para cada alternativa	93
Figura 5.15 – Concentração residual de diuron após o tratamento e desinfecção final de cada alternativa.....	95
Figura 5.16 – Concentração de hexazinona após o tratamento e desinfecção final de cada alternativa.....	96
Figura 5.17 – Concentração de carbono orgânico total o tratamento e desinfecção final de cada alternativa	96
Figura 5.18 – Concentração de clorofórmio e de subprodutos halogenados total após o tratamento de cada alternativa	97
Figura 5.19 – Concentração de subprodutos orgânicos halogenados totais após o tratamento de cada alternativa	98
Figura 5.20 – Concentração de diuron em relação à dosagem de CAP e tempos de contato de 15 e 30 min.....	100
Figura 5.21 – Concentração de hexazinona em relação à dosagem de CAP e tempo de contato	101
Figura 5.22 – Fração da concentração inicial de diuron e de hexazinona pelo número de volume de leitos tratados do ensaio C1 - escala piloto.....	102
Figura 5.23 – Fração da concentração inicial de diuron e de hexazinona pelo número de volume de leitos tratados dos ensaios C1, C2 e C3.....	103

Figura 5.24 – Fração da concentração inicial de diuron e de hexazinona pelo número de volume de leitos tratados dos ensaios C1, C2 e C3 103

Figura 5.25 – Concentração de diuron e de hexazinona pelo volume de água filtrada em relação ao volume de CAG do ensaio C4..... 106

Figura 5.26 – Fração da concentração de diuron e de hexazinona pelo volume de água filtrada em relação ao volume de CAG - curva de ruptura do ensaio C4..... 107

Figura 5.27 – Valor presente líquido acumulado da implantação e da operação dos sistemas de CAP e CAG em função do ano de operação do sistema e a diferença entre os valores presentes líquidos para o CAP e CAG..... 120

Apêndice D

Figura D.1 – Dimensões usuais do saco de carvão ativado de 25 kg..... 174

Figura D.2 – Esquema do balanço de massa na aplicação de produtos químicos 175

Apêndice E

Figura E.1 – Curva granulométrica da areia..... 194

Figura E.2– Perda de carga nos blocos de drenagem em função da vazão (comprimento de 9,30 m) 199

Figura E.3 – Curva da bomba para lavagem dos filtros e as curvas do sistema para os desníveis geométricos máximo e mínimo 210

Figura E.4 – Curva da bomba selecionada para o ponto de funcionamento do sistema . 216

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 3.1 - Comparação de valores máximos permitidos de diuron e hexazinona em água potável (adaptado de Sens et al., 2009).....	33
Tabela 3.2 - Taxa de crescimento populacional de Ribeirão Preto (Fonte: IBGE, 2013)	34
Tabela 4.1– Características da Argila Natural	38
Tabela 4.2 – Características do CAP de babaçu (Piza, 2008).....	39
Tabela 4.3 – Características do CAG de babaçu (Piza, 2008)	39
Tabela 4.4 – Características dos ensaios na coluna C1, C2 e C3	66
Tabela 4.5 – Características do Filtro real de CAG e do ensaio C4	68
Tabela 5.1 – Parâmetros físicos e químicos da água de estudo.....	73
Tabela 5.2 – Resultados do ensaio para escolha da dosagem de coagulante e pH de coagulação	76
Tabela 5.3 – Resultados do ensaio para determinação da dosagem de CAP com tempo de contato de 30 min.....	81
Tabela 5.4 – Ensaio para determinação da dosagem de CAP	83
Tabela 5.5 – Ensaio para determinação do tempo de contato e dosagem de Cloro.....	84
Tabela 5.6 – Remoção de diuron e hexazinona por oxidação com cloro.....	86
Tabela 5.7 – Resultados do ensaio para determinação do tempo de contato e da dosagem de Dióxido de Cloro	87
Tabela 5.8 – Remoção de diuron e hexazinona por oxidação com dióxido de cloro.....	89
Tabela 5.9 – Remoção de diuron e hexazinona por adsorção em CAP para os tempos de contato de 15 e 30 minutos e diferentes dosagens de CAP	100

Tabela 5.10 – Pressão à montante da coluna e valores de diuron, hexazinona, COT e turbidez do efluente ao longo do tempo de execução do ensaio C4.....	105
Tabela 5.11 – Custo do investimento no sistema de aplicação de CAP	111
Tabela 5.12 – Custos anuais de operação do sistema de CAP	113
Tabela 5.13 – Custo do investimento no sistema de aplicação de CAP	115
Tabela 5.14 – Custos de operação anual do sistema de CAG para o primeiro ano de operação	118
Tabela 5.15 – Custos de operação anual do sistema de CAG, com exceção do primeiro ano de operação.....	118
Tabela 5.16 – Custos anuais de operação anual do sistema de CAG, com exceção do primeiro ano de operação	121
Apêndice A	
Tabela A.1 – Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e sedimentação para elaboração dos diagramas de coagulação	146
Apêndice B	
Tabela B.1 – Resultados do ensaio para ciclo completo	148
Tabela B.2 – Resultados do ensaio para ciclo completo com pré-oxidação com cloro....	149
Tabela B.3– Resultados da água tratada por ciclo completo com pré-oxidação com cloro – continuação	150
Tabela B.4 – Resultados do ensaio para ciclo completo com pré-oxidação com dióxido de cloro	151
Tabela B.5– Resultados da água tratada por ciclo completo com pré-oxidação com dióxido de cloro – continuação.....	152
Tabela B.6– Resultados do ensaio para ciclo completo com adsorção em CAP	153

Tabela B.7 – Resultados da água tratada por ciclo completo com adsorção em CAP – continuação.....	154
Tabela B.8 – Resultados do ensaio para ciclo completo com adsorção em CAP e pré-oxidação com cloro	155
Tabela B.9 – Resultados da água tratada por ciclo completo com adsorção em CAP e pré- oxidação com cloro – continuação	156
Tabela B.10 – Resultados do ensaio para ciclo completo com adsorção em CAP e pré- oxidação com dióxido de cloro	157
Tabela B.11 – Resultados da água tratada por ciclo completo com adsorção em CAP e pré- oxidação com dióxido de cloro – continuação	158
Tabela B.12 – Resultados do ensaio para ciclo completo com adsorção em CAG	159
Tabela B.13 – Resultados da água tratada por ciclo completo com adsorção em CAG – continuação.....	160
Tabela B.14 – Resultados do ensaio para ciclo completo com adsorção em CAG e pré- oxidação com cloro	161
Tabela B.15 – Resultados da água tratada por ciclo completo com adsorção em CAG e pré- oxidação com cloro – continuação	162
Tabela B.16 – Resultados do ensaio para ciclo completo com adsorção em CAG e pré- oxidação com dióxido de cloro	163
Tabela B.17 – Resultados da água tratada por ciclo completo com adsorção em CAG e pré- oxidação com dióxido de cloro – continuação	164
Apêndice C	
Tabela C.1 – Pressão a montante da coluna e valores de diuron, hexazinona, COT e turbidez do efluente ao longo do tempo de execução do ensaio C1	166
Tabela C.2 – Pressão a montante da coluna e valores de diuron, hexazinona, COT e turbidez do efluente ao longo do tempo de execução do ensaio C2	166

Tabela C.3 – Pressão a montante da coluna e valores de diuron, hexazinona, COT e turbidez do efluente ao longo do tempo de execução do ensaio C3	167
--	-----

Apêndice E

Tabela E.1 – Características do meio filtrante de camada simples de CAG	194
Tabela E.2 – Características da camada suporte	194
Tabela E.3 – Perda de carga na entrada do FCAG	196
Tabela E.4 – Cálculo da perda de carga na camada de CAG limpa	197
Tabela E.5 – Cálculo da perda de carga na camada de pedregulho limpa	198
Tabela E.6 – Perda de carga na entrada do FCAG	203
Tabela E.7 – Níveis no FCAG durante a filtração	204
Tabela E.8 – Níveis na entrada durante a filtração	204
Tabela E.9 – Expansão da camada de CAG	205
Tabela E.10 – Altura manométrica e equação de perda de carga	208
Tabela E.11 – Altura manométrica em função da vazão	209
Tabela E. 12– Parâmetros de projeto do TRV	214
Tabela E.13 – Altura manométrica e equação de perda de carga	215
Tabela E.14 – Altura manométrica em função da vazão considerando uma bomba operando	215

LISTA DE ABREVIACÕES

Abs - Absorbância

Ac - Área da seção de escoamento da coluna

Alt - altura do leito

ANA - Agência Nacional de Águas

ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica

ATM - Zona de transferência de massa

BCB - Banco Central do Brasil

C/Co - Fração da concentração inicial

CAG - Carvão ativado granular

Cano,*i* - custo de operação do ano *i*

CAP - Carvão ativado pulverizado

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CI - Custo total de implantação

COA - Custo de operação anual

COD - Carbono orgânico dissolvido

COPT - Custo total de operação

COT - Carbono orgânico total

CT - Custo total

DC - Difusividade intrapartícula constante

DP - Difusividade intrapartícula proporcional à relação de diâmetros dos grãos

EBCT - Tempo de contato em leitos vazios

EESC - Escola de Engenharia de São Carlos

EPA - Agência Ambiental dos Estados Unidos da América

ERCER - Ensaio rápido em coluna de escala reduzida

ETA - Estação de tratamento de água

FLAs - Filtros de laboratório de areia

Gf - Gradiente de floculação

Grm - Gradiente de mistura rápida

HPI - hidrofílica

HPOA - hidrofóbica ácida

HPON - Hidrofóbica neutra

i - ano de operação relativo ao custo considerado, a partir da data de início de operação

IHSS - Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas

MCAG - Massa de carvão no leito filtrante

MOD - Matéria orgânica dissolvida

MON - Matéria orgânica natural

NBR - Norma Brasileira

NDMA - nitrosodimethylamine

PD - Proporcional ao tamanho das partículas

PROSAB - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico

Q - vazão afluyente

SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

SHA - Substâncias húmicas aquáticas

SINAPI - Sistema Nacional de Preços e Índices da Construção Civil

TAMs - Trialometanos

TAS - Taxa de aplicação superficial

TCLV - Tempo de contato em leito vazio

Tf - Tempo de floculação

TPHA - Transfílica ácida

TPHN - Transfílica neutra

TRA - taxa de retorno anual

Trm - Tempo de mistura rápida

TUC - Taxa de utilização de carvão

UNAERP - Universidade de Ribeirão Preto

USP - Universidade de São Paulo

VA,R - Volume de água tratado até a ruptura - concentração do contaminante máxima permitida

VA,T - Volume de água tratada

VCAG - Volume do leito granular de CAG

VL - volume de água tratado em relação ao volume de carvão no filtro

VLr - volume de água tratado dividido pelo volume do meio granular de CAG na ruptura

VP - valor presente do custo do ano i

Vs - Velocidade de sedimentação

ZTM - Zona de transferência de massa

CAG - Massa específica de carvão no leito filtrante

RESUMO

VOLTAN, PEN. Remoção de diuron e hexazinona por meio de adsorção em carvão ativado, oxidação e tratamento em ciclo completo [tese]. São Carlos: Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, 2014, 267p.

Na região de Ribeirão Preto está localizado um dos pólos produtores de cana-de-açúcar – uma das principais culturas da economia brasileira, com vasta área cultivada e uso intensivo de herbicidas, dos quais é preciso destacar o diuron e a hexazinona, pois ambos possuem elevado potencial de contaminação em águas superficiais e subterrâneas. Diversas tecnologias podem ser utilizadas para remover da água esses microcontaminantes, pelo fato de, neste caso, não ser eficiente a técnica de tratamento em ciclo completo (ou convencional). Neste trabalho de pesquisa foram investigadas as combinações de pré-oxidação com cloro e dióxido de cloro, de adsorção em carvão ativado pulverizado e granular, associadas ao tratamento em ciclo completo. A água de estudo foi preparada em laboratório, com características similares às do rio Pardo – futuro manancial para abastecimento da cidade de Ribeirão Preto, e fortificada com diuron e hexazinona. Ensaios de bancada feitos em jarreste e filtros de laboratório permitiram concluir que a adsorção em carvão ativado (pulverizado e granular) foi eficiente na remoção dos herbicidas. Foi construída e operada uma instalação piloto com colunas de adsorção, em carvão ativado granular, cujos resultados obtidos mostraram que a difusividade intrapartícula predominante entre o carvão e os herbicidas diuron e hexazinona pode ser considerada constante, em relação ao tamanho do grão de carvão ativado. Os resultados também possibilitaram a validação do método de ensaios rápidos em coluna de carvão ativado em escala reduzida, com vista à predição do tempo de ruptura de um filtro de carvão ativado granular em escala real. Para as condições ensaiadas, a adsorção em carvão ativado granular mostrou ser 12% mais eficiente que em carvão ativado pulverizado, cujas taxas de utilização foram de 10,7 e 12,0 miligrama de carvão por litro de água tratada, respectivamente. Foram dimensionados os sistemas para utilizar carvão ativado pulverizado e granular em uma ETA de 1 m³/s e contabilizados os custos de implantação e de operação. Embora os custos de implantação do sistema de carvão ativado granular tenham resultado da ordem de 3 vezes os do pulverizado, os custos totais em valor presente seriam iguais em 5 anos, podem ser até 23% menores em 20 anos – o que mostra a viabilidade técnico-financeira desta alternativa no tratamento de águas contaminadas com herbicidas.

Palavras-chave: diuron, hexazinona, adsorção, carvão ativado, curva de ruptura.

ABSTRACT

VOLTAN, PEN. Removal of diuron and hexazinone by adsorption in activated carbon, oxidation, and conventional treatment [thesis]. São Carlos: University of São Paulo, School of Engineering of São Carlos, 2014, 267p.

Sugarcane is one of the major crops of the Brazilian economy and the city of Ribeirão Preto is in one of the largest sugarcane producing regions, with a vast sugarcane plantation area and intensive use of herbicides, especially diuron and hexazinone, which have high potential to contaminate surface waters and groundwater. Several different technologies can be used to remove these micro-contaminants from water since, in this case, conventional treatment is not an efficient technique. In the present study, the combinations of pre-oxidation with chlorine and chlorine dioxide and adsorption in powdered and granular activated carbon associated with the conventional treatment were investigated. The water sample investigated in this study was prepared in a laboratory with similar characteristics to that of the Pardo river - future source of water supply for the city of Ribeirão Preto - and supplemented with diuron and hexazinone. Bench-scale experiments performed using Jar-test equipment and laboratory filters showed that the adsorption in activated carbon (powdered and granular) was effective in removing the herbicides. A pilot granular activated carbon column was built and operated, and the results showed that the prevailing intraparticle diffusivity between the carbon and the herbicides diuron and hexazinone can be considered constant, do not change with particle size. The results obtained also enabled the validation of the rapid small-scale column test (RSSCT) method to predict the full scale breakthrough time of a granular activated carbon filter. Under the conditions evaluated, the adsorption in granular activated carbon proved to be 12% more efficient than that in powdered activated carbon, whose carbon usage rates were 10.7 and 12.0 milligrams per liter of treated water, respectively. The systems were designed to use powdered and granular activated carbon in a 1 m³/s conventional water treatment plant, and the implementation and operation costs were calculated. Although the capital costs of the granular activated carbon system were about 3 times higher than those of the powdered activated carbon, these costs would be the same in 5 years and could even be 22% lower in 20 years, which shows the technical-financial feasibility of this alternative to the treatment of water contaminated with herbicides.

Palavras-chave: diuron, hexazinone, adsorption, activated carbon, breakthrough curve.

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A cana-de-açúcar é uma das principais culturas da economia brasileira e o Brasil o maior produtor mundial de cana-de-açúcar, bem como de açúcar e etanol de cana-de-açúcar. Na última década, em média, as plantações aumentaram 7% ao ano; os agricultores duplicaram a área plantada e alcançaram 9,7 milhões de hectares em 2013. A produção do último ano resultou em 652 milhões de toneladas de cana-de-açúcar, 40,97 milhões toneladas de açúcar e 27,17 bilhões de litros de etanol, o que representa um faturamento de cerca de 65 bilhões de reais (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2013). A cana-de-açúcar é produzida em quase todo o país, mas o estado de São Paulo é responsável por mais da metade da produção brasileira. O aumento da área plantada, bem como a busca por maior produtividade, impulsionou a comercialização de herbicidas no país e, segundo o Instituto de Economia Agrícola (2009), entre os principais princípios ativos dos herbicidas utilizados na cana-de-açúcar, vale destacar o diuron e a hexazinona.

No período de 2009 a 2012, os consumos de diuron e de hexazinona cresceram 41 e 33% ao ano, respectivamente, aumento superior a 200% em 4 anos. Em 2012, foram comercializados 8.503 toneladas do diuron e 2.010 toneladas de hexazinona, segundo o Ministério do Meio Ambiente (2012). A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2010) classifica como alto o risco de transporte destes herbicidas para água superficial. Os trabalhos de Armas et al. (2005), Monteiro et al (2008) e Faleiros (2008) identificaram diuron e hexazinona em mananciais superficiais, o que corrobora o iminente risco de contaminação dos referidos mananciais.

A cidade de Ribeirão Preto – um dos principais polos sucroalcooleiro – como manancial de abastecimento tem apenas o aquífero guarani. O aumento da demanda de

água aliado à tradição municipal de utilizar os recursos subterrâneos, como única fonte de abastecimento, provocou índices insustentáveis de exploração desses recursos no município. Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2014), a partir de 2015 a cidade deverá recorrer ao rio Pardo como manancial superficial para captação de água, construindo um sistema com capacidade de 1 m³/s no início de plano.

Estudos prévios sobre a qualidade da água do rio Pardo mostraram a existência de contaminação por agrotóxicos na região de Ribeirão Preto dada a detecção de diuron e a hexazinona em concentrações de até 500 e 50 µg/L, respectivamente (Paschoalato et al. 2009). O diuron foi incluído no padrão de potabilidade brasileiro, Portaria 2914 de 2011 do Ministério da Saúde, com limite máximo permitido na água tratada de 90 µg/L (BRASIL, 2011); em contraponto, até o presente momento, não há limites para a concentração de hexazinona na água potável.

A literatura é farta no que respeita à necessidade de pré-tratamento para remoção de microcontaminantes orgânicos, visto que a técnica de tratamento em ciclo completo (ou convencional) não é eficiente na sua remoção. A busca por tecnologias de tratamento de água que removam os diversos microcontaminantes presentes nas águas sem que se observe a formação de subprodutos potencialmente tóxicos e, ainda, que sejam tecnologias econômica e ambientalmente viáveis para a realidade brasileira, passou a ser de extrema relevância

Neste contexto, foi proposto o presente trabalho, que investigou a eficiência de remoção de diuron e de hexazinona por meio de diferentes técnicas de tratamento associadas ao ciclo completo, incluindo a adsorção em carvão ativado pulverizado e granular e a pré-oxidação com cloro e dióxido de cloro. O trabalho foi executado em parceria entre a USP e a Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP), mediante convênio, e participou do subprojeto Remoção e Transformação de Agrotóxicos do Programa de Saneamento Básico – edital 5 (PROSAB, 2009). Espera-se que os resultados deste

trabalho possam contribuir com o setor de saneamento, por meio do estudo da remoção de diuron e de hexazinona com o tratamento em ciclo completo e associações com a pré-oxidação e adsorção em carvão ativado, da validação do método de ensaios rápidos em coluna de carvão ativado em escala reduzida com o propósito de predição do tempo para ruptura de um filtro de carvão ativado granular em escala real para a remoção de diuron e hexazinona; e da comparação técnica-econômica das melhores alternativas.

2 OBJETIVOS

O objetivo precípua do trabalho foi estudar a remoção de diuron e de hexazinona por meio do tratamento em ciclo completo, com possibilidade de funcionar com pré-oxidação e adsorção em carvão ativado.

Os objetivos específicos foram:

- Selecionar a dosagem de cloro e de dióxido de cloro para a pré-oxidação;
- Selecionar a dosagem de carvão ativado pulverizado adequada para a pré-adsorção;
- Estudar qualitativamente a remoção de diuron e hexazinona por meio do tratamento em ciclo completo (coagulação, floculação, decantação e filtração em areia), pré-oxidação com cloro ou dióxido de cloro, adsorção em carvão ativado pulverizado ou em carvão ativado granular e, também, a combinação destes métodos e técnicas;
- Investigar se a difusividade pode ser considerada constante ou proporcional ao tamanho do grão do carvão ativado granular, para permitir a realização de ensaios rápidos em coluna de escala reduzida;
- Validar o método de ensaios rápidos em coluna de carvão ativado em escala reduzida, com o propósito de prever o tempo de ruptura de um filtro de carvão ativado granular em escala real para a remoção de diuron e hexazinona;
- Quantificar a eficiência e a utilização de insumos e realizar a comparação técnica-econômica das melhores alternativas para diferentes cenários.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

A água, por natureza, é excelente solvente, motivo pelo qual é praticamente impossível encontrá-la em estado de pureza, e certamente muito difícil, quiçá impossível que seja encontrada em pureza absoluta. Não por outro motivo é que tem sido dito que os constituintes da água são gases dissolvidos, compostos orgânicos e inorgânicos dissolvidos ou em suspensão, inclusive microrganismos e coloides.

A quantidade e qualidade desses constituintes ou impurezas na água dependem de condições climáticas, hidrológicas, geológicas, pedológicas, morfológicas e do grau de poluição, bem por isso é tácito pensar em inovar formas, aprimorar o tratamento de água para ser menos restrito ou menos condicionador e mais diversificado nos seus clássicos usos: abastecimento, recreação, irrigação, higienização, navegação, entre outros usos das diferentes águas

Após imprescindível tratamento, a água destinada ao consumo humano ainda deve respeitar certas restrições para que possa ser ingerida e utilizada sem provocar danos à saúde em curto e longo prazo por não apresentar microrganismos patogênicos, nem concentrações perigosas de substâncias tóxicas ou nocivas ao homem. Além de a água estar isenta de características desagradáveis, é importante que a água também possua característica agradável, ou seja, que apresente propriedades estéticas e organolépticas e, mais ainda, que não produza danos ao sistema de distribuição, nem aos sistemas privados. Vale lembrar que o uso e ocupação do solo nas bacias dos mananciais superficiais influem diretamente na qualidade das suas águas. O uso

indiscriminado de produtos químicos na agricultura pode contaminar córregos e rios que, muitas vezes são fonte de água de abastecimento da população.

3.2 TRATAMENTO EM CICLO COMPLETO

No país, em torno de 50% das estações de tratamento de água empregam a tecnologia de ciclo completo para tratamento de água de abastecimento, indevidamente denominado como tratamento convencional. Nesta tecnologia, o tratamento consiste em uma sequência de processos que incluem a coagulação, floculação, sedimentação (ou flotação), filtração, fluoreação, cloração e correção de pH.

A coagulação da água bruta geralmente é realizada com um sal de alumínio ou de ferro no mecanismo da varredura, no qual ocorre formação predominantemente de precipitados do metal do coagulante, que aprisionam as impurezas. Esse processo ocorre na unidade de mistura rápida, a qual pode ser hidráulica ou mecanizada, dependendo da vazão a ser tratada, da variação da qualidade da água bruta e, principalmente, das condições disponíveis para operação e manutenção.

Para a floculação, a água coagulada é submetida a agitação lenta durante um período de tempo até que os flocos alcancem tamanho e massa específica suficientes para que sejam removidos por sedimentação nos decantadores ou por flotação nos flotadores. Este processo pode ser realizado em unidades mecanizadas ou hidráulicas. A necessidade da variação da intensidade de agitação, o que é função da qualidade da água bruta, indica a adoção de unidades mecanizadas. Entretanto, sempre que possível, deve-se empregar a floculação hidráulica (DI BERNARDO E DANTAS, 2005).

A clarificação da água floculada antes da etapa de filtração pode ser realizada por sedimentação ou flotação dos flocos. A sedimentação pode ser realizada em decantadores convencionais ou de alta taxa; os primeiros são grandes tanques, de

escoamento horizontal ou vertical, enquanto nos últimos, são empregados módulos de plástico ou placas planas paralelas.

A água clarificada, produzida nos decantadores ou flotadores é finalmente filtrada em unidades com escoamento descendente, contendo materiais granulares com granulometria apropriada, geralmente areia ou antracito e areia. Dependendo da vazão de água a ser tratada e do número de unidades filtrantes, deve-se optar pela filtração com taxa declinante variável, evitando-se o uso de equipamentos de controle de nível ou de taxa. A lavagem do meio filtrante é geralmente realizada com água ou com ar e água.

Antes de ser encaminhada para o abastecimento público, a água filtrada passa pelos processos de fluoração, cloração e correção de pH de acordo com as recomendações apresentadas na Portaria 2914 do Ministério de Saúde (BRASIL, 2011).

Segundo USEPA (2001), Stackelberg et al. (2007), Cardoso (2009), Yang, Yuan e Weng (2010) e Jin e Peldszuz (2012), o processo de tratamento de água por ciclo completo não tem sido efetivo na remoção de microcontaminantes das águas, mesmo em baixas concentrações desses compostos.

Com relação a remoção de agrotóxicos, Miltner et al., (1989) estudaram a remoção dos agrotóxicos alaclor, metolalaclor linuron, carbofuram, atrazina, simazina metribuzin, nos ensaios utilizando equipamento de jarreste com água do rio Ohio, e observaram que eles não foram removidos. Lambert e Grahan, (1995) apresentaram uma revisão referente à remoção de agrotóxicos em sistemas de tratamento convencional (atrazina, simazina, cianina, linuram 2,4 D e lindano), na qual verificou-se que a remoção ficou entre 0 a 40% para a maioria dos compostos, sendo que para o 2,4 D a eficiência de remoção foi nula. Broseus et al. (2009) e Coelho (2002) também relatam que o processo de tratamento convencional não é eficiente na remoção de atrazina.

Diante dessa situação, é necessária a adoção de processos alternativos de tratamento que possuam uma maior eficiência na remoção de microcontaminantes. Como

exemplos dessas alternativas, pode-se citar a filtração lenta, a separação por membranas, oxidação com ozônio, processos oxidativos avançados e a adsorção em carvão ativado.

Dentre os processos citados, a adsorção em carvão ativado granular (CAG) é o que oferece a melhor relação custo x eficiência por sua capacidade em remover compostos orgânicos sintéticos da água (SCHIDEMAN et al., 2007; WHO, 2011). Segundo Stackelberg et al. (2007), em uma pesquisa realizada com 113 compostos orgânicos sintéticos, incluindo agrotóxicos, verificou-se que o processo convencional de tratamento de água associado com a filtração em colunas de CAG foi efetivo na remoção de vários desses compostos em águas.

3.2.1 Coagulação

A coagulação química, a qual é realizada normalmente através da adição de sais de alumínio ou ferro, é considerada a etapa de maior importância no tratamento de águas com filtros rápidos, precedidos ou não de decantadores e/ou flotores. Esta operação é resultado da reação do coagulante com a água, formando espécies hidrolisadas com carga positiva, e do contato destas espécies com as impurezas. Assim, a força iônica do meio é alterada, permitindo que partículas se aproximem e se juntem, formando flocos que podem ser removidos através de sedimentação, flotação e/ou filtração. Tais impurezas – dentre as quais destacam-se: partículas coloidais, substâncias húmicas e organismos – possuem cargas superficiais negativa, o que impede a sua aproximação, permanecendo, portanto, suspensas no meio se suas características não forem alteradas.

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), atualmente considera-se a coagulação como a atuação individual ou a combinação de quatro mecanismos distintos: compressão da camada difusa; adsorção e neutralização de cargas; varredura; e formação de pontes. O mecanismo da varredura é importante quando se deseja formar flocos de maior

tamanho e com velocidades de sedimentação relativamente altas se comparados com flocos obtidos através da coagulação em outros mecanismos.

O mecanismo da varredura é muito utilizado nas estações de tratamento de água nas quais a floculação e sedimentação (ou flotação) antecede a filtração rápida. De acordo com a dosagem de coagulante adicionada, do pH da mistura e da concentração de alguns tipos de íons na água, poderá ocorrer a formação de precipitados. As partículas coloidais presentes comportam-se como núcleos de condensação para estes precipitados.

Armitharajah e Mills (1982) propuseram uma forma mais simples de se estudar a coagulação, baseada nos diagramas de solubilidade do alumínio e nas condições de coagulação, como dosagem de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 14,3 \text{ H}_2\text{O}$ e pH da mistura, de uma água com turbidez relativamente alta se comparada com a cor verdadeira. Neste diagrama (Figura 3.1), além das curvas das espécies hidrolisadas do alumínio, há a delimitação das regiões nas quais predominam os diferentes mecanismos de coagulação. Segundo os autores, o diagrama da Figura 3.1 corresponde a uma situação particular do uso do diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, pois as linhas que delimitam as regiões se alteram com as características da água. Dentre estas, mostradas no diagrama e delineadas pelo pH de coagulação e dosagem de coagulante, destaca-se a da coagulação na varredura com pH normalmente entre 6 e 8, e com dosagens de Sulfato de Alumínio geralmente maiores que 30 mg/L. Esta região é relativamente ampla para uma mesma eficiência de remoção de turbidez por sedimentação.

Figura 3.1 – Diagrama típico de coagulação com o sulfato de alumínio e potencial zeta para água com turbidez alta em relação a cor verdadeira (Fonte: DI BERNARDO E DANTAS, 2005)

É importante esclarecer que não há dosagem ótima de coagulante, tampouco pH de coagulação ótimo. Na verdade existe um par de valores “dosagem de coagulante x pH de coagulação” apropriado para cada situação, levando em conta a necessidade de utilização de acidificante ou alcalinizante, os custos dos produtos químicos, a turbidez remanescente desejada, etc. Para a escolha deste par de valores, Pavanelli (2001) reforça a importância de se construir o diagrama de coagulação para cada água de estudo e, assim, definir as regiões de maiores remoção de turbidez.

3.3 OXIDAÇÃO

A oxidação química tem sido utilizada em tratamento de água e tratamento de efluentes industriais e domésticos. A tecnologia encontra-se estabelecida no Brasil e têm sido empregadas para oxidar contaminantes refratários como substâncias húmicas, fenóis, agrotóxicos, solventes clorados, hidrocarbonetos aromáticos, benzeno, tolueno, etc..

Os oxidantes mais utilizados no tratamento de água são cloro, dióxido de cloro, ozônio, peróxido de hidrogênio e permanganato de potássio. Embora a inativação de organismos patogênicos seja sua função primária, os desinfetantes também são oxidantes utilizados no tratamento de águas de abastecimento para oxidar o ferro e o manganês, manter a estabilidade biológica e evitar que ocorra o crescimento de microrganismos no sistema de distribuição, remover sabor e odor, melhorar a eficiência da coagulação e filtração, impedir o crescimento de algas no decantador e nos filtros, remover cor, entre outros.

O tempo de reação deve ser suficiente para permitir que as reações de oxidação química sejam eficientes e benéficas ao tratamento. Além disso, a utilização da oxidação química dependerá de sua economia comparada a outros métodos de remoção de contaminantes, da formação de subprodutos e seus efeitos à saúde, e todos os benefícios que ela proporcionará ao sistema de tratamento (AWWA, 2011)

Wiecheteck (2005) estudou a utilização de pré-oxidação e Dupla Filtração para a remoção de substâncias húmicas presentes na água e concluiu que é uma alternativa viável para remoção dessas substâncias. Paschoalato (2005) estudou diversos oxidantes para a remoção de impurezas de origem orgânicas na água, em conjunto com a filtração e avaliou a formação de subprodutos da oxidação dessas impurezas.

Tangerino (2003) utilizou pré-oxidação com ozônio e peróxido de hidrogênio seguido de filtração lenta para a remoção de substâncias húmicas presentes na água.

Seguindo o mesmo princípio, Coelho (2002) estudou a pré-oxidação com ozônio seguido de filtração lenta para a remoção do agroquímico atrazina.

Speth (1991) avaliou a oxidação do glifosato por diferentes oxidantes em instalação piloto e verificou que, para a concentração inicial de glifosato igual a 796 µg/L e dosagem de cloro de 2,1 mg/L com tempo de contato igual a 7,5 minutos, não foi detectado glifosato para valores acima do limite de detecção de 25 µg/L.

i. Cloro

O cloro é o oxidante mais comumente utilizado em tratamento de água por apresentar algumas características atrativas, como: i) é eficiente na inativação de muitos organismos patogênicos comumente presentes na água; ii) deixa residual na água facilmente medido e controlado; iii) é econômico; iv) possibilita melhoria no desempenho das unidades de tratamento de água. Há entretanto, alguns problemas com relação ao uso de cloro tais como: i) o cloro reage com muitos compostos orgânicos e inorgânicos na água formando subprodutos indesejáveis da desinfecção; ii) perigos associados com o uso de cloro, especificamente cloro gasoso, requerem cuidados especiais de segurança; iii) altas dosagens de cloro podem causar problemas de sabor e odor (USEPA, 1999).

Pode ser fornecido na forma gasosa ou líquida, como uma solução aquosa concentrada (hipoclorito de sódio) ou um sólido (hipoclorito de cálcio). O hipoclorito de cálcio é formado do precipitado que resulta do cloro gasoso dissolvido em uma solução de óxido de cálcio e hidróxido de sódio. O produto comercial de hipoclorito de cálcio granular contém 65% de cloro disponível. A aplicação de hipoclorito de cálcio na água também produz ácido hipocloroso e íons hidroxila, que aumentam o pH da água.

ii. Dióxido de Cloro

O dióxido de cloro (ClO₂) é um forte oxidante e sua geração é feita no local de aplicação. Na geração de dióxido de cloro, o clorito de sódio reage com cloro gasoso, ácido hipocloroso (HOCl) ou ácido clorídrico (HCl). O dióxido de cloro é um gás estável em água na ausência de luz e elevadas temperaturas. Ele apresenta algumas vantagens

como: i) é mais eficiente que o cloro para a inativação de vírus, *Cryptosporidium* e *Giardia*; ii) oxida ferro, manganês e sulfito; iii) pode melhorar o processo de clarificação; iv) oxida os compostos que conferem cor, sabor e odor na água; v) é facilmente gerado; vi) não são formados subprodutos halogenados sob condições de geração controladas (por exemplo, sem excesso de cloro); vii) sua capacidade como agente desinfetante não é influenciada pelo pH; viii) fornece residual. Como desvantagens, o uso de dióxido de cloro pode apresentar: i) formação de subprodutos específicos indesejados como clorito e clorato; ii) dificuldade na otimização e na eficiência do gerador podem causar excesso de cloro a ser alimentado no ponto de aplicação, que potencializa a formação de subprodutos halogenados; iii) os custos associados ao treinamento, amostragem e ensaios em laboratório para análises de clorito e clorato são altos; iv) o custo de clorito de sódio é alto; v) deve ser gerado "in loco"; vi) se decompõe na presença de luz; vii) pode produzir odores nocivos em alguns sistemas (USEPA, 1999).

É usado como desinfetante principalmente para a inativação de vírus, bactérias e protozoários, controle de sabor e odor, redução de trihalometanos totais e ácidos haloacéticos, oxidação de ferro e manganês, remoção de cor, destruição de compostos fenólicos.

3.4 ADSORÇÃO

A adsorção é uma operação unitária na qual ocorre o contato entre um sólido e um fluido iniciando-se transferência de massa da fase fluida, ou adsorvato, para a superfície sólida (adsorvente). Pode ser de natureza química ou física. A adsorção química ocorre da ligação química entre o sólido adsorvente e o adsorvato presente na fase fluida, pela troca ou compartilhamento de elétron com elementos químicos ligados à superfície do material sólido e é um fenômeno exotérmico e irreversível. A adsorção física, por sua vez, envolve uma única camada de interações devido a forças de Van-der-Waals, que é

acompanhado por um decréscimo de energia livre, e é reversível devido à pequena energia requerida (MWH, 2012).

Em relação ao mecanismo de transporte, a remoção de compostos orgânicos por adsorção física nos poros do adsorvente envolve as seguintes etapas descritas a seguir (AWWA, 2011 e MWH, 2012):

a) Transporte do adsorvato do interior da solução para a camada estacionária da água (difusão externa): os adsorvatos devem ser transportados do interior da solução para a camada limite heterodinâmica da água (camada estacionária) que se forma em torno das partículas do adsorvente. O transporte ocorre através de difusão se o adsorvente está em suspensão em água em repouso, como em um sedimentador, ou através de uma mistura turbulenta, como durante um fluxo através de um leito fixo de CAG ou quando CAP é adicionado a solução em uma unidade de mistura rápida ou um floculador.

b) Transporte do adsorvato através da camada estacionária de água: quando a solução passa pelas partículas do adsorvente, os adsorvatos podem ser transportados por difusão molecular através de camada estacionária da água. A distância percorrida e assim, o tempo para essa etapa, é determinado pelo fluxo que passa pela partícula. Quanto mais alto o fluxo, menor a distância.

c. Transporte do adsorvato através dos poros internos do carvão (difusão interna): após passar pela camada estacionária de água, os adsorvatos podem ser transportados através dos poros do adsorvente para os sítios de adsorção disponíveis. O transporte intrapartícula pode ocorrer por difusão molecular através da solução no interior dos poros (difusão nos poros), ou por difusão ao longo da superfície do adsorvente (difusão superficial), ocorrendo, em seguida, a adsorção (Figura 3.2).

Figura 3.2 – Mecanismos envolvidos na cinética de adsorção
(adaptado de MWH, 2012).

d. Adsorção: após o transporte para o sítio disponível, a ligação é formada entre o adsorvato e o adsorvente. Na adsorção física, esta etapa é muito rápida e como resultado, uma das etapas de difusão anteriores irá controlar a taxa na qual as moléculas são removidas da solução. Se a adsorção for química, onde há alteração da natureza da molécula, a reação química pode ser mais lenta do que a difusão, e, assim, essa etapa de adsorção controla a taxa de remoção dos compostos.

O processo de adsorção requer a utilização de adsorventes, que são partículas sólidas porosas, podendo ser de vários tipos. Os mais utilizados são a sílica gel, a alumina ativada, os aluminossilicatos cristalinos (conhecidos como zeólitas), as resinas de troca iônica e o carvão ativado (AWWA, 2011).

O carvão ativado é um dos principais adsorventes utilizados no tratamento de água. As características do carvão ativado dependem da origem da matéria-prima (vegetal, animal ou mineral) e do tipo de ativação escolhida (física, química ou plasma)

durante a sua produção. A capacidade de adsorção é determinada pela sua estrutura física altamente porosa, sendo, porém, fortemente influenciada pela estrutura química superficial. Além disso, as características do adsorvato e da água a ser tratada influenciam na capacidade de adsorção do carvão (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

O carvão ativado é uma forma de carbono especificamente tratada para aumentar significativamente suas propriedades de adsorção. A estrutura do carvão ativado consiste de microcristais elementares de grafite, onde estes aglomeram numa orientação aleatória. Os espaços entre os cristais formam os microporos, onde a distribuição dos poros e seu volume total dependem das condições da pirólise e dos procedimentos de ativação (AWWA, 2011).

No tratamento de água, o carvão ativado pode ser utilizado na forma de pó ou granular. Usualmente o carvão ativado granular (CAG) possui grãos com tamanho entre 0,59 mm a 2,38 mm enquanto o carvão ativado pulverizado (CAP) tem partículas com tamanho máximo de 100 μm , com tamanho correspondente a 90% que passa (em peso) na curva de distribuição granulométrica de 50 μm (NBR 12073/1991).

Segundo AWWA 2011, a oxidação química da superfície do carvão ativado por soluções que contêm cloro aumenta o número de grupos funcionais oxigenados na superfície do carvão e acarreta a diminuição da capacidade de adsorção.

Outro fator que influencia no processo de adsorção é a qualidade da água. A capacidade de adsorção do carvão ativado é dependente do tipo de água e é fortemente reduzida na presença de matéria orgânica natural (MON). A redução da adsorção do carvão ativado pela MON ocorre devido a competição com o adsorvato pelos sítios ativos do adsorvente ou pelo bloqueio dos poros, como mostrado no trabalho de Heijman e Hopman (1998) o qual estudou a redução da capacidade de adsorção de pesticida pelo carvão ativado granular na presença de matéria orgânica natural. Neste trabalho, os

autores concluíram que a MON pode bloquear os poros, diminuindo a área específica disponível no CAG, conforme ilustrado na Figura 3.3.

Figura 3.3 – Representação esquemática do bloqueio dos poros do carvão ativado pelas moléculas de matéria orgânica natural, a qual prejudica a adsorção de pesticidas

(adaptado de Heijman e Hopman, 1998)

O uso de carvão ativado pulverizado em estações de tratamento de água é comum em situações de acidente ou quando um contaminante é detectado na água bruta e possui características de sazonalidade. Em algumas estações de tratamento de água o uso é feito de forma contínua. Este é o método mais comum, porque o seu uso pode ser adequado em instalações já existentes sem investimentos significativos adicionais (USEPA, 2001).

Petrie et al. (1993) estudaram a remoção de pesticidas carbamatos e oxiclorofenoxiácidos em leitos filtrantes de areia, de carvão ativado, argila e de turfa e concluíram que dos quatros leitos filtrantes estudados, o carvão ativado foi o mais eficiente na remoção dos agrotóxicos. O emprego de carvão ativado granular tem sido proposto em Sistemas de Tratamento de Água na Inglaterra, precedido ou não por pré-oxidação, como estratégia de tratamento para remoção de agrotóxicos (LAMBERT et al., 1996).

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), a maior parte das substâncias que causam sabor e odor, cor, mutagenicidade e toxicidade, incluindo agrotóxicos, geosmina,

MIB e cianotoxinas em geral, podem ser adsorvidas em carvão ativado. Porém, o desempenho da adsorção do carvão ativado depende de suas características e da substância orgânica indesejável na água, pois a massa molecular desta está diretamente relacionada ao tamanho dos poros do carvão ativado. Por isso, se faz necessário o conhecimento prévio das principais propriedades dos diferentes tipos de carvão ativado e a realização de ensaios em laboratório, visando à remoção de substâncias específicas, etapa imprescindível para a seleção apropriada do carvão ativado.

3.4.1 Isotermas

Apesar da importância de se conhecer algumas características físico-químicas do carvão ativado, a isoterma é o melhor indicador da potencialidade do uso de um certo tipo de carvão ativado para remoção de um composto específico em água (DI BERNARDO e DANTAS, 2005). Para estimar a capacidade de adsorção de determinados adsorventes, informações sobre o equilíbrio de adsorção são fundamentais. Os dados de equilíbrio são obtidos por meio das isotermas de adsorção, que podem ser expressas por modelos como os de Langmuir e Freundlich.

As isotermas de adsorção são normalmente desenvolvidas para avaliar a capacidade do carvão ativado para a adsorção de uma molécula em particular, é um método simples e prático de determinar o uso de carvão ativado para uma determinada aplicação, são usadas para expor uma quantidade conhecida de adsorvato em um volume fixo de líquido e várias dosagens de adsorvente em temperatura constante (MWH, 2012).

O procedimento experimental para avaliar quantitativamente a adsorção através das isotermas é bastante simples: basta colocar em contato com a solução contendo o componente a ser adsorvido, com diferentes massas de adsorvente até atingir o equilíbrio. Após a filtração, pode-se obter a concentração de equilíbrio em solução (C_e em mg/L) e a quantidade de material adsorvido (q em mg/g). Os gráficos assim obtidos

são as isotermas e podem apresentar-se de várias formas, fornecendo informação importante sobre o processo de adsorção. Elas mostram a relação de equilíbrio entre a concentração na fase fluida e a concentração nas partículas adsorventes em uma determinada temperatura (NETZ e ORTEGA, 2002).

A isoterma de Freundlich, a qual relaciona a quantidade de adsorvato por unidade de massa de material adsorvente (q) obtida em reatores do tipo batelada, pode ser descrita de acordo com equações 1 e 2

$$q = K \cdot C^{1/n} \quad (1)$$

$$q = \frac{V}{M} (C - C_0) \quad \text{ou} \quad D = \frac{M}{V} = \frac{(C - C_0)}{q} \quad (2)$$

q - concentração de equilíbrio do adsorvato na fase sólida (mg de adsorvato por g de carvão);

K_f - constante da isoterma de Freundlich (mg/g).(L/mg)^{1/n};

C - concentração de equilíbrio (mg/L);

n - constante da isoterma de Freundlich;

V - Volume da amostra (L);

M - massa de carvão (g);

Dos - dosagem de carvão (g/L);

C_0 - concentração inicial do adsorvato (mg/L).

3.4.2 Adsorção em leito fixo

A adsorção de leito fixo é formada por uma coluna ou filtro que contém o sólido adsorvente em estado estacionário, o qual irá remover a substância desejada diluída em um fluído. O projeto de um leito fixo para adsorção necessita da seleção de um adsorvente e informações de sua capacidade no equilíbrio.

Segundo Tondeur et al. (1988), os fatores que afetam a forma da velocidade das curvas ou frentes de adsorção podem ser divididos em três grandes classes: fatores termodinâmicos, fatores cinéticos, e fatores fluidodinâmicos.

Fatores termodinâmicos: são aqueles que determinam a distribuição de equilíbrio dos solutos adsorvidos, entre a fase fluida e a fase sólida. Abrangem a concentração total do fluido, a porosidade do leito e da partícula e a capacidade do adsorvente como uma função da concentração do fluido, pressão e temperatura. Estas informações estão contidas nas isotermas e são fatores essenciais para o estabelecimento da velocidade e forma da frente de adsorção. Quanto maior for a capacidade de adsorção, mais baixa é a velocidade da frente.

Fatores cinéticos: são aqueles que governam a velocidade de transferência dos solutos do fluido para o sólido ou do sólido para o fluido. Essa transferência é essencialmente de natureza difusional, e é afetada pela fluidodinâmica local nas vizinhanças da partícula. Uma baixa velocidade de transferência resulta geralmente no alongamento da frente de adsorção.

Fatores fluidodinâmicos: podem ter diferentes origens, como, efeitos laminares, efeitos turbulentos, efeitos geométricos (canais devido a heterogeneidade de empacotamento) e instabilidades fluidodinâmicas (devido a diferenças de densidade e/ou viscosidade). Todos esses efeitos tendem a aumentar o tempo de residência das moléculas do soluto, e conseqüentemente alongar a frente.

Nas colunas de carvão ativado granular, a taxa de transferência de massa é relativamente lenta. Assim, a transferência de massa ao longo do material filtrante adsorvedor pode se estender por uma determinada profundidade, na qual a concentração do adsorvato na fase líquida diminui ao longo da profundidade. A zona de transferência de massa pode ser definida como a profundidade do leito necessária para o adsorvato ser transferido do fluido para o adsorvente. Ao longo do tempo de operação, a zona de

transferência de massa (ZTM) vai se movimentando no leito, conforme mostrado na Figura 3.4, de forma que o carvão em contato com a água contaminada atinge sua capacidade total de adsorção, ficando saturado. O carvão abaixo da ZTM permanece virgem. Este movimento continua até ser notado o composto contaminante no efluente da coluna. Quando a concentração do contaminante no efluente da coluna atinge o valor máximo permitido, ou o objetivado pelo tratamento, é chamado de ruptura, ou ponto de ruptura. Neste momento, leito filtrante de CAG deve ser substituído ou regenerado. Entretanto, se o funcionamento permanecer, chegará ao ponto em que o CAG não terá mais capacidade de adsorção, estando completamente saturado. Este ponto é chamado de saturação (ou exaustão). O monitoramento do efluente da coluna ao longo do tempo de operação até ser atingido o valor máximo permitido de concentração de saída do contaminante é denominado de curva de ruptura.

Figura 3.4 – Ilustração do movimento da zona de transferência de massa e variação da concentração de saída da coluna de adsorção em leito fixo ao longo do tempo - curva de ruptura. (adaptado de MWH, 2012)

O tempo para atingir o ponto de ruptura geralmente diminui com uma diminuição do comprimento do leito, com o aumento do tamanho de partícula do adsorvente, um aumento da vazão através da camada e um aumento da concentração inicial de contaminante.

Há diversos modelos matemáticos na literatura que podem ser ajustados para prever a capacidade de adsorção de um filtro adsorvedor com leito fixo, para apenas um adsorvato, como mostram os trabalhos elaborados por Heijman (2009), Scharf et al (2010), e Chu (2014).

Entretanto, quando há mais de um contaminante a ser removido, estes podem competir pelos sítios de adsorção do carvão, sendo necessários ensaios em escala piloto ou em escala reduzida (AWWA, 2011).

3.4.3 Ensaios Rápidos em Colunas de Escala Reduzida

Para se determinar o tempo de ruptura de um determinado leito filtrante para adsorver mais de um composto dissolvido na água, ou em águas com interferentes ao processo de adsorção em um soluto, devem ser realizados ensaios de ruptura em escala piloto, seguindo mesmos parâmetros de projeto que em escala real: taxa de aplicação superficial, granulometria, profundidade do meio filtrante e tempo de contato em vazios. Nas Figuras 3.5 e 3.6 estão mostradas as curvas de rupturas típicas observadas na realização de ensaios em coluna de adsorção.

Figura 3.5 – Curva de ruptura para adsorção de Selênio em coluna preenchida de óxido de ferro, com valores experimentais e modelo matemático (Yan et al, 2010)

Figura 3.6 – Curva de ruptura para adsorção de MON para diferentes tipos de adsorventes. (Othman, 2001)

Hand et al (1984) desenvolveram o modelo matemático simplificado de transferência de massa do processo de adsorção, a partir do qual o ERCER foi desenvolvido e validado por Crittenden et al (1986, 1987 e 1991). Segundo os resultados do trabalho elaborado por Crittenden et al (1991), ensaios em escala reduzida em coluna

com leitos fixos, que utilizam água bruta, podem ser usados para prever a performance de um adsorvedor se o parâmetro do processo de transporte de massa tiver similaridade aos leitos em escala real. Este parâmetro é a resistência intrapartícula à transferência de massa, a qual depende da difusividade superficial e a difusividade do poro. Esta difusividade intrapartícula entre o adsorvente e o adsorvato pode ser constante ou se alterar para diferentes diâmetros médios dos grãos do adsorvente. Se a difusividade intrapartícula não variar com a alteração do diâmetro do adsorvente (difusividade constante - DC), pode se assumir que o número de Reynolds das colunas em escala reduzida e real SÃO iguais, para se observar a mesma propagação do contaminante da ZTM (difusividade proporcional DP). Porém, se a difusividade intrapartícula causar a maior parte da propagação da ZTM e for proporcional ao diâmetro do grão, os parâmetros devem ser proporcionais à diferença entre os tamanhos dos grãos para se observar a mesma propagação da ZTM. Esses testes são chamados de ensaios rápidos em colunas de escala reduzida (ERCER ou RSSCT, do inglês Rapid Small-Scale Column Tests) e podem produzir a mesma curva de ruptura que um filtro em escala real. A norma técnica ASTM D6586-03 (2008) estabelece critérios para a execução destes ensaios como método de investigação inicial para estimativa da curva de ruptura de filtros em escala real.

As principais vantagens do ERCER para prever a performance do CAG são: (1) o sistema ERCER pode ser conduzido em uma curta fração de tempo, quando comparado ao da coluna piloto; (2) não é necessário prever modelos matemáticos, assim como, isotermas demoradas ou estudos cinéticos; e (3) um pequeno volume de água e necessário para conduzir o ERCER, facilitando o transporte dessa água para um laboratório. Além disso, garante-se o uso de uma amostra de água coletada no mesmo dia, evitando variações significativas em suas propriedades físico-químicas, desde que conservada em condições adequadas (AWWA, 2011).

De acordo com os estudo realizados por Crittenden et al (1986, 1987 e 1991), para a realização do ensaio ERCER, utilizando o mesmo CAG, com mesmas características

físicas e com granulometria mais fina, é necessário obedecer a relação entre os TCLV pela equação:

$$\frac{T_{red}}{T_{real}} = \left[\frac{d_{p,red}}{d_{p,real}} \right]^{2-X} = \frac{t_{red}}{t_{real}} \quad (3)$$

$TCLV_{red}$ - tempo de contato em leito vazio na coluna de escala reduzida;

$d_{p,red}$ - diâmetro médio das partículas da coluna em escala reduzida;

t_{red} - tempo de operação da coluna em escala reduzida;

$TCLV_{real}$ - tempo de contato em leito vazio na coluna de escala real;

$d_{p,real}$ - diâmetro médio das partículas da coluna em escala real;

t_{real} - tempo de operação da coluna em escala real;

X - coeficiente de dependência do tamanho da partícula na difusividade intrapartícula, sendo igual a zero quando a difusividade é constante e igual a 1 quando a difusividade é proporcional ao tamanho da partícula.

Além da relação entre os TCLV, é importante manter o mesmo número de Reynolds nos dois ensaios, de modo que as características do escoamento permaneçam as mesmas. O número de Reynolds para o escoamento em colunas de leito poroso fixo pode ser definido como:

$$R = \frac{\rho V d}{\mu} \quad (4)$$

R - número de Reynolds (adimensional);

ρ - massa específica do fluido (kg.m^{-3});

V - velocidade intersticial (m.s^{-1});

d - diâmetro da partícula de CAG (m);

μ - viscosidade dinâmica do fluido ($\text{kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$).

A velocidade intersticial (V) é definida pela taxa de escoamento superficial (TAS) dividida pela porosidade do leito (ϵ). Os dois ensaios devem ter o mesmo número de Reynolds, de forma que é válida a seguinte equação:

$$\frac{R_r}{R_r} = 1 \quad (5)$$

em que:

Re_{red} - número de Reynolds no ensaio de escala reduzida (adimensional);

Re_{real} - número de Reynolds no ensaio de escala real (adimensional).

Como o fluido é o mesmo e a porosidade é a mesma, a relação entre as taxas de aplicação superficial é dada por:

$$T_r = T_r \cdot \frac{d_r}{d_r} \quad (6)$$

em que:

TAS_{red} - taxa de aplicação superficial em escala real (m/d);

TAS_{real} - taxa de aplicação superficial em escala reduzida (m/d).

Dependendo das características do adsorvato e do adsorvente, pode-se considerar a DC e/ou a DP, para a realização do ERCER. O estudo elaborado por Summers et al (1996) mostrou pode ser considerada a DC para os estudos de adsorção de trihalometanos, ácidos haloacéticos, compostos orgânicos halogenados totais e entre outros. Para matéria orgânica natural dissolvida na água, o modelo considerando a DP teve uma melhor resposta. Para alguns pesticidas testados, compostos orgânicos voláteis e fármacos, nem a DC e tampouco a DP produziram resultados satisfatórios. Assim, a AWWA (2011) recomenda que, antes de serem executados ensaios utilizando o modelo ERCER, deve-se realizar ensaios para validação do método para os adsorvatos e

adsorventes estudados, e escolha entre a DC e a DP ou, eventualmente, se o ERCER não deve ser utilizado.

3.5 AGROQUÍMICOS

Os agroquímicos (também chamados de micropoluentes, ou agrotóxicos), são encontrados em pequenas quantidades na água (frequentemente da ordem de microgramas por litro), apresentam persistência na natureza e no organismo humano, tornando-se um sério problema para a saúde (BELTRAN et al. 1993). A biodegradabilidade destes compostos varia com a sua composição orgânica e interação com outros tipos de matéria orgânica presentes na água a ser tratada.

O Brasil com as culturas de milho e cana-de-açúcar, emprega elevadas quantidades de herbicidas. Das 150.000 toneladas/ano dos pesticidas consumidos, cerca de 33% são herbicidas; sendo que a cana-de-açúcar é responsável pelo consumo de 13% do total de pesticidas (RAMOS, 2005).

Grande número de pesticidas aplicados não encontra a sua verdadeira finalidade, contaminando a atmosfera, o solo, a água, os alimentos e consequentemente os seres vivos. Quando acumulados no corpo humano, mesmo em doses pequenas, alguns pesticidas podem produzir sérios efeitos sobre a saúde como câncer e doenças degenerativas. Também é preocupante a presença destes compostos na água de abastecimento pois, embora sejam de baixa toxicidade, podem formar substâncias tóxicas quando reagem com o cloro, adicionado na água para desinfecção.

Dentre os herbicidas utilizados no Brasil, o coquetel de diuron e hexazinona é o produto líder de vendas no mercado. Liberado pelo Ministério da Agricultura, está enquadrado na classe toxicológica III - Produto Medianamente Tóxico – e é utilizado, principalmente, no controle de ervas daninhas na cultura da cana-de-açúcar. Na região dos municípios de São Carlos a Ribeirão Preto, onde a cultura de cana-de-açúcar é

intensa, é constatada alta aplicação de pesticidas, em especial o coquetel de diuron e hexazinona. No entanto, não se tem notícias de levantamento da sua presença nos rios e lagos da região.

Comercializado sob o nome comercial de Velpar k®, fabricado pela DuPont do Brasil, é um herbicida seletivo no controle de ervas invasoras nas culturas de cana-de-açúcar e vem em forma de grânulos dispersíveis em água, cujos ingredientes ativos pertencem ao grupo das ureias substituídas e das triazinonas.. É composto por dois ingredientes ativos nas seguintes proporções: 46,8 % de diuron (488g/kg); 13,2% de hexazinona (142 g/kg); e 40% de ingredientes inertes. Possui classificação toxicológica III - Produto Medianamente Tóxico.

Faleiros (2008) realizou o monitoramento da qualidade da água do rio Pardo e observou que durante a época de chuvas este rio possuía valores de turbidez em torno de 100 uT e de cor verdadeira de 30 uH. Este mesmo estudo mostrou que a maior concentração de diuron e hexazinona encontrada no manancial era justamente na época de chuvas, chegando-se a observar 405 µg/L de diuron e 37,98 µg/L de hexazinona.

Trimailovas et al. (2008) realizaram bioensaios com ratos Wistar para avaliar a dose letal de 50% da população (DL₅₀). Nos testes, no grupo que recebeu dosagem de 50 mg/L do herbicida comercial (23,6 mg/L de diuron e 13,6 mg/L de hexazinona) pré-oxidado com cloro (simulando a etapa de desinfecção final dos sistemas de abastecimento de água), observou-se a morte de 50% da população, além de alterações comportamentais no restante da população do ensaio (como letargia, prostração e náuseas). Assim, foi adicionado o produto comercial sólido (Velpar K) na dosagem de 50 mg/L, resultando em 23,6 mg/L de diuron e 13,6 mg/L de hexazinona na água de estudo.

3.5.1 Diuron ($C_9H_7Cl_2N_2O$)

O diuron é um herbicida derivado da ureia com substituições dos hidrogênios amídicos, pertencendo ao grupo químico Ureia Substituída, e ao subgrupo das feniluréias, derivado N'-aril-N,N-dimetiluréria. Apresenta uma alta atividade herbicida, agindo inibindo a fotossíntese. Os herbicidas fabricados a partir do diuron são utilizados no controle de uma ampla variedade de ervas em algumas culturas, tais como cana-de-açúcar, algodão, horticultura, citros, café, entre outras.

É o principal componente do produto comercial Velpar K®. A sua forma molecular é apresentada na Figura 3.7.

Diuron

Figura 3.7 – Estrutura molecular do diuron ($C_9H_7Cl_2N_2O$)

3.5.2 Hexazinona ($C_{12}H_{11}N_5O_2$)

A hexazinona é um herbicida, do grupo químico triazinona, utilizado para controle de ervas invasoras devido à sua capacidade de inibir a fotossíntese. Pertence ao mesmo grupo químico da atrazina, herbicida também bastante empregado na cultura de cana-de-açúcar, milho, sorgo e abacaxi. Seu uso é a aplicação em pré e pós-emergência das plantas infestantes na cultura de cana-de-açúcar. Apresenta classificação toxicológica classe III – medicamente tóxico.

Embora seja de média toxicidade, a hexazinona pode deixar resíduos no meio ambiente, visto que a biodegradação deste composto é muito lenta e pode apresentar acúmulo na cadeia alimentar.

A sua fórmula estrutural pode ser observada na Figura 3.8.

Figura 3.8 – Estrutura molecular da hexazinona ($C_{12}H_{12}N_4O_2$)

3.5.3 Valores máximos permitidos na água potável

Com a finalidade de minimizar impactos no homem e no ambiente, existem normas e padrões que regulamentam os limites máximos das concentrações dos princípios ativos de agrotóxicos na qualidade da água para consumo humano. Esses valores limites são estabelecidos levando em conta as características toxicológicas do composto, a diversidade ambiental, social, cultural e econômica, com o objetivo de assegurar o consumo de água durante todos os estágios da vida humana. A determinação das concentrações de agrotóxicos presentes nos mananciais utilizados nos sistemas de abastecimento público e nas etapas dos processos de tratamento é de fundamental importância para controle operacional, avaliação de risco e proposição de práticas de controle e de monitoramento para assegurar a saúde dos consumidores (Sens et al., 2009).

O uso de agrotóxico no Brasil é regulamentado pela Lei Federal 7802/89 (BRASIL, 1989), sendo necessário o seu prévio registro em órgão federal, de acordo com as diretrizes e exigências dos órgãos federais responsáveis pelos setores da saúde, do meio ambiente e da agricultura (Art. 3º).

O controle de agrotóxicos em sistema de água para abastecimento público no Brasil é regulado pela Portaria 2914 do Ministério de Saúde (BRASIL, 2011), que estabelece o padrão de potabilidade.

Na Portaria 2914 do Ministério de Saúde (BRASIL, 2011), não são apresentados valores máximos permitidos para a hexazinona. O diuron foi incluído na última revisão, com concentração máxima permitida de 90 µg/L. A comunidade Europeia recomenda a concentração máxima de pesticidas na água tratada de 0,5 µg/L e de qualquer pesticida de 0,1 µg/L (Council of The European Union, 1998). Com relação à presença de agrotóxicos em recursos hídricos, a regulamentação no Brasil é estabelecida pela Resolução CONAMA 357 de 2005, para águas superficiais doces, salobras e salinas e pela Resolução 396 de 2008 para águas subterrâneas. Na Tabela 3.1 estão listados os limites máximos permitidos de diuron e de hexazinona na água para consumo humano em diferentes países.

Tabela 3.1 - Comparação de valores máximos permitidos de diuron e hexazinona em água potável (adaptado de Sens et al., 2009)

HERBICIDAS	LEGISLAÇÕES						
	CANADÁ (a)	EUA		AUSTRALIA (d)	NZ (e)	OMS (f)	BRASIL (g)
		(b)	(c)				
Diuron (µg/L)	150	—	100	30	20	—	90
Hexazinona (µg/L)	—	—	400	300	400	—	—

(a) Canadian Drinking - Water Quality – MAC - 2010

(b) EPA - Drinking Water Standards and Advisories - MCL – 2012

(c) EPA - Drinking Water Standards and Advisories – DWEL - 2012

(d) Drinking Water Guidelines for Pesticides Australia – HV - 2011

(e) Drinking Water Standards for New Zeland – MAV – 2008

(f) WHO - Guidelines for Drinking- Water Quality – Fourth edition – GV - 2011

(g) Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914 – Brasil – VMP – 2011

3.6 ABASTECIMENTO DE ÁGUA DE RIBEIRÃO PRETO

O município de Ribeirão Preto está localizado na porção nordeste do estado de São Paulo, correspondendo uma área de aproximadamente 651 km² e está a 313 km da capital paulista. A principal rodovia de acesso ao município é através da Anhanguera (SP 330). Ribeirão Preto encontra-se em uma posição geográfica privilegiada por ligar a Grande São Paulo com a capital Brasília e estar próximo dos principais polos econômicos

do estado de São Paulo como, por exemplo, Bauru, São Jose do Rio Preto, Campinas e o Triângulo Mineiro.

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2013), a população estimada em Ribeirão Preto em 2013 é de 649.566 habitantes. Na Tabela 3.2 é apresentado a taxa de crescimento média em 4 períodos entre 1970 a 2010.

Em Ribeirão Preto, 99,00% das pessoas são atendidas pelo sistema de abastecimento de água, composto somente por mananciais subterrâneos atualmente. Segundo o Departamento de Água e Esgoto de Ribeirão Preto (DAERP), a população da cidade é abastecida por 103 poços artesianos responsáveis pela exploração de 3,9 m³/s do Aquífero Guarani.

Tabela 3.2 - Taxa de crescimento populacional de Ribeirão Preto (Fonte: IBGE, 2013)

Período	População Total	Taxa de crescimento média no período (%a.a.)
1970	212.879	--
1980	318.544	4,11%
1991	436.682	2,91%
2000	504.923	1,63%
2010	604.682	1,82%

A disponibilidade hídrica subterrânea na Bacia do Pardo, na qual o município está inserido, é de aproximadamente 391 m³/hab.ano, entretanto, com a concentração de pessoas em um pequeno espaço da bacia hidrográfica, a disponibilidade no município é de 51,29 m³/ hab.ano. Este índice ocupa a 29^a posição entre as menores disponibilidades hídricas subterrâneas do Estado de São Paulo (CBH-PARDO, 2013).

A exploração do aquífero supera a capacidade de recarga e é responsável pelo rebaixamento do nível potenciométrico. Segundo Campos (2003), a recarga direta por chuva no aquífero Guarani é de aproximadamente 7.168.127 m³/ano enquanto que a exploração de água subterrânea atualmente em Ribeirão Preto é de 90.511.000 m³/ano, ou seja 12,63 vezes maior que o recomendado (BRASIL, 2014).

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2014), a captação de água do rio Pardo para abastecimento de água deverá entrar em operação em 2015 recalando a vazão de 1,0 m³/s. A agência também indica que, segundo a qualidade da água do rio Pardo, o tratamento da água bruta do manancial superficial deverá ser por ETA em ciclo completo. Contudo, deve-se atentar que a região de Ribeirão Preto é destaque na produção de cana-de-açúcar e que os solos provenientes da formação Botucatu e Pirambóia apresentam alta porosidade e os defensivos agrícolas podem ser facilmente lixiviados para as águas superficiais, dificilmente removidos no tratamento convencional.

3.7 VALOR PRESENTE

Para verificar qual das alternativas apresenta menor custo total, buscou-se fazer a análise econômica de custos de implantação e manutenção. Os custos totais de implantação e o custo de operação durante o primeiro ano foram considerados como valor presente. Em contrapartida, os custos futuros de operação a partir do segundo ano foram estimados aplicado o sistema de valor presente.

O Valor presente (VP) consiste no inverso da composição de juros com o objetivo de prever o valor presente de uma quantia futura, supondo que exista a oportunidade obter um rendimento com o capital inicial aplicado (GITMAN, 2003). Este rendimento é a taxa de retorno anual (TRA) cujo valor foi baseado no Sistema Especial de Liquidação e de Custódia (SELIC). Sendo assim, os custos de operação de cada alternativa para um ano i foi calculado da seguinte maneira:

$$V_i = \frac{C_{i,l}}{(1+T)^{i-1}} \quad (7)$$

VP - valor presente do custo do ano i (R\$);

Cano, i - custo de operação do ano i (R\$);

TRA: taxa de retorno anual (%);

i: ano de operação relativo ao custo considerado, a partir da data de início de operação).

O custo de operação total (COPT) é a soma dos custos de operação de todos os anos do período analisado (geralmente o período mínimo de 20 anos para obras de saneamento), convertidos todos em Valor Presente. Somando-se este custo com o custo de implantação, é possível obter o custo total (CT) de cada alternativa (CAP ou CAG), conforme mostra a equação 8.

$$CT = CI + COPT = CI + \sum_{i=1}^{t-1} \left(\frac{C_i}{(1+T)^{i-1}} \right) \quad (8)$$

CT - custo total da alternativa (R\$);

CI - custo total de implantação (R\$);

COPT - custo total operação de 20 anos (R\$).

4 MATERIAIS E PROCEDIMENTOS

Neste capítulo são apresentados os materiais, os equipamentos e os procedimentos utilizados para a realização do trabalho.

4.1 MATERIAIS

4.1.1 Coagulante

Neste estudo foi utilizado Sulfato de Alumínio Líquido Comercial, com 7,03% em massa de Al_2SO_3 ; nos ensaios, foi utilizada a solução com concentração final de 20 g/L do produto comercial. As soluções foram preparadas semanalmente, com água deionizada.

4.1.2 Alcalinizante

Hidróxido de Sódio (NaOH) foi usado com concentração de 1 g/L para ajustagem de pH. As soluções foram preparadas, semanalmente, com água deionizada.

4.1.3 Argila

Foi utilizada argila natural, coletada às margens do rio Pardo; suas características físicas estão apresentadas na Tabela 4.1. A argila foi usada para conferir turbidez à água bruta, conforme preparo mostrado no item 4.4.1.

Tabela 4.1– Características da Argila Natural

Propriedades Físicas	
Massa Específica (g/cm ³)	2,65
Massa Específica Aparente (g/cm ³)	0,57
pH (solução 5%)	7,60

4.1.4 Substâncias Húmicas Aquáticas

Para conferir cor verdadeira à água de estudo foi utilizado extrato de substâncias húmicas aquáticas (SHA) extraídas da água do rio Itapanhaú (Bertigoa-SP), conforme apresentada no item 4.4.2.

4.1.5 Oxidantes

Dióxido de cloro: solução concentrada, produzida a partir de ácido clorídrico, ácido sulfúrico e clorato de sódio (Purate), fornecida pela Eka Chemicals, com concentração aproximada de 400 mg/L de dióxido de cloro. Antes de cada ensaio, o teor de dióxido de cloro era verificado por método espectrofotométrico.

Cloro: a solução de cloro foi preparada a partir do produto comercial hipoclorito de cálcio granulado com concentração de 1g Cl₂.L⁻¹. Antes de cada ensaio, era verificado o teor de cloro disponível.

4.1.6 Carvão Ativado

o Carvão Ativado Pulverizado

O carvão ativado pulverizado (CAP) utilizado no trabalho, produzido a partir do babaçu, apresenta características conforme mostra a Tabela 4.2. O CAP foi utilizado por meio de suspensão preparada com água deionizada, na concentração de 5 g.L⁻¹, mantido sob vácuo e agitação durante 2h para hidratação dos poros do carvão (expulsão do ar).

Esta suspensão era utilizada no prazo máximo de 2 dias, após o qual era substituída por outra nova.

Tabela 4.2 – Características do CAP de babaçu (Piza, 2008)

Parâmetro	Valor	Unidade
Massa específica real	2,42	g.cm^{-3}
Teor de cinzas	13,19	% em massa
Umidade	6,38	%
pH	9,57	
Número de Iodo	939,1	mg.g^{-1}
Índice de Azul de Metileno	120	mg.g^{-1}
Hexazinona		
1/n	0,1359	
Kf	97,086	$(\text{mg.g}) \cdot (\text{L/mg})^{1/n}$
Diuron		
1/n	0,2175	
Kf	382,15	$(\text{mg.g}) \cdot (\text{L/mg})^{1/n}$

o Carvão Ativado Granular

O carvão ativado granular (CAG) utilizado no trabalho, produzido a partir do babaçu, apresenta características mostradas na Tabela 4.3. Antes de ser usado o CAG era passado em peneira e selecionado de acordo com a granulometria a ser utilizada, com o propósito de eliminar parte dos finos e pó que acompanham este carvão.

Tabela 4.3 – Características do CAG de babaçu (Piza, 2008)

Parâmetro	Valor	Unidade
Massa específica real	2,9	g.cm^{-3}
Teor de cinzas	8,9	% em massa
Umidade	3,55	%
pH	9,55	
Número de Iodo	1028,8	mg.g^{-1}
Índice de Azul de Metileno	170	mg.g^{-1}
Hexazinona		
1/n	0,2414	
Kf	124,82	$(\text{mg.g}) \cdot (\text{L/mg})^{1/n}$
Diuron		
1/n	0,1558	
Kf	371,09	$(\text{mg.g}) \cdot (\text{L/mg})^{1/n}$

4.2 EQUIPAMENTOS E PROCEDIMENTOS PARA ANÁLISES

4.2.1 Principais equipamentos

Os equipamentos utilizados com maior frequência para a execução dos ensaios e medição dos principais parâmetros, foram:

- Potenciômetro modelo 420A da marca ORION com eletrodo combinado para medição do pH, conforme método 4500 HB (APHA, 2012);
- Turbidímetro modelo 2100P da marca HACH e cubeta para medição da turbidez, conforme método 2130 B (APHA, 2012)
- Espectrofotômetro de leitura digital, modelo DR4000 da marca HACH, com duas cubetas (mostrados na Figura 4.1) para medição da cor verdadeira, cor aparente e absorbância, conforme métodos 2120 C e 5910 B (APHA, 2012);
- Analisador de Carbono Orgânico Total modelo TOC-L-CPH da Shimadzu;
- Reatores estáticos de bancada, jarreste, da marca NOVA ÉTICA, com seis jarros com capacidade de 2 L cada, provido de eixos com paletas e rotações de variação programável entre 20 e 600 rpm (Figura 4.2). Vale destacar que, neste equipamento, as rotações das paletas são ajustadas por um controlador digital com capacidade para seis programações diferentes;
- Cromatógrafo a gás com detector de nitrogênio e fósforo (CG – DNP) da marca Variam CP 3800 utilizando coluna modelo VF – 5 ms 30 m x 0,25 mm e 0,25 μ m de filme
- Outros: Cronômetro digital; Termômetro de bulbo; Balança eletrônica da marca METTLER, vidrarias diversas e copos descartáveis de 50 mL de volume para efetuar as coletas;

Figura 4.1 – Foto dos equipamentos utilizados nos ensaios de bancada

Figura 4.2 – Foto do equipamento Jarteste com kit de filtros de areia e filtros de CAG

4.2.2 Análises Cromatográficas para quantificação de diuron e hexazinona

Para as análises foi utilizado o cromatógrafo a gás com detector de nitrogênio e fósforo (CG – DNP) da marca Variam CP 3800 com coluna modelo VF – 5 ms 30 m x 0,25 mm e 0,25 μ m de filme (Figura 4.3) gentilmente cedido pelo laboratório de Recursos Hídricos da UNAERP - Universidade de Ribeirão Preto. As análises seguiram o método USEPA 507 (1995). Foi necessário fazer extração em fase sólida. Inicialmente, o

cartucho, com adsorvente C-18 (da marca Supelco), era ativado o com 10 mL de metanol e, em seguida, era lentamente percolado até 100 mL da amostra – em função da concentração – por sistema a vácuo (Figura 4.4) e mantido neste sistema por mais 10 min, até que estivesse completamente seco. Em seguida, era realizada a eluição com 25 mL de metanol, e então, levado para análise. As condições de operação do cromatógrafo foram: corrente da pérola de 3300 A; temperatura do injetor de 250°C, temperatura do detector de 300°C – rampa de aquecimento iniciando em 120°C por 1 min, depois um gradiente de 6°C.min⁻¹ até 180°C e gradiente de 15°C.min⁻¹ até atingir 300°C, permanecia nesta temperatura por 2,5 min, totalizando o tempo de corrida de 21 min e 30 s.

Figura 4.3 – Foto do cromatógrafo a gás com detector de nitrogênio e fósforo

Figura 4.4 – Equipamento utilizado na extração de fase sólida

Os compostos orgânicos halogenados foram determinados por cromatografia a gás com detector de captura de elétrons, do Laboratório de Recursos Hídricos da UNAERP, de acordo com a metodologia recomendada pelos métodos 551.1 e 552 da EPA. Os seguintes subprodutos foram investigados: (i) trialometanos: clorofórmio, bromodiclorometano, dibromoclorometano, bromofórmio; (ii) haloacetônitrilas: dicloroacetônitrila, tricloroacetônitrila, dibromoacetônitrila, tribromoacetônitrila, bromocloroacetônitrila; (iii) halopicrinas: cloropicrina; (iv) haloacetonas: 1,1-dicloropropanona, 1,1,1-tricloropropanona; (v) cloro hidratado; (vi) ácidos haloacéticos: monoclóro ácido acético, monobromo ácido acético, dicloro ácido acético, tricloro ácido acético, bromocloro ácido acético, bromodicloro ácido acético, dibromo ácido acético, clorodibromo ácido acético, tribromo ácido acético.

4.2.3 Ensaios em coluna de CAG

Os ensaios para a obtenção da curva de ruptura em coluna de carvão ativado granular - CAG, foram realizados em uma instalação provida de bomba dosadora, manômetro, tanque de armazenamento de água contaminada e duas colunas diferentes, mostrada na Figura 4.5. A coluna A (ver Figura 4.6), de acrílico, em formato cilíndrico, possui 20 mm de diâmetro interno e 250 mm (0,25 m) de altura. A coluna B (ver Figura 4.7), em aço inoxidável, também em formato cilíndrico, com 10 mm de diâmetro interno e 150 mm (0,15 m) de altura. Na extremidade inferior das duas colunas foi instalada uma tela para suporte do meio filtrante. A saída do efluente foi localizada acima do topo do meio granular para evitar a ocorrência de pressões negativas no meio filtrante. Ambas as instalações eram providas de manômetro para verificar a pressão à montante da coluna.

Para cada ensaio, o CAG era peneirado na granulometria desejada; em seguida, a massa era lavada com água ultrapura e seca em estufa a 150°C por 4 h. Essa massa, da qual parte da água já fora retirada, era colocada em um dessecador e, após

ser resfriada, era feita a pesagem da massa necessária para cada ensaio. A massa de CAG era coberta com água ultrapura e levada à fervura, a qual era mantida em ebulição por 10 min. Depois, ainda molhado, o CAG era resfriado até alcançar a temperatura ambiente para, posteriormente, ser disposto na coluna.

Figura 4.5 – Esquema da instalação utilizada para os ensaios de curva de ruptura do CAG

Figura 4.6 – Coluna A utilizada para ensaio de curva de ruptura do CAG

Figura 4.7 – Coluna B utilizada para ensaio de curva de ruptura do CAG

Nas colunas foi adicionada uma camada de 2 cm de areia fina para atuar como suporte da camada de CAG. Em seguida a coluna era preenchida com água e CAG adicionado; o nível da água era mantido sempre acima do topo com o propósito de evitar o aprisionamento de ar no interior do meio granular. Após a preparação da coluna, era adicionada água ultrapura com vazão suficiente para a expansão do leito, para acomodamento das partículas de CAG para a retirada de qualquer bolha de ar que tivesse sido aprisionada. Em seguida, o CAG era compactado no leito por meio de leves batidas. Também eram verificadas ocorrências de possíveis vazamentos no sistema. Após essa verificação, era dado início ao ensaio com introdução de água contaminada na parte superior da coluna.

Para ensaio da curva de ruptura a água foi recalçada com uma bomba peristáltica modelo Qdos 30 da Watson Marlon (Figura 4.8), com capacidade de 0,1 a 30 L/h, provida de controle digital para ajuste da vazão e adequada para trabalhar com até 7 bar de contrapressão.

Figura 4.8 – Bomba peristáltica utilizada no ensaio da curva de ruptura do filtro de CAG

Os parâmetros para realização do ensaio foram: tempo de contato em leito vazio (TCLV); e taxa de aplicação superficial (TAS); os quais são definidos pelas equações 9 a 11.

- o Tempo de contato em leito vazio

$$T = \frac{V}{Q} \quad (9)$$

em que:

TCLV - tempo de contato em leito vazio (min);

Q - vazão afluyente (m³/min);

V - Volume do leito granular de CAG (m³).

- o Taxa de aplicação superficial

$$T = \frac{Q}{A} \quad (10)$$

em que:

TAS - Taxa de aplicação superficial (m/d);

Ac - Área da seção de escoamento da coluna (m²).

Combinando as equações 9 e 10, e sabendo-se que o volume do leito granular é igual ao produto entre a área da seção de escoamento (A_c) pela altura do leito (Alt), e considerando-se a conversão de unidades necessárias, obtém-se

$$A = T \cdot T \cdot \frac{1d}{1m} \quad (11)$$

em que:

Alt - altura do leito (m).

4.3 ETAPALIZAÇÃO DO TRABALHO

O trabalho foi realizado em cinco etapas; cada etapa foi subdivida em fases, conforme descrição a seguir:

ETAPA 1 – PREPARO DA ÁGUA DE ESTUDO:

FASE 1.1: Preparo da suspensão-mãe de argila;

FASE 1.2: Extração das substâncias húmicas aquáticas (SHA);

FASE 1.3: Preparo e caracterização da água de estudo.

ETAPA 2 – ENSAIOS PARA SELEÇÃO DE PARÂMETROS

FASE 2.1: Construção do diagrama de coagulação para escolha da dosagem e pH de coagulação.

FASE 2.2: Seleção da dosagem de oxidante e tempo de contato para pré-oxidação:

2.2.1 – Ensaio com Cloro;

2.2.2 – Ensaio com Dióxido de Cloro.

FASE 2.3: Seleção da dosagem de CAP e tempo de contato.

ETAPA 3 – ENSAIOS QUALITATIVOS EM BANCADA PARA REMOÇÃO DE DIURON E HEXAZINONA

FASE 3.1: Ensaio em ciclo completo, seguido ou não de adsorção em CAG;

FASE 3.2: Adsorção em CAP e tratamento em ciclo completo;

FASE 3.3: Pré-oxidação com cloro ou dióxido de cloro e tratamento em ciclo completo, seguido ou não de adsorção em CAG;

FASE 3.4: Pré-oxidação com cloro ou dióxido de cloro, adsorção em CAP e tratamento em ciclo completo;

FASE 3.5: Escolha dos melhores métodos e técnicas para remoção de diuron e hexazinona.

ETAPA 4 – ENSAIOS QUALI-QUANTITATIVOS DAS ALTERNATIVAS SELECIONADAS

FASE 4.1: Determinação da dosagem de carvão ativado pulverizado.

FASE 4.2: Investigação da curva de ruptura em coluna de carvão ativado granular:

4.2.1 - Ensaios para validação do teste rápido em coluna de CAG em escala reduzida;

4.2.2 – Ensaios para predição da carreira de um filtro de CAG.

ETAPA 5 – COMPARAÇÃO ENTRE A APLICAÇÃO DE CAP E CAG

FASE 5.1: Pré-dimensionamento e estimativa dos custos de implantação de um sistema de CAP em uma ETA convencional;

FASE 5.2: Pré-dimensionamento e estimativa dos custos de implantação de um sistema de filtração em CAG em uma ETA convencional;

FASE 5.3: Comparação do uso de CAP e CAG.

A Figura 4.9 mostra o fluxograma de todas as etapas do trabalho. Nos itens 4.4 a 4.8 estão descritos os procedimentos utilizados em cada ensaio de cada uma das etapas e fases.

4.4 ETAPA 1: PREPARO DA ÁGUA DE ESTUDO

A água de estudo foi preparada a partir da água do poço EESC/USP. Com o objetivo de simular a água natural do rio Pardo, localizado na cidade de Ribeirão Preto/SP, foram adicionadas argila e substâncias húmicas aquáticas (SHAs) para conferir turbidez e cor verdadeira, respectivamente. Foi utilizada a água preparada em laboratório diante das dificuldades de usar a água natural do Rio Pardo, principalmente quanto à preservação de suas características ao longo dos ensaios. A água de estudo foi preparada com 100 uT de turbidez e 30 uH de cor verdadeira. Foi adicionado o produto comercial sólido (Velpar K) na dosagem de 50 mg/L, resultando 23,6 mg/L de diuron e 13,6 mg/L de hexazinona na água de estudo.

4.4.1 Preparo da suspensão-mãe de argila

A suspensão-mãe de argila foi preparada conforme metodologia proposta por DI BERNARDO (2004), misturando 1.000 gramas de argila a 50 litros de água e agitando por 2 horas. Após 10 horas de repouso, o sobrenadante foi coletado da suspensão-mãe, eliminando-se as partículas de maior tamanho, de forma a reduzir os erros na preparação da água de estudo. Foram adicionados 9 L do sobrenadante à aproximadamente, 500 L de água do poço da EESC/USP, resultando turbidez da água de estudo no valor da ordem de 100 uT.

Figura 4.9 – Fluxograma do desenvolvimento do trabalho

4.4.2 Preparo do extrato de substâncias húmicas aquáticas

A água utilizada para extração das substâncias húmicas aquáticas foi coletada no rio Itapanhaú (Figura 4.10), situado no município de Bertioga – SP. Este rio foi e tem sido estudado em pesquisas na Escola de Engenharia de São Carlos (EESC-USP) devido ao seu alto teor de substâncias húmicas, que lhe confere cor verdadeira elevada, da ordem de 400 uH. Após a coleta, acidificou-se a água com ácido clorídrico até o pH 2,0, de acordo com as recomendações da Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (IHSS), com o propósito de impedir a precipitação de hidróxidos metálicos.

Figura 4.10 – Coleta de água no rio Itapanhaú

A extração das substâncias húmicas foi realizada pelo método de adsorção e eluição em resinas macroporosas XAD-8 e XAD-4, indicado pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (IHSS) e adaptado dos trabalhos de Thruman e Malcolm (1981), Leenheer e Croue (2003), Sloboda (2007) e Santos (2009). A resina XAD-8 adsorve a fração hidrofóbica e a resina XAD-4 a fração transfílica ácida, conforme mostrado na Figura 4.11. Neste trabalho, foram extraídas essas duas frações (hidrofóbica ácida e transfílica ácida), por serem de mais fácil obtenção e correspondem juntas a 61% do total das substâncias húmicas dissolvidas no rio Itapanhaú, apresentada na Figura 4.12.

O procedimento compreende ciclos sequenciais de quatro etapas mostradas na Figura 4.14 e descritas a seguir:

Etapa 1 – Adsorção – a água do rio Itapanhaú que contém grande quantidade de substâncias húmicas, foi percolada através da resina macroporosa XAD-8 e, em seguida, da resina XAD-4, a fim de reter a fração hidrofóbica ácida e a transfilica ácida, dos ácidos húmicos e fúlvicos. Cada uma das resinas foi alocada em um cilindro de acrílico de 31 mm de diâmetro, formando um leito trocador de 30 cm de altura. A água era bombeada para a coluna contendo a resina XAD-8 e o seu efluente encaminhado para a coluna contendo a resina XAD-4, como mostra a Figura 4.13. O acompanhamento para identificação da saturação da resina foi feito por meio de medida da absorbância 254 nm, da água após a passagem pelas resinas. Quando o efluente da coluna da resina XAD-4 atingia uma absorbância igual ou maior a 50% do valor da absorbância inicial da água, era finalizado o ciclo de extração e dado início a eluição. Cada ciclo de adsorção era realizado, em média, em 48 horas e permitia a percolação de 20 a 40 litros de água bruta.

Figura 4.11 - Esquema de Fracionamento de MOD, adaptado de Wei et al. (2008)

Figura 4.12 - Quantificação das frações da matéria orgânica dissolvida do Rio Itapanhaú (Santos, 2009)

Figura 4.13 – Instalação das colunas com resinas XAD-8 e XAD-4 para extração das substâncias húmicas aquáticas

Etapa 2 - Eluição – a extração das substâncias húmicas adsorvidas nas resinas foram realizadas com solução de hidróxido de sódio (NaOH) a $0,1 \text{ mol.L}^{-1}$ – aproximadamente 400 mL em cada coluna) – obtendo assim o percolado, líquido de cor escura altamente básico com pH da ordem de 13.

Etapa 3 – Diálise – realizada com o intuito de reduzir o pH do extrato de SHA e diminuir a concentração de sais, esta etapa foi realizada em duas fases. O extrato de SHA foi envolto por papel celofane e, na primeira fase, imerso em recipiente contendo solução de ácido clorídrico (HCl) com pH próximo a 2,5 até a redução do pH do percolado (entre 6,0 e 7,0). Na segunda fase, as embalagens de extrato foram lavadas com água corrente, proveniente do poço artesiano do Campus da USP de São Carlos, até teste negativo de cloretos, para se obter desta forma o extrato de substâncias húmicas aquáticas utilizado para confecção da água de estudo. O extrato foi armazenado em recipiente plástico, a 4°C .

Etapa 4 – Regeneração – nesta etapa, foi realizada a lavagem com água deionizada, para remoção da base e retirada das resinas da coluna para recuperação. Em seguida, foi feita a lavagem com metanol e posterior enxágue com água deionizada até a remoção do metanol (Thurman e Malcolm, 1981). Após o procedimento de lavagem, a resina foi empacotada – recolocada na coluna de acrílico – pronta para novo ciclo de extração.

Figura 4.14 - Procedimento de Extração das Substâncias Húmicas Aquáticas (adaptado de Santos, 2009)

O extrato obtido pode ser visualizado na Figura 4.15 – cor escura, ao lado da água do rio Itapanhaú – cor amarelo claro. O rendimento de cada ciclo era de 400 a 600 mL de extrato por 40 litros de água bruta. Foram utilizados cerca de 30 litros do extrato

durante os ensaios, de modo que esta etapa de obtenção das substâncias húmicas teve duração considerável de tempo (cerca de 120 dias).

Figura 4.15 – Água do rio Itapanhaú e extrato de substâncias húmicas aquáticas

4.5 ETAPA 2: SELEÇÃO DE PARÂMETROS PARA ENSAIOS EM BANCADA

Nesta etapa foram realizados ensaios em bancada com o propósito de simular os processos e operações do tratamento em ciclo completo, para selecionar os parâmetros de dosagem de coagulante e pH de coagulação, dosagem de cloro, dióxido de cloro e CAP, bem como verificar a remoção de diuron e hexazinona. Também foram ensaiados o tratamento em ciclo completo, a pré-oxidação com cloro ou com dióxido de cloro, a adsorção com CAP ou CAG, e a combinação de pré-oxidação com cloro ou dióxido de cloro com o tratamento em ciclo completo e a adsorção com CAP ou CAG.

Os ensaios no equipamento jarteste foram realizados de acordo com a sequência de procedimentos descritos a seguir:

- i. Programar o equipamento jarteste para o ensaio a ser realizado. Inserir os tempos de agitação previamente calibrados no equipamento, e as respectivas agitações. Realizar teste para aferir se o tempo de agitação programado era condizente com o tempo que realmente se deseja manter a agitação;

- ii. A água bruta, mantida a uma temperatura de 25°C, deve ser adicionada, aleatoriamente, em porções de 300 a 500 mL, em cada um dos jarros, de forma a distribuí-la de modo homogêneo entre os 6 jarros. Cinco a seis porções completaram os 2 L necessários para iniciar o teste;
- iii. Colocar os volumes correspondentes às dosagens do coagulante nas cubetas do equipamento;
- iv. Colocar, com o auxílio de pipetas, os volumes correspondentes ao acidificante ou alcalinizante dentro dos jarros;
- v. Ligar o aparelho, acionar o cronômetro e, simultaneamente, iniciar o programa preestabelecido, com as paletas abaixadas. Todos os programas iniciam com a rotação de 100 rpm, agitando a água dos jarros para misturar o acidificante ou alcalinizante por 60 s, antes de adicionar o coagulante;
- vi. Passado os 60 s iniciais, a rotação das paletas deve estar na respectiva rotação do gradiente de velocidade médio da mistura rápida (Gmr). Neste instante o coagulante deve ser adicionado. Logo após a adição do coagulante, deverá ser realizada a leitura do pH de coagulação da água de cada jarro;
- vii. Após o tempo estabelecido para a mistura rápida (Tmr), a programação do aparelho deverá ajustar a sua rotação para aquela correspondente ao gradiente de velocidade médio de floculação (Gf);
- viii. Após o tempo de floculação, Tf (60 s + Tmr + Tf, no cronômetro), desligar o aparelho e erguer as paletas;
- ix. Com o aparelho desligado, realizar as coletas nos tempos pré estabelecidos para representar as velocidades de sedimentação (Vs) escolhidas, lembrando de efetuar, 5 segundos antes da coleta, descarte para que a água coletada não sofra interferência da água remanescente na mangueira de coleta. Coletar

as amostras no tempo de 10 segundos, 5 segundos antes e com término 5 segundos depois do tempo de coleta;

- x. Nos ensaios com o kit de filtros de areia, iniciar a filtração em areia com taxa de filtração de 60 a 100 m²/m²dia. Coletar amostras do filtrado 20 min após o início da filtração em areia;
- xi. Nos ensaios com kit de filtros de carvão ativado granular (CAG) iniciar a filtração nos filtros de carvão após a coleta da amostra da água filtrada em areia. Coletar amostras do filtrado, 20 min após o início da filtração em carvão ativado;
- xii. Medir os parâmetros desejados, pH, turbidez e/ou cor nas amostras coletadas;
- xiii. Limpar os jarros do equipamento jarteste, com água corrente. Os demais equipamentos devem ser limpos também, de acordo com as recomendações dos fabricantes. Os frascos de coleta devem ser limpos com água corrente e enxaguados com água deionizada.

4.5.1 Dosagem do coagulante e do pH de coagulação

O objetivo desta etapa foi selecionar a dosagem do coagulante e o pH de coagulação, adequados para a realização dos demais ensaios. Para tanto, foram adotados os seguintes parâmetros: tempo de mistura rápida (Tmr) igual à 10 s; gradiente de velocidade médio da mistura rápida (Gmr) igual a 1000 s⁻¹; tempo de floculação (Tf) igual a 20 min; gradiente de velocidade médio na floculação (Gf) igual a 20 s⁻¹; e coleta de amostras correspondentes às velocidades de sedimentação de 1,0 e 2,5 cm/min. Nas amostras coletadas foram medidas a cor aparente e a turbidez remanescente.

Foram realizados ensaios para diferentes dosagens de produtos químicos, variando também o pH de coagulação por meio da adição de alcalinizante. Deste modo,

para cada velocidade de sedimentação, foram obtidos valores de turbidez e cor aparente remanescente em função do par de valores “pH de coagulação e dosagem de coagulante”, com os quais foram construídos os diagramas de coagulação e traçadas as regiões de isoefficiência.

Nas regiões de maior remoção foram escolhidos três pontos para as duas velocidades de sedimentação e, a seguir, foi realizado um ensaio de reprodução desses pontos, em réplica, para selecionar o que apresentou o melhor resultado. Em seguida foram realizados ensaios em bancada simulando o tratamento em ciclo completo – com filtração em areia após a decantação – com os seguintes parâmetros de controle: água coagulada - pH de coagulação; a água decantada - turbidez, cor aparente, diuron, hexazinona, COT e absorbância 254 nm; e água filtrada - turbidez, cor aparente, diuron, hexazinona, COT, pH, ferro e alumínio residual.

4.5.2 Dosagem de CAP

Foram realizados ensaios em jarreste para diferentes dosagens de CAP na água bruta, mantendo agitação durante o tempo de contato de 30 min. Após o tempo de contato foi coletada uma amostra, a qual foi filtrada em membrana com abertura de 0,45 μm , para separar os sólidos; foram analisados os seguintes parâmetros: diuron, hexazinona, cor aparente, turbidez e COD. Com base nos resultados obtidos foram escolhidas algumas dosagens de CAP para a realização dos ensaios em ciclo completo das etapas subsequentes.

4.5.3 Dosagem de oxidante

Foram realizados ensaios para determinação da demanda de cloro e dióxido de cloro na pré-oxidação da água de estudo. As condições dos ensaios foram: tempo de contato: 30 min; dosagem de cloro: 0,5 a 10,0 mg L^{-1} e dosagem de dióxido de cloro:

0,25 a 2,0 mg L⁻¹. O objetivo desta etapa foi avaliar a remoção dos herbicidas por meio da oxidação das moléculas. Com base nos resultados obtidos foram determinados os parâmetros de controle: residual do oxidante, turbidez, cor parente, cor verdadeira, pH, diuron, hexazinona, COT e subprodutos da oxidação (Trialometas – TAMs). Com os resultados obtidos foram selecionados a dosagem e o tempo de contato mais adequado para cada oxidante.

4.6 ETAPA 3: ENSAIOS QUALITATIVOS EM BANCADA

Para simulação do tratamento em ciclo completo foi realizado um ensaio de bancada envolvendo as etapas de coagulação, floculação, sedimentação, filtração em areia nos Filtros de Laboratório de Areia (FLAs) e pós-cloração. Os parâmetros utilizados nos ensaios foram: mistura rápida: $T_{mr}=10s$ e $G_{mr}=1000s^{-1}$; floculação: $T_f=20min$ e $G_f=15s^{-1}$; sedimentação: $V_s=1,0cm\ min^{-1}$; filtração: coleta após 20 min do início da filtração e taxa de filtração de 60 a 100m/d; pós-cloração com tempo de contato de 0,5 e 24 h com dosagem de cloro de 5,0 mg L⁻¹ (para avaliar o potencial de formação de subprodutos). Os parâmetros em pauta foram escolhidos com o propósito de simular a qualidade da água na rede de distribuição de um sistema de abastecimento de água.

Os parâmetros de controle da água coagulada foram: pH da água decantada diuron, hexazinona, cor aparente, turbidez e COT; da água filtrada foram: diuron, hexazinona, cor aparente, turbidez, pH e COT; e da água pós-clorada foram: residual de cloro, diuron, hexazinona, trialometas, cor aparente, turbidez e COT da água após 0,5 e 24 h do início da pós-cloração.

4.6.1 Ciclo Completo com Pré-oxidação

Foram realizados ensaios de ciclo completo precedido de pré-oxidação (com o cloro e com o dióxido de cloro), ou seja: pré-oxidação, coagulação, floculação,

sedimentação, filtração em areia em FLAs e pós-cloração, visando remover diuron e hexazinona. As condições dos ensaios foram: pré-oxidação: tempo de contato e dosagem escolhidos para cada oxidante (conforme item 4.5.3); mistura rápida: $T_{mr} = 10 \text{ s}$ e $G_{mr} = 1000 \text{ s}^{-1}$; floculação: $T_f = 20 \text{ min}$ e $G_f = 15 \text{ s}^{-1}$; sedimentação: $V_s = 1,0 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$; filtração: coleta de água filtrada com 20 min após o início da filtração e taxa de filtração de 60 m/dia; pós-cloração: tempo de contato de 0,5 e 24h e dosagem de cloro de 5,0 mg L^{-1} . Os parâmetros de controle foram: da água pré-oxidada: diuron, hexazinona, residual do oxidante; da água coagulada: pH de coagulação; da água decantada: turbidez, cor aparente, COT, diuron, hexazinona; da água filtrada: turbidez, cor aparente, COT, diuron, hexazinona; da água pós-clorada: residual de cloro, diuron, hexazinona, trialometanos, COT, cor aparente e turbidez da água após 0,5 e 24h do início da pós-cloração. Com base nos resultados obtidos foi selecionado apenas um oxidante para as demais etapas do trabalho, baseado na eficiência dos mesmos.

4.6.2 Ciclo Completo com CAP (com e sem pré-oxidação)

Para todas as dosagens de CAP escolhidas no item 4.5.2, foram realizados ensaios de coagulação, floculação, sedimentação, filtração em areia nos Filtros de Laboratório de Areia (FLAs) e pós-cloração, precedido ou não de pré-oxidação. Os parâmetros utilizados nos ensaios foram: mistura rápida: $T_{mr} = 10 \text{ s}$ e $G_{mr} = 1000 \text{ s}^{-1}$; floculação: $T_f = 20 \text{ min}$ e $G_f = 15 \text{ s}^{-1}$; sedimentação: $V_s = 1,0 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$; filtração: coleta com 20min e taxa de filtração de 60 a 100m/d; pós-cloração: tempo de contato de 0,5 e 24h com dosagem de cloro de 5,0mg L^{-1} .

Parâmetros de controle: da água coagulada: pH de coagulação; da água decantada: diuron, hexazinona, absorbância 254 nm, cor aparente, turbidez e COT; da água filtrada: diuron, hexazinona, absorbância 254 nm, cor aparente, turbidez, pH e COT; da água pós-clorada: residual de cloro, diuron, hexazinona, trialometanos, absorbância

254 nm, cor aparente, turbidez e COT da água após 0,5 e 24h do término da pós-cloração.

4.6.3 Ciclo Completo com CAG (com e sem pré-oxidação)

Nesta etapa, foram realizados ensaios de ciclo completo com pós-filtração em Carvão Ativado Granular (CAG) precedido ou não de pré-oxidação, e realizadas as etapas: coagulação, floculação, sedimentação, filtração em areia em FLAs, filtração em CAG e pós-cloração. Condições do ensaio: mistura rápida: $T_{mr} = 10 \text{ s}$ e $G_{mr} = 1000 \text{ s}^{-1}$; floculação: $T_f = 20 \text{ min}$ e $G_f = 15 \text{ s}^{-1}$; sedimentação: $V_s = 1,0 \text{ cm min}^{-1}$; filtração em areia: coleta com 20min e taxa de filtração de 60m/d; adsorção em CAG: coleta com 20min e taxa de filtração de 60m/d ; pós-cloração: tempo de contato de 0,5 e 24h com dosagem de cloro de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$. Parâmetros de controle da água coagulada: pH de coagulação; da água decantada: diuron, hexazinona, absorbância 254 nm, cor aparente, turbidez e COT; da água filtrada: diuron, hexazinona, absorbância 254 nm, cor aparente, turbidez e COT; da água após adsorção em CAG: pH, diuron, hexazinona, absorbância 254 nm, cor aparente, turbidez e COT; da água pós-clorada: residual de cloro, diuron, hexazinona, trialometanos, absorbância 254 nm, cor aparente, turbidez e COT da água após 0,5 e 24h do término da pós-cloração.

4.6.4 Comparação e seleção dos métodos e técnicas adequados à remoção de diuron e hexazinona

Os resultados dos ensaios realizados de acordo com os itens 4.6.1 a 4.6.3 foram utilizados para selecionar os mais adequados métodos e técnicas de tratamento para a remoção de diuron e hexazinona.

4.7 ETAPA 4: ENSAIOS QUALI-QUANTITATIVOS DAS ALTERNATIVAS SELECIONADAS

Os resultados da ETAPA 3 (item 4.6) mostraram que as melhores alternativas para remoção de diuron e hexazinona foram: adsorção em CAP e em CAG. Entretanto, não foi possível comparar a eficiência entre os dois métodos visto não ter sido obtida a duração da carreira de filtração de uma determinada massa de CAG. Assim, para comparação da eficiência dos dois tipos de carvão, foram necessários ensaios para investigar a curva de ruptura do carvão ativado granular em coluna. Nestes ensaios, a concentração dos contaminantes da água foi reduzida para 1 mg/L de diuron e 0,282 mg/L de hexazinona, porém foram mantidas a mesma proporção encontrada no produto comercial, ou seja, 2,12 mg/L deste produto (Velpar K) (46,8% de diuron e 13,2 % de hexazinona). Esta redução de concentração se mostrou necessária para melhor avaliar a duração dos ensaios de ruptura da coluna de CAG.

O ensaio para verificação da curva de ruptura de CAG pode ser realizado em escala real, escala piloto ou em escala reduzida. Os ensaios em escala real e escala piloto podem requerer tempos de operação relativamente longos, da ordem de alguns de meses. Os ensaios rápidos em coluna de escala reduzida (ERCER) possuem comportamento análogo ao filtro de escala real e necessitam menor tempo de operação, geralmente algumas horas ou poucos dias (AWWA, 2011). Entretanto, este tipo de metodologia nem sempre produz resultados satisfatórios para produtos orgânicos voláteis, produtos químicos orgânicos sintéticos e agrotóxicos, sendo necessário verificar a reprodutibilidade de um ensaio piloto utilizando esta metodologia (Crittenden et al 1991). Ademais, para a utilização da metodologia, é necessário verificar se a difusividade intrapartícula predominante entre os adsorvatos e adsorvente é constante ou proporcional ao diâmetro dos grãos de CAG.

4.7.1 Determinação da dosagem de CAP e tempo de contato

Nesta etapa foram realizados ensaios em jarreste, com aplicação de diferentes dosagens de CAP na água bruta e mantida a agitação durante o tempo de contato de 15 e 30 min. Após o tempo de contato, foi coletada uma amostra, a qual foi filtrada em membrana com abertura de 0,45 μm , para separar os sólidos; foram analisados os seguintes parâmetros: diuron, hexazinona, cor aparente, turbidez e COD.

4.7.2 Verificação do tipo de difusividade predominante

Para verificar o tipo de difusividade predominante entre a água filtrada contaminada com diuron e hexazinona e o grão de CAG, foram realizados três ensaios, utilizando água filtrada e contaminada com diuron e hexazinona, com turbidez menor que 0,5 uT e pH 7,0.

O primeiro ensaio, ensaio C1 – ensaio de referência em escala piloto, considerado como o filtro em escala real. Neste ensaio, foi utilizada a coluna A, com 20 mm de diâmetro interno e o CAG com granulometria 40 x 50 mesh (0,420 a 0,297 mm), resultando o diâmetro médio dos grãos de 0,353 mm. A relação entre o diâmetro da coluna e o diâmetro da partícula resulta próximo de 50, de forma a evitar escoamentos preferenciais junto à parede da coluna (Martin, 1978). A taxa de aplicação superficial (TAS) de 200 m/d resultou, para a coluna de 20 mm, a vazão de 2,62 L/h. O tempo de contato em leito vazio (TCLV) foi de 12 s (0,2 min), e a altura do meio granular foi de 27,8 mm. Foram pesados 3,9 g de CAG, que correspondem ao volume de 8,73 mL (massa específica do CAG: 447 kg/m³ - Tabela 4.4).

O ensaio C2, em escala reduzida, utilizou a metodologia ERCER para a reprodução do ensaio 1, considerando a difusividade constante, com valor de X da equação 3 igual a zero. Neste ensaio, foi utilizada a coluna B, que possui diâmetro interno de 10 mm. O CAG utilizado possuía granulometria 100 x 140 mesh (0,105 a 0,149 mm)

resultando um diâmetro médio de partícula de 0,125 mm. A relação entre o diâmetro da coluna e o diâmetro da partícula foi superior a 50, de forma a evitar escoamentos preferenciais junto à parede da coluna (Martin, 1978). Os cálculos das equações 3 e 6, considerados os diâmetros médios dos ensaios em escala real e reduzida iguais à 0,353 e 0,125 mm respectivamente, forneceram: taxa de aplicação superficial (TAS) de 565 m/d; vazão de 1,85 L/h; tempo de contato em leito vazio (TCLV) de 1,5 s (0,0251 min), e altura do leito de 10 mm. Foram utilizados 0,35 g de CAG para realizar o ensaio.

O ensaio C3, em escala reduzida, utilizou a metodologia ERCER para a reprodução do ensaio 1, considerando a difusividade proporcional, com valor de X da equação 3 igual a 1. Neste ensaio, foram utilizadas a mesma coluna, mesma granulometria de CAG do ensaio C2, mesma TAS, porém, o TCLV foi maior (4,25 s), resultando altura do leito de 27,8 mm. Foram pesados 0,98 g de CAG, que correspondem ao volume de 2,18 mL. É possível notar que, para a difusividade constante, a altura do leito permanece a mesma do ensaio em escala piloto (ensaio 1)

Em todos os ensaios foram monitorados a pressão à montante da coluna, a vazão do efluente ao longo do ensaio, a turbidez, o COT e a concentração de diuron e hexazinona do efluente da coluna. A vazão do efluente foi medida com auxílio de cronômetro e proveta. A Tabela 4.4 mostra o resumo dos parâmetros de execução dos ensaios C1, C2 e C3.

Tabela 4.4 – Características dos ensaios na coluna C1, C2 e C3

Parâmetro	Unidade	Ensaio C1	Ensaio C2	Ensaio C3
Escala		Piloto	Reduzida	Reduzida
Difusividade			Constante	Proporcional
Granulometria	mesh	40x50	100x140	100x140
Diâmetro do maior grão	mm	0,420	0,149	0,149
Diâmetro do menor grão	mm	0,297	0,105	0,105
Diâmetro médio dos grãos	mm	0,353	0,125	0,125
Diâmetro interno da coluna	mm	20	10	10
Altura do leito de carvão	mm	27,8	10	27,8
Volume de CAG	mL	8,73	0,77	2,18
Peso do CAG	g	3,9	0,35	0,98
Taxa de aplicação superficial (TAS)	m/d	200	565	565
Vazão (Q)	L/h	2,62	1,85	1,85
Tempo de contato em leito vazio (TCLV)	min	0,2	0,0251	0,0708

A utilização de parâmetros adimensionais é importante para a comparação entre os ensaios. Os parâmetros utilizados foram: fração da concentração inicial (C/C_0); e o número de volumes de leitos vazios tratados (VL). VL é o volume de água tratado dividido pelo volume do meio granular de CAG ou o tempo do ensaio dividido pelo TCLV e também pode ser obtido de outras simplificações de cálculo mostrados na equação 12. O VL_r pode ser calculado também como tempo total até o efluente do filtro de CAG atingir a concentração de contaminante máxima permitida para água potável, dividida pelo TCLV (equação 9).

$$V = \frac{V_{A,T}}{V_C} = \frac{Q \cdot T_e}{Q \cdot T} = \frac{T_e}{T} \quad (12)$$

VL - volume de água tratado dividido pelo volume do meio granular de CAG (adimensional)

T_e - tempo do ensaio (min);

TCLV - tempo de contato em leito vazio (min);

Q - vazão afluente (m^3/min);

$V_{A,T}$ - Volume de água tratada (m^3).

V_{CAG} - Volume do leito granular de CAG (m^3).

4.7.3 Ensaio de curva de ruptura para filtro de CAG em escala reduzida

Nesta fase, foi realizado um ERCER para determinar a vida útil de um filtro de CAG em escala real por meio da curva de ruptura. A ruptura é considerada quando o valor da concentração do efluente supera o limite pré-estabelecido. Os parâmetros frequentemente utilizados em filtros adsorvedores de CAG são: CAG com granulometria de 8 x 30 mesh (0,60 a 2,38 mm), TCLV entre 5 e 10 min e TAS entre 160 a 240 m/d (AWWA, 1997, AWWA, 2011 e MWH, 2012). Assim, para efeitos comparativos, o ERCER realizado considerou um filtro em escala real, com TCLV entre 5 e 10 min, TAS de 200 m/d e a granulometria supracitada, resultando em um diâmetro médio dos grãos de 1,19 mm (calculado geometricamente).

Neste ensaio, ensaio C4, a difusividade foi considerada constante, com valor de X da equação 3 igual à zero. Foi utilizada a coluna B, que possuía 10 mm de diâmetro interno. O CAG utilizado possuía granulometria 100 x 140 mesh (0,105 a 0,149 mm) resultando no diâmetro médio de partícula de 0,125 mm. A relação entre o diâmetro da coluna e o diâmetro da partícula resulta superior a 50, de forma a evitar escoamentos preferenciais junto à parede da coluna (Martin, 1978). Os cálculos das equações 3 e 6, considerando os diâmetros médios dos ensaios em escala real e reduzida iguais a 1,19 e 0,125 mm, respectivamente, resultou nos seguintes parâmetros de realização do ensaio: taxa de aplicação superficial (TAS) de 1910 m/d; vazão de 6,25 L/h. tempo de contato em leito vazio (TCLV) de 3,29 s (0,0548 min); altura da camada de CAG de 72,7 mm. Foram pesados 2,55 g de CAG, que correspondem ao volume de 5,7 mL.

Foram monitorados a pressão à montante da coluna, a vazão do efluente, a turbidez, o COT e a concentração de diuron e hexazinona do efluente da coluna ao longo do tempo. A Tabela 4.5 mostra o resumo dos parâmetros de execução do ensaio C4 e do filtro de CAG em escala real que este representa.

Tabela 4.5 – Características do Filtro real de CAG e do ensaio C4

Parâmetro	Unidade	Filtro CAG	Ensaio C4
Escala		Real	Reduzida
Difusividade			Constante
Granulometria	mesh	8x30	100x140
Diâmetro do maior grão	mm	2,38	0,149
Diâmetro do menor grão	mm	0,60	0,105
Diâmetro médio dos grãos	mm	1,19	0,125
Diâmetro interno da coluna	mm	--*	10
Altura do leito de carvão	mm	700	10
Volume de CAG	mL	--*	0,79
Peso do CAG	g	--*	0,39
Taxa de aplicação superficial (TAS)	m/d	200	1910
Vazão (Q)	L/h	--*	6,25
Tempo de contato em leito vazio (TCLV)	min	5	0,0548

*não se aplica, depende da vazão de projeto do sistema

4.8 ETAPA 5: COMPARAÇÃO ENTRE A APLICAÇÃO DE CAP E CAG

A utilização de CAP e CAG em águas naturais, com múltiplos contaminantes e presença de matéria orgânica natural (MON), não pode ser prevista por modelos matemáticos baseados na cinética de adsorção utilizados para águas purificadas com um único contaminante, devido à adsorção competitiva entre as moléculas (Summers et al 1996, Heijman e Hopman 1998 e Knappe et al, 1998). Nestes casos, é necessário realizar ensaios para determinar a quantidade de carvão (CAP ou CAG) utilizado para adsorver uma determinada massa de contaminantes.

Para comparar a utilização de CAP e CAG pode ser utilizada a Taxa de Utilização de Carvão (TUC), que corresponde à massa de carvão ativado utilizada para o tratamento de um determinado volume de água. Para o CAP, a TUC é a própria dosagem de CAP a ser utilizada. No caso do CAG, a TUC pode ser calculada pela equação 13.

$$T = \frac{M_C}{V_{A,R}} = \frac{\rho_C}{V_r} \quad (13)$$

TUC - taxa de utilização de carvão (g/L);

M_{CAG} - massa de carvão no leito filtrante (g);

ρ_{CAG} - massa específica de carvão no leito filtrante (kg/m³);

V_{A,R} - Volume de água tratado até a ruptura - concentração do contaminante máxima permitida (L).

V_{Lr} - volume de água tratado dividido pelo volume do meio granular de CAG na ruptura (adimensional)

Além da TUC, para real comparação da utilização dos dois tipos de carvão, é necessário considerar os custos de implantação dos sistemas bem como os custos de operação. Vale ressaltar que o CAG utilizado pode ser regenerado; porém, o CAP geralmente ou é removido na unidade de clarificação (decantação ou flotação) ou é retido nos filtros. O CAP, misturado ao resíduo gerado nas unidades da ETA, deve ser submetido a tratamento (clarificação, adensamento, desaguamento e, eventualmente, secagem) para, posteriormente, ser disposto em aterro (DI BERNARDO, DANTAS e VOLTAN, 2012). Convém ressaltar que a utilização de CAP aumenta a quantidade de resíduo na ETA e o volume final de resíduo a ser tratado.

Os custos de implantação para o CAP são obtidos considerando as instalações projetadas para armazenamento, preparo e dosagem da suspensão e da câmara para adsorção, com o propósito de garantir o tempo de contato. No caso do CAG, deve ser considerado o custo de implantação dos pós-filtros adsorvedores, bem como do sistema de lavagem desses filtros e a recuperação da água de lavagem dos filtros, a qual pode ser retornada ao início da ETA, para evitar perdas. Os custos são aqueles diretamente envolvidos na produção da obra: insumos constituídos por materiais, mão de obra, equipamentos, acessórios e toda a infraestrutura para realizar a referida obra.

Além dos custos de implantação, é necessário contabilizar os custos operacionais ao longo dos anos. Custo de operação é o nome dado aos custos de aquisição do CAP ou CAG, regeneração do carvão (no caso do CAG), gastos com energia elétrica, e custo de disposição do lodo final, no caso do CAP. Custos de operação, quantificados para todo o período do investimento (geralmente 20 anos no caso de saneamento), devem ser expressos em valor presente, descontada a taxa de retorno anual, dado pela equação 7.

O custo de operação total (COPT) é a soma dos custos de operação de todos os anos, convertidos a valor presente. Somando-se este custo ao de implantação, é possível obter o custo total (CT) de cada alternativa (CAP ou CAG), dado pela equação 8.

O estudo comparativo de custos foi ambientado na cidade de Ribeirão Preto/SP, a qual possui o rio Pardo como um manancial em potencial para o abastecimento futuro da cidade, que deverá ter uma demanda estimada em 1 m³/s para os próximos 20 anos (ANA, 2014). Para tanto, foi dimensionada uma instalação para armazenamento, preparo e aplicação de CAP, de acordo com os resultados da etapa 3, bem como uma instalação de filtração em CAG, com o sistema para lavagem dos filtros e aproveitamento da água de lavagem. Foram contabilizados os custos de implantação e de operação, ao longo de diferentes tempos de retorno (2 a 30 anos).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados os resultados e as discussões.

A Portaria 2914 do Ministério de Saúde (BRASIL, 2011) estabelece o limite de 90 µg/L de diuron na água de abastecimento. Embora a legislação brasileira não estabeleça limites máximos para a presença de hexazinona para água de estudo, este trabalho considerou o mesmo limite máximo estabelecido para o diuron (90 µg/L).

5.1 ETAPA 1: PREPARO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE ESTUDO

A água de estudo foi preparada a partir da água do Poço EESC/USP com adição de argila pela suspensão-mãe (conforme item 4.4.1) e de substâncias húmicas aquáticas (item 4.4.2). Em cada preparo foram utilizados 500 L de água do poço artesiano, cerca de 2L do extrato de SHAs, 10 L da suspensão mãe de argila e 50 mg/L do composto comercial do contaminante (Velpar K), com o propósito que resulte 23,4 mg/L de diuron e 6,6 mg/L de hexazinona. A cada preparo, a água era mantida em recipiente plástico durante 1 semana (Figura 5.1) em temperatura constante de 25°C. Foram observadas alterações na composição da água para tempos de armazenamento superiores a uma semana, provavelmente devido à possível degradação das substâncias húmicas aquáticas naturais utilizadas, comprometendo as condições de coagulação, e, consequentemente, os resultados obtidos. Este fato foi o principal motivo que levou à escolha da metodologia de preparar da água em laboratório, ao invés de utilizar água natural de um rio.

Figura 5.1 – Armazenamento da água de estudo

As características da água de estudo, com seus valores mínimos e máximos encontrados, são mostradas na Tabela 5.1. Essa tabela mostra, que a concentração de diuron medida por cromatografia foi menor que a dose esperada pela contaminação com o produto comercial; a concentração de hexazinona foi da ordem de 50% daquela esperada para a dosagem do produto comercial. A massa molecular da composição de diuron ($C_9H_{10}Cl_2N_2O$) é 233 g/mol e 46,3 % da referida massa é devido à presença de carbono, o que resulta em 0,463 mg de COT para cada 1 mg de diuron ou 10,84 mg/L de COT em 23,4 mg/L de diuron. Na molécula de hexazinona ($C_{12}H_2ON_4O_2$), cuja massa molecular é 0,250 mg/mol, 57,6% da sua massa é devido à presença de carbono, que resulta em 0,576 mg para cada 1 mg de hexazinona ou 3,80 mg/L de COT em 6,6 mg/L de hexazinona. Considerando a dosagem de diuron e de hexazinona na água bruta, e o valor de COT da água com cor verdadeira devido à SHA e sem contaminação (3,70 mg/L), é obtido o valor de 18,45 mg/L de COT, o qual é bastante próximo àquele medido na água bruta (Tabela 5.1).

Tabela 5.1 – Parâmetros físicos e químicos da água de estudo

Parâmetro	Unidade	Valor Máximo	Valor Mínimo
Absorbância	cm ⁻¹	1,80	1,66
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	28,0	26,0
Carbono orgânico total	mg/L	18,20	17,01
Carbono orgânico dissolvido	mg/L	16,15	15,95
Condutividade elétrica	uS cm ⁻¹	68,4	61,2
Cor aparente	uH	92	90
Cor verdadeira	uH	30	30
Cloretos	mg Cl ⁻ /L	0,5	<0,5
Dureza	mg CaCO ₃ /L	19	18
Fluoreto	mg F ⁻ /L	0,15	0,15
Nitrogênio Amoniacal	mg N/L	0,13	0,13
Nitrogênio Nitrato	mg N/L	5,01	4,88
Nitrogênio Nitrito	mg N/L	0,01	<0,01
pH		7,12	7,01
Sólidos totais	mg/L	122	117
Sólidos totais fixos	mg/L	107	106
Sólidos totais voláteis	mg/L	13	11
Sólidos suspensos	mg/L	24	21
Sólidos suspensos fixos	mg/L	20	19
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	4	2
Sólidos dissolvidos	mg/L	98	96
Sólidos dissolvidos fixos	mg/L	93	87
Sólidos dissolvidos voláteis	mg/L	9	5
Sulfato	mg SO ₄ ²⁻ /L	<1	<1
Temperatura	°C	25,5	24
Turbidez	uT	73	70
Diuron	mg/L	23,1	22,7
Hexazinona	mg/L	6,35	6,02

Nas Figuras 5.2 e 5.3 estão mostrados dois cromatogramas típicos (conforme metodologia descrita no item 4.2.2) da água sem contaminação e da água com contaminação de 23,1 mg/L de diuron e 6,35 mg/L de hexazinona, respectivamente. Na Figura 5.3, pode ser notada a existência de dois picos que não foram observados na Figura 5.2: eles ocorram devido à detecção de diuron e hexazinona.

Figura 5.2 – Cromatograma da água de estudo sem contaminação

Figura 5.3 – Cromatograma da água de estudo com 23,1 mg/L de diuron e 6,35 mg/L de hexazinona

5.2 ETAPA 2: SELEÇÃO DE PARÂMETROS PARA ENSAIOS EM BANCADA

Nesta etapa foram realizados ensaios para determinação: da dosagem de coagulante e pH de coagulação; da dosagem para adsorção com CAP; e da dosagem e tempo de contato para o cloro e o dióxido de cloro.

5.2.1 Dosagem de coagulante e do pH de coagulação

O objetivo desta etapa foi selecionar a dosagem do coagulante e o pH de coagulação, adequados para a realização dos demais ensaios deste trabalho. Os resultados dos ensaios realizados estão mostrados nas Figuras 5.4 e 5.5 para remoção de turbidez e nas Figuras 5.6 e 5.7 para remoção de cor aparente, para as duas velocidades de sedimentação testadas, 3,0 e 1,5 cm/min , respectivamente. Nestas figuras, foram destacadas as regiões dos gráficos que apresentaram maior eficiência de remoção por sedimentação. Os resultados obtidos estão mostrados na tabela do apêndice A.

Foram escolhidos três pontos que mostraram boa eficiência de remoção de turbidez e cor aparente (pontos A, B e C, identificados nas Figuras 5.4 a 5.5). Para verificar a remoção dos contaminantes de cada ponto foi realizado um ensaio, em réplica, para simular o ciclo completo – incluindo a filtração em areia. Os pontos foram escolhidos com diferentes dosagens e valores de pH para verificar se algum destes parâmetros influenciaria a eficiência de remoção dos contaminantes. Os resultados deste ensaio estão apresentados na Tabela 5.2.

De acordo com os resultados mostrados na Tabela 5.2 pode ser notado que houve remoção 28 % de diuron e 13 % de hexazinona, aproximadamente. Embora os resultados mostrem alguma remoção dos compostos, elas não foram suficientes para atingir um residual adequado ao abastecimento público, pois foram consideravelmente superiores à 90 µg/L para ambos contaminantes. A remoção de diuron e de hexazinona por tratamento em ciclo completo provavelmente aconteceu devido à adsorção dos

compostos pela argila e pela matéria orgânica dissolvida na água. Os estudos conduzidos por Yasser et. al (2013), mostraram que o diuron pode ser moderadamente adsorvido pela argila e pela matéria orgânica presentes no solo. Como a argila e as substâncias húmicas aquáticas são removidas no tratamento em ciclo completo, as parcelas de diuron e hexazinona que foram adsorvidas nestas substâncias também foram removidas.

Tabela 5.2 – Resultados do ensaio para escolha da dosagem de coagulante e pH de coagulação

Ponto			A	A	B	B	C	C
Dosagem de produto químico	Sulfato de Alumínio Líquido (mg/L)		35	35	40	40	50	50
	Hidróxido de Sódio (mg/L)		6,5	6,5	7	7	10	10
pH de Coagulação			6,7	6,68	6,86	6,89	7	7,02
Água Decantada	Vs= 1,5 cm/min	Turb. (uT)	3,07	3,28	2,63	2,62	2,87	3,01
		Cor ap. (uH)	11	12	8	6	9	10
		Abs. 254 nm	1,88	1,91	1,89	1,88	1,90	1,88
Água Filtrada (após 20 min)	Turb. (uT)		0,45	0,51	0,25	0,35	0,34	0,46
	Cor verd. (uH)		<1	2	<1	<1	<1	<1
	Abs. 254 nm		1,88	1,90	1,87	1,86	1,88	1,88
	Diuron (mg/L)		16,3	16,7	16,3	16,5	16,8	16,5
	Diuron (C/Co)		0,71	0,73	0,71	0,72	0,73	0,72
	Remoção de Diuron (%)		28,8	27,1	28,8	27,9	26,6	27,9
	Hexazinona (mg/L)		5,7	5,7	5,3	5,4	5,2	5,4
	Hexazinona (C/Co)		0,92	0,92	0,86	0,87	0,84	0,874
	Remoção de Hexazinona (%)		7,8	7,8	14,2	12,6	15,9	12,6

Os diferentes pontos escolhidos (A, B e C), os quais possuem diferentes dosagens de sulfato de alumínio e pH de coagulação, não mostraram diferença significativa de remoção de diuron e hexazinona. Desta forma, para as próximas etapas do estudo, foi escolhida a dosagem de 40 mg/L de sulfato de alumínio líquido comercial (1,13 mg/L de Al) e pH de coagulação de 6,87, aproximadamente, por terem apresentado melhor remoção de turbidez da água filtrada (aproximadamente 0,35 uT).

Figura 5.4 – Diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio comercial líquido – Turbidez Vs1 = 3,0 cm/min

Figura 5.5 – Diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio comercial líquido – Turbidez Vs2 = 1,5 cm/min

Figura 5.6 – Diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio comercial líquido – Cor aparente Vs1 = 3,0 cm/min

Figura 5.7 – Diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio comercial líquido – Cor Aparente Vs2 = 1,5 cm/min

5.2.2 Dosagem de CAP

Os valores de absorbância, cor verdadeira, diuron, hexazinona e COT - em função da dosagem de CAP - para o tempo de contato de 30 min, estão apresentados na Tabela 5.3. Os resultados mostraram que o somente a dosagem de 250 mg.L⁻¹ produziu água com menos de 90 µg.L⁻¹ de diuron e de hexazinona. Também é possível notar, nos resultados do ensaio, que a cor verdadeira foi parcialmente removida na adsorção, decrescendo de 31 uH para 20 uH na maior dosagem de CAP (250 mg/L). A Figura 5.8 mostra as amostras sendo filtradas durante o ensaio.

Tabela 5.3 – Resultados do ensaio para determinação da dosagem de CAP com tempo de contato de 30 min

Dosagem de CAP	(mg/L)	10	25	50	100	150	200	250
Cor verdadeira	(uH)	31	32	27	25	23	20	20
Absorbância 254 nm		1,78	1,65	1,16	0,64	0,45	0,27	0,18
Diuron	C (mg/L)	12,3	11,66	5,67	1,38	0,44	0,141	0,039
	C/Co	0,54	0,51	0,25	0,060	0,019	0,006	0,002
	Remoção (%)	46,3	49,1	75,2	94,0	98,1	99,4	99,8
Hexazinona	C (mg/L)	3,72	3,95	4,98	3,93	3,59	0,48	0,0375
	C/Co	0,60	0,64	0,81	0,64	0,58	0,078	0,006
	Remoção (%)	39,8	36,1	19,4	36,4	41,9	92,2	99,4
COT	(mg/L)	10,27	10,12	7,80	4,67	3,90	1,206	0,791

Figura 5.8 – Ensaio para determinação do tempo de contato e da dosagem de CAP

A isoterma de Freundlich - calculada pela equação 1, para a concentração final de diuron ($90 \mu\text{g/L}$) e para os parâmetros K_f e $1/n$ mostrados na Tabela 4.2 - fornece o valor de q igual a 226 mg de diuron por g CAP (equação 1). Pela equação 2, seriam necessários 103 mg/L de CAP para adsorver o diuron com vista a obtenção de concentração final menor que $90 \mu\text{g/L}$. Para o hexazinona, utilizando os valores de K_f e $1/n$ da Tabela 4.2, e as equações 11 e 12 - foi obtido valor de q igual a 70 mg de hexazinona por g de CAP; então seriam necessários 87 mg/L de CAP para adsorver a hexazinona, para ser obtida concentração final menor que $90 \mu\text{g/L}$. Somando-se as massas necessárias, seriam necessários 190 mg/L de CAP para adsorver ambos agroquímicos. Entretanto, estes valores são válidos apenas para as condições em que as isotermas foram estudadas: água pura (sem interferentes); e um único contaminante dissolvido.

As condições de realização do ensaio com a água bruta e ambos contaminantes dissolvidos com a presença de matéria orgânica na água, propiciaram a competição entre os adsorvatos, fato que diminuiu a eficiência da adsorção e alterou os valores cinéticos obtidos para a isoterma de Freundlich. Este mesmo efeito - da concorrência de múltiplos adsorvatos na adsorção - anteriormente foi estudado e relatado por Summers et al (1996), os quais estudaram a competição entre contaminantes e matéria orgânica natural e concluíram que a presença destas substâncias também exerce grande influência na cinética de adsorção, pois reduzem a eficiência deste processo.

Para melhor avaliar a dosagem do CAP a ser utilizada, a opção foi realizar um ensaio em jarreste, simulando o ciclo completo, para a investigar se, no tratamento em ciclo completo, a dosagem de CAP poderia ser menor que a dosagem escolhida anteriormente. Os resultados deste ensaio estão mostrados na Tabela 5.4, na qual pode ser observado que apenas com a dosagem de 250 mg.L^{-1} foi produzida água com concentrações de diuron e de hexazinona menores que $90 \mu\text{g/L}$; por este motivo, esta foi

a dosagem de CAP utilizada nas etapas seguintes do trabalho. Vale destacar, também, ter sido necessário corrigir a dosagem de hidróxido de sódio - mais especificamente, diminuir a dosagem - devido à alcalinidade conferida pelo carvão.

Tabela 5.4 – Ensaio para determinação da dosagem de CAP

Amostra		1	2	3	4	5	6
DOSAGEM DE PRODUTO QUÍMICO	Sulfato de Alumínio (mg/L)	40	40	40	40	40	40
	CAP (mg/L)	100	150	175	200	225	250
	Hidróxido de Sódio (mg/L)	6	5,5	4,75	4,5	4,2	3,8
pH de Coagulação		6,85	6,82	6,86	6,79	6,83	6,85
Água Decantada Vs = 1,5 cm/min	Turb. (uT)	2,87	2,81	2,97	3,01	3,12	3,53
	Cor verd. (uH)	9	8	10	11	10	9
Água Filtrada (após 20 min)	Turb. (uT)	0,41	0,42	0,41	0,43	0,42	0,42
	Cor verd. (uH)	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	Abs. 254 nm	0,486	0,136	0,081	0,05	0,0220	0,018
	Diuron (mg/L)	0,68	0,13	0,12	0,099	0,091	0,043
	Diuron (C/Co)	0,030	0,0057	0,0052	0,0043	0,0040	0,0019
	Remoção de Diuron (%)	97,0	99,4	99,5	99,6	99,6	99,8
	Hexazinona (mg/L)	3,99	3,19	2,04	1,31	0,433	0,088
	Hexazinona (C/Co)	0,65	0,52	0,33	0,21	0,070	0,016
	Remoção de Hexazinona (%)	35,4	48,4	67,0	78,8	93,0	98,4
	COT (mg/L)	4,35	3,41	2,47	1,86	1,14	0,843

5.2.3 Dosagem de oxidante e tempo de oxidação

Nesta etapa foram realizados ensaios com o objetivo de avaliar a remoção de diuron e hexazinona por meio de oxidação, com cloro e dióxido de cloro. Vale ressaltar que os ensaios foram realizados com a água de estudo contaminada.

5.2.3.1 Cloro

Os ensaios com cloro foram realizados com a água de estudo em uma mesa agitadora. No tempo inicial do ensaio foi adicionada a solução de cloro, que resultaram em diferentes concentrações de cloro livre nas amostras, e a agitação foi mantida em 100 rpm. Após os tempos de contato de 30 min e 60 min, foram coletadas amostras e mensurados o residual de cloro livre na amostra. A diferença entre o cloro dosado e o cloro disponível na amostra é a demanda, ou seja, o que é consumido na reação. Os resultados desta etapa podem ser vistos na Tabela 5.5 e nas Figuras 5.9 e 5.10.

Tabela 5.5 – Ensaio para determinação do tempo de contato e dosagem de Cloro

Amostra	Cloro aplicado mg/L	Tc = 30 min		Tc = 60 min	
		Cloro Livre	Demanda	Cloro livre	Demanda
		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
1	0,50	0,2	0,30	0,19	0,31
2	1,00	0,67	0,33	0,6	0,40
3	2,00	0,83	1,17	0,73	1,27
4	4,00	1,79	2,21	1,62	2,38
5	6,00	2,58	3,42	2,33	3,67
6	8,00	4,1	3,90	3,81	4,19
7	9,00	4,8	4,20	4,34	4,66
8	10,00	5,7	4,30	4,7	5,30

Na Tabela 5.5 e nas Figuras 5.9 e 5.10 é possível observar que o aumento da dosagem de cloro, promoveu aumento da sua demanda, mas não resultou um valor fixo. Pode ser notado, também, que o residual de cloro na amostra foi relativamente alto, cerca de 40 a 60% do cloro dosado. Geralmente é adotado residual da ordem de 0,1 a 0,5 mg/L de cloro residual para não haver influência significativa nas etapas subsequentes do tratamento em ciclo completo, em especial na presença de carvão ativado - porque o cloro ocupa os sítios ativos do carvão, diminuindo sua eficiência de adsorção.

Figura 5.9 – Cloro dosado e cloro residual para os tempos de contato de 30 e 60 min em amostras com diferentes dosagens de cloro

Figura 5.10 – Cloro dosado e demanda para os tempos de contato de 30 e 60 min em amostras com diferentes dosagens de cloro

Para verificar os efeitos da oxidação de diuron e hexazinona, foram usadas três dosagens (0,5, 6,0 e 10,0 mg/L de Cl_2); os resultados dos experimentos estão mostrados na Tabela 5.6. Pode ser notado que, praticamente, não houve remoção de diuron e hexazinona com as dosagens estudadas para os tempos de contato estudados. Bem por isso, a opção foi não estudar dosagens na pré-oxidação maiores que 10 mg/L pois a partir de 6 mg/L o residual superou o valor de 2 mg/L - limite máximo para a água potável estabelecido pela Portaria 2914 do Ministério de Saúde (BRASIL, 2011).

Como não houve alterações significativas na remoção de diuron e hexazinona, a opção foi trabalhar com dosagem de 0,5 mg/L de cloro e tempo de contato de 30 min.

Tabela 5.6 – Remoção de diuron e hexazinona por oxidação com cloro

Amostra	Cloro	Tc = 30 min		Tc = 60 min	
		Diuron	Hexazinona	Diuron	Hexazinona
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
A	0,50	15,92	5,32	15,52	5,14
B	6,00	15,65	5,01	15,23	4,98
C	10,00	15,42	4,96	15,35	4,85

Obs: contaminação de diuron e hexazinona de 23,4 e 6,6 mg/L na água bruta, respectivamente.

5.2.3.2 Dióxido de cloro

Os ensaios com o dióxido de cloro foram realizados com a água de estudo em frascos fixados em mesa agitadora. Foram dosados 0,1 a 2 mg/L de dióxido de cloro, visto que até 50% da dosagem pode ser reduzida à clorito, subproduto indesejável na água potável. A Portaria 2914 do Ministério de Saúde (BRASIL, 2011) limitou o valor de clorito em 1,0 mg/L. Por esse motivo não foram testadas dosagens superiores a 2,0 mg/L. Após o tempo de contato de 30 min e 60 min, foram coletadas amostras e medidos os residuais do dióxido de cloro. A diferença entre a dosagem aplicada e o residual na

amostra é a demanda, ou seja, a quantidade consumida na reação. Os resultados desta etapa podem ser vistos na Tabela 5.7 e nas Figuras 5.11 e 5.12.

Tabela 5.7 – Resultados do ensaio para determinação do tempo de contato e da dosagem de Dióxido de Cloro

Amostra	Dióxido de Cloro	Tc = 30 min		Tc = 60 min	
		Residual	Demanda	Residual	Demanda
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
1	0,10	0,05	0,05	0,05	0,05
2	0,20	0,15	0,05	0,14	0,06
3	0,30	0,25	0,05	0,23	0,07
4	0,50	0,32	0,18	0,3	0,20
5	0,60	0,41	0,19	0,39	0,21
6	0,70	0,49	0,21	0,47	0,23
7	0,80	0,57	0,23	0,55	0,25
8	0,90	0,62	0,28	0,57	0,33
9	1,00	0,74	0,26	0,71	0,29
10	1,10	0,81	0,29	0,8	0,30
11	1,25	0,94	0,31	0,92	0,33
12	1,50	1,1	0,40	1,05	0,45
13	1,75	1,27	0,48	1,22	0,53
14	2,00	1,4	0,60	1,37	0,63

Obs: contaminação de diuron e hexazinona de 23,4 e 6,6 mg/L na água bruta, respectivamente.

Pode ser observado, na Tabela 5.7 e nas Figuras 5.11 e 5.12, que a demanda de dióxido de cloro pouco variou entre as dosagens de de 0,5 até 1,25 mg de ClO_2 /L, pois permaneceu por volta de 0,2 a 0,3 mg/L. Para as dosagens de 1,5 a 2,0 mg/L de dióxido de cloro, foi observado aumento da demanda gradual de até 0,60 mg/L. Vale destacar que, praticamente, não houve diferença entre os valores para os tempos de contato de 30 e de 60 minutos. Como o estudo de demanda foi pouco conclusivo, foram selecionadas três dosagens (0,5, 1,0 e 2,0 mg/L de ClO_2) para verificar a oxidação dos contaminantes diuron e hexazinona; os resultados estão mostrados na Tabela 5.8, na qual é possível constatar que – com as dosagens estudadas – praticamente, não houve

remoção de diuron e hexazinona. Por isso foi feita opção pela dosagem de 0,5 mg/L, porque foi a partir dessa dosagem que a demanda permaneceu praticamente constante, em torno de 0,2 mg/L. Conforme observado nos itens 5.3.3.1 e 5.3.3.2, as dosagens de cloro e de dióxido de cloro estudadas não foram suficientes para causar significativa remoção de diuron e de hexazinona. As moléculas sintéticas possuem grande resistência à ação dos oxidantes. Os estudos elaborados por Chen e Young (2008 e 2009) e Le Roux et al. (2011) mostraram que a combinação do cloro com o diuron pode formar dimetilamina nitrosa (nitrosodimethylamine - NDMA), subproduto considerado potencialmente carcinogênico.

Figura 5.11 – Dióxido de cloro dosado e residual para os tempos de contato de 30 e 60 min das amostras com diferentes dosagens de dióxido de cloro

Figura 5.12 – Dióxido de cloro dosado e demanda para os tempos de contato de 30 e 60 min das amostras com diferentes dosagens de dióxido de cloro

Tabela 5.8 – Remoção de diuron e hexazinona por oxidação com dióxido de cloro

Amostra	Dióxido de Cloro	Tc = 30 min		Tc = 60 min	
		Diuron	Hexazinona	Diuron	Hexazinona
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
1	0,50	16,22	5,98	15,58	5,45
2	1,00	15,42	5,65	15,24	5,52
3	2,00	15,58	5,25	15,08	5,12

Obs: contaminação de diuron e hexazinona de 22,9 e 6,18 mg/L na água bruta, respectivamente.

Os resultados obtidos revelam que as dosagens e tempos de contato comumente aplicados na pré-oxidação com cloro e dióxido de cloro não foram suficientes para remover diuron e hexazinona. Não por outro motivo, a opção foi estudar os efeitos da pré-oxidação em todas as etapas do tratamento e, também, na combinação com CAP e CAG. Estudos recentes indicam que a oxidação com uso do reagente de Fenton (Rosas,

2014), de persulfato de sódio com íon de ferro (Oturán, 2011) e oxidação eletroquímica (Pipi, 2014) podem ser mais adequadas para remover diuron.

Le Roux et al (2011) dosaram 200 a 300 mg/L de cloro em uma amostra com diuron e concluíram que a oxidação deste composto ocorre, de maneira significativa, com tempo de contato superior a 24 h. Estes valores são impraticáveis em unidades de Estações de Tratamento de Água, em vista do tamanho das unidades para este tempo de detenção e da alta dosagem de cloro que resultaria em significativo aumento de custos e, também, porque é preciso considerar que o residual de cloro deverá ser removido posteriormente, antes de a água ser distribuída à população. Na literatura não há relatos sobre a remoção de diuron com dióxido de cloro, nem da remoção de hexazinona por qualquer oxidante.

5.3 ETAPA 3: ENSAIOS QUALITATIVOS EM BANCADA

Com os parâmetros definidos na etapa 2 (item 5.2) foram realizados ensaios simulando tratamento da água em ciclo completo com e sem a pré-oxidação química com cloro ou dióxido de cloro e com e sem carvão ativado pulverizado ou granular. Adicionalmente, também foram feitos ensaios com combinação da pré-oxidação com uso de carvão ativado (pulverizado ou granular). Os resultados dos referidos ensaios estão mostrados no apêndice B. Neste item, nas Figuras 5.13 a 5.18, estão mostrados os principais resultados.

Na Figura 5.13 estão apresentados residuais de diuron e hexazinona no final do tratamento – saída do filtro de areia para as alternativas que não possuíam CAG, ou na saída do filtro de CAG – de cada uma das combinações estudadas. Como abordado no item 5, foi estabelecido o limite máximo de 90 µg/L de cada composto estudado. Na referida figura pode ser notado que apenas o tratamento em ciclo completo não é suficiente para tratar a água contaminada com diuron e hexazinona; também pode ser

visto que o uso da pré-oxidação com cloro e dióxido de cloro, seguido do tratamento em ciclo completo, não são suficientes para remover os compostos estudados. A utilização de filtro de CAG após o CC, e o tratamento em CC precedido de adsorção em CAP foram as combinações que resultaram em água com qualidade apropriada para o abastecimento público.

Em todas as combinações de pré-oxidação seguida de adsorção em carvão ativado é possível notar maior residual dos contaminantes. O residual de oxidante, bem como subprodutos da oxidação, são compostos que competem com os herbicidas pela adsorção no carvão ativado. Os oxidantes possuem afinidade muito grande e preferência pela ocupação dos sítios ativos do carvão ativado, o que os torna indisponíveis para os demais compostos.

Figura 5.13 – Concentração residual de diuron e hexazinona após o tratamento de cada alternativa CC - tratamento em ciclo completo; PC - pré-oxidação com cloro e tratamento em ciclo completo; PD - pré-oxidação com dióxido de cloro e tratamento em ciclo completo; CAG - tratamento em ciclo completo seguido de filtração em CAG; CAP - adsorção em CAP seguido de tratamento em ciclo completo; PC CAG - pré-oxidação com cloro, tratamento em ciclo completo e filtração em CAG; PD CAG - pré-oxidação com dióxido de cloro, tratamento em ciclo completo e filtração em CAG; PC - CAP - pré-oxidação com cloro, adsorção em CAP e tratamento em ciclo completo; PD - CAP - pré-oxidação com dióxido de cloro, adsorção em CAP e tratamento em ciclo completo.

Com relação à aplicação de CAP, os residuais de diuron e hexazinona foram consideravelmente menores após filtração em CAG. Este efeito é resultante da relativamente grande massa de carvão utilizada no filtro de laboratório para ensaio em bancada. Entretanto, vale destacar o fato de, com este ensaio, não ser possível estimar a vida útil da massa de carvão contida no filtro. No ensaio de adsorção em CAP, se tivesse sido dosada massa maior de carvão, no final do tratamento. Também seriam menores os residuais de diuron e hexazinona.

Na Figura 5.14 estão mostrados os valores de concentração de Carbono Orgânico Total e de Absorbância no comprimento de onda de 254 nm, do efluente do tratamento das diversas alternativas. Pode ser notado que tanto o carbono quanto a absorbância tiveram comportamento análogo ao dos contaminantes estudados (Figuras 5.13 e 5.14). Embora não esteja estabelecido um limite máximo permitido para os valores de COT e de absorbância na água tratada, é observado que, quanto menores foram esses valores, melhor a qualidade da água produzida. Também é possível notar que existe significativa correlação entre esses dois parâmetros pois ambos apresentam mesma tendência para os resultados mostrados.

Figura 5.14 – Concentração de COT e absorvância da água filtrada para cada alternativa

CC - tratamento em ciclo completo; PC - pré-oxidação com cloro e tratamento em ciclo completo; PD - pré-oxidação com dióxido de cloro e tratamento em ciclo completo; CAG - tratamento em ciclo completo seguido de filtração em CAG; CAP - adsorção em CAP seguido de tratamento em ciclo completo; PC CAG - pré-oxidação com cloro, tratamento em ciclo completo e filtração em CAG; PD CAG - pré-oxidação com dióxido de cloro, tratamento em ciclo completo e filtração em CAG; PC - CAP - pré-oxidação com cloro, adsorção em CAP e tratamento em ciclo completo; PD - CAP - pré-oxidação com dióxido de cloro, adsorção em CAP e tratamento em ciclo completo.

A absorvância e o COT podem ser utilizados como indicadores para a medida indireta de compostos orgânicos dissolvidos na água. São parâmetros relativamente fáceis de serem medidos, os resultados são obtidos de forma rápida e podem contribuir significativamente para a operação de uma Estação de Tratamento de Água (ETA), principalmente se a contaminação possuir variações sazonais. Muitas vezes, a realização da medida direta de todos os contaminantes pode requerer uma diversidade de equipamentos caros (cromatógrafo HPLC, GC) e o tempo para execução de uma análise pode ser relativamente extenso, o que dificulta a tomada de decisões da operação, tal como a correção da dosagem de CAP ou a escolha do momento de troca do meio filtrante em um filtro de CAG.

Nos resultados mostrados no apêndice B, também é possível observar que quando da dosagem do cloro (hipoclorito de sódio), foi necessário dosar menos hidróxido de sódio para a correção do pH de coagulação, pelo fato de o hipoclorito de sódio alterar o pH antes da coagulação. Quando foi dosado dióxido de cloro, foi necessário dosar mais hidróxido de sódio para que o pH de coagulação fosse mantido no valor desejado. Estes efeitos ocorrem devido à basicidade, alcalinidade e acidez dos produtos químicos.

Também foi observado que, após a filtração em CAG, o pH da água do efluente era consideravelmente superior ao do afluente. Este fato pode ter ocorrido devido às reações de equilíbrio da adsorção do carvão ativado, nas quais os sítios inicialmente ativos podem ter sido ocupados por um íon hidroxila (OH^-), o qual é liberado quando uma molécula (diuron, hexazinona, SHA etc.) ocupa o sítio ativo.

Em todos os ensaios foram realizadas simulações da água final produzida após a desinfecção final – aquela que chegaria ao consumidor da ponta de rede em um sistema de abastecimento público – para avaliar, principalmente, se a formação de subprodutos foi aumentada. Os resultados apresentados nas Figuras 5.15 a 5.17 mostram as concentrações dos contaminantes diuron e hexazinona, bem como o valor do carbono orgânico total para três condições: na saída do tratamento (efluente final); após 30 minutos de tempo de contato; e após 24 horas do tempo de contato.

Pode ser visto nas Figuras 5.15 e 5.16, que o residual de diuron e de hexazinona após o contato com o cloro é menor que o encontrado na saída do tratamento. Isto ocorre devido à oxidação destes compostos. Quanto maior o tempo de contato, menor o residual do produto na água de abastecimento. Embora seja observada certa remoção dos compostos – após o tempo de contato de 30 minutos ou de 24 h – a Figura 5.17 permite verificar que o COT das amostras permaneceu praticamente o mesmo após os tempos de 30 minutos e de 24 horas. Este efeito mostra que, embora o diuron e a hexazinona possam ter sido parcialmente removidos pela oxidação, provavelmente

estes formaram subprodutos que estão presentes na água, visto que o carbono permaneceu na forma orgânica (não foi oxidado para dióxido de carbono). Vale ressaltar que os subprodutos da oxidação final, devido à etapa obrigatória de desinfecção final, podem ser mais tóxicos do que o produto dissolvido na água inicialmente, como mostra o trabalho de Chen e Young (2008 e 2009) sobre a oxidação do diuron e formação de NDMA. Outros subprodutos também podem ter sido formados, embora não se tenha registros na literatura sobre os possíveis subprodutos, principalmente sobre oxidação da hexazinona.

Figura 5.15 – Concentração residual de diuron após o tratamento e desinfecção final de cada alternativa

Obs: nd - não detectado: abaixo do limite de detecção do equipamento; CC - tratamento em ciclo completo; PC - pré-oxidação com cloro e tratamento em ciclo completo; PD - pré-oxidação com dióxido de cloro e tratamento em ciclo completo; CAG - tratamento em ciclo completo seguido de filtração em CAG; CAP - adsorção em CAP seguido de tratamento em ciclo completo; PC CAG - pré-oxidação com cloro, tratamento em ciclo completo e filtração em CAG; PD CAG - pré-oxidação com dióxido de cloro, tratamento em ciclo completo e filtração em CAG; PC - CAP - pré-oxidação com cloro, adsorção em CAP e tratamento em ciclo completo; PD - CAP - pré-oxidação com dióxido de cloro, adsorção em CAP e tratamento em ciclo completo.

Figura 5.16 – Concentração de hexazinona após o tratamento e desinfecção final de cada alternativa

CC - tratamento em ciclo completo; PC - pré-oxidação com cloro e tratamento em ciclo completo; PD - pré-oxidação com dióxido de cloro e tratamento em ciclo completo; CAG - tratamento em ciclo completo seguido de filtração em CAG; CAP - adsorção em CAP seguido de tratamento em ciclo completo; PC CAG - pré-oxidação com cloro, tratamento em ciclo completo e filtração em CAG; PD CAG - pré-oxidação com dióxido de cloro, tratamento em ciclo completo e filtração em CAG; PC - CAP - pré-oxidação com cloro, adsorção em CAP e tratamento em ciclo completo; PD - CAP - pré-oxidação com dióxido de cloro, adsorção em CAP e tratamento em ciclo completo.

Figura 5.17 – Concentração de carbono orgânico total o tratamento e desinfecção final de cada alternativa

CC - tratamento em ciclo completo; PC - pré-oxidação com cloro e tratamento em ciclo completo; PD - pré-oxidação com dióxido de cloro e tratamento em ciclo completo; CAG - tratamento em ciclo completo seguido de filtração em CAG; CAP - adsorção em CAP seguido de tratamento em ciclo completo; PC CAG - pré-oxidação com cloro, tratamento em ciclo completo e filtração em CAG; PD CAG - pré-oxidação com dióxido de cloro, tratamento em ciclo completo e filtração em CAG; PC - CAP - pré-oxidação com cloro, adsorção em CAP e tratamento em ciclo completo; PD - CAP - pré-oxidação com dióxido de cloro, adsorção em CAP e tratamento em ciclo completo.

Os subprodutos formados após tratamento e cloração final monitorados foram clorofórmio e os subprodutos orgânicos halogenados totais, resultado da soma das massas de: trialometanos - incluindo clorofórmio, haloacetoneitrilas, halopicrinas, e cloro hidrato; os valores medidos estão mostrados nas Figuras 5.18 e 5.19, respectivamente.

Figura 5.18 – Concentração de clorofórmio e de subprodutos halogenados total após o tratamento de cada alternativa

CC - tratamento em ciclo completo; PC - pré-oxidação com cloro e tratamento em ciclo completo; PD - pré-oxidação com dióxido de cloro e tratamento em ciclo completo; CAG - tratamento em ciclo completo seguido de filtração em CAG; CAP - adsorção em CAP seguido de tratamento em ciclo completo; PC CAG - pré-oxidação com cloro, tratamento em ciclo completo e filtração em CAG; PD CAG - pré-oxidação com dióxido de cloro, tratamento em ciclo completo e filtração em CAG; PC - CAP - pré-oxidação com cloro, adsorção em CAP e tratamento em ciclo completo; PD - CAP - pré-oxidação com dióxido de cloro, adsorção em CAP e tratamento em ciclo completo.

Figura 5.19 – Concentração de subprodutos orgânicos halogenados totais após o tratamento de cada alternativa

CC - tratamento em ciclo completo; PC - pré-oxidação com cloro e tratamento em ciclo completo; PD - pré-oxidação com dióxido de cloro e tratamento em ciclo completo; CAG - tratamento em ciclo completo seguido de filtração em CAG; CAP - adsorção em CAP seguido de tratamento em ciclo completo; PC CAG - pré-oxidação com cloro, tratamento em ciclo completo e filtração em CAG; PD CAG - pré-oxidação com dióxido de cloro, tratamento em ciclo completo e filtração em CAG; PC - CAP - pré-oxidação com cloro, adsorção em CAP e tratamento em ciclo completo; PD - CAP - pré-oxidação com dióxido de cloro, adsorção em CAP e tratamento em ciclo completo.

Observa-se, nas Figuras 5.18 e 5.19, que houve maior concentração de clorofórmio e dos subprodutos orgânicos halogenados totais no tratamento precedido de pré-oxidação com cloro e sem adição de carvão ativado – provavelmente devido à oxidação das SHA antes de sua remoção pelo tratamento em ciclo completo. Esta reação é iniciada antes do tratamento, momento no qual há maior disponibilidade de SHA dissolvida, provavelmente formando alguns subprodutos intermediários até chegar a clorofórmio e demais subprodutos orgânicos halogenados, na cloração final (desinfecção). Cumpre destacar, também, que quando foi realizada a pré-oxidação com cloro, a formação de subprodutos orgânicos halogenados totais, bem como de clorofórmio resultou maior – quando comparado aos residuais do tratamento com dióxido de cloro.

5.4 ETAPA 4: ENSAIOS QUALI-QUANTITATIVOS DAS ALTERNATIVAS SELECIONADAS

Nesta etapa, as concentrações dos contaminantes da água foram reduzidas para 1 mg/L de diuron e 0,275 mg/L de hexazinona (mantendo a mesma proporção encontrada no produto comercial), para melhor avaliar a duração da carreira nos ensaios de ruptura da coluna de CAG.

5.4.1 Determinação da dosagem de CAP e do tempo de contato

Utilizando a isoterma de Freundlich, (equações 11 e 12), para as concentrações inicial e final de diuron (1 e 0,09 mg/L, respectivamente) e para os parâmetros K_f e $1/n$ mostrados na Tabela 4.2, seriam necessários 4,02 mg/L de CAP para adsorver o diuron. Para a hexazinona, seriam necessários 2,74 mg/L de CAP para a concentração final resultar menor que 90 $\mu\text{g/L}$. Somadas as massas necessárias, seriam requeridos 6,76 mg/L de CAP para adsorver ambos contaminantes. Entretanto, estes valores são válidos apenas para condições em que as isotermas foram estudadas: água pura (sem interferentes); e um único contaminante dissolvido.

Os resultados do estudo de dosagem de CAP e tempo de contato estão mostrados na Tabela 5.9 e nas Figuras 5.20 e 5.21 – nas figuras foi destacado com linha vermelha o valor 90 $\mu\text{g/L}$. Pode ser notado que as dosagens para as quais os valores de diuron e de hexazinona resultaram abaixo de 90 $\mu\text{g/L}$, foram de 14 mg/L para o tempo de contato de 15 min e de 12 mg/L para 30 min. Como a diferença entre as dosagens foi 17%, aproximadamente, foi adotado o maior tempo de contato com o propósito de reduzir a dosagem de CAP. A dosagem encontrada para adsorção dos compostos foi consideravelmente superior ao calculado pelos parâmetros cinéticos das isotermas de Freundlich, provavelmente devido à interferência causada pela presença das substâncias húmicas aquáticas.

Tabela 5.9 – Remoção de diuron e hexazinona por adsorção em CAP para os tempos de contato de 15 e 30 minutos e diferentes dosagens de CAP

Dosagem de CAP (mg/L)	Diuron (mg/L)		Hexazinona (mg/L)		COT (mg/L)	
	Tc = 15 min	Tc = 30 min	Tc = 15 min	Tc = 30 min	Tc = 15 min	Tc = 30 min
6	0,325	0,317	0,238	0,223	2,085	2,060
7	0,296	0,283	0,229	0,215	2,096	2,078
8	0,263	0,242	0,215	0,202	2,030	2,010
9	0,202	0,163	0,192	0,185	1,957	1,892
10	0,167	0,142	0,141	0,139	1,886	1,850
11	0,124	0,105	0,132	0,113	1,865	1,615
12	0,107	0,087	0,112	0,089	1,580	1,423
13	0,094	0,078	0,102	0,085	1,228	1,091
14	0,079	0,071	0,097	0,082	1,106	1,076
15	0,064	0,052	0,092	0,074	1,058	0,952

Obs: concentração inicial de diuron 1mg/L e hexazinona 0,282 mg/L

Figura 5.20 – Concentração de diuron em relação à dosagem de CAP e tempos de contato de 15 e 30 min

Figura 5.21 – Concentração de hexazinona em relação à dosagem de CAP e tempo de contato

5.4.2 Verificação do tipo de difusividade predominante

Foram realizados 3 ensaios (C1, C2 e C3) para ser verificado o tipo de difusividade predominante na água filtrada contaminada com diuron e hexazinona, a saber: o primeiro de referência, o segundo e terceiro, com uso da metodologia de ERCER considerando a difusividade constante e proporcional, respectivamente. Para a comparação dos resultados dos ensaios, os valores da concentração de diuron e de hexazinona no efluente final foram expressos em função da concentração inicial (C/C_0). A duração do ensaio também foi expressa na forma adimensional, em relação ao número de volumes de leitos vazios correspondente ao volume de água tratado (VL), dado pela equação 12.

As principais características dos ensaios C1, C2 e C3 estão na Tabela 4.4. Na Figura 5.22 são mostrados os resultados do ensaio C1, na qual é possível observar que a afinidade entre as moléculas de diuron e de carvão ativado é mais intensa que a de hexazinona, de forma que o diuron é preferencialmente adsorvido. Esta afinidade também pode ser observados nos coeficientes da isoterma de Freundlich (k_f), mostrados na

Tabela 4.3, e são maiores para adsorção do diuron do que para o hexazinona, indicando também a preferência para adsorção do diuron no CAG. O precoce transpasse inicial nos ensaios, ocorreu devido ao reduzido TCLV (0,20 min), de forma que o comprimento do leito (27,8 mm) foi inferior à zona de transferência de massa (ZTM). Entretanto, o objetivo desta etapa foi apenas produzir parâmetros para avaliar a reprodução do teste em escala piloto utilizando a metodologia ERCER (Ensaio C2 e C3).

Figura 5.22 – Fração da concentração inicial de diuron e de hexazinona pelo número de volume de leitos tratados do ensaio C1 - escala piloto

Os ensaios C2 e C3 foram realizados utilizando a metodologia ERCER, considerando a difusividade intrapartícula constante (DC) e proporcional ao tamanho das partículas (PD), respectivamente, com redução de escala proporcional à relação entre o diâmetro médio dos grãos de CAG do ensaio piloto para o ensaio reduzido de 2,82. Nas Figuras 5.23 e 5.24 estão mostrados os resultados dos dois ensaios, juntamente com o ensaio C1, para a concentração de diuron e de hexazinona no efluente da coluna, respectivamente. Nestas figuras, os valores de concentração e de tempo dos ensaios foram colocados na forma adimensional, para facilitar a comparação.

Figura 5.23 – Fração da concentração inicial de diuron e de hexazinona pelo número de volume de leitos tratados dos ensaios C1, C2 e C3

Figura 5.24 – Fração da concentração inicial de diuron e de hexazinona pelo número de volume de leitos tratados dos ensaios C1, C2 e C3

Nota-se, nas Figuras 5.22 e 5.23, que o Ensaio C2 se aproximou mais do ensaio C1 (em escala piloto) que o ensaio C3. De acordo com estas figuras, o transpasse

no ensaio C2 ocorreu ligeiramente antes que no ensaio C1, resultando carreiras mais curtas comparadas à escala real. Contudo, vale destacar a facilidade da execução de um ensaio ERCER visto que a duração total do C2 foi de 14 h; do ensaio C3 foi 40 h e o teste em escala piloto (ensaio C1) 115 horas (aproximadamente 5 dias). Este tempo seria consideravelmente maior se o TCLV do ensaio C1 fosse de 5 min, correspondendo ao tempo de duração do ensaio em escala piloto de 3 a 6 meses. Como a qualidade da água é essencial para a execução do ensaio – principalmente pH e alcalinidade – é difícil garantir a qualidade da água para esse tempo de duração de ensaio. Diante do exposto, a execução do ensaio ERCER é considerada razoável para estimativa da duração da carreira, como um método simplificado para execução de ensaios. Como o ensaio C2 foi o que mais se aproximou do ensaio em escala piloto, nas demais etapas do estudo foi considerada a difusividade intrapartícula constante, em relação ao tamanho dos grãos.

5.4.3 Ensaio de ruptura para filtro de CAG em escala reduzida

Visando estimar a duração da carreira e obtenção da curva de ruptura de um filtro real, foi utilizada a metodologia ERCER, considerando a difusividade intrapartícula constante, com valor de X da equação 3 igual a zero e os demais parâmetros mostrados na Tabela 4.5. A redução de escala foi proporcional à relação entre o diâmetro médio dos grãos de CAG do ensaio piloto para o ensaio reduzido, resultando igual a 9,52. Os resultados dos ensaios estão mostrados na Tabela 5.10.

Com o propósito de estimar a duração da carreira e obtenção da curva de ruptura de um filtro real, foi utilizada a metodologia ERCER, considerando a difusividade intrapartícula constante, com valor de X da equação 3 igual a zero e os demais parâmetros mostrados na Tabela 4.5. A redução de escala foi proporcional à relação entre o diâmetro médio dos grãos de CAG do ensaio piloto para o ensaio reduzido, resultando igual a 9,52. Os resultados dos ensaios estão mostrados na Tabela 5.10.

A duração total do ensaio foi de 50 h, tendo este que ser interrompido dado o rompimento do sistema de alimentação da coluna, devido à excessiva pressão (5,5 kgf/cm² ou, aproximadamente, 55 mca), inviabilizando o reinício do sistema. Entretanto, os resultados obtidos foram suficientes para o objetivo do ensaio, visto que o transpasse de 90 µg/L foi atingido para o diuron e para a hexazinona. Destaca-se também que a hexazinona, que teve o transpasse iniciado antes do diuron, atingiu a concentração de 0,256 mg/L ao final do ensaio (91 % da concentração inicial).

Durante todo o ensaio também foi monitorada a vazão de saída da coluna, mas nela não foi observada variação significativa.

Tabela 5.10 – Pressão à montante da coluna e valores de diuron, hexazinona, COT e turbidez do efluente ao longo do tempo de execução do ensaio C4

Tempo (h)	VL (x 1000)	Diuron (mg/L)	Diuron (C/Co)	Hexazinona (mg/L)	Hexazinona (C/Co)	COT (mg/L)	Turbidez (uT)	Pressão (kgf/cm ²)
1	1,09	0,000	0,00	0,005	0,02	0,43	0,12	0,35
6	6,57	0,000	0,00	0,005	0,02	0,56	0,15	0,50
12	13,14	0,008	0,01	0,015	0,05	0,67	0,20	0,65
18	19,70	0,009	0,01	0,020	0,07	0,74	0,22	1,0
24	26,27	0,014	0,01	0,045	0,16	0,93	0,20	1,3
30	32,84	0,026	0,03	0,056	0,20	0,95	0,14	1,7
38	41,59	0,053	0,05	0,089	0,32	1,08	0,16	2,3
46	50,35	0,075	0,08	0,121	0,43	1,14	0,22	3,2
54	59,11	0,123	0,12	0,194	0,69	1,26	0,26	4,3
65	71,15	0,144	0,14	0,256	0,91	1,24	0,27	5,5

VL: volume de água tratada em relação ao volume de CAG

A Figura 5.25 mostra os valores de concentração do efluente da coluna de CAG em relação ao VL (equação 12) na qual foi destacado com linha vermelha o valor 90 µg/L. A concentração de hexazinona superou o limite de 90 µg/L próximo a 38 h de ensaio (VL de 41.500) e o diuron após 50 h de ensaio (VL de 54.000, aproximadamente). Para ser obtida a estimativa da duração da carreira em um filtro em escala real, basta

multiplicar o VL obtido pelo TCLV, operação que resulta 144 e 187 dias, para a hexazinona e o diuron, respectivamente.

Considerando o valor de 41.500 de leitos tratados, o valor da taxa de utilização do carvão - TUC (equação 13) é de 10,74 mg/L.

Figura 5.25 – Concentração de diuron e de hexazinona pelo volume de água filtrada em relação ao volume de CAG do ensaio C4

A Figura 5.26 mostra os mesmos resultados da Figura 5.24 e da Tabela 5.10, porém com os eixos das ordenadas e das abscissas na forma adimensional. O comportamento da curva de ruptura, mostrado nesta figura, é análogo aos apresentados em outros trabalhos de curvas de rupturas para outros contaminantes, como mostrados nos estudos de Heijman e Hopman (1998), Kumar et al (2009) e Scharf et al (2010) e nas Figuras 3.3 e 3.4.

Gerárd e Barthélemy (2003) levaram a efeito um estudo em micro-coluna para ruptura para água filtrada contendo diuron com contaminação de 0,5 mg/L. Nesse estudo o transpasse de diuron acima de 90 $\mu\text{g/L}$ ocorreu para a TUC de 5,4 mg/L, aproximadamente metade da encontrada neste trabalho. Ocorreu a menor TUC, mostrando a maior eficiência do CAG, pois a dosagem inicial de diuron corresponde à

metade da utilizada neste estudo e a taxa de aplicação superficial foi 5 vezes menor que a estudada, representando um filtro em escala real com TAS de 40 m/d. Entretanto, salvo as limitações devidas às diferentes metodologias adotadas e às diferentes concentrações dos contaminantes, o valor encontrado ficou próximo ao esperado.

Figura 5.26 – Fração da concentração de diuron e de hexazinona pelo volume de água filtrada em relação ao volume de CAG - curva de ruptura do ensaio C4

5.5 ETAPA 5: COMPARAÇÃO ENTRE A APLICAÇÃO DE CAP E CAG

A utilização de CAP e CAG em águas naturais, com múltiplos contaminantes e presença de matéria orgânica natural (MON) – devido à adsorção competitiva entre as moléculas – não podem ser previstas por modelos matemáticos de previsão da cinética de adsorção utilizados para águas purificadas com um único contaminante, (Summers et al 1996, Heijman e Hopman 1998 e Knappe et al, 1998). Em casos como este, é necessário realizar ensaios para determinar a quantidade de carvão (CAP ou CAG) utilizado para adsorver determinada massa de contaminantes.

Para os resultados encontrados, a taxa de utilização do carvão para o CAP foi 12 mg/L e para o CAG foi 10,7 mg/L. Ou seja, para a mesma massa de carvão, a

utilização de CAG em pós-filtros adsorvedores é capaz de tratar 12 % a mais de água, ou adsorver 12 % a mais de contaminante do que a aplicação pulverizada. Esta diferença ocorre dada a existência de outras moléculas que também podem ser adsorvidas pelo carvão, principalmente as SHA, que possuem tamanhos de moléculas significativamente maiores, as quais podem bloquear a entrada de um poro do carvão. Como o CAP é utilizado na água bruta, a maior quantidade de SHA e outras substâncias podem competir pelo sítio ativo do carvão, diminuindo a eficiência do processo. A utilização de filtros adsorvedores de CAG, após tratamento em ciclo completo, para água que possui menor quantidade de SHA dissolvida, se mostrou mais eficiente. Os resultados mostrados no item 5.3 indicaram, também, que pequena parcela de diuron e de hexazinona foi removida durante o tratamento, provavelmente devido à adsorção destes contaminantes em argila.

O carvão ativado é um insumo oneroso, custa cerca de R\$ 7.700,00 por tonelada de CAP e R\$ 6.800,00 por tonelada de CAG (informação pessoal)¹. Após ter sido usado, o CAG pode ser regenerado e reutilizado no filtro.

Para utilizar o CAG em uma ETA é preciso construir unidades de filtração em CAG providas de sistema para lavagem dos filtros (para remoção das impurezas retidas e recuperação da carga hidráulica de filtração), a serem instalados após a filtração convencional (em areia, ou areia e antracito). Também deve ser construído um sistema de aproveitamento de água de lavagem dos filtros, pois a água de lavagem dos filtros de CAG deve conter pequena quantidade de impurezas uma vez que já passou pelo sistema de filtração convencional. Ainda que o uso do CAG em pós-filtros adsorvedores possa ser bastante interessante por utilizar o carvão de forma mais eficiente e reduzir os custos de

¹ Madecarbo, Estimativa de custos de carvão ativado no Brasil (2014). Mensagem recebida por email: ricardo@madecarbo.com.br em 17 de julho de 2014

aquisição do carvão, os custos de implantação são significativamente maiores que os custos de instalação para aplicar CAP.

Para utilizar o CAP em ETA, é necessário construir as instalações de recepção, armazenamento e de preparo da suspensão e da dosagem. Também deve ser construída uma câmara de contato para garantir o tempo de contato necessário à adsorção dos contaminantes. Geralmente, o CAP é removido na unidade de clarificação (decantação ou flotação), após a coagulação, ou é retido na unidade de filtração, juntamente com os resíduos dessas unidades. Depois de removido, o CAP deve ser submetido a tratamento – clarificação, adensamento, desaguamento e, eventualmente, secagem – para posteriormente ser disposto em aterro (DI BERNARDO, DANTAS E VOLTAN, 2012). Vale ressaltar que o uso de CAP aumenta a geração de resíduo na ETA e no volume final de resíduo tratado, o qual geralmente é disposto em aterro.

Para efetiva comparação entre os dois tipos de aplicação do carvão, foi preciso projetar as instalações necessárias para cada uma das aplicações e contabilizar os custos de implantação e de operação de cada sistema. Os custos de operação foram considerados em valor presente, mediante a taxa de retorno anual de 11% - Taxa Selic (Copom, 2014).

O projeto foi realizado considerando o crescimento da cidade de Ribeirão Preto-SP. Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2014) em 2015 a cidade deverá dar início à captação de água do Rio Pardo, com sistema de 1 m³/s a ser construído na primeira etapa de implantação. Este sistema poderá abastecer cerca de 180 mil habitantes, considerando os índices de Ribeirão Preto: consumo per capita de 293 L/d.hab, o coeficiente do dia de maior consumo de 1,2 e o índice de perdas de 23% (BRASIL, 2014).

5.5.1 Custos CAP

Foi elaborado o projeto de um sistema de recebimento, preparo e dosagem de CAP e de uma câmara de contato para a vazão de 1 m³/s, para permitir a que sejam contabilizados os custos de implantação e operação deste sistema. Principais parâmetros adotados para o projeto:

- dosagem média a ser aplicada: 12 mg/L (item 5.4.1);
- tempo de contato: 30 min (item 5.4.1);
- preparo da suspensão de carvão a 100 g/L;
- armazenamento de carvão para consumo de 10 dias (NBR 12.216/92).

Os cálculos do dimensionamento estão mostrados no Apêndice D e os desenhos do projeto para implantação do sistema de CAP estão no Apêndice F. Os custos do investimento que foram contabilizados a partir dos desenhos do projeto, constam no apêndice D, tal como no resumo apresentado na Tabela 5.11. Os valores unitários dos itens que compõem o orçamento foram obtidos no Sistema Nacional de Preços e Índices da Construção Civil (SINAPI, 2014), no Banco de Preços de Obras e Serviços de Engenharia (SABESP, 2014) e consulta a fornecedores. Vale salientar que, na data da realização do trabalho (18/06/2014), o valor do dólar divulgado pelo Banco Central do Brasil era R\$ 2,23 (BCB, 2014). De acordo com os resultados, o custo total para implantação de sistema de CAP para uma ETA de 1 m³/s importa em três milhões, cento e oitenta e um mil, duzentos e setenta e sete reais e vinte e dois centavos.

Tabela 5.11 – Custo do investimento no sistema de aplicação de CAP

ITEM	DESCRIÇÃO	VALOR (R\$)
1	AQUISIÇÃO DE TERRENO (800 m²)	240.000,00
2	CÂMARA DE PRÉ-OXIDAÇÃO	
2.1	SERVIÇOS PRELIMINARES	126.828,09
2.2	EQUIPAMENTOS, TUBULAÇÕES E ACESSÓRIOS	358.519,42
2.3	ESTRUTURA E OBRA CIVIL	2.031.862,24
3	ARMAZENAMENTO E DOSAGEM DE PRODUTOS QUÍMICOS	
3.1	EQUIPAMENTOS, TUBULAÇÕES E ACESSÓRIOS	213.446,60
3.2	ESTRUTURA	61.282,28
3.3	VEDAÇÕES, ACABAMENTOS, COBERTURA E ACESSÓRIOS	71.063,64
3.4	INSTALAÇÕES DE COMBATE A INCENDIO	36.300,00
3.5	INSTALAÇÕES ELÉTRICAS	41.974,95
TOTAL		3.181.277,22

O custo operacional do sistema CAP é composto pelo consumo de CAP ao longo do ano, consumo de energia elétrica e custo com tratamento de disposição dos resíduos.

Ao longo do ano, o consumo de CAP é dado pela multiplicação da dosagem pela vazão pelo tempo de funcionamento. Considerando a dosagem de 12 mg/L, a vazão de 1 m³/s (1000 L/s) e o tempo de funcionamento de 365 dias por ano, o consumo de carvão anual resulta em 378,4 toneladas de CAP. Como a tonelada do CAP custa R\$ 7.700,00, o custo anual com aquisição de CAP é de R\$ 2.913.926,40.

O custo de energia elétrica é composto pelos custos de demanda e de consumo. O custo anual de demanda é calculado pela razão entre a tarifa mensal – 22,9 R\$/kW em 18/06/2014 segundo a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2014), e a potência instalada de 3,6 kW (resultado da soma do misturador da suspensão do carvão de 2,2 kW e somado ao kW da bomba dosadora de 1,4 kW) nos 12 meses do ano, resulta em R\$ 989,28.

O custo de consumo anual de energia elétrica é resultante da multiplicação do consumo dos equipamentos (3,6 kW), do número de horas em funcionamento no ano

(365 dias x 24 h/dia) e da tarifa básica para o setor de saneamento R\$ 0,363/kWh (ANEEL, 2014). Para instalação de CAP, o custo anual de consumo de energia elétrica resulta em R\$ 57.237,84/ano.

Nos custos operacionais do projeto – além do consumo de CAP e da energia elétrica – também devem ser considerados o custo com o tratamento e disposição do resíduo gerado na ETA. Atualmente, é estimado que o custo com tratamento, transporte e disposição de resíduo de ETA em aterro seja R\$ 150,00 por tonelada². Não foram considerados os custos com a instalação de sistema de tratamento dos resíduos gerados na ETA visto que tais sistemas já deverão estar instalados para o funcionamento da ETA, independente da aplicação em CAP ou CAG. Vale ressaltar que como o CAP aplicado possui 100% de sólidos (1 kg SST para cada kg de CAP) é estimado que o lodo tratado possua 25% de sólidos (0,25 kg de SST para cada kg de lodo, considerando desaguamento em centrifuga), resulta que cada 1 kg de CAP aplicado gera 4 kg de lodo tratado a ser disposto em aterro. Assim, como o consumo anual de CAP calculado foi de 378,4 toneladas por ano, são obtidas 1.513,6 toneladas de lodo desaguado a ser disposto em aterro, com custo anual de R\$ 227.040,00.

Os custos com operadores não foram contabilizados, visto não ser necessária uma equipe de operação dedicada ao sistema de CAP, porque a própria equipe de operação da ETA – que opera os demais produtos químicos, deverá ser responsável pela operação do sistema de preparo e dosagem de suspensão de CAP.

A tabela 5.12 mostra o custo de operação anual (COA), de acordo com os valores de consumo anual de carvão ativado, consumo e demanda de energia elétrica e de disposição do lodo gerado pelo CAP. Nesta tabela é possível verificar que o custo de operação anual para o CAP é de R\$ 3.199.193,52 (três milhões, cento e noventa e nove mil, cento e noventa e três reais e cinquenta e dois centavos).

² informação pessoal

Tabela 5.12 – Custos anuais de operação do sistema de CAP

ITEM	DESCRIÇÃO	VALOR (R\$)
1	AQUISIÇÃO DE CAP	R\$ 2.913.926,40
2	DEMANDA - ENERGIA ELÉTRICA	R\$ 989,28
3	CONSUMO DE ENERGIA ELÉTRICA	R\$ 57.237,84
4	TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DO LODO	R\$ 227.040,00
TOTAL DO CUSTO ANUAL DE OPERAÇÃO DO CAP		R\$ 3.199.193,52

5.5.2 Custos CAG

Foi elaborado um projeto para o tratamento de 1 m³/s em pós-filtros adsorvedores de CAG (após o tratamento em ciclo completo) e sistema de lavagem e recuperação da água de lavagem dos filtros. Os principais parâmetros adotados para o projeto, de acordo com o exposto na Tabela 4.5 e com os ensaios do item 5.4, foram:

- Taxa de aplicação superficial: 200 m/d;
- tempo de contato em leito vazio: 5 min;
- altura do leito de CAG: 0,70 m
- granulometria 8 x 30 mesh (0,60 a 2,38 mm).

A área de filtração resulta em 432 m², considerando a taxa de aplicação superficial de 200 m/d e a vazão de 1 m³/s. Foram previstos 10 filtros de CAG funcionando como taxa constante com carga hidráulica variável, cada um com 43,2 m² de área filtrante em cada filtro. A carga hidráulica para retenção de impurezas foi de 1,20 m e estima-se que a duração da carreira de filtração mínima seja de 30 h (lavagem de 1 filtro a cada 3 h, 8 filtros por dia). No projeto foi considerado o aproveitamento da água de lavagem dos filtros (sistema de recuperação de água de lavagem dos filtros), por meio de um tanque de recepção e regularização de vazão - com 200 m³ de volume útil,

recalque da água de lavagem dos filtros regularizada ao início da estação (vazão de recalque de 24,2 L/s).

Os cálculos do dimensionamento estão mostrados no Apêndice E e os desenhos do projeto para implantação do sistema de CAG estão no Apêndice G. Os custos do investimento foram contabilizados a partir dos desenhos do projeto e estão apresentados no Apêndice E e o resumo na Tabela 5.13. Os valores unitários dos itens que compõem o orçamento foram obtidos no Sistema Nacional de Preços e Índices da Construção Civil (SINAPI, 2014), Banco de Preços de Obras e Serviços de Engenharia (SABESP, 2014) e consulta a fornecedores. Deve ser ressaltado que, na data da realização do trabalho (18/06/2014), o valor do dólar divulgado pelo Banco Central do Brasil era R\$ 2,23 (BCB, 2014). De acordo com os resultados mostrados na Tabela 5.13, o custo total para implantação de um sistema de pós-filtros adsorvedores de CAG para ETA de 1 m³/s é de nove milhões, quinhentos e trinta e cinco mil, quatrocentos e oitenta e três reais e quinze centavos.

Tabela 5.13 – Custo do investimento no sistema de aplicação de CAG

ITEM	DESCRIÇÃO	VALOR (R\$)
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO	R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO	
2.1	SERVIÇOS PRELIMINARES E CANTEIRO DE OBRAS	R\$ 176.497,30
2.2	EQUIPAMENTOS, TUBULAÇÕES E ACESSÓRIOS	R\$ 2.780.424,40
2.3	ESTRUTURA	R\$ 2.937.159,96
2.4	VEDAÇÕES, ACABAMENTOS, COBERTURA E ACESSÓRIOS	R\$ 307.747,45
2.5	ELÉTRICA E AUTOMAÇÃO	R\$ 1.537.857,30
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS	
3.1	EQUIPAMENTOS, TUBULAÇÕES E ACESSÓRIOS	R\$ 401.011,41
3.2	ESTRUTURA	R\$ 257.386,30
3.3	VEDAÇÕES, ACABAMENTOS, COBERTURA E ACESSÓRIOS	R\$ 19.179,23
3.4	ELÉTRICA	R\$ 160.545,04
4	SISTEMA DE RECUPERAÇÃO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS	
4.1	EQUIPAMENTOS	R\$ 147.623,70
4.2	ESCAVAÇÃO	R\$ 8.270,38
4.3	ESTRUTURA	R\$ 185.869,72
4.3	ELÉTRICA	R\$ 165.910,96
		R\$ 9.535.483,15

O custos específico de implantação do sistema de CAG, dados pelo custo de implantação dividido pela vazão de tratamento, resultaram em 9.535,48 R\$/(L/s). Mierzwa et al (2008) estimaram o custo de implantação de um sistema de filtração em CAG para uma ETA de 100 L/s e chegaram no custo específico de implantação de 13.200,00 R\$/(L/s), 38 % maior que o encontrado neste trabalho. Esta diferença é explicada pelo fator de escala pois, quanto maior a capacidade da ETA menor será o seu custo específico e, também, que os custos mostrados na Tabela 5.13 não consideram o meio filtrante que, provavelmente, tenha sido considerado no trabalho de Mierzwa et al (2008). Apenas custo do meio filtrante representa diferença de 10 %. Desta forma foi considerado, que os custos estimados possuem ordem de grandeza em consonância satisfatória com os resultados observados.

O custo operacional do sistema de CAG é composto pela aquisição e regeneração de CAG, consumo de energia elétrica para lavagem e recuperação da água de lavagem dos filtros somados ao custo com a regeneração do carvão ao longo do ano.

O custo com a aquisição inicial do CAG é relativo à massa de carvão utilizada para preenchimento dos filtros. A massa de CAG foi calculada pelo produto da massa específica do CAG (447 kg/m^3) pelo volume de CAG - resultante da multiplicação da área filtrante (432 m^2) pela altura do leito filtrante ($0,70 \text{ m}$) - e resultou em $135,2 \text{ t}$. Como o custo do CAG é de R\$ 6800,00, o custo inicial com a aquisição do meio filtrante seria de R\$ 919.360,00. De acordo com os resultados da etapa 4 mostrados no item 5.4, o intervalo entre regenerações do meio filtrante é de 144 dias. Após este tempo o carvão deverá ser regenerado.

O custo de regeneração do carvão ativado no exterior é geralmente de 50 a 60% do custo do produto virgem e deve-se considerar a perda de 5 a 10 % do material neste processo, de acordo com o relatado por AWWA, 1997, AWWA, 2011 e MWH, 2012. Não foram encontradas nenhuma instalação apta a realizar a regeneração de carvão ativado granular em atividade no Brasil, pois há pouco uso deste insumo. Entretanto, para fins comparativos, no trabalho foi considerado a regeneração do carvão ativado granular com custo de 60 % do produto virgem e 10% de perdas (aquisição de 10% do material a cada regeneração). Desta forma, a regeneração do meio filtrante deverá ter um custo de R\$ 551.616,00 e deverá ser adquirido R\$ 91.936,00 em carvão ativado a cada regeneração completa do meio filtrante, resultando em R\$ 643.552,00 a cada ciclo de regeneração do carvão (a cada 144 dias). O custo anual de regeneração do carvão resulta em R\$ 1.631.225,56. Ressalta-se que no primeiro ano de atividade do sistema, o CAG será comprado virgem e deverá ter a duração de carreira de 144 dias, nos demais dias do ano, deverá incidir o custo da regeneração, o qual será de R\$ 987.673,60.

O custo de energia elétrica é composto pelos custos de demanda e de custo de consumo. O custo anual de demanda é calculado pela multiplicação da tarifa mensal - 22,9 R\$/kW em 18/06/2014 segundo a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2014), pela potência total instalada dos conjuntos moto-bomba de 80,9 kW – resultante da soma da potência do motor da bomba para lavagem dos filtros de 100 cv (73,55 kW) com a do motor da bomba de aproveitamento de água para lavagem de 10 cv (7,35 kW) - multiplicado pelos 12 meses do ano e resulta em R\$ 22.232,69.

O custo de consumo anual de energia elétrica resulta da multiplicação do consumo dos equipamentos, pelo número de horas em funcionamento no ano e pela tarifa básica para o setor de saneamento (R\$ 0,363/kWh; segundo ANEEL, 2014). O conjunto moto-bomba considerado para lavagens dos filtros deverá consumir 56,5 kW para o ponto de funcionamento verificado e será acionado por 5 minutos a cada 3 horas, em média (intervalo estimado entre lavagens sucessivas), resultando 243,3 h de funcionamento por ano e no consumo de 13.745,3 kWh/ano. O conjunto moto-bomba escolhido para recuperar da água de lavagens dos filtros (recirculação) deverá ter potência consumida de 6,4 kW para o ponto de funcionamento verificado e será acionado por 90 minutos a cada 3 horas em média (intervalo estimado entre lavagens sucessivas), resultando 4380 h de funcionamento por ano e no consumo de 27941,77 kWh/ano. Assim, o consumo anual de energia elétrica para o sistema de CAG será de 41.687,11 kWh, custo anual com consumo de energia elétrica de R\$ 15.132,42.

Os custos com operadores não foram contabilizados, por não ser necessária equipe de operação dedicada ao sistema de CAG; mas foram contabilizados custos para implantação de um sistema de automação do funcionamento dos filtros, realizado para a própria equipe de operação da ETA, a qual opera as demais unidades da ETA, deverá ser responsável pela operação do sistema proposto.

As Tabelas 5.14 e 5.15 mostram o custo de operação anual (COA) para o sistema de filtração em CAG para o primeiro ano de funcionamento e para os demais anos, respectivamente. Os valores do COA foram calculados de acordo com os valores de consumo anual de carvão ativado, regeneração do CAG e consumo e demanda de energia elétrica. Nota-se, nesta tabela, que o custo de operação anual para o CAG é de R\$ 3.199.193,52 (três milhões, cento e noventa e nove mil, cento e noventa e três reais e cinquenta e dois centavos).

Tabela 5.14 – Custos de operação anual do sistema de CAG para o primeiro ano de operação

ITEM	DESCRIÇÃO	VALOR (R\$)
1	AQUISIÇÃO DE CAG	R\$ 919.360,00
2	REGENERAÇÃO DO CAG	R\$ 987.673,60
3	DEMANDA - ENERGIA ELÉTRICA	R\$ 22.232,69
4	CONSUMO DE ENERGIA ELÉTRICA	R\$ 15.132,42
TOTAL DO CUSTO ANUAL DE OPERAÇÃO DO CAG PARA O PRIMEIRO ANO		R\$ 1.944.398,71

Tabela 5.15 – Custos de operação anual do sistema de CAG, com exceção do primeiro ano de operação

ITEM	DESCRIÇÃO	VALOR (R\$)
1	REGENERAÇÃO DO CAG	R\$ 1.631.225,56
2	DEMANDA - ENERGIA ELÉTRICA	R\$ 22.232,69
3	CONSUMO DE ENERGIA ELÉTRICA	R\$ 15.132,42
TOTAL DO CUSTO ANUAL DE OPERAÇÃO DO CAG		R\$ 1.668.590,67

5.5.3 Comparação dos custos de CAG e CAP

Os custos específicos de implantação do sistema de CAP e de CAG, dados pelo custo de implantação dividido pela vazão de tratamento, resultaram em R\$ 3.181,28 e R\$ 9.535,48/(L/s) para o CAP e CAG, respectivamente, ou seja, o custo de implantação de um sistema de CAG foi 200% maior do que o de CAP, com diferença total de R\$ 6.354.205,93.

Os custos específicos de operação do sistema de CAP e de CAG, dados pelo custo de operação anual dividido pela vazão de tratamento, convertendo as unidades necessárias (anos para segundos), resultaram em 0,1014 R\$/m³ para aplicação de CAG e 0,0617 e 0,0529 R\$/m³ para o primeiro e demais anos de operação do CAG, respectivamente. Os custos operacionais por m³ de água tratada foram de 48 a 39% mais baratos para aplicação de CAG do que CAP, em um mesmo ano.

Visando comparar a instalação do sistema de CAG, o qual possui um custo de operação menor com custo de implantação maior, com o sistema de CAP foi necessário contabilizar os custos de implantação e de operação dos dois sistemas, durante diversos tempos de operação (de 1 a 30 anos), trazidos em valor presente líquido (equações 8 e 9). Os resultados, trazidos à valor presente, estão mostrados na Tabela 5.16 e na Figura 5.27.

Para os valores obtidos nos ensaios dos itens 5.5.1 e 5.5.3 e de acordo com os custos obtidos nos itens 5.6.1 e 5.6.2, e os valores presentes líquidos mostrados na Figura 5.27 e na Tabela 5.16 é possível observar que:

- o custo total (operação e implantação) em valor presente líquido dos sistemas de CAP e de CAG praticamente se igualam com o tempo de operação de 5 anos (tempo de retorno de 5 anos);
- para tempos de operação superiores à 5 anos, o custo total em valor presente líquido do sistema de CAG é inferior ao sistema de CAP, chegando ser 22% menor que o sistema de CAP para o tempo de operação de 20 anos e 24% menor para o tempo de operação de 30 anos, aproximadamente; estes valores resultam nas diferenças absolutas de 6,9 e 8,1 milhões de reais, respectivamente;
- embora os custos de implantação do sistema de CAG seja consideravelmente superior ao de CAP, aproximadamente 200% maior,

quando somados aos custos de operação do ano 1 estes resultam 80 % maiores do que o de CAP.

Figura 5.27 – Valor presente líquido acumulado da implantação e da operação dos sistemas de CAP e CAG em função do ano de operação do sistema e a diferença entre os valores presentes líquidos para o CAP e CAG.

Tabela 5.16 – Custos anuais de operação anual do sistema de CAG, com exceção do primeiro ano de operação

Ano	CAP		CAG		COMPARATIVO CAP - CAG	
	Custo do ano em valor presente líquido (R\$ x 10 ⁶)	Custo total em valor presente líquido acumulado (R\$ x 10 ⁶)	Custo do ano em valor presente líquido (R\$ x 10 ⁶)	Custo total em valor presente líquido acumulado (R\$ x 10 ⁶)	Diferença absoluta entre o valor presente líquido acumulado do CAP e do CAG (R\$ x 10 ⁶)	Diferença percentual entre o valor presente líquido acumulado do CAP em relação ao CAG
1*	3,181	--	9,535	--	--	--
1**	3,199	6,380	1,944	11,480	5,099	79,92%
2	2,882	9,263	1,503	12,983	3,720	40,17%
3	2,597	11,859	1,354	14,337	2,478	20,90%
4	2,339	14,198	1,220	15,557	1,359	9,57%
5	2,107	16,306	1,099	16,657	0,351	2,15%
6	1,899	18,204	0,990	17,647	-0,558	-3,06%
7	1,710	19,915	0,892	18,539	-1,376	-6,91%
8	1,541	21,456	0,804	19,343	-2,113	-9,85%
9	1,388	22,844	0,724	20,067	-2,777	-12,16%
10	1,251	24,095	0,652	20,719	-3,376	-14,01%
11	1,127	25,221	0,588	21,307	-3,915	-15,52%
12	1,015	26,236	0,529	21,836	-4,400	-16,77%
13	0,914	27,151	0,477	22,313	-4,838	-17,82%
14	0,824	27,975	0,430	22,743	-5,232	-18,70%
15	0,742	28,717	0,387	23,130	-5,587	-19,46%
16	0,669	29,385	0,349	23,478	-5,907	-20,10%
17	0,602	29,988	0,314	23,793	-6,195	-20,66%
18	0,543	30,531	0,283	24,076	-6,455	-21,14%
19	0,489	31,019	0,255	24,331	-6,689	-21,56%
20	0,440	31,460	0,230	24,560	-6,899	-21,93%
21	0,397	31,857	0,207	24,767	-7,089	-22,25%
22	0,357	32,214	0,186	24,954	-7,260	-22,54%
23	0,322	32,536	0,168	25,122	-7,414	-22,79%
24	0,290	32,826	0,151	25,273	-7,553	-23,01%
25	0,261	33,088	0,136	25,410	-7,678	-23,21%
26	0,235	33,323	0,123	25,532	-7,791	-23,38%
27	0,212	33,535	0,111	25,643	-7,892	-23,53%
28	0,191	33,727	0,100	25,743	-7,984	-23,67%
29	0,172	33,899	0,090	25,832	-8,066	-23,80%
30	0,155	34,054	0,081	25,913	-8,140	-23,90%

*custo de implantação no ano 1; ** custo de operação do ano 1

Vale ressaltar que os resultados obtidos são estimativas e consideraram a contaminação e a qualidade da água bruta constante ao longo do ano no manancial, fato nem sempre observado nos mananciais superficiais brasileiros, os quais sofrem influência significativa entre as épocas de chuvas e estiagem. Para contaminações sazonais, bem como variações na qualidade da água bruta, estes valores podem resultar significativamente diferentes. Neste trabalho, não foram realizados ensaios para otimização dos parâmetros de projeto do filtro de carvão ativado granular, tais como: taxa de aplicação superficial, granulometria e tempo de contato em leito vazio; os quais devem ser estudados para aplicação em escala real e podem resultar taxas de utilização de carvão ativado granular e custos de operação do sistema ainda menores.

O uso do carvão ativado granular gera quantidades significativas de resíduos, os quais podem acarretar em impactos ambientais na extração da matéria prima e na disposição final do produto utilizado, o que nem sempre é observado para o carvão ativado granular, visto que este pode ser regenerado.

O estudo comparativo mostrado neste trabalho não considera a capacidade de endividamento do operador do sistema, a qual deve ser levada em consideração na escolha entre os sistemas de CAP e CAG pois, os custos de implantação do CAG são substancialmente maiores que do CAP, mesmo este sistema sendo mais vantajoso à longo prazo, para as condições estudadas.

6 CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, as seguintes conclusões são apresentadas:

- O tratamento em ciclo completo não foi eficiente na remoção de diuron, hexazinona e carbono, com eficiências de remoção de 25% de diuron, 19% de hexazinona e 9% de carbono orgânico total;
- Os resultados da associação da pré-oxidação com cloro ou dióxido de cloro com ciclo completo não foram satisfatórios, com eficiências de remoção de diuron, de hexazinona e de carbono orgânico total similares às obtidas no tratamento em ciclo completo; foi verificada a formação de subprodutos orgânicos halogenados, com concentrações de clorofórmio na água tratada, próximas ao limite máximo da Portaria 2914 do Ministério de Saúde (BRASIL, 2011) após 24h da pós-cloração; as concentrações do subprodutos orgânicos halogenados foram inferiores às obtidas com o cloro;
- As melhores eficiências de remoção dos herbicidas e de carbono orgânico foram obtidas com o tratamento em ciclo completo com adsorção em carvão ativado pulverizado ou granular, com porcentagens de remoção acima de 99% de diuron e hexazinona e 95% de carbono orgânico total;
- A associação da pré-oxidação com cloro ou dióxido de cloro, com a adsorção em carvão ativado pulverizado ou granular, não foi eficiente na remoção de diuron e de hexazinona, pois resultaram residuais superiores

aos limites estabelecidos para potabilidade; as eficiências foram superiores ao tratamento em ciclo completo, porém menores que as obtidas com a adsorção em carvão ativado pulverizado ou granular e ciclo completo. Provavelmente, teria havido formação de subprodutos da degradação dos herbicidas e da oxidação das substâncias húmicas aquáticas que competiram com os herbicidas e reduziram a eficiência da adsorção em carvão ativado.

- Os ensaios mostraram que os mecanismos de transportes por difusão predominantes entre o carvão ativado e os contaminantes estudados (diuron e hexazinona) puderam ser considerados constantes em relação ao tamanho da partícula de CAG.
- Os resultados da execução do ensaio rápido em coluna de escala reduzida (ERCER) permitiram estimar o tempo de ruptura, de modo que este método simplificado pode ser utilizado e produziu resultados satisfatórios, sendo adequados para o estudo com o tipo de carvão e contaminantes utilizados neste trabalho;
- Para os resultados encontrados, a taxa de uso do carvão para o CAP foi 12 mg/L e para o CAG foi 10,7 mg/L. Ou seja, para a mesma massa de carvão, a utilização de CAG em pós-filtros adsorvedores é capaz de tratar 12% a mais de água, ou adsorver 12% a mais de contaminante do que é removido com aplicação pulverizada. Esta diferença ocorre dada à existência de outras moléculas que também podem ser adsorvidas pelo carvão, principalmente as SHA, as quais possuem tamanhos de moléculas significativamente maiores, as quais podem bloquear a entrada de um poro do carvão. O CAP foi utilizado na água bruta, que possui maior quantidade

de SHA e outras substâncias que podem competir pelo sítio ativo do carvão, diminuindo a eficiência do processo. A utilização de pós-filtros adsorvedores de CAG para água filtrada – após tratamento em ciclo completo – que possui menor quantidade de SHA dissolvida revelou ser mais eficiente.

- Para os parâmetros estudados, o custo total de implantação e operação, em valor presente líquido, dos sistemas de CAP e de CAG praticamente igualaram com o tempo de operação de 5 anos (tempo de retorno de 5 anos); para tempos de operação superiores a 5 anos, o custo total em valor atual líquido do sistema de CAG é inferior ao sistema de CAP; pode chegar a ser 22% menor que o sistema de CAP para o tempo de operação de 20 anos e 24% menor para o tempo de operação de 30 anos, aproximadamente;
- Os custos específicos de implantação do sistema de CAP e de CAG, resultaram em R\$ 3.181,28 e R\$ 9.535,48 (por L/s), respectivamente; os custos específicos de operação do sistema resultaram em 0,1014 R\$/m³ para aplicação de CAP e 0,0617 e 0,0529 R\$/m³ para o primeiro e demais anos de operação do CAG, respectivamente.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Com base nos resultados do trabalho realizado e nas dificuldades encontradas na execução dos ensaios, as seguintes sugestões apresentadas:

- Realizar ensaios em coluna de escala reduzida com vista a otimizar os parâmetros de projeto e obter melhores taxas de utilização de CAG;
- Realizar comparações de custos para ETAs de diferentes capacidades e para diferentes cenários de contaminação, incluídas as variações sazonais.
- Investigar o comportamento de outros tipos carvões e outros contaminantes;
- Realizar testes em escala piloto, antes do aumento de escala para escala real, para confirmar resultados
- Calibração de modelos matemáticos com o propósito de prever o tempo de ruptura para filtros em carvão ativado granular.
- Utilizar bombas peristálticas para a execução de ensaios ERCER, visando diminuir as variações de vazão com o aumento da pressão ao longo do tempo do ensaio.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Al-Degs YS, El-Sheikh AH, Jaber ST. Application of heated date seeds as a novel extractant for diuron from water. *Arabian Journal of Chemistry*. 2013. 6(1): 121-129 p.

Alister C, Araya M, Kogan M. Effects of physicochemical soil properties of five agricultural soils on herbicide soil adsorption and leaching. *Ciencia e Investigación Agraria*. 2011. 38(2): 243-251 p.

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/arquivos/pdf/caderno4capa.pdf>. Acesso em junho 2014.

APHA. Rice EW, Baird RB, Eaton AD, Clescen LS, editores. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22^a ed. Washington DC: American Public Health Association, 2012.

Armas ED, Monteiro RTR. The use of pesticides in sugar cane at the Corumbataí river basin and the risk of water pollution. *Quim. Nova*. 2005. 28(6): 975-982 p.

Armitharajah A, Mills KM. Rapid mix design for mechanisms of alum coagulation. *Journal of the American Water Works Association*. 1982, abr; 74(4): 210-216.

ASTM – American Society for Testing and Materials. ASTM D 6586-03: Standard Practice for the Prediction of Contaminant Adsorption on GAC in Aqueous Systems Using Rapid Small-Scale Column Tests. ASTM International, PA, United States. 2008.

Austrália. National Health And Medical Research Council; National Water Quality Management Strategy; Natural Resource Management Ministerial Council. *Australian Drinking Water Guidelines* (2011). Disponível em: <http://www.nhmrc.gov.au/guidelines/publications/eh52>. Acesso em maio 2012.

AWWA. Edzwald JK, editor. *Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water*. 6^a ed. New York: American Water Works Association and McGraw-Hill Inc, 2011.

AWWA. Water Treatment Plant Design. 3^a ed. New York: American Water Works Association and McGraw-Hill Inc, 1997.

Bahri MA, Calvo L, Lemus J, Gilarranz MA, Palomar J, Rodriguez JJ. Mechanistic understanding of the behavior of diuron in the adsorption from water onto activated carbon. Chemical Engineering Journal; 2012. 198-199: 346-354 p.

BCB – Ata do Copom: 184^a reunião. Disponível em: <https://www.bcb.gov.br/?COPOM184>. Acesso em julho 2014.

Beltran FJ, Ovejero G., Acedo B. Oxidation of Atropine in Water by Ultraviolet Radiation Combined with Hydrogen Peroxide. Wat. Res. 1993. 27(6): 1013-1021 p.

Brasil. Agência Nacional De Águas. Abastecimento Urbano de Água. Atlas Brasil, 2014. Disponível em: <http://atlas.ana.gov.br/atlas/forms/analise/Geral.aspx?est=6>. Acesso em Julho 2014.

Brasil. Conselho Nacional Do Meio Ambiente-CONAMA. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. RESOLUÇÃO CONAMA n. 396, 3 de abril de 2008. Publicada no DOU nº 66, de 7 de abril de 2008, Seção 1, páginas 64-68.

Brasil. Conselho Nacional Do Meio Ambiente-CONAMA. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. RESOLUÇÃO CONAMA n. 357, 17 de março de 2005. Publicada no DOU nº 53, de 18 de março de 2005, , páginas 58-63.

Brasil. Lei n. 7.802 de 11 de julho de 1989. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília (1989 jul. 12); P. 11459

BRASIL. Leis, etc. Ministério da Saúde. Portaria nº. 518 de abril de 2004. Controle e Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade; 2004.

Brasil. Ministério da Saúde. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Portaria MS nº 2.914, 12 de dezembro de 2011. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, Seção 1, 14 dez. 2011, p. 39-46; Republicada, Seção 1, 04 jan. 2012, p. 43-49; Republicação dos Anexos IV, V e VII, Seção 1, 17 jan. 2012, p. 39-40.

Brasil. Ministério da Saúde. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Portaria n.2914, 12 de dezembro de 2011. Publicada no Diário Oficial (da) República Federativa do Brasil nº 239, seção 1, p.39-46. Poder executivo, Brasília, DF, 14 de dezembro de 2011.

Brasil. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Série Histórica - Ministério das Cidades, 2012. Disponível em: <http://www.cidades.gov.br/serieHistorica/>. Acesso em: Julho 2014.

Canadá. Health Canada. Federal Provincial Territorial Committee on Drinking Water of the Federal Provincial Territorial Committee on Health and the Environment. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality, Summary Table. 15 p. 2010, Disponível em : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/2010-sum_guide-res_recom/index-eng.php. Acesso em março de 2012.

Cappelini LTD. Análise dos pesticidas ametrina, atrazina, diuron e fipronil em amostras de água do Ribeirão do Feijão [dissertação]. São Carlos: Universidade de São Paulo, Instituto de Química de São Carlos; 2008.

Chen SS, Taylor SJ, Mulford LA, Norris CD. Influences of molecular weight, molecular size, flux, and recovery for aromatic pesticide removal by nanofiltration membranes. Desalination; 2004. 103-111 p.

Chen WH, Young TM. Influence of nitrogen source on NDMA formation during chlorination of diuron. Water Research; 2009. 3047-3056 p.

Chen WH, Young TM. NDMA Formation during Chlorination and Chloramination of Aqueous Diuron Solution. Environmental Science & Technology; 2008.

Chiquetti SC. Eficiência da Tríplice Lavagem em Unidades de Recebimento de Embalagens de Agrotóxicos [dissertação]. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo; 2005.

Chu KH. Prediction of arsenic breakthrough in a pilot column of polymer-supported nanoparticles. Journal of Water Process Engineering; 2014. No prelo.

Chu KH. Prediction of arsenic breakthrough in a pilot column. Journal of Water Process Engineering; 2014. 1-6 p.

Coelho ERC, Di Bernardo L. Remoção de atrazina e metabólitos pela filtração lenta com leito de areia e carvão ativado granular. Eng. Sanit Ambiental; 2012. 17(3). 269-276 p.

Coelho ERC, et al. Emprego do carvão ativado para remoção de atrazina em água de abastecimento público. Eng. Sanit Ambiental; 2012. 17(4). 421-428 p.

Coelho ERC. Influencia da pré-oxidação com ozônio e peróxido de hidrogênio na remoção de atrazina em filtros lentos de areia e carvão ativado granular [tese]. São Carlos– Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo; 2002. 248 p.

Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da Safra Brasileira; 2013.

Corwin CJ, Summers RS. Adsorption and desorption of trace organic contaminants from granular activated carbon adsorbers after intermittent loading and throughout backWash cycles. Water Research; 2011. 45. 417-426 p.

Council Of The European Union. Directiva 98/837 CE de 3 de novembro de 1998.

Crittenden JC, Reddy, PS, Arora H, et al. Predicting GAC performance with rapid small-scale column test; 1991.

Dantas ADB, Paschoalato CFPR, Ballejo RR, Di Bernardo, L. Pré-oxidação e adsorção em carvão ativado granular para remoção dos herbicidas Diuron e Hexazinona de água subterrânea. Eng. Sanit Ambient. 2009. 14(3). 373-380 p.

Deininger RA, Ancheta A, Ziegler A. Chlorine Dioxide. School of Public Health. The University of Michigan.

Di Bernardo AS. Desempenho de Sistemas de Dupla Filtração no Tratamento de Água com Turbidez Elevada [tese]. São Carlos – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo; 2004. 281 p

Di Bernardo L, Dantas ADB, Voltan PEN. Métodos e técnicas de tratamento e disposição dos resíduos gerados em estações de tratamento de água. 1ª ed. São Carlos: LDiBe editora; 2012.

Di Bernardo L, Dantas ADB. Métodos e técnicas de tratamento de água, 2.ed. v.1. São Carlos: RIMA; 2005.

Di Bernardo L, Dantas ADB. Métodos e técnicas de tratamento de água. 2ª ed. São Carlos: RiMa; 2005.

Embrapa. Avaliação do potencial de transporte de agrotóxicos usados no Brasil por modelos screening e planilha eletrônica. Jaguariúna; 2007.

Faleiros RJR. Uso de carvão ativado pulverizado para remoção dos herbicidas diuron e hexazinona de água superficial [dissertação]. Ribeirão Preto: Universidade de Ribeirão Preto; 2008.

Ferreira CAS. Remoção de compostos orgânicos causadores de gosto e odor em águas de abastecimento em sistemas pós-filtros adsorvedores de carvão ativado granular [tese]. São Paulo: Universidade de São Paulo, Escola Politécnica; 2009.

Gérard MC, Barthélemy JP. An assessment methodology for determining pesticides adsorption on granulated activated carbon. Biotechnol. Agron. Soc. Environ; 2003. 7(2). 79-85 p.

Gitman LJ. Princípios de Administração Financeira. 10. ed. São Paulo: Pearson Education do Brasil, 2003.

Hand DW, Crittenden JC, Asce M, Thacker WE. Simplified models for design of fixed-bed adsorption system; 1984.

Heijman SGJ, Hopman R. Activated carbon filtration in drinking water production: New developments and concepts. *Studies in Surface Science and Catalysis*. 1998. 120. 723-743 p.

Heijman SGJ, Hopman R. Activated carbon filtration in drinking water production: model prediction and new concepts. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*; 2009. 151. 303-310 p.

Heijman SGJ. Activated carbon filtration in drinking water production: model prediction and new concepts. *Colloids and Surfaces A: Physicochem*; 1999. 303-310 p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>. Acesso em: Julho 2014.

Instituto de Economia Agrícola – IEA. Disponível em: <http://www.iea.sp.gov.br>. Acesso em julho 2006

Instituto de Economia Agrícola. Defensivos Agrícolas: comercialização recorde em 2011 e expectativas de acréscimo nas vendas em 2012. *Análises e indicadores de Agronegócio*; 2012. 1-5 p.

Jacomini AE. Estudo da Presença de Herbicida Ametrina em águas, sedimentos e moluscos, nas bacias hidrográficas do Estado de São Paulo [tese]. Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto – USP, Ribeirão Preto SP; 2006.

Jastaniah SD, Shakhreet BZ, Abbas HY, Elkhaldir AM, Bafaraj SM. Treatment of Randon Rich Bottled Water by Granular Activated Carbon Adsorption Method. *Open Journal of Biophysics*; 2014. 7-12 p.

Julcour-Lebigue C, Krou NJ, Andriantsiferana C, Wilhelm AM, Delmas H. Assessment and Modeling of a Sequential Process for Water Treatment Adsorption and Batch CWAO Regeneration of Activated Carbon. *Industrial & Engineering Chemistry Research*; 2012. 51. 8867-8874 p.

Kant R. Adsorption of Dye Eosin from an Aqueous Solution on Two Different Samples of Activated Carbon by Static Batch Method. *Journal of Water Resource and Protection*; 2012. 93-98 p.

Kawakita T, Fujiki J, Tsubomatsu K, Furuya E. A Simple Determination Method of Adsorption Kinetics from a Liquid Phase Fixed-Bed Breakthrough Curve. *Chem. Eng. Technol*; 2013. 36. 259-267 p.

Keller AA, Sandall OC, Rinker RG, Mitani MM, Bierwagen B, Snodgrass MJ. Cost and Performance Evaluation of Treatment Technologies for MTBE - Contaminated Water.

Knappe DRU, Snoeyink VL, Roche P. The effect of preloading on rapid small-scale column test predictions of atrazina removal by GAC adsorbers. *Water Research*; 1997. 31(11) 2899-2909 p.

Köck-Schulmeyer, Villagrasa M, Alda ML, Céspedes-Sánchez R, Ventura F, Barceló D . Occurrence and behavior of pesticides in wastewater treatment plants and their environmental impact. *Science of the Total Environmental*; 2013. 458-460 p.

Kumar AK, Mohan SV, Sarma PN. Sorptive removal of endocrine-disruptive compound (estriol, E3) from aqueous phase by batch column studies: Kinetic and mechanistic evaluation. *Journal of Hazardous Materials*; 2009. 164. 820-828 p.

Kumar AK, Mohan SV. Endocrine disruptive synthetic estrogen (17 β -ethynylestradiol) removal from aqueous phase through batch and column sorption studies: Mechanistic and kinetic analysis. *Desalination*; 2011. 276. 66-74 p.

Lambert TW, Holmes CFB, and Hrudehy SE Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full-scale water treatment. *Water Research*. 1996.

Leenheer JA; Croue JP. Characterizing aquatic dissolved organic matter. *Environmental Science Technology*, v. 37, p. 18a-26a, 2003.

Leitão A, Rodrigues A. The simulation of solid-liquid adsorption in activated carbon columns using estimates of intraparticle kinetic parameters obtained from continuous stirred tank reactor experiments. *The chemical engineering journal*; 1995. 58. 239-244 p.

Levenspiel O. Chemical reaction engineering. 3rd edition: John Wiley & Sons; 1999.

Li Q, Snoeyink VL, Mariñas BJ, Campos C. Elucidating competitive adsorption mechanisms of atrazine and NOM using model compounds. *Water Research*; 2003. 37. 773-784 p.

López-Ramón MV, Fontecha-Cámara MA, Álvarez-Merino MA, Moreno-Castilla C. Removal of diuron and amitrole from water under static and dynamic conditions activated carbons in form of fibers, cloth, and grains. *Water research*; 2007. 41. 2865-2870 p.

Marchetto M, Ferreira SSF. Interferência do processo de coagulação na remoção de compostos orgânicos causadores de gosto e odor em águas de abastecimento mediante a aplicação de carvão ativado em pó. *Eng. Sanit Ambient*; 2005. 10(3). 243-252 p.

Martin H. Low Peclet Number Particle-to-Fluid Heat and Mass Transfer in Packed Bed, *Chemical Engineering Science*; 1978. 33(7) 913-919 p.

Mendes RL. Controle de compostos orgânicos precursores e subprodutos da desinfecção em mananciais eutrofizados mediante combinação de intezonização e sistemas pós-filtros adsorventes [tese]. São Paulo: Universidade de São Paulo, Escola Politécnica; 2010.

Mierzwa JC, Silva MCC, Rodrigues LDB, Hespanhol I. Tratamento de água para abastecimento público por ultrafiltração: avaliação comparativa através dos custos diretos de implantação e operação com os sistemas convencional e convencional com carvão ativado. *Engenharia sanitária ambiental*; 2008. 78-87 p.

Miltner R J, Summers RS, Wang JZ. Biofiltration Performance: Part 2, Effects of BackWashing. *AWWA Journal* , v. 87, n. 12, p. 64-70, 1995.

Ministério do Meio Ambiente (Brasília, DF). Histórico de vendas - 2000 a 2012. Boletim de Comercialização de Agrotóxicos e Afins, IBAMA. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2012.

Müller CC, Raya-Rodriguez MT, Cybis LF. Adsorção em carvão ativado em pó para remoção de microcistina de água de abastecimento público. Eng. Sanit Ambient.; 2009. 14(1). 29-38 p.

Muranaka CT. Combinação de adsorção por carvão ativado com processo oxidativo avançado (POA) para tratamento de efluentes contendo fenol [tese]. São Paulo: Universidade de São Paulo, Escola Politécnica; 2010.

MWH - Howe KJ, Hand DW, Crittenden JC, Trussell RR, Tchobanoglous G. Principles of water treatment New Jersey: JohnWiley & Sons; 2012.

NBR – ABNT Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10897: Sistemas de proteção contra incêndio por chuveiros automáticos — Requisitos. Rio de Janeiro; 2014.

NBR – ABNT Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12073: Carvão ativado pulverizado - Determinação do número de iodo - Método de ensaio. Rio de Janeiro, 1991.

NBR – ABNT Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12216: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público - Procedimento. Rio de Janeiro; 1992.

Nova Zelândia. Ministry Of Health. Drinking-water Standards for New Zealand 2005 (Revised 2008). Wellington, New Zealand (2008 out); 163 p. Disponível em: [http://www.moh.govt.nz/notebook/nbbooks.nsf/0/237C397A37EFADA9CC25750600720E08/\\$file/drinking-water-standards-2008.pdf](http://www.moh.govt.nz/notebook/nbbooks.nsf/0/237C397A37EFADA9CC25750600720E08/$file/drinking-water-standards-2008.pdf). Acesso em setembro 2012.

Oliveira MHF. A avaliação econômico-financeira de investimentos sob condições de incerteza: uma comparação entre o método de Monte Carlos e o VPL Fuzzy [dissertação]. São Carlos: Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos; 2008.

Othman MZ, Roddrick FA, Snow R. Removal of dissolve organic compounds in fixed-bed columns: evaluation of low-rank coal adsorbents. Water Research; 2001. 35(12). 2943-2949 p.

Oturan M., Nihal Oturan, Mohamed C. Edelaoui, Fetah I. Podvorica, Kacem El Kacemi, Oxidative degradation of herbicide diuron in aqueous medium by Fenton's reaction based advanced oxidation processes, Chemical Engineering Journal, Volume 171, Issue 1, 15 June 2011, Pages 127-135, ISSN 1385-8947, <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2011.03.072>.

Pádua VP, coordenador. Água: Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano. 1ª ed. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

Paschoal AD. Pragas, Praguicidas e a Crise Ambiental: Problemas e soluções . FGV, Rio de Janeiro; 1979. 102 p.

Paschoalato CFPR. Efeito da pré-oxidação, coagulação, filtração e pós cloração na forma de subprodutos orgânicos halogenados em água contendo substâncias húmicas – [tese]. Universidade de São Paulo Escola de Engenharia de São Carlos; 2005. 24-25 p.

Pavanelli G. Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada [dissertação]. São Carlos: Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos; 2001.

Pereira CMS. Comportamento de sistemas pós-filtros adsorvedores na remoção de compostos orgânicos precursores e subprodutos da desinfecção [dissertação]. São Paulo: Universidade de São Paulo, Escola Politécnica; 2009.

Pessoa MCPY, Gomes MAF, Neves MC, Cerdeira AL, Souza MD. Identificação de áreas de exposição ao risco de contaminação de águas subterrâneas pelos herbicidas atrazina, diuron e tebutiuron; 2003. 111-122 p.

Petrie AJ et. al. The effectiveness of water treatment processes for removal of herbicides. The Science of the Total Environment, v 117, 1993.

Pipi A. R.F, Ignasi Sirés, Adalgisa R. De Andrade, Enric Brillas, Application of electrochemical advanced oxidation processes to the mineralization of the herbicide diuron, Chemosphere, Volume 109, August 2014, Pages 49-55, ISSN 0045-6535, <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.006>.

Proia L, Morin S, Peipoch M, Romaní AM, Sabater S. Resistance and recovery of river biofilms receiving short pulses of Triclosan and Diuron. *Science of the Total Environment*; 2011. 3129-3137 p.

PROSAB - Programa De Pesquisa Em Saneamento Básico. Disponível: <http://www.finep.gov.br/prosab>. Acesso em outubro 2006.

Queiroz SCN, Ferracini VL, Gomes MAF, Rosa MA. Comportamento do herbicida hexazinone em área de recarga do aquífero Guarani cultivada com cana-de-açúcar. *Química Nova*; 2009. 378-381 p.

Ramos MAG. Estudo da biorremediação do herbicida velpar 'K POT.R' in vitro em meio aquoso com o uso do inoculante microbiano EM-4 (Microrganismos Eficazes). São Carlos. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo; 2005

Reinert AM. Granular activated carbon adsorption of micropollutants from surface water: field-scale adsorber performance and scale-up of bench-scale data [dissertação]. Raleigh: North Carolina State University, Graduate Faculty; 2013.

Rigobello ES. Avaliação da remoção de diclofenaco e formação de subproduto em tratamento de água [tese]. São Carlos: Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos; 2012.

Rodríguez-Rodríguez CE, Castro-Gutiérrez V, Chin-Pampillo JS, Ruiz-Hidalgo K. On-farm biopurification systems: role of white rot fungi in depuration of pesticide-containing wastewaters. *FEMS Microbiol Lett*; 2013. 345. 1-12 p.

Rosas J, Fernando Vicente, Elena G. Saguillo, Aurora Santos, Arturo Romero, Remediation of soil polluted with herbicides by Fenton-like reaction: Kinetic model of diuron degradation, *Applied Catalysis B: Environmental*, Volume 144, January 2014, Pages 252-260, ISSN 0926-3373, <http://dx.doi.org/10.1016/j.apcatb.2013.07.011>.

Roux JL, Gallard H, Croué JP. Chloramination of nitrogenous contaminants (pharmaceuticals and pesticides): NDMA and halogenated DBPs formation. *Water Research*; 2011. 3164-3174 p.

Ruy R, Reis TES. Risco de contaminação por agrotóxicos das águas subterrâneas em áreas cultivadas com cana-de-açúcar. *Pesticidas: R. Ecotoxicol. e Meio Ambiente*; 2012. 22. 77-84 p.

Sabesp – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/>. Acesso em junho 2014.

Salvestrini S. Diuron herbicide degradation catalyzed by low molecular weight humic acid-like compounds. *Environ Chem Lett*; 2013.

Santos, CT. Influência do Tamanho Molecular Aparente de Substâncias Húmicas Aquáticas na Eficiência da Coagulação por Hidróxicloreto de Alumínio [dissertação]. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo; 2009.

SÃO PAULO. Sistema de Informações para o Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo - Comitê da Bacia Hidrográfica do Pardo. Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica Volume 01, 2013. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/ARQS/RELATORIO/CRH/CBH-PARDO/1789/relatorio%20de%20situacao%20pardo%202013.pdf>. Acesso em: Julho 2014.

Scharf RG, Johnston RW, Semmens MJ, Hozalski RM. Comparison of batch sorption tests, pilot studies, and modeling for estimating GAC bed life. *ScienceDirect*; 2010. 769-780 p.

Secretaria do Estado do Meio Ambiente (São Paulo, SP). Proposta para derivação de critérios para contaminantes ambientais da agricultura, CETESB. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2010. Relatório Final.

Sens ML, Araújo Filho AR, Paschoalato CFPR, Dalsasso RL; Dantas AB, Di Bernardo L. Remoção e Transformação de Agrotóxicos. In: Valter Lúcio de Pádua. (Org.). *Remoção de Microrganismos Emergentes e Microcontaminantes Orgânicos no Tratamento de Água para Consumo Humano*. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009, v. 1, p. 196-250. 2009.

Sharma P, Suri CR. Biotransformation and biomonitoring of phenylurea herbicide diuron. *Bioresource Technology*; 2010. 3119-3125 p.

Silva BM, Ravaneli MAC, Paschoalato CFPR. Toxicidade aguda dos herbicidas diuron e hexazinona à *Danio rerio*. *Pesticidas: R. Ecotoxicol. e Meio Ambiente*; 2010. 20. 17-28 p.

Silva GG, et al. Tratamento de água de reservatório por dupla filtração, oxidação e adsorção em carvão ativado granular. *Eng.Sanit Ambient*; 2012. 17(1). 71-80 p.

Silva GG. Tratamento de água de reserva de reservatórios por dupla filtração, oxidação e adsorção e carvão ativado granular Palmas [dissertação]. Palmas: Universidade Federal do Tocantins; 2009.

SINAPI – Índice da construção civil. Disponível em: http://downloads.caixa.gov.br/_arquivos/sinapi/rel_ins_sem_jun_2014/PRECOs_INSUMOS_SP_JUN_2014_SEM_DESONERA%C7%C3O.pdf. Acesso em junho 2014.

Spadotto CA, Gomes MAF, Matallo MB, Luchini LC. Previsão da lixiviação do herbicida tebuthiuron no solo e estimativa da concentração em águas subterrâneas em área de recarga do aquífero Guarani. XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas.

Speth TF. Evaluating capacities of GAC preloaded with natural water. *Journal of Environmental Engineering, ASCE* 117.1991.

Stackelberg PE, Gibbs J, Furlong ET, Meyer MT, Zaugg SD, Lippincott RL. Efficiency of conventional drinking-water-treatment processes in removal of pharmaceuticals and other organic compounds. *Science of the Total Environment*, v. 377, p. 255-272, 2007.

Summers RS, Hooper S e Hong S. GAC precursor studies. In ICR Manual for Bench- and Pilot-Scale Treatment Studies. EPA 814-B-96-003. Cincinnati, OH, USEPA, Office of Water. 1996.

Tangerino EP. Remoção de Substâncias Húmicas por meio de Oxidação com Ozônio e Peróxido de Hidrogênio e Filtração Lenta [tese]. São Carlos – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo; 2003. 265 p.

Thurman EM, Malcolm RL. Preparative isolation of aquatic humic substances. *Environmental Science Technology*, v. 15, p. 463-466, 1981.

Trimailovas MR et. al. Avaliação da toxicidade e da mutagenicidade de águas contaminadas com os herbicidas diuron e hexazinona. XXXI Congresso Interamericano de Ingeniera Sanitaria Y Ambiental 2008, Santiago

ÚNICA. Portal Única, União da Agroindústria Canavieira de São Paulo. Disponível em: www.portalunica.com.br. Acesso em abril 2009.

USEPA - United States Environmental Protection Agency – Munch JW, editor. Office of Water U.S. Environmental Protection Agency and Battelle Columbus Laboratories. Determination of nitrogen - and phosphorus-containing pesticides in water by gas chromatography with a nitrogen-phosphorus detector. 1995.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances U.S. Environmental Protection Agency. R.E.D. Facts - Hexazinone. EPA-738-F-94-019. Washington DC: setembro 1994.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. Office of Water U.S. Environmental Protection Agency. Technologies and costs document for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule and final stage 2 disinfectants and disinfection byproducts rule. EPA 815-R-05-013. Washington DC: dezembro 2005.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. Office of Water U.S. Environmental Protection Agency. Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual. EPA 815-R-99-014. Washington DC: abril 1999.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. Office of Water U.S. Environmental Protection Agency. Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. EPA 822-S-12-001. Washington DC: abril 2012. Disponível em: <http://water.epa.gov/action/advisories/drinking/upload/dwstandards2012.pdf>. Acesso em março de 2012.

Vazzoler H. Estudo da adsorção do pesticida atrazina em diferentes águas utilizando como adsorvente o carvão ativado [dissertação]. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória ES; 2005.

Villar PC, Ribeiro WC. Sociedade e gestão do risco: o aquífero Guarani em Ribeirão Preto-SP, Brasil. Revista de Geografia Norte Grande; 2009. 43. 51-64 p.

Wang and A. A. Keller, "Sorption and Desorption of Atrazine and Diuron onto Water Dispersible Soil Primary Size Fractions," *Water Research*, Vol. 43, No. 5, 2009, pp. 1448-1456. doi:10.1016/j.watres.2008.12.031

Westerhoff P, Highfield D, Badruzzama M, Yoon Y. Rapid small-scale column test for arsenate removal in iron oxide packed bed columns. *Journal of Environmental Engineering*; 2005. 131. 262-271 p.

WHO - World Health Organization. Guidelines for Drinking - Water Quality. 4^a edição. Geneva, 2011.

Wiecheteck GK. Remoção de substâncias húmicas em tratamento de água por meio de pré-oxidação e dupla filtração [tese]. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo; 2005.

Woudneh BJ, Lloyd BJ, Stevenson D. Removal of Herbicides by Biological Filters. In: GRAHAM, N., COLLINS, R.(Editores). *Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration*. Englan:John Wiley & Sons. 1. ed.; 1996. 211-221 p.

Yan D, Gang DD, Zhang N, Lin LS. Modeling Selenite Breakthrough with the Pore Surface Diffusion Model in Iron Coated Granular Activated Carbon Packed Bed Columns. *WEFTEC*; 2010. 5715-5727 p.

Yasser EN, Abadsa M, Affifi S. Adsorption of Diuron and Linuron in Gaza Soils. *American Journal of Analytical Chemistry*. 2013: p. 94-99.

Zahoor M. Removal of Pesticides from Water Using Granular Activated Carbon and Ultrafiltration Membrane—A Pilot Plant Study. *Journal of Encapsulation and Adsorption Sciences*; 2013. 71-76 p.

Zambrana CO. Regeneração de carvão ativado utilizado para adsorção de pesticida por meio de processos oxidativos avançados [dissertação]. São Paulo: Universidade de São Paulo, Escola Politécnica; 2013.

Zhang J. Phenol Removal from Water with Potassium Permanganate Modified Granular Activated Carbon. *Journal of Environmental Protection*; 2013. 411-417 p.

APÊNDICE A

RESULTADOS DOS ENSAIOS PARA ELABORAÇÃO DOS DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO

Tabela A.1 – Resultados dos ensaios de coagulação, floculação e sedimentação para elaboração dos diagramas de coagulação

Dosagem de produtos químicos			pH de coag.	Água decantada			
Sulfato de Alumínio (mg/L)	Al (mg/L)	Hidróxido de Sódio (mg/L)		Vs1= 3,0 cm/min		Vs2= 1,5 cm/min	
				Turbidez (uT)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Cor (uH)
50	2,1	5	5,6	78,4	500	75,5	500
50	2,1	6,25	5,75	75,1	500	72	500
50	2,1	7,5	5,94	41,5	146	32,4	113
50	2,1	8,75	6,28	35,7	125	29,1	97
50	2,1	10	6,45	4,73	14	3,76	10
50	2,1	11,25	6,62	3,67	12	2,53	8
40	1,7	7,5	6,33	35,6	110	17,6	68
40	1,7	8,75	6,42	5,07	16	4,51	12
40	1,7	10	6,67	3,54	9	3,37	6
40	1,7	11,25	6,86	3,14	8	2,61	6
40	1,7	12,5	7,17	7,19	28	7,08	25
40	1,7	13,75	7,4	32,5	116	28,6	93
30	1,3	6,25	6,31	18,6	50	13,5	46
30	1,3	7,5	6,53	5,45	10	5,07	10
30	1,3	8,75	6,74	4,78	10	4,46	8
30	1,3	10	6,99	4,72	14	3,95	12
30	1,3	11,25	7,25	7,17	25	6,87	21
30	1,3	12,5	7,56	42,5	148	37,2	123
45	1,9	7,5	6,23	23,5	60	19,5	54
45	1,9	8,75	6,45	4,7	15	3,9	8
45	1,9	10	6,54	3,73	7	2,43	6
45	1,9	11,25	6,75	3,06	6	2,32	5
45	1,9	12,5	7,14	4,08	8	2,92	6
45	1,9	13,75	7,44	38,9	121	33,9	81
25	1,1	6,25	6,22	44,8	138	35,3	119
25	1,1	7,5	6,45	8,78	36	6,64	32
25	1,1	8,75	6,63	5,08	17	4,68	16
25	1,1	10	6,91	5,21	19	4,81	15
25	1,1	11,25	7,05	6,45	33	5,45	22
25	1,1	12,5	7,24	10,1	45	9,25	31
35	1,5	6,25	6,4	10,3	32	9,12	28
35	1,5	7,5	6,62	4,38	16	3,45	14
35	1,5	8,75	6,71	3,67	13	3,24	8
35	1,5	10	6,86	3,55	12	3,41	12
35	1,5	11,25	7,12	6,44	22	5,21	21
35	1,5	12,5	7,43	42,5	148	37,2	123
50	2,1	11,25	6,75	3,27	9	2,47	7
50	2,1	10	6,98	3,45	11	2,97	9
50	2,1	8,75	7,13	6,78	21	5,02	17
50	2,1	7,5	7,29	21,5	78	14,2	66
50	2,1	6,25	7,42	34,2	112	26,5	97
50	2,1	5	7,89	78,4	500	75,5	500

APÊNDICE B

RESULTADOS DOS ENSAIOS QUALITATIVOS EM CICLO
COMPLETO, COM ADSORÇÃO COM CAP OU CAG E PRÉ-OXIDAÇÃO
COM CLORO OU DIÓXIDO DE CLORO

Tabela B.1 – Resultados do ensaio para ciclo completo

			Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Dosagem de produto químico	Sulfato de Alumínio (mg/L)		40	40	40	40	40	40
	Hidróxido de Sódio (mg/L)		7	7	7	7	7	7
pH de Coagulação			6,92	6,93	6,92	6,94	6,9	6,93
Água Decantada	Vs1=3,0 cm/min	Turb. (uT)	2,6	2,62	2,32	2,37	2,42	2,25
		Cor ap. (u.H)	9	11	10	8	11	10
	Vs2=1,5 cm/min	Turb. (uT)	1,82	1,85	1,72	1,96	1,98	1,95
		Cor ap. (u.H)	6	6	6	7	8	8
	pH		7,02					
	Absorbância 254 nm		1,8965					
	Diuron (mg/L)		18,25					
	Hexazinone (mg/L)		5,97					
Água Filtrada na Areia (após 20 min)	pH		7,11					
	Turbidez (uT)		0,38	0,37	0,36	0,41	0,42	0,38
	Cor verdadeira (uH)		<1	<1	<1	<1	<1	<1
	Absorbância 254 nm		1,6541	1,6584	1,6634	1,6675	1,6598	1,6633
	Ferro (mg/L)		0,0100					
	Manganês (mg/L)		0,0040					
	Alumínio (mg/L)		0,0710					
	COT (mg/L)		15,96					
	Diuron (mg/L)		17,68					
	Hexazinone (mg/L)		5,03					
Água Filtrada, Tamponada e Clorada (após 30 min)	pH		7,14					
	Cor aparente (uH)		<1					
	Cor verdadeira (uH)		<1					
	Turbidez (uT)		0,4600					
	Absorbância 254 nm		1,5616					
	Cloro residual (mg/L)		0,9200					
	COT (mg/L)		16,05					
	Diuron (mg/L)		18,45					
	Hexazinone (mg/L)		5,3900					
	Clorofórmio (ug/L)		8,89					
	Total halogenados (ug/L)		9,5					
Água Filtrada, Tamponada e Clorada (após 24H)	pH		7,16					
	Cor aparente (uH)		<1					
	Cor verdadeira (uH)		<1					
	Turbidez (uT)		0,4300					
	Absorbância 254 nm		1,5840					
	COT (mg/L)		16,14					
	Cloro residual (mg/L)		0,6200					
	Diuron (mg/L)		16,5300					
	Hexazinone (mg/L)		5,2000					
	Clorofórmio (ug/L)		6,51					
	Total halogenados (ug/L)		7,21					

Tabela B.2 – Resultados do ensaio para ciclo completo com pré-oxidação com cloro

			Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Dosagem de produto químico	Cloro	(mg/L)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Sulfato de Alumínio	(mg/L)	40	40	40	40	40	40
	Hidróxido de Sódio	(mg/L)	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5
Após pré-oxidação	Cloro residual (mg/L de Cl ₂)		0,05	0,05	0,08	0,04	0,05	0,04
	Clorofórmio (ug/L)		4,77					
	Total halogenados (ug/L)		5,42					
pH de Coagulação			6,84	6,85	6,92	6,91	6,87	6,88
Água Decantada	Ts1=1,33 min Vs1=3,0 cm/min	Turb. (uT)	1,54	1,58	1,9	1,34	1,26	1,23
		Cor ap. (u.H)	7	9	9	9	8	10
	Ts2=4,67 min Vs2=1,5 cm/min	Turb. (uT)	0,81	0,96	0,89	0,9	0,91	0,91
		Cor ap. (u.H)	5	4	5	3	3	4
	pH		6,91					
	Absorbância 254 nm		1,6681					
	Diuron (mg/L)		15,29					
	Hexazinone (mg/L)		5,64					
	Clorofórmio (ug/L)		4,85					
	Total halogenados (ug/L)		8,88					
Água Filtrada na Areia (após 20 min)	pH		6,89					
	Turbidez (uT)		0,14	0,14	0,21	0,15	0,18	0,17
	Cor verdadeira (uH)		<1	<1	<1	<1	<1	<1
	Absorbância 254 nm		1,6054	1,6985	1,6763	1,6687	1,6805	1,6200
	Ferro (mg/L)		<0,001					
	Manganês (mg/L)		<0,001					
	Alumínio (mg/L)		0,0200					
	Cloro residual (mg/L)		< 0,01					
	COT (mg/L)		19,23					
	Diuron (mg/L)		14,14					
	Hexazinone (mg/L)		5,76					
	Clorofórmio (ug/L)		4,12					
	Total halogenados (ug/L)		4,61					

Tabela B.3– Resultados da água tratada por ciclo completo com pré-oxidação com cloro –
continuação

		Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Água Filtrada, Tamponada e Clorada (após 30 min)	pH						
	Cor aparente (uH)			3			
	Cor verdadeira (uH)			<1			
	Turbidez (uT)			0,4200			
	Absorbância 254 nm			1,4712			
	Cloro residual (mg/L)			2,9500			
	COT (mg/L)			19,45			
	Diuron (mg/L)			13,8300			
	Hexazinone (mg/L)			4,8100			
	Clorofórmio (ug/L)			10,87			
	Total halogenados (ug/L)			17,52			
Água Filtrada, Tamponada e Clorada (após 24H)	pH						
	Cor aparente (uH)			4			
	Cor verdadeira (uH)			<1			
	Turbidez (uT)			0,4300			
	Absorbância 254 nm			1,4213			
	COT (mg/L)			19,48			
	Cloro residual (mg/L)			0,2900			
	Diuron (mg/L)			11,9200			
	Hexazinone (mg/L)			5,9900			
	Clorofórmio (ug/L)			73,42			
	Total halogenados (ug/L)			95,94			

Tabela B.4 – Resultados do ensaio para ciclo completo com pré-oxidação com dióxido de cloro

			Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Dosagem de produto químico	Dióxido de Cloro	(mg/L)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Sulfato de Alumínio	(mg/L)	40	40	40	40	40	40
	Hidróxido de Sódio	(mg/L)	8,25	8,25	8,25	8,25	8,25	8,25
Após pré-oxidação	Dióxido de Cloro residual (mg/L)		0,12	0,11	0,09	0,11	0,1	0,11
	Clorofórmio (ug/L)		<0,01					
	Total halogenados (ug/L)		<0,01					
pH de Coagulação			6,86	6,85	6,88	6,87	6,9	6,85
Água Decantada	Ts1=1,33 min Vs1=3,0 cm/min	Turb. (uT)	3,18	2,37	2,58	2,35	2,7	1,95
		Cor ap. (u.H)	13	13	13	10	13	15
	Ts2=4,67 min Vs2=1,5 cm/min	Turb. (uT)	2,03	2,08	2,65	2,1	2,32	2,8
		Cor ap. (u.H)	6	7	7	6	8	8
	pH		6,85					
	Absorbância 254 nm		1,6119					
	Diuron (mg/L)		16,17					
	Hexazinone (mg/L)		5,95					
	Clorofórmio (ug/L)		3,99					
	Total halogenados (ug/L)		4,58					
Água Filtrada na Areia (após 20 min)	pH		6,96					
	Turbidez (uT)		0,22	0,21	0,18	0,27	0,24	0,25
	Cor verdadeira (uH)		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
	Absorbância 254 nm		1,6056	1,6092	1,6045	1,6029	1,6049	1,6043
	Ferro (mg/L)		0,0040					
	Manganês (mg/L)		0,0040					
	Alumínio (mg/L)		0,0260					
	Dióxido de Cloro residual (mg/L)		< 0,01					
	COT (mg/L)		18,25					
	Diuron (mg/L)		18,02					
	Hexazinone (mg/L)		6,75					
	Clorofórmio (ug/L)		3,04					
	Total halogenados (ug/L)		3,42					

Tabela B.5– Resultados da água tratada por ciclo completo com pré-oxidação com dióxido de cloro
– continuação

		Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Água Filtrada, Tamponada e Clorada (após 30 min)	pH						
	Cor aparente (uH)			1			
	Cor verdadeira (uH)			<1			
	Turbidez (uT)			0,5300			
	Absorbância 254 nm			1,5106			
	Cloro residual (mg/L)			3,4000			
	COT (mg/L)			17,47			
	Diuron (mg/L)			12,7200			
	Hexazinone (mg/L)			5,6900			
	Clorofórmio (ug/L)			11			
	Total halogenados (ug/L)			18,33			
Água Filtrada, Tamponada e Clorada (após 24H)	pH						
	Cor aparente (uH)			<1			
	Cor verdadeira (uH)			<1			
	Turbidez (uT)			0,4600			
	Absorbância 254 nm			1,4458			
	COT (mg/L)			17,62			
	Cloro residual (mg/L)			0,3300			
	Diuron (mg/L)			12,3300			
	Hexazinone (mg/L)			5,1600			
	Clorofórmio (ug/L)			46,1			
	Total halogenados (ug/L)			62,13			

Tabela B.6– Resultados do ensaio para ciclo completo com adsorção em CAP

			Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Dosagem de produto químico	Sulfato de alumínio (mg/l)		40	40	40	40	40	40
	CAP (mg/L)		250	250	250	250	250	250
	Hidróxido de Sódio (mg/L)		5	5	5	5	5	5
	pH de Coagulação		6,91	6,92	6,91	6,93	6,87	6,9
Água Decantada	Ts1=1,33 min Vs1=3,0 cm/min	Turb. (uT)	3,61	3,52	3,55	3,48	3,42	3,51
		Cor ap. (u.H)	10	9	9	8	8	9
	Ts2=4,67 min Vs2=1,5 cm/min	Turb. (uT)	2,53	2,52	2,45	2,44	2,37	2,47
		Cor ap. (u.H)	7	6	6	7	6	7
	pH		7,06					
	Absorbância 254 nm		0,049					
	Diuron (mg/L)		0,092					
	Hexazinone (mg/L)		1,67					
	pH		7,11					
Água Filtrada na Areia (após 20 min)	Turbidez (uT)		0,49	0,51	0,46	0,43	0,38	0,39
	Cor verdadeira (uH)		<1	<1	<1	<1	<1	<1
	Absorbância 254 nm		0,0543	0,0482	0,0496	0,0468	0,0502	0,0496
	Ferro (mg/L)		0,0090					
	Manganês (mg/L)		0,0040					
	Alumínio (mg/L)		0,1010					
	COT (mg/L)		0,9710					
	Diuron (mg/L)		0,092					
	Hexazinone (mg/L)		0,087					

Tabela B.7 – Resultados da água tratada por ciclo completo com adsorção em CAP – continuação

		Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Água Filtrada, Tamponada e Clorada (após 30 min)	pH	7,15					
	Cor aparente (uH)	<1					
	Cor verdadeira (uH)	<1					
	Turbidez (uT)	0,4900					
	Absorbância 254 nm	0,0463					
	Cloro residual (mg/L)	1,0100					
	COT (mg/L)	0,9910					
	Diuron (mg/L)	0,0710					
	Hexazinone (mg/L)	0,0590					
	Clorofórmio (ug/L)	6,57					
	Total halogenados (ug/L)	6,98					
Água Filtrada, Tamponada e Clorada (após 24H)	pH	7,15					
	Cor aparente (uH)	<1					
	Cor verd. (uH)	<1					
	Turb. (uT)	0,6300					
	Absorbância 254 nm	0,0632					
	Cloro residual (mg/L)	0,6600					
	COT (mg/L)	1,0800					
	Diuron (mg/L)	0,0660					
	Hexazinone (mg/L)	0,0650					
	Clorofórmio (ug/L)	5,05					
	Total halogenados (ug/L)	12,38					

Tabela B.8 – Resultados do ensaio para ciclo completo com adsorção em CAP e pré-oxidação com cloro

			Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Dosagem de produto químico	Cloro	(mg/L)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Sulfato de Alumínio	(mg/L)	40	40	40	40	40	40
	CAP	(mg/L)	250	250	250	250	250	250
	Hidróxido de Sódio	(mg/L)	5,5	5,5	5,5	5,5	5,5	5,5
Após pré-oxidação	Cloro residual (mg/L de Cl ₂)		0,06	0,08	0,08	0,05	0,06	0,07
	Clorofórmio (ug/L)		4,8					
	Total halogenados (ug/L)		6,49					
pH de Coagulação			6,91	6,92	6,89	6,93	6,91	6,92
Água Decantada	Vs1=3,0 cm/min	Turb. (uT)	3,41	3,52	3,43	3,57	3,61	3,55
		Cor ap. (u.H)	13	14	13	10	11	10
	Vs2=1,5 cm/min	Turb. (uT)	2,21	2,02	2,12	2,06	2,16	2,24
		Cor ap. (u.H)	9	8	8	7	8	9
	pH		6,94					
	Absorbância 254 nm		0,0694					
	Diuron (mg/L)		0,142					
	Hexazinone (mg/L)		0,484					
	Clorofórmio (ug/L)		4,37					
	Total halogenados (ug/L)		5,11					
Água Filtrada na Areia (após 20 min)	pH		6,9					
	Turbidez (uT)		0,32	0,31	0,37	0,28	0,33	0,32
	Cor verdadeira (uH)		<1	<1	<1	<1	<1	<1
	Absorbância 254 nm		0,0429	0,0437	0,0502	0,0431	0,0472	0,0435
	Ferro (mg/L)		0,0060					
	Manganês (mg/L)		<0,001					
	Alumínio (mg/L)		0,0660					
	Cloro residual (mg/L)		<0,01					
	COT (mg/L)		1,6200					
	Diuron (mg/L)		0,063					
	Hexazinone (mg/L)		0,3890					
	Clorofórmio (ug/L)		4,23					
	Total halogenados (ug/L)		4,8600					

Tabela B.9 – Resultados da água tratada por ciclo completo com adsorção em CAP e pré-oxidação com cloro – continuação

		Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Água Filtrada, Tamponada e Clorada (após 30 min)	pH						
	Cor aparente (uH)				<1		
	Cor verdadeira (uH)				<1		
	Turbidez (uT)				0,5500		
	Absorbância 254 nm				0,0543		
	Cloro residual (mg/L)				4,1000		
	COT (mg/L)				1,6400		
	Diuron (mg/L)				0,1310		
	Hexazinone (mg/L)				0,3470		
	Clorofórmio (ug/L)				6,1		
	Total halogenados (ug/L)				7,74		
Água Filtrada, Tamponada e Clorada (após 24H)	pH						
	Cor aparente (uH)				<1		
	Cor verd. (uH)				<1		
	Turb. (uT)				0,5800		
	Absorbância 254 nm				0,0375		
	Cloro residual (mg/L)				3,1500		
	COT (mg/L)				1,6200		
	Diuron (mg/L)				<0,01		
	Hexazinone (mg/L)				0,3490		
	Clorofórmio (ug/L)				12,56		
	Total halogenados (ug/L)				22,01		

Tabela B.10 – Resultados do ensaio para ciclo completo com adsorção em CAP e pré-oxidação com dióxido de cloro

			Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Dosagem de produto químico	Dióxido de Cloro (mg/L)		0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	CAP (mg/L)		250	250	250	250	250	250
	Sulfato de Alumínio (mg/L)		40	40	40	40	40	40
	Hidróxido de Sódio (mg/L)		6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5
Após pré-oxidação	Dióxido de Cloro residual (mg/L de ClO ₂)		0,12	0,11	0,09	0,11	0,1	0,11
	Clorofórmio (ug/L)		--					
	Total Trihalometanos (ug/L)		--					
pH de Coagulação			6,92	6,94	6,93	6,94	6,91	6,92
Água Decantada	Ts1=1,33 min Vs1=3,0 cm/min	Turb. (uT)	3,54	3,61	3,43	3,65	3,42	3,44
		Cor ap. (u.H)	16	14	15	17	15	16
	Ts2=4,67 min Vs2=1,5 cm/min	Turb. (uT)	2,21	2,32	2,28	2,54	2,31	2,41
		Cor ap. (u.H)	11	13	12	11	13	11
	pH		6,91					
	Absorbância 254 nm		0,0602					
	Diuron (mg/L)		0,15					
	Hexazinone (mg/L)		0,31					
	Clorofórmio (ug/L)		4,71					
	Total halogenados (ug/L)		5,39					
Água Filtrada na Areia (após 20 min)	pH		6,95					
	Turbidez (uT)		0,21	0,22	0,22	0,23	0,2	0,23
	Cor verdadeira (uH)		<1	<1	<1	<1	<1	<1
	Absorbância 254 nm		0,0423	0,0434	0,0429	0,0418	0,0451	0,0461
	Ferro (mg/L)		<0,001					
	Manganês (mg/L)		0,0040					
	Alumínio (mg/L)		0,1360					
	Dióxido de Cloro residual (mg/L de ClO ₂)		<0,01					
	COT (mg/L)		1,4200					
	Diuron (mg/L)		0,05					
	Hexazinone (mg/L)		0,35					
	Clorofórmio (ug/L)		3,34					
	Total halogenados (ug/L)		3,79					

Tabela B.11 – Resultados da água tratada por ciclo completo com adsorção em CAP e pré-oxidação com dióxido de cloro – continuação

		Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Água Filtrada, Tamponada e Clorada (após 30 min)	pH						
	Cor aparente (uH)			<1			
	Cor verdadeira (uH)			<1			
	Turbidez (uT)			0,6300			
	Absorbância 254 nm			0,0434			
	Cloro residual (mg/L)			3,9000			
	COT (mg/L)			1,4700			
	Diuron (mg/L)			0,1270			
	Hexazinone (mg/L)			0,3370			
	Clorofórmio (ug/L)			5,72			
	Total halogenados (ug/L)			8,7			
Água Filtrada, Tamponada e Clorada (após 24H)	pH						
	Cor aparente (uH)			<1			
	Cor verd. (uH)			<1			
	Turb. (uT)			0,5500			
	Absorbância 254 nm			0,0341			
	Cloro residual (mg/L)			3,7500			
	COT (mg/L)			1,4800			
	Diuron (mg/L)			0,0370			
	Hexazinone (mg/L)			0,3360			
	Clorofórmio (ug/L)			8,46			
	Total halogenados (ug/L)			16,72			

Tabela B.12 – Resultados do ensaio para ciclo completo com adsorção em CAG

			Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Dosagem de produto químico	Sulfato de Alumínio (mg/L)		40	40	40	40	40	40
	Hidróxido de Sódio (mg/L)		7	7	7	7	7	7
pH de Coagulação			6,82	6,84	6,8	6,81	6,8	8,82
Água Decantada	Ts1=1,33 min Vs1=3,0 cm/min	Turb. (uT)	3,12	3,15	3,35	3,42	3,14	3,22
		Cor ap. (u.H)	7	8	9	9	7	7
	Ts2=4,67 min Vs2=1,5 cm/min	Turb. (uT)	2,62	2,58	2,44	2,61	2,55	2,52
		Cor ap. (u.H)	6	6	7	7	6	6
	pH		7,13					
	Absorbância 254 nm		1,8043					
	Diuron (mg/L)		18,17					
	Hexazinone (mg/L)		6,23					
Água Filtrada na Areia (após 20 min)	pH		9,9					
	Turbidez (uT)		0,45	0,42	0,43	0,41	0,43	0,41
	Cor verdadeira (uH)		<1	<1	<1	<1	<1	<1
	Absorbância 254 nm		1,7840	1,8251	1,8001	1,7965	1,8204	1,8102
	COT (mg/L)		16,0200					
	Diuron (mg/L)		0,0109					
	Hexazinone (mg/L)		0,0107					
Água Filtrada na Areia e no CAG (após 20 min)	pH		9,9					
	Turbidez (uT)		0,42	0,42	0,41	0,42	0,42	0,41
	Cor verdadeira (uH)		<1	<1	<1	<1	<1	<1
	Absorbância 254 nm		0,0054	0,0042	0,0035	0,0041	0,0040	0,0051
	Ferro (mg/L)		0,0110					
	Manganês (mg/L)		0,0050					
	Alumínio (mg/L)		0,0730					
	COT (mg/L)		0,7400					
	Diuron (mg/L)		0,0109					
	Hexazinone (mg/L)		0,0107					

Tabela B.13 – Resultados da água tratada por ciclo completo com adsorção em CAG – continuação

		Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Água Filtrada na Areia e no CAG, Tamponada e Clorada (após 30 min)	pH	7,26					
	Cor aparente (uH)	<1					
	Cor verd. (uH)	<1					
	Turb. (uT)	1,4100					
	COT (mg/L)	0,9600					
	Absorbância 254 nm	0,0070					
	Cloro residual (mg/L)	0,9500					
	Diuron (mg/L)	<0,0001					
	Hexazinone (mg/L)	0,0084					
	Clorofórmio (ug/L)	5					
	Total halogenados (ug/L)	5,47					
Água Filtrada na Areia e no CAG, Tamponada e Clorada (após 24H)	pH	7,54					
	Cor aparente (uH)	5					
	Cor verdadeira (uH)	<1					
	Turbidez (uT)	2,1900					
	Absorbância 254 nm	0,0100					
	COT (mg/L)	0,9700					
	Cloro residual (mg/L)	0,6000					
	Diuron (mg/L)	<0,0001					
	Hexazinone (mg/L)	<0,0001					
	Clorofórmio (ug/L)	8,01					
	Total halogenados (ug/L)	12,14					

Tabela B.14 – Resultados do ensaio para ciclo completo com adsorção em CAG e pré-oxidação com cloro

			Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Dosagem de produto químico	Cloro (mg/L)		0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Sulfato de Alumínio (mg/L)		40	40	40	40	40	40
	Hidróxido de Sódio (mg/L)			6,75	6,75	6,75	6,75	6,75
Após pré-oxidação	Cloro residual (mg/L de Cl ₂)		0,08	0,09	0,07	0,06	0,05	0,08
	Clorofórmio (mg/L)		0,04					
	Total Trihalometanos (mg/L)		0,04					
pH de Coagulação			6,87	6,83	6,85	6,89	6,9	6,89
Água Decantada	Vs1=3,0 cm/min	Turb. (uT)	2,32	2,43	2,51	2,15	2,62	1,79
		Cor ap. (u.H)	12	10	8	10	10	9
	Vs2=1,5 cm/min	Turb. (uT)	1,9	2,03	1,29	1,47	1,72	1,56
		Cor ap. (u.H)	4	6	5	4	5	5
	pH		6,88					
	Absorbância 254 nm		1,689					
	Diuron (mg/L)		18,56					
	Hexazinone (mg/L)		5,92					
	Clorofórmio (mg/L)		4,61					
	Total Trihalometanos (mg/L)		5,21					
Água Filtrada na Areia (após 20 min)	pH		6,92					
	Turbidez (uT)		0,21	0,22	0,18	0,21	0,2	0,17
	Cor verdadeira (uH)		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
	Absorbância 254 nm		1,6021	1,6134	1,6021	1,6178	1,6041	1,6031
	Cloro residual (mg/L)		< 0,01					
	COT (mg/L)		19,24					
	Diuron (mg/L)		16,54					
	Hexazinone (mg/L)		6,2					
	Clorofórmio (mg/L)		4,92					
	Total Trihalometanos (mg/L)		6,17					

Tabela B.15 – Resultados da água tratada por ciclo completo com adsorção em CAG e pré-oxidação com cloro – continuação

		Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Água Filtrada na Areia e no CAG (após 20 min)	pH	7,02					
	Turbidez (uT)	0,19	0,21	0,22	0,19	0,21	0,2
	Cor verdadeira (uH)	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
	Absorbância 254 nm	0,0077	0,0102	0,0104	0,0088	0,0092	0,0083
	Ferro (mg/L)	0,0050					
	Manganês (mg/L)	<0,001					
	Alumínio (mg/L)	0,0120					
	COT (mg/L)	1,82					
	Diuron (mg/L)	0,162					
	Hexazinone (mg/L)	0,108					
	Clorofórmio (mg/L)	4,29					
	Total Trihalometanos (mg/L)	5,49					
Água Filtrada na Areia e no CAG, Tamponada e Clorada (após 30 min)	pH						
	Cor aparente (uH)	<1					
	Cor verd. (uH)	<1					
	Turb. (uT)	0,2600					
	COT (mg/L)	1,92					
	Absorbância 254 nm	0,0095					
	Cloro residual (mg/L)	3,9000					
	Diuron (mg/L)	0,1200					
	Hexazinone (mg/L)	0,0150					
	Clorofórmio (ug/L)	--					
	Total halogenados (ug/L)	--					
Água Filtrada na Areia e no CAG, Tamponada e Clorada (após 24H)	pH						
	Cor aparente (uH)	<1					
	Cor verdadeira (uH)	<1					
	Turbidez (uT)	0,2400					
	Absorbância 254 nm	0,0045					
	COT (mg/L)	1,95					
	Cloro residual (mg/L)	3,3500					
	Diuron (mg/L)	<0,01					
	Hexazinone (mg/L)	0,0130					
	Clorofórmio (ug/L)	--					
	Total halogenados (ug/L)	--					

Tabela B.16 – Resultados do ensaio para ciclo completo com adsorção em CAG e pré-oxidação com dióxido de cloro

			Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Dosagem de produto químico	Dióxido de Cloro (mg/L)		0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Sulfato de Alumínio (mg/L)		40	40	40	40	40	40
	Hidróxido de Sódio (mg/L)		8,25	8,25	8,25	8,25	8,25	8,25
Após pré-oxidação	Dióxido de Cloro residual (mg/L de ClO ₂)		0,1	0,1	0,11	0,09	0,12	0,1
	Clorofórmio (µg/L)		3,73					
	Total Trihalometanos (µg/L)		4,31					
pH de Coagulação			6,82	6,83	6,85	6,83	6,82	6,84
Água Decantada	Vs1=3,0 cm/min	Turb. (uT)	3,18	2,37	2,58	2,35	2,7	1,95
		Cor ap. (u.H)	13	13	13	10	13	15
	Vs2=1,5 cm/min	Turb. (uT)	2,03	2,08	2,65	2,1	2,32	2,8
		Cor ap. (u.H)	6	7	7	6	8	8
	pH		6,83					
	Dióxido de Cloro residual (mg/L de ClO ₂)		0,09	0,08	0,09	0,09	0,1	0,08
	Absorbância 254 nm		1,604					
	Diuron (mg/L)		15,59					
	Hexazinone (mg/L)		6,81					
	Clorofórmio (µg/L)		3					
	Total Trihalometanos (µg/L)		3					
Água Filtrada na Areia (após 20 min)	pH		6,92					
	Turbidez (uT)		0,21	0,19	0,2	0,21	0,2	0,22
	Cor verdadeira (uH)		<1	<1	<1	<1	<1	<1
	Absorbância 254 nm		1,6802	1,7100	1,7032	1,7044	1,7143	1,6975
	Dióxido de Cloro residual (mg/L)		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	COT (mg/L)		18,7200					
	Diuron (mg/L)		16,93					
	Hexazinone (mg/L)		5,24					
	Clorofórmio (µg/L)		6,84					
	Total Trihalometanos (µg/L)		4,36					

Tabela B.17 – Resultados da água tratada por ciclo completo com adsorção em CAG e pré-oxidação com dióxido de cloro – continuação

		Jarro 1	Jarro 2	Jarro 3	Jarro 4	Jarro 5	Jarro 6
Água Filtrada na Areia e no CAG (após 20 min)	pH	6,92					
	Turbidez (uT)	0,2	0,22	0,21	0,2	0,21	0,2
	Cor verdadeira (uH)	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	Absorbância 254 nm	0,0081	0,0065	0,0073	0,0069	0,0074	0,0072
	Ferro (mg/L)	0,0220					
	Manganês (mg/L)	<0,001					
	Alumínio (mg/L)	0,0340					
	COT (mg/L)	1,88					
	Diuron (mg/L)	0,037					
	Hexazinone (mg/L)	0,01					
	Clorofórmio (µg/L)	3,29					
	Total Trihalometanos (µg/L)	3,65					
Água Filtrada na Areia e no CAG, Tamponada e Clorada (após 30 min)	pH						
	Cor aparente (uH)	<1					
	Cor verd. (uH)	<1					
	Turb. (uT)	0,0700					
	COT (mg/L)	0,9200					
	Absorbância 254 nm	0,0076					
	Cloro residual (mg/L)	3,8000					
	Diuron (mg/L)	0,0966					
	Hexazinone (mg/L)	0,0050					
	Clorofórmio (µg/L)	4,94					
	Total Trihalometanos (µg/L)	6,05					
Água Filtrada na Areia e no CAG, Tamponada e Clorada (após 24H)	pH						
	Cor aparente (uH)	<1					
	Cor verdadeira (uH)	<1					
	Turbidez (uT)	0,0700					
	Absorbância 254 nm	0,0024					
	COT (mg/L)	0,9600					
	Cloro residual (mg/L)	0,03					
	Diuron (mg/L)	0,0450					
	Hexazinone (mg/L)	0,0070					
	Clorofórmio (µg/L)	6,39					
	Total Trihalometanos (µg/L)	8,45					

APÊNDICE C

RESULTADOS DOS ENSAIOS C1, C2 E C3

Tabela C.1 – Pressão a montante da coluna e valores de diuron, hexazinona, COT e turbidez do efluente ao longo do tempo de execução do ensaio C1

Tempo (h)	VL (x 1000)	Diuron (mg/L)	Diuron (C/Co)	Hexazinona (mg/L)	Hexazinona (C/Co)	COT (mg/L)	Turbidez (uT)	Pressão (kgf/cm ²)
0	0,00	0,007	0,01	0,016	0,06	1,215	0,15	0,15
1	0,30	0,014	0,01	0,032	0,11	1,362	0,16	0,20
2	0,60	0,023	0,02	0,034	0,12	1,362	0,22	0,23
6	1,80	0,060	0,06	0,058	0,21	1,522	0,21	0,28
12	3,60	0,082	0,08	0,072	0,26	1,648	0,22	0,30
18	5,40	0,102	0,10	0,096	0,34	1,782	0,25	0,35
24	7,20	0,163	0,16	0,129	0,46	1,938	0,22	0,42
30	9,00	0,180	0,18	0,146	0,52	1,915	0,25	0,50
48	14,4	0,255	0,26	0,172	0,61	2,099	0,23	0,65
66	19,8	0,373	0,37	0,214	0,76	2,155	0,24	0,70
78	23,4	0,515	0,52	0,229	0,81	2,171	0,27	0,80
90	27,0	0,614	0,61	0,235	0,83	2,277	0,22	0,95
115	34,5	0,769	0,77	0,242	0,86	2,386	0,26	1,02

Tabela C.2 – Pressão a montante da coluna e valores de diuron, hexazinona, COT e turbidez do efluente ao longo do tempo de execução do ensaio C2

Tempo red (h)	VL (x 1000)	Diuron (mg/L)	Diuron (C/Co)	Hexazinona (mg/L)	Hexazinona (C/Co)	COT (mg/L)	Turbidez (uT)	Pressão (kgf/cm ²)
0,5	1,20	0,045	0,05	0,037	0,13	1,118	0,12	0,30
1	2,39	0,083	0,08	0,087	0,31	1,308	0,14	0,40
2	4,78	0,121	0,12	0,134	0,48	1,360	0,15	0,50
3	7,17	0,220	0,22	0,147	0,52	1,427	0,18	0,65
4	9,56	0,323	0,32	0,195	0,69	1,444	0,18	0,70
5	12,0	0,400	0,40	0,207	0,73	1,564	0,17	0,80
6	14,3	0,420	0,42	0,208	0,74	1,762	0,20	0,95
8	19,1	0,553	0,55	0,229	0,81	1,859	0,21	1,05
10	23,9	0,625	0,63	0,242	0,86	1,988	0,22	1,10
12	28,7	0,750	0,75	0,255	0,90	2,016	0,20	1,20
14	33,5	0,872	0,87	0,270	0,96	2,058	0,21	1,40

Tabela C.3 – Pressão a montante da coluna e valores de diuron, hexazinona, COT e turbidez do efluente ao longo do tempo de execução do ensaio C3

Tempo red (h)	VL (x 1000)	Diuron (mg/L)	Diuron (C/Co)	Hexazinona (mg/L)	Hexazinona (C/Co)	TOC (mg/L)	Turbidez (uT)	Pressão (kgf/cm ²)
1	0,85	0,005	0,01	0,005	0,02	0,450	0,10	0,45
3	2,54	0,021	0,02	0,025	0,09	0,709	0,11	0,60
5	4,24	0,032	0,03	0,030	0,11	0,798	0,14	0,75
7	5,93	0,045	0,05	0,048	0,17	0,820	0,18	1,00
9	7,63	0,053	0,05	0,076	0,27	0,976	0,20	1,05
12	10,2	0,096	0,10	0,085	0,30	1,050	0,19	1,20
15	12,7	0,110	0,11	0,092	0,33	1,069	0,20	1,45
20	16,9	0,132	0,13	0,100	0,35	1,119	0,15	1,60
25	21,2	0,237	0,24	0,134	0,48	1,154	0,16	1,70
30	25,4	0,322	0,32	0,178	0,63	1,276	0,17	1,90
40	33,9	0,452	0,45	0,220	0,78	1,342	0,18	2,10

APÊNDICE D

PROJETO E ORÇAMENTO ESTIMATIVO DE INSTALAÇÃO DE
PREPARO, DOSAGEM E ARMAZENAMENTO DE CAP E CÂMARA DE
ADSORÇÃO PARA A VAZÃO DE 1 m³/s

DIMENSIONAMENTO DA CÂMARA DE ADSORÇÃO PARA A VAZÃO DE 1 M³/S

O tanque de contato é responsável por prover o tempo de contato desejado do CAP com a água afluyente à ETA (após processo de pré-oxidação). O volume útil do tanque de contato foi determinado pela Equação D.1 considerando tempo de contato de 30 min.

$$V_{\text{útl}} = Q \cdot T_c \cdot 60 \cdot 10^{-3} \quad \text{Equação D.1}$$

em que:

$V_{\text{útl}}$ - Volume útil do tanque de contato para adsorção (m³);

Q - Vazão da ETA (L/s);

T_c - Tempo de contato (min).

$$V_{\text{útl}} = 1000 \left(\frac{\text{L}}{\text{s}} \right) \cdot 30 \left(\text{min} \right) \cdot 60 \left(\frac{\text{s}}{\text{min}} \right) \cdot 10^{-3} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{L}} \right)$$

$$V_{\text{útl}} = 1800 \text{ m}^3$$

O tanque de contato foi dividido em duas câmaras de 900 m³ (volume útil) cada visando à flexibilidade operacional, possibilitando a continuidade da operação mesmo em situação de manutenção em uma das câmaras.

O interior do tanque de contato foi projetado com chicanas verticais com espaçamento entre chicanas de 1,50 m e espaçamento nas curvas de 2,25 m. Essa configuração foi utilizada para diminuir a formação de caminhos preferenciais no interior da unidade de adsorção, reduzindo a possibilidade de diminuição do tempo de contato.

A determinação da área útil do tanque de contato foi calculada pela Equação D.2 considerando altura útil de 3,60 m.

$$A_{\text{útl}} = \frac{V_{\text{útl}}}{H_{\text{útl}}} \quad \text{Equação D.2}$$

em que:

$A_{\text{útil}}$: Área útil em planta do tanque de contato para adsorção (m^2);

$\text{Vol}_{\text{útil}}$: Volume útil do tanque de contato para adsorção (m^3);

$H_{\text{útil}}$: Altura útil (m).

$$A_{\text{útil}} = \frac{1 \text{ (m}^3\text{)}}{3,6 \text{ (m)}} = 500 \text{ m}^2$$

As chicanas foram dimensionadas considerando a área útil de 500 m^2 do tanque (250 m^2 por câmara), espaçamento entre chicanas de 1,50 m e espaçamento nas curvas de 2,25 m. Assim foi considerado o interior do tanque composto por 15 corredores (7,5 chicanas) de 1,5 m de largura e 11,0 m de comprimento e a meia cana de aplicação do CAP localizada à 0,50 m da comporta de entrada de água no tanque de contato.

Para prover mistura do CAP com a água afluyente as câmaras de adsorção foram consideradas 4 malhas de fios redondos (duas por câmara), possibilitando melhor eficiência na adsorção pela homogeneização no contato entre o CAP e a água durante a passagem nas câmaras de adsorção.

A chegada de água na unidade de adsorção foi considerada com 1 tubulação de 1200 mm em antecâmara à montante do tanque de contato com 2,00 m de largura, 8,25 m de comprimento e 3,60 m de altura útil. O encaminhamento da água na antecâmara de recepção às câmaras da unidade foi projetada considerando canal comum com 1,50 m de largura e 25,75 m de comprimento. A entrada de cada câmara foi considerada composta por 2 comportas de 0,80 m x 0,80 m localizadas próximas a parede externa da unidade e rente ao fundo.

A tubulação de by-pass encaminha a água ao canal de recepção de água à jusante das câmaras de adsorção, de onde segue para a unidade de mistura rápida.

Ao final de cada câmara de contato foi previsto duas comporta vertedoras, retangulares, com 1,20 m de largura livre cada, todas niveladas na mesma cota para

garantir a divisão equitativa de vazão entre as câmaras. A lâmina de água acima da crista do vertedor foi calculada pela Equação D.3 (fórmula de Francis).

$$Q = 1,838 \cdot L \cdot H^{1,5} \quad \text{Equação D.3}$$

em que:

Q: vazão na câmara de adsorção (0,500 m³/s)

L: largura do vertedor retangular (m);

H: altura da lâmina de água na crista do vertedor (m);

$$0,500 = 1,838 \cdot 2,40 \cdot H^{1,5}$$

$$H = 0,26 \text{ m}$$

Para drenagem das câmaras de adsorção foram previstos drenos na primeira chicana de cada câmara com acionamento manual por válvula borboleta.

DESENHOS

Os desenhos do projeto da câmara de adsorção para a vazão de 1 m³/s estão apresentados no Apêndice F.

DIMENSIONAMENTO DA INSTALAÇÃO DE PREPARO, DOSAGEM E ARMAZENAMENTO DE CAP

CONSUMO DIÁRIO E MENSAL (EM MASSA) DE CARVÃO ATIVADO PULVERIZADO

O consumo diário do carvão ativado pulverizado (produto comercial), considerando o funcionamento da ETA por 24 h, foi calculado pela Equação D.4.

$$C = D_{CAP} \cdot Q \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 10^{-3} \quad \text{Equação D.4}$$

em que:

C_d - consumo diário de carvão ativado pulverizado (kg do produto comercial/d);

D_{CAP} - dosagem de carvão ativado pulverizado (12 mg/L);

Q - vazão da ETA (1000 L/s).

Considerando o valor da dosagem de carvão ativado pulverizado pré-estabelecido de 12 mg/L e a vazão da ETA de 1000 L/s, obteve-se pela Equação D.4, o consumo diário e mensal da suspensão de carvão ativado (em massa).

$$C = 12 \cdot 1000 \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 10^{-3} = 1036,8 \text{ kg/d}$$

$$C = 10368,8 \left(\frac{\text{kg}}{\text{d}} \right) \cdot 30 \left(\frac{\text{d}}{\text{mê}} \right) = 31.104,0 \frac{\text{kg}}{\text{mê}}$$

RECEBIMENTO E ARMAZENAMENTO DO PRODUTO COMERCIAL

O armazenamento do CAP (produto comercial) previsto no projeto será por sacos empilhados em sala de armazenamento. Para o dimensionamento, foram consideradas as características do produto comercial e o tempo de armazenamento de 10 dias, período mínimo recomendado pela NBR12216/92 para ETA com capacidade de tratamento superior a 10000 m³/d.

O dimensionamento do sistema de armazenamento foi feito com base no consumo mensal em massa, na massa específica aparente do CAP e no tempo de armazenamento, conforme Equação D.5.

$$V_{\text{ai}} = \frac{C_d \cdot T}{M_e} \quad \text{Equação D.5}$$

em que:

V_{arm} - volume de armazenamento de CAP (m^3 do produto comercial);

C_d - consumo diário de CAP (1,04 toneladas do produto comercial/d);

T - tempo de armazenamento (10 d);

M_{esp} - massa específica aparente do CAP (0,447 t/m^3).

$$V_{\text{ai}} = \frac{1,0 \cdot 1}{0,4} = 23,3 \text{ m}^3$$

Neste sistema, o CAP será recebido em sacos de 25 kg e transportado até a sala de armazenamento por empilhadeira, onde será armazenado em pilhas. Na Figura D.1 estão apresentadas as dimensões usuais do saco comercial de 25 kg de CAP.

Figura D.1 – Dimensões usuais do saco de carvão ativado de 25 kg

O número de sacos necessários para o armazenamento foi calculado de acordo com a Equação D.6.

$$N_s = \frac{C_d \cdot T}{M_s} \quad \text{Equação D.6}$$

em que:

N_{sacos} - número de sacos de 25 kg de CAP (produto comercial);

C_d - consumo diário de CAP (kg do produto comercial/d);

T - tempo de armazenamento (10 d);

M_{saco} - massa de CAP em um saco (25 kg do produto comercial).

$$N_{\text{s}} = \frac{1,8 \cdot 1}{2} = 415 \text{ s}$$

Os sacos de CAP foram considerados armazenados em pilhas de 8 sacos com 4 camadas, totalizando 13 pilhas.

Os sacos de carvão ativado pulverizado devem ser devidamente armazenados sob estrados de madeira para proteção contra umidade e altura de empilhamento que não ofereça risco de tombamento.

VAZÃO DA BOMBA E DIMENSIONAMENTO DOS TANQUES DE ACONDICIONAMENTO E ARMAZENAMENTO

O cálculo da vazão da bomba dosadora de produtos químicos foi realizado por meio do equacionamento do balanço de massa no ponto de aplicação, conforme esquema apresentado na Figura D.2 e Equação D.7.

Figura D.2 – Esquema do balanço de massa na aplicação de produtos químicos

$$Q \cdot \underbrace{C_0}_{=0} + q_d \cdot C_s \cdot d = (Q + q_d) \cdot D \quad q_d = \frac{(Q + q_d) \cdot D}{C_s \cdot d} \quad \text{Equação D.7}$$

Q - vazão da ETA (L/s);

C₀ - concentração inicial do produto químico na água antes de sua aplicação (mg/L);

q_{dos} - vazão da bomba dosadora (L/h);

D - dosagem de aplicação do produto químico na água (mg/L);

C_{susp dos} - concentração do produto químico na suspensão de dosagem (mg/L).

Como $q_d \ll Q$, pode-se assumir:

$$q_d = \frac{Q \cdot D}{C_{susp} \cdot d} \quad \text{Equação D.8}$$

Considerando a concentração desejada da suspensão de carvão ativado pulverizado igual a 100.000 mg/L (10% em massa), o valor da dosagem de carvão ativado pulverizado pré-estabelecido de 12 mg/L e a vazão da ETA de 1000 L/s, obteve-se pela Equação D.8, o valor da vazão requerida pela bomba dosadora e do consumo diário da suspensão de carvão ativado (em volume).

$$q_d = \frac{1}{1} \cdot \frac{1}{0} = 0,12 \text{ L/s}$$

$$q_d = 0,12 \left(\frac{\text{L}}{\text{s}} \right) \cdot 3600 \left(\frac{\text{s}}{\text{h}} \right) = 432 \text{ L/h}$$

Considerando o volume diário previsto para consumo e as facilidades de recebimento e de preparo do produto químico, foram dimensionados dois tanques com capacidade de 10 m³, para acondicionamento, preparo e armazenamento da suspensão de CAP. Esses tanques deverão ser equipados com misturador lento, com apoio reforçado para o mancal do misturador, conforme desenhos do Apêndice F. O período de atendimento previsto para cada tanque foi determinado de acordo com a Equação D.9 e resultou em 23 h de intervalo entre o preparo das suspensões.

$$P_a = \frac{V_{\text{útil}}}{q_d} \quad \text{Equação D.9}$$

em que:

P_{atend} - Período de atendimento de 01 tanque de acondicionamento, preparo e armazenamento da suspensão de CAP (h);

$Vol_{\text{útil}}$ - volume útil de de 01 tanque de acondicionamento, preparo e armazenamento da suspensão de CAP (10.000 L);

q_{dos} - vazão da bomba dosadora (L/h).

$$P_a = \frac{1}{q} = 23 \text{ h}$$

APLICAÇÃO

A suspensão de CAP é bombeada por meio de bomba peristáltica e tubulação de PVC DI 32 mm, do tanque de preparo até os pontos de aplicação nas meia canas de PVC, providas de orifícios para distribuição. As meia canas também recebem água proveniente de processo através de tubulação em PVC com DI 32 mm, dotada de registro de esfera para regulagem da vazão em torno de 360 L/h.

PREPARAÇÃO E ARMAZENAMENTO DA SUSPENSÃO DE CAP

Para preparação da suspensão de carvão ativado pulverizado com concentração da ordem de 100.000 mg/L, deve-se colocar 1000 kg do produto comercial (40 sacos de 25 kg), completar com água de processo até o volume de 10 m³ e em seguida iniciar a agitação. Vale ressaltar que para garantir a homogeneização da suspensão de carvão ativado pulverizado no tanque, o misturador lento deve funcionar continuamente durante a aplicação.

Esses tanques possuirão sistema de alimentação de água para processo com válvulas manuais que devem permanecer fechadas e ser abertas pelo operador da ETA no

momento da preparação da solução ou em situações de limpeza. Para controlar o nível dos tanques uma régua de nível foi prevista em cada tanque, permitindo aos operadores visualizarem o nível de operação dos tanques.

O armazenamento da suspensão de carvão ativado pulverizado nos tanques de 10 m³ foi prevista para o período de 23 h. Para alterar o tanque em operação é necessário manobrar as válvulas nas tubulações de saída dos tanques de suspensão de CAP.

SISTEMA DE COMBATE A INCÊNDIO

Devido à capacidade de combustão do carvão ativado pulverizado, foi prevista a instalação, sobre a área destinada ao armazenamento de CAP, de um sistema de combate à incêndio, conforme as recomendações da NBR10897/2014.

Foi prevista a instalação de tubulações dotadas de chuveiros automáticos (sprinklers), além de paredes e portas resistentes ao fogo. O sistema contará com 26 sprinklers de teto, distantes 1,8 m entre si.

ESPECIFICAÇÃO DOS EQUIPAMENTOS

A seguir são apresentados todos os equipamentos necessários utilizados neste projeto e suas características.

- 2 Misturadores lento para suspensões com motor elétrico, 5 cv e rotação saída: 35 rpm;
- 2 Bombas dosadora de 432 L/h de capacidade cada (uma reserva);
- Descarregador de sacos (rasga saco) com moega, sistema de filtração e elemento filtrante (um reserva);
- Compactador de sacos vazios.

DESENHOS

Os desenhos do projeto de instalação de preparo, dosagem e armazenamento de CAP estão apresentados no Apêndice F.

ORÇAMENTO ESTIMATIVO

A seguir são apresentadas as planilhas com o orçamento estimativo do projeto de instalação de preparo, dosagem e armazenamento de CAP e câmara de adsorção para a vazão de 1 m³/s.

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAP						
ITEM	DESCRIÇÃO					S/ BDI
1	AQUISIÇÃO DE TERRENO					R\$ 240.000,00
2	CÂMARA DE PRÉ-ADSORÇÃO					R\$ 2.517.209,75
3	ARMAZENAMENTO E DOSAGEM DE CAP					R\$ 424.067,47
TOTAL DA OBRA						R\$ 3.181.277,22
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
1	AQUISIÇÃO DE TERRENO					R\$ 24.000.000,00
1.1	TERRENO					
1.1.1	TERRENO PARA AS CONSTRUÇÕES		m2	800,00	R\$ 300,00	R\$ 240.000,00
2	CÂMARA DE PRÉ-ADSORÇÃO					R\$ 2.517.209,75
2.1	SERVIÇOS PRELIMINARES					R\$ 126.828,09
2.1.1	LOCACAO DE OBRA / LOCACAO CONVENCIONAL DE OBRA, ATRAVÉS DE GABARITO DE TABUAS CORRIDAS PONTALETADAS A CADA 1,50M, SEM REAPROVEITAMENTO	SINAPI 73992/001	m2	715,00	R\$ 6,80	R\$ 4.862,00
2.1.2	LIMPEZA MECANIZADA DE TERRENO, INCLUSIVE RETIRADA DE ARVORE ENTRE 0,05M E 0,15M DE DIÂMETRO	SINAPI 000073672	m2	715,00	R\$ 0,34	R\$ 243,10
2.1.3	SANITARIO C/VASO/CHUVEIRO PARA PESSOAL DE OBRA / SANITÁRIO COM VASO E CHUVEIRO PARA PESSOAL DE OBRA, COLETIVO DE 2 MÓDULOS, INCLUSIVE INSTALAÇÃO E APARE-LHOS, REAPROVEITADO 2 VEZES	SINAPI 73752/001	unid.	2,00	R\$ 2.530,25	R\$ 5.060,50

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAP						
ITEM	DESCRIÇÃO					S/ BDI
1	AQUISIÇÃO DE TERRENO					R\$ 240.000,00
2	CÂMARA DE PRÉ-ADSORÇÃO					R\$ 2.517.209,75
3	ARMAZENAMENTO E DOSAGEM DE CAP					R\$ 424.067,47
TOTAL DA OBRA					R\$ 3.181.277,22	
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
2.1.4	BARRACOES DE OBRA / BARRACAO DE OBRA PARA ALOJAMENTO/ESCITORIO, PISO EM PINHO 3A, PAREDES EM COMPENSADO 10MM, COBERTURA EM TELHA AMIANTO 6MM, INCLUSO INSTALACOES ELETRICAS E ESQUADRIAS	SINAPI 73805/001	m2	60,00	R\$ 207,11	R\$ 12.426,60
2.1.5	BARRACAO DE OBRA / BARRAÇAO PARA DEPOSITO EM TABUAS DE MADEIRA, COBERTURA EM FIBROCIMENTO 4 MM, INCLUSO PISO ARGAMASSA TRAÇO 1:6 (CIMENTO E AREIA)	SINAPI 74210/001	m2	120,00	R\$ 255,68	R\$ 30.681,60
2.1.6	LASTRO DE PEDRA BRITADA E FUNDACOES EM BALDRAME / LASTRO DE BRITA	SINAPI 74164/004	m2	715,00	R\$ 71,40	R\$ 51.051,00
2.1.7	LIMPEZA FINAL DA OBRA	SINAPI 000009537	m2	715,00	R\$ 1,57	R\$ 1.122,55
2.1.8	REGULARIZACAO E COMPACTACAO MANUAL DE TERRENO COM SOQUETE	SINAPI 000005622	m2	715,00	R\$ 3,30	R\$ 2.359,50
2.1.9	CALCADA EM CONCRETO / EXECUÇÃO DE CALÇADA EM CONCRETO 1:3:5 (FCK=12 MPA) PREPARO MECÂNICO, E= 7CM	SINAPI 73892/002	m2	252,00	R\$ 26,12	R\$ 6.582,24
2.1.10	TAPUME DE VEDAÇAO / TAPUME DE CHAPA DE MADEIRA COMPENSADA (6MM) - PINTURA A CAL- APROVEITAMENTO 2 X	SINAPI 74220/001	m2	350,00	R\$ 35,54	R\$ 12.439,00
2.2	EQUIPAMENTOS, TUBULAÇÕES E ACESSÓRIOS					R\$ 358.519,42

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAP						
ITEM	DESCRIÇÃO				S/ BDI	
1	AQUISIÇÃO DE TERRENO				R\$ 240.000,00	
2	CÂMARA DE PRÉ-ADSORÇÃO				R\$ 2.517.209,75	
3	ARMAZENAMENTO E DOSAGEM DE CAP				R\$ 424.067,47	
TOTAL DA OBRA					R\$ 3.181.277,22	
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
2.2.1	Válvula guilhotina com comando manual - PN 10 DN 200	CONSULTA	unid.	5,00	R\$ 1.800,00	R\$ 9.000,00
2.2.2	Curva 90° flange-flange - PN 10 DN 200	CONSULTA	unid.	5,00	R\$ 301,75	R\$ 1.508,75
2.2.3	Toco com aba de vedação flange-extremidade - PN 10 DN 200	CONSULTA	unid.	5,00	R\$ 481,57	R\$ 2.407,85
2.2.4	Tubulação flange-flange - PN 10 DN 200	CONSULTA	m	20,00	R\$ 851,10	R\$ 17.022,00
2.2.5	COMPORTA VERTEDORA L = 1,20	CONSULTA	unid.	4,00	R\$ 30.834,00	R\$ 123.336,00
2.2.6	COMPORTA DE FUNDO 0,80 X 0,80	CONSULTA	unid.	4,00	R\$ 22.817,42	R\$ 91.269,68
2.2.7	Válvula guilhotina com comando manual - PN 10 DN 200	CONSULTA	unid.	5,00	R\$ 2.750,00	R\$ 13.750,00
2.2.8	MEIA CANA PARA APLICAÇÃO DE PAC	CONSULTA	unid.	2,00	R\$ 651,93	R\$ 1.303,86
2.2.9	MALHAS EM AÇO INOX PARA COMPLEMENTO DA MISTURA	CONSULTA	unid.	4,00	R\$ 3.925,32	R\$ 15.701,28
2.2.10	ASSENTAMENTO DE TUBOS E PEÇAS	CONSULTA	unid.	1,00	R\$ 83.220,00	R\$ 83.220,00
2.3	ESTRUTURA					R\$ 2.031.862,24

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAP						
ITEM	DESCRIÇÃO					S/ BDI
1	AQUISIÇÃO DE TERRENO					R\$ 240.000,00
2	CÂMARA DE PRÉ-ADSORÇÃO					R\$ 2.517.209,75
3	ARMAZENAMENTO E DOSAGEM DE CAP					R\$ 424.067,47
TOTAL DA OBRA						R\$ 3.181.277,22
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
2.3.1	CONCRETO ESTRUTURAL P/ ESTRUTURAS EM CONTATO COM ESGOTO, GASES AGRESSIVOS, AMBIENTE MARÍTIMO E ESTRUTURAS PARA TRATAMENTO DE ÁGUA, FCK = 40,0 MPa, A/C MÁX. 0,45 L/KG - MÍN. DE 350 KG DE CIMENTO/M³	SABESP 081.405	m3	790,00	R\$ 588,30	R\$ 464.757,00
2.3.2	ARMAÇAO ACO CA-50 P/ ESTRUTURAS DE CONCRETO / ARMAÇAO ACO CA-50, DIAM. 6,3 (1/4) À 12,5MM(1/2) -FORNECIMENTO/ CORTE(PERDA DE 10%) / DOBRA / COLOCAÇÃO.	SINAPI 74254/002	Kg	67.150,00	R\$ 5,92	R\$ 397.528,00
2.3.3	FORMA MADEIRA COMP RESINADA 12MM P/ESTRUTURA REAPROV 2 VEZES - CORTE/MONTAGEM/ESCORAMENTO/DESFORMA	SINAPI 74075/002	m2	7.900,00	R\$ 61,86	R\$ 488.694,00
2.3.4	ESTACA CONCRETO TIPO 'FRANKI' D = 400MM - 75T	SINAPI 2786	m	1.920,00	R\$ 131,33	R\$ 252.153,60
2.3.5	CONCRETO USINADO BOMBEADO FCK=20MPa, INCLUSIVE COLOCAÇÃO, ESPALHAMENTO M3 E ACABAMENTO	SINAPI 74138/002	m3	268,80	R\$ 324,62	R\$ 87.257,86
2.3.6	CIMENTO ESPECIAL CRISTALIZANTE DENVERLIT C/EMULSAO ADESIVA DENVERFIX -DENVER-1 DEMAO P/SUB SOLO/BALDRAMES/GALERIAS/JARDINEIRAS/ETC / IMPERMEABILIZACAO COM PO CRISTALIZANTE COM ADITIVO PEGA RAPIDA E SELADOR PARA AREAS SUJEITAS A PRESSAO DE LENÇOL FREÁTICO	SINAPI 73929/003	m2	7.900,00	R\$ 42,53	R\$ 335.987,00

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAP						
ITEM	DESCRIÇÃO					S/ BDI
1	AQUISIÇÃO DE TERRENO					R\$ 240.000,00
2	CÂMARA DE PRÉ-ADSORÇÃO					R\$ 2.517.209,75
3	ARMAZENAMENTO E DOSAGEM DE CAP					R\$ 424.067,47
TOTAL DA OBRA						R\$ 3.181.277,22
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
2.3.7	GUARDA-CORPO / GUARDA-CORPO COM CORRIMAO EM FERRO BARRA CHATA 3/16"	SINAPI 74195/001	m	126,00	R\$ 43,53	R\$ 5.484,78
3	ARMAZENAMENTO E DOSAGEM DE CAP					R\$ 424.067,47
3.1	EQUIPAMENTOS, TUBULAÇÕES E ACESSÓRIOS					R\$ 213.446,60
3.1.1	MISTURADOR LENTO PARA CAP	CONSULTA	unid.	2	R\$ 15.875,00	R\$ 31.750,00
3.1.2	BOMBA DOSADORA PERISTÁLTICA, Q=432 L/H	CONSULTA	unid.	2	R\$ 18.996,90	R\$ 37.993,80
3.1.3	MOEGA RASGA SACOS	CONSULTA	unid.	2	R\$ 21.800,00	R\$ 43.600,00
3.1.4	COMPACTADOR DE SACOS	CONSULTA	unid.	2	R\$ 14.800,00	R\$ 29.600,00
3.1.5	Mangueira para veiculação de produtos químicos, resistente à agressividade química, modelo FABCHEM 200, DA GOODYEAR OU EQUIVALENTE, 1/2"	CONSULTA	m	200	R\$ 96,20	R\$ 19.240,00
3.1.6	TUBO PVC SOLDAVEL AGUA FRIA DN 60MM, INCLUSIVE CONEXOES - FORNECIMENTO E INSTALAÇÃO - PARA PROTEÇÃO ABASTECIMENTO DE ÁGUA	SINAPI 75030/005	m	60	R\$ 39,82	R\$ 2.389,20
3.1.7	MONTADOR (TUBO ACO/EQUIPAMENTOS)	SINAPI 2701	h	2.880,00	R\$ 16,97	R\$ 48.873,60
3.2	ESTRUTURA					R\$ 61.282,28

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAP						
ITEM	DESCRIÇÃO					S/ BDI
1	AQUISIÇÃO DE TERRENO					R\$ 240.000,00
2	CÂMARA DE PRÉ-ADSORÇÃO					R\$ 2.517.209,75
3	ARMAZENAMENTO E DOSAGEM DE CAP					R\$ 424.067,47
TOTAL DA OBRA						R\$ 3.181.277,22
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
3.2.1	CONCRETO ESTRUTURAL P/ ESTRUTURAS EM CONTATO COM ESGOTO, GASES AGRESSIVOS, AMBIENTE MARÍTIMO E ESTRUTURAS PARA TRATAMENTO DE ÁGUA, FCK = 40,0 MPa, A/C MÁX. 0,45 L/KG - MÍN. DE 350 KG DE CIMENTO/M³	SABESP 081405	m3	25,00	R\$ 588,30	R\$ 14.707,50
3.2.2	ARMACAO ACO CA-50 P/ ESTRUTURAS DE CONCRETO / ARMACAO ACO CA-50, DIAM. 6,3 (1/4) A 12,5MM(1/2) -FORNECIMENTO/ CORTE(PERDA DE 10%) / DOBRA / COLOCAÇÃO.	SINAPI 74254/002	Kg	2.125,00	R\$ 5,92	R\$ 12.580,00
3.2.3	FORMA MADEIRA COMP RESINADA 12MM P/ESTRUTURA REAPROV 2 VEZES - CORTE/MONTAGEM/ESCORAMENTO/DESFORMA / FORMA MADEIRA COMP RESINADA 12MM P/ESTRUTURA REAPROV 3 VEZES - CORTE/MONTAGEM/ESCORAMENTO/DESFORMA	SINAPI 74075/002	m2	300,00	R\$ 61,86	R\$ 18.558,00
3.2.4	ESTACA CONCRETO TIPO 'FRANKI' D = 400MM - 75T	SINAPI 2786	m	100,00	R\$ 131,33	R\$ 13.133,00
3.2.5	CALCADA EM CONCRETO / EXECUÇÃO DE CALÇADA EM CONCRETO 1:3:5 (FCK=12 MPa) PREPARO MECÂNICO, E= 7CM	SINAPI 73892/002	m2	88,20	R\$ 26,12	R\$ 2.303,78
3.3	VEDAÇÕES, ACABAMENTOS, COBERTURA E ACESSÓRIOS					R\$ 71.063,64
3.3.1	COBERTURA COM TELHA DE FIBROCIMENTO ESTRUTURAL LARGURA UTIL 90CM, INCLUSO ACESSÓRIOS DE FIXACAO E VEDAÇÃO	SINAPI 73633	m2	150,00	R\$ 53,43	R\$ 8.014,50

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAP						
ITEM	DESCRIÇÃO	S/ BDI				
1	AQUISIÇÃO DE TERRENO	R\$ 240.000,00				
2	CÂMARA DE PRÉ-ADSORÇÃO	R\$ 2.517.209,75				
3	ARMAZENAMENTO E DOSAGEM DE CAP	R\$ 424.067,47				
		TOTAL DA OBRA	R\$ 3.181.277,22			
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
3.3.2	ALVENARIA DE 1 VEZ DE TIJOLO CERAMICO FURADO / ALVENARIA EM TIJOLO CERAMICO FURADO 10X20X20CM, 1 VEZ, ASSENTADO EM ARGAMASSA TRACO 1:2:8 (CIMENTO, CAL E AREIA), JUNTAS 10MM	SINAPI 73987/001	m2	210,00	R\$ 72,09	R\$ 15.138,90
3.3.3	CHAPISCO EM TETOS TRACO 1:3 (CIMENTO E AREIA), ESPESSURA 0,5CM, PREPARO MECANICO	SINAPI 5975	m2	420,00	R\$ 6,95	R\$ 2.919,00
3.3.4	EMBOCO / EMBOCO PAULISTA (MASSA UNICA) TRACO 1:3 (CIMENTO E AREIA), ESPESSURA 2,0CM, PREPARO MANUAL	SINAPI 73927/011	m2	420,00	R\$ 19,88	R\$ 8.349,60
3.3.5	REBOCO PARA PAREDES ARGAMASSA TRACO 1:4,5 (CAL E AREIA FINA PENEIRADA)ESPESSURA 0,5CM, PREPARO MECANICO	SINAPI 5995	m2	420,00	R\$ 12,16	R\$ 5.107,20
3.3.6	PINTURA LATEX ACRILICA EXTERNA/INTERNA S/SELADOR / PINTURA LATEX ACRILICA AMBIENTES INTERNOS/EXTERNOS, TRES DEMAOS	SINAPI 73954/001	m2	420,00	R\$ 16,25	R\$ 6.825,00
3.3.7	PISO INDUSTRIAL ALTA RESISTENCIA ESPESSURA 8MM, INCLUSO JUNTAS DE DILATAÇAO PLASTICAS E POLIMENTO MECANIZADO	SINAPI 72136	m2	150,00	R\$ 58,70	R\$ 8.805,00
3.3.8	PORTA DE ABRIR EM ALUMINIO TIPO CHAPA CORRUGADA, PERFIL SERIE 25, COM GUARNIÇÕES	SINAPI 74071/001	m2	12,00	R\$ 416,67	R\$ 5.000,04
3.3.9	JANELA ALUMINIO MAXIM AR, SERIE 25, 90 X 110CM (INCLUSO GUARNIÇÃO E VIDRO FANTASIA)	SINAPI 601	m2	20,00	R\$ 545,22	R\$ 10.904,40

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAP						
ITEM	DESCRIÇÃO					S/ BDI
1	AQUISIÇÃO DE TERRENO					R\$ 240.000,00
2	CÂMARA DE PRÉ-ADSORÇÃO					R\$ 2.517.209,75
3	ARMAZENAMENTO E DOSAGEM DE CAP					R\$ 424.067,47
TOTAL DA OBRA					R\$ 3.181.277,22	
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
3.4	INSTALAÇÕES DE COMBATE A INCENDIO					R\$ 36.300,00
3.4.1	INSTALAÇÕES PARA COMBATE A INCÊNDIO PROVIDA DE SPRINKLERS	SINAPI 73633	m2	150,00	R\$ 242,00	R\$ 36.300,00
3.5	ELÉTRICA					R\$ 41.974,95
3.5.1	CABO DE COBRE ISOLAMENTO ANTI-CHAMA 450/750V 50MM2, TP PIRASTIC PIRELLI OU EQUIV	SINAPI 1007	m	100,00	R\$ 15,68	R\$ 1.568,00
3.5.2	TELA DE PROTEÇÃO COM ARMAÇÃO EM CANTONEIRA GALVAZIDA	SINAPI 14172	m2	2,00	R\$ 51,11	R\$ 102,22
3.5.3	HASTE DE ATERRAMENTO TIPO COPPERWEILD Ø5/8 X 2,40M	SINAPI 3379	unid.	3,00	R\$ 21,09	R\$ 63,27
3.5.4	CABO ISOLADO, CU/PVC, 1 KV TIPO BWF, 2,5MM2 COR PRETA, PIRELLI, REF, PIRASTIC FLEX SUPER	SINAPI 984	m	125,00	R\$ 0,92	R\$ 115,00
3.5.5	ILUMINAÇÃO	CONSULTA	unid.	1,00	R\$ 1.200,00	R\$ 1.200,00
3.5.6	QUADRO DE COMANDOS BOMBAS DOSADORAS, CONTENDO 01 DISJUNTOR TRIPOLAR DE 75A, 09 DISJUNTORES TRIPOLARES DE 20A, 01 DISJUNTOR MONOPOLAR DE 20A, 09 CONVERSORES DE FREQUÊNCIA COM IHM REMOTA, CONFORME DIAGRAMA, VER FOLHA E-15.	CONSULTA	unid.	2,00	R\$ 9.000,00	R\$ 18.000,00
3.5.7	ELETRODUTO DE FERRO GALVANIZADO A FOGO DE 1"	SINAPI 2448	m	130,00	R\$ 6,92	R\$ 899,60

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAP						
ITEM	DESCRIÇÃO					S/ BDI
1	AQUISIÇÃO DE TERRENO					R\$ 240.000,00
2	CÂMARA DE PRÉ-ADSORÇÃO					R\$ 2.517.209,75
3	ARMAZENAMENTO E DOSAGEM DE CAP					R\$ 424.067,47
TOTAL DA OBRA						R\$ 3.181.277,22
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
3.5.8	ELETRODUTO DE FERRO GALVANIZADO A FOGO DE 3/4"	SINAPI 2440	m	18,00	R\$ 5,67	R\$ 102,06
3.5.9	ELETROCALHA METALICA DE 20X10 CM	CONSULTA	m	30,00	R\$ 40,00	R\$ 1.200,00
3.5.10	CAIXA DE PASSAGEM DE ALUMINIO DE 15X10 CM	CONSULTA	unid.	10,00	R\$ 4,80	R\$ 48,00
3.5.11	CAIXA DE PASSAGEM PAREDE 20X20X10 CM	SINAPI 20255	unid.	3,00	R\$ 15,00	R\$ 45,00
3.5.12	CAIXA DE PASSAGEM PAREDE 20X20X10 CM	SINAPI 20256	unid.	3,00	R\$ 15,00	R\$ 45,00
3.5.13	MONTADOR ELETROMECANICO	SINAPI 2437	h	360,00	R\$ 18,58	R\$ 6.688,80
3.5.14	AJUDANTE DE INSTALADOR ELÉTRICO	SINAPI 6129	h	360,00	R\$ 10,96	R\$ 3.945,60
3.5.15	ELETRICISTA INDUSTRIAL	SINAPI 2439	h	360,00	R\$ 22,09	R\$ 7.952,40

APÊNDICE E

PROJETO E ORÇAMENTO ESTIMATIVO DE UNIDADE DE
FILTRAÇÃO EM CAG PARA A VAZÃO DE 1 m³/s COM RESERVATÓRIO
E BOMBEAMENTO PARA LAVAGEM E SISTEMA DE APROVEITAMENTO
DA ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS

DIMENSIONAMENTO DAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO

Foram previstas dez unidades de filtração rápida descendente em CAG (FCAG) com operação segundo o princípio de taxa constante. As unidades foram dimensionadas para a vazão de projeto 1000 L/s e taxa média de filtração de 200 m³/2.d.

Os dimensionamentos e verificações foram efetuados para duas condições de funcionamento:

- Operação de rotina: vazão por filtro de 100 L/s;
- Operação de lavagem: vazão por filtro de 111,11 L/s

As principais características das unidades são:

- Uma câmara de filtração por filtro;
- Canal frontal de coleta de água filtrada e distribuição de água para lavagem ;
- Fundo do filtro com blocos de polietileno para lavagem com ar e água;
- Camada suporte composta por pedregulho com espessura de 0,40 m;
- Meio filtrante composto por camada simples de areia com espessura de 0,70 m;
- Largura da câmara filtrante: 4,65 m;
- Comprimento da câmara filtrante: 9,30 m.
- Largura do filtro: 4,65 m;
- Comprimento do filtro: 10,80 m;

A água filtrada proveniente das unidades de filtração rápida desce em areia e antracito (FRD) será encaminhada aos FCAG por canal comum. A entrada de água nos FCAG será efetuada por tubulações individuais com entrada afogada, DN 400 mm e providas de válvula borboleta para isolamento das unidades para lavagem ou manutenção. A água filtrada será veiculada para o canal entrada do filtro, provido de

vertedor retangular para garantir que os filtros operem segundo o princípio de taxa constante.

A lavagem dos filtros será feita com aplicação de água no sentido ascensional, com velocidade ascensional de 0,61 m/min e tempo de lavagem de 5 min.

Para garantir que a velocidade ascensional de água para lavagem seja igual em todos os filtros da bateria, foram previstas placas perfuradas nos trechos individuais da tubulação de água para lavagem.

O controle da lavagem será realizado por mesas de comando dotadas de botoeiras. Será instalado um sensor de nível em cada filtro com indicação luminosa e/ou sonora alertando ao operador o momento de retirar o filtro mais sujo para lavagem, sendo o filtro mais sujo aquele que apresentar maior nível.

Ressalta-se que a água filtrada em cada unidade de filtração será coletada por uma tubulação individual de ferro fundido e encaminhada para um canal comum que veiculará a água filtrada para uma câmara com quatro vertedores. Um vertedor alimentará o reservatório de água para lavagem dos FCAG e o canal de saída de água tratada.

MEIO FILTRANTE

O meio filtrante será composto por uma camada simples de CAG com 0,70 m de espessura e uma camada suporte de pedregulho de 0,40 m. Nas Tabelas E.1 e E.2 são apresentadas as características do meio filtrante e da camada suporte.

Tabela E.1 – Características do meio filtrante de camada simples de CAG

Característica	CAG
Espessura da camada (m)	0,70
Tamanho dos grãos (mm)	0,60 – 2,38
Tamanho efetivo – D ₁₀ (mm)	0,84
D ₆₀ (mm)	1,41
Tamanho equivalente – D ₉₀ (mm)	2,00
Coefficiente de desuniformidade	1,68
Coefficiente de esfericidade (Ce)	0,70
Porosidade (ϵ_0)	0,43
Massa específica real (kg/m ³)	1450

Figura E.1 – Curva granulométrica da areia

Tabela E.2 – Características da camada suporte

Característica	Pedregulho
Espessura da camada (m)	0,40
Tamanho dos grãos (mm)	2,40 – 19,00
Tamanho efetivo – D ₁₀ (mm)	2,78
D ₆₀ (mm)	8,92
Tamanho equivalente – D ₉₀ (mm)	16,48
Coefficiente de desuniformidade	3,21
Coefficiente de esfericidade (Ce)	0,80
Porosidade (ϵ_0)	0,40
Massa específica real (kg/m ³)	2600 a 2650

PERDA DE CARGA NA FILTRAÇÃO

a) Perda de carga na tubulação de entrada de água filtrada no FCAG (h_1)

A entrada de água filtrada na unidade FCAG será efetuada através de tubulação DN 400 provida de válvula borboleta.

A perda de carga nas tubulações é dada pela soma da perda de carga distribuída ao longo da tubulação com as perdas de carga localizadas. As perdas de carga localizadas podem ser transformadas em valores de comprimento equivalentes (L_{eq}), que somados ao comprimento total, resultam o valor total através da fórmula de Hazen–Willians.

Sendo assim, a perda de carga entrada de água filtrada é dada pela seguinte equação E.1.

$$h = \frac{1,49 \cdot L_e \cdot Q^{1,8}}{D^{4,8} \cdot C^{1,8}} \quad \text{Equação E.1}$$

em que:

h - perda de carga na tubulação (m);

L_e - comprimento equivalente total (m);

Q - vazão (m^3/s);

D - diâmetro da tubulação (m);

C - coeficiente de Hazen–Willians ($120 m^{0,367}/s$).

Qtd	Item	Leq (xD)	Leq (m)
	Comprimento real		0,68
1	Entrada normal	14,7	5,88
1	Válvula borboleta	12	4,8
1	Saída de canalização	30,2	12,08
	Leq total		24,11

A perda de carga na entrada de água decantada resulta:

$$h_1 = 3,080 \cdot Q^{1,8}$$

em que:

h_1 - perda de carga (m);

Q - vazão na unidade filtração (m^3/s).

b) Perda de carga no vertedor de entrada de água filtrada (h_2)

O vertedores possuem largura de $L = 1,20$ m e h_2 é expressa como:

$$Q = 1,838 \cdot L \cdot h_2^{3/2} \quad \text{Equação E.2}$$

$$h_2 = 0,574 \cdot Q^{2/3}$$

em que:

h_2 - perda de carga (m);

L - largura do vertedor (m);

Q - vazão na unidade filtração (m^3/s).

Sendo assim, a perda de carga na entrada do FCAG resulta:

$$h_e = 3,080 \cdot Q^{1,8} + 0,574 \cdot Q^{2/3}$$

Na Tabela E.3 são apresentados os resultados da perda de carga na entrada para as duas condições de funcionamento.

Tabela E.3 – Perda de carga na entrada do FCAG

Condição de funcionamento	$Q_{\text{filtro}} (\text{m}^3/\text{s})$	Perda de carga (m)
10 filtros em operação	0,100	0,167
9 filtros em operação (um filtro sendo lavado)	0,111	0,186

c) Perda de carga no meio filtrante limpo e na camada suporte limpa (h_3)

A perda de carga na camada do meio filtrante limpo e na camada suporte limpa é dada pela equação de Ergun (1952), reescrita como:

$$h_{2i} = \frac{1}{g} \cdot \frac{\mu \cdot V_{oc} \cdot (1 - \varepsilon_0)^2}{\varepsilon_0^3 \cdot \rho_a \cdot C_e \cdot D_{gi}^2} \cdot L_i \cdot \frac{X_i}{(D_{gi})^2} \quad \text{Equação E.3}$$

em que:

h_{2i} - perda de carga (m);

μ - viscosidade absoluta da água ($1,005 \cdot 10^{-3}$ N.s/m²);

ρ_a - massa específica da água (998,2 kg/m³);

C_e - coeficiente de esfericidade;

ε_0 - porosidade da camada;

V_{oc} - velocidade de aproximação (m/s);

g - aceleração da gravidade (9,81 m/s²);

L_i - espessura da camada (m);

X_i - fração correspondente a subcamada i ;

D_{gi} - média geométrica entre os tamanhos das aberturas de duas peneiras consecutivas da subcamada i (mm).

- Perda de carga no meio filtrante limpo – CAG

Tabela E.4 – Cálculo da perda de carga na camada de CAG limpa

Tamamho (m)		Dgi (m)	Dgi2 x 10 ⁻⁶ (m ²)	Xi	Xi/Dgi2 (m ⁻²)
dmin	dmax				
0,00060	0,00071	0,000653	4,26E-07	0,05	117371
0,00071	0,00084	0,000772	5,96E-07	0,05	83836
0,00084	0,00100	0,000917	8,40E-07	0,1	119048
0,00100	0,00119	0,001091	1,19E-06	0,15	126050
0,00119	0,00141	0,001295	1,68E-06	0,25	148996
0,00141	0,00168	0,001539	2,37E-06	0,15	63323
0,00168	0,00200	0,001833	3,36E-06	0,15	44643
0,00200	0,00220	0,002098	4,40E-06	0,05	11363,6
0,00220	0,00238	0,002288	5,24E-06	0,05	9549,28
Total				1,00	724180

$$h_c = 1,505 \cdot Q$$

em que:

h_{areia} - perda de carga (m);

Q - vazão na unidade filtração (m^3/s).

- Perda de carga na camada suporte limpa

Tabela E.5 – Cálculo da perda de carga na camada de pedregulho limpa

Tamamho (m)		Dgi (m)	Dgi ² x 10 ⁻⁶ (m ²)	Xi	Xi/Dgi ² (m ⁻²)
dmin	dmax				
0,01900	0,01270	0,015534	1036	0,25	1036
0,01270	0,00640	0,009016	3076	0,25	3076
0,00640	0,00335	0,004630	11660	0,25	11660
0,03350	0,02400	0,028355	311	0,25	311
			Total	1,00	16083

$$h_p = 2,70 \cdot 10^{-4} \cdot Q$$

em que:

$h_{\text{pedregulho}}$ - perda de carga (m);

Q - vazão na unidade filtração (m^3/s).

Portanto, a perda de carga no meio filtrante limpo e na camada suporte limpa:

$$h_s = 1,532 \cdot Q$$

- d) Perda de carga nos blocos de drenagem para lavagem com ar e água (h_4)

Para determinação da perda de carga nos blocos de drenagem foi considerado o bloco de drenagem tipo S sem placa da Leopold. Na Figura E.2 é apresentada a curva de perda de carga nestes blocos em função da taxa de filtração.

Ressalta-se que podem ser utilizados blocos de drenagem de outros fabricantes desde que os blocos sejam tecnicamente equivalentes.

Figura E.2– Perda de carga nos blocos de drenagem em função da vazão (comprimento de 9,30 m)

Portanto, a perda de carga nos blocos tipo S é:

$$h_4 = 1,5556 \cdot Q^{1,5}$$

em que:

h_4 - perda de carga (m);

Q - vazão na unidade filtração (m³ /s).

e) Perda de carga nas aberturas de bloco de drenagem (h_5)

$$h_5 = \left(\frac{1}{Cd^2} - 1 \right) \cdot \frac{V^2}{2 \cdot g} = 9,07 \cdot 10^{-2} \cdot V^2 \quad \text{Equação E.4}$$

em que:

h_5 - perda (m);

N - número de blocos (15);

A - área das aberturas do bloco, duas aberturas (2 x 0,10 x 0,10 m = 0,20 m²);

Cd - coeficiente de descarga (0,60);

V - velocidade de escoamento (m/s).

Portanto, a perda de carga nas aberturas do bloco calha é:

$$h_5 = \left(\frac{1}{C_d^2} - 1 \right) \cdot \frac{V^2}{2g} = 9,07 \cdot 10^{-2} \cdot \left(\frac{Q}{(N.a)} \right)^2 = 1,007 \cdot Q^2$$

em que:

h_5 - perda de carga (m);

Q - vazão na unidade filtração (m^3/s).

f) Perda de carga nas tubulações de saída de água filtrada (h_6)

A perda de carga total na saída de água filtrada dos filtros é dada por:

$$h_6 = h_6 + h_4$$

Conforme mencionado anteriormente, a perda de carga nas tubulações é dada pela soma da perda de carga distribuída ao longo da tubulação com as perdas de carga localizadas. As perdas de carga localizadas podem ser transformadas em valores de comprimento equivalentes (L_{eq}), que somados ao comprimento total, resultam o valor total através da fórmula de Hazen–Willians.

Sendo assim, a perda de carga nas tubulações de saída de água filtrada do FCAG é dada pela Equação E.1.

- Perda de carga na tubulação DN 600 (h_{600})

Qtd	Item	Leq (xD)	Leq (m)
	Comprimento real		1,55
1	Entrada normal	14,7	8,82
1	Tê de saída lateral	69	41,4
	Leq total		51,77

$$h_6 = 0,944 \cdot Q^{1,8}$$

em que:

h_{600} - perda de carga (m);

Q - vazão na unidade filtração (m³/s).

- Perda de carga na tubulação DN 400 (h₄₀₀)

Qtd	Item	Leq (xD)	Leq (m)
	Comprimento real		3,80
2	Curvas 90°	17,5	14,00
1	Válvula borboleta	12	4,8
1	Saída de tubulação	30,2	12,08
Leq total			34,68

$$h_4 = 4,556 \cdot Q^{1,8}$$

em que:

h₄₀₀ - perda de carga (m);

Q - vazão na unidade filtração (m³/s).

$$h_6 = h_5 + h_4 = 5,501 \cdot Q^{1,8}$$

em que:

h₆ - perda de carga (m);

Q - vazão na unidade filtração (m³/s).

- g) Perda de carga no canal comum de água filtrada no FRC-CAG (h₇)

A perda de carga decorrente do atrito com as paredes é dada por:

$$h_f = \frac{(V \cdot n_m)^2}{R_h^{4/3}} = \frac{\left(\frac{Q \cdot n_m}{A}\right)^2}{R_h^{4/3}} \quad \text{Equação E.5}$$

em que:

V: velocidade no canal (m/s);

n_m: número de Manning;

A - área do canal;

Rh - raio hidráulico;

h₇ - perda de carga (m);

Q - vazão na ETA (m³/s).

$$R_h = \frac{A}{P}$$

Equação E.6

A - área do canal;

P - perímetro molhado.

$$h_7 = \frac{\left(\frac{Q \cdot C_D}{4.2}\right)^2}{1^{4/3}} = \text{desprezível}$$

h) Perda de carga nos vertedores finais de água filtrada no FRC–CAG (h₈)

O vertedores possuem largura de L = 4,50 m e h₆ é dada pela Equação E.2.

$$h_8 = 0,245 \cdot Q^{2/3}$$

em que:

h₈ - perda de carga (m);

Q - vazão na ETA (m³/s).

Considerando-se as perdas de carga laminares e turbulentas, calculadas nos itens de a) a f), têm-se que a perda de carga na filtração corresponde a:

$$h_{\text{filtração}} = 1,532 \cdot Q + 1,556 \cdot Q^{1,5} + 5,501 \cdot Q^{1,8} + 1,007 \cdot Q^2 + 0,245 \cdot Q^{2/3}$$

em que:

Q - vazão na unidade filtração (m³/s);

Q_{ETA} - vazão na ETA (m³/s).

Na Tabela E.6 são apresentados os resultados da perda de carga na entrada para as duas condições de funcionamento.

Tabela E.6 – Perda de carga na entrada do FCAG

Condição de funcionamento	QETA (m ³ /s)	Qfiltro (m ³ /s)	Perda de carga (m)
10 filtros em operação	1,0	0,100	0,529
9 filtros em operação (um filtro sendo lavado)	1,0	0,111	0,573

TAXA E NÍVEIS DURANTE A FILTRAÇÃO

Os filtros foram projetados para operar com taxa constante de filtração e nível variado, com carga hidráulica total disponível de 1,75 m. A taxa média de filtração para a vazão de 100 L/s será de 200 m³/m².d e durante a lavagem, quando um FCAG for retirado de operação, a vazão será de 111 L/s e a taxa de filtração resultará em 222 m³/m².d.

Para verificar o nível de água durante a filtração, foi previsto um medidor ultrassônico em cada FCAG. O medidor de nível irá indicar quando o filtro deve ser retirado de operação para lavagem, ou seja, quando o nível atingir a cota 105,150. Além disso, também foi prevista a pintura de uma faixa branca nesta cota para proporcionar verificação visual ao operador caso o medidor esteja fora de funcionamento (manutenção ou falha do equipamento).

A carga hidráulica disponível para retenção de impurezas equivale ao valor da carga hidráulica máxima (1,75 m) menos a perda de carga na filtração com o meio filtrante limpo, que corresponde a 1,22 m.

Os níveis de água nos filtros durante as operações de filtração são apresentados na Tabela E.7 e os níveis no canal comum de alimentação dos FCAG na Tabela E.8. Para determinação dos níveis nos filtros foram consideradas a cota de

instalação do vertedor final de água filtrada, a carga hidráulica máxima de projeto e todas as perdas de carga entre os filtros e o vertedor final de água filtrada.

Tabela E.7 – Níveis no FCAG durante a filtração

	Cota
Vertedor final de água filtrada (m)	103,400
N.A. mínimo de filtração (m)	103,929
N.A. máximo de filtração (m)	105,150
Vertedor de entrada (m)	105,400
N.A. na entrada do filtro durante a operação (m)	105,551
N.A. na entrada do filtro durante a lavagem (m)	105,567

Tabela E.8 – Níveis na entrada durante a filtração

	Cota
N.A. mínimo durante a filtração (m)	105,675
N.A. máximo durante a lavagem (m)	105,700

LAVAGEM DAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO

A lavagem dos FCAG será com aplicação de água no sentido ascensional com velocidade de 0,61 m/min, durante 5 minutos. Foi considerada a distribuição de água empregando-se sistema de drenagem constituído por blocos universais de polietileno, específicos para lavagem com ar. Ressalta-se que nunca deverá ser lavada mais de um FCAG por vez.

A água para a lavagem dos filtros será recalçada do reservatório de armazenamento de água filtrada para lavagem dos FCAG por um sistema de bombeamento composto por duas bombas (1 reserva).

Para garantir que todos os filtros sejam lavados com a mesma velocidade ascensional, deverão ser instaladas placas de orifícios no trecho individual da tubulação de lavagem de todos os filtros, com exceção do FCAG-10 (mais distante). Com a instalação de placas de orifícios, a perda de carga no recalque de água será igual para todos os FCAG, independentemente da distância entre o filtro e o reservatório.

CÁLCULO DA VELOCIDADE ASCENSIONAL PARA LAVAGEM

Cálculo de velocidade ascensional

- Número de Galileu:

$$Ga = \frac{D_p^3 \cdot \rho_a \cdot (\rho_s - \rho_a) \cdot g}{\mu^2} \quad \text{Equação E.7}$$

$$Ga = 35006,42$$

- Velocidade mínima de fluidificação:

$$V_m = \left(\frac{\mu}{\rho_a \cdot D_p} \right) \cdot \left[\sqrt{(33,7)^2 + 0,0408 \cdot Ga} - 33,7 \right] \quad \text{Equação E.8}$$

$$V_m = 0,51 \text{ m/min}$$

- Cálculo da velocidade ascensional:

A velocidade ascensional deverá ser da ordem de:

$$V_a = 0,61 \text{ m/min}$$

- Expansão do meio filtrante – Camada de CAG expandida

Tabela E.9 – Expansão da camada de CAG

Sub-camada	Di (m)		Dgi (m)	% Passa (Xi)	V _{ei}
1	0,00060	0,00071	0,000653	0,05	0,772
2	0,00071	0,00084	0,000772	0,05	0,730
3	0,00084	0,00100	0,000917	0,1	0,686
4	0,00100	0,00119	0,001091	0,15	0,641
5	0,00119	0,00141	0,001295	0,25	0,597
6	0,00141	0,00168	0,001539	0,15	0,555
7	0,00168	0,00200	0,001833	0,15	0,513
8	0,00200	0,00220	0,002098	0,05	0,482
9	0,00220	0,00238	0,002288	0,05	0,463

Com base na equação de Dharmarajah e Cleasby, que relaciona o número de Reynolds com o de Galileu para diferentes graus de expansão, foi calculada a porosidade da camada de CAG expandida:

$$\epsilon = 0,615$$

Espessura da camada de CAG expandida:

$$L_{fi} = L_{fu} \cdot \frac{(1-\epsilon_c)}{(1-\epsilon_e)} = 1,04 \text{ m}$$

Expansão da camada de CAG:

$$E(\%) = \frac{L_{fi} - L_{fc}}{L_{fc}} \cdot 100 = 47,9 \%$$

Perda de carga na camada de CAG expandida:

$$H_{fi} = 0,181 \text{ m}$$

Depois de expandido, o meio filtrante atingirá a cota 103,040; 0,06 m abaixo do fundo da calha (103,100) de coleta de água de lavagem e 0,66 m abaixo da crista da calha (103,700).

VAZÃO DE ÁGUA PARA LAVAGEM

$$Q = V \cdot A_{(câmara)}$$

Equação E.9

$$Q = 0,442 \text{ m}^3/\text{s}$$

BOMBEAMENTO DE ÁGUA PARA LAVAGEM DO RESERVATÓRIO DE ÁGUA FILTRADA À CAIXA DE PASSAGEM

A seleção do conjunto moto-bomba foi embasada nas perdas de carga de sucção e de recalque ($h_{sucção} + h_{recalque}$) e no desnível entre o nível de água no reservatório de água para lavagem dos filtros onde será feita a sucção e o nível de água

nos filtros durante a lavagem. Foram feitas verificações para o maior desnível geométrico (menor nível no reservatório).

As perdas de carga nas tubulações de sucção e recalque são dadas pela Equação E.1.

- Perda de carga na tubulação de sucção DN 500

Qtd	Item	Leq (xD)	Leq (m)
	Comprimento real		3,2
1	Entrada normal	14,7	7,35
1	Válvula borboleta	12	6
1	Tê de passagem direta	21,8	10,9
1	Redução 1 (ex. 100 x 150; 150 x 200; ...)	15	7,5
	Leq total		34,95

$$h_{sucção} = 1,549 \cdot Q^{1,8}$$

em que:

$h_{sucção}$ - perda de carga (m);

Q - vazão de água de uma bomba (m³/s).

- Perda de carga na tubulação de recalque DN 400

Qtd	Item	Leq (xD)	Leq (m)
	Comprimento real		78,07
1	Saída de canalização	30,2	12,08
1	Tê de passagem direta	21,8	8,72
2	Curva 90	17,5	14
2	Válvula borboleta	12	9,6
2	Tê de saída lateral	69	55,2
10	Tê de passagem direta	21,8	87,2
1	Ampliação	12	4,8
	Leq total		269,67

$$h_{rec} = 35,431 \cdot Q^{1,8}$$

em que:

$h_{recalque}$ - perda de carga (m);

Q - vazão de água de uma bomba (m³/s).

A equação da perda de carga para diversas situações é apresentada na Tabela

E.10.

Tabela E.10 – Altura manométrica e equação de perda de carga

	Durante a lavagem (NaRESmin)
Cota do Nares	101,450
Hg (desnível geométrico – m)	2,261
Equação $\Delta h_{sucção}$	$1,549 \cdot Q^{1,85}$
Equação $\Delta h_{recalque}$	$35,431 \cdot Q^{1,85}$
Hm (altura manométrica total) (Hg + $\Delta h_{sucção}$ + $\Delta h_{recalque}$)	$2,261 + 36,98 \cdot Q^{1,85}$

Q (m³/s); h (m); H_m (m)

Aplicando-se a equação geral para as diferentes situações, foram obtidas as alturas manométricas em função da vazão (Tabela E.11). De posse destes resultados, foi escolhido o conjunto moto-bomba KSB Meganorm, modelo 350–370A, 1160 rpm, cuja curva está mostrada na Figura E.3, juntamente com a curva do sistema (equação de perda de carga).

Tabela E.11 – Altura manométrica em função da vazão

Vazão de recalque de uma bomba (m³/h)	Hm (m)
0	0,011
200	0,187
400	0,646
600	1,355
800	2,299
1000	3,469
1200	4,856
1400	6,455
1600	8,260
1800	10,269
2000	12,476

Figura E.3 – Curva da bomba para lavagem dos filtros e as curvas do sistema para os desníveis geométricos máximo e mínimo

O ponto de funcionamento do conjunto moto-bomba resultou altura manométrica total de 10,15 m com vazão de 1593 m³/h (442,4 L/s). Deste modo, o conjunto moto-bomba selecionado foi o KSB Meganorm, modelo 250–370A, 1160 rpm, com rotor 374/269 mm, com motor 1750 rpm de 100 cv.

Recomenda-se alternar o uso dos conjuntos moto-bomba a cada semana a fim de evitar deterioração do conjunto reserva.

RESERVATÓRIO DE ÁGUA PARA LAVAGEM

Considerando duração máxima da lavagem com água de 5 minutos, o volume de água para lavagem utilizado resulta aproximadamente 132,8 m³.

$$V = \frac{Q \cdot t}{60} \quad \text{Equação E.9}$$

em que:

V - volume do reservatório (m³);

Q - vazão de água para lavagem (m³/h);

t - tempo de lavagem (min).

$$Q = \frac{132,8 \cdot 60}{5} = 132,8 \text{ m}^3$$

Foi previsto um reservatório retangular de concreto para armazenamento da água de lavagem dos filtros. Para alimentação dos reservatório foi previsto um vertedor retangular com largura de 0,30 m com a crista localizada na cota 103,400.

As principais características do reservatório são:

- Comprimento: 11,50 m;
- Largura: 6,40 m;
- Altura do volume morto: 0,5 m;
- Altura útil: 2,20 m;
- Altura total: 4,15 m;
- Capacidade: 161,9 m³ (1,2 vezes o volume utilizado para lavagem)

COLETA DA ÁGUA DE LAVAGEM

A água de lavagem dos FCAG será coletada por cinco calhas de concreto com as seguintes características:

- Largura útil: 0,40 m;
- Altura: 0,50 m;
- Comprimento: 4,65 m;
- Vazão de água para lavagem: 0,442 m³/s;
- Vazão máxima por calha: 0,088 m³/s;
- Altura da lâmina líquida acima da crista das calhas:

$$Q = 1,71 \cdot b \cdot h^{1,5} \quad \text{Equação E.10}$$

em que:

b - duas vezes o comprimento das calhas (m);

h - altura da lâmina líquida acima da crista das calhas (m);

Q - vazão de água por calha (m³/s).

$$h = \left(\frac{0,0}{1 \cdot 4,6} \right)^{2/3} = 0,011 \text{ m}$$

- Altura da lâmina líquida no interior das calhas:

$$Q = 1,38 \cdot b_c \cdot h_c^{1,5} \quad \text{Equação E.11}$$

em que:

b_c - é a largura da calha (m);

h₀ - é a altura de água no extremo oposto da descarga no canal de água decantada (m).

$$h_c = \left(\frac{0,0}{1,3 \cdot 0,4} \right)^{1/1,5} = 0,295 \text{ m}$$

DESCARGA DA ÁGUA DE LAVAGEM

A água de lavagem dos filtros será descartada em um canal localizado perpendicularmente as calhas de coleta, do qual será veiculada ao canal de descarga de

água de lavagem dos filtros por uma tubulação DN 500 provida de válvula borboleta e curva 90°.

O nível de água no canal durante a descarga foi estimado em:

$$h_{\text{U}} = 0,017 \text{ m}$$

O canal de descarga de água de lavagem dos filtros veiculará o volume utilizado para lavagem para um sistema de aproveitamento composto por um TRV e um sistema de bombeamento que irá recalcar a água de lavagem dos FCAG para o início da ETA.

DESENHOS

Os desenhos do projeto do projeto e orçamento estimativo de unidade de filtração em CAG para a vazão de 1 m³/s com reservatório e bombeamento para lavagem estão apresentados no Apêndice G.

SISTEMA DE APROVEITAMENTO DA ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS

TANQUE DE REGULARIZAÇÃO DE VAZÃO

O sistema de aproveitamento da água de lavagem dos filtros será composto de um tanque de regularização de vazão (TRV), que receberá a água de lavagem dos filtros descendentes de CAG e esta será bombeada ao início do sistema de tratamento de água. Os parâmetros de projeto considerados para o dimensionamento do tanque e as características resultantes encontram-se na Tabela 1.12.

Tabela E. 12– Parâmetros de projeto do TRV

Parâmetro	Valor
Volume de água utilizado em uma lavagem (m ³)	133
Quantidade de filtros	10
Carreira de filtração (h)	36
Intervalo entre dois inícios de lavagem consecutivos (h)	3,6
Tempo para o esvaziamento do tanque (h)	1,5
Vazão de esvaziamento do tanque (L/s)	24,6
Volume útil do tanque (m ³)	200

Bombeamento da água recuperada na lavagem dos filtros ao início da ETA

A seleção do conjunto moto-bomba foi embasada nas perdas de carga de recalque (h_{recalque}) ao início da ETA e no desnível geométrico entre o nível de água no tanque de regularização de vazão e a chegada da tubulação de recalque no início da ETA. Para fins de cálculo, foi considerado nível de água constante no TRV.

As perdas de carga na tubulação de recalque são dadas pela Equação E.1.

- Perda de carga na tubulação de recalque DN 150

$$h_r = 3068,833 \cdot Q^{1,8}$$

em que:

h_{recalque} - perda de carga (m);

Q - vazão de água de uma bomba (m^3/s).

A equação da perda de carga para a situação normal de operação é apresentada na Tabela E.13.

Tabela E.13 – Altura manométrica e equação de perda de carga

Parâmetro	Situação normal de operação
Cota do nível máximo de água no TRV	94,700
Cota do nível mínimo de água no TRV	98,200
Cota da chegada da tubulação de recalque no início da ETA	109,700
Hg (desnível geométrico – m)	15
Equação $\Delta h_{\text{recalque}}$	$3068,833 \cdot Q^{1,8}$
Hm (altura manométrica total) (Hg + $\Delta h_{\text{recalque}}$)	$15 + 3068,833 \cdot Q^{1,8}$

Q (m^3/s); h (m); H_m (m)

Aplicando-se a equação geral, foram obtidas as alturas manométricas em função da vazão (Tabela E.14). De posse destes resultados, foi possível selecionar a bomba ideal para a operação no sistema (Figura E.4)

Tabela E.14 – Altura manométrica em função da vazão considerando uma bomba operando

Vazão de recalque de uma bomba (m^3/h)	Hm (a) (m)
0	15,00
20	15,21
40	15,74
60	16,58
80	17,68
100	19,05
120	20,68
140	22,55

Modelo: KRT E80-251**Dados operacionais:**

Vazão:	88,56 m ³ /h
Altura manométrica:	18,2 m
NPSH Requerido:	0,5 m
Rendimento:	60%
Diametro Projeto:	225 mm
Líquido a bombear:	ÁGUA PLUVIAL
Temperatura:	25 °C
Densidade:	1 kg/dm ³
Rotação:	1750 rpm
Viscosidade:	1 cSt
Potência:	8,68 CV

Dados Construtivos:

Diametro de Sucção	100mm
Posição	Vertical
Classe Pressão	125A II
Norma	ANSI B16.1
Diametro Recalque	80mm
Norma	ANSI B16.1
Construção	FIXA
Mancais	ROLAMENTOS
Lubrificação	GRAXA
Rotação	Horário

Figura E.4 – Curva da bomba selecionada para o ponto de funcionamento do sistema

O ponto de funcionamento do conjunto moto–bomba selecionado foi: altura manométrica total de 18,24 m com vazão de 88,56 m³/h. Deste modo, o conjunto moto–bomba selecionado foi o KSB modelo E80–251, submersível, 1750 rpm, com rotor 225 mm, com motor 1750 rpm de 10 cv.

DESENHOS

Os desenhos do projeto do projeto sistema de aproveitamento da água de lavagem dos filtros estão apresentados no Apêndice G.

ORÇAMENTO ESTIMATIVO

A seguir são apresentadas as planilhas com o orçamento estimativo do projeto e orçamento estimativo de unidade de filtração em CAG para a vazão de 1 m³/s com reservatório e bombeamento para lavagem e sistema de aproveitamento da água de lavagem dos filtros.

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
ITEM	DESCRIÇÃO					
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
					TOTAL DA OBRA	R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
1.1	TERRENO					
1.1.1	TERRENO PARA AS CONSTRUÇÕES		m2	1.500,00	R\$ 300,00	R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
2.1	SERVIÇOS PRELIMINARES E CANTEIRO DE OBRAS					R\$ 176.497,30
2.1.1	LOCACAO DE OBRA / LOCACAO CONVENCIONAL DE OBRA, ATRAVÉS DE GABARITO DE TABUAS CORRIDAS PONTALETADAS A CADA 1,50M, SEM REAPROVEITAMENTO	SINAPI 73992/001	m2	800,00	R\$ 6,80	R\$ 5.440,00
2.1.2	LIMPEZA MECANIZADA DE TERRENO, INCLUSIVE RETIRADA DE ARVORE ENTRE 0,05M E 0,15M DE DIAMETRO	SINAPI 000073672	m2	1.300,00	R\$ 0,34	R\$ 442,00
2.1.3	SANITARIO C/VASO/CHUVEIRO PARA PESSOAL DE OBRA / SANITÁRIO COM VASO E CHUVEIRO PARA PESSOAL DE OBRA, COLETIVO DE 2 MÓDULOS, INCLUSIVE INSTALAÇÃO E APARE-LHOS, REAPROVEITADO 2 VEZES	SINAPI 73752/001	unid.	2,00	R\$ 2.530,25	R\$ 5.060,50
2.1.4	BARRACOES DE OBRA / BARRACAO DE OBRA PARA ALOJAMENTO/ESCRITORIO, PISO EM PINHO 3A, PAREDES EM COMPENSADO 10MM, COBERTURA EM TELHA AMIANTO 6MM, INCLUSO INSTALACOES ELETRICAS E ESQUADRIAS	SINAPI 73805/001	m2	120,00	R\$ 207,11	R\$ 24.853,20

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
DESCRIÇÃO						
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
TOTAL DA OBRA						R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	Q'TDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
2.1.5	BARRACAO DE OBRA / BARRACAO PARA DEPOSITO EM TABUAS DE MADEIRA, COBERTURA EM FIBROCIMENTO 4 MM, INCLUSO PISO ARGAMASSA TRAÇO 1:6 (CIMENTO E AREIA)	SINAPI 74210/001	m2	150,00	R\$ 255,68	R\$ 38.352,00
2.1.6	LASTRO DE PEDRA BRITADA E FUNDACOES EM BALDRAME / LASTRO DE BRITA	SINAPI 74164/004	m2	800,00	R\$ 71,40	R\$ 57.120,00
2.1.7	LIMPEZA FINAL DA OBRA	SINAPI 000009537	m2	800,00	R\$ 1,57	R\$ 1.256,00
2.1.8	REGULARIZACAO E COMPACTACAO MANUAL DE TERRENO COM SOQUETE	SINAPI 000005622	m2	800,00	R\$ 3,30	R\$ 2.640,00
2.1.9	CALCADA EM CONCRETO / EXECUÇÃO DE CALÇADA EM CONCRETO 1:3:5 (FCK=12 MPa) PREPARO MECÂNICO, E= 7CM	SINAPI 73892/002	m2	630,00	R\$ 26,12	R\$ 16.455,60
2.1.10	TAPUME DE VEDACAO / TAPUME DE CHAPA DE MADEIRA COMPENSADA (6MM) - PINTURA A CAL - APROVEITAMENTO 2 X	SINAPI 74220/001	m2	700,00	R\$ 35,54	R\$ 24.878,00
2.2 EQUIPAMENTOS, TUBULAÇÕES E ACESSÓRIOS						R\$ 2.780.424,40
2.2.1	Válvula borboleta com comando eletromecânico - PN 10 DN 200	CONSULTA	unid.	10,00	R\$ 8.850,00	R\$ 88.500,00

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
ITEM	DESCRIÇÃO					
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
TOTAL DA OBRA						R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
2.2.2	Válvula borboleta com comando eletromecânico - PN 10 DN 400	CONSULTA	unid.	20,00	R\$ 20.040,00	R\$ 400.800,00
2.2.3	Válvula borboleta com comando eletromecânico - PN 10 DN 500	CONSULTA	unid.	12,00	R\$ 25.384,00	R\$ 304.608,00
2.2.4	Curva 90° flange-flange - PN 10 DN 200	CONSULTA	unid.	10,00	R\$ 301,75	R\$ 3.017,50
2.2.5	Curva 90° flange-flange - PN 10 DN 400	CONSULTA	unid.	30,00	R\$ 2.350,81	R\$ 70.524,30
2.2.6	Curva 90° flange-flange - PN 10 DN 500	CONSULTA	unid.	10,00	R\$ 3.646,58	R\$ 36.465,80
2.2.7	Tê de tubulação flangeado - PN 10 DN 400	CONSULTA	unid.	20,00	R\$ 3.127,00	R\$ 62.540,00
2.2.8	Toco com aba de vedação flange-extremidade - PN 10 DN 200	CONSULTA	unid.	10,00	R\$ 481,57	R\$ 4.815,70
2.2.9	Toco com aba de vedação flange-extremidade - PN 10 DN 400	CONSULTA	unid.	20,00	R\$ 1.348,89	R\$ 26.977,80
2.2.10	Toco com aba de vedação flange-extremidade - PN 10 DN 500	CONSULTA	unid.	10,00	R\$ 3.797,29	R\$ 37.972,90
2.2.11	Tubulação flange-flange - PN 10 DN 200	CONSULTA	m	2,50	R\$ 851,10	R\$ 2.127,75
2.2.12	Tubulação flange-flange - PN 10 DN 400	CONSULTA	m	5,00	R\$ 1.026,10	R\$ 5.130,50
2.2.13	Tubulação flange-flange - PN 10 DN 500	CONSULTA	m	5,00	R\$ 1.603,28	R\$ 8.016,40

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
ITEM	DESCRIÇÃO					
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
					TOTAL DA OBRA	R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	Q'TDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
2.2.14	BLOCOS DE POLIETILENO TIPO S PARA FUNDO DE FILTRO	CONSULTA	unid.	432,50	R\$ 2.300,00	R\$ 994.750,00
2.2.15	MATERIAL FILTRANTE - PEDREGULHO	SINAPI 11080	m3	173,00	R\$ 555,00	R\$ 96.015,00
2.2.16	LEITO FILTRANTE - COLOCAÇAO DE PEDREGULHO NOS FILTROS	SINAPI 73873/004	m3	173,00	R\$ 49,00	R\$ 8.477,00
2.2.17	MEDIDOR DE NÍVEL ULTRASSONICO	CONSULTA	unid.	10,00	R\$ 4.350,00	R\$ 43.500,00
2.2.18	VERTEDOR DE ALUMÍNIO	SINAPI 73825/002	m2	5,00	R\$ 288,71	R\$ 1.443,55
2.2.19	PERFIL ACO ESTRUTURAL "I", 12 " X 5 1/4 ", ESPESSURA = 14,35 MM (66,97 KG/M)	SINAPI 00004776	m	150,00	R\$ 240,87	R\$ 36.130,50
2.2.20	GRADE DE FERRO EM BARRA CHATA 3/16"	SINAPI 73932/001	m2	160,00	R\$ 204,02	R\$ 32.643,20
2.2.21	TALHA ELÉTRICA 1,5T	CONSULTA	unid.	10,00	R\$ 6.106,15	R\$ 61.061,50
2.2.22	MONTAGEM	CONSULTA	GB	1,00	R\$ 454.907,00	R\$ 454.907,00
2.3	ESTRUTURA					R\$ 2.937.159,96

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
ITEM	DESCRIÇÃO					
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
					TOTAL DA OBRA	R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
2.3.1	CONCRETO ESTRUTURAL P/ ESTRUTURAS EM CONTATO COM ESGOTO, GASES AGRESSIVOS, AMBIENTE MARÍTIMO E ESTRUTURAS PARA TRATAMENTO DE ÁGUA, FCK = 40,0 MPA, A/C MÁX. 0,45 L/KG - MÍN. DE 350 KG DE CIMENTO/M³	SABESP 081405	m3	1.390,00	R\$ 588,30	R\$ 817.737,00
2.3.2	ARMACAO ACO CA-50 P/ ESTRUTURAS DE CONCRETO / ARMACAO ACO CA-50, DIÂM. 6,3 (1/4) A 12,5MM(1/2) -FORNECIMENTO/ CORTE(PERDA DE 10%) / DOBRA / COLOCAÇÃO.	SINAPI 74254/002	Kg	118.150,00	R\$ 5,92	R\$ 699.448,00
2.3.3	FORMA MADEIRA COMP RESINADA 12MM P/ESTRUTURA REAPROV 2 VEZES - CORTE/MONTAGEM/ESCORAMENTO/DESFORMA / FORMA MADEIRA COMP RESINADA 12MM P/ESTRUTURA REAPROV 3 VEZES - CORTE/MONTAGEM/ESCORAMENTO/DESFORMA	SINAPI 74075/002	m2	11.120,00	R\$ 61,86	R\$ 687.883,20
2.3.4	ESTACA CONCRETO TIPO 'FRANKI' D = 400MM - 75T	SINAPI 2786	m	1.200,00	R\$ 131,33	R\$ 157.596,00
2.3.5	CONCRETO USINADO BOMBEADO FCK=20MPA, INCLUSIVE COLOCAÇÃO, ESPALHAMENTO M3 E ACABAMENTO	SINAPI 74138/002	m3	278,00	R\$ 324,62	R\$ 90.244,36
2.3.6	CIMENTO ESPECIAL CRISTALIZANTE DENVERLIT C/EMULSAO ADESIVA DENVERFIX -DENVER-1 DEMA0 P/SUB SOLO/BALDRAMES/GALERIAS/JARDINEIRAS/ETC / IMPERMEABILIZACAO COM PO CRISTALIZANTE COM ADITIVO PEGA RAPIDA E SELADOR PARA AREAS SUJEITAS A PRESSAO DE LENCOL FREATICO	SINAPI 73929/003	m2	11.120,00	R\$ 42,53	R\$ 472.933,60

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
DESCRIÇÃO						
ITEM						
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
					TOTAL DA OBRA	R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	Q'TDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
2.3.7	GUARDA-CORPO / GUARDA-CORPO COM CORRIMAO EM FERRO BARRA CHATA 3/16"	SINAPI 74195/001	m	260,00	R\$ 43,53	R\$ 11.317,80
2.4	VEDAÇÕES, ACABAMENTOS, COBERTURA E ACESSÓRIOS					R\$ 307.747,45
2.4.1	COBERTURA COM TELHA DE FIBROCIMENTO ESTRUTURAL LARGURA UTIL 90CM, INCLUSO ACESSORIOS DE FIXACAO E VEDACAO	SINAPI 73633	m2	790,00	R\$ 53,43	R\$ 42.209,70
2.4.2	ALVENARIA DE 1 VEZ DE TIJOLO CERAMICO FURADO / ALVENARIA EM TIJOLO CERAMICO FURADO 10X20X20CM, 1 VEZ, ASSENTADO EM ARGAMASSA TRACO 1:2:8 (CIMENTO, CAL E AREIA), JUNTAS 10MM	SINAPI 73987/001	m2	850,00	R\$ 72,09	R\$ 61.276,50
2.4.3	CHAPISCO EM TETOS TRACO 1:3 (CIMENTO E AREIA), ESPESSURA 0,5CM, PREPARO MECANICO	SINAPI 5975	m2	1.700,00	R\$ 6,95	R\$ 11.815,00
2.4.4	EMBOCO / EMBOCO PAULISTA (MASSA UNICA) TRACO 1:3 (CIMENTO E AREIA), ESPESSURA 2,0CM, PREPARO MANUAL	SINAPI 73927/011	m2	1.700,00	R\$ 19,88	R\$ 33.796,00
2.4.5	REBOCO PARA PAREDES ARGAMASSA TRACO 1:4,5 (CAL E AREIA FINA PENEIRADA)ESPESSURA 0,5CM, PREPARO MECANICO	SINAPI 5995	m2	1.700,00	R\$ 12,16	R\$ 20.672,00
2.4.6	PINTURA LATEX ACRILICA EXTERNA/INTERNA S/SELADOR / PINTURA LATEX ACRILICA AMBIENTES INTERNOS/EXTERNOS, TRES DEMAOS	SINAPI 73954/001	m2	1.700,00	R\$ 16,25	R\$ 27.625,00

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
ITEM	DESCRIÇÃO					
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
					TOTAL DA OBRA	R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
2.4.7	PISO INDUSTRIAL ALTA RESISTENCIA ESPESSURA 8MM, INCLUSO JUNTAS DE DILATAÇAO PLASTICAS E POLIMENTO MECANIZADO	SINAPI 72136	m2	197,50	R\$ 58,70	R\$ 11.593,25
2.4.8	PORTA DE ABRIR EM ALUMINIO TIPO CHAPA CORRUGADA, PERFIL SERIE 25, COM GUARNIÇÕES	SINAPI 74071/001	m2	80,00	R\$ 416,67	R\$ 33.333,60
2.4.9	JANELA ALUMINIO MAXIM AR, SERIE 25, 90 X 110CM (INCLUSO GUARNIÇÃO E VIDRO FANTASIA)	SINAPI 601	m2	120,00	R\$ 545,22	R\$ 65.426,40
2.5	ELÉTRICA					R\$ 1.537.857,30
2.5.1	CABO ISOLADO, CU/PVC, 1 KV TIPO BWF, 16MM2 COR PRETA , PIRELLI, REF, PIRASTIC FLEX SUPER	CONSULTA	m	1.920,00	R\$ 6,90	R\$ 13.248,00
2.5.2	CABO DE COBRE ISOLAMENTO ANTI-CHAMA 450/750V 2,5MM2, TP PIRASTIC PIRELLI OU EQUIV	SINAPI 984	m	48.000,00	R\$ 1,07	R\$ 51.360,00
2.5.3	CABO DE COBRE ISOLAMENTO ANTI-CHAMA 450/750V 1,5MM2, TP PIRASTIC PIRELLI OU EQUIV	SINAPI 983	m	8.800,00	R\$ 0,76	R\$ 6.688,00
2.5.4	QUADRO DE COMANDOS DAS VÁLVULAS DOS FILTROS	CONSULTA	unid.	10,00	R\$ 27.020,50	R\$ 270.205,00

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
ITEM	DESCRIÇÃO					
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
					TOTAL DA OBRA	R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
2.5.5	ELETRODUTO FERRO GALV OU ZINCADO ELETROLIT SEMI-PESADO PAREDE 1,20MM - 2" NBR 13057	SINAPI 21134	m	24,00	R\$ 19,62	R\$ 470,88
2.5.6	ELETRODUTO FERRO GALV OU ZINCADO ELETROLIT SEMI-PESADO PAREDE 1,20MM - 1.1/2" NBR 13057	SINAPI 21130	m	36,00	R\$ 15,20	R\$ 547,20
2.5.7	ELETRODUTO FERRO GALV OU ZINCADO ELETROLIT LEVE PAREDE 0,90MM - 1" NBR 13057	SINAPI 21136	m	156,00	R\$ 7,40	R\$ 1.154,40
2.5.8	ELETRODUTO FERRO GALV OU ZINCADO ELETROLIT LEVE PAREDE 0,90MM - 3/4" NBR 13057	SINAPI 21128	m	30,00	R\$ 6,29	R\$ 188,70
2.5.9	CAIXA DE PASSAGEM DE ALUMINIO DE 15X10 CM	CONSULTA	unid.	48,00	R\$ 5,52	R\$ 264,96
2.5.10	CAIXA PASSAGEM METALICA 25 X 25 X 10CM P/ INST ELETRICA	SINAPI 20255	unid.	12,00	R\$ 14,56	R\$ 174,72
2.5.11	CABO DE COBRE ISOLAMENTO ANTI-CHAMA 450/750V 50MM2, TP PIRASTIC PIRELLI OU EQUIV	SINAPI 1007	m	672,00	R\$ 15,68	R\$ 10.536,96
2.5.12	CABO DE COBRE ISOLAMENTO ANTI-CHAMA 450/750V 35MM2, TP PIRASTIC PIRELLI OU EQUIV	SINAPI 987	m	528,00	R\$ 11,61	R\$ 6.130,08

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
ITEM	DESCRIÇÃO					
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
					TOTAL DA OBRA	R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
2.5.13	CABO ISOLADO, CU/PVC, 1 KV TIPO BWF, 16MM2 COR PRETA , PIRELLI, REF, PIRASTIC FLEX SUPER	CONSULTA	m	1.920,00	R\$ 6,90	R\$ 13.248,00
2.5.14	MESA DE COMANDO DOS FILTROS, CONTENDO 05 DISJUNTORES TRIPOLARES DE 10A, 01 DISJUNTOR TRIPOLAR DE 20A, 22 BOTÕES "NA" C/ LÂMPADA	CONSULTA	unid.	6,00	R\$ 16.095,00	R\$ 96.570,00
2.5.15	ELETROCALHA METALICA DE 20X10 CM	CONSULTA	m	240,00	R\$ 46,00	R\$ 11.040,00
2.5.16	CAIXA DE PASSAGEM DE ALUMINIO DE 15X10 CM	CONSULTA	unid.	20,00	R\$ 5,52	R\$ 110,40
2.5.17	MONTADOR ELETROMECHANICO	CONSULTA	unid.	1,00	R\$ 155.920,00	R\$ 155.920,00
2.5.18	AUTOMAÇÃO	CONSULTA	unid.	1,00	R\$ 900.000,00	R\$ 900.000,00
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
3.1	EQUIPAMENTOS, TUBULAÇÕES E ACESSÓRIOS					R\$ 401.011,41
3.1.1	BOMBA CENTRÍFUGA DE ROTOR FECHADO HM=10,15 M Q= 1593 M³/H, COM MOTOR 125 CV, 1160 RPM	CONSULTA	unid.	2,00	R\$ 80.185,00	R\$ 160.370,00
3.1.2	Tê de tubulação flangeado - PN 10 DN 400	CONSULTA	unid.	2,00	R\$ 3.127,00	R\$ 6.254,00

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
DESCRIÇÃO						
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
TOTAL DA OBRA						R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	Q'TDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
3.1.3	Válvula borboleta com comando eletromecânico - PN 10 DN 400	CONSULTA	unid.	2,00	R\$ 20.040,00	R\$ 40.080,00
3.1.4	Válvula borboleta com comando manual - PN 10 DN 500	CONSULTA	unid.	2,00	R\$ 15.384,00	R\$ 30.768,00
3.1.5	BOMBA SUBMERSÍVEL P/ DRENAGEM ELÉTRICA TRIFÁSICA 1 CV SAÍDA 2" C/ 5M CABO ELÉTRICO DANCOR SÉRIE SDE MOD 2063	SINAPI 10588	unid.	1,00	R\$ 2.055,94	R\$ 2.055,94
3.1.6	TALHA ELÉTRICA 3T	SINAPI 10740	unid.	1,00	R\$ 10.106,15	R\$ 10.106,15
3.1.7	Válvula retenção - PN 10 DN 400	CONSULTA	unid.	2,00	R\$ 8.950,00	R\$ 17.900,00
3.1.8	Tubulação flange-flange - PN 10 DN 400	CONSULTA	m	22,00	R\$ 1.026,10	R\$ 22.574,20
3.1.9	Redução - PN 10 DN 400x300	CONSULTA	unid.	2,00	R\$ 1.558,60	R\$ 3.117,20
3.1.10	Redução - PN 10 DN 500x400	CONSULTA	unid.	2,00	R\$ 2.226,58	R\$ 4.453,16
3.1.11	PERFIL ACO ESTRUTURAL "I", 12 " X 5 1/4 ", ESPESSURA = 14,35 MM (66,97 KG/M)	SINAPI 00004726	m	150,00	R\$ 240,87	R\$ 36.130,50
3.1.12	VERTEDOR DE ALUMÍNIO	SINAPI 73825/002	m2	6,00	R\$ 288,71	R\$ 1.732,26
3.1.13	MONTAGEM	CONSULTA	GB	1,00	R\$ 65.470,00	R\$ 65.470,00

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
ITEM	DESCRIÇÃO					
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
					TOTAL DA OBRA	R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
3.2	ESTRUTURA					R\$ 257.386,30
3.2.1	CONCRETO ESTRUTURAL P/ ESTRUTURAS EM CONTATO COM ESGOTO, GASES AGRESSIVOS, AMBIENTE MARÍTIMO E ESTRUTURAS PARA TRATAMENTO DE ÁGUA, FCK = 40,0 MPA, A/C MÁX. 0,45 L/KG - MÍN. DE 350 KG DE CIMENTO/M³	SABESP 081405	m3	120,00	R\$ 588,30	R\$ 70.596,00
3.2.2	ARMAÇAO ACO CA-50 P/ ESTRUTURAS DE CONCRETO / ARMAÇAO ACO CA-50, DIAM. 6,3 (1/4) À 12,5MM(1/2) -FORNECIMENTO/ CORTE(PERDA DE 10%) / DOBRA / COLOCAÇÃO.	SINAPI 74254/002	Kg	10.200,00	R\$ 5,92	R\$ 60.384,00
3.2.3	FORMA MADEIRA COMP RESINADA 12MM P/ESTRUTURA REAPROV 2 VEZES - CORTE/MONTAGEM/ESCORAMENTO/DESFORMA / FORMA MADEIRA COMP RESINADA 12MM P/ESTRUTURA REAPROV 3 VEZES - CORTE/MONTAGEM/ESCORAMENTO/DESFORMA	SINAPI 74075/002	m2	960,00	R\$ 61,86	R\$ 59.385,60
3.2.4	ESTACA CONCRETO TIPO 'FRANKI' D = 400MM - 75T	SINAPI 2786	m	150,00	R\$ 131,33	R\$ 19.699,50
3.2.5	CONCRETO USINADO BOMBEADO FCK=20MPA, INCLUSIVE COLOCAÇÃO, ESPALHAMENTO M3 E ACABAMENTO	SINAPI 74138/002	m3	20,00	R\$ 324,62	R\$ 6.492,40

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
DESCRIÇÃO						
ITEM						
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
TOTAL DA OBRA						R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	Q'TDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
3.2.6	CIMENTO ESPECIAL CRISTALIZANTE DENVERLIT C/EMULSAO ADESIVA DENVERFIX -DENVER-1 DEMAO P/SUB SOLO/BALDRAMES/GALERIAS/JARDINEIRAS/ETC / IMPERMEABILIZACAO COM PO CRISTALIZANTE COM ADITIVO PEGA RAPIDA E SELADOR PARA AREAS SUJEITAS A PRESSAO DE LENCOL FREATICO	SINAPI 73929/003	m2	960,00	R\$ 42,53	R\$ 40.828,80
3.3 VEDAÇÕES, ACABAMENTOS, COBERTURA E ACESSÓRIOS						R\$ 19.179,23
3.3.1	COBERTURA COM TELHA DE FIBROCIMENTO ESTRUTURAL LARGURA UTIL 90CM, INCLUSO ACESSORIOS DE FIXACAO E VEDACAO	SINAPI 73633	m2	70,20	R\$ 53,43	R\$ 3.750,79
3.3.2	ALVENARIA DE 1 VEZ DE TIPOLO CERAMICO FURADO / ALVENARIA EM TIPOLO CERAMICO FURADO 10X20X20CM, 1 VEZ, ASSENTADO EM ARGAMASSA TRACO 1:2:8 (CIMENTO, CAL E AREIA), JUNTAS 10MM	SINAPI 73987/001	m2	59,56	R\$ 72,09	R\$ 4.293,68
3.3.3	CHAPISCO EM TETOS TRACO 1:3 (CIMENTO E AREIA), ESPESSURA 0,5CM, PREPARO MECANICO	SINAPI 5975	m2	119,12	R\$ 6,95	R\$ 827,88
3.3.4	EMBOCO / EMBOCO PAULISTA (MASSA UNICA) TRACO 1:3 (CIMENTO E AREIA), ESPESSURA 2,0CM, PREPARO MANUAL	SINAPI 73927/011	m2	119,12	R\$ 19,88	R\$ 2.368,11
3.3.5	REBOCO PARA PAREDES ARGAMASSA TRACO 1:4:5 (CAL E AREIA FINA PENEIRADA)ESPESSURA 0,5CM, PREPARO MECANICO	SINAPI 5995	m2	119,12	R\$ 12,16	R\$ 1.448,50

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
ITEM	DESCRIÇÃO					
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
					TOTAL DA OBRA	R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
3.3.6	PINTURA LATEX ACRILICA EXTERNA/INTERNA S/SELADOR / PINTURA LATEX ACRILICA AMBIENTES INTERNOS/EXTERNOS, TRES DEMAOS	SINAPI 73954/001	m2	70,00	R\$ 16,25	R\$ 1.137,50
3.3.7	PISO INDUSTRIAL ALTA RESISTENCIA ESPESSURA 8MM, INCLUSO JUNTAS DE DILATACAO PLASTICAS E POLIMENTO MECANIZADO	SINAPI 72136	m2	5,04	R\$ 58,70	R\$ 295,85
3.3.11	PORTA DE ABRIR EM ALUMINIO TIPO CHAPA CORRUGADA, PERFIL SERIE 25, COM GUARNIÇÕES	SINAPI 74071/001	m2	4,50	R\$ 416,67	R\$ 1.875,02
3.3.12	JANELA ALUMINIO CORRER SERIE 25 FOLHAS PARA VIDRO COM BANDEIRA ,160 X 110CM (INCLUSO GUARNIÇÃO E VIDRO LISO INCOLOR)	SINAPI 598	m2	3,04	R\$ 687,98	R\$ 2.091,46
3.3.13	JANELA ALUMINIO MAXIM AR, SERIE 25, 90 X 110CM (INCLUSO GUARNIÇÃO E VIDRO FANTASIA)	SINAPI 601	m2	2,00	R\$ 545,22	R\$ 1.090,44
3.4	ELÉTRICA					R\$ 160.545,04
3.4.1	CABO DE COBRE ISOLAMENTO ANTI-CHAMA 450/750V 50MM2, TP PIRASTIC PIRELLI OU EQUIV	SINAPI 1007	m	672,00	R\$ 15,68	R\$ 10.536,96
3.4.2	CABO DE COBRE ISOLAMENTO ANTI-CHAMA 450/750V 35MM2, TP PIRASTIC PIRELLI OU EQUIV	SINAPI 987	m	528,00	R\$ 11,61	R\$ 6.130,08

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG							
ITEM	DESCRIÇÃO						
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00	
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11	
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98	
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56	
					TOTAL DA OBRA	R\$ 9.363.943,65	
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL	
3.4.3	CABO ISOLADO, CU/PVC, 1 KV TIPO BWF, 16MM2 COR PRETA , PIRELLI, REF, PIRASTIC FLEX SUPER		CONSULTA	m	1.920,00	R\$ 6,90	R\$ 13.248,00
3.4.4	CABO DE COBRE ISOLAMENTO ANTI-CHAMA 450/750V 2,5MM2, TP PIRASTIC PIRELLI OU EQUIV		SINAPI 984	m	5.760,00	R\$ 1,07	R\$ 6.163,20
3.4.5	CABO DE COBRE ISOLAMENTO ANTI-CHAMA 450/750V 1,5MM2, TP PIRASTIC PIRELLI OU EQUIV		SINAPI 983	m	9.600,00	R\$ 0,76	R\$ 7.296,00
3.4.6	QUADROS DE COMANDO		CONSULTA	unid.	2,00	R\$ 26.095,00	R\$ 52.190,00
3.4.7	ELETRODUTO FERRO GALV OU ZINCADO ELETROLIT LEVE PAREDE 0,90MM - 1" NBR 13057		SINAPI 21136	m	96,00	R\$ 7,40	R\$ 710,40
3.4.8	ELETROCALHA METALICA DE 20X10 CM		CONSULTA	m	240,00	R\$ 46,00	R\$ 11.040,00
3.4.9	CAIXA DE PASSAGEM DE ALUMINIO DE 15X10 CM		CONSULTA	unid.	20,00	R\$ 5,52	R\$ 110,40
3.4.10	MONTADOR ELETROMECHANICO		SINAPI 2437	h	1.200,00	R\$ 18,58	R\$ 22.296,00
3.4.11	AJUDANTE DE INSTALADOR ELÉTRICO		SINAPI 6129	h	1.200,00	R\$ 10,96	R\$ 13.152,00
3.4.12	ELETRICISTA INDUSTRIAL		SINAPI 2439	h	800,00	R\$ 22,09	R\$ 17.672,00

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG							
ITEM	DESCRIÇÃO						
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00	
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11	
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98	
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56	
TOTAL DA OBRA						R\$ 9.363.943,65	
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL	
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS						R\$ 512.632,56
4.1	EQUIPAMENTOS						R\$ 147.623,70
4.1.1	MEDIDOR DE NÍVEL ULTRASSONICO	CONSULTA	unid.	1,00	R\$ 4.350,00	R\$ 4.350,00	
4.1.2	TUBULAÇÃO FLANGE-FLANGE - PN 10 - DN 150	CONSULTA	unid.	140,00	R\$ 478,00	R\$ 66.920,00	
4.1.3	BOMBA SUBMERSÍVEL Q = 88 M³/H; HM = 18 M; POT = 8,7 CV)	CONSULTA	unid.	2,00	R\$ 14.500,00	R\$ 29.000,00	
4.1.4	CURVA 90º FLANGEADA - PN 10 DN 150	CONSULTA	unid.	10,00	R\$ 211,56	R\$ 2.115,60	
4.1.5	TÊ FLANGEADO PN 10 DN 150	CONSULTA	unid.	1,00	R\$ 347,18	R\$ 347,18	
4.1.6	VÁLVULA GUILHOTINA COM COMANDO ELETROMECÂNICO TIPO "ON-OFF" - PN 10 DN 150	CONSULTA	unid.	2,00	R\$ 8.957,14	R\$ 17.914,28	
4.1.7	VÁLVULA RETENÇÃO - PN 10 DN 150	CONSULTA	unid.	2,00	R\$ 338,85	R\$ 677,70	
4.1.8	REDUÇÃO FLANGEADA	CONSULTA	unid.	2,00	R\$ 314,47	R\$ 628,94	
4.1.9	MONTAGEM	CONSULTA	GB	1,00	R\$ 25.670,00	R\$ 25.670,00	

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
DESCRIÇÃO						
ITEM						
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
TOTAL DA OBRA						R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTD.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
4.2 ESCAVAÇÃO DE VALAS E ASSENTAMENTO DAS TUBULAÇÕES ENTERRADAS						
4.2.1	LOCAÇÃO DE ADUTORAS, COLETORES TRONCO E INTERCEPTORES -	SINAPI 73679	m	120,00	R\$ 0,92	R\$ 110,40
4.2.2	ESCAVAÇÃO E CARGA MATERIAL 1A CATEGORIA, UTILIZANDO TRATOR DE ESTEIRAS DE 110 A 160HP COM LAMINA, PESO OPERACIONAL * 13T E PA CARREGADEIRA COM 170 HP	SINAPI 74151/001	m3	180,00	R\$ 2,97	R\$ 534,60
4.2.3	REATERRO E COMPACTAÇÃO MECANICO DE VALA COM COMPACTADOR MANUAL TIPO SOQUETE VIBRATORIO	SINAPI 74015/001	m3	180,00	R\$ 20,59	R\$ 3.706,20
4.2.4	COMPACTAÇÃO MANUAL FUNDO DE VALAS COM MAÇO=10 KG PARA REDE DE ESGOTO	SINAPI 73733	m2	180,00	R\$ 3,37	R\$ 606,60
4.3 ESCAVAÇÃO PARA CONSTRUÇÃO DOS TANQUES E CASAS DE BOMBAS						R\$ 8.270,38
4.3.1	ESCAVAÇÃO E CARGA MATERIAL 1A CATEGORIA, UTILIZANDO TRATOR DE ESTEIRAS DE 110 A 160HP COM LAMINA, PESO OPERACIONAL * 13T E PA CARREGADEIRA COM 170 HP	SINAPI 74151/001	m3	827,64	R\$ 2,97	R\$ 2.458,09
4.3.2	REATERRO DE VALA/CAVA SEM CONTROLE DE COMPACTAÇÃO	SINAPI 73964/005	m3	451,44	R\$ 7,55	R\$ 3.408,37
4.3.3	CARGA MECANIZADA C/BOTA FORA DE MATERIAL ATE 3,00KM	SINAPI 79491	m3	376,20	R\$ 6,39	R\$ 2.403,92

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
ITEM	DESCRIÇÃO					
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
TOTAL DA OBRA						R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
4.4	ESTRUTURA					R\$ 185.869,72
4.4.1	CONCRETO ESTRUTURAL P/ ESTRUTURAS EM CONTATO COM ESGOTO, GASES AGRESSIVOS, AMBIENTE MARÍTIMO E ESTRUTURAS PARA TRATAMENTO DE ÁGUA, FCK = 40,0 MPA, A/C MÁX. 0,45 L/KG - MÍN. DE 350 KG DE CIMENTO/M³	SABESP 081405	m3	95,00	R\$ 588,30	R\$ 55.888,50
4.4.2	ARMAÇAO ACO CA-50 P/ ESTRUTURAS DE CONCRETO / ARMAÇAO ACO CA-50, DIAM. 6,3 (1/4) À 12,5MM(1/2) -FORNECIMENTO/ CORTE(PERDA DE 10%) / DOBRA / COLOCAÇÃO.	SINAPI 74254/002	Kg	8.075,00	R\$ 5,92	R\$ 47.804,00
4.4.3	LASTRO DE PEDRA BRITADA E FUNDACOES EM BALDRAME / LASTRO DE BRITA Nº 2 APILOADA MANUALMENTE COM MAÇO DE ATÉ 30 KG	SINAPI 74164/001	m3	5,60	R\$ 71,99	R\$ 403,14
4.4.4	FORMA MADEIRA COMP RESINADA 12MM P/ESTRUTURA REAPROV 2 VEZES - CORTE/MONTAGEM/ESCORAMENTO/DESFORMA / FORMA MADEIRA COMP RESINADA 12MM P/ESTRUTURA REAPROV 3 VEZES - CORTE/MONTAGEM/ESCORAMENTO/DESFORMA	SINAPI 74075/002	m2	760,00	R\$ 61,86	R\$ 47.013,60
4.4.5	CIMENTO ESPECIAL CRISTALIZANTE DENVERLIT C/EMULSAO ADESIVA DENVERFIX -DENVER-1 DEMAQ P/SUB SOLO/BALDRAMES/GALERIAS/JARDINEIRAS/ETC / IMPERMEABILIZACAO COM PO CRISTALIZANTE COM ADITIVO PEGA RAPIDA E SELADOR PARA AREAS SUJEITAS A PRESSAO DE LENCOL FREATICO	SINAPI 73929/003	m2	760,00	R\$ 42,53	R\$ 32.322,80

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
DESCRIÇÃO						
ITEM						
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
					TOTAL DA OBRA	R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	Q'TDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
4.4.6	GUARDA-CORPO / GUARDA-CORPO COM CORRIMAO EM FERRO BARRA CHATA 3/16"	SINAPI 74195/001	m	56,00	R\$ 43,53	R\$ 2.437,68
4.5 ELÉTRICA						R\$ 165.910,96
4.5.1	CABO DE COBRE ISOLAMENTO ANTI-CHAMA 450/750V 50MM2, TP PIRASTIC PIRELLI OU EQUIV	SINAPI 1007	m	172,00	R\$ 15,68	R\$ 2.696,96
4.5.2	CABO DE COBRE ISOLAMENTO ANTI-CHAMA 450/750V 35MM2, TP PIRASTIC PIRELLI OU EQUIV	SINAPI 987	m	128,00	R\$ 11,61	R\$ 1.486,08
4.5.3	CABO ISOLADO, CU/PVC, 1 KV TIPO BWf, 16MM2 COR PRETA , PIRELLI, REF, PIRASTIC FLEX SUPER	CONSULTA	m	92,00	R\$ 6,90	R\$ 634,80
4.5.4	CABO DE COBRE ISOLAMENTO ANTI-CHAMA 450/750V 2,5MM2, TP PIRASTIC PIRELLI OU EQUIV	SINAPI 984	m	576,00	R\$ 1,07	R\$ 616,32
4.5.5	CABO DE COBRE ISOLAMENTO ANTI-CHAMA 450/750V 1,5MM2, TP PIRASTIC PIRELLI OU EQUIV	SINAPI 983	m	600,00	R\$ 0,76	R\$ 456,00
4.5.6	QUADROS DE COMANDO	CONSULTA	unid.	2,00	R\$ 16.095,00	R\$ 32.190,00

PLANILHA ORÇAMENTÁRIA DO SISTEMA DE CAG						
ITEM	DESCRIÇÃO					
1	AQUISIÇÃO DO TERRENO					R\$ 450.000,00
2	UNIDADES DE FILTRAÇÃO					R\$ 7.563.189,11
3	SISTEMA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 838.121,98
4	SISTEMA DE APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS					R\$ 512.632,56
TOTAL DA OBRA						R\$ 9.363.943,65
ITEM	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	UNID.	QTDE.	CUSTO UNITÁRIO (SEM BDI)	CUSTO TOTAL
4.5.7	ELETRODUTO FERRO GALV OU ZINCADO ELETROLIT LEVE PAREDE 0,90MM - 1" NBR 13057	SINAPI 21136	m	96,00	R\$ 7,40	R\$ 710,40
4.5.8	ELETROCALHA METALICA DE 20X10 CM	CONSULTA	m	240,00	R\$ 46,00	R\$ 11.040,00
4.5.9	CAIXA DE PASSAGEM DE ALUMINIO DE 15X10 CM	CONSULTA	unid.	20,00	R\$ 5,52	R\$ 110,40
4.5.10	MONTAGENS ELÉTRICAS	CONSULTA	unid.	1,00	R\$ 35.970,00	R\$ 35.970,00
4.5.11	AUTOMAÇÃO	CONSULTA	unid.	1,00	R\$ 80.000,00	R\$ 80.000,00

APÊNDICE F

PROJETO DE INSTALAÇÃO DE PREPARO, DOSAGEM E
ARMAZENAMENTO DE CAP E CÂMARA DE ADSORÇÃO PARA A VAZÃO
DE 1 m³/s

Os desenhos do projeto da instalação de preparo, dosagem e armazenamento de CAP e da câmara de adsorção para a vazão de 1 m³/s estão listados na Tabela F.1 e apresentados a seguir.

Tabela F.1 – Desenhos do projeto e orçamento estimativo de instalação de preparo, dosagem e armazenamento de CAP e câmara de adsorção para a vazão de 1 m³/s

Folha	Título
1	Planta geral
2	Planta da câmara de adsorção na cota 105.000
3	Planta da câmara de adsorção na cota 104.000
4	Cortes 1 e 2
5	Cortes 3 e 4
6	Cortes 5 e 6
7	Plantas das instalações de preparo e armazenamento de cap na cota 103.000
8	Corte 7
9	Corte 8
10	Cortes 9 e 10
11	Corte 11
12	Corte 12
13	Core 13

APÊNDICE G

DESENHOS DO PROJETO DE UNIDADE DE FILTRAÇÃO EM CAG
PARA A VAZÃO DE 1 m³/s COM RESERVATÓRIO E BOMBEAMENTO
PARA LAVAGEM E SISTEMA DE APROVEITAMENTO DA ÁGUA DE
LAVAGEM DOS FILTROS

Os desenhos do projeto de unidade de filtração em CAG para a vazão de 1 m³/s com reservatório e bombeamento para lavagem e sistema de aproveitamento da água de lavagem dos filtros estão listados na Tabela G.1 e apresentados a seguir.

Tabela G.1 – Desenhos do projeto de unidade de filtração em cag para a vazão de 1 m³/s com reservatório e bombeamento para lavagem e sistema de aproveitamento da água de lavagem dos filtros

Folha	Título
1	Planta geral
2	Plantas do tanque de água recuperada, unidade de filtração em carvão ativado granular (FCAG) e reservatório de água para lavagem dos filtros
3	Plantas do FCAG 01
4	Cortes 1 e 2
5	Corte 3
6	Corte 4
7	Corte 5
8	Corte 6
9	Planta superior da casa de bombas e reservatório de água para lavagem dos filtros
10	Planta inferior da casa de bombas e reservatório de água para lavagem dos filtros
11	Corte 7
12	Corte 8
13	Corte 9
14	Planta superior do tanque de água recuperada
15	Planta inferior do tanque de água recuperada
16	Corte 10
17	Corte 11