



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

ANDRESSA ALGAYER DA SILVA

**PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO
SANITÁRIO POR COAGULAÇÃO, FILTRAÇÃO
ASCENDENTE EM PEDREGULHO E ADSORÇÃO EM
CARVÃO ATIVADO E AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA**

Londrina
2015

ANDRESSA ALGAYER DA SILVA

**PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO
SANITÁRIO POR COAGULAÇÃO, FILTRAÇÃO
ASCENDENTE EM PEDREGULHO E ADSORÇÃO EM
CARVÃO ATIVADO E AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento.

Orientadora: Prof^a Dra. Emília Kiyomi Kuroda.

Londrina
2015

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

S586p Silva, Andressa Algayer da.
Pós-tratamento de lixiviados de aterro sanitário por coagulação, filtração ascendente em pedregulho e adsorção em carvão ativado e avaliação ecotoxicológica / Andressa Algayer da Silva – Londrina, 2015.
151 f.: il.

Orientador: Emília Kiyomi Kuroda.
Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Tecnologia e Urbanismo, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, 2015.
Inclui bibliografia.

1. Aterro sanitário – Teses. 2. Lixiviação – Teses. 3. Carbono ativado – Teses. I. Kiyomi Kuroda, Emília. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Tecnologia e Urbanismo. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento. III. Título.

CDU 628.4

ANDRESSA ALGAYER DA SILVA

**PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO POR
COAGULAÇÃO, FILTRAÇÃO ASCENDENTE EM PEDREGULHO E
ADSORÇÃO EM CARVÃO ATIVADO E AVALIAÇÃO
ECOTOXICOLÓGICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dra. Emília Kiyomi Kuroda
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Prof. Dra. Edilaine Regina Pereira
Universidade Tecnológica Federal do Paraná –
UTFPR

Prof. Dra. Cássia Reika Takabayashi
Yamashita
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Prof. Dr. Luiz Di Bernardo
Universidade de São Paulo – USP

Londrina, 23 de novembro de 2015.

Dedico este trabalho a todos que amo!!!!

“O nosso melhor caminho é deixar Deus escolher sempre, e, ao fazermos isso, seguir Sua direção sabendo que as escolhas do nosso Pai são movidas por sabedoria e amor infinito”

AGRADECIMENTOS

Agradeço,

A Deus, por ter me dado sabedoria e perseverança na realização deste trabalho.

Aos meus Pais, Nilson Luiz da Silva e Marcia Amaral Algayer da Silva pelo incentivo e apoio incondicional.

À minhas irmãs, Kelly Algayer da Silva Domingues e Cynthia Algayer da Silva pelos conselhos e carinho.

Ao meu namorado Joshua Pimpão Moretti por todo amor, dedicação e companheirismo e, principalmente pela paciência nos momentos mais difíceis, a minha eterna gratidão.

Ao meu Sogra e Sogra, Reginaldo e Joelma Moretti, pela atenção e compreensão nos momentos difíceis.

À minha orientadora, Profa. Dra. Emília Kiyomi Kuroda por todo conhecimento técnico transmitido durante o processo de formação profissional e pelos ensinamentos pessoais, quem sou muito grata.

Ao Programa de Pós Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento pela oportunidade à formação científica e pessoal.

À Profa. Deize Dias e Maria Aparecida por toda contribuição durante o período do mestrado.

À SANEPAR de Cianorte – PR pela dedicação e fornecimento do material de estudo.

À SANEPAR de Londrina – PR pela doação de coagulante cloreto férrico.

À Profa Dra Regina Teresa Rosim Monteiro do Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA da Universidade de São Paulo – USP e à Profa Dra Odete Rocha do Laboratório de Ecotoxicologia do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva

da Universidade Federal de São Carlos – UFSCar pelas cepas dos microrganismos para os ensaios de ecotoxicidade

Em especial, aos meus colegas de laboratório Vilson Gomes de Assunção Junior e Renan Borelli Galvão por toda a ajuda no desenvolvimento deste trabalho, pelas viradas de noites para o monitoramento do filtro e também pelos momentos de descontração

Aos meus colegas do LABSAN: Thaís, Aline, Marcos, Amanda, Emily, Josemarque pela convivência e apoio.

Aos ICs do LABSAN João Vitor, Eric, Rodolfo, Victor, Vinicius e Lucas pela colaboração durante os ensaios.

Aos técnicos do laboratório Carlos e Ivan, que me ajudaram no recebimento do material de estudo e colaboraram com a minha pesquisa.

À CAPES pelo apoio financeiro.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	16
2	OBJETIVOS	19
2.1	OBJETIVOS GERAIS	19
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1	LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	20
3.2	TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DE LIXIVIADO	22
3.2.1	Coagulação Química	23
3.2.2	Filtração Ascendente em Pedregulho - FAP	27
3.2.3	Processos Adsorptivos	30
3.2.3.1	Adsorção em carvão ativado	30
3.2.3.2	Carvão ativado	31
3.2.3.3	Propriedades do carvão ativado	32
3.2.3.4	Adsorção em carvão ativado aplicado ao tratamento	34
3.3	ECOTOXICIDADE	36
3.3.1	Organismos-Testes	38
3.3.1.1	<i>Daphnia magna</i> e <i>Ceriodaphnia dubia</i>	38
3.3.1.2	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	39
3.3.1.3	<i>Artemia salina</i>	40
3.3.1.4	Ensaio de ecotoxicidade	41
3.4	ASPECTOS LEGAIS RELACIONADOS AO LIXIVIADO	45
4	MATERIAL E MÉTODOS	48
4.1	LIXIVIADOS BRUTO E DE ESTUDO	48
4.2	CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS BRUTO, DE ESTUDO E APÓS CADA ETAPA DE PÓS-TRATAMENTO	49
4.3	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL DO PÓS-TRATAMENTO DOS LIXIVIADOS DE ESTUDO	50
4.4	PÓS-TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO	52
4.4.1	Determinação das condições de coagulação e de adsorção	52
4.4.2	Características do material adsorptivo	53
4.4.3	Parâmetros operacionais aplicados nos ensaios em escala piloto	54
4.4.4	Ensaio de coagulação – filtração ascendente em pedregulho – FAP em escala piloto	55
4.4.5	Ensaio de coagulação – filtração ascendente em pedregulho e adsorção em carvão ativado granular – FAP – CAG em escala piloto	58
4.4.6	Ensaio de coagulação associada à adsorção em carvão ativado pulverizado e filtração ascendente em pedregulho – CAP – FAP em escala piloto	59
4.4.7	Avaliação do índice de produtividade	60

4.4.8	Caracterização dos resíduos gerados por filtração ascendente em pedregulho	61
4.5	ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE	61
4.5.1	<i>Artemia salina</i>	61
4.5.1.1	Ensaio de ecotoxicidade em <i>Artemia salina</i> (PETROBRÁS N-2588,1996)	61
4.5.2	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	63
4.5.2.1	Manutenção e cultivo de <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (BLAISE <i>et al</i> , 2000).....	63
4.5.2.2	Ensaio de ecotoxicidade em <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (BLAISE <i>et al</i> , 2000)	64
4.5.3	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	65
4.5.3.1	Manutenção e cultivo de <i>C. dubia</i> (ABNT 13373, 2005)	65
4.5.3.2	Ensaio de ecotoxicidade em <i>C. dubia</i> (ABNT 13373, 2005)	66
4.5.4	<i>Daphnia magna</i>	67
4.5.4.1	Manutenção e cultivo de <i>D. magna</i> (ABNT 12713, 2004).....	67
4.5.4.2	Ensaio de ecotoxicidade em <i>D. magna</i> (ABNT 12713, 2004).....	69
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	71
5.1	CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS BRUTO E DE ESTUDO	71
5.2	PÓS-TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO	73
5.2.1	Determinação das condições de coagulação e de adsorção	73
5.2.2	Ensaio de coagulação – filtração ascendente em pedregulho – FAP em escala piloto	75
5.2.3	Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por coagulação, filtração ascendente em pedregulho seguido de adsorção em carvão ativado granular – FAP – CAG	83
5.2.4	Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por adsorção em carvão ativado pulverizado, coagulação, filtração ascendente em pedregulho – CAP – FAP	87
5.2.5	Avaliação do índice de produtividade	95
5.2.6	Caracterização dos resíduos gerados por filtração ascendente em pedregulho	97
5.3	ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE	98
5.3.1	<i>Artemia salina</i>	98
5.3.2	<i>Pseudokirshneriella subcaptata</i>	100
5.3.3	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	102
5.3.4	<i>Daphnia magna</i>	104
5.3.5	Fator toxicidade	106
5.4	CONSIDERAÇÕES SOBRE OS ENSAIOS.....	108
6	CONCLUSÕES.....	113
7	RECOMENDAÇÕES	114
8	BIBLIOGRAFIA	115
9	ANEXO I.....	123
10	ANEXO II.....	136

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Configuração esquemática da dupla camada elétrica.....	25
Figura 2 – Mecanismos da coagulação química.....	26
Figura 3 – Esquema de funcionamento de um filtro ascendente com calha única para coleta das águas filtradas e águas de lavagem	28
Figura 4 – Esquema apresentando os diferentes tipos de poros em um sólido quanto à forma: (T) poro de transporte, (A) poro aberto, (F) poro fechado e (G) poro tipo gaiola.....	33
Figura 5 - Organismos-teste <i>D. magna</i> e <i>C. dubia</i> utilizados nos ensaios de ecotoxicidade	39
Figura 6 – Organismo-teste <i>P. subcapitata</i> utilizado nos ensaios de ecotoxicidade.....	40
Figura 7 - Organismo-teste <i>A. salina</i> utilizado nos ensaios de ecotoxicidade	41
Figura 8 – Delineamento experimental da pesquisa	51
Figura 9- Equipamento Jarteste.....	52
Figura 10 – Esquema da Instalação Piloto de Filtração Ascendente em Pedregulho – FAP ...	56
Figura 11 – Sistema de filtração ascendente em pedregulho -FAP	57
Figura 12 - Filtro de carvão ativado granular	58
Figura 13 - Esquema da Instalação Piloto de FAP – CAG	59
Figura 14- Esquema da Instalação Piloto FAP com adição de CAP – CAP – FAP	60
Figura 15 - Cultivo para manutenção de <i>P. subcapitata</i>	64
Figura 16 - Cultivo e manutenção do organismo <i>Ceriodaphnia dubia</i>	66
Figura 17- Diferentes concentrações de lixiviados para ensaios ecotoxicológicos com <i>C. dubia</i>	67
Figura 18 - Cultivo e manutenção em <i>Daphnia magna</i>	69
Figura 19 - Ensaios ecotoxicológicos em <i>Daphnia magna</i>	69
Figura 20 – Resultados do Ensaio em escala de bancada - Jarteste com lixiviado de estudo A	74
Figura 21 - Valores de cor aparente e verdadeira, turbidez, pH de coagulação, perda de carga e frente de impurezas em função do tempo de operação do ensaio de FAP para o lixiviado de estudo A	76
Figura 22 - Valores de cor aparente e verdadeira, turbidez, pH de coagulação, perda de carga e frente de impurezas em função do tempo de operação da carreira de filtração / Ensaio de FAP para o lixiviado de estudo B	78
Figura 23 - Valores residuais de cor verdadeira, DQO, COD, cloretos e SDT para o lixiviado de estudo A e B e para as amostras representativas dos efluentes pós-tratados por FAP.	80
Figura 24 - Fotos dos lixiviados bruto (LIX), de estudo (BIO) e pós-tratados por FAP (FAP) A e B, respectivamente	82
Figura 25 - Valores de cor aparente e turbidez em função do tempo de operação do ensaio de FAP – CAG para o lixiviado de estudo A	83
Figura 26 - Valores de cor aparente e turbidez em função do tempo de operação do ensaio de FAP – CAG para o lixiviado de estudo B	84

Figura 27 - Valores residuais de cor verdadeira, DQO, COD, cloretos e SDT para o lixiviado de estudo A e B e para as amostras representativas dos efluentes pós-tratados por FAP - CAG .	85
Figura 28 - Foto dos lixiviados bruto (LIX), de estudo (BIO) e pós-tratados por FAP-CAG (FAP – CAG) A e B, respectivamente	86
Figura 29 - Valores de cor aparente, turbidez, pH de coagulação, perda de carga e frente de impurezas em função do tempo de operação da careira de filtração / Ensaio de CAP – FAP para o lixiviado de estudo A	88
Figura 30 - Valores de cor aparente, turbidez, pH de coagulação, perda de carga e frente de impurezas em função do tempo de operação da careira de filtração / Ensaio de CAP – FAP para o lixiviado de estudo B	90
Figura 31- Valores residuais de cor verdadeira, DQO, COD, cloretos e SDT para o lixiviado de estudo A e B e para as amostras representativas dos efluentes pós-tratados por CAP – FAP	93
Figura 33 - Foto dos lixiviados bruto (LIX), de estudo (BIO) e pós-tratados por CAP – FAP (CAP – FAP) A e B, respectivamente.....	94
Figura 33 – Valores da CL50 _{24h} (% v/v) em <i>A. salina</i> para os lixiviados	99
Figura 34 – Valores da CL50 _{24h} (% v/v) em <i>A. salina</i> para os lixiviados	99
Figura 36 – Valores da CI50 _{72h} (% v/v) em <i>P. subcaptatata</i> para os lixiviados	101
Figura 37 – Valores da CI50 _{72h} (% v/v) em <i>P. subcaptatata</i> para os lixiviados	101
Figura 38 - Valores da CE50 _{24h} e CE50 _{48h} (% v/v) em <i>C. dubia</i> para os lixiviados	103
Figura 39 - Valores da CE50 _{24h} e CE50 _{48h} (% v/v) em <i>C. dubia</i> para os lixiviados	103
Figura 39 – Valores da CE50 _{24h} e CE50 _{48h} (% v/v) em <i>D. magna</i> para os lixiviados	105
Figura 40 – Valores da CE50 _{24h} e CE50 _{48h} (% v/v) em <i>D. magna</i> para os lixiviados	105
Figura 41 - Fator toxicidade para os organismos-teste <i>D. magna</i> , <i>C. dúbia</i> e <i>A. salina</i>	107
Figura 42 – Valores residuais e respectivas remoções de cor verdadeira, DQO, COD, cloretos e SDT das amostras representativas para o lixiviado A	108
Figura 43- Valores residuais e respectivas remoções de cor verdadeira, DQO, COD, cloretos e SDT das amostras representativas do lixiviado B	109
Figura 44 – Resumo dos ensaios de ecotoxicidade para lixiviado A – Valores de CL50 _{24h} , CI50 _{72h} e CE50 _{48h}	110
Figura 45- Resumo dos ensaios de ecotoxicidade para lixiviado B – Valores de CL50 _{24h} , CI50 _{72h} e CE50 _{48h}	110

LISTA DE TABELAS

Tabela 1– Característica de diferentes estágios de lixiviado.....	21
Tabela 2 – Classificação de poros segundo a IUPAC.....	33
Tabela 3 – Vantagens e desvantagens da utilização do CAG e CAP.....	35
Tabela 4 - Resumo de estudos ecotoxicológicos com organismos-teste.....	44
Tabela 5– Classificação das águas segundo à Resolução CONAMA 357/2005 relacionado aos efeitos de ecotoxicidade aos organismos.....	46
Tabela 6 - Métodos e equipamentos para caracterização física e química dos lixiviados.....	49
Tabela 7- Valores dos parâmetros de controle operacional - ensaios em escala de bancada..	52
Tabela 8 - Características do CAG selecionado.....	53
Tabela 9 -Características do CAP selecionado.....	54
Tabela 10- Composição granulométrica do filtro ascendente em pedregulho.....	57
Tabela 11 - Composição da solução salina artificial para <i>Artemia salina</i>	62
Tabela 12 – Composição do meio ASM-1.....	63
Tabela 13 - Composição da água reconstituída para <i>Ceriodaphnia dubia</i>	65
Tabela 14 - Composição do meio de cultivo no Meio M4 para <i>Daphnia magna</i>	68
Tabela 15 – Caracterização dos lixiviados A e B brutos e de estudo.....	71
Tabela 16 - Condições de coagulação e de adsorção aplicadas para cada ensaio em escala piloto.....	75
Tabela 17 – Avaliação do índice de produção efetiva do lixiviado pós-tratado.....	96
Tabela 18– Caracterização físico-química dos resíduos.....	98
Tabela 19 – Resultados dos dados coletados da carreira de FAP para o lixiviado A.....	123
Tabela 20 - Resultados dos dados coletados da carreira de FAP - CAG para o lixiviado A....	126
Tabela 21 - Resultados dos dados coletados da carreira de CAP - FAP para o lixiviado A....	128
Tabela 22 - Resultados dos dados coletados da carreira de FAP para o lixiviado B.....	130
Tabela 23 - Resultados dos dados coletados da carreira de FAP - CAG para o lixiviado B....	132
Tabela 24 - - Resultados dos dados coletados da carreira de CAP - FAP para o lixiviado B..	134
Tabela 25 – Resultados de ecotoxicidade em <i>A. salina</i> com os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados A (LIX, BIO, FAP, FAP – CAG, CAP – FAP).....	136
Tabela 26 - Resultados de ecotoxicidade em <i>A. salina</i> com os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados B (LIX, BIO, FAP, FAP – CAG, CAP – FAP).....	137
Tabela 27 - Resultados de ecotoxicidade em <i>P. subcaptata</i> com os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados A (LIX, BIO, FAP, FAP – CAG, CAP – FAP).....	138
Tabela 28 – Resultados de ecotoxicidade em <i>P. subcaptata</i> com os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados B (LIX, BIO, FAP, FAP – CAG, CAP – FAP).....	139
Tabela 29 - Resultados de ecotoxicidade em <i>C. dubia</i> com os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados A (LIX, BIO, FAP, FAP – CAG, CAP – FAP).....	142
Tabela 30 - Resultados de ecotoxicidade em <i>C. dubia</i> com os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados B (LIX, BIO, FAP, FAP – CAG, CAP – FAP).....	144

Tabela 31 - Resultados de ecotoxicidade em <i>D. magna</i> com os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados A (LIX, BIO, FAP, FAP – CAG, CAP – FAP).....	147
Tabela 32 - Resultados de ecotoxicidade em <i>D. magna</i> com os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados B (LIX, BIO, FAP, FAP – CAG, CAP – FAP).....	149

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AWWA	American Water Works Association.
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ALF	Água de Lavagem do Filtro
CAP-FAP	Carvão Ativado Pulverizado seguido de Filtração Ascendente em Pedregulho
CE50	Concentração efetiva mediana
CEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CI50	Concentração de Inibição mediana
CL50	Concentração Letal mediana
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COT	Carbono Orgânico Total
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente.
DQO	Demanda Química de Oxigênio.
DFI	Descarga de Fundo Intermediária
DFF	Descarga de Fundo Final
FAP	Filtro Ascendente em Pedregulho
FAP-CAG	Filtro Ascendente em Pedregulho seguido por adsorção em Carvão Ativado Granular
Gmr	Gradiente de velocidade médio de mistura rápida
Gfloc	Gradiente de velocidade médio de floculação
LQ	Limite de quantificação
NBR	Norma Brasileira
pH	Potencial de Hidrogênio.
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná.
SST	Sólidos Solúveis Totais
SSV	Sólidos Solúveis Voláteis
SSF	Sólidos Solúveis Fixos
SVT	Sólidos Voláteis Totais
SFT	Sólidos Fixos Totais
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
ST	Sólidos Totais
Tmr	Tempo médio de mistura rápida
Tfloc	Tempo médio de floculação
Tsed	Tempo de sedimentação
Vsed	Velocidade de sedimentação

SILVA, Andressa Algayer. **Pós-tratamento de lixiviados de aterro sanitário por coagulação, filtração ascendente em pedregulho e adsorção em carvão ativado e avaliação ecotoxicológica.** 2015.151 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2015.

RESUMO

O lixiviado é gerado pela decomposição dos resíduos sólidos associado à pluviosidade e, devido as suas características físico-químicas e biológicas não é permitido seu descarte *in natura* em corpo hídrico, requerendo um devido tratamento. A técnica por processos biológicos é a mais utilizada no tratamento de lixiviado porém, não são removidos compostos recalcitrantes, sendo necessário o uso de processos complementares, como os físico-químicos. Além disso, com a finalidade de garantir a preservação do ambiente aquático, é necessário a realização de ensaios ecotoxicológicos. Esta pesquisa avaliou a eficiência da técnica de filtração ascendente em pedregulho - FAP e de sua associação à sistemas adsortivos com carvão ativado granular – CAG ou pulverizado - CAP para lixiviados tratados biologicamente (lixiviados de estudo) provenientes dos aterros dos municípios de Cianorte (lixiviado A) e de Londrina (lixiviado B) do estado do Paraná, visando à remoção de matéria orgânica recalcitrante com avaliação ecotoxicológica. Os ensaios foram realizados em instalação piloto de filtração ascendente com associação ou não de carvão ativado e consistiram nas carreiras denominadas FAP, FAP – CAG e CAP – FAP para os lixiviados de estudo. Foram realizadas coletas periódicas do efluente pós-tratado durante as carreiras de filtração que foram monitoradas pelo pH de coagulação, perda de carga, caminhamento da frente de impurezas, cor aparente e cor verdadeira. Ao final de cada ensaio, foram coletadas amostras de cada ciclo e constituída a amostra representativa e então realizadas análises de cor verdadeira, de DQO, de COD, de cloretos e de SDT. Os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados por FAP, FAP – CAG e CAP – FAP foram submetidos à ensaios ecotoxicológicos com os organismos aquáticos *A. salina*, *P. subcaptata* e *C. dubia* e *D. magna*. Os resultados mostraram que a filtração ascendente em pedregulho associada ou não aos processos adsortivos, adaptada ao pós-tratamento de lixiviado estabilizado de aterro sanitário em escoamento contínuo e escala piloto, mostrou ser uma técnica promissora em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante, com produção de efluentes com qualidade compatível às legislações vigentes, com índices de produtividade efetiva entre 66 e 69% e carreiras de filtração com duração entre 40,7 e 46,3 h. Em relação aos ensaios de ecotoxicidade, foi possível observar que houve redução de toxicidade a cada etapa do tratamento para ambos lixiviados e que para todos os organismos-teste, os lixiviados bruto, de estudo e pós-tratados para o lixiviado A apresentaram menor toxicidade em relação aos do lixiviado B.

Palavras-chave: Chorume de aterro sanitário, pós-tratamento, filtração ascendente em pedregulho, processos adsortivos e ecotoxicidade.

SILVA, Andressa Algayer. **Post-treatment of landfill leachate by coagulation, up-flow filtration in gravel and adsorption in activated carbon and ecotoxicological assessment.** 2015.151p. Dissertation (Master in Buildings Engineering and Sanitation) - State University of Londrina, Londrina, 2015.

ABSTRACT

The leachate is produced by the decomposition of solid waste associated with rainfall and, owing to its physicochemical and biological characteristics is not allowed disposal in natura in river requiring a proper treatment. The technique of biological processes is considered most commonly used in the treatment of leachate however, recalcitrant compounds are not removed, requiring the adoption of additional treatment processes such as physical and chemical. In addition, with object to certify the preservation of the aquatic environment, it is necessary to evaluate the toxicity through conducting ecotoxicological tests. This research evaluated the efficiency of technique up-flow filtration in gravel - UFG and its association with adsorptive systems with granular activated carbon - GAC or powdered activated carbon - PAC for treated leachate biologically from landfills in the municipalities of Cianorte (leached A) and Londrina (leached B) the state of Paraná in relation to the removal of recalcitrant organic matter with ecotoxicological evaluation. The tests were performed in up-flow filtration pilot plant association or not with activated carbon and consisted in careers UFG, UFG - GAC and PAC - UFG for the leachate of study. Periodic sampling of the post-treated effluent were monitored during filtration careers pH were monitored by clotting, head loss, the front routing of impurities, true color and apparent color. At the end of each test, samples were collected from each cycle and constituted the representative sample and then performed the analyzes true color analysis, COD, DOC, chlorides and TDS. The raw leachate, after biological treatment and post-treated by UFG, UFG - GAC and PAC - UFG underwent ecotoxicological tests on aquatic organisms *A. salina*, *P. subcaptata*, *C. dubia* and *D. magna*. The results showed that the up-flow filtration in gravel associated or not with adsorptive process adapted to the post-treatment of leachate stabilized landfill in continuous flow and pilot proved to be a promising technique regarding the removal of recalcitrant organic matter, producing quality with effluents compatible with current legislation, with effective productivity rates between 66 and 69% and filtration careers lasting between 40.7 and 46.3 h. . Concerning of ecotoxicity testing, in general, it was possible to observed that there was a reduction of toxicity every stage of treatment for both leachate and that for all test organisms, the raw leachate, study and post-treated for leachate A had lower toxicity compared to leachate B.

Key words: Landfill leachate, post-treatment, up-flow filtration in gravel, adsorptive systems and ecotoxicity.

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Devido ao crescimento acelerado da urbanização nas últimas décadas, os problemas relacionados à degradação ambiental estão cada vez mais expressivos. A variedade de produtos que são oferecidos para consumo e a facilidade com que são obtidos têm contribuído para que a geração de resíduos sólidos aumente significativamente.

Destaca-se que, no Brasil, a forma mais viável e utilizada de disposição dos resíduos sólidos é ainda em aterros sanitários. Isto ocorre devido às condições climáticas favoráveis em várias regiões do país e aos custos reduzidos de implantação relacionados à disponibilidade de área e de operação do sistema.

A promulgação da Lei Federal 12.305, de 02 de agosto de 2010 fez com que a disposição de resíduos sólidos a céu aberto fosse proibida e estipulou o prazo de 4 anos para a extinção dos lixões. No entanto, este prazo foi prorrogado de forma escalonada em função do número de habitantes das cidades, com prazos que variam entre 2018 e 2021. Contudo, a impermeabilização em aterros passou a ser obrigatória, a fim de diminuir um dos maiores riscos ambientais que é a contaminação do lençol freático pela percolação do lixiviado, gerado na decomposição dos resíduos sólidos associado à pluviosidade.

O lixiviado de aterro sanitário apresenta, em geral, forte odor, coloração acentuada, elevadas concentrações de N-amoniacal, de matéria inorgânica e orgânica de difícil degradação, como as substâncias húmicas e fúlvicas e é altamente agressivo por sua toxicidade. Desta forma, as características físico-químicas e biológicas do lixiviado de aterros sanitários, tornam ilegal o seu descarte *in natura* em corpos hídricos superficiais, o que requer o tratamento adequado desse efluente.

O tratamento de lixiviado por processos biológicos é o mais utilizado em escala real devido ao baixo custo e simplicidade operacional. Porém, ele não é suficiente para remover cor e compostos orgânicos recalcitrantes do lixiviado, o que requer a adoção de processos complementares de tratamento como os físico-químicos (AMOKRANE *et al.* 1997; FERREIRA *et al.* 2001; KURNIAWAN *et al.* 2006; WISZNIOWSKI *et al.* 2006; MARANÕN *et al.* 2008).

O emprego de processos / operações físicos e químicos a exemplo dos que compõe a técnica de tratamento por coagulação-floculação-sedimentação – CFS em

lixiviados tratados previamente por processos biológicos tem se mostrado eficiente no pós-tratamento de lixiviados, removendo de forma eficiente a cor verdadeira e parte da matéria orgânica recalcitrante (WANG *et al.* 2002; AZIZ *et al.* 2007; MARANÕN *et al.* 2008; CASTRILLÓN *et al.* 2010; FELICI, 2010; CASTRO, 2012). Entretanto, estes estudos foram realizados em regime intermitente, e na maioria das vezes, em escala de bancada. Além disso, o *scale-up* de parâmetros de projeto desses sistemas, visando a sua aplicação em escala real, apresenta alguns desafios especialmente em relação à baixa velocidade de sedimentação dos flocos formados e à quantidade elevada de lodo produzido na etapa de sedimentação, fatores que podem, inclusive, podem inviabilizar o pós-tratamento, principalmente em aterros de médio e grande porte.

Neste contexto, a filtração ascendente em pedregulho – FAP, adaptada ao pós-tratamento de lixiviado, dispensa a unidade de floculação e de sedimentação e possibilita melhor aproveitamento da camada filtrante, pois a filtração ocorre no sentido da camada de maior granulometria para a de menor.

Além disso, a robustez à variação das características do afluente devido à granulometria adaptada do material (pedregulho) aliada à possibilidade de limpeza pela execução de descargas de fundo intermediárias e consequente aumento dos índices de produtividade, podem viabilizar o pós-tratamento de lixiviado em escoamento contínuo e portanto, com capacidade de atender aterros de médio e grande porte em contraposição aos sistemas intermitentes de CFS (FUJII, 2014; CASTILHOS Jr, *et al.* 2010).

Considerando o controle da poluição e a garantia da preservação do ambiente aquático e o fato de que as legislações estão cada vez mais restritivas em relação aos valores limites bem como à variedade de compostos a serem controlados, o tratamento efetivo do lixiviado, devido especialmente à matéria orgânica recalcitrante e toxicidade, requer a aplicação de processos complementares ou de polimento, tais como a adsorção em carvão ativado (KAWAHIGASHI, 2012; POZZETTI, 2014; Li *et al.* 2010 e MORAWE *et al.* 1995).

Considerando que as análises físicas e químicas (qualitativa e quantitativa) não são capazes de distinguir entre as substâncias que afetam os sistemas biológicos e as que são inertes no ambiente, essas análises não são suficientes para avaliar o potencial de risco ambiental dos contaminantes. Assim, é de fundamental importância também, que as pesquisas sejam desenvolvidas associando as análises físico-

químicas e os testes de toxicidade, de forma a atender às legislações: CEMA 70/2009 e CEMA 81/2010; CONAMA 357/2005 e CONAMA 430/2011, que estabelecem condições e padrões de lançamentos de efluentes e de enquadramento em corpos hídricos cada vez mais restritivos, visando o controle da poluição e garantia da preservação do ambiente aquático.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVOS GERAIS

Avaliar a eficiência da técnica de coagulação - filtração ascendente em pedregulho e de sua associação aos sistemas adsorptivos com carvão ativado para lixiviados tratados biologicamente, provenientes dos aterros dos municípios de Londrina e Cianorte do Estado do Paraná, em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante e de ecotoxicidade.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o desempenho da coagulação - filtração ascendente em pedregulho para os lixiviados tratados biologicamente;
- Avaliar o desempenho da coagulação - filtração ascendente em pedregulho seguido de adsorção em carvão ativado granular para os lixiviados tratados biologicamente;
- Avaliar o desempenho da coagulação associada à adsorção de carvão ativado pulverizado seguida de filtração ascendente em pedregulho para os lixiviados tratados biologicamente;
- Caracterizar quali-quantitativamente os resíduos produzidos pela filtração ascendente em pedregulho com ou sem adsorção em carvão ativado;
- Avaliar a eficiência da técnica da filtração ascendente em pedregulho em relação ao índice de produtividade;
- Avaliar a ecotoxicidade dos lixiviados bruto, de estudo e após cada etapa do tratamento para diferentes organismos aquáticos padronizados.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido originário da decomposição física, química e biológica dos resíduos sólidos orgânicos associados às condições climáticas como a chuva e temperatura. O chorume, como é conhecido, possui em sua composição altas concentrações de matéria orgânica e metais pesados além de coloração escura e forte odor (MORAIS, 2005; RODRIGUES, 2007).

O lixiviado apresenta composição variável e complexa com alto poder de toxicidade, podendo variar de acordo com as condições climáticas, idade do aterro, precipitação, entre outros. Em sua composição podem ser encontradas altas concentrações de matéria orgânica biodegradável e refratária, compostos nitrogenados e metais pesados (WISZNIOWSKI *et al.*, 2006), além de diferentes microrganismos.

Nas células dos aterros sanitários, o processo de decomposição dos resíduos sólidos pode ser dividido em quatro etapas: fase aeróbia, fase ácida anaeróbica, fase inicialmente metanogênica e fase metanogênica estável (KJELDSEN *et al.*, 2002).

I - Fase Aeróbia: Durante a fase inicial aeróbia o oxigênio presente nos espaços vazios dos resíduos recentemente enterrado é consumido rapidamente, resultando na produção de CO₂ e aumento da temperatura interna das células. Esta etapa dura apenas alguns dias devido à rápida depleção do oxigênio. Na ausência de oxigênio inicia-se a segunda etapa (anaeróbica) (KJELDSEN *et al.*, 2002).

II - Fase Ácida Anaeróbica: Como as fontes de oxigênio estão esgotadas, o resíduo se torna anaeróbio, iniciando os processos fermentativos. A biodegradação da celulose e da hemicelulose, constituintes que correspondem à 45 a 60% da massa seca de resíduo sólido urbano, é realizada através de: (a) bactérias hidrolíticas e fermentativas, as quais hidrolisam os polímeros e os fermentam produzindo monossacarídeos, ácidos carboxílicos e álcoois, com conseqüente queda no potencial de oxirredução; (b) bactérias acetogênicas, que convertem os produtos da hidrólise em acetato, hidrogênio e CO₂ e (c) as bactérias metanogênicas que convertem os produtos finais das reações acetogênicas em metano e carbono. A diminuição no pH é devido ao acúmulo de ácidos carboxílicos (KJELDSEN *et al.*, 2002).

III - Fase Inicialmente Metanogênica: ocorre quando uma quantidade mensurável de metano é produzida. Estabelece-se um equilíbrio dinâmico entre a população de

bactérias acetogênicas e metanogênicas e, desta forma, os compostos produzidos na segunda fase de decomposição do lixo começam a ser fonte de nutrientes, sendo consumidos pelas bactérias metanogênicas presentes no meio. Devido ao consumo de substâncias ácidas e pela intensificação da taxa de produção de gás metano, esta fase que é a mais ativa biologicamente, pode ser reconhecida pelo aumento de pH (CHRISTENSEN e KJELDSEN, 1995 *apud* KJELDSEN *et al.*, 2002).

IV - Fase Metanogênica Estável: A taxa de produção de metano chega ao máximo e então decresce bem como o substrato solúvel (ácidos carboxílicos). O pH volta a aumentar até estabilizar (KJELDSEN *et al.*, 2002).

Portanto, o estado de degradação do lixo está relacionado com a idade do aterro e é considerado um dos parâmetros de classificação mais aceitos, mesmo considerando as grandes variações da composição dos lixiviados de diferentes aterros sanitários (CHRISTENSEN *et al.*, 2001).

Para lixiviados de aterro sanitário considerado jovem (idade menor que 5 anos), normalmente são encontrados valores de pH próximos de 6,5, altas concentrações de DQO, dos quais 80% dos compostos orgânicos são ácidos graxos voláteis, relação $DBO_5/DQO > 0,3$ e alta biodegradabilidade. Contudo, os lixiviados antigos (idade do aterro superior a 10 anos) geralmente apresentam $pH > 7,5$, relação $DBO_5/DQO < 0,1$, $DQO < 4000 \text{ mg L}^{-1}$, e são compostos principalmente de substâncias húmicas, capazes de conferir alta recalcitrância (FUJII, 2014). A Tabela 1 apresenta as características físico-químicas de lixiviados de aterros sanitários com diferentes estágios de degradação (KURNIAWAN *et al.* (2006).

Tabela 1– Característica de diferentes estágios de lixiviado

Tipo de Lixiviado	Jovem	Intermediário	Estabilizado (Antigo)
Idade	<1	1 – 5	>5
pH	<6,5	6,5 - 7,5	>7,5
DBO/DQO	0,5 – 1,0	0,1 – 0,5	<0,1
DQO (g.L ⁻¹)	>15	3 – 15	< 3
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	< 400	NA	>400
COT/DQO	<0,3	0,3 – 0,5	>0,5
Nitrogênio Kjeldal (g.L ⁻¹)	0,1 – 2	--	--
Metais pesados (mg.L ⁻¹)	>2	<2	<2

Fonte: Kurniawan *et al.* (2006); NA – não avaliado.

A recalcitrância de lixiviados de aterros sanitários está relacionada à dificuldade que os microrganismos apresentam em degradar substâncias químicas. A dificuldade da biodegradação de tais substâncias pode ocorrer devido a muitos fatores, tais como (RODRIGUES, 2007):

- I - Estrutura química complexa desprovida de grupos funcionais reativos;
- II - Ação tóxica de alguns componentes do lixiviado sobre os microrganismos ou inativação de enzimas do metabolismo celular;
- III - Complexação ou interação das substâncias químicas com elementos ou compostos químicos, dificultando a ação das enzimas exocelulares.

A baixa relação DBO_5/DQO sugere um lixiviado com baixas concentrações de ácidos graxos e quantidades consideravelmente altas de combinações entre ácidos húmicos e fúlvicos (KJELDTSEN, 2002). As substâncias húmicas apresentam coloração escura, elevada massa molecular, estrutura química complexa e indefinida resultante da decomposição de animais e vegetais (ROCHA e ROSA, 2003).

Uma particularidade destas substâncias é a solubilidade em função do pH, sendo os ácidos húmicos solúveis em meio alcalino, mas insolúveis em meio ácido (precipitam com $pH < 2,0$). Já os ácidos fúlvicos são solúveis em meios alcalino e ácido, enquanto a humina é insolúvel para qualquer valor de pH (ROCHA e ROSA, 2003).

Considerando o controle da poluição e a garantia da preservação do ambiente aquático e o fato de que as legislações estão cada vez mais restritivas, o tratamento efetivo do lixiviado, devido especialmente à matéria orgânica recalcitrante e toxicidade, tem despertado, especialmente nas últimas décadas, o interesse da comunidade científica e da sociedade de forma geral, em busca de uma solução ambientalmente sustentável.

3.2 TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DE LIXIVIADO

Devido à complexidade e variabilidade da composição dos lixiviados de aterros sanitários a aplicação de um tratamento eficiente para remoção da carga poluente ainda é um desafio. Morais (2005) afirma que o tratamento de lixiviado por processos isolados mostra-se praticamente impossível, sendo necessária a utilização de sistemas de tratamentos combinados.

O tratamento biológico é considerado um dos métodos mais utilizados no tratamento de lixiviado devido ao baixo custo e facilidade operacional. Porém, deve ser aplicado em conjunto com outras técnicas de tratamento, pois além de matéria orgânica biodegradável, os lixiviados passam a apresentar, após alguns anos, material recalcitrante (MASSAI et al., 2007), cujo tratamento pode exigir processos físico-químicos.

3.2.1 Coagulação Química

O processo de coagulação consiste basicamente na introdução de um produto químico no meio líquido capaz de anular as cargas, normalmente eletronegativas, dos colóides presentes, formando uma partícula com maior tamanho de forma a facilitar sua separação do meio líquido (GIRARDI, 2009).

Moffett (1968) definiu a coagulação como a desestabilização das partículas coloidais pela neutralização das cargas presentes em sua superfície, e o termo floculação pode ser entendido como a aglomeração dessas partículas dando origem a flocos maiores.

A coagulação geralmente realizada por sais de alumínio ou de ferro, é resultante de dois fenômenos: o primeiro, essencialmente químico, o qual consiste nas reações do coagulante com o líquido, formando espécies hidrolisadas com cargas positivas (esta etapa irá depender da concentração do metal e do pH final da mistura); o segundo, fundamentalmente físico, consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que haja contato entre as impurezas contidas no meio líquido (DI BERNARDO e DANTAS, 2005). Estas impurezas geralmente possuem carga superficial negativa, que se repelem e tendem a permanecer no meio aquoso caso suas características não sejam alteradas (ARAUJO, 2006).

No processo de coagulação, imediatamente no instante em que o coagulante de metal é adicionado ao efluente, ocorre a hidrólise, formando as espécies hidrolisadas do metal. Como, em geral, as partículas coloidais e em suspensão são carregadas negativamente em sua superfície, os íons positivos formados pela hidrólise desestabilizarão as cargas negativas destas partículas, reduzindo o potencial zeta para próximo de zero (ponto isoelétrico), permitindo assim a aproximação das partículas e, como consequência a formação de flocos. A coagulação ocorre rapidamente variando de décimos de segundos a 100 segundos (MÁXIMO, 2007). Na etapa seguinte, o líquido é submetido à agitação lenta por um período mais longo.

Assim, estes flocos formados poderão ser separados por sedimentação, flotação ou filtração.

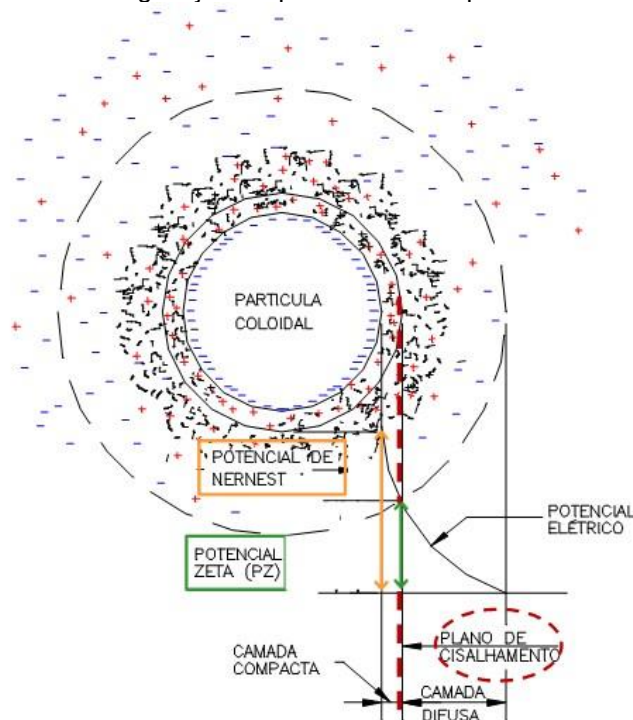
A estabilidade dos colóides depende da resultante final das forças de atração e de repulsão entre as partículas coloidais. As forças de atração são causadas pela interação de partículas dipolares permanentes ou induzidas, conhecidas como força de Van der Waals, e as forças de repulsão são de origem eletrostática fornecidas pelo potencial zeta (HASSEMER, 2000).

Os colóides possuem carga negativa em sua superfície, logo ocorre um balanço com os íons de carga contrária presentes no líquido. Como a superfície da partícula é negativa há um acúmulo de íons positivos na região de interface sólido-líquido, constituindo a Dupla Camada Elétrica (Camada Compacta). Os íons negativos se aproximam da camada compacta e atraem íons positivos, resultando a Camada Difusa, que engloba a primeira (MÁXIMO, 2007).

Existe uma concentração elevada de íons positivos próximos à superfície do colóide, também denominada Camada de Stern, a partir da qual se forma a camada difusa, na qual a concentração de íons é menor. O potencial elétrico criado pela presença do colóide diminui com a distância, a partir da superfície do mesmo, onde é máximo e é denominado Potencial de Nerst (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

Segundo Stern existe uma distância mínima entre a superfície do colóide e os íons de carga contrária (positivos), no qual o potencial elétrico decresce linearmente; em seguida a diminuição resulta exponencial passando pela fronteira entre a camada compacta e a difusa, local denominada potencial Zeta, que está associado à aplicação da diferença de potencial em uma amostra de líquido contendo colóides negativos de tal forma que certa porção do meio, em torno da partícula, caminha junto com esta ao eletrodo positivo, caracterizando o Plano de Cisalhamento (DI BERNARDO e DANTAS, 2005). A Figura 1 apresenta o esquema da dupla camada elétrica.

Figura 1 – Configuração esquemática da dupla camada elétrica



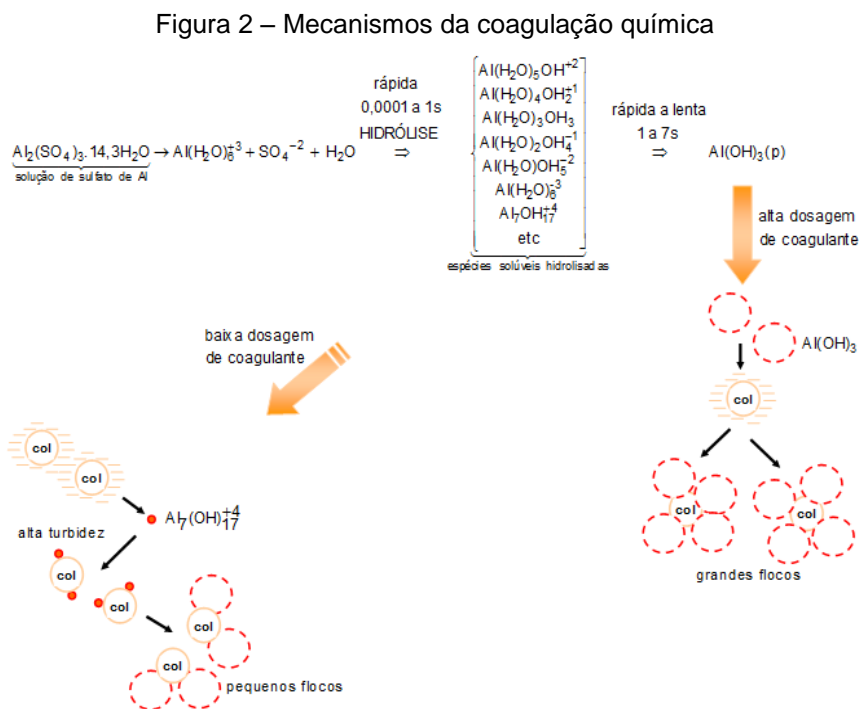
Fonte: Adaptado de DI BERNARDO e DANTAS, 2005

O processo de coagulação irá depender fundamentalmente das características da água e das impurezas presentes, medidas por meio de parâmetros como pH, alcalinidade, cor verdadeira, turbidez, temperatura, condutividade elétrica entre outros (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

Considera-se o fenômeno de coagulação como o resultado individual ou combinado da ação de quatro mecanismos distintos: compressão da dupla camada elétrica, adsorção e neutralização, varredura e adsorção e formação de pontes (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

A definição do mecanismo predominante depende de fatores como pH de coagulação, dosagem de coagulante e características química da água bruta. O mecanismo da varredura é caracterizado por altas dosagens de coagulante, suficientes para a formação de precipitado de hidróxido de alumínio ou de ferro, pois este mecanismo possibilita a formação de flocos maiores, facilitando sua sedimentação ou flotação. O mecanismo de adsorção-neutralização de cargas é adequado às tecnologias de tratamento que empregam a filtração direta, uma vez que neste caso não se visa a formação de flocos grandes, mas de partículas desestabilizadas para serem retidas no meio filtrante. Neste mecanismo, a dosagem de coagulante geralmente é inferior à necessária quando empregada a varredura. A

Figura 2 ilustra estes mecanismos de coagulação química. (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).



Fonte: (DI BERNARDO E DANTAS, 2005).

Queiroz et al. (2011), avaliaram o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o coagulante cloreto férrico e sulfato de alumínio hexahidratado como pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Segundo o autor, o tratamento físico-químico foi eficiente para remoções de material recalcitrante (avaliado como cor aparente). Com ajuste do pH para 4 e 5 e dosagens de 400 mg L^{-1} de cloreto férrico e sulfato de alumínio respectivamente, o autor alcançou remoções superiores a 90% em relação a cor aparente.

Castrillón *et al.* (2010) em seus estudos utilizaram dois lixiviados diferentes, gerados no mesmo aterro, em La Zorera, Asturias, na Espanha. O lixiviado bruto mais novo apresentava como características DQO de $18000 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, cor aparente de 2900 uH e turbidez maior que 4000 uT. Os autores utilizaram como pós-tratamento a técnica de CFS com o coagulante o cloreto férrico com dosagem de $1,2 \text{ g FeCl L}^{-1}$, em pH 3,8 e obteve remoções de 28% de DQO, 78% de cor verdadeira, e 90% de turbidez com valores residuais de $12960 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, 638 uH e aproximadamente 400 uT, respectivamente. Já para o lixiviado antigo e estabilizado as características iniciais foram: DQO de $4800 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, cor aparente de 5500 uH e turbidez de 430 uT. Em

relação ao coagulante cloreto férrico foi utilizada dosagem de $1,7 \text{ g FeCl L}^{-1}$ em pH 5,2. O autor obteve remoções 73% para DQO, 98% de remoção de cor e 100% de turbidez, com valores residuais respectivamente de $1296 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, 110 uH e 0 uT.

Maranón *et al.* (2008), estudaram a aplicação do processo de coagulação-floculação-sedimentação como pré-tratamento para o lixiviado do aterro de La Zoreda Asturias, na Espanha. O lixiviado bruto possuía DQO de $5000 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, cor de 5500 uH, e pH de 8,3. O autor utilizou como coagulante o cloreto férrico com dosagem de ferro de $400 \text{ mg L}^{-1} \text{ Fe}$ em pH de 3,8 e foram alcançadas remoções de 28% de DQO, 78% de cor verdadeira, com valores residuais de $3600 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e 1210 uH.

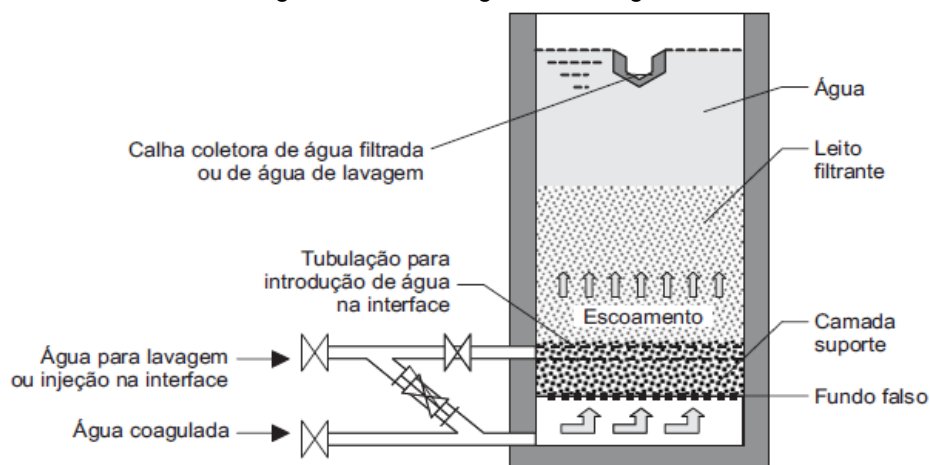
Aziz *et al.* (2007) utilizaram o cloreto férrico como coagulante para o tratamento de lixiviado pré-tratado por um sistema biológico proveniente de um aterro com 3 anos de operação, localizado na Malásia. Durante 12 meses de monitoramento, o lixiviado do tratamento biológico apresentou valor máximo de cor verdadeira de 8180 uH e pH de 9,4. As amostras tiveram pH ajustado para 4,0, 6,0 e 12,0. Os melhores resultados foram alcançados para dosagem de $800 \text{ mg L}^{-1} \text{ Fe}$ em pH 4,0 com remoção de cor verdadeira de 94%.

3.2.2 Filtração Ascendente em Pedregulho - FAP

A técnica de filtração direta ascendente em pedregulho - FAP, uma das utilizadas para o tratamento de água para consumo humano, consiste na passagem de água coagulada com escoamento ascendente e contínuo, favorecendo a retenção das partículas coaguladas inicialmente, nas camadas filtrantes inferiores de maior granulometria e posteriormente, nas camadas superiores de menor granulometria.

Uma unidade de filtração direta ascendente em pedregulho (Figura 3) é composta por uma câmara com fundo falso, onde acima deste encontra-se a camada suporte e em seguida a camada filtrante. A água a ser filtrada escoar no sentido ascendente e é coletada em uma calha superior a qual também poderá servir para coletar a água de lavagem (DI BERNARDO *et al.*, 2003).

Figura 3 – Esquema de funcionamento de um filtro ascendente com calha única para coleta das águas filtradas e águas de lavagem



Fonte: (DI BERNARDO E DANTAS, 2005).

Nesta técnica, a coagulação química é um processo fundamental para garantia de seu desempenho, sendo o mecanismo de adsorção-neutralização o mais adequado, uma vez que não há necessidade da produção de flocos grandes para posterior sedimentação ou flotação, mas de partículas desestabilizadas que serão retidas no meio granular dos filtros (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

Assim, a água bruta é coagulada no mecanismo de neutralização de cargas introduzido na parte inferior da unidade filtrante, a qual deve ter fundo e sistema de drenagem apropriada, camada suporte e meio filtrante adequado. Na camada de pedregulho, ocorre formação intensa de flocos que são responsáveis pela remoção de pelo menos 40% das impurezas (DI BERNARDO *et al.*, 2011).

A retenção das impurezas na filtração é resultado de dois mecanismos: transporte e aderência. O mecanismo de transporte é caracterizado pela aproximação das partículas às superfícies dos grãos e em seguida ocorre o mecanismo de aderência onde estas partículas devem permanecer aderidas a estes, de modo a resistir às forças de cisalhamento resultantes das características hidrodinâmicas do escoamento ao longo do meio filtrante (DI BERNARDO *et al.*, 2011).

Contudo, devido às dificuldades na retirada das impurezas do interior da camada de pedregulho, torna-se importante a execução de descarga de fundo intermediária antes da lavagem do filtro (DI BERNARDO *et al.*, 2011).

Di Bernardo *et al.* (2003) ressalta que a filtração direta ascendente destaca-se por:

I - Possibilitar a filtração do afluente no sentido do maior grão para o menor, resultando em menores valores de perda de carga devido à remoção de grandes quantidades de impurezas na porção do meio filtrante de maior granulometria; como consequência, há aumento da duração da carreira de filtração, além de permitir a utilização da altura total do meio filtrante para retenção de impurezas (ação de profundidade);

II - Em relação à técnica de ciclo completo, emprega menor quantidade de coagulante, pois como a floculação ocorre na camada suporte, onde fica retida grande parte das impurezas, não há necessidade da formação prévia de flocos grandes e densos;

III - Devido à eliminação das unidades de floculação e decantação requer menores áreas e custo para implantação da estação;

IV - Resulta em custos de operação e manutenção significativamente menores quando comparados ao de uma instalação na qual são usadas na coagulação, floculação, decantação e filtração, devido à redução do consumo de energia e da produção de lodo.

Há poucos estudos na literatura que abordam a aplicação da filtração ascendente em pedregulho para o tratamento de efluentes.

Fujii (2014) avaliou o pós-tratamento por filtração direta ascendente em pedregulho - FDAP em lixiviado previamente tratado por *stripping* de amônia seguido de tratamento biológico por lodos ativados. Os parâmetros de concepção e de controle operacional estabelecidos em sua pesquisa foram: camada filtrante composta por pedregulho e areia, 3 descargas de fundo intermediárias, perda de carga limite de 120 cm, taxa de filtração de $15 \text{ m}^3 \text{ m}^2 \text{ dia}^{-1}$, dosagem de 400 mg L^{-1} de Fe com coagulante cloreto férrico em pH 4,0. Os resultados de qualidade do efluente apresentaram remoções variando de 99,4% para cor verdadeira com valor residual de 24 uH; 81,8% para DQO com valor residual de 200 mg L^{-1} ; 95,2% para COT com valor de 44 mgL^{-1} com duração da carreira de filtração de 37,1 h.

Castilhos Junior *et al.* (2010) em seu estudo pesquisou o processo combinado de tratamento por coagulação-floculação e filtração direta para lixiviado de aterro sanitário. As condições experimentais foram descritas como: taxa de filtração constante de $100 \text{ m}^3 \text{ m}^2 \text{ d}$, carga hidráulica variável, dosagem de sulfato de alumínio de 900 mg L^{-1} em pH de 7,4 com adicional de dosagem de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ do polieletrólito

Tanfloc Pa 0823. Além disto, foram realizadas descargas de fundo intermediarias com taxa de $600 \text{ m}^3 \text{ m}^2 \text{ d}$ com duração de 1 minuto, sendo estabelecido como critério de parada perda de carga limite de 2 m. No tratamento por filtração ocorreu uma redução de 83,5% e 65,1% para cor aparente e DQO respectivamente.

3.2.3 Processos Adsorptivos

3.2.3.1 Adsorção em carvão ativado

A adsorção pode ser descrito como um processo de transferência de massa do tipo sólido fluido na qual se explora a habilidade de certos sólidos em concentrar na sua superfície, determinadas substâncias existentes em soluções líquidas ou gasosas, o que permite separá-las dos demais componentes dessas soluções (GOMIDE, 1987).

A adsorção é um fenômeno de superfície com transferência de massa na qual uma substância química é transferida da fase líquida para a sólida, permanecendo ligada por interações físicas e ou químicas (sorção) (MORAVIA, 2007).

A fisissorção, adsorção física, possui a interação entre as moléculas do meio e do sólido fraca, com ligações do tipo intermoleculares, baseadas em forças de Van der Wals e/ou de interações eletrostáticas, como as de dipolo (GUELFY e SCHEER, 2007).

A quimissorção, adsorção química, ocorre quando há uma interação química entre a molécula do meio e a do sólido. Neste caso, as forças de ligação são de natureza covalente ou até iônica. Ocorre uma ligação química entre a molécula do meio e a do sólido, o que altera a estrutura eletrônica da molécula quimissorvida, tornando-a extremamente reativa (FOGLER, 2002).

Em geral, o processo da adsorção é mais eficiente para remoções de compostos com alto peso molecular, baixa solubilidade em água, baixa polaridade, e baixo grau de ionização, incluindo os compostos orgânicos e inorgânicos tóxicos e recalcitrantes (QASIM e CHIANG, 1994).

No lixiviado estão presentes inúmeros compostos químicos (orgânicos e inorgânicos) os quais são passíveis de serem adsorvidos ou absorvidos em matrizes sólidas. Muitos materiais têm sido testados como adsorventes (zeólitas, vermiculite,

caolinite, alumina ativada) entretanto, o carvão ativado é o que tem apresentado os melhores resultados (MORAIS, 2005).

3.2.3.2 Carvão ativado

O carvão ativado é um tipo de material carbonáceo, caracterizado por possuir área superficial interna elevada e porosidade altamente desenvolvida (COUTINHO *et.al.* 2000), de forma a possibilitar a adsorção de moléculas tanto em fase líquida como gasosa. A capacidade adsortiva do carvão ativado em relação a um contaminante específico depende de fatores intrínsecos do adsorvente, resultantes basicamente, da forma de ativação e do material de produção, tais como: volume e distribuição de poros, forma dos poros, existência de grupos funcionais de superfície, pH, teor de cinzas entre outros. No entanto, as condições experimentais como pH, temperatura, tempo de contato requerido, agitação e presença de compostos que competem pelos mesmos sítios de adsorção, atuam diretamente na eficiência da adsorção, podendo favorecer ou dificultar o processo (KURODA, 2006).

Carvões ativados são materiais que passaram por um processamento para aumentar sua porosidade interna. Possuem um alto teor de carbono em sua composição e podem ter origem de diferentes materiais como casca de coco, de arroz, de nozes, madeiras, turfas, ossos de animais, entre outros. Esses materiais apresentam área superficial variando entre 10 e 15 m² g⁻¹ e após a ativação, podem apresentar área superficial acima de 800 m² g⁻¹. Uma vez ativado, o carvão apresenta uma porosidade interna comparável a uma rede de túneis que se bifurcam em canais menores e assim sucessivamente. Esta porosidade é classificada segundo o tamanho em macro, meso e microporosidade (CLAUDINO E MINOZZO, 2000).

O carvão ativado vem se destacando por possuir grande capacidade de adsorção de poluentes orgânicos e inorgânicos dissolvidos em meio aquoso e até mesmo gasoso (CHINGOMBE *et al.*, 2005). Em geral, as matérias-primas utilizadas para produção de carvão ativado devem conter um conjunto de requisitos, como elevado teor de carbono, fácil ativação, baixo teor mineral, baixa degradação durante o armazenamento e baixo custo (REINOZO, 1997 *apud* KADIR *et al.*, 2014).

Os carvões ativados podem ser obtidos a partir de dois processos básicos. A carbonização através da pirólise do material precursor e a ativação propriamente dita. A carbonização é realizada em atmosfera inerte à temperatura superior a 473K. É um

processo no qual são removidos componentes voláteis e gases leves (CO, H₂, CO₂ e CH₄), produzindo uma massa de carbono fixo e uma estrutura porosa que irá favorecer a ativação posterior (CLAUDINO, 2003). A ativação consiste em submeter o material carbonizado às reações secundárias que irão aumentar a área superficial (SOARES, 2001).

3.2.3.3 Propriedades do carvão ativado

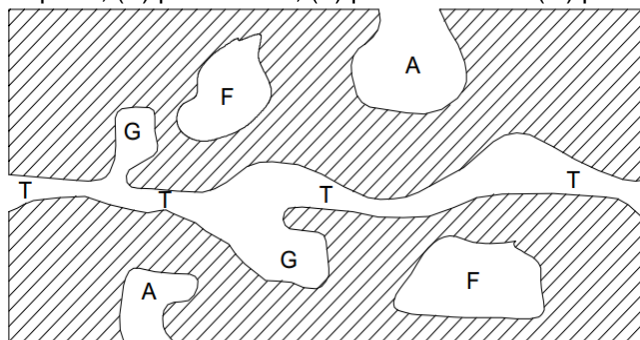
As propriedades físicas do carvão ativado incluem a área superficial, distribuição do tamanho dos poros, número de iodo, índice de azul de metileno, teor de cinzas, entre outros (SILVA, 2005).

A Área Superficial é definida como razão entre a área da superfície da partícula e a sua massa ($m^2 g^{-1}$). A cinética de todos os processos de interação entre o adsorvente e o adsorvato depende diretamente da área superficial específica (LOUREIRO, 2012).

Claudino (2003) cita que a porosidade é uma das propriedades físico-químicas mais importantes para a avaliação do desempenho dos carvões ativados. As diferenças nas características de adsorção estão relacionadas com a estrutura dos poros do material. A IUPAC (*International Union of Pure and Applied Chemistry*) estabeleceu uma classificação em relação aos poros baseado nas características de adsorção, como segue:

- Quanto à forma: utiliza-se a expressão poro aberto ou poro fechado para designar vazios em materiais sólidos; o primeiro corresponde a vazios que se comunicam com a superfície externa; e o segundo, a um vazio isolado, conforme é representado na Figura 4. Se um poro aberto é tal que permite o fluxo de um fluido, o poro é denominado poro de transporte, sendo que, este pode apresentar braços que não contribuem para o fenômeno de transporte.

Figura 4 – Esquema apresentando os diferentes tipos de poros em um sólido quanto à forma: (T) poro de transporte, (A) poro aberto, (F) poro fechado e (G) poro tipo gaiola.



Fonte: (GREGG, 1982 *apud* SOARES, 2001).

- Quanto à dimensão dos poros: microporos, mesoporos e macroporos como apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Classificação de poros segundo a IUPAC.

Tipo de Poro	Diâmetro médio (nm)	Função principal
Microporos	$\Theta_m < 2$	Contribuem para a maioria da área superficial que proporciona alta capacidade de adsorção para moléculas de dimensões pequenas, tais como gases e solventes comuns.
Mesoporos	$2 < \Theta_m < 50$	São importantes para a adsorção de moléculas grandes tais como corantes e proporciona na maioria da área superficial para carvões impregnados com produtos químicos.
Macroporos	$\Theta_m > 50$	São normalmente considerados sem importância para a adsorção e sua função é servir como meio de transporte para as moléculas gasosas.

Fonte: (GREGG, 1982 *apud* CLAUDINO, 2003).

O Número de Iodo é um indicador relativo da microporosidade em um carvão ativado. Ele não proporciona necessariamente uma medida da capacidade do carvão em adsorver outras espécies (LOUREIRO, 2012). Segundo a norma NBR 12073 (1991) o número de iodo é definido como a quantidade de iodo adsorvido em mg por g de carvão quando a concentração de iodo total no equilíbrio é de $0,02 \text{ mol L}^{-1}$.

O Índice de azul de metileno, segundo a norma japonesa JIS K 1474 (1991) é definido como a quantidade de azul de metileno adsorvido em mg por g de carvão quando a concentração residual é de $0,24 \text{ mg L}^{-1}$. É um indicativo do volume de poros de dimensões maiores que a molécula de azul de metileno – $1,5 \text{ nm}$ (BANSAL *et al.*, 1988).

O teor de cinzas é um indicador da qualidade do carvão ativado. Em geral a porcentagem do teor de cinzas presentes em carvões ativados comerciais é de até

15% (JAGUARIBE *et al.*, 2005). O teor de cinzas é dependente do tipo de matéria-prima e do processo de fabricação (PIZA, 2008).

3.2.3.4 Adsorção em carvão ativado aplicado ao tratamento

Tradicionalmente, o carvão ativado é utilizado para tratamento de água para abastecimento. No entanto, vem sendo empregado também para remoções de poluentes orgânicos e inorgânicos de lixiviados de aterros sanitários devido às características como grande área superficial, estruturas dos microporos, reatividade e alta capacidade de adsorção (KURNIAWAN *et al.*, 2006).

A adsorção em carvão ativado vem sendo estudada para o tratamento de lixiviado de aterros sanitários como um método complementar de tratamento para lixiviados pré-tratados por processos biológicos ou físico-químicos (MILLOT *et al.*, 1987). Os carvões ativados podem ser utilizados na forma granular (CAG) ou pulverizada (CAP).

O CAG normalmente é utilizado em forma de coluna / filtros adsorvedores através do qual o efluente escoia com vazão pré-estabelecida e tempo de contato suficiente para viabilizar a adsorção dos compostos de interesse. Com o decorrer de sua utilização, os sítios ativos da superfície do CAG vão aos poucos sendo incrustadas com os compostos, até que se atinja a exaustão da capacidade de adsorção do material. Neste instante, o carvão deve ser retirado, reativado ou substituído por um novo material ativo (BRADY, 1997 *apud* SILVA, 2005).

A capacidade adsorptiva do carvão ativado em relação a um contaminante específico depende de fatores intrínsecos do adsorvente, resultantes basicamente, da forma de ativação e do material de produção, tais como: volume e distribuição de poros, forma dos poros, existência de grupos funcionais de superfície, pH, teor de cinzas entre outros. No entanto, as condições experimentais como pH, temperatura, tempo de contato requerido, agitação e presença de compostos que competem pelos mesmos sítios de adsorção, atuam diretamente na eficiência da adsorção, podendo favorecer ou dificultar o processo (KURODA, 2006).

A principal diferença entre o CAP e o CAG é o tamanho das partículas do material. As partículas do CAP possuem no máximo 100 µm de tamanho (SILVA, 2005). A Tabela 3 faz uma comparação entre as vantagens e desvantagens do uso do CAG e CAP.

Tabela 3 – Vantagens e desvantagens da utilização do CAG e CAP.

Parâmetros	CAG	CAP
Vantagens	-Possibilidade de regeneração; -Menor taxa de utilização de carvão por unidade de volume de água tratada em relação ao CAP	-Facilmente adicionados à etapa de coagulação ou intermediária do tratamento para o controle de compostos orgânicos - Pode ser utilizado sazonalmente
Desvantagens	-Necessidade de unidade de adsorção (coluna ou filtro) para distribuir o fluxo e de substituir o carvão saturado. -Compostos anteriormente adsorvidos podem desorver e em alguns casos serem carregados no efluente em concentrações superiores à do afluente.	-Difícil regeneração e recuperação impraticável; -Taxa de utilização muito maior de carvão por unidade de volume de água tratada em relação ao CAG. - Maior geração de lodo

Fonte: CRITTENDEN *et al*, 2005 *apud* LOUREIRO, 2012.

Kawahigashi *et al.* (2014) estudou a aplicabilidade da adsorção em carvão ativado granular, como pós-tratamento de lixiviados de aterro sanitário, tratado previamente por *stripping* de amônia, seguido de tratamento biológico por lodos ativados e pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação - CFS. A autora obteve como melhor condição operacional para o ensaio de CFS, em escala de bancada, a aplicação de 250 mg L⁻¹ de Fe em pH 4 e obteve remoções de 96% de cor verdadeira e 85% de DQO, com valores residuais de 140 uH e 303 mg L⁻¹, respectivamente. Após a adsorção em coluna de CAG os valores residuais obtidos para cor verdadeira, DQO e COT foram de 0 uH, 71 mg L⁻¹ e 40 mg L⁻¹ com remoções de 100%, 76% e 67% respectivamente.

Li *et al.* (2010), avaliou o lixiviado tratado por coagulação-floculação-sedimentação com adsorção em carvão ativado em pó. Os autores utilizaram o coagulante sulfato poliférrico em pH 5,5. A melhor dosagem encontrada foi de 300 mg L⁻¹ de Fe e tempo de sedimentação de 60 min. Para estas condições, foi obtido valor residual de 855 mg L⁻¹ para DQO com remoção de 70 % em relação ao lixiviado bruto (2817 mg L⁻¹). Após a aplicação da dosagem de 10 g L⁻¹ e tempo de contato de 90 min de CAP, houve redução de 53% do valor de DQO em relação ao lixiviado tratado por CFS com residual de 453 mg L⁻¹.

Pozzetti (2014) avaliou o pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por CFS associado com carvão ativado pulverizado - CAP em escala de bancada, e obteve como condição de maior eficiência: dosagens de 200 mg L⁻¹ de Fe (coagulante cloreto férrico) e 1,0 g L⁻¹ de CAP em pH 4,0. Os valores residuais do efluente pós-tratado

para cor verdadeira foi de 22 uH (remoções de 99,3%), para DQO foi de 148 mg L⁻¹ (remoções de 87%) e para COD foi de 36 mg L⁻¹ (remoções de 94,6%).

3.3 ECOTOXICIDADE

Segundo Magalhães e Ferrão Filho (2008), as análises químicas e físicas não são suficientes para retratar o impacto ambiental provocado pelos poluentes pois não demonstram os efeitos causados no ecossistema. Para tal, o efeito tóxico das substâncias somente pode ser detectado pelos sistemas biológicos (organismos ou parte deles).

Segundo estes mesmos autores, a aplicação de testes de toxicidade na análise ambiental é bastante abrangente e sua importância aumenta na proporção que cresce a complexidade das transformações químicas no meio ambiente.

Neste contexto, o termo ecotoxicologia foi sugerido pela primeira vez em junho de 1969, durante uma reunião do *Committee of the International Council of Scientific Unions* (ICSU), em Estocolmo, pelo toxicologista francês René Truhaut. Após este evento foi formado o Comitê Científico do ICSU sobre Problemas Ambientais (SCOPE), o qual seria encarregado de organizar um grupo de trabalho sobre essa nova ciência, Ecotoxicologia (TRUHAUT, 1977). O autor definiu o termo Ecotoxicologia como sendo “o ramo da toxicologia preocupado com o estudo de efeitos tóxicos, causados por poluentes naturais ou sintéticos no ecossistema animal (incluindo humano), vegetal e microbiana em um contexto integral.”

Segundo o mesmo autor, estudos ecotoxicológicos compreendem três sequências principais:

- Estudos das emissões e entrada de poluentes no ambiente abiótico, distribuição e destino nos diferentes compartimentos;
- Estudo da entrada e destino dos poluentes nas cadeias biológicas e suas formas de transferência como alimento via cadeia trófica;
- Estudo qualitativo e quantitativo dos efeitos tóxicos dos poluentes ao ecossistema com consequência ao homem.

Os testes ecotoxicológicos são realizados com organismos indicadores que quando expostos ao agente tóxico apresentam mudanças fisiológicas, morfológicas e até mesmo comportamental. As exposições são realizadas com diferentes

concentrações de substâncias, amostras de efluentes ou água bruta por um determinado período de tempo (MAGALHÃES e FERRÃO FILHO, 2008).

Estes testes ecotoxicológicos em meio aquático podem ser classificados em agudo ou crônico, dependendo do tempo de exposição dos organismos-teste à substância testada. Os testes de toxicidade aguda detectam os efeitos imediatos de uma amostra testada, sendo os organismos expostos às altas concentrações do contaminante em um curto período de tempo, geralmente de 48 a 96h. Estes estudos envolvem a determinação de uma concentração letal a 50% dos organismos testados (CL₅₀). O resultado do efeito de imobilidade aos organismos testados é expresso como concentração efetiva a 50% dos organismos (CE₅₀) (BIRGE *et al*, 1985 *apud* MENDONÇA, 2009).

Os testes de toxicidade crônica consistem na exposição dos organismos a diferentes concentrações subletais do contaminante por um longo período. A exposição pode ser feita durante um ciclo de vida completo do organismo ou incluir fases dos períodos mais sensíveis da vida do organismo-teste, como o reprodutivo, por exemplo (ARAGÃO & ARAUJO, 2006).

Zagatto e Bertolelli (2006) relata que testes com organismos aquáticos vem sendo utilizados mundialmente como instrumento analítico para avaliação de toxicidade aguda e crônica de substâncias químicas, efluentes líquidos industriais e domésticos, lixiviados de resíduos sólidos e águas superficiais. Estes testes podem ser usados em programa de monitoramento de qualidade de águas e efluentes ou em procedimentos para classificação do nível de periculosidade e avaliação de riscos de substâncias químicas no ambiente.

Em aterros, a toxicidade analisada em lixiviados está relacionada à concentração da substância tóxica, à forma de aplicação do agente, ao tempo de exposição, à fatores ambientais como pH e temperatura e a possíveis efeitos antagônicos e sinérgicos. Os principais agentes tóxicos verificados em processos anaeróbios, como é o caso dos aterros sanitários, são cátions alcalinos, alcalinos terrosos, amônia, sulfetos, metais pesados, compostos orgânicos (ácidos voláteis), oxigênio e outras substâncias como detergentes, antibióticos, cianetos e produtos químicos dispostos no lixo (BIDONE E POVINELLI, 1999 *apud* BRENTANO, 2006).

3.3.1 Organismos-Testes

3.3.1.1 *Daphnia magna* e *Ceriodaphnia dubia*

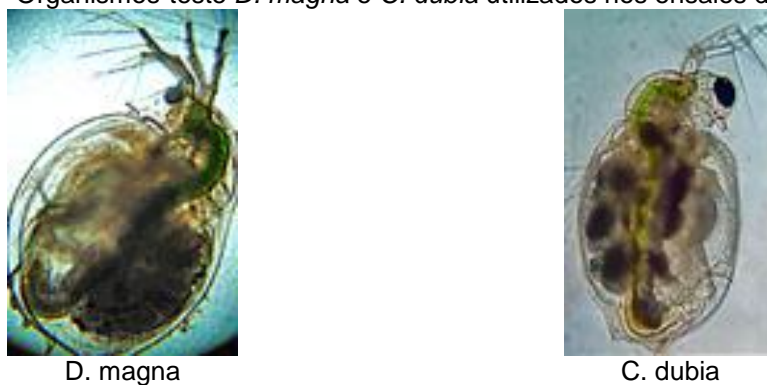
Segundo a NBR 12713 (2004) *Daphnia magna* é um microcrustáceo planctônico, típico do hemisfério norte, de 5 mm a 6 mm de comprimento, que atua como consumidor primário na cadeia alimentar aquática e se alimenta por filtração de material orgânico particulado em suspensão.

A NBR 13373 (2005) define a espécie *Ceriodaphnia dubia* como sendo um microcrustáceo de 0,8 a 0,9 mm de comprimento, de corpo ovalado e com 8 a 10 espinhos anais, que atua como consumidor primário na cadeia alimentar aquática e se alimenta por filtração de material orgânico particulado. Estes organismos são encontrados tipicamente na Europa e na América do Norte.

As espécies do gênero *Daphnia*, também conhecidas como pulgas d'água podem ser cultivadas em laboratório, sendo a *Daphnia similis* e a *Daphnia magna* as mais utilizadas, apesar de não ocorrerem naturalmente no Brasil, sendo ideais para testes de toxicidade, pois são bastante sensíveis a poluentes e facilmente cultivados em laboratório (FREAR e BOYD, 1967 *apud* BERTOLETTI e DOMINGUES, 2006). Segundo os mesmos autores, tanto o cultivo quanto a biologia da *Ceriodaphnia* são semelhantes às das *Daphnias*.

Em condições naturais, as *Daphnias* alimentam-se basicamente de algas, bactérias, protozoários e de uma grande variedade de detritos orgânicos, os quais são capturados através de seu sistema de filtragem. Por meio de vários mecanismos complexos, as partículas alimentares coletadas são transferidas para um sulco alimentar meio - ventral, onde são envolvidas em muco e depois movidas até as maxilas, que empurram o alimento para o interior da boca. Sua reprodução, em condições normais, ocorre por partenogênese, ou seja, assexuadamente (SANTOS *et al.*, 1997), sendo que a maioria da população destes cladóceros é formada apenas por fêmeas. No entanto, condições ambientais adversas podem favorecer a produção de alguns ovos que originam machos ou fêmeas (MENDONÇA, 2009). Como alimento para a *Daphnia* e *Ceriodaphnia* pode ser utilizada uma cultura de algas, como a *Pseudokirchneriella subcapitata* e alimento composto de ração para peixe digerida com levedura (BERTOLETTI e DOMINGUES, 2006). A Figura 5 apresenta a foto dos organismos *Ceriodaphnia dubia* e *Daphnia magna*.

Figura 5 - Organismos-teste *D. magna* e *C. dubia* utilizados nos ensaios de ecotoxicidade



Fonte: Adaptado de Kawahigashi (2012)

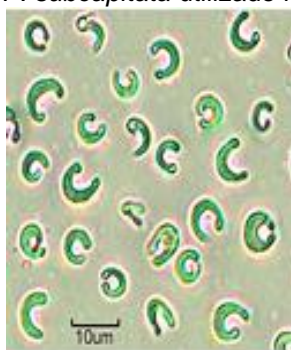
3.3.1.2 *Pseudokirchneriella subcapitata*

Os testes com algas permitem identificar materiais que afetam o crescimento, avaliar a disponibilidade de nutrientes ou substâncias potencialmente tóxicas e seus efeitos nos ecossistemas e determinar a curva dose-resposta para as substâncias limitantes do crescimento. O uso de culturas algáceas como organismos-teste possui a vantagem por apresentar curto ciclo de vida, facilitando os estudos de exposição com várias gerações, além das altas taxas de crescimento, a facilidade de manutenção e a capacidade em crescer em meios sintéticos bem definidos (VIDOTTI e ROLLEMBERG, 2004).

Segundo Mendes (2012) a microalga *Pseudokirchneriella subcapitata* possui formato lunada a fusiforme, extremidade pontiaguda ou arredondadas 1,4-2,8 μm de largura x 7,1-10,7 μm de abertura entre as extremidades.

Entre as diversas espécies de algas unicelulares existentes, a *Pseudokirchneriella subcapitata* mostra-se como uma das mais adequadas, tanto para alimentação da *Daphnia* e *Ceriodaphnia*, como para a execução de testes de ecotoxicidade (BERTOLETTI e DOMINGUES, 2006). A Figura 6 apresenta a foto do organismo *Pseudokirchneriella subcapitata*.

Figura 6 – Organismo-teste *P. subcapitata* utilizado nos ensaios de ecotoxicidade



Fonte: Pozzetti (2014)

3.3.1.3 *Artemia salina*

A *Artemia salina* pertence à subclasse *Branchiopoda* que é caracterizada por possuir diversos pares de apêndices achatadas no tórax, quando comparado com outras espécies de crustáceos, os quais não têm mais do que seis pares. A característica mais evidente de *Artemia salina* é o segmento distal comprimido, triangular e em forma de lâmina. Os adultos maduros medem cerca de 8-10 mm de comprimento com olhos laterais, antenas sensoriais, um aparelho digestivo linear e 11 pares de toracópodos. Em organismos machos, as antenas são transformadas e utilizadas para prender a fêmea durante a cópula (WEBER, 1992).

As *Artemias* podem sobreviver e se reproduzir em condições variadas de salinidade, porém são raramente encontrados na natureza em salinidade inferiores a 45‰ e superiores a 200‰. O pH de tolerância é em torno do neutro ou levemente alcalino, mas os cistos eclodem mais facilmente em pH 8 ou mais alto (WEBER, 1992).

Os ovos de *Artemia salina* são de baixo custo e facilmente encontrados no comércio de piscicultura pois servem de alimento para peixes. Quando secos, os ovos podem permanecer viáveis por anos e quando colocados em solução salina por um período de 48 horas centenas de larvas (náuplios) são eclodidas (MEYER *et al.*, 1982). A Figura 7 apresenta a foto do organismo *Artemia salina*.

Figura 7 - Organismo-teste *A. salina* utilizado nos ensaios de ecotoxicidade



Fonte: Adaptado de Kawahigashi (2012)

3.3.1.4 Ensaios de ecotoxicidade

Muitos pesquisadores têm estudado o pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário em relação à ecotoxicidade em organismos-testes.

Silva (2002), avaliou o lixiviado do aterro Metropolitano de Gramacho (Rio de Janeiro). Foram empregados os pós-tratamentos por coagulação - floculação - sedimentação - CFS utilizando como coagulante sulfato de alumínio com dosagem de 700 mg L^{-1} e CFS seguido de ozonização com 3 g L^{-1} de ozônio. De forma complementar foi empregada a ecotoxicidade aguda com os organismos-teste *A. salina* e *D. simillis* como um indicador do desempenho das técnicas de pós-tratamentos. Os valores de $CE50_{24-48h}$ para *D. simillis* para a técnica de CFS e CFS seguido de ozonização foram muito semelhantes. Além disto, este organismo apresentou sensibilidade maior aos efluentes pós-tratados se comparado à *A. salina*.

Kawahigashi, (2012), realizou a avaliação da toxicidade do lixiviado proveniente de Rolândia – PR. Os testes foram realizados utilizando os organismos-teste *A. salina*, *P. subcaptata*, *C. dubia* e *D. magna* com os efluentes pós-tratados por CFS e por CFS seguido de filtração em coluna de carvão ativado granular - CAG. Dentre os organismos-teste utilizados, a *A. salina* apresentou respostas atípicas, tendo a toxicidade do lixiviado bruto reduzida gradativamente após cada tratamento, fato que pode estar relacionado por esse organismo ser de origem marinha e ser mais resistente ao cloreto, possível agente tóxico aos demais organismos que são de água doce. Os resultados obtidos para este organismo apresentaram valores de $CL50_{24h}$ de 8,0; 17,4; 39,3 e 54,2 para o lixiviado bruto, após tratamento biológico, pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação e por adsorção em CAG, respectivamente.

Pozzetti, (2014) avaliou a toxicidade do lixiviado do aterro controlado de Londrina – PR para os efluentes pós-tratados por CFS e por CFS associada ao carvão ativado

em pó - CAP. Foram utilizados os organismos-testes *A. salina*, *P. subcaptata*, *C. dubia* e *D. magna*. Pelos resultados obtidos, foi possível verificar que a associação da adsorção em CAP não contribuiu significativamente para a redução da toxicidade em relação à técnica de CFS. A toxicidade do lixiviado bruto para *Artemia salina* foi reduzida gradativamente após cada tratamento apresentando valores de CL50_{24h} iguais a 63,7; 66,7; 73,8 e 79,2 para os lixiviados bruto, após tratamento biológico, pós-tratamento por CFS e pós-tratamento por CFS associado à adsorção em CAP, respectivamente.

Martins *et al.* (2010), realizaram o pós-tratamento do lixiviado bruto proveniente do aterro sanitário de Tijuquinhas, em Biguaçu - SC pela sequência constituída por lagoa aeróbia, lagoa aerada, lagoa de maturação e filtro de pedras em série em escala piloto. Os ensaios de ecotoxicidade foram realizados com o organismo *D. magna* e os valores de CE50_{48h} encontrados para os efluentes pós-tratados por lagoa de maturação e para o filtro de pedras em série foram de 45,06 e 84,08 respectivamente. Após o tratamento por filtro de pedras em série foi possível observar redução na toxicidade do efluente para este organismo-teste

A Tabela 4 apresenta um resumo de estudos ecotoxicológicos com organismos-teste em lixiviados pós-tratados.

Tratamento	Características do efluente bruto	Características do efluente após tratamento	Organismo - teste	Principais resultados	Referências
Biológico por air stripping / coagulação química - floculação - sedimentação (dosagem de cloreto férrico: 200 mg L ⁻¹)	N-amoniaco: 236 mg N-NH ₃ L ⁻¹ Cor Verdadeira: 3598 uH Cloreto: 1828 mg L ⁻¹ DQO: 1344 mg L ⁻¹	N-amonaco: 2 mg N-NH ₃ L ⁻¹ ; Cor Verdadeira: 38 uH; DQO: 292 mg L ⁻¹ ; COD: 23 mg L ⁻¹ .	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	CE50 _{24h} : 7,2 CE50 _{48h} : 4,6	Pozzetti, 2014
			<i>Daphnia magna</i>	CE50 _{24h} : 44,5 CE50 _{48h} : 41,5	
			<i>P. subcaptata</i>	CI50 _{72h} : 9,7	
			<i>Artemia salina</i>	CL50 _{48h} : 73,8	
Biológico por air stripping / coagulação química-floculação- sedimentação / adsorção em carvão ativado pulverizado - (dosagem de cloreto férrico: 200 mg L ⁻¹ e de CAP7: 0,5 mg L ⁻¹)		Cor Verdadeira: 210 uH; DQO: 183 mg L ⁻¹ ; COD:32 mg L ⁻¹ ; COD 32 mg L ⁻¹ .	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	CE50 _{24h} : 5,2 CE50 _{48h} : 4,8	
			<i>Daphnia magna</i>	CE50 _{24h} : 43,9 CE50 _{48h} : 43,8	
			<i>P. subcaptata</i>	CI50 _{72h} : 13,6	
			<i>Artemia salina</i>	CL50 _{48h} : 79,2	
Biológico por air stripping / coagulação química - floculação - sedimentação (dosagem de cloreto férrico: 250 mg L ⁻¹)	N-amoniaco: 859 mg; N-NH ₃ L ⁻¹ ; Cor verdadeira: 4180 uH; DQO: 1819 mg L ⁻¹ ; COT: 813 mg L ⁻¹	Cor verdadeira: 140 uH; DQO: 303 mg L ⁻¹ ; COT: 122 mg L ⁻¹ ; Cloretos: 4041 mg L ⁻¹	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	CE50 _{24h} : 4,7 CE50 _{48h} : 2,1	Kawhigashi, 2012
			<i>Daphnia magna</i>	CE50 _{24h} : 5,7 CE50 _{48h} : 4,4	
			<i>P. subcaptata</i>	CI50 _{72h} : 21,3	
			<i>Artemia salina</i>	CL50 _{48h} : 45,8	
Biológico por air stripping / coagulação química - floculação - sedimentação /		Cor verdadeira: 0 uH; DQO: 71 mg L ⁻¹ ; COT: 39	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	CE50 _{24h} : 8,6 CE50 _{48h} : 5,0	

adsorção em carvão ativado granular (dosagem de cloreto férrico: 250 mg L ⁻¹)		mg L ⁻¹ ; Cloretos: 4125 mg L ⁻¹	<i>Daphnia magna</i>	CE50 _{24h} : 12,3	
				CE50 _{48h} : 9,6	
			<i>P. subcaptata</i>	CI50 _{72h} : 38,4	
			<i>Artemia salina</i>	CL50 _{48h} : 58,6	
Coagulação - floculação (dosagem de sulfato de alumínio: 700 mg L ⁻¹)	DQO: 3455 mg L ⁻¹ ; COT: 815 mg L ⁻¹ ; N-amoniacoal: 802 mg L ⁻¹ ; Cor: 5250 mg PtCo L ⁻¹ ; Cloreto: 4129 mg L ⁻¹	Cor : 1550 uH; DQO: 2670 mg L ⁻¹ ; COT: 690 mg L ⁻¹ .	<i>Daphnia simillis</i>	CE50 _{24-48h} : 6,42	Silva, 2002
<i>Artemia salina</i>			CL50 _{24-48h} : 17,44		
Coagulação - floculação / ozonização (dosagem de sulfato de alumínio: 700 mg L ⁻¹ e ozonio: 3 g L ⁻¹)		Cor : 250 uH; DQO: 1970 mg L ⁻¹ ; COT: 762 mg L ⁻¹ .	<i>Daphnia simillis</i>	CE50 _{24-48h} : 6,3	
			<i>Artemia salina</i>	CL50 _{24-48h} : 43,04	
Lagoas sem recirculação - saída da terceira lagoa	N-amoniacoal: 1001 mg; N-NH ₃ L; DQO: 1990 mg L ⁻¹ ; COD:441 mg L ⁻¹ ; pH:9,6.	N-amoniacoal: 40 mg; N-NH ₃ L ⁻¹ ; DQO: 637 mg L ⁻¹ ; COD: 203 mg L ⁻¹ ; pH:9,4.	<i>Daphnia magna</i>	CE50 _{48h} : 45,06	Martins et al, 2010
Lagoas com recirculação 100% - saída da terceira lagoa	N-amoniacoal: 1385 mg; N-NH ₃ L ⁻¹ ; DQO: 2406 mg L ⁻¹ ; COD: 544 mg L ⁻¹ ; pH:9,8.	N-amoniacoal: 162 mg; N-NH ₃ L ⁻¹ ; DQO: 946 mg L ⁻¹ ; COD: 244 mg L ⁻¹ ; pH:9,2.		CE50 _{48h} : 35,35	
Lagoas sem recirculação - saída do filtro de pedregulho	N-amoniacoal: 1001 mg; N-NH ₃ L ⁻¹ ; DQO: 1990 mg L ⁻¹ ; COD:441 mg L ⁻¹ ; pH:9,6.	N-amoniacoal: 13 mg; N-NH ₃ L ⁻¹ ; DQO: 562 mg L ⁻¹ ; COD: 154 mg L ⁻¹ ; pH:9,4.		CE50 _{48h} : 84,08	
Lagoas com recirculação 100% - saída do filtro de pedregulho	N-amoniacoal: 1385 mg; N-NH ₃ L ⁻¹ ; DQO: 2406 mg L ⁻¹ ; COD: 544 mg L ⁻¹ ; pH:9,8.	N- N-NH ₃ amoniacoal: 9 mg L ⁻¹ ; DQO: 487 mg L ⁻¹ ; COD: 101 mg L ⁻¹ ; pH:9,2.		CE50 _{48h} : Pouco tóxico	

Tabela 4 - Resumo de estudos ecotoxicológicos com organismos-teste.

3.4 ASPECTOS LEGAIS RELACIONADOS AO LIXIVIADO

O lixiviado de aterro sanitário é um dos efluentes mais difíceis de tratar, pois sua composição varia com muitos fatores como o tipo de resíduos sólidos dispostos no aterro, condições climáticas, idade do aterro, material de cobertura da célula do aterro, concentração de matéria orgânica e material recalcitrante, tipo de pré-tratamento, entre outros. Este tipo de efluente quando descartado sem o devido tratamento, pode causar sérios prejuízos ao ecossistema aquático e ambiente.

Neste contexto, o lixiviado e as questões relacionadas a essa matriz foram aos poucos sendo incluídas nas legislações federais, estaduais e municipais e suas atualizações.

A Resolução 357 do ano de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente 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. No ano de 2011 foi instituída a Resolução 430, que complementa e altera a Resolução 357/2005, principalmente no que diz respeito a lançamentos de efluentes em corpos hídricos. Sendo assim, em seu artigo 3 é estabelecido que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente em corpos receptores após o devido tratamento obedecendo as condições, padrões e exigências desta Resolução. As condições e os padrões de lançamentos de efluentes estão descritos no artigo 16, sendo que no § 1, em específico, é retratado que os efluentes oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem devem atender às condições e padrões contidos nesse artigo, com destaque à concentração limite de nitrogênio amoniacal total de 20 mg L⁻¹. Em relação à Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é exigido uma remoção mínima de 60% do valor de entrada.

A Resolução 070/2009 do Conselho Estadual do Meio Ambiente – CEMA, no Paraná, no anexo 7 trata sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes líquidos e limita os valores de DBO₅ em 50 mg L⁻¹, DQO em 200 mg L⁻¹ e realização de testes de toxicidade aguda com *Daphnia magna* (Fator de toxicidade - FTd:8) e *Vibrio fischeri* (FTbl:8).

No Paraná, a Resolução CEMA 86, de 2 de abril de 2013, define chorume como sendo “líquido resultante da infiltração de águas pluviais no maciço de resíduos, da umidade dos resíduos e da água de constituição de resíduos orgânicos liberada

durante sua decomposição no corpo do aterro sanitário; o chorume também é conhecido como lixiviado ou percolado”. Ainda é ressaltado no artigo 16 que o chorume gerado deverá ser tratado por uma das opções que segue:

- Recirculação (no próprio aterro);
- Tratamento no local seguido de lançamento em corpo hídrico;
- Tratamento por empresas terceirizadas;
- Combinação dos métodos acima;
- Demais tecnologias de tratamento validadas.

Além disto, os parâmetros, limites máximos permitidos e frequência para monitoramento do chorume, águas superficiais e águas subterrâneas deverão atender ao disposto no Anexo X da referida legislação, sendo exigido remoções de 80% do valor de entrada de DQO e DBO, ausência de materiais flutuantes e materiais sedimentáveis máximo de 1 mL L⁻¹.

A Resolução CONAMA 357/2005 define ensaios ecotoxicológicos como sendo “ensaios realizados para determinar o efeito deletério de agentes físicos ou químicos a diversos organismos aquáticos.”. A Tabela 5 relaciona os efeitos de ecotoxicidade dos organismos segundo a classificação das águas.

Tabela 5– Classificação das águas segundo à Resolução CONAMA 357/2005 relacionado aos efeitos de ecotoxicidade aos organismos

Resolução CONAMA 357/2005		
Águas Doces	Classe I	Não deve ser verificado efeito tóxico crônico aos organismos
	Classe II	Não deve ser verificado efeito tóxico crônico aos organismos
	Classe III	Não deve ser verificado efeito tóxico agudo aos organismos
	Classe IV	-
Águas Salinas	Classe I	Não deve ser verificado efeito tóxico crônico aos organismos
	Classe II	Não deve ser verificado efeito tóxico agudo aos organismos
	Classe III	-
Águas Salobras	Classe I	Não deve ser verificado efeito tóxico crônico aos organismos
	Classe II	Não deve ser verificado efeito tóxico agudo aos organismos
	Classe III	-

A referida Resolução estabelece limites para uma serie de potenciais contaminantes no meio ambiente e em seu artigo 7 acrescenta que:

[...] as possíveis interações entre as substâncias e a presença de contaminantes não listados nesta Resolução, passíveis de causar danos aos seres vivos, deverão ser investigadas utilizando-se ensaios ecotoxicológicos, toxicológicos, ou outros métodos cientificamente reconhecidos.

A Resolução CONAMA 430/2011, em seu artigo 4 define os testes de ecotoxicidade como “métodos utilizados para detectar e avaliar a capacidade de um agente tóxico de provocar efeito nocivo, utilizando bioindicadores dos grandes grupos de uma cadeia ecológica”. Segundo esta Resolução o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, seguindo os critérios de ecotoxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente. Além disto, esta Resolução ressalta que devem ser realizados ensaios de ecotoxicidade com organismos de pelo menos dois níveis tróficos.

De acordo com a Resolução 081/2010 do Conselho Estadual do Meio Ambiente que dispõe sobre critérios e padrões de ecotoxicidade para o Controle de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais no Estado do Paraná, em seu artigo 4 regulamenta que:

- Os limites máximos de emissão de toxicidade exigidos para o lançamento de efluentes em corpos hídricos, a partir do seu quarto ano de publicação é limitado ao fator de toxicidade FT de 4 e a partir do oitavo ano será limitado ao fator de toxicidade FT de 2;
- Para os ensaios de ecotoxicidade os organismos-teste deverão pertencer a dois níveis tróficos diferentes segundo o Anexo I e II dessa mesma Resolução.
- Segundo o Anexo I os organismos para testes ecotoxicológicos em efluentes de aterro sanitário de resíduos urbanos com despejo em corpos hídricos de água doce, para testes agudos são, as espécies *Vibrio fischeri* e *Daphnia magna* e para testes crônicos as espécies *Ceriodaphnia dubia* e *Scenedesmus subspicatus*.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LIXIVIADOS BRUTO E DE ESTUDO

Nessa pesquisa foram utilizados lixiviados provenientes de dois aterros, o primeiro, do aterro sanitário da cidade de Cianorte – PR e o segundo, do aterro controlado de Londrina-PR.

O aterro sanitário de Cianorte – PR, encontra - se em operação desde o ano de 2002, desta forma, o lixiviado bruto, denominado lixiviado A, apresenta características de lixiviado estabilizado. O tratamento do lixiviado no aterro sanitário é realizado por processos biológicos, composto por uma sequência de lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação. Foram coletados aproximadamente 15 m³ de lixiviado após o tratamento biológico, na saída da lagoa de maturação, denominado lixiviado de estudo A, em caminhão tanque, previamente limpo, e armazenados em tanque de polietileno reforçado com fibra de vidro, localizado nas dependências do Laboratório de Saneamento da UEL.

O aterro controlado de resíduos sólidos domiciliares de Londrina – PR esteve em funcionamento entre 1974 e 2010 e portanto, o lixiviado bruto possui características de estabilizado. O lixiviado bruto de Londrina – PR, denominado lixiviado B, foi coletado em caminhão tanque, previamente limpo, e armazenado em reservatório de fibra de vidro de 15 m³, localizado no Laboratório de Saneamento da UEL. No laboratório, o lixiviado B foi tratado preliminarmente por *stripping* de amônia, com o objetivo de remover o nitrogênio amoniacal e, em seguida, foi tratado biologicamente por lodos ativados para nitrificação/desnitrificação em instalação piloto de 1 m³ de capacidade em bateladas sequenciais, realizado segundo metodologias estabelecidas por Hossaka (2008), Alvim (2010), Felici (2010), Castro (2012), Kawahigashi (2012) e Maler (2012). O lixiviado resultante destes tratamentos, considerado como lixiviado de estudo B foi produzido por Fujii (2014).

Após os tratamentos biológicos, os lixiviados de estudo A e B foram submetidos ao pós-tratamento físico-químico por coagulação - filtração ascendente em pedregulho associado aos sistemas adsortivos com carvão ativado granular ou pulverizado.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS BRUTO, DE ESTUDO E APÓS CADA ETAPA DE PÓS-TRATAMENTO

Os lixiviados bruto, de estudo e pós-tratados A e B foram caracterizados segundo os parâmetros físicos e químicos contidos na Tabela 6.

Tabela 6 - Métodos e equipamentos para caracterização física e química dos lixiviados

Parâmetro	Ref. APHA, AWWA, WEF (2012)	Método	Equipamento (modelo/marca)
pH	Potenciométrico 4500	Método potenciométrico	pHmetro: Digimed DM-2P Agitador: FISATOM 761
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	2320 B	Método titulométrico	pHmetro: Digimed DM-2P Agitador: FISATOM 761 Titulador: METROHM 20 mL
Cor aparente (uH)	2120 C	Método espectrofotométrico	Espectrofotômetro Agilent Technologies Cary 60 UV-Vis
Cor verdadeira (uH)	2120 C	Método espectrofotométrico - filtrado em membrana 0,45 µm	Espectrofotômetro Agilent Technologies Cary 60 UV-Vis
Turbidez (uT)	2130 B	Método Nefelométrico	Turbidímetro Hack 2100Q
Série de sólidos (mg L ⁻¹)	2540 B, C, D e E	Método gravimétrico	Membranas 1,2 Mufla 550° C: FORNITEC 1940 Estufa 103° C: LUFERCO
DQO (mg L ⁻¹)	5220 C e adição de padrão	Método colorimétrico	Bloco digestor COD Reactor HACH Espectrofotômetro Agilent Technologies Cary 60 UV-Vis
COD (mg L ⁻¹)	5310 B	Método da combustão a alta temperatura com filtração em membrana 0,45 µm	Analizador de COT e N: Vario TOC Select / Elementar
Cloreto (mg L ⁻¹)	4500 – Cl- B	Método de titulométrico	Agitador: FISATOM 761 Bureta de 25 mL
Sedimentação	-	Método volumétrico	Cone Ihmoff
NKT (mg L ⁻¹)	4500 - N _{org} B e C	Método de titulométrico	pHmetro: Digimed DM-2P Agitador: FISATOM 761 Titulador: METROHM 20 mL Destilador: BUCHI K-355 Bloco Digestor BUCHI K-435 Lavador de gases BUCHI B-414
N-amoniacal (mg L ⁻¹)	4500 – NH ₃ B e C	Método titulométrico	pHmetro: Digimed DM-2P Agitador: FISATOM 761 Titulador: METROHM 20 mL Destilador BUCHI K-355
Nitrito (mg L ⁻¹)	4500 – NO ₂ B	Método espectrofotométrico	Espectrofotômetro Agilent Technologies Cary 60 UV-Vis
Nitrato (mg L ⁻¹)	Cataldo (1975)	Método espectrofotométrico	Espectrofotômetro Agilent Technologies Cary 60 UV-Vis

Fonte: o próprio autor

Ao final, foram realizados ensaios de ecotoxicidade (item 4.5) para os lixiviados bruto, de estudo e para as amostras representativas das condições de maior eficiência de cada pós-tratamento.

4.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL DO PÓS-TRATAMENTO DOS LIXIVIADOS DE ESTUDO

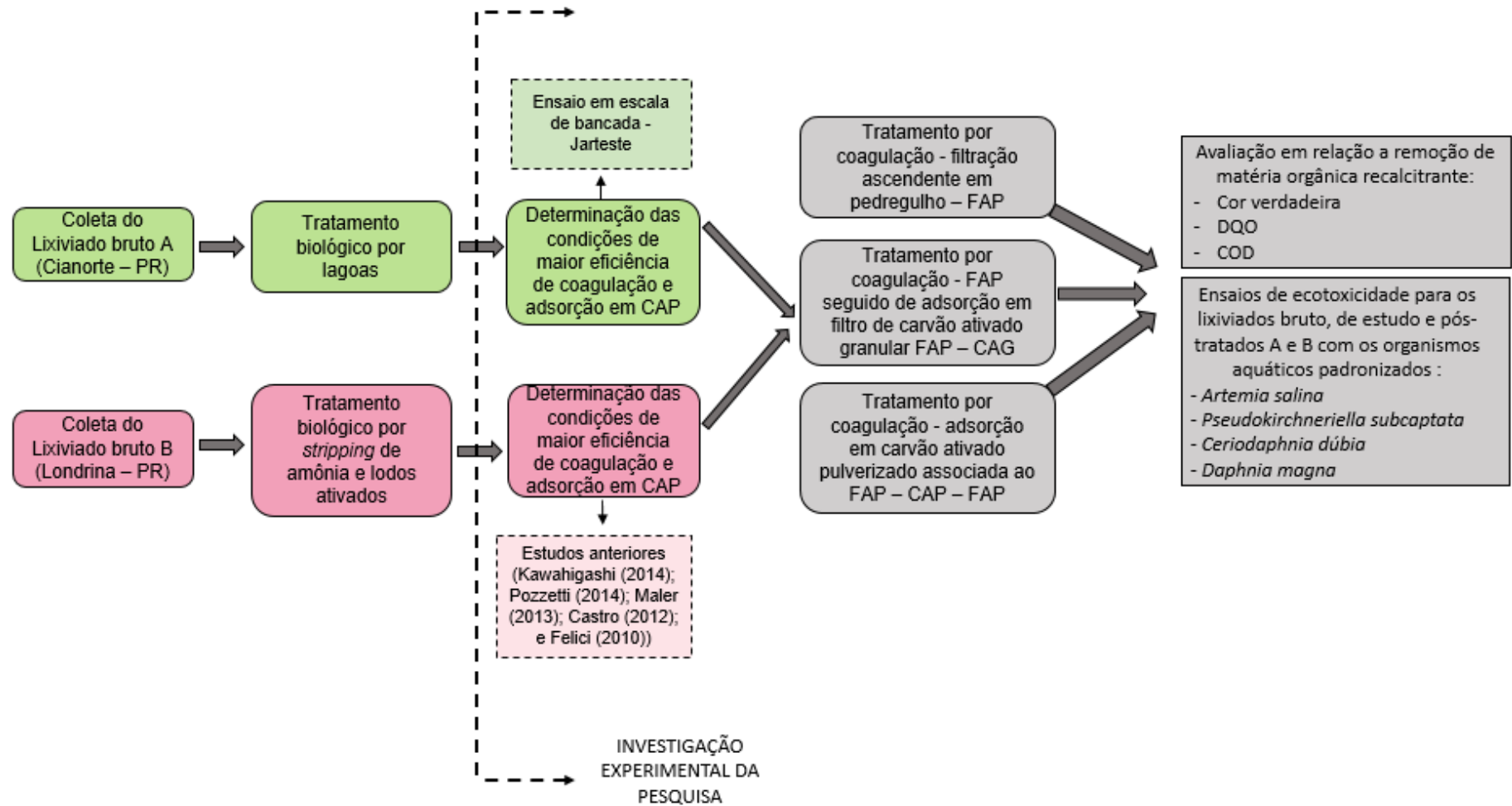
Visando à remoção de matéria orgânica recalcitrante foram investigadas, em escala piloto, alternativas técnicas de pós-tratamento físico-químico dos lixiviados de estudo A e B descritos a seguir e ilustrados pela representação esquemática na Figura 8.

- Ensaio de coagulação – filtração ascendente em pedregulho – FAP;
- Ensaio de coagulação – filtração ascendente em pedregulho e adsorção em carvão ativado granular – FAP – CAG;
- Ensaio de coagulação associada à adsorção em carvão ativado pulverizado e filtração ascendente em pedregulho – CAP – FAP.

Para a viabilização dos ensaios em escala piloto foram realizados ensaios coagulação, floculação, sedimentação e adsorção em escala de bancada – Jarteste para determinação das condições de maior eficiência de coagulação (dosagem de coagulante e pH de coagulação) e adsorção para o lixiviado de estudo A. Para as condições de coagulação e adsorção do lixiviado de estudo B foram utilizados os resultados de maior eficiência obtidos por Pozzetti (2014).

Para avaliação do desempenho, foi realizada, além da caracterização física e química, ensaios de ecotoxicidade para organismos aquáticos padronizados das amostras representativas dos lixiviados bruto, de estudo, e pós-tratados.

Figura 8 – Delineamento experimental da pesquisa

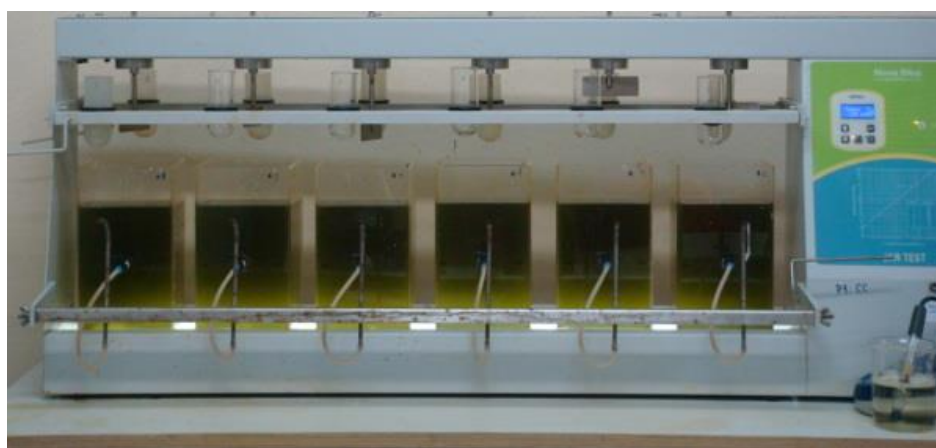


4.4 PÓS-TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO

4.4.1 Determinação das condições de coagulação e de adsorção

Para o lixiviado de estudo A os ensaios de coagulação – floculação – sedimentação e de adsorção em carvão ativado pulverizado – CAP, em escala de bancada, foram realizados em reatores estáticos - Jarteste (Nova Ética - 218/6LDBE), a fim de se obter as condições de maior eficiência de coagulação (dosagem de coagulante e pH de coagulação) e adsorção em CAP (dosagem de CAP e pH), em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante, correlacionada à cor verdadeira.

Figura 9- Equipamento Jarteste.



Fonte: o próprio autor

Os valores dos parâmetros de controle operacional utilizados nesses ensaios são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7- Valores dos parâmetros de controle operacional - ensaios em escala de bancada

Parâmetros de controle operacional	Valores
Tempo médio de mistura rápida (T_{mr})	1 min
Gradiente de velocidade médio de mistura rápida (G_{mr})	600 s^{-1}
Tempo médio de floculação (T_{floc})	20 min
Gradiente de velocidade médio de floculação (G_{floc})	20 s^{-1}
Tempo de sedimentação (T_{sed})	30 min
Velocidade de sedimentação (V_{sed})	$0,12 \text{ cm min}^{-1}$

Como acidificante, foram utilizados a solução comercial de ácido clorídrico (37%), com massa específica de $1,187 \text{ kg L}^{-1}$, e como coagulante o cloreto férrico líquido (38,94%), com massa específica de $1,412 \text{ kg L}^{-1}$. A adição de CAP, com dosagem de 0,5

g L⁻¹ foi realizada no início do tempo médio de mistura rápida. O tempo de contato total entre o adsorvente e o adsorvato foi de $T_t = 51$ min ($T_{mr} + T_{floc} + T_{sed}$).

Os ensaios em escala de bancada foram realizados considerando os resultados obtidos em trabalhos anteriores por Kawahigashi (2014); Pozzetti (2014), Maler (2012); Castro (2012); e Felici (2010) variando as dosagens de ferro de 100 e 200 mg L⁻¹ em pH de 3,5 a 5,5 e dosagem de carvão ativado pulverizado selecionado de 0,5 mg L⁻¹.

A variação de pH da mistura de lixiviado de estudo, ácido e coagulante após a adição de CAP não foi expressiva sendo assim, optou-se pela não correção de pH visando à aplicação em escala piloto.

Para as condições de coagulação do lixiviado de estudo B foram adotadas as condições de maior eficiência obtidos por Fujii (2014) e quando associados ao CAP foi utilizado os resultados de maior eficiência obtidos por Pozzetti (2014).

4.4.2 Características do material adsortivo

O carvão ativado granular - CAG utilizado nessa pesquisa possui origem vegetal (endocarpo do coco) e ativação física com Número de Iodo – NI, Índice de Fenol – IF e Índice de Azul de Metileno – IAM de 772,54 mg g⁻¹, 4,13 g L⁻¹, 132 mg g⁻¹, respectivamente. No estudo realizado por Kawahigashi *et al.* (2014) esse CAG foi selecionado como sendo o de maior eficiência, dentre os carvões analisados. A Tabela 8 apresenta as características do CAG selecionado quanto à área de superfície específica e volume específico em função do tamanho do poro.

Tabela 8 - Características do CAG selecionado

Área de superfície específica (BET) (m ² g ⁻¹)			Volume específico em função do tamanho do poro (cm ³ g ⁻¹)			
Microporo	Mesoporo	Total	Microporo Primário (<0,8 nm)	Microporo secundário (0,8 - 2 nm)	Mesoporo (2 - 50 nm)	Total
813,5 (94,7%)	45,1 (5,3%)	858,6	0,013 (3,1%)	0,355 (84,9%)	0,05 (12%)	0,418

O carvão ativado pulverizado - CAP utilizado foi selecionado por Pozzetti (2014) como sendo o de maior eficiência dentre os produtos nacionais caracterizados. Esse carvão possui origem vegetal (*Pinus*) e ativação física com Número de Iodo – NI, Índice de Fenol – IF e Índice de Azul de Metileno – IAM de 942 mg g⁻¹, 2,1 g L⁻¹ e 134 mg g⁻¹, respectivamente. As características quanto à área de superfície específica e ao volume específico em função do tamanho do poro do CAP utilizado estão descritas na Tabela 9

Tabela 9 -Características do CAP selecionado

Área de superfície específica (BET) (m ² g ⁻¹)			Volume específico em função do tamanho do poro (cm ³ g ⁻¹)			
Microporo	Mesoporo	Total	Microporo Primário (<0,8 nm)	Microporo secundário (0,8 - 2 nm)	Mesoporo (2 - 50 nm)	Total
609,9 (70%)	267,8 (30%)	874,7	0,109 (20%)	0,141 (26%)	0,297 (54%)	0,547

4.4.3 Parâmetros operacionais aplicados nos ensaios em escala piloto

Nesta pesquisa, os parâmetros de concepção de projeto, de operação bem como os métodos de descarga de fundo e lavagem do filtro foram adotados considerando os resultados obtidos por Fujii (2014). Detalhes adicionais podem ser consultados na referida bibliografia.

O controle operacional e monitoramento da eficiência do sistema, foram realizados a cada 15 mins na 1ª hora, a cada 30 mins nas 2ª e 3ª horas, e a cada 60 mins a partir da 4ª hora após a partida do sistema por meio de:

- Tomadas de medidas de perda de carga e estimativas do caminhamento da frente de impurezas do filtro;
- Coletas das amostras do lixiviado coagulado e do efluente de saída do filtro para medidas de pH, turbidez e cor aparente.

O efluente tratado do FAP nos ensaios foi encaminhado continuamente para o reservatório de efluente do FAP e ao final de cada ciclo (dado pela execução das descargas de fundo) foram coletados 5 L de amostra, previamente homogeneizada. Ao término da carreira de filtração foi preparada uma amostra representativa do ensaio constituída por alíquotas das amostras de cada ciclo, considerando o tempo de operação de cada ciclo em relação a duração total da carreira. As amostras representativas foram caracterizadas para os parâmetros relacionados à matéria orgânica recalcitrante: cor verdadeira, DQO, COD e cloretos. Adicionalmente, essas amostras foram também avaliadas por meio de ensaios de ecotoxicidade para organismos aquáticos padronizados.

Devido à retenção de impurezas no filtro, tendo como finalidade prolongar a duração das carreiras, adotou-se número de descargas de fundo intermediárias – DFIs igual a 3 e como critério de parada, a perda de carga limite de 120 cm ou ocorrência de transpasse. Assim, as DFIs foram executadas a cada incremento de 30 cm em relação à perda de

carga anterior, ou seja, 1° DFI com 30 cm de perda de carga (1° ciclo), a 2° DFI com 60 cm (2° ciclo), a 3° DFI com 90 cm (3° ciclo) e a descarga de fundo final – DFF com 120 cm (4° ciclo), finalizando assim, a carreira de filtração. As descargas de fundo foram realizadas, após o desvio do lixiviado coagulado, por uma tubulação PVC, com esvaziamento total do filtro, sendo o lodo de descarga de fundo - LDF, encaminhado para o reservatório de resíduos de LDF.

O sistema de lavagem do FAP foi composto por uma bomba centrífuga (Eletroplas – ICS-50B, 0,5 HP), reservatório de água para lavagem de 500 L, tubulação principal em PVC com ramificações e acessórios, permitindo o controle da taxa de aplicação de água no sentido ascensional para lavagem, além de tubulações para coleta de água de lavagem, ligadas ao reservatório de resíduos. O sistema de aplicação de ar para lavagem auxiliar foi composto por moto-compressor de ar (SCHULZ CSL 20 BR), tubulação principal em PVC, adaptada na parte inferior do filtro com vazão controlada por registro de esfera, e tubulação de retorno com registro de gaveta.

Após o término da carreira de filtração, a lavagem do FAP foi efetuada em quatro etapas, discriminadas a seguir:

- Primeira etapa: execução de 1 descarga de fundo – DF, com taxa média de aproximadamente $2780 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e duração média de 15 s;
- Segunda etapa: enchimento com água no sentido ascensional até o limite estabelecido de 36 cm, a partir do topo da última camada de areia seguida de aplicação de ar com taxa da ordem de $20 \text{ L s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ durante 5 min;
- Terceira etapa: aplicação simultânea de água no sentido ascensional com taxa de $0,35 \text{ m min}^{-1}$ e introdução de ar com taxa da ordem de $10 \text{ L s}^{-1} \text{ m}^{-2}$.
- Quarta etapa: aplicação de água no sentido ascensional com taxa de aproximadamente $0,8 \text{ m min}^{-1}$ por 5 min, limitando-se a expansão do meio até o limite estabelecido de 36 cm (60% da espessura da última camada de areia), a partir do topo da última camada.

4.4.4 Ensaio de coagulação – filtração ascendente em pedregulho – FAP em escala piloto

A instalação piloto de filtração ascendente em pedregulho - FAP (Figura 10) e Figura 11 encontra-se no Laboratório de Saneamento da Universidade Estadual de Londrina – PR e foi projetada e construída por Fujii (2014).

Figura 11 – Sistema de filtração ascendente em pedregulho -FAP



Fonte: o próprio autor

O filtro ascendente operou com taxa de filtração de $15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e foi composto por pedregulho, areia média e areia grossa. A Tabela 10 apresenta a composição granulométrica utilizada.

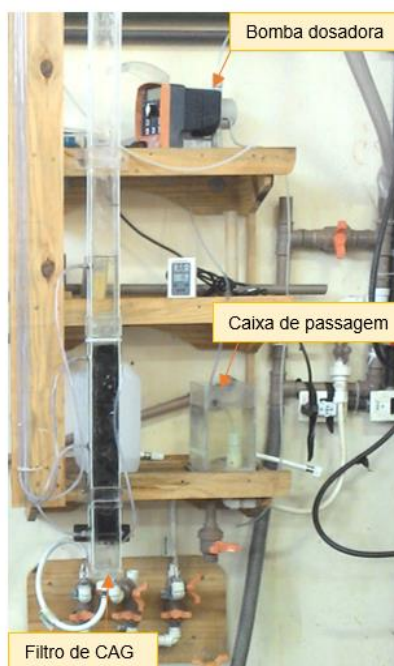
Tabela 10- Composição granulométrica do filtro ascendente em pedregulho

Composição granulométrica do FAP	Espessura (cm)
Areia média (0,30 - 1,20 mm)	60
Areia grossa (0,6 - 2,4 mm)	30
Pedregulho fino (2,4 - 4,8 mm)	30
Pedregulho médio-fino (4,8 - 9,5 mm)	30
Pedregulho médio (9,5 - 19 mm)	30
Pedregulho grosso (19 - 25 mm)	30
Espessura total (cm)	210

4.4.5 Ensaio de coagulação – filtração ascendente em pedregulho e adsorção em carvão ativado granular – FAP – CAG em escala piloto

O filtro de CAG foi construído em acrílico com base quadrada de 40 mm de aresta e 1000 mm de altura com espessura da camada de CAG de 450 mm e foi adaptado após o sistema de FAP. O efluente pós-tratado por FAP seguia para uma caixa de passagem construída em acrílico com base quadrada de 40 mm de aresta, 1000 mm de altura, e capacidade volumétrica de 1,6 L, de onde era encaminhado para o filtro de CAG por uma bomba dosadora, a uma vazão constante de $2,0 \text{ L h}^{-1}$, resultando em tempo de contato de 20 min. A Figura 12 apresenta a foto do filtro de CAG, da caixa de passagem e bomba dosadora.

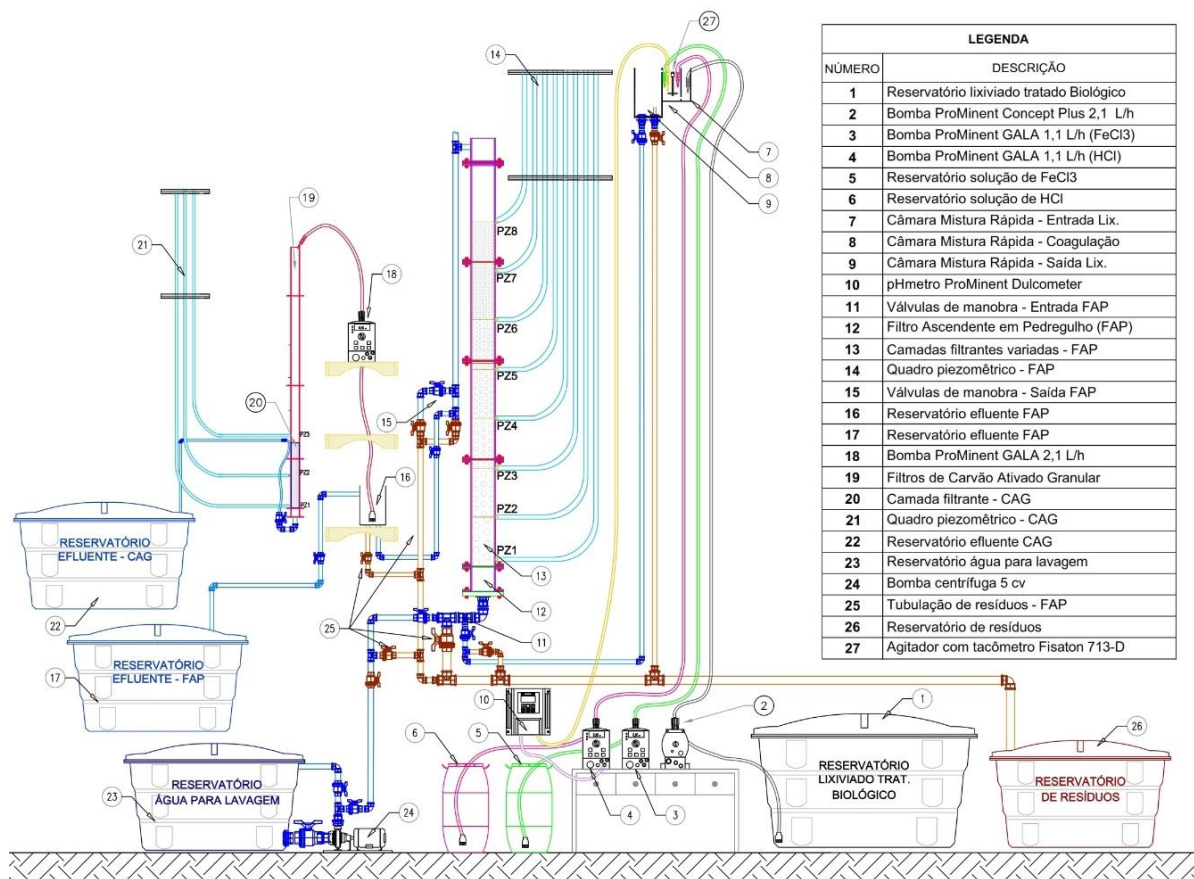
Figura 12 - Filtro de carvão ativado granular



Fonte: o próprio autor

A Figura 13 apresenta o esquema do sistema de FAP – CAG, onde pode-se observar a inclusão da caixa de passagem (16), bomba dosadora (18) e filtro de CAG (19).

Figura 13 - Esquema da Instalação Piloto de FAP – CAG



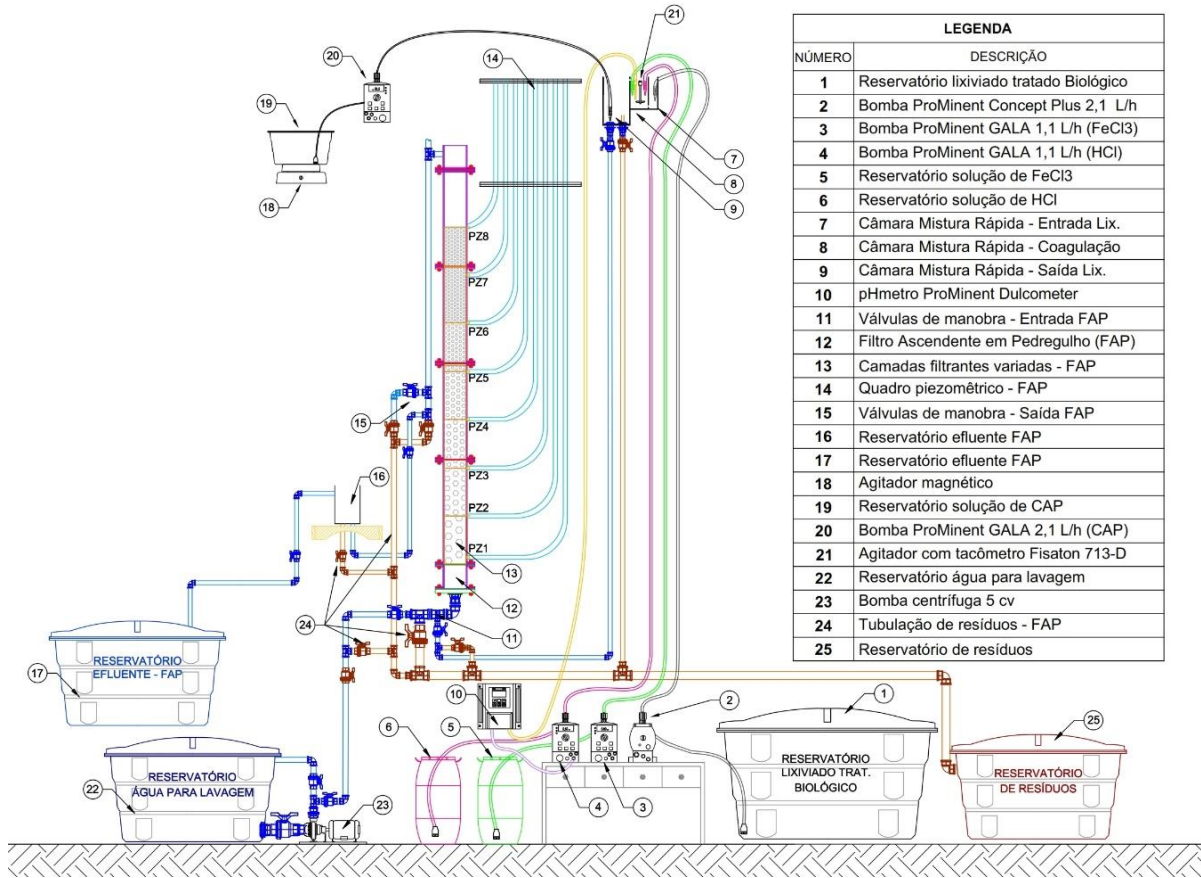
Fonte: Adaptado de Fujii, (2014)

4.4.6 Ensaio de coagulação associada à adsorção em carvão ativado pulverizado e filtração ascendente em pedregulho – CAP – FAP em escala piloto

O sistema de dosagem de CAP foi composto por: bomba dosadora (ProMinent – Concept Plus); agitador magnético, para manutenção da homogeneidade da suspensão de CAP; e um recipiente para contenção da suspensão, abastecido a cada duas horas, com capacidade volumétrica de 5L. As dosagens de CAP eram realizadas no compartimento logo após a câmara de mistura rápida – CMR, sem ajuste de pH. A suspensão de CAP foi preparada utilizando água potável desclorada com concentração de $3,0 \text{ g L}^{-1}$, de forma que a concentração final após mistura resultasse em $0,5 \text{ g L}^{-1}$. Assim, a mistura composta por lixiviado de estudo, ácido clorídrico, coagulante, e suspensão de CAP, era encaminhada para a parte inferior do filtro ascendente em pedregulho.

A Figura 14 ilustra o esquema da instalação piloto de FAP adaptada à associação com adsorção em carvão ativado pulverizado – CAP – FAP com destaque aos dispositivos agitador magnético (18), recipiente de suspensão de CAP (19) e bomba dosadora (20).

Figura 14- Esquema da Instalação Piloto FAP com adição de CAP – CAP – FAP



Fonte: Adaptado de Fujii, (2014)

4.4.7 Avaliação do índice de produtividade

A avaliação das carreiras de filtração foi realizada pela determinação do índice de produtividade (%), calculado em função dos parâmetros operacionais: taxa de filtração (T_F), taxa de lavagem (T_L), tempo de operação da carreira de filtração (d_c), duração média de enchimento do filtro (\bar{d}_e) e duração de lavagem do filtro (d_L), conforme a Equação 1.

Equação 1 – Cálculo para o índice de produtividade

$$i (\%) = \frac{V_{\text{efet. tratado}}}{V_{\text{total tratado}}} = \frac{\frac{T_F \times d_c}{24} - \left(\frac{\text{Volume gasto nas DFs}}{24} + \frac{\text{Volume gasto na lavagem}}{1440} \right)}{\frac{T_F \times d_c}{24}}$$

Volume total

Onde:

i = índice de produtividade (%);
 T_F = Taxa de filtração ($m^3 m^2 d^{-1}$);
 T_L = Taxa de lavagem ($m^3 m^2 d^{-1}$);
 d_c = duração da carreira de filtração (h);
 $\overline{d_e}$ = duração média de enchimento do filtro (h);
 d_L = duração da lavagem (min);
 N_{DF} = Número de descargas de fundo.

Em função da variação da taxa média de descarga de fundo em relação ao grau de colmatação do meio granular do filtro ao longo da carreira de filtração, o cálculo do volume de descarga foi realizado considerando o volume de enchimento do filtro, dada pela multiplicação da taxa de filtração (T_F) pela duração média do tempo de enchimento e pelo número de descargas de fundo.

4.4.8 Caracterização dos resíduos gerados por filtração ascendente em pedregulho

Os resíduos gerados na instalação piloto de FAP provenientes do lodo das descargas de fundo intermediárias e final e da água de lavagem foram acumulados separadamente em reservatórios de resíduos. Após as carreiras, foram coletados 2 L de cada resíduo, previamente homogeneizados, para caracterização físico-química em relação à cor aparente e verdadeira, DQO, COD, série de sólidos e sólidos sedimentáveis segundo as metodologias e equipamentos contidos no item 4.2.

4.5 ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE

Os organismos-teste utilizados para os ensaios de ecotoxicidade foram: *Artemia salina* (Petrobrás N-2588/1996); *Daphnia magna* (ABNT, 2004); *Ceriodaphnia dubia* (ABNT, 2005) e *Pseudokirchneriella subcapitata* (Blaise *et al*, 2000). Para a realização dos testes foram utilizados os lixiviados bruto, de estudo, e após pós-tratamentos.

4.5.1 *Artemia salina*

4.5.1.1 Ensaios de ecotoxicidade em *Artemia salina* (PETROBRÁS N-2588,1996)

Os ovos (de alta eclosão da Maramar Aquacultura Com. Imp. Exp. Ltda – ME) de *A. salina* foram incubados por 48 horas em solução salina artificial com pH entre 8 e 9, à temperatura de 27° a 30° C e iluminação constante de 60 – 100 w para que ocorresse a

eclosão e nascimento dos náuplios. Para isso, foi utilizada uma caixa plástica compartimentada por divisória contendo orifícios (com diâmetros de 2 mm) uniformemente distribuídos, de forma a permitir a passagem dos náuplios de *A. salina*, por fototropismo, após impedimento de passagem de luz em um dos compartimentos com papel alumínio.

A solução salina para eclosão dos ovos de *A. salina* foi preparada com os compostos relacionados na Tabela 11.

Tabela 11 - Composição da solução salina artificial para *Artemia salina*

Produto químico	Concentração (g.L ⁻¹)
NaCl	24,0
CaCl ₂ ·2H ₂ O	1,5
KBr	0,1
KCl	0,7
Na ₂ SO ₄	4,0
NaHCO ₃	0,2
MgCl ₂ ·6H ₂ O	11,0

Os ensaios foram realizados em tubos de ensaio de vidro de 10 mL, em triplicata para cada uma das concentrações das amostras de lixiviado testadas limitados a 90%, controle negativo e positivo com volume total em cada tubo de 5 mL. O controle negativo (branco) foi realizado com a solução salina e o controle positivo, com solução de dicromato de potássio em meio salino com concentração de 0,2 g L⁻¹. Para validar o teste, no controle negativo e no controle positivo, o número de organismos mortos e vivos, respectivamente, não poderia ultrapassar 10% do total.

Após a preparação de todos os tubos com as concentrações preestabelecidas, com o auxílio de uma pipeta Pasteur de diâmetro adequado e ponta arredondada, colocou-se 10 náuplios de *A. salina* por tubo, e estes foram mantidos sob iluminação à temperatura de 27° a 30° C por 24 h.

Após a exposição de 24 h, o número de organismos vivos e mortos em cada tubo foram quantificados para posteriormente determinar a concentração da amostra que causou mortalidade de 50% dos organismos após exposição de 24 h – CL5024h as condições do teste. A CL5024h foi obtida por cálculo estatístico usando o programa Trimmed Spearman-Kärber (Hamilton *et al*, 1977) com intervalo de confiança de 95%.

4.5.2 *Pseudokirchneriella subcapitata*

4.5.2.1 Manutenção e cultivo de *Pseudokirchneriella subcapitata* (BLAISE *et al*, 2000)

As cepas de *P. subcapitata* foram mantidas por inoculações (10%) quinzenais sob o bico de Bunsen em meio ASM-1 estéril, autoclavado a 121° C durante 20 min. A Tabela 12 apresenta o meio ASM-1 para cultivo de *P. subcapitata*.

Tabela 12 – Composição do meio ASM-1

Solução estoque	Produto químico	Peso (g) para 100 L
A Vol completo = 2000 mL	NaNO ₃	17
	MgCl ₂ .6H ₂ O	4,1
	MgSO ₄ .7H ₂ O	4,9
	CaCl ₂ .2H ₂ O	2,9
B Vol completo = 200 mL	K ₂ HPO ₄ ou K ₂ HPO ₄ .3H ₂ O	1,74 2,28
	Na ₂ HPO ₄ .12H ₂ O ou Na ₂ HPO ₄ .7H ₂ O	3,56 2,66
	H ₃ BO ₃	0,248
	MnCl ₂ .4H ₂ O	0,139
C Vol completo = 10 mL	FeCl ₃ .6H ₂ O	0,108
	ZnCl ₂	0,0335
	CoCl ₂ .6H ₂ O	0,0019
	CuCl ou CuCl.2H ₂ O	0,00014 0,00013
	D Vol completo = 40 mL	EDTA.Na ₂

Para 1 L de ASM-1: 20 mL de A + 2 mL de B + 0,1 mL de C + 0,4 mL D

A cultura foi mantida em triplicata em tubos de ensaio de 22 mL contendo 10 mL de meio e 1 mL do inóculo e em erlenmeyers de 250 mL com 100 mL de meio e 10 mL de inóculo à temperatura controlada de 25° C e iluminação de 35 $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\text{ s}^{-1}$ com fotoperíodo de 12 h d⁻¹ em incubadora BOD (Tecnal – TE371) e agitação diária.

A alga *P. subcapitata* também era utilizada como alimento para outros organismos como a *Daphnia magna* e *Ceriodaphnia dubia*. Para a preparação do alimento, eram utilizados 2 L de meio ASM-1 e 200 mL de inóculo, mantidos as mesmas condições de temperatura e iluminação que as demais culturas, sob aeração contínua por 9 dias. A cultura era centrifugada, e após a concentração na fase exponencial de crescimento eram contados o número de células considerando a concentração de 1×10^5 cél mL⁻¹ org L⁻¹ e preparado o alimento com o meio (água reconstituída) utilizado para *C. dubia*. A Figura 15 apresenta o cultivo para a manutenção das cepas de *P. subcapitata*.

Figura 15 - Cultivo para manutenção de *P. subcapitata*

Fonte: o próprio autor

4.5.2.2 Ensaio de ecotoxicidade em *Pseudokirchneriella subcapitata* (BLAISE *et al*, 2000)

O protocolo utilizado para a realização dos testes em *P. subcapitata* foi baseado na metodologia de Blaise *et al.* (2000). A validade dos testes para este ensaio de ecotoxicidade foi condicionada às seguintes premissas: o coeficiente de variação de cinco amostras controle, com tempo de exposição igual a 72 horas, não pode exceder a 40%; e a densidade celular nos frascos de controle deve aumentar por um fator de no mínimo 16 ($1,16 \times 10^5$ cél mL⁻¹).

Para o ensaio, as diferentes concentrações das amostras de lixiviados diluídas com solução tampão de bicarbonato de sódio, foram preparadas em vials de 5 mL contendo 2,5 mL de volume total, onde populações estimadas de *P. subcapitata* da ordem de $2,6 \times 10^5$ mL⁻¹ foram expostas. Estes frascos permaneceram vedados com filme plástico transparente e incubados sob luz contínua por 72 h, temperatura de 25°C em shaker marca Nova Ética e rotação de 80 rpm. Para a realização do teste as culturas de *P. subcapitata* devem estar entre 5 e 7 dias de crescimento.

Após o período de 72h, foi avaliada a toxicidade por meio da porcentagem de inibição realizando-se a contagem das células de *P. subcapitata* com auxílio de microscópio óptico (Motic-BA210), em câmara de Neubauer. Os resultados foram tratados no programa estatístico Trimmed Spearman-Kärber (Hamilton *et al*, 1977) com intervalo de confiança de 95% e expressos em CE5072h - concentração efetiva média que causa um efeito crônico a 50% dos organismos após 72 h de exposição.

4.5.3 *Ceriodaphnia dubia*

4.5.3.1 Manutenção e cultivo de *C. dubia* (ABNT 13373, 2005)

A cepa de *C. dubia* foi mantida à temperatura controlada de 25° C e iluminação de 35 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ com fotoperíodo de 12 h d^{-1} em incubadora BOD (Tecnal – TE371). O cultivo foi realizado seguindo normas padronizadas (ABNT:NBR 13373: 2005) em água reconstituída com adição de soluções específicas para atender as características: pH 7,0 – 7,6, dureza entre 40 e 48 mg $\text{CaCO}_3 \text{L}^{-1}$, oxigênio dissolvido maior que 3 mg $\text{O}_2 \text{L}^{-1}$, seguida de aeração por um período de pelo menos 12 h antes da sua utilização. A renovação da água de cultivo das culturas estoque e a alimentação foram realizadas 2 vezes por semana. A manutenção e repique dos microcrustáceos foram realizadas com auxílio de pipetas Pasteur de diâmetro adequado e ponta arredondada. A Tabela 13 apresenta a composição da água reconstituída para *Ceriodaphnia dubia*.

Tabela 13 - Composição da água reconstituída para *Ceriodaphnia dubia*

Solução estoque	Constituinte	Concentração (g.L ⁻¹)
A	CaSO ₄	1,5
	KCl	0,2
B	NaHCO ₃	4,8
	MgSO ₄ .7H ₂ O	6,1

Para 1 L de água reconstituída: 20 mL de A + 10 mL B

Os organismos foram alimentados com uma suspensão algal de *P. subcapitata* concentrados na fase exponencial de crescimento considerando a concentração de 1×10^5 cél mL^{-1} org L^{-1} e alimento composto constituído de levedura (fermento biológico seco dissolvido em água deionizada) e ração de peixe Tetramim fermentada (na proporção de 1:1) para uma concentração de 1 mL L^{-1} . A Figura 16 apresenta o cultivo e manutenção do organismo *C. dubia*.

Figura 16 - Cultivo e manutenção do organismo *Ceriodaphnia dubia*

Fonte: o próprio autor

4.5.3.2 Ensaio de ecotoxicidade em *C. dubia* (ABNT 13373, 2005)

Os ensaios de ecotoxicidade utilizando *C. dubia* consistiram na exposição de 5 neonatas com idade entre 6 e 24 h para diferentes diluições das amostras de lixiviados com água reconstituída para volume total de 10 mL em placas de cultivo celular em polipropileno (TPP). Para cada concentração da amostra, controle negativo (água reconstituída) e controle positivo (dicromato de potássio $0,2 \text{ g L}^{-1}$) foram feitas 3 réplicas. Os experimentos foram mantidos na temperatura controlada de 25°C , sem iluminação e sem alimentação. No início foram realizadas as medidas dos parâmetros de pH, oxigênio dissolvido e dureza e ao final dos testes pH e oxigênio dissolvido a fim de garantir as mínimas condições de sobrevivência.

Após o período de exposição foi realizada a contagem dos organismos imóveis ou mortos em estereoscópio (Motic - SMZ140 FBLED) e seus resultados foram expressos como concentração efetiva mediana da amostra que causa efeito a 50% da população exposta após 24 h – CE5024h e 48 h – CE5048h obtidas por cálculo estatístico usando o programa Trimmed Spearman-Kärber com intervalo de confiança de 95% (Hamilton *et al*, 1977). O ensaio foi validado se a porcentagem de organismos imóveis ou mortos no controle negativo resultasse inferior a 10%. A Figura 17 apresenta os ensaios de ecotoxicidade realizados com neonatas de *C. dubia*.

Figura 17- Diferentes concentrações de lixiviados para ensaios ecotoxicológicos com *C. dubia*



Fonte: o próprio autor

4.5.4 *Daphnia magna*

4.5.4.1 Manutenção e cultivo de *D. magna* (ABNT 12713, 2004)

A cepa de *D. magna* foi mantida à temperatura controlada de 25° C e iluminação de 35 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ com fotoperíodo de 12 h d^{-1} em incubadora BOD (Tecnal – TE371). Seu cultivo foi realizado seguindo normas padronizadas (ABNT, 2004) em água de cultivo meio M4 com adição de soluções específicas para atender às seguintes características: pH 7,0 – 8,0, dureza entre 175 – 225 $\text{mg CaCO}_3 \text{L}^{-1}$ e oxigênio dissolvido maior que 1 $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$, seguida de aeração por um período de pelo menos 12 h antes da sua utilização. A renovação da água de cultivo das culturas estoque e a alimentação foram realizadas 2 vezes por semana. A manutenção e repique dos microcrustáceos foram realizadas com auxílio de pipetas Pasteur de diâmetro adequado e ponta arredondada. A Tabela 14 apresenta a composição do meio de cultivo para *Daphnia magna*.

Tabela 14 - Composição do meio de cultivo no Meio M4 para *Daphnia magna*

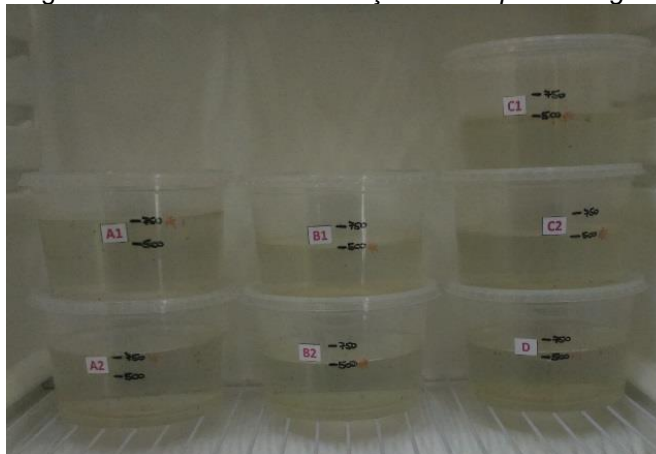
Solução estoque	Produto químico	Concentração (g.L ⁻¹)
A	CaCl ₂ .2H ₂ O	73,52
B	MgSO ₄ .7H ₂ O	123,3
C	KCl	5,8
D	NaHCO ₃	64,8
E	MnCl ₂ .4H ₂ O	7,21
	LiCl	6,12
	RbCl	1,42
	SrCl ₂ .6H ₂ O	3,04
	CuCl ₂ .2H ₂ O	0,335
	ZnCl ₂	0,260
	CoCl ₂ .2H ₂ O	0,2
F	H ₃ BO ₃	5,719
	NaBr	0,032
	Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O	0,126
	KI	0,0065
	Na ₂ SeO ₃	0,00438
	NH ₄ VO ₃	0,00115
G*	NaNO ₃	0,548
	Na ₂ SiO ₃	0,021465
H*	FeSO ₄ .7H ₂ O	0,1991
	Na ₂ EDTA.2H ₂ O	0,500
I	KH ₂ PO ₄ .4H ₂ O	0,286
	K ₂ HPO ₄	0,368
J*	Hidrocloreto de tiamina	0,750
	Cianocobalamina (B12)	0,01
	Biotina	0,075

Para 1 L de meio de cultura: 4 mL de A + 1 mL de B + 1 mL de C + 1 mL de D + 0,1 mL de E + 0,5 mL de F + 0,2 mL de G + 5 mL de H + 0,5 mL de I + 0,1 mL de J
 Solução G: dissolver e diluir a 1000 mL com água destilada, deixando em agitação até o clareamento da solução.

Solução H: preparar as soluções separadamente, cada uma em balão volumétrico de 500 mL de água destilada. Misturar as duas soluções e autoclavar a 121° C por 15 minutos.

Solução J: dissolver e diluir a 1000 mL com água destilada. Armazenar em frasco em geladeira para usar no preparo do meio de cultivo. Congelar o restante em frascos para ir descongelando aos poucos.

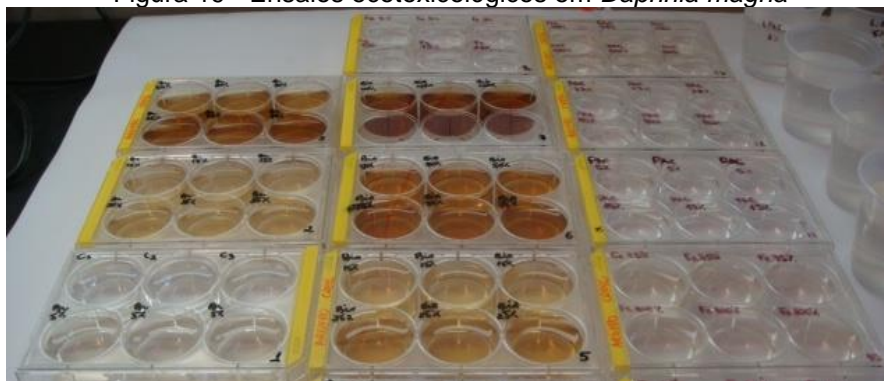
Os organismos foram alimentados com uma suspensão algal de *P. subcapitata* concentrados na fase exponencial de crescimento considerando a concentração de 1×10^5 cél mL⁻¹ org⁻¹ e alimento composto constituído de levedura (fermento biológico seco dissolvido em água deionizada) e ração de peixe Tetramim fermentada (na proporção de 1:1) para uma concentração de 1 mL L⁻¹. A Figura 18 apresenta o cultivo e manutenção do organismo *D. magna*.

Figura 18 - Cultivo e manutenção em *Daphnia magna*

Fonte: o próprio autor

4.5.4.2 Ensaio de ecotoxicidade em *D. magna* (ABNT 12713, 2004)

Os ensaios de ecotoxicidade com *Daphnia magna* consistiram na exposição de 5 neonatas com idade entre 2 e 26 h para diferentes diluições das amostras de lixiviados com água de cultivo (meio M4) para volume total de 10 mL em placas de cultivo celular em polipropileno (TPP). Para cada concentração da amostra e controle negativo (água de cultivo meio M4) e controle positivo (dicromato de potássio $0,2 \text{ g L}^{-1}$) foram feitas 3 réplicas. Os experimentos foram mantidos na temperatura controlada de 25°C , sem iluminação e sem alimentação. No início foram realizadas as medidas dos parâmetros de pH, oxigênio dissolvido e dureza e no final do ensaio pH e oxigênio dissolvido a fim de garantir as mínimas condições de sobrevivência. A Figura 19 apresenta os ensaios realizados com neonatos de *D. magna*.

Figura 19 - Ensaio ecotoxicológicos em *Daphnia magna*

Fonte: o próprio autor

Após o período de exposição foi realizada a contagem dos organismos imóveis ou mortos em estereoscópio (Motic - SMZ140 FBLED) e seus resultados foram expressos

como concentração efetiva mediana da amostra que causa efeito a 50% da população exposta após 24 h – CE5024h e 48 h – CE5048h obtidas por cálculo estatístico usando o programa Trimmed Spearman-Kärber com intervalo de confiança de 95% (Hamilton *et al*, 1977). O ensaio foi validado se a porcentagem de organismos imóveis ou mortos no controle negativo resultasse inferior a 10%.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS LIXIVIADOS BRUTO E DE ESTUDO

Os resultados da caracterização dos lixiviados bruto e de estudo A e B são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 – Caracterização dos lixiviados A e B brutos e de estudo

Parâmetros	Unidades	Lixiviado A		Remoção (%)	Lixiviado B		Remoção (%)
		Bruto	Estudo		Bruto	Estudo	
pH	-	8,7	8,1		8,9	8,5	
Cor verdadeira	uH	2651	658	75	4078	3968	3
Cor Aparente	uH	3742	1419	62	4684	4290	11
DQO	mg O ₂ L ⁻¹	2025	666	67	1466	1101	25
COD	mg O ₂ L ⁻²	1598	409	74	507	909	-
NKT	mg N-NH ₃ L ⁻¹	829	156	81	1641	308	81
N-amoniaco	mg N-NH ₃ L ⁻¹	671	53	92	1164	10	99,1
Nitrito	mg N-NO ₂ L ⁻¹	0,1	0	100	0,2	3	-
Nitrato	mg N-NO ₂ L ⁻¹	0,5	0-	100	2,1	2,1	0
Cloreto	mg L ⁻¹	844	1012	-	2153	2393	-
ST	mg L ⁻¹	7993	3230	-	8106	8950	-
SFT	mg L ⁻¹	6330	2467	-	6398	7494	-
SVT	mg L ⁻¹	1663	763	-	1708	1456	-
SST	mg L ⁻¹	214	230	-	66	35	-
SSF	mg L ⁻¹	60	34	-	25	15	-
SSV	mg L ⁻¹	152	196	-	41	20	-
SDT	mg L ⁻¹	7781	3000	-	8040	8915	-
SDF	mg L ⁻¹	6270	2433	-	6373	7479	-
SDV	mg L ⁻¹	1511	566	-	1667	1436	-

Para o lixiviado de estudo A as remoções de cor verdadeira, cor aparente e DQO foram superiores (75%, 62% e 67%, respectivamente) quando comparadas ao lixiviado de estudo B (3%, 11% e 25%, respectivamente). Este fato pode estar relacionado à diferença no tratamento biológico, sendo que o primeiro foi por lagoas e o segundo por *stripping* de amônia e lodos ativados. Além disso, diferenças na composição da matéria orgânica podem influir na eficiência dos tratamentos.

As Resoluções 357/2005 e 430/2011 do CONAMA, estabelecem condições e padrões de lançamento de efluente em corpos de água, podendo-se destacar, dentre outros: pH entre 5 e 9 e nitrogênio amoniaco total máximo de 20 mg L⁻¹.

De acordo com os resultados obtidos (Tabela 15) observa-se que grande parte do nitrogênio foi removido, evidenciado pelas remoções de NKT e N-amoniacal de 81 e 92% (com valores residuais de 156 e 53 mg L⁻¹), para o lixiviado A e de 81 e 99% (com valores residuais de 308 e 10 mg L⁻¹) para o lixiviado B, respectivamente, comprovando-se assim a eficiência do tratamento biológico para remoção da série nitrogenada. Contudo, nota-se que apesar da elevada remoção de N-amoniacal para o lixiviado A, a concentração residual do efluente não atendeu ao valor limite estabelecido pelos padrões de lançamento das Resoluções 357/2005 e 430/2011.

O anexo 7 da Resolução 0070/2009 – CEMA estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes líquidos industriais e limita o valor de DQO em 200 mg.L⁻¹ para efluentes provenientes de outras atividades quando não enquadradas às especificadas na referida Resolução. A Resolução 086/2013 – CEMA que estabelece diretrizes e critérios orientadores relacionados aos aterros sanitários, visando o controle da poluição, da contaminação e a minimização de seus impactos ambientais, também fixa uma redução de 80% do valor inicial de DBO e DQO para o lixiviado após tratamento. Considerando os valores de DQO dos lixiviados brutos de 2025 mg L⁻¹ para o lixiviado A e de 1466 mg L⁻¹ para o lixiviado B, estes valores limites são de 405 mg L⁻¹ e 293 mg L⁻¹, respectivamente.

Assim, de acordo com as remoções de DQO obtidas de 67% e 25% (Tabela 15) (com valores residuais de 666 e 1101 mg L⁻¹), pode-se observar que os tratamentos biológicos não foram eficientes para remoção de matéria orgânica recalcitrante correlacionada à DQO, uma vez que os valores residuais não atenderam à referida Resolução.

Embora o padrão de lançamento de efluentes da Resolução 357/2005 – CONAMA não estabeleça nenhum valor limite para cor verdadeira e sólidos dissolvidos totais - SDT, vale ressaltar que as condições de enquadramento estabelecidos para águas doces classe 2, classificação da maioria dos corpos hídricos receptores do Estado do Paraná, limitam estes valores em 75 uH e 500 mg L⁻¹, respectivamente. Os valores de cor verdadeira e SDT encontrados para os lixiviados de estudo A e B (Tabela 15) foram de 658 e 3968 uH e de 3000 mg L⁻¹ e 8915 mg L⁻¹, respectivamente. Notadamente, estes valores não atenderam à referida legislação.

Os dados observados especialmente em relação à cor verdadeira, SDT e DQO comprovam portanto, a necessidade de tratamento complementar ao biológico, com a finalidade de adequar a qualidade do lixiviado antes de sua disposição em corpos hídricos receptores.

A Resolução 357/2005 do CONAMA recomenda ainda a realização de testes de toxicidade, baseados em ensaios ecotoxicológicos padronizados, utilizando-se organismos aquáticos de pelo menos dois níveis tróficos diferentes. Neste trabalho foram realizados ensaios de ecotoxicidade para organismos aquáticos padronizados das amostras representativas dos lixiviados bruto, de estudo, e pós-tratados e os resultados correspondentes são apresentados no item 5.3.

5.2 PÓS-TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO

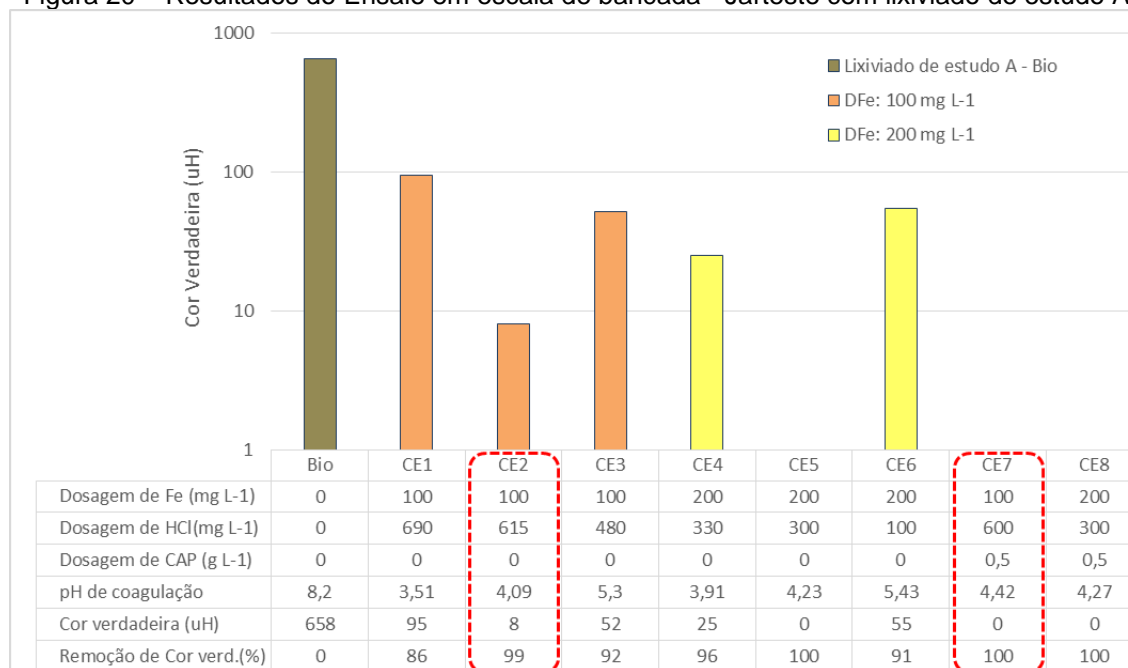
5.2.1 Determinação das condições de coagulação e de adsorção

As condições de maior eficiência de coagulação encontradas nos ensaios de bancada, para aplicação nos ensaios de FAP e FAP – CAG com o lixiviado de estudo A, foram estabelecidas para dosagem de 100 mg L⁻¹ de Fe em pH 4,0, representadas pela condição experimental CE2, na Figura 20, com porcentagem de remoção de cor verdadeira de 99%.

Para a condição da coagulação associada à adsorção em escala de bancada, para aplicação no ensaio de CAP – FAP, obteve-se como melhor resultado a dosagem de CAP de 0,5 g L⁻¹ associada à dosagem de 100 mg L⁻¹ de Fe em pH 4,0, representadas pela condição experimental CE7, na Figura 20, com porcentagem de remoção de cor verdadeira de 100%.

A seleção da condição de maior eficiência de coagulação foi baseada, principalmente, no custo benefício, visto que a diferença na remoção de cor verdadeira, utilizando-se o dobro da dosagem (200 mg L⁻¹ – condição experimental CE5 e CE8), não é significativa a ponto de justificar o aumento da dosagem.

Figura 20 – Resultados do Ensaio em escala de bancada - Jarteste com lixiviado de estudo A



Nos ensaios de FAP e FAP – CAG, para o lixiviado de estudo B, as condições de maior eficiência utilizadas foram baseadas nos estudos realizados por Fujii (2014) com dosagem de coagulante cloreto férrico de 400 mg L⁻¹ de Fe em pH 4,0.

Para o ensaio de CAP – FAP com o lixiviado de estudo B, o CAP e as condições de maior eficiência foram selecionadas previamente na pesquisa em escala de bancada realizada por Pozzetti (2014), considerando que a autora trabalhou com lixiviado de estudo proveniente do mesmo aterro e com características similares, tendo resultado em 200 mg L⁻¹ de Fe (cloreto férrico) em pH 4,0 associada à dosagem de 1 g L⁻¹ de CAP.

No entanto, no ensaio preliminar de CAP – FAP com o lixiviado de estudo B e aplicação das condições selecionadas, foi necessário interromper a operação do filtro após 22h (com 6,8 cm de perda de carga) sem atendimento ao critério estabelecido para a execução de descargas de fundo intermediárias (com incremento de perda de carga total de 30 cm), devido à ocorrência de transpasse.

Apesar da elevada eficiência observada em relação à qualidade do efluente produzido, com valores abaixo do limite de quantificação do método – LQ (LQ = 10 uH) de cor verdadeira (o que justifica a baixa taxa de incremento de perda de carga), essa condição operacional ocasionou a colmatação do meio granular do filtro, provavelmente devido à superdosagem de CAP, resultando assim, no carreamento dos flocos previamente retidos e ocorrência de transpasse. Assim, o ensaio de CAP – FAP para o

lixiviado de estudo B foi executado com a dosagem de $0,5 \text{ g L}^{-1}$ de CAP, mantendo-se a dosagem de coagulante e valor de pH.

Portanto, em função das características dos lixiviados de estudo A e B, as condições de coagulação selecionadas para aplicação nos ensaios em escala piloto foram diferenciadas, com dosagens de coagulante inferiores para o lixiviado de estudo A, mantendo-se o pH 4 de acordo com a Tabela 16.

Tabela 16 - Condições de coagulação e de adsorção aplicadas para cada ensaio em escala piloto

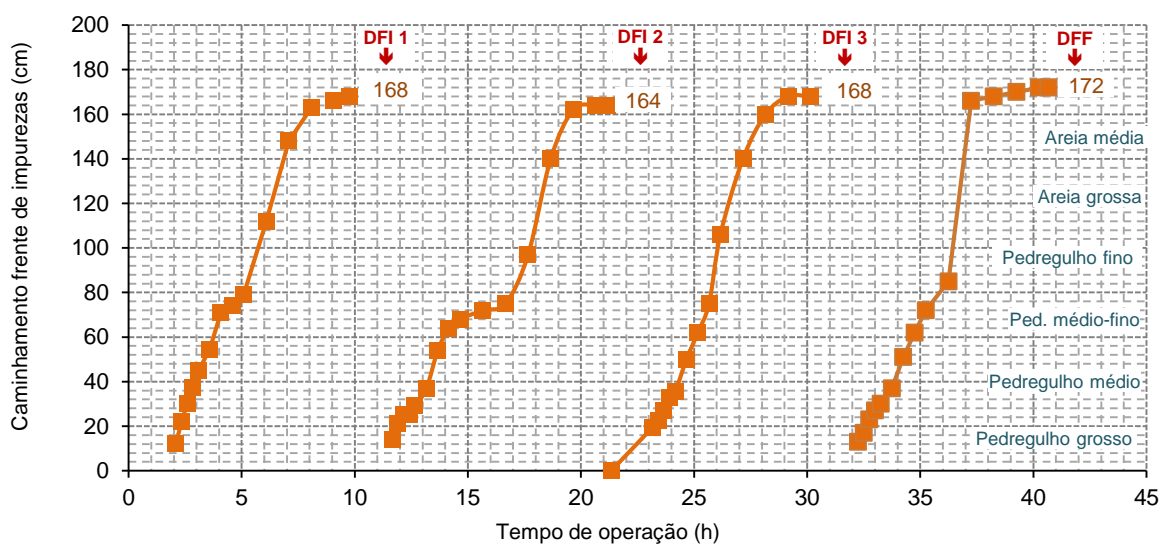
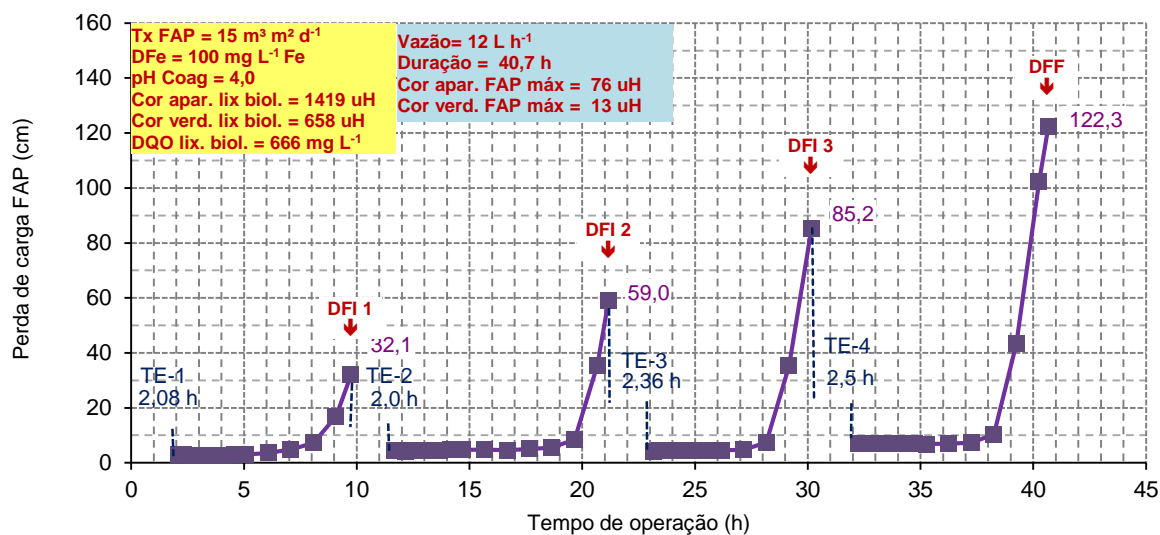
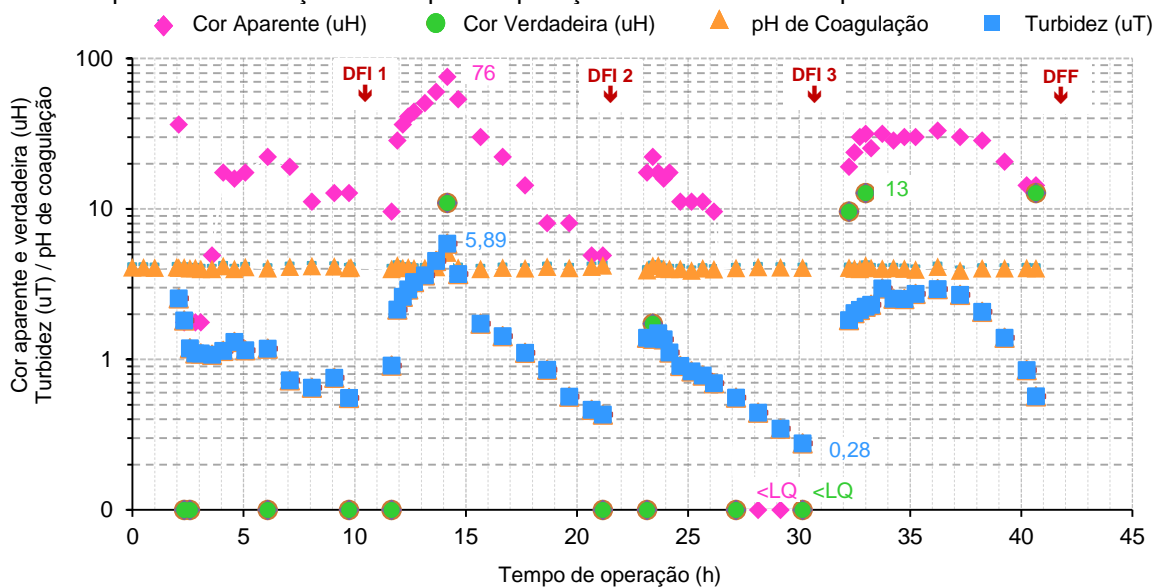
Lixiviados Ensaio	Lixiviado de estudo A		Lixiviado de estudo B	
	FAP	CAP – FAP	FAP	CAP – FAP
Dosagem de Fe (mg L^{-1})	100	100	400	200
Dosagem de CAP (g L^{-1})	-	0,5	-	0,5
pH	4,0	4,0	4,0	4,0

5.2.2 Ensaio de coagulação – filtração ascendente em pedregulho – FAP em escala piloto

O monitoramento dos efluentes produzidos pelo pós-tratamento por FAP foi realizado analisando os parâmetros cor aparente e verdadeira, turbidez, pH de coagulação, perda de carga e frente de impurezas em função do tempo de operação da carreira de filtração.

A Figura 21 apresenta os resultados do monitoramento do ensaio de FAP com o lixiviado de estudo A.

Figura 21 - Valores de cor aparente e verdadeira, turbidez, pH de coagulação, perda de carga e frente de impurezas em função do tempo de operação do ensaio de FAP para o lixiviado de estudo A



FAP: Filtro ascendente em pedregulho

DFI: Descarga de fundo intermediária

DFF: Descarga de fundo final

TE: Tempo de enchimento

Com base na Figura 21, pode-se observar a variação dos valores residuais de:

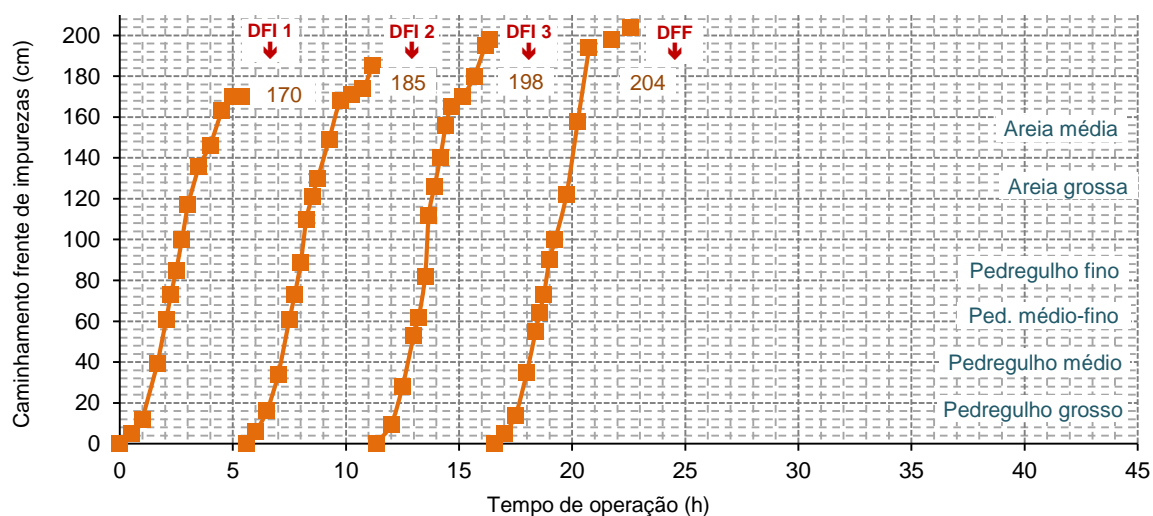
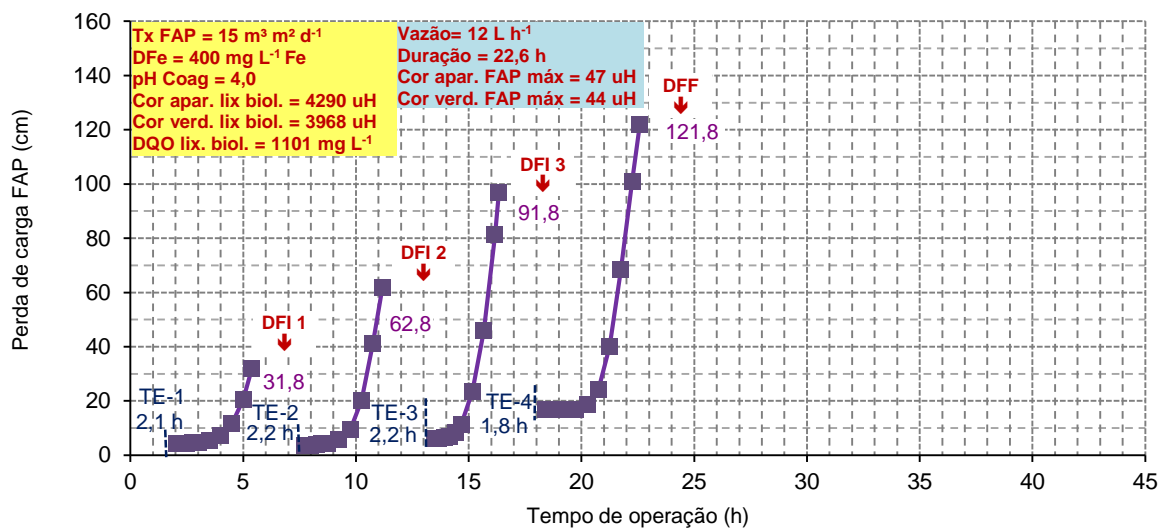
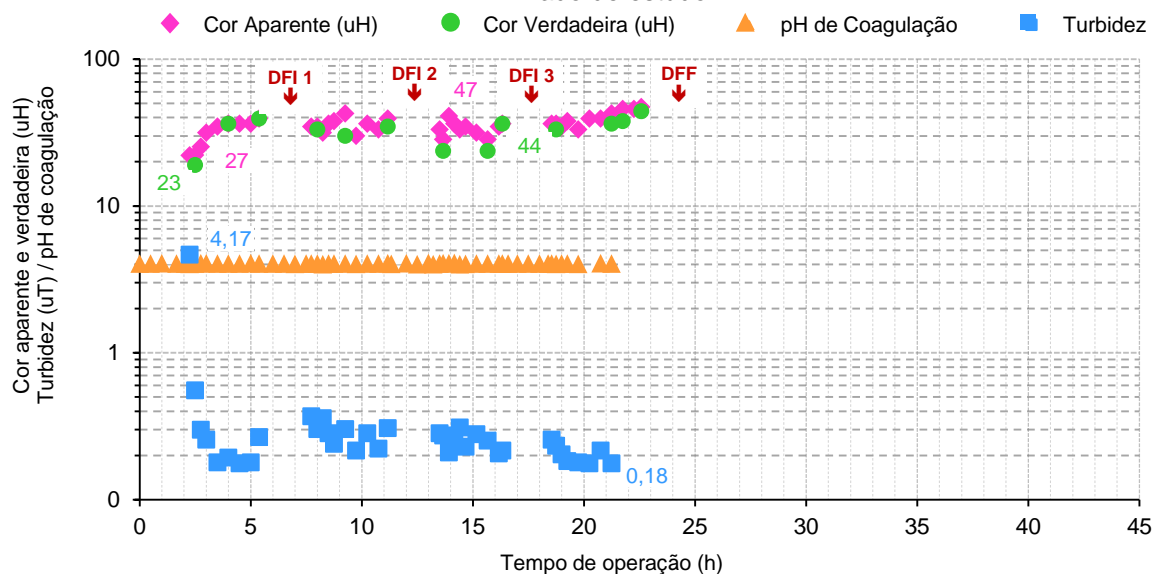
- Cor aparente entre 76 uH e valores inferiores ao limite de quantificação – LQ, com remoções entre 94,6% e aproximadamente 100,0%
- Cor verdadeira entre 13 uH e valores inferiores ao LQ, com remoções entre 98,0 e aproximadamente 100,0%.

Os valores de turbidez variaram entre 5,89 e 0,28 uT com pequenos incrementos ocorridos após a execução de descargas de fundo no filtro e início do ciclo subsequente. Este fato pode ser justificado pela inversão do sentido do escoamento do lixiviado no interior do filtro o que pode acarretar o desprendimento de flocos previamente retidos no meio intergranular, com o carreamento dos mesmos e consequente aumento de turbidez.

A carreira de filtração teve duração total de 40 h e 40 min (40,7 h) e foi finalizada com perda de carga total de 120 cm e frente de impurezas de 172 cm (78% da espessura do meio granular).

A Figura 22 apresenta os resultados do monitoramento do ensaio de FAP com o lixiviado de estudo B.

Figura 22 - Valores de cor aparente e verdadeira, turbidez, pH de coagulação, perda de carga e frente de impurezas em função do tempo de operação da carreira de filtração / Ensaio de FAP para o lixiviado de estudo B



FAP: Filtro ascendente em pedregulho

DFI: Descarga de fundo intermediária

DFF: Descarga de fundo final

TE: Tempo de enchimento

De acordo com a Figura 22, pode-se observar a variação dos valores residuais de:

- Cor aparente entre 47 uH e 27 uH com remoções entre 98,9% a 99,3%.
- Cor verdadeira entre 44 uH e 23 uH.com remoções entre 98,9% a 99,4%

Analogamente ao ocorrido no ensaio de FAP com o lixiviado de estudo A, constatou-se pequenos incrementos nos valores de turbidez que variaram entre 4,17 e 0,18 uT após a execução de descargas de fundo no filtro e início do ciclo subsequente.

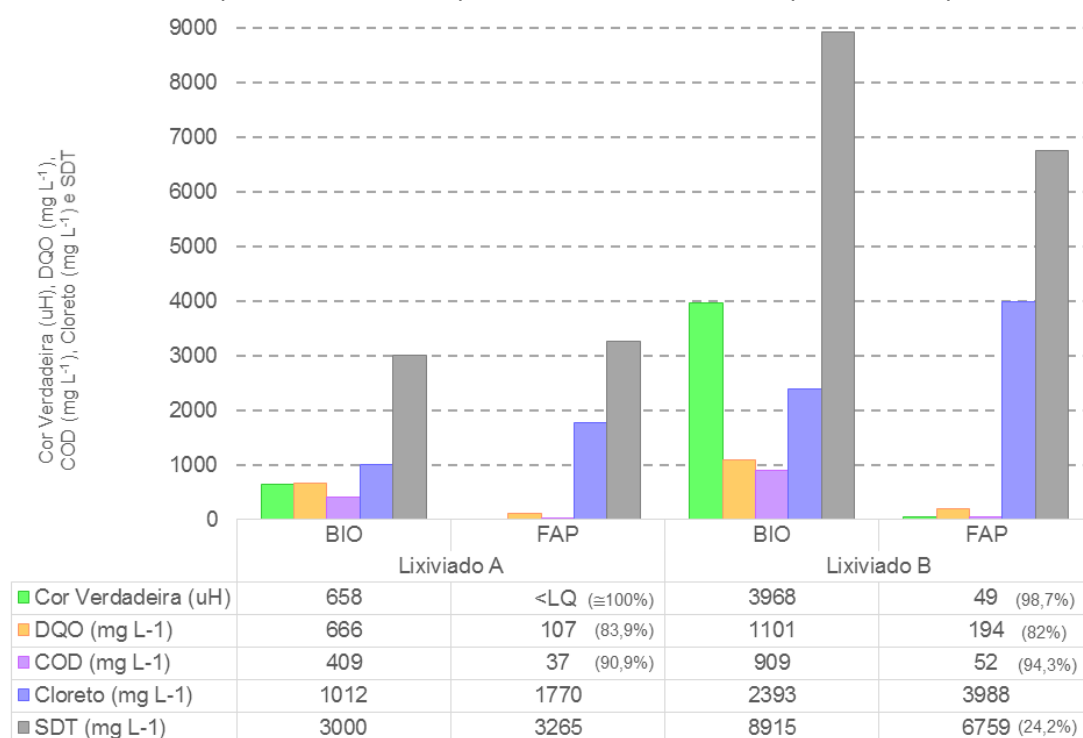
A carreira de filtração teve duração total de 22h e 31 min (22,6 h) e foi finalizada com perda de carga total de 120 cm e frente de impurezas de 204 cm (93% da espessura do meio granular).

A Figura 23 apresenta os resultados dos valores residuais de cor verdadeira, DQO, COD, cloretos e SDT para os lixiviados de estudo A e B e para os efluentes pós-tratados por FAP.

De acordo com esta Figura, a amostra representativa do ensaio de FAP do lixiviado pós-tratado A apresentou elevada remoção de matéria orgânica recalcitrante com valores de remoção de aproximadamente 100% de cor verdadeira, de 83,9% de DQO e de 90,9% de COD, com valores residuais menor que LQ, de 107 e de 37 mg L⁻¹, respectivamente. Para sólidos dissolvidos totais – SDT, a amostra representativa não apresentou remoção deste parâmetro e o valor residual encontrado foi de 3265 mg L⁻¹.

A amostra representativa do ensaio de FAP do lixiviado pós-tratado B apresentou valores residuais de cor verdadeira 49 uH, de DQO 194 mg L⁻¹ e de COD 52 mg L⁻¹ e remoções de 98,7%, 82% e 94,3%, respectivamente. Para SDT a amostra representativa indicou remoção de 24,2% com valor residual de 6759 mg L⁻¹.

Figura 23 - Valores residuais de cor verdadeira, DQO, COD, cloreto e SDT para o lixiviado de estudo A e B e para as amostras representativas dos efluentes pós-tratados por FAP.



BIO: Lixiviado tratado por processos biológicos (lixiviado de estudo)
 FAP: Lixiviado pós-tratado por FAP

Desta forma, pôde-se constatar que considerando a Resolução 086/2013 – CEMA, os efluentes produzidos nos pós-tratamentos dos lixiviados de estudo A e B por FAP atenderam aos valores limites de DQO de 405 mg L⁻¹ e 293 mg L⁻¹, respectivamente tendo em vista que os valores residuais encontrados foram de 107 mg L⁻¹ e de 197 mg L⁻¹ para os lixiviados pós-tratados por FAP A e B. Tais valores residuais também atenderam ao valor limite mais restritivo de 200 mg L⁻¹ da Resolução 0070/2009 – CEMA.

De forma similar, os efluentes produzidos nos pós-tratamentos dos lixiviados de estudo A e B por FAP apresentaram qualidade compatível aos padrões de enquadramento para águas doces classes 2 da Resolução 357/2005 – CONAMA em relação à cor verdadeira, cujo limite estabelecido é de 75 uH, uma vez que os valores residuais foram inferior ao LQ e 49 uH, respectivamente.

Entretanto, nota-se que os valores de SDT obtidos para os efluentes produzidos nos pós-tratamentos dos lixiviados de estudo A e B por FAP não atenderam à Resolução 357/2005 – CONAMA, em relação aos limites de enquadramento para classe 2, o qual limita este parâmetro em 500 mg L⁻¹, tendo em vista que os valores residuais foram de 3265 e 6759 mg L⁻¹, respectivamente. Vale destacar que por se tratar de limite de enquadramento deve-se considerar o fator de diluição em relação à vazão de referência

do corpo receptor, de forma que a concentração final após a mistura não ultrapasse as condições e padrões de qualidade de água para a classe correspondente, de acordo com o § 1º do Art. 32 da referida Resolução.

Os valores residuais de cloretos para os lixiviados pós-tratados por FAP A e B foram de 1770 mg L⁻¹ e de 3988 mg L⁻¹. Os acréscimos das concentrações de cloretos nos efluentes do pós-tratamento por FAP de 75% e 67% para os lixiviados A e B podem ser justificados devido ao coagulante utilizado (cloreto férrico). Apesar deste parâmetro não ser regulamentado por nenhuma dessas legislações, sua investigação é necessária uma vez que em determinadas concentrações pode causar toxicidade em organismos aquáticos conforme observado por Kawahigashi (2012).

A carreira de filtração do lixiviado de estudo A teve duração de 40h e 40 min (40,7 h) enquanto a do lixiviado de estudo B teve duração de 22h e 31 minutos (22,6 h). Este fato pode ser explicado principalmente pelo emprego de lotes de coagulantes de diferentes fornecedores comerciais cedidos pela SANEPAR, uma vez que o coagulante utilizado no ensaio de FAP com o lixiviado de estudo B apresentou viscosidade bem superior em relação aos demais ensaios.

Além disso, deve-se considerar que no ensaio de FAP com o lixiviado de estudo B, de acordo com o item 5.2.1, foi aplicada dosagem de coagulante quatro vezes superior à utilizada no ensaio de FAP com o lixiviado de estudo A, contribuindo assim para o aumento da formação de flocos, ou ainda de flocos de maior tamanho (WAGNER & HUDSON Jr, 1982), o que concorre para a elevação da taxa de incremento de perda de carga e menor duração da carreira de filtração.

A Figura 24 apresenta as fotos dos lixiviados bruto, de estudo e amostras representativas dos efluente pós-tratados por FAP A e B

Figura 24 - Fotos dos lixiviados bruto (LIX), de estudo (BIO) e pós-tratados por FAP (FAP) A e B, respectivamente



Fonte: o próprio autor

Castilhos Junior *et al.* (2010) em seu estudo pesquisaram o tratamento combinado composto por coagulação-floculação e filtração em areia grossa com lixiviado de aterro sanitário. As condições experimentais foram descritas como: taxa de filtração constante de $100 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$; carga hidráulica variável; e dosagem de sulfato de alumínio de 600 mg L^{-1} em pH de 7,4 com dosagem adicional de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ do polieletrólito Tanfloc Pa 0823. No tratamento foi observada em relação ao lixiviado bruto redução de 83,5% para cor aparente e de 65,1% para DQO com valor residual de 2160 uH e 2274 mg L^{-1} , respectivamente. Comparando-se com os resultados desta pesquisa, as eficiências obtidas em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante foram superiores, tendo resultado para o lixiviado A e B, respectivamente, em aproximadamente 100% e 98,7% cor verdadeira e 83,9% e 82% para DQO, com valores residuais para cor verdadeira inferiores à LQ e 49 uH, e para DQO de 107 e 194 mg L^{-1} .

Fujii (2014), em seus estudos de pós-tratamento por FAP com lixiviado do aterro controlado de Londrina-PR, obteve, considerando taxa de filtração de $15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ coagulação em pH 4,0 e dosagem de cloreto férrico de 400 mg L^{-1} de Fe, para a amostra representativa no ensaio XI de FAP, remoções de 99,4% de cor verdadeira, com valor

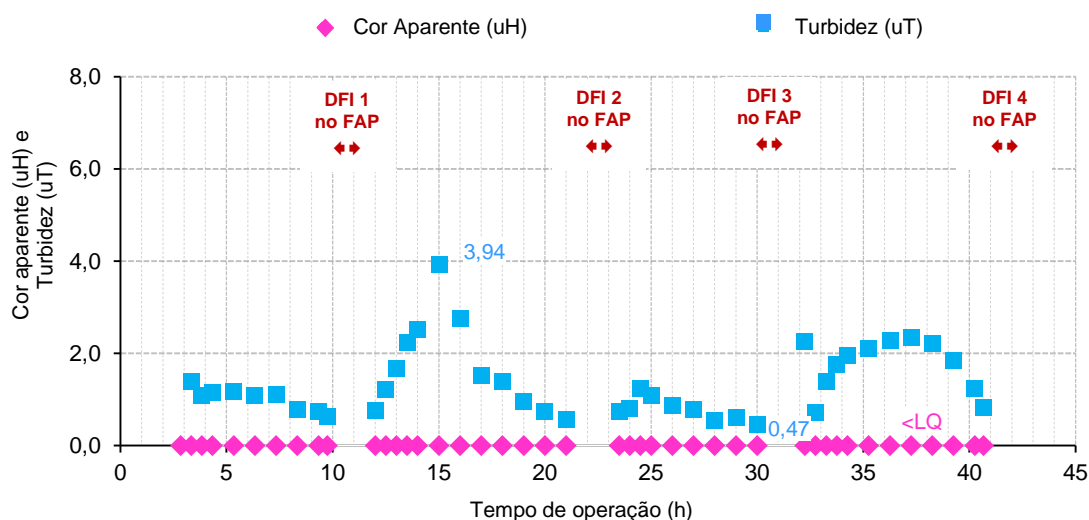
residual de 24 uH, 81,8% para a DQO com valor máximo de 200 mg L⁻¹, 95,2% de COD com valor residual de 44 mg L⁻¹ e tempo de operação da carreira de filtração de 37 h e 6 min. Comparando-se com os resultados obtidos neste trabalho, constatou-se que a duração da carreira de filtração obtida por Fujii (2014) foi maior. No entanto, o autor faz considerações similares em relação a influência da viscosidade na duração da carreira de filtração em seus ensaios. Considerando a eficiência em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante correlacionada aos parâmetros cor verdadeira, DQO e COD os resultados foram semelhantes.

5.2.3 Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por coagulação, filtração ascendente em pedregulho seguido de adsorção em carvão ativado granular – FAP – CAG

O lixiviado pós-tratado por FAP nesse ensaio foi encaminhado continuamente para o filtro de carvão ativado granular - CAG. Sendo assim, o ensaio de adsorção em filtro de CAG foi executado acompanhando a operação do ensaio de FAP em relação ao monitoramento dos efluentes produzidos e ao critério de limpeza por meio das DFIs e de encerramento de carreira estabelecido (120 cm de perda de carga ou ocorrência de transpasse).

A Figura 25 apresenta os resultados do monitoramento do ensaio de FAP – CAG com o lixiviado de estudo A.

Figura 25 - Valores de cor aparente e turbidez em função do tempo de operação do ensaio de FAP – CAG para o lixiviado de estudo A



No ensaio de FAP – CAG para o lixiviado de estudo A, o filtro de CAG foi operado por 38h e 35 min (38,06 h), correspondente ao tempo total da carreira do FAP menos o tempo de enchimento do filtro no primeiro ciclo.

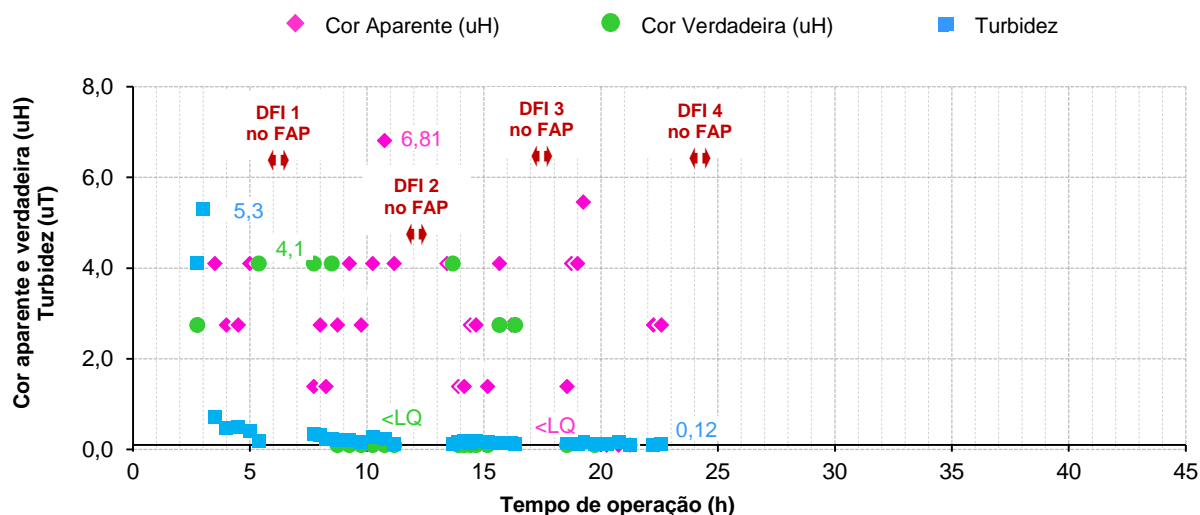
Na Figura 25, observou-se que os valores residuais de cor aparente de todas as amostras coletadas foram abaixo do limite de quantificação (<LQ) e como consequência, o parâmetro de cor verdadeira também resultou abaixo deste limite.

Como era esperado, constatou-se pequenos incrementos nos valores de turbidez após a execução de descargas de fundo no filtro de FAP e início do ciclo subsequente que variaram entre 3,94 e 0,47 uT.

Assim como o ocorrido nos ensaios com FAP, houve incremento de 73,2 % na concentração de cloretos na amostra representativa deste ensaio também devido ao emprego do coagulante cloreto férrico, resultando em concentração residual de 1753 mg L⁻¹.

A Figura 26 apresenta os resultados do monitoramento do ensaio de FAP – CAG com o lixiviado de estudo B.

Figura 26 - Valores de cor aparente e turbidez em função do tempo de operação do ensaio de FAP – CAG para o lixiviado de estudo B



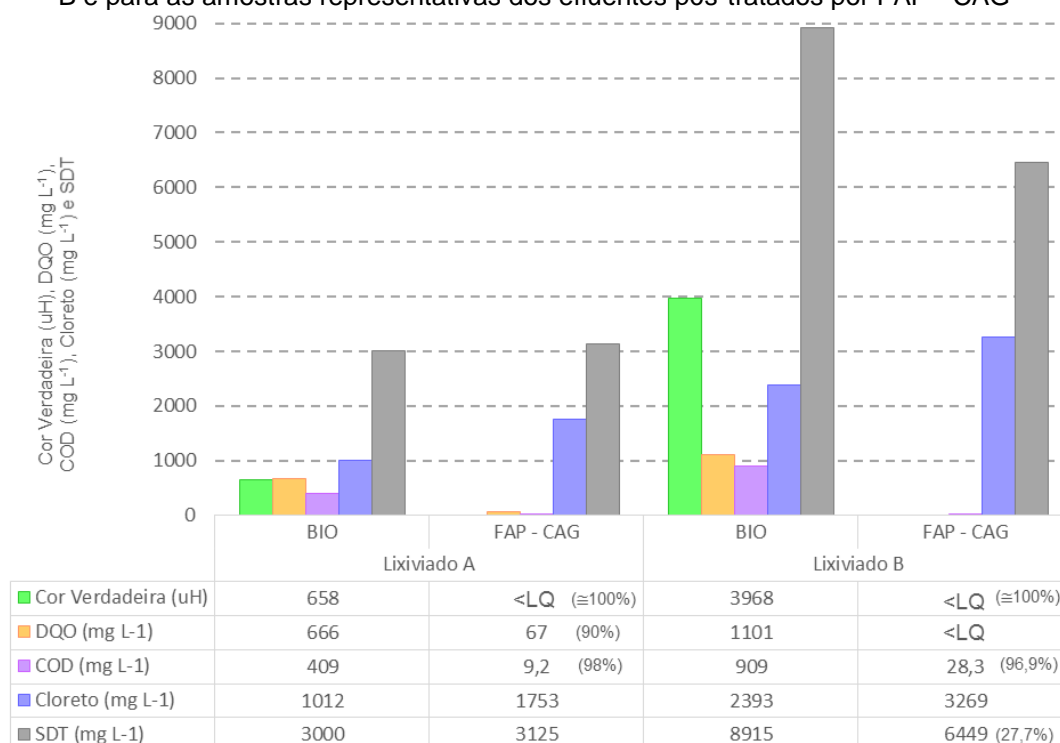
Para o lixiviado de estudo B o filtro de CAG foi operado por 20h e 25 min (20,42 h). Na Figura 26 é possível observar que os valores residuais de cor aparente variaram de 6,81 à valores menores que LQ, cor verdadeira de 4,1 à valores menores que LQ e turbidez de 5,3 a 0,12 uT.

Na Figura 27 são apresentados os valores residuais de cor verdadeira, DQO, COD, cloretos e SDT dos lixiviados de estudo A e B e pós-tratados por FAP – CAG.

De acordo coma mesma Figura, a amostra representativa do ensaio de FAP – CAG do lixiviado pós-tratado A apresentou remoções para cor aparente e verdadeira aproximadamente de 100%, DQO de 90% e COD de 98%, com valores residuais inferior à LQ, de 67 mg L⁻¹ e de 9,2 mg L⁻¹, respectivamente. Contudo, a amostra representativa não indicou remoção significativa para o parâmetro SDT, tendo resultado no valor residual de 3125 mg L⁻¹.

A amostra representativa do ensaio de FAP – CAG do lixiviado pós-tratado B apresentou remoção de aproximadamente 100% para cor verdadeira com valor residual menor que LQ, para DQO valor residual inferior a 60 mg L⁻¹ (limite de quantificação do método - LQ) e para COD remoções de 96,9% com valor residual de 28,3 mg L⁻¹. Já para SDT, a amostra representativa apresentou remoção de 27,7% com valor residual de 6449 mg L⁻¹. A concentração residual de cloretos na amostra representativa deste ensaio resultou em 3269 mg L⁻¹, o que correspondeu a 36,6% de incremento.

Figura 27 - Valores residuais de cor verdadeira, DQO, COD, cloretos e SDT para o lixiviado de estudo A e B e para as amostras representativas dos efluentes pós-tratados por FAP - CAG



BIO: Lixiviado tratado por processos biológicos (lixiviado de estudo)

FAP - CAG: Lixiviado pós-tratado por FAP seguido de CAG

LQ: Limite de Quantificação de Cor verdadeira pelo método = 10 uH

LQ: Limite de Quantificação de DQO pelo método = 60 mg L⁻¹

A Figura 28 apresenta as fotos dos lixiviados bruto, de estudo e amostras representativas dos efluente pós-tratados por FAP – CAG A e B.

Figura 28 - Foto dos lixiviados bruto (LIX), de estudo (BIO) e pós-tratados por FAP-CAG (FAP – CAG) A e B, respectivamente



Fonte: o próprio autor

Como esperado os efluentes produzidos por FAP – CAG para os lixiviados de estudo A e B atenderam às legislações em relação a DQO (Resolução 086/2013 – CEMA; Resolução 0070/2009 – CEMA) e a cor (Resolução 357/2005 – CONAMA). No entanto, os valores residuais de SDT de 3125 e 6449 mg L⁻¹ dos efluentes produzidos nos pós-tratamentos por FAP – CAG dos lixiviados de estudo A e B não atenderam à Resolução 357/2005 – CONAMA em relação aos limites de enquadramento para classe 2 que limita este parâmetro em 500 mg L⁻¹.

Castilhos Junior *et al.* (2010), estudaram o tratamento por filtração ascendente em areia grossa seguida de adsorção em carvão ativado granular e observou uma redução de matéria orgânica recalcitrante em relação ao lixiviado bruto de 92,3% para cor aparente com residual de 1005 uH e de 84,8% para DQO com residual de 990 mg L⁻¹. No entanto, deve-se ressaltar que a taxa de filtração utilizada no filtro foi de 100 m³ m⁻² d⁻¹.

Kawahigashi (2012), avaliou o pós-tratamento do lixiviado do aterro de Rolândia – PR por coagulação-floculação-sedimentação seguida de adsorção em CAG, em ensaios

em escala de bancada, com o mesmo carvão ativado granular utilizado no presente estudo e obteve para amostra representativa do ensaio remoções de 100% para cor aparente e verdadeira, de 76% para DQO, com valor residual de 71 mg L⁻¹, e 68% para COD, com valor residual de 39 mg L⁻¹. Considerando as características do lixiviado de estudo B pode-se verificar, de maneira geral, que os resultados foram similares em relação à eficiência relativa e valores residuais para os parâmetros correlacionados à matéria orgânica recalcitrante.

Assim, de maneira geral, pode-se constatar que a adsorção em CAG foi eficaz como etapa final de polimento dos efluentes pós-tratados para compostos orgânicos de difícil degradação como relatado por Visvanathan *et al.* (2004).

Por outro lado, a remoção de cloretos por CAG não foi efetiva. Em comparação ao pós-tratamento por FAP essa remoção após a filtração por CAG foi de 1% para o lixiviado de estudo A e de 18% para o lixiviado de estudo B. Resultados similares relacionados aos cloretos e filtro de CAG foram obtidos por Kawahigashi (2012), sendo que não foi observado remoção deste íon após adsorção em CAG.

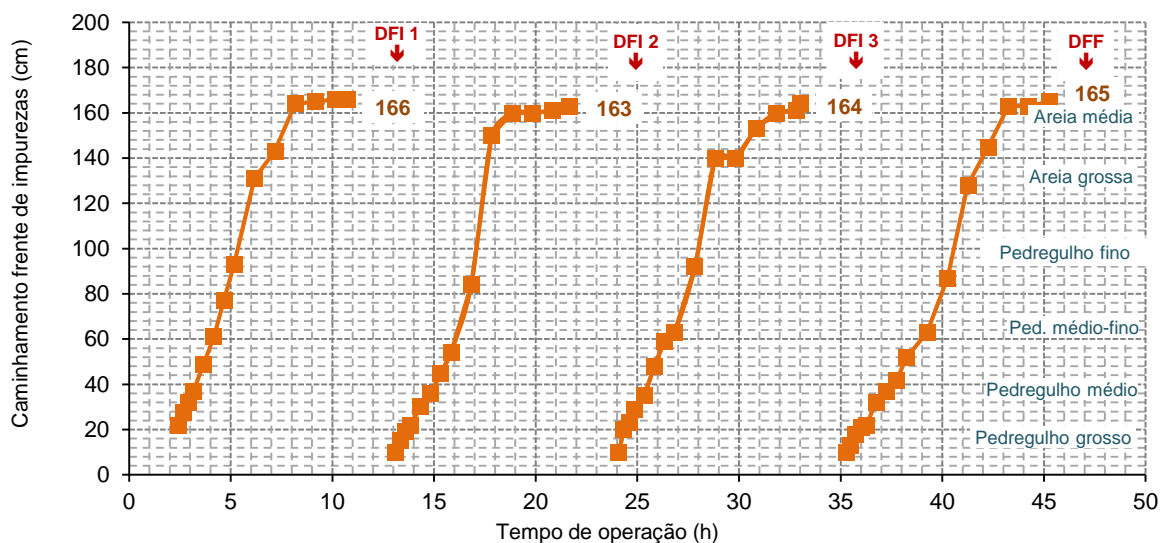
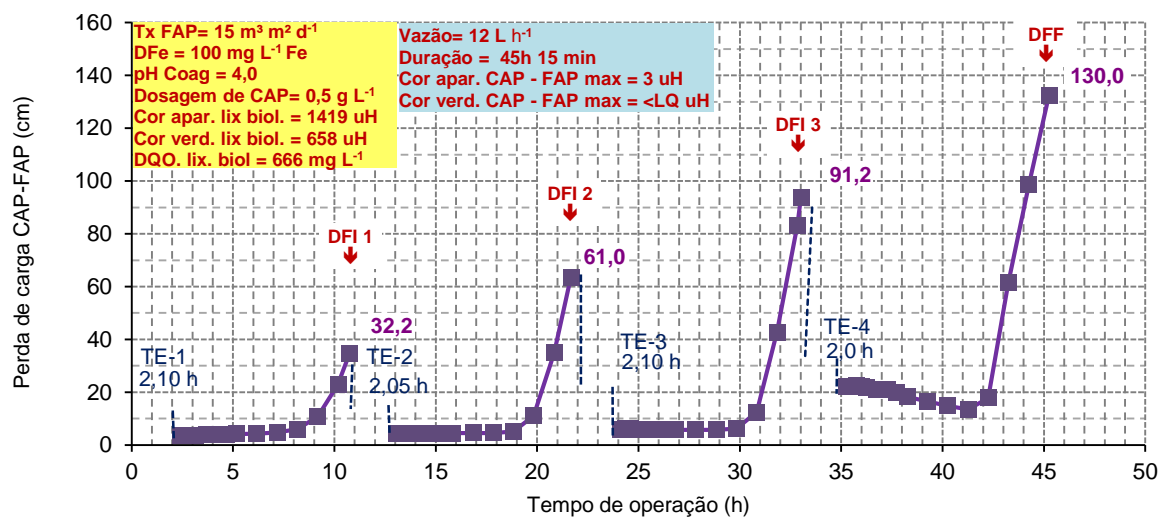
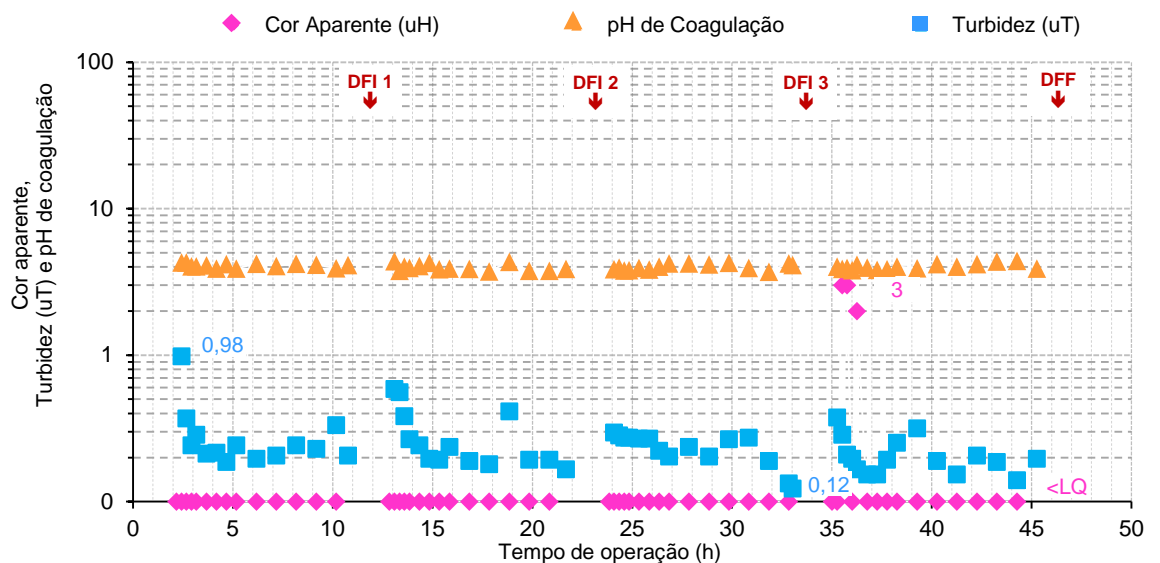
Morawe *et al.* (1995), avaliou o lixiviado tratado biologicamente após passagem por duas colunas de carvão ativado granular em serie com fluxo ascendente. A coluna possuía 60 mm de diâmetro interno e 1,25 m de comprimento, tempo de contato de 4 horas com fluxo constante de 0,8 L h⁻¹. O carvão utilizado era de origem vegetal (madeira) com área superficial de 1031 m² g⁻¹ e n° de iodo de 866 mg⁻¹. Inicialmente, o lixiviado tratado biologicamente possuía DQO de 940 mg L⁻¹ e cloreto de 1950 mg L⁻¹ e após o tratamento por adsorção obteve valores residuais de DQO de 80,4 mg L⁻¹ e cloreto 1950 mg L⁻¹.

Estes resultados indicam que embora a adsorção em CAG tenha apresentado elevadas remoções de matéria orgânica recalcitrante, o mesmo não foi observado para SDT e o íon específico de cloreto, como no presente trabalho.

5.2.4 Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por adsorção em carvão ativado pulverizado, coagulação, filtração ascendente em pedregulho – CAP – FAP

Os resultados do monitoramento do efluente produzido pelo pós-tratamento por CAP – FAP para o lixiviado de estudo A são apresentados na Figura 29

Figura 29 - Valores de cor aparente, turbidez, pH de coagulação, perda de carga e frente de impurezas em função do tempo de operação da careira de filtração / Ensaio de CAP – FAP para o lixiviado de estudo A



FAP: Filtro ascendente em pedregulho

DFI: Descarga de fundo intermediária

DFF: Descarga de fundo final

TE: Tempo de enchimento

Na Figura 29, observa-se a variação dos valores residuais no efluente pós-tratado por CAP – FAP para o lixiviado de estudo A de:

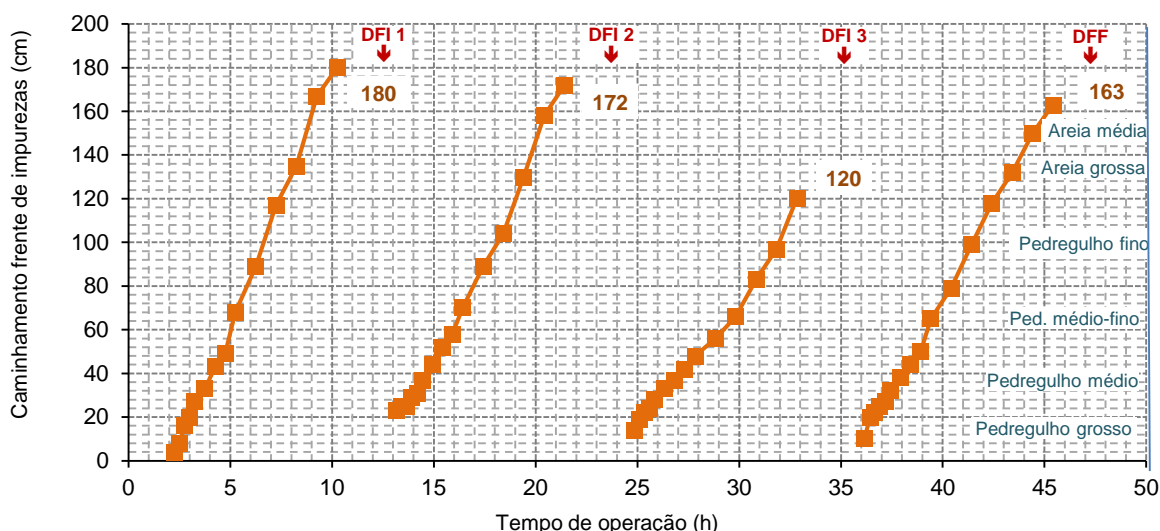
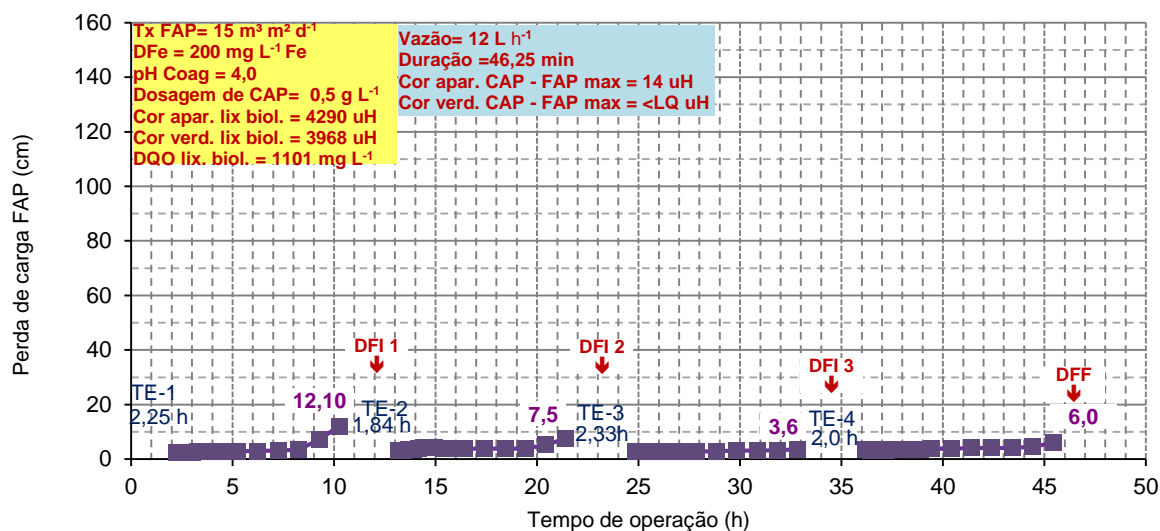
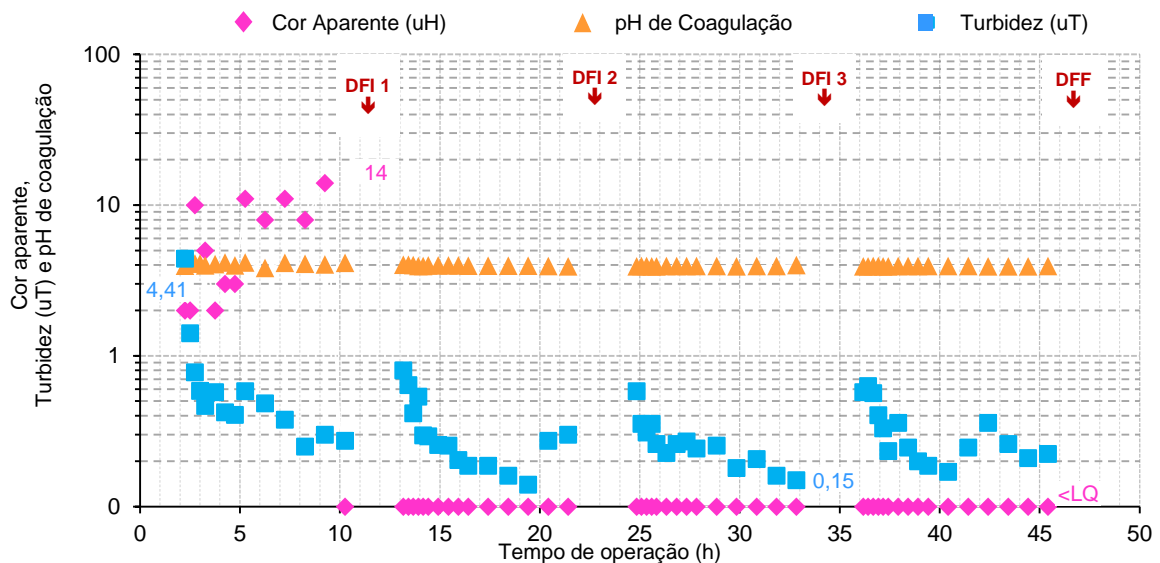
- Cor aparente entre 3 uH e valores inferiores ao limite de quantificação – LQ, com remoções entre 99,7% e aproximadamente 100,0%;
- Cor verdadeira com valores residuais menores que LQ, com remoções aproximadamente de 100%.

Similarmente ao ocorrido no ensaio de FAP com o lixiviado de estudo A, no ensaio de CAP – FAP, constatou-se leves incrementos nos valores de turbidez que variaram entre 0,98 e 0,12 uT após a execução de descargas de fundo no filtro e início do ciclo subsequente.

A carreira de filtração teve duração total de 45h e 9 min (45,02 h) e foi finalizada ao atingir 120 cm de perda de carga total e frente de impurezas de 166 cm (75,5% da espessura do meio granular).

O monitoramento do efluente produzido pelo pós-tratamento por CAP – FAP para o lixiviado de estudo B é apresentado na Figura 30.

Figura 30 - Valores de cor aparente, turbidez, pH de coagulação, perda de carga e frente de impurezas em função do tempo de operação da careira de filtração / Ensaio de CAP – FAP para o lixiviado de estudo B



FAP: Filtro ascendente em pedregulho DFI: Descarga de fundo intermediária DFF: Descarga de fundo final TE: Tempo de enchimento

De acordo com a Figura 30, pode-se observar a variação dos valores residuais no efluente pós-tratado por CAP – FAP para o lixiviado de estudo B de:

- Cor aparente entre 14 uH e valores inferiores ao limite de quantificação – LQ, com remoções entre 99,6% e aproximadamente 100%;
- Cor verdadeira com valores residuais menores que LQ, com remoção de aproximadamente 100%.

Analogamente ao ocorrido com o ensaio de FAP com o lixiviado de estudo B, no ensaio de CAP – FAP, pode-se notar pequenos incrementos nos valores de turbidez, após a execução de descargas de fundo no filtro e início do ciclo subsequente, que variaram entre 4,41 e 0,15 uT.

A carreira de filtração teve duração de 46 h e 15 min (46,25) h e a frente de impurezas alcançou 163 cm o que corresponde a 74% da espessura do meio granular. Este ensaio teve comportamento atípico e não foi finalizado seguindo o critério de encerramento estabelecido por perda de carga limite de 120 cm ou ocorrência de transpasse como nos demais ensaios.

A perda de carga parcial de cada ciclo não atingiu o valor estabelecido de 30 cm de incremento, tendo resultado em 12,1; 7,5; 3,6 e 6,0 cm para os quatro ciclos, respectivamente. Assim, foi necessário adotar um novo critério para limpeza do filtro por meio da execução de DFIs, considerando a evolução do caminhamento da frente de impurezas: duração máxima de cada ciclo igual a 11 h. O novo critério foi determinado a fim de evitar a colmatação da camada filtrante e a possibilidade da ocorrência de transpasse.

Este comportamento pode ser explicado pela predominância de retenção de flocos nas camadas inferiores de pedregulho, tendo como consequência a ausência de incremento significativo de perda de carga nas camadas superiores de areia ao final da duração de cada ciclo.

Além disso, as características dos flocos formados pela associação da coagulação e adsorção com CAP com o lixiviado de estudo B foram mais facilmente removidos nas DFIs quando comparados aos ensaios anteriores. Neste caso, a eficiência da limpeza por DFIs proporcionou à cada ciclo, a recuperação quase que total da carga hidráulica disponível para filtração, de forma que mesmo após 46,25 h, o sistema poderia ser

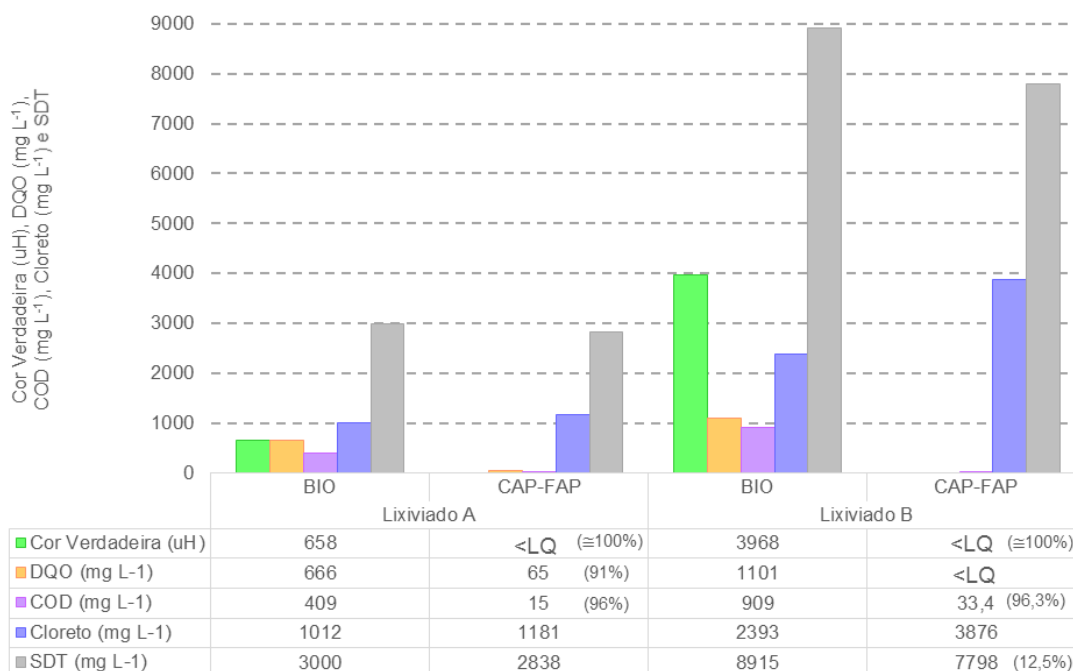
operado de forma continuada, o que resultaria em aumento significativo no índice de produção efetiva.

A Figura 31 apresenta os resultados dos valores residuais de cor verdadeira, DQO, COD, cloretos e SDT para o lixiviado de estudo A e B e para as amostras representativas dos efluente pós-tratados por CAP – FAP.

Conforme a mesma Figura, a amostra representativa do ensaio de CAP – FAP para o lixiviado pós-tratado A, apresentou remoções de cor verdadeira de aproximadamente 100%, de DQO de 91% e de COD de 96% com valores residuais de abaixo de LQ, de 65 mg L⁻¹ e de 15 mg L⁻¹, respectivamente. Já para SDT não foi observada remoção significativa deste parâmetro, tendo resultado em 5,4%, com valor residual de 2838 mg L⁻¹. A concentração residual de cloretos na amostra representativa deste ensaio resultou em 1181 mg L⁻¹, o que correspondeu a 16,6% de incremento.

A amostra representativa do ensaio de CAP – FAP para o lixiviado pós-tratado B, apresentou remoção de aproximadamente 100% de cor verdadeira com valor residual inferior à LQ, para DQO valor residual inferior a 60 mg L⁻¹ (limite de quantificação do método) e para COD remoções de 96,3% com valor residual de 33,4 mg L⁻¹. Em relação a SDT foi observado remoção de 12,5%, com valor residual de 7798 mg L⁻¹. Já em relação à cloretos o valor residual encontrado foi de 3876 mg L⁻¹ e incremento de 62%.

Figura 31- Valores residuais de cor verdadeira, DQO, COD, cloretos e SDT para o lixiviado de estudo A e B e para as amostras representativas dos efluentes pós-tratados por CAP – FAP



BIO: Lixiviado tratado por processos biológicos (lixiviado de estudo)

CAP - FAP: Lixiviado pós-tratado pela associação de CAP seguido de FAP

LQ: Limite de Quantificação de Cor verdadeira pelo método = 10 uH

LQ: Limite de Quantificação de DQO pelo método = 60 mg L⁻¹

Como esperado, os efluentes produzidos por CAP – FAP para os lixiviados de estudo A e B atenderam às legislações em relação à DQO (Resolução 086/2013 – CEMA; Resolução 0070/2009 – CEMA) e à cor (Resolução 357/2005 – CONAMA). Por outro lado, não houve remoção significativa de SDT na aplicação de processos adsortivos com CAP e, portanto, os valores residuais dos efluentes produzidos nos pós-tratamentos dos lixiviados de estudo A e B por CAP – FAP, não atenderam à Resolução 357/2005 – CONAMA em relação aos limites de enquadramento para classe 2 que limita este parâmetro em 500 mg L⁻¹.

A Figura 32 apresenta as fotos dos lixiviados bruto, de estudo e amostras representativas dos efluente pós-tratados por CAP – FAP A e B.

Figura 32 - Foto dos lixiviados bruto (LIX), de estudo (BIO) e pós-tratados por CAP – FAP (CAP – FAP) A e B, respectivamente.



Fonte: o próprio autor

Conforme já mencionado no item 5.2.1, Pozzetti (2014) determinou para o mesmo CAP utilizado em escala de bancada, como condição de maior eficiência: dosagens de 200 mg L^{-1} de Fe e $1,0 \text{ g L}^{-1}$ de CAP em pH 4,0 e obteve valores residuais de cor verdadeira de 22 uH (remoções de 99,3%), DQO de 148 mg L^{-1} (remoções de 87%) e COD de 36 mg L^{-1} (remoções de 94,6%). Comparando-se com os resultados obtidos nesta pesquisa, pode-se constatar que a qualidade do efluente produzido pelo ensaio de CAP – FAP em instalação piloto foi superior aos obtidos por Pozzetti (2014) mesmo com redução de 50% da dosagem de CAP.

Li *et al.* (2010), avaliou o lixiviado tratado por coagulação-floculação-sedimentação com adsorção em carvão ativado em pó. A melhor dosagem encontrada foi de 300 mg L^{-1} de Fe com coagulante sulfato poliférrico em pH 5,5 e tempo de sedimentação de 60 min. O autor obteve remoções de 70 % para DQO com valor residual de 855 mg L^{-1} em relação ao lixiviado bruto (2817 mg L^{-1}). Após a aplicação do CAP, com dosagem de 10 g L^{-1} e tempo de contato de 90 min, houve redução de 53% do valor de DQO em relação ao lixiviado tratado por CFS com residual de 453 mg L^{-1} .

Confrontando com os resultados deste trabalho, é possível notar que os valores residuais de DQO foram significativamente inferiores para os lixiviados pós-tratados por

CAP-FAP, mesmo com dosagem de CAP ($0,5 \text{ g L}^{-1}$) e tempo de contato (60 min) também inferiores a utilizada pelo autor (10 g L^{-1} e 90 min). Além disto, a técnica de filtração ascendente, por ser em escoamento contínuo, não requer tempo de sedimentação dispensando, portanto, a unidade de floculação-sedimentação.

Estudos anteriores (Pozzetti, (2014); Wei *et al.* (2010); Rodriguez *et al.* (2004); Kargi e Pamukoglu, (2003); Hur e Kim, (2000)) demonstram que a aplicação de CAP apresenta boa eficiência na remoção de material orgânico recalcitrante (cor, DQO e COD). No entanto deve-se levar em consideração que a utilização de dosagens elevadas de CAP, como por exemplo Li *et al.* (2010), Wei *et al.* (2010) e Gotvajn *et al.* (2009), podem dificultar a aplicação desta técnica, tendo em vista os elevados custos de um sistema de tratamento em escala real.

5.2.5 Avaliação do índice de produtividade

A Tabela 17 apresenta o resumo dos dados e os resultados da avaliação das carreiras de FAP em relação ao índice de produtividade dos lixiviados pós-tratados A e B.

De forma geral, foi possível constatar que os índices de produtividade dos lixiviados pós-tratados A e B apresentaram valores semelhantes, variando entre 66 e 69% para os ensaios de FAP e de CAP – FAP. No entanto, conforme descrito no item 5.2.2, devido principalmente ao emprego de lotes de coagulantes de diferentes fornecedores comerciais, a duração da carreira de FAP para o lixiviado de estudo pós-tratado B, de 22,6 h, foi significativamente menor, e por consequência o índice de produtividade foi de 33%.

Os volumes de resíduos produzidos no pós-tratamento foram de 80L (18,4% do volume de efluente pós-tratado) provenientes da descarga de fundo e em média 110L (25,3% do volume de efluente pós-tratado) para a água de lavagem. Contudo, nas carreiras de filtração em que foi utilizado CAP notou-se após a lavagem do filtro, que o método utilizado não removeu satisfatoriamente os flocos aderidos principalmente à camada filtrante de areia.

Tabela 17 – Avaliação do índice de produção efetiva do lixiviado pós-tratado

	FAP Lixiviado A	FAP Lixiviado B	CAP – FAP Lixiviado A	CAP – FAP Lixiviado B
Taxa FAP ($m^3 m^{-2} d^{-1}$)	15,0	15,0	15,0	15,0
Dosagem de coagulante ($mg L^{-1} Fe$)	100,0	400,0	100,0	200,0
Duração da careira de filtração (h)	40,67	22,6	45,15	46,25
Número de Descargas de Fundo executadas no FAP	4,0	4,0	4,0	4,0
Volume total de lodo de DFIs do FAP (L)	80,0	80,0	80,0	80,0
Duração das DFIs + Duração do enchimento do FAP (h)	7,7	8,6	8,5	8,7
Número de lavagens executadas no FAP	1,0	1,0	1,0	1,0
Produção total de lixiviado pós-tratado no FAP ($m^3 m^{-2}$)	25,4	14,1	28,2	28,9
Produção efetiva de lixiviado pós-tratado no FAP ($m^3 m^{-2}$)	16,9	4,7	19,3	19,8
Índice de produção efetiva de lixiviado pós- tratado (%)	66	34	68	69
Volume de resíduos produzidos no pós- tratamento (L)	190L	190L	190L	190L
Parâmetros Operacionais	Taxa de Aplicação ($m^3 m^{-2} d$)		Duração/Operação (min)	
Descarga de Fundo	2780,0		1,0	
Lavagem com Água do FAP	1130,0		5,0	

Sugere-se que após a DFF, esta operação seja repetida depois do preenchimento do filtro com o sobrenadante da água de lavagem para em seguida, realizar o procedimento adotado para lavagem do filtro.

Felice (2010) estudou o tratamento biológico seguido do pós-tratamento por CFS do lixiviado do aterro controlado de Londrina utilizando como coagulante o cloreto férrico e avaliou a sedimentação do lodo formado. Ao final do processo de CFS foi gerado cerca de 50% (1000 mL) de lodo e após 24 horas de sedimentação o volume de lodo chegou a 300 mL. O autor ressalta que o lodo oriundo da utilização do cloreto férrico teve grande dificuldade de sedimentação e que o tempo de sedimentação dos flocos formados foi elevado tornando o processo inviável para aplicação em escala real. Em comparação, a

técnica de FAP possui vantagens como a menor geração de lodo (cerca de 20 a 30%) e dispensa a unidade de floculação-sedimentação.

Castilhos Junior *et al.* (2010) utilizando as condições experimentais de taxa de filtração constante de $100 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$; carga hidráulica variável; e dosagem de sulfato de alumínio de 600 mg L^{-1} em pH de 7,4 com dosagem adicional de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ do polieletrólito Tanfloc Pa 0823, obteve duração da carreira de 2h e 18 minutos. Confrontando com os resultados obtidos neste estudo, as carreiras de filtração apresentadas obtiveram durações maiores variando entre 40,67 e 46,25h e por consequência índices de produtividade superiores também.

5.2.6 Caracterização dos resíduos gerados por filtração ascendente em pedregulho

A Tabela 18 apresenta a caracterização físico-química dos resíduos produzidos em cada carreira de FAP. Para a carreira de FAP – CAG com o lixiviado de estudo B infelizmente não foi possível realizar a caracterização dos resíduos gerados. Porém, considerando que Fujii (2014) trabalhou com o mesmo lixiviado de estudo, valores similares da caracterização dos resíduos de uma das carreiras realizadas foram obtidos pelo o autor e estão sendo utilizadas para complementar os dados obtidos neste estudo.

O volume de resíduo produzido nas DFIs e na DFF foi de 80 L e para o resíduo proveniente da água de lavagem do filtro foi de 110L o que corresponde 15% e 21% do volume total de efluente pós-tratado.

Tabela 18– Caracterização físico-química dos resíduos.

Parâmetros	Unidades	Lixiviado A				Lixiviado B			
		FAP		CAP – FAP		CAP – FAP		FAP (Fujii, 2014)	
		LDF	ALF	LDF	ALF	LDF	ALF	LDF	ALF
Cor Aparente	uH	23145	2161	30040	3567	5842	1497	158000	79000
Cor Verdadeira	uH	84	27	0	0	0	0	30	0
DQO	mg O ₂ L ⁻¹	421	66	132	67	< LQ	< LQ	243	89
COD	mg O ₂ L ⁻¹	165	16	30	17	-	-	-	-
ST	mg L ⁻¹	6125	318	6574	719	13712	408	16854	2564
SFT	mg L ⁻¹	3378	162	3081	267	8218	327	11476	1780
SVT	mg L ⁻¹	2747	156	3171	452	5494	81	5378	784
SST	mg L ⁻¹	2825	231	4465	550	6864	56	8380	1096
SSF	mg L ⁻¹	730	98	1220	188	2482	37	4420	554
SSV	mg L ⁻¹	2095	133	3245	362	4381	19	3960	542
SDT	mg L ⁻¹	3444	87	2109	169	6848	352	8474	1468
SDF	mg L ⁻¹	2676	64	1861	79	5735	290	7056	1226
SDV	mg L ⁻¹	768	23	248	89	1112	62	1418	242

*LDF: Lodo de Descarga de Fundo; ALF: Água de Lavagem do Filtro; LQ: Limite de Quantificação = 60 mg L⁻¹

Constatou-se que o resíduo de LDF gerado no ensaio de FAP para o lixiviado A pós tratado não obedeceu aos limites estabelecidos pelas Resoluções do CEMA 70/2009 e 86/2013 quanto à DQO com valor residual de 421 mg L⁻¹, e para as condições de enquadramento da Resolução 357/2005 do CONAMA estabelecidos para águas doces classe 2 quanto à cor verdadeira com valor residual de 84 uH. No entanto nos demais ensaios nota-se que os parâmetros DQO e cor verdadeira atenderam às respectivas legislações.

Porém, em relação à série de sólidos nota-se elevados valores sendo possível perceber a necessidade de se realizar um tratamento prévio ao descarte do mesmo em corpos hídricos receptores, uma vez que o lançamento *in natura* desse lodo pode trazer impactos à vida aquática.

5.3 ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE

5.3.1 *Artemia salina*

Na Figura 33 e Figura 34 são apresentados os resultados dos ensaios de ecotoxicidade para os lixiviados bruto, de estudo, e pós-tratados A e B, respectivamente, expressos em concentração letal mediana - CL50_{24h} (% v/v) para o organismo *Artemia salina*.

Figura 33 – Valores da CL50_{24h} (% v/v) em *A. salina* para os lixiviados bruto, de estudo e pós-tratados A

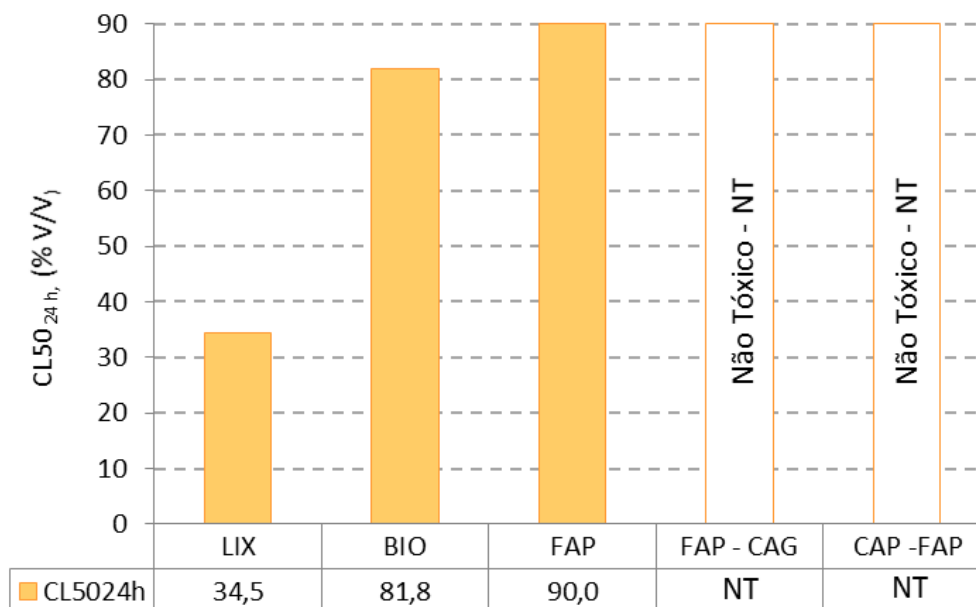
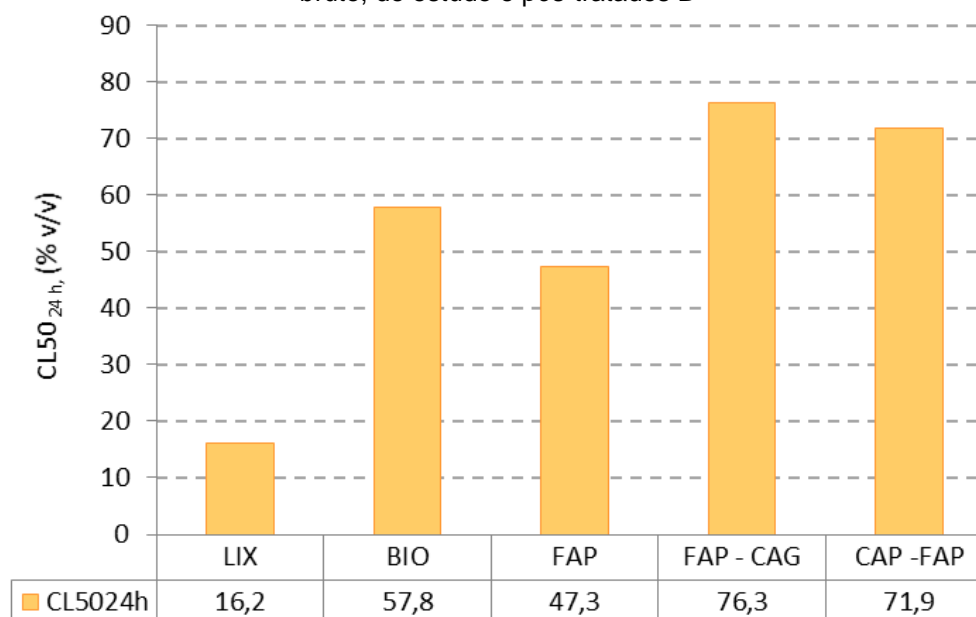


Figura 34 – Valores da CL50_{24h} (% v/v) em *A. salina* para os lixiviados bruto, de estudo e pós-tratados B



Para o lixiviado bruto A o valor de CL50_{24h} (%v/v) foi de 34,5. Após o tratamento biológico a toxicidade do efluente reduziu para 81,8, e para o efluente pós-tratado por FAP, para 90. Nenhum dos efluentes pós-tratados por processos adsortivos apresentaram efeito tóxico para concentração máxima (diluição mínima) aplicável pelo método, uma vez que a concentração máxima da amostra é limitada a 90% para manter as condições

mínimas de salinidade para este organismo-teste. Assim, pode-se verificar que os valores de toxicidade foram decrescentes ao longo da sequência de tratamento adotada, o que comprova que o tratamento foi eficiente para redução da toxicidade neste caso.

Já para o lixiviado bruto B foi encontrado valor de toxicidade de 16,2 e após tratamento biológico, de 57,8. Para o efluente pós-tratado por FAP foi observado um leve acréscimo de toxicidade para 47,3, ocasionada provavelmente, pela aplicação da dosagem de coagulante de 400 mg L⁻¹ de Fe, com conseqüente aumento da concentração de cloretos e metais pesados.

Os valores de toxicidade encontrados para os efluentes pós-tratados por FAP – CAG e CAP – FAP para o lixiviado B foram reduzidos e aproximados, sendo de 76,3 e 71,9 respectivamente.

O lixiviado bruto e os efluentes produzidos pela sequência de tratamentos aplicada ao lixiviado A apresentaram valores de toxicidade consideravelmente menores quando comparados aos mesmos tratamentos para o lixiviado B.

Kawahigashi (2012), obteve resultados de CL₅₀₂₄ para o lixiviado de Rolândia-PR com o organismo *Artemia salina* relativamente inferiores, ou seja, toxicidade superior ao observados neste estudo. Os valores de CL₅₀₂₄ para o lixiviado bruto foi de 8, para o tratado biologicamente foi de 17,4, após coagulação-floculação-sedimentação (CFS) foi de 39,3 e após adsorção em carvão ativado granular foi de 54,2.

Para o mesmo organismo-teste, Pozzetti (2014) com o lixiviado de Londrina – PR, obteve valores de CL₅₀₂₄ para o lixiviado bruto de 63,7, para o tratado biológico de 66,7, para lixiviado pós-tratado por CFS de 73,8 e por adsorção em carvão ativado pulverizado de 79,2. Comparando-se com os resultados obtidos neste trabalho pode-se observar que os valores de CL₅₀₂₄ dos efluentes após os tratamentos, resultaram na mesma ordem de grandeza. No entanto, deve-se considerar que a toxicidade do lixiviado utilizado pela autora era substancialmente inferior em relação ao deste trabalho.

5.3.2 *Pseudokirshneriella subcaptata*

Na Figura 35 e Figura 36 são apresentados os resultados dos ensaios de ecotoxicidade crônica em *P. subcaptata* no qual foi avaliado o efeito de inibição após 72 horas de exposição expressos em concentração de inibição mediana - CI₅₀_{72h} (% v/v) para os lixiviados bruto, de estudo, e pós-tratados A e B.

Figura 35 – Valores da $CI_{50_{72h}}$ (% v/v) em *P. subcaptatata* para os lixiviados bruto, de estudo e pós-tratados A

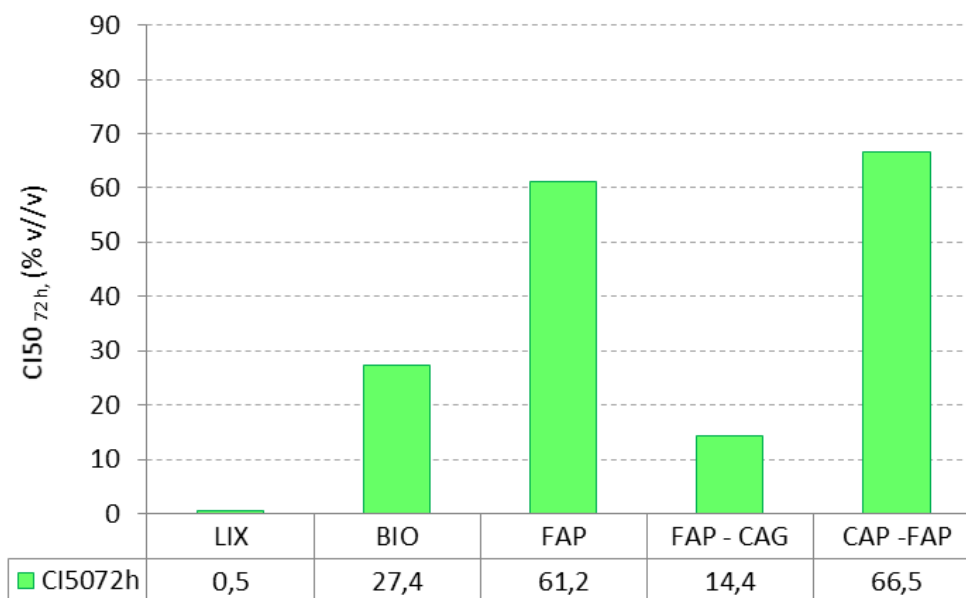
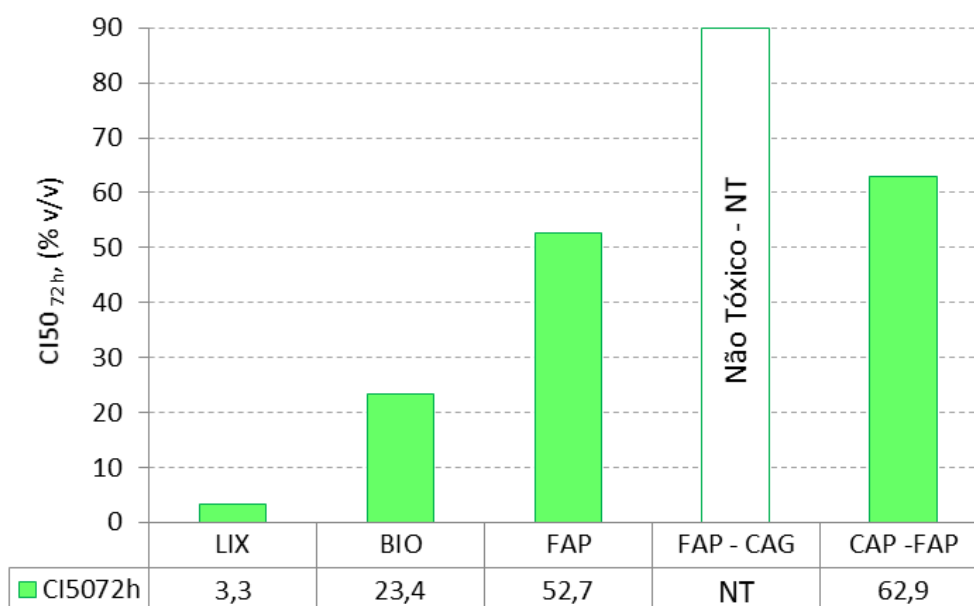


Figura 36 – Valores da $CI_{50_{72h}}$ (% v/v) em *P. subcaptatata* para os lixiviados bruto, de estudo e pós-tratados B



Os valores de $CI_{50_{72h}}$ (%v/v) obtidos para o lixiviado bruto A foi de 0,5 e após o tratado biológico foi de 27,4. Os valores de toxicidade obtidos para os efluentes pós-tratados foram de 61,2 após FAP, de 14,4 após FAP – CAG e de 66,5 após CAP – FAP.

Para o lixiviado B os valores de toxicidade obtidos foram de 3,3 para o bruto e 23,4 para o tratado biológico. Já para os efluentes pós-tratados estes valores foram de 52,7 após FAP e de 62,9 após CAP – FAP, sendo que não foi observada toxicidade para o FAP – CAG.

De forma generalizada, os valores de toxicidade obtidos para os lixiviados bruto, tratado biológico e pós-tratado por CAP – FAP para ambos lixiviados resultaram próximos, com valores de $CI_{50_{72h}}$ (%v/v) de 0,5; 27,4 e 66,5 para o lixiviado A e de 3,3; 23,4 e 62,9 para o lixiviado B.

Em relação ao pós-tratamento por FAP – CAG, contrariando as expectativas, houve aumento de toxicidade para o efluente produzido com o lixiviado A enquanto que nenhuma toxicidade foi observada para com o lixiviado B.

Kawahigashi (2012) obteve valores de $CI_{50_{72h}}$ para o lixiviado bruto de Rolândia - PR de 4,7, para o tratado biológico de 30,1, por coagulação-floculação-sedimentação - CFS de 3,7 e por adsorção em CAG de 4,6. Pozzetti (2014) com o lixiviado de Londrina – PR obteve os resultados de toxicidade para o bruto de 4,1, para o tratado biológico de 24,5, para o CFS de 9,7 e para adsorção em CAP de 13,6. Os valores de toxicidade obtidos neste estudo para o lixiviado bruto e de estudo A e B assemelham-se com os resultados obtidos por Kawahigashi (2012) e Pozzetti (2014). No entanto, ressalta-se que ao contrário do observado pelas referidas autoras com o pós-tratamento físico-químico por CFS, a técnica de FAP contribuiu para diminuição da toxicidade do efluente tendo em vista que os valores obtidos foram de 61,2 e 52,7 para os lixiviados A e B, respectivamente.

5.3.3 *Ceriodaphnia dubia*

Na Figura 37 e Figura 38 são apresentados os resultados dos ensaios de ecotoxicidade expressos em concentração efetiva mediana - $CE_{50_{24h}}$ e $CE_{50_{48h}}$ (% v/v) para *C. dubia* para os lixiviados bruto, de estudo, e pós-tratados A e B, respectivamente.

Figura 37 - Valores da CE50_{24h} e CE50_{48h} (% v/v) em *C. dubia* para os lixiviados bruto, de estudo e pós-tratados A

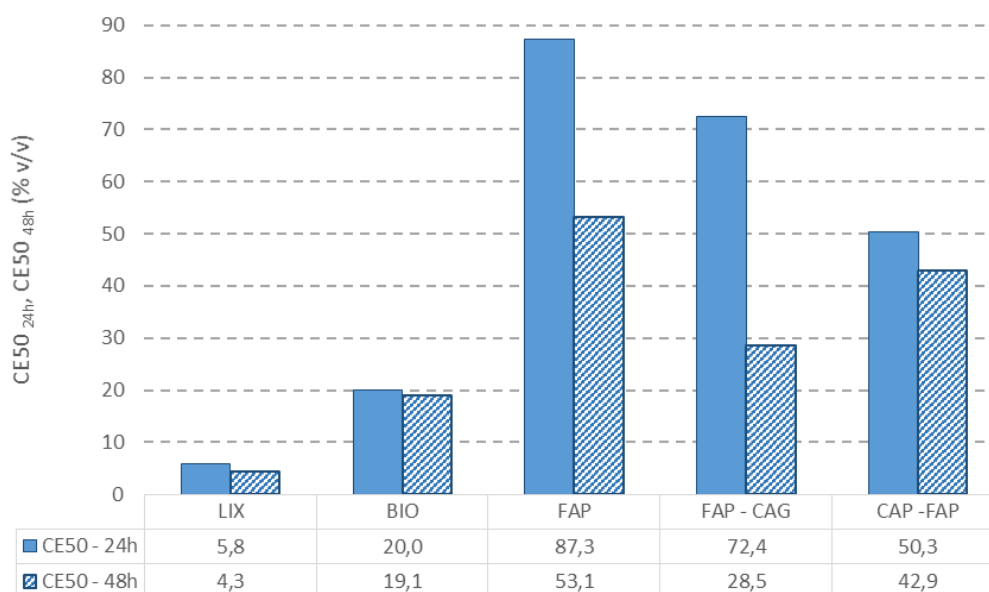
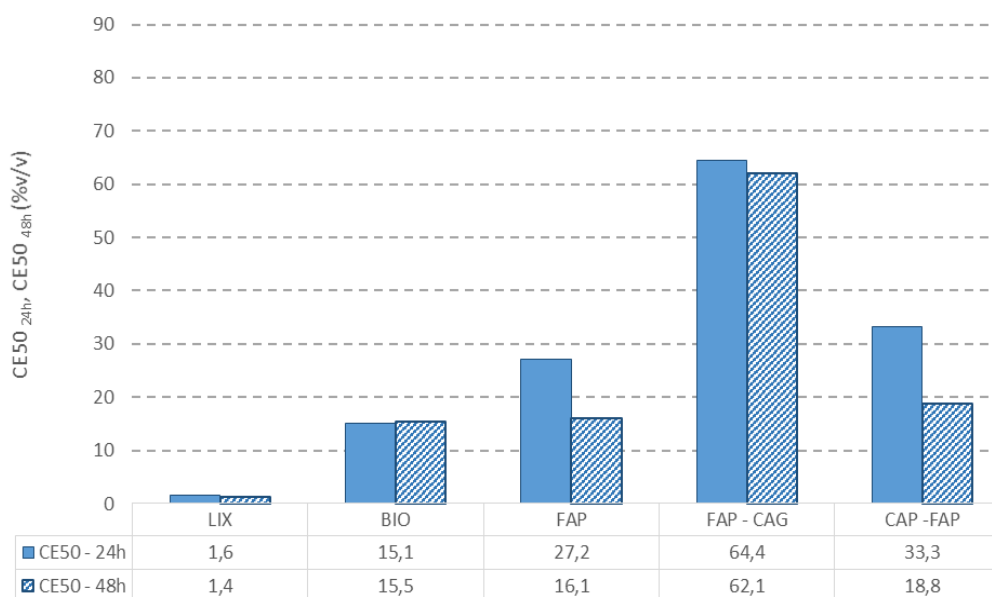


Figura 38 - Valores da CE50_{24h} e CE50_{48h} (% v/v) em *C. dubia* para os lixiviados bruto, de estudo e pós-tratados B



Os valores de CE50_{24h} e CE50_{48h} em *C. dubia* obtidos para o lixiviado bruto A foram de 5,8 e 4,3, respectivamente. Para o lixiviado de estudo estes valores aumentaram para 20,0 e 19,1. Já para o lixiviado pós-tratado por FAP foram obtidos os valores de 87,3 e 53,1. Nos processos adsortivos, os efluentes pós-tratados por FAP – CAG apresentaram valores de 72,4 e 28,5 enquanto que por CAP – FAP estes valores foram de 50,3 e 42,9.

Os resultados de CE50_{24h} e CE50_{48h} obtidos para o lixiviado bruto B foram de 1,6 e 1,4, respectivamente. Para o de estudo a toxicidade reduziu para 15,1 e 15,5. Já para o lixiviado pós-tratado por FAP foram obtidos os valores de 27,2 e 16,1. Nos processos

adsortivos os efluentes pós-tratado por FAP – CAG apresentaram valores de 64,4 e 62,1 enquanto que por CAP – FAP estes valores foram de 33,3 e 18,8. É possível observar que a toxicidade diminuiu gradativamente ao considerar a sequência de tratamento proposto para o lixiviado B.

Nota-se uma redução da toxicidade além da esperada para o pós-tratamento por FAP do lixiviado de estudo A, uma vez que os valores de CE50_{24h} e CE50_{48h} de 87,3 e 53,1, respectivamente, resultaram superiores aos obtidos após associação aos processos adsortivos. Este comportamento foi considerado atípico tendo em vista a capacidade adsorbtiva do CAG e do CAP, como pode ser constatado nos resultados do ensaio com o lixiviado B.

Por outro lado, Kawahigashi (2012), para o lixiviado de Rolândia – PR, avaliou a toxicidade para o organismo *C. dubia* e obteve valores 2,6; 24,3; 4,7 e 8,6 para CE50_{24h} e 0,9; 21,5; 2,1 e 5 para CE50_{48h} para lixiviado bruto, tratado biológico, pós-tratado por CFS e CFS seguido de CAG. Pozzetti (2014), para o lixiviado de Londrina – PR, utilizando o mesmo organismo-teste obteve como resultados 2,8; 17,9; 7,2 e 5,2 de CE50_{24h} e 1,3; 13; 4,6 e 4,8 de CE50_{48h} para os lixiviados bruto, tratado biológico, CFS, e adsorção em CAP.

Tanto Kawahigashi (2012) quanto Pozzetti (2014) retratam o aumento da toxicidade para este organismo-teste no pós-tratamento por CFS e manutenção destes níveis mesmo após os processos adsortivos empregados. As autoras justificam estes fatos às concentrações de metais de Fe e íons cloretos empregados na coagulação.

No entanto, comparando-se os resultados obtidos no pós-tratamento físico-químico para o lixiviado B e as autoras citadas, pôde-se verificar que os valores residuais nos efluentes pós-tratados por CFS e processos adsortivos para cloretos e para matéria orgânica recalcitrante correlacionado à DQO e COT eram superiores aos obtidos neste trabalho.

5.3.4 *Daphnia magna*

A Figura 39 e Figura 40 são apresentados os resultados dos ensaios de ecotoxicidade em *D. magna* expressos em concentração efetiva mediana - CE50_{24h} e CE50_{48h} (% v/v) para os lixiviados bruto, de estudo, e pós-tratados A e B, respectivamente.

Figura 39 – Valores da CE50_{24h} e CE50_{48h} (% v/v) em *D. magna* para os lixiviados bruto, de estudo e pós-tratados A

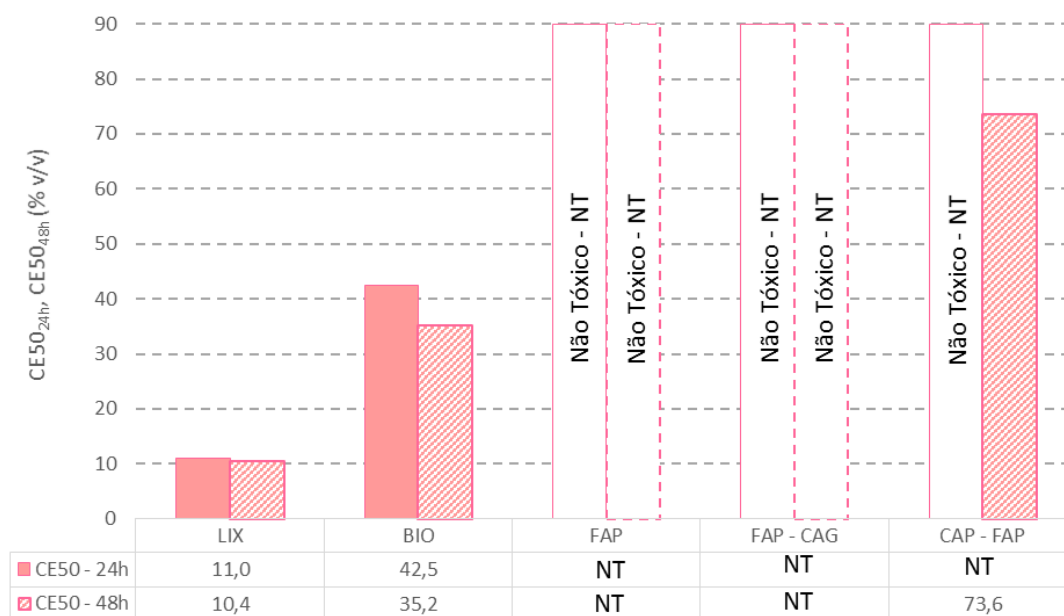
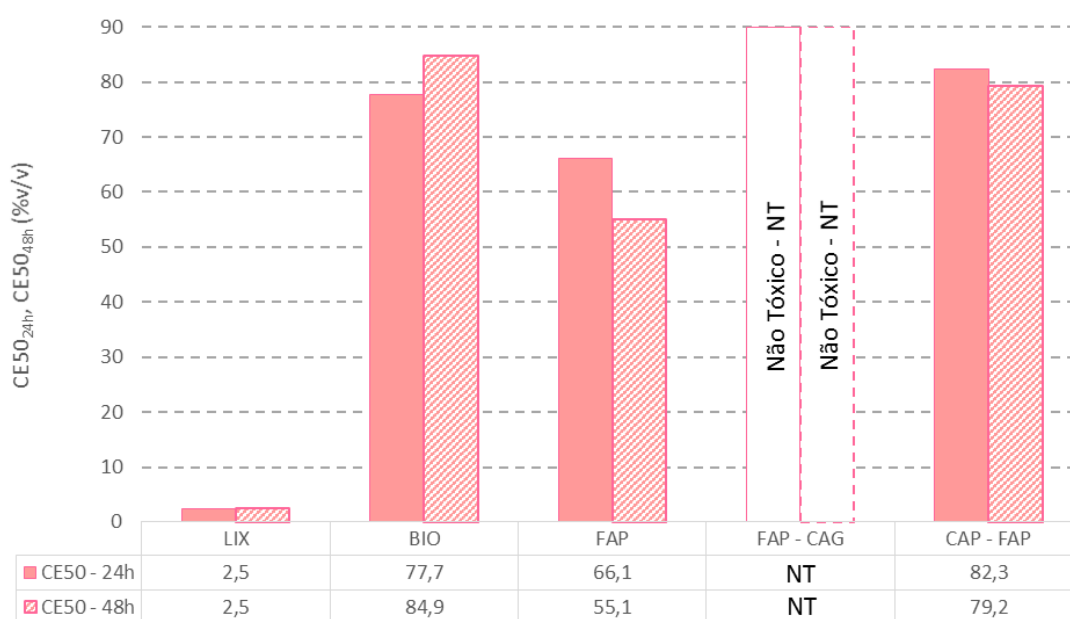


Figura 40 – Valores da CE50_{24h} e CE50_{48h} (% v/v) em *D. magna* para os lixiviados bruto, de estudo e pós-tratados B



Os valores de CE50_{24h} e CE50_{48h} em *D. magna* obtidos para o lixiviado bruto A foram de 11 e 10,4 respectivamente. Para o lixiviado de estudo estes valores aumentaram para 42,5 e 35,2. Para o lixiviado pós-tratado por FAP e FAP – CAG não foram observados efeito tóxico ao organismo-teste. Já para o CAP – FAP, não foi observada toxicidade para o organismo-teste no período de 24h, contudo, para 48h de teste foi observado valor de

CE50_{48h} de 73,6. Nota-se que a toxicidade diminuiu gradativamente ao considerar cada etapa de tratamento proposto para o lixiviado A.

O resultado de CE50_{24h} e CE50_{48h} obtido para o lixiviado bruto B foi de 2,5. Para o tratado biológico a toxicidade reduziu para 77,7 e 84,9. Já para o lixiviado pós-tratado por FAP foram obtidos os valores de 66,1 e 55,1. No processo adsorptivo para o efluente pós-tratado por FAP – CAG não foi observado efeito tóxico ao organismo-teste enquanto que por CAP – FAP estes valores foram de 82,3 e 79,2.

Em contrapartida, Kawahigashi (2012), para o lixiviado de Rolândia – PR, avaliou a toxicidade para o organismo *D. magna* e obteve valores 3; 25,5; 5,7 e 12,3 para CE50_{24h} e 1,1; 20,6; 4,4 e 9,6 para CE50_{48h} para lixiviado bruto, tratado biológico, pós-tratado por CFS e CFS seguido de CAG.

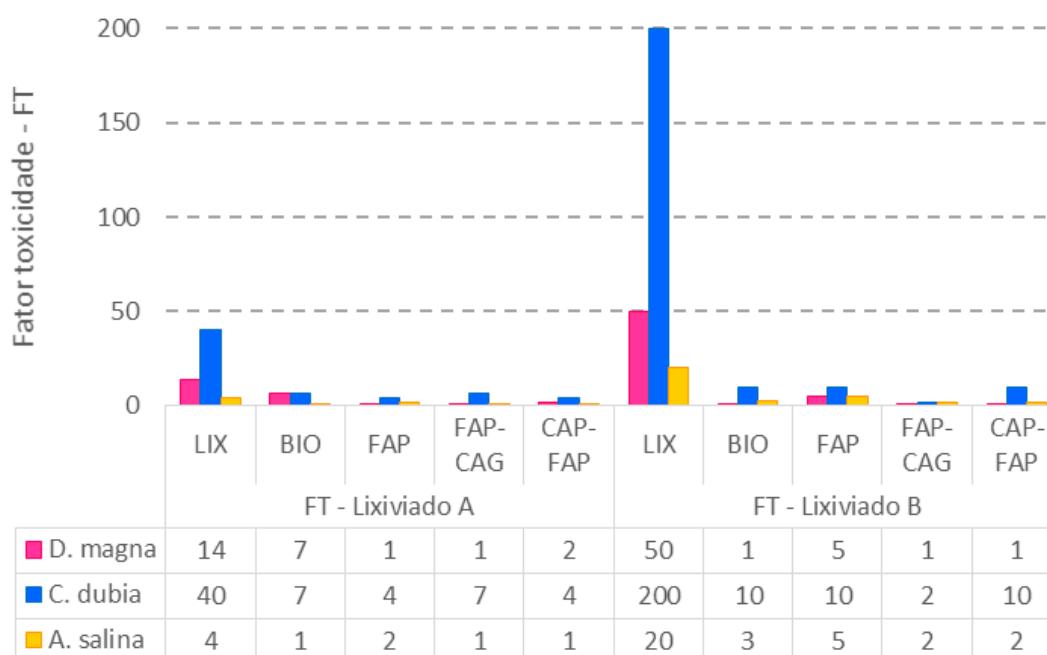
Pozzetti (2014), para o lixiviado de Londrina – PR, utilizando o mesmo organismo-teste obteve como resultados 10,7; NT; 44,5 e 43,9 de CE50_{24h} e 8,1; NT; 41,5 e 43,8 de CE50_{48h} para os lixiviados bruto, tratado biológico, CFS, e adsorção em CAP.

Relacionando os resultados obtidos pelas autoras com os desta pesquisa é possível perceber, novamente, a eficiência do pós-tratamento por FAP e por processos adsorptivos na diminuição da toxicidade aguda para o organismo-teste.

Martins *et al.*, (2010), realizaram o pós-tratamento do lixiviado bruto proveniente do aterro sanitário de Tijuquinhas, em Biguaçu - SC pela sequência constituída por lagoa aeróbia, lagoa aerada, lagoa de maturação e filtro de pedras em série em escala piloto. Os ensaios de ecotoxicidade foram realizados com o organismo *D. magna* e os valores de CE50_{48h} encontrados para os efluentes pós-tratados por lagoa de maturação e para o filtro de pedras em série foram de 45,06 e 84,08 respectivamente. Após o tratamento por filtro de pedras em série foi possível observar redução na toxicidade do efluente para este organismo-teste. Comparando com os resultados obtidos nesta pesquisa, pode-se observar que a toxicidade diminuiu para o efluente pós-tratado por FAP para ambos lixiviados.

5.3.5 Fator toxicidade

A Figura 41 apresenta os valores obtidos de fatores de toxicidade - FT, ou seja, a menor diluição da amostra na qual não se observa o efeito deletério agudo sobre os organismos-teste *D. magna*, *C. dubia* e *A. salina*, para os lixiviado A e B bruto, de estudo, e pós-tratados.

Figura 41 - Fator toxicidade para os organismos-teste *D. magna*, *C. dubia* e *A. salina*.

A Resolução 081/2010 do CEMA dispõe critérios e padrões de toxicidade aguda para o controle de efluentes líquidos lançados em águas superficiais e estabelece em seu Artigo 3º o limite máximo de FT igual a 4 a partir do quarto ano de sua publicação em *Daphnia magna* e *Vibrio fischeri* para efluentes com despejo em corpos hídricos de água doce.

Para *Daphnia magna* os valores encontrados de FT foram de 14 e 50 para os lixiviados A e B, de 7 e 1 para os lixiviados de estudo A e B, de 1 e 5 para os efluentes pós-tratados por FAP, de 1 e 1 para o lixiviado pós-tratado por FAP – CAG e de 2 e 1 para os efluentes pós-tratados por CAP – FAP, respectivamente. Nota-se que para o organismo-teste *Daphnia magna*, o efluente produzido pelo pós-tratamento por FAP, FAP – CAG e CAP - FAP aplicado ao lixiviado A atendeu à legislação Resolução 081/2010 do CEMA em relação ao limite máximo de FT. Já para o lixiviado B, a aplicação dos processos adsorptivos contribuiu para que os efluentes pós-tratados atendessem a esta mesma legislação.

Neste contexto, observa-se que para os lixiviados A e B, os valores do fator toxicidade encontrado para o organismo-teste *C. dubia* foi de 40 e 200, para os lixiviados de estudo foi de 7 e 10, para os lixiviados pós-tratados por FAP foi de 4 e 10, para os pós-tratados por FAP – CAG foi de 7 e 2 e para os efluentes pós-tratados por CAP – FAP 4 e 10, respectivamente.

Para *A. salina* os valores de FT, foram de 4 e 20 para os lixiviados A e B, de 1 e 3 para os lixiviados de estudo A e B, de 2 e 5 para os efluentes pós-tratados por FAP, de 1 e 2 para o lixiviado pós-tratado por FAP – CAG e CAP – FAP, respectivamente.

5.4 CONSIDERAÇÕES SOBRE OS ENSAIOS

A Figura 42 e Figura 43 apresentam o resumo dos resultados de cor verdadeira, DQO, COD, cloretos e SDT das amostras representativas de cada ensaio de filtração com os lixiviados A e B.

Figura 42 – Valores residuais e respectivas remoções de cor verdadeira, DQO, COD, cloretos e SDT das amostras representativas para o lixiviado A

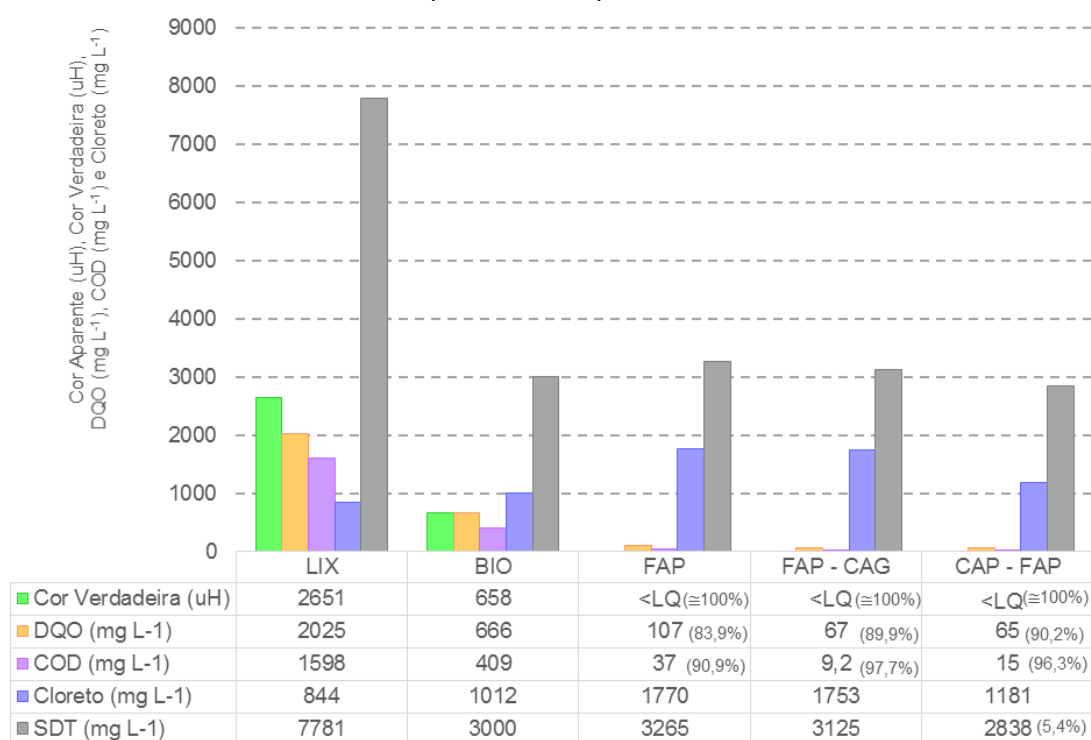
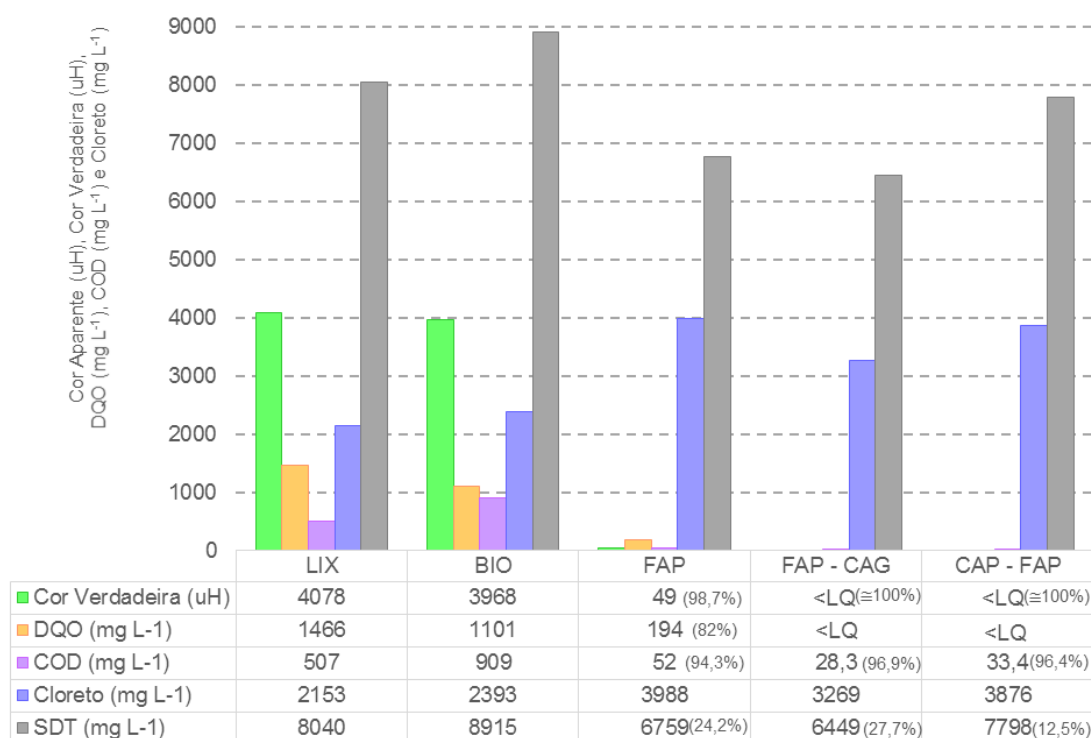


Figura 43- Valores residuais e respectivas remoções de cor verdadeira, DQO, COD, cloretos e SDT das amostras representativas do lixiviado B



LQ: Limite de Quantificação de Cor Verdadeira do método = 10 uH

LQ: Limite de Quantificação de DQO do método = 60 mg L⁻¹

É possível perceber que, para ambos lixiviados, o pós-tratamento por FAP foi suficiente para atender à legislação vigente. Além disso o sistema adsorptivo associado ao FAP contribuiu ainda mais na remoção de matéria orgânica recalcitrante e de toxicidade o que torna a utilização deste pós-tratamento uma alternativa adequada considerando lixiviados com características recalcitrantes superiores às análises nesta pesquisa.

De maneira geral, foi possível observar para cada organismo-teste a remoção de toxicidade a cada etapa do tratamento para ambos lixiviados. A Figura 44 e Figura 45 apresentam o resumo dos ensaios de ecotoxicidade realizado para os organismos *A. salina*, *P. subcaptata* e *C. dúbia* e *D. magna*, para os lixiviados A e B.

Figura 44 – Resumo dos ensaios de ecotoxicidade para lixiviado A – Valores de CL50_{24h}, CI50_{72h} e CE50_{48h}

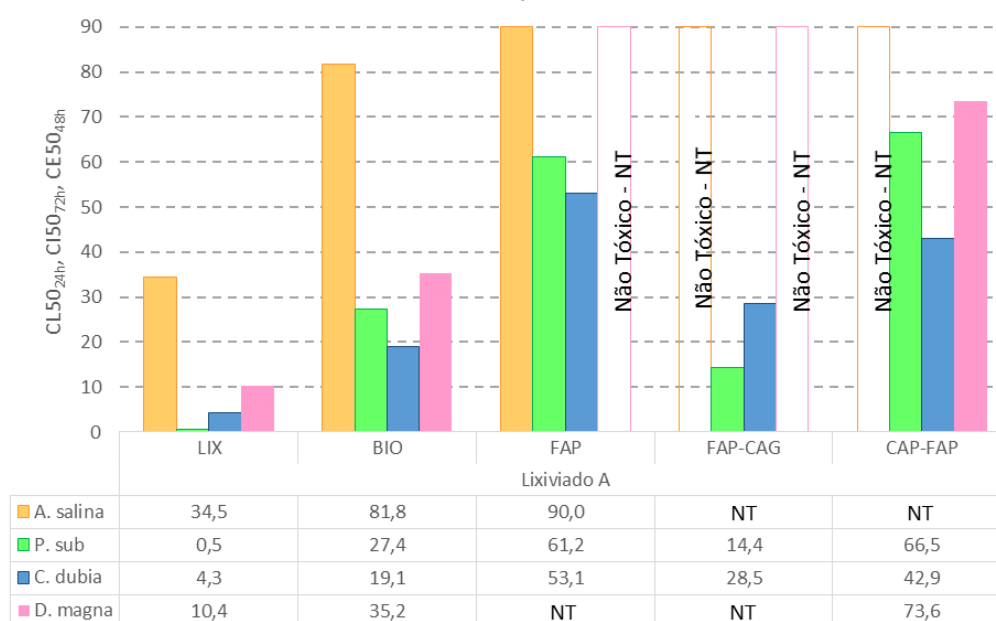
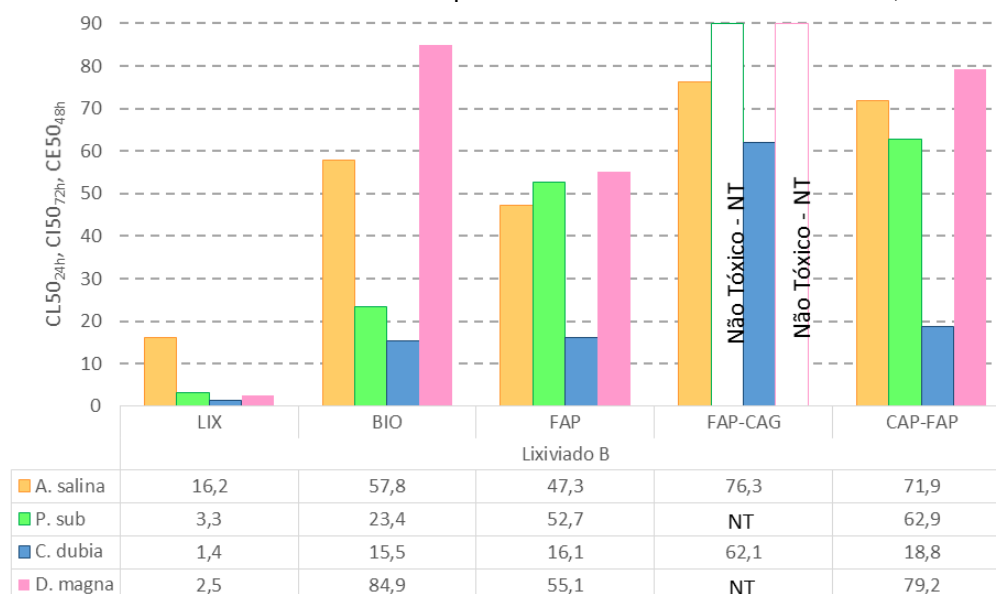


Figura 45- Resumo dos ensaios de ecotoxicidade para lixiviado B – Valores de CL50_{24h}, CI50_{72h} e CE50_{48h}



As respostas de sensibilidade dos organismos-teste utilizados nos ensaios de ecotoxicidade foram diferenciadas em relação aos compostos presentes nos lixiviados devido às suas características morfológicas e também pelo habitat em que vivem. No entanto, em relação à magnitude das respostas obtidas, pôde-se constatar a seguinte ordem crescente de sensibilidade: *C. dubia*, *P. subcaptata*, *D. magna* e *A. salina*.

Segundo Tigini (2014), a diminuição da toxicidade após tratamento do lixiviado bruto pode estar associado principalmente à remoção da amônia. Considerando os dados deste

trabalho, de maneira geral, foi possível observar para cada organismo-teste uma significativa remoção de toxicidade após o tratamento biológico, fato que provavelmente está associado principalmente à remoção da amônia. O mesmo foi observado em seguida, com o pós-tratamento por FAP. Esta redução de toxicidade para o pós-tratamento por FAP não era esperada, uma vez que tanto Kawahigashi (2012) quanto Pozzetti (2014) retrataram, com exceção da *D.magna*, o aumento da toxicidade para todos os organismos-teste nas amostras resultantes do pós-tratamento físico-químico por Coagulação – Floculação e Sedimentação – CFS e a manutenção destes níveis mesmo após os processos adsorptivos empregados.

Com exceção da *P. subcaptata*, para todos os organismos-teste os lixiviados bruto, de estudo e pós-tratados para o lixiviado A foram menos tóxicos que os de B. Além disso, os valores de CI50, com exceção do FAP – CAG para o lixiviado A, foram todos da mesma ordem de grandeza após cada tratamento comparando-se ambos lixiviados, o que indica que este organismo não foi sensível para esta matriz.

Apesar da *A. salina* não ser padronizada como organismo-teste, este modelo biológico mostrou-se mais adequado para estes lixiviados em relação à resistência às concentrações de cloretos e às sensibilidades após cada etapa de tratamento bem como para lixiviados de características diferentes.

Em geral, para os organismos-testes, considerando os pós-tratamentos, a remoção de toxicidade foi superior para o lixiviado A, provavelmente pela diferença nas características dos lixiviados estudados nesta pesquisa em relação a remoção da matéria orgânica recalcitrante.

Kawahigashi (2012), relata em seu trabalho que o aumento da toxicidade nos pós-tratamentos pode estar condicionado aos produtos químicos e íons cloretos empregados na coagulação. Além disto, a autora realizou testes de sensibilidade com os íons cloretos e observou toxicidade para concentrações superiores a 2000 mg L⁻¹ para *C. dubia* e a 4000 mg L⁻¹ para *D. magna*, sendo que a *A. salina* não apresentou toxicidade para as concentrações testadas (1000 a 5000 mg L⁻¹).

Comparando-se os resultados obtidos no pós-tratamento físico-químico para o lixiviado B e os de Kawahigashi (2012), pôde-se verificar que os efluentes produzidos pelos pós-tratamentos adotados nesta pesquisa apresentaram toxicidade significativamente menor para todos os organismos-teste. No entanto, os valores residuais nos efluentes pós-tratados por CFS e CAG para cloretos (4041 e 4125 mg L⁻¹) e para matéria orgânica recalcitrante correlacionado à DQO e COT (303 e 71 mg L⁻¹; 122 e 39

mg L⁻¹, respectivamente) de Kawahigashi (2012) eram superiores aos obtidos neste trabalho. Nesta mesma ótica, comparando-se com os resultados de Pozzetti (2014), os efluentes produzidos pelos pós-tratamentos adotados nesta pesquisa apresentaram toxicidade inferior para todos os organismos-teste.

O pós-tratamento complementar por processos adsorptivos contribuiu para alguns organismos-teste para redução da toxicidade dos efluentes. No entanto, estes dados não permitiram concluir, qual dos materiais entre o CAG e o CAP foi o mais efetivo para redução da toxicidade.

6 CONCLUSÕES

Considerando os lixiviados de estudo A e B, pode se concluir que:

- A Filtração Ascendente em Pedregulho associada ou não aos processos adsortivos, adaptada ao pós-tratamento de lixiviado estabilizado de aterro sanitário em escoamento contínuo e escala piloto, mostrou ser uma técnica promissora em relação à remoção de matéria orgânica recalcitrante, com produção de efluentes com qualidade compatível às legislações vigentes, com índices de produtividade efetiva entre 66 e 69% e carreiras de filtração com duração entre 40,7 e 46,3 h.
- O pós-tratamento complementar por processos adsortivos mostrou ser uma opção viável para etapa de polimento, podendo ser utilizado no tratamento de lixiviados com características ainda mais recalcitrantes.
- Os resíduos produzidos por FAP, nas descargas de fundo e lavagem de filtro, representaram em média, 36% do volume de efluente pós-tratado e apresentaram características relacionadas à matéria orgânica recalcitrante compatíveis ou muito próximas aos limites estabelecidos pelas legislações vigentes.

Para os ensaios de ecotoxicidade, de maneira geral, foi possível observar que:

- Para cada organismo-teste houve remoção de toxicidade a cada etapa do tratamento para ambos lixiviados;
- Para todos os organismos-teste, os lixiviados bruto, de estudo e pós-tratados para o lixiviado A apresentaram menor toxicidade em relação aos do lixiviado B.
- Em relação à magnitude das respostas dos ensaios de ecotoxicidade realizados para os lixiviados A e B e organismos-teste, pôde-se constatar a seguinte ordem crescente de sensibilidade: *C. dubia*, *P. subcaptata*, *D. magna* e *A. salina*.

7 RECOMENDAÇÕES

- Realização de curva de ruptura para o processo de adsorção em CAG;
- Realização de pesquisas em relação à tratabilidade dos resíduos gerados no sistema empregado;
- Realização de testes de ecotoxicidade abrangendo organismos de outros níveis da cadeia trófica;
- Realização de teste de citotoxicidade e genotoxicidade.

8 BIBLIOGRAFIA

APHA, AWWA, WEF (2012). **Standards Methods for the Examination of Water e Wastewater**, 21^o ed. Washington. D.C

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 12073: Carvão ativado pulverizado – Determinação do número de iodo*. Rio de Janeiro. 1991.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 12713: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda – Método de ensaio com *Daphnia spp* (Cladocera, Crustacea)*. Rio de Janeiro. 2004.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 13373: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica – Método de ensaio com *Ceriodaphnia spp* (Crustacea, Cladocera)*. Rio de Janeiro. 2005.

ALVIM, C. A. N. **Influências do pré-tratamento por stripping na desnitrificação convencional e pela via curta, em RBS aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina. Londrina. 2010.

AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J.; Landfill leached pre-treatment by coagulation-flocculation. **Water Resources**. v. 31, n. 11, p-2775-2782, 1997.

ARAGÃO, M.A.; ARAÚJO, R.P.A. Métodos de ensaios de toxicidade com organismos aquáticos. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Editores). **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e aplicações**, São Carlos, São Paulo: Rima. p.157-183. 2006.

ARAÚJO, A. P. M. **Avaliação operacional e características do lodo gerado na indústria da água do litoral sul de Pernambuco**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 2006.

AZIZ, H. A.; ALIAS, S.; NORDIN ADLAN, M.N.; FARIDAH, N.A.; ASAARI, A.H.; ZAHARI, M.S. Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. **Bioenvironmental Technology**, v. 98, p.218 -220,2007.

BANSAL, R.C.; DONNET, J.B.; STOECKLI, F. **Active Carbon**. Marcol Dekker, Inc, New York and Basel, 1988.

BERTOLETTI, E.; DOMINGUES D. F. Seleção, manutenção e cultivo de organismos aquáticos. In ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Editores). **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e aplicações**, São Carlos, São Paulo: Rima. p.157-183. 2006.

BLAISE, C.; FORGET, G.; TROTTIER, S. **Toxicity screening of aqueous samples using a cost-effective 72-h exposure *Selenastrum capricornutum* assay**. Journal of

Environmental Toxicology. New York, v. 15, p. 352-359, 2000. Special Issue: Watertox Bioassays.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 357, 17 de março de 2005**. 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. Brasília, 2005.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011**. Complementa e altera a Resolução nº 357 de 2005, Brasília, 2011.

BRASIL. **Lei nº 12.305** – Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, DF, de 2 de agosto de 2010.

BRENTANO, D. M. **Desenvolvimento e aplicação do teste de toxicidade crônica com *Daphnia magna*: Avaliação de um efluente tratado de um aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2006.

CASTILHOS JUNIOR, A. B.; DALSSASSO, R. L.; ROHERS, F. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado. **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 15, p. 385 - 392, 2010.

CASTRILLÓN, L.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; ULMANU, M.; ANGER, I.; MANAÑÓN, E. (2010) Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. **Waste Management**, v. 30, p. 228-235, 2010.

CASTRO, A. P. **Influência da adição de polieletrólitos no processo de floculação como pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário visando a remoção de carga orgânica recalcitrante**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina. Londrina. 2012.

CHINGOMBE, P.; SAHA, B.; WAKEMAN, R.J. Surface modification and characterization of a coal-based activated carbono. **Carbon** 43. p. 3132–3143, 2005.

CHRISTENSEN, T. H. Biochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**. v. 16, p.659-718, 2001.

CLAUDINO, A. **Preparação de carvão ativado a partir de turfa e sua utilização na remoção de poluentes**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2003.

CLAUDINO, A.; MINOZZO, A. P.; **Projeto de uma Indústria de Carvão Ativado**. Trabalho Referente à Disciplina de Projetos, Universidade Estadual do Oeste do Paraná. p. 6-7. Toledo. 2000.

COUTINHO, A. R.; BARBIERI, F. C.; PAVANI, P. A. **Preparações de carvões ativados a partir de fibra de celulose**. In: 2º Encontro brasileiro de adsorção, maio de 1998. Florianópolis, Santa Catarina. Anais de trabalhos apresentados. p. 139-144. 2000.

DI BERNARDO, L. DANTAS, A. D. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2 ed. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2005. v.1.

DI BERNARDO, L. coord. *et al.* **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. v. 1.

DI BERNARDO, L.; CENTURIONE FILHO, P. L. **Ensaio de tratabilidade de água e resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos, 2002.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A. S.; AMIRTHARAJAH, A. Comparação da eficiência de remoção de partículas na filtração direta ascendente e descendente. **XXVIII Congresso de Engenharia Sanitaria y Ambiental – AIDIS**. Cancún. México. 2002.

FELICI, E. M. **Coagulação-floculação-sedimentação como pós-tratamento de efluente de sistema biológico em batelada aplicado a aterro de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina. Londrina. 2010.

FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T. C. A.; CAMPOS, J. C.; LIMA, P. Z. M. Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro. In. **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Anais, v15, n4. João Pessoa, 2001.

FOGLER, H. S. **Elementos de engenharia das reações químicas** 3 ed. Rio de Janeiro: LTC, p. 744 – 756. 2002.

FUJII, E. H. **Avaliação da aplicabilidade da filtração direta ascendente em pedregulho como pós tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina. Londrina. 2014.

GIRARDI, F. **Tratamento de vinhaça utilizando coagulantes naturais**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Maringá, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Maringá – Pr, 2009.

GOMIDE, R. **Operações unitárias: operações de transferência de massa**. 1ª ed. São Paulo: Dag Gráfica e Editora Ltda. v. 4, p. 311 – 315. 1988.

GOTVAJN, A. Z.; TISLER, T.; ZARGOA – KONCAN, J. Comparasion of different treatment strategies for industrial landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**. v.162. p.1446-1456, 2009.

GUELFY, L. R.; SCHEER, A, P. **Estudo de Adsorção Para Purificação e Separação de Misturas na Indústria Petrolífera**. Trabalho e conclusão de curso (TCC em Engenharia Química). Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2007.

HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V. Trimmed spearman-karber method for estimating median lethal concentration in toxicity bioassays. **Environmental Science and Technology**, Easton, v.11, n.7, p.714-719. 1977.

HASSEMER, M. E. N. **Tratamento de efluente têxtil: processo físico-químico com ozônio e floculação em meio granular**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2000.

HOSSAKA, A. L. **Tratamento biológico de lixiviados de aterro sanitário utilizando como pré-tratamento a remoção parcial de N-amoniaco por stripping**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina. Londrina. 2008.

HUR, J.M.; KIM, S.H. Combined adsorption and chemical precipitation process for pretreatment or post-treatment of landfill leachate. Korean J. **Chem. Eng**, v. 17, n.4, p. 433 – 437, 2000.

JAGUARIBE, E. F.; MEDEIROS L. L.; BARRETO. M. C. S.; ARAUJO, L. P. The performance of activated carbons from sugarcane bagasse, babassu, coconut shells in removing residual chlorine. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**. v. 22. p- 41-47. 2005.

JAPANESE INDUSTRIAL STANDARD – JIS K 1474. **Test Methods for activated carbon**. Japanese Standards Association, Tokyo, 1991.

KARGI, F.; PAMUKOGLU, M. Y.; Powdered activated carbon added biological treatment of pre-treated landfill leachate in a fed-batch reactor. **Biotechnology letters**. v.25. p.695-699, 2003.

KAWAHIGASHI, F. **Aplicabilidade do Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por adsorção em carvão ativado granular e avaliação toxicológica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, 2012.

KAWAHIGASHI, F.; MENDES, M. B.; ASSUNÇÃO JUNIOR, V. G.; GOMES, V. G.; FERNANDES, F.; HIROOKA, E. Y.; KURODA, E. K.; Pós tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado. **Eng. Sanit. Ambient**. v. 19, p.235 – 244. 2014.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Environmental Science and Technology**. v. 32, p. 297 - 336, 2002.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W. H.; CHAN, G. YS. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**. v.B129, p.80-100, 2006.

KURODA, E. K. **Remoção de células e subprodutos de *Microcystis* spp. por dupla filtração, oxidação e adsorção**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos. 2006.

LI, W.; HUA, T.; ZHOU, Q.; ZHANG, S.; LI, F. Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. **Desalination**. v.264. p.56-62, 2010.

LOUREIRO, L. F. **Avaliação da adsorção em herbicida 2,4D em carvão ativado em pó e granular, por meio de análises de isotermas de adsorção utilizando diferentes qualidades de água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória. 2012.

MAGALHÃES D. P.; FERRÃO FILHO, A. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecol. Bras.** v. 12, p. 355-381, 2008.

MALER, C. L. **Aplicação do processo Fenton a diferentes etapas do tratamento de lixiviados de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2012.

MARANÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; FERNANDEZ-NAVA, Y.; FERNANDEZMENDEZ, A.; FERNANDEZ-SANCHEZ, A. Coagulation–flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification–denitrification plant. **Journal of Hazardous Materials**, v.156, p. 538-544, 2008.

MASSAI, L. R.; RIBEIRO, C. A.; MASSAI, L. R. D. Tratamento do chorume de aterros sanitários, por precipitação química, com hidróxido de sódio e álcool etílico. **8º Congresso Iberoamericano de Engenharia Mecânica**. Pontifícia Universidade Católica de Campinas – PUC. Cusco. 2007.

MÁXIMO, V. A. **Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados do aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2007.

MENDES, M. C. Q.; GONZALEZ A. A. C.; MENEZES, M.; NUNES, J. M. C.; PEREIRA, S.; NASCIMENTO, I. A. Coleção de microalgas de ambientes dulciaquícolas naturais da Bahia, Brasil, como potencial fonte para a produção de biocombustíveis: uma abordagem taxonômica. **Acta botânica brasílica**. v.26, p. 691-696. 2012.

MENDONÇA, J. M. S. **Avaliação da ecotoxicidade de percolados em áreas de disposição de resíduos na região metropolitana de Natal/ RN**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 2009.

MEYER, B. N.; FERRIGNI, N. R.; PUTNAM, J. E.; JACOBSEN, L. B.; McLAUGHLIN N.; McLAUGHLIN J. L. Brine Shrimp: A conveniente general bioassay for active plants constituents. **Journal of medicinal plant research**. v. 45, p. 31-34. 1982.

MILLOT, N.; GRANET, C.; WICKER, A.; FAUP, G. M.; NAVARRO, A. Application of G.P.C. processing system to landfill leachates. **Water Res.** v.21, p. 709-715. 1987.

MOFFETT, J. W. The Chemical of High-Rate Water Treatment. **Journal AWWA**. v.11, p.1255-1270. 1968.

MORAIS, J. L. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Tese (Doutorado em Química). Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2005.

MORAVIA, W. G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamentos por lagoas**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 2007.

MORAWE, B; RAMTEKE, D. S; VOGELPOHL, A. Activated carbon column performance studies of biologically treated landfill leachate. **Chemical Engineering and Processing**. v.34, p.299-303. 1995.

PARANÁ, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 0070/2009 – CEMA. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências, para Empreendimentos Industriais. Curitiba, 2009.

PARANÁ, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 081/2010 – CEMA. Dispõe sobre Critérios e Padrões de ecotoxicidade para o Controle de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais no Estado do Paraná. Curitiba, 2010.

PARANÁ, Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 086/2013 – CEMA**. Dispõem sobre o licenciamento ambiental para atividades poluidoras, degradadoras e modificadoras do meio ambiente. Curitiba, 2013.

PETROBRÁS N-2588: Determinação da toxicidade aguda de agentes tóxicos em relação à *Artemia* sp. CONTEC - Comissão de normas técnicas, 1996.

PIZA, A. V. T. **Avaliação da capacidade adsorptiva de carvões ativados para a remoção de Diuron e Hexazinona**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental). Universidade de Ribeirão Preto. Ribeirão Preto. 2008.

POZZETTI, J. D. C. **Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por coagulação química-floculação-sedimentação, adsorção em carvão ativado pulverizado e**

avaliação ecotoxicológica. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina, 2014.

QASIM, S. R.; CHIANG, W. Sanitary landfill leachate-generation, control and treatment. **USA: Technomic Publishing**, p-339, 1994.

QUEIROZ, L. M.; AMARAL, M. S.; MORITA, D. M.; YABROUDI, S. C.; SOBRINHO, P. A. Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 16, p. 403-410. 2011.

RODRIGUES, M. R. M. **Tratabilidade do lixiviado efluente da lagoa facultativa do aterro de Curitiba por lodos ativados.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2007.

RODRIGUEZ, J.; CASTRILLÓN, L.; MARANON, E.; SASTRE, H.; FERNANDEZ, E. Removal of non-biodegradable organic matter from landfill leachates by adsorptions. **Water Research**. v.38, p.3297-3303, 2004.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H. **Substâncias húmicas aquáticas: interações com espécies metálicas**, São Paulo, n. UNESP, 2003.

SANTOS, A. R.; CESAR, A.; SILVA, S. L. **Testes de toxicidade aquática no controle da poluição.** Universidade Santa Cecília. Santos. São Paulo. 4 ed. p.37. 1997.

SILVA, A.C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2002.

SILVA, A. S. **Avaliação da capacidade de remoção de saxitoxinas por diferentes tipos de carvão ativado em pó (CAP) produzidos no Brasil.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade de Brasília. Brasília. 2005.

SOARES, A. G; **Adsorção de Gases em Carvão Ativado de Celulignina.** Tese (Doutorado em Física), Universidade Estadual de Campinas. Campinas. 2001.

TIGINI, V.; PRIGIONE, V.; VARESE, G. C. Mycological and ecotoxicological characterisation of landfill leachate before and after traditional treatments. **Science of the total Environment**. p. 335-341. 2014.

TRUHAULT, R. Ecotoxicology: objectives, principles and perspectives. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 1. p.151 – 173. 1977.

VERAS, D. F. **Remoção dos perturbadores endócrinos 17 β – estradiol e P- nonilfenol por diferentes tipos de carvão ativado em pó produzidos no Brasil – Avaliação em escala de bancada.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade de Brasília. Brasília. 2006.

VISVANATHAN, C.; THANKLER, J.; GONGMING, Z. State of the art review landfill leachate treatment. **Asian Institute of Technology**. Thailand, 2004.

VIDOTTI, E. C.; ROLLEMBERG, M.C. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à bioremediação e à química analítica. **Química Nova**. v. 27, p.137 -145. São Paulo. 2004.

WAGNER, E. G.; HUDSON Jr., H. E. Low-dosage high-rate direct filtration. **Journal AWWA**, vol. 74, p. 256-261, 1982.

WANG, Z.P.; ZHANG, Z.; LIN, Y.J.; DENG, N.S.; TAO, T.; ZHUO, L. Landfill leachate treatment by a coagulation-photooxidation process. **Journal of Hazardous Materials**, v. B95, p.153-159, 2002.

WEBER, C. I. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. **U.S Environmental Protection Agency Cincinnati**. 4ed. 1992. Disponível em: <
[https://books.google.com.br/books?id=Gsw1DqGoOR0C&pg=PA166&lpg=PA166&dq=ta
onomia+Artemia+salina&source=bl&ots=LuQEviN6mf&sig=asjdaMVhvDgDywqEvDf3Q
Xqdgrw&hl=pt-
R&sa=X&ei=66T3VPyyPMidgwSy44DwCg&ved=0CF0Q6AEwCTgK#v=onepage&q&f=fal
se](https://books.google.com.br/books?id=Gsw1DqGoOR0C&pg=PA166&lpg=PA166&dq=ta+onomia+Artemia+salina&source=bl&ots=LuQEviN6mf&sig=asjdaMVhvDgDywqEvDf3QXqdgrw&hl=pt-R&sa=X&ei=66T3VPyyPMidgwSy44DwCg&ved=0CF0Q6AEwCTgK#v=onepage&q&f=false)> Acesso em: março de 2015.

WEI, L.; TAO, H.; QIXING, Z.; SHUGUANG, Z.; FENGXIANG, L. Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. **Desalination**, v. 264, n. 1, p. 56-62, Ago. 2010

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J. V. Landfill leachate treatment methods: A Review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 4, p.51-61, 2006.

ZAGATTO, A.; BERTOLELLI, E. **Ecotoxicologia aquática – princípios e aplicações**. Ed. Rima, 478p. São Carlos. 2006

9 ANEXO I

Resultados das carreiras de Filtração Ascendente em Pedregulho.

Tabela 19 – Resultados dos dados coletados da carreira de FAP para o lixiviado A

T.O.	pH		PERDA DE CARGA [cm]														COR APARENTE	COR VERDADEIRA	Turbidez (uT)	Frente de Impurezas			
	h	Amostra	Coag.	P1	P1 - P8	P2	P2 - P8	P3	P3 - P8	P4	P4 - P8	P5	P5 - P8	P6	P6 - P8	P7	P7 - P8	P8	[uH]	[uH]	Média	[cm]	
2,08	5,58	4,08	0,90	3,10	1,20	3,40	1,20	3,40	1,20	3,40	1,00	3,20	0,80	3,00	-	0,70	1,50	-	2,20	36		2,55	12,0
2,33	5,37	4,11	1,00	3,20	1,40	3,60	1,40	3,60	1,40	3,60	1,30	3,50	0,60	2,80	-	0,60	1,60	-	2,20	2	0,10	1,82	22,0
2,58	5,09	4,04	0,50	2,70	1,80	4,00	1,50	3,70	1,50	3,70	1,40	3,60	0,50	2,70	-	0,40	1,80	-	2,20	0	0,10	1,19	30,0
2,83	5,00	4,07	0,60	2,80	1,90	4,10	1,80	4,00	1,70	3,90	1,50	3,70	0,50	2,70	-	0,40	1,80	-	2,20	2		1,10	37,5
3,08	4,62	4,00	0,50	2,70	1,90	4,10	1,80	4,00	1,70	3,90	1,60	3,80	0,50	2,70	-	0,40	1,80	-	2,20	2		1,10	45,0
3,58	4,53	4,01	0,60	2,80	1,70	3,90	1,60	3,80	1,60	3,80	1,50	3,70	0,60	2,80	-	0,40	1,80	-	2,20	5		1,08	54,5
4,08	4,40	4,18	0,60	2,80	1,70	3,90	1,60	3,80	1,60	3,80	1,50	3,70	0,60	2,80	-	0,40	1,80	-	2,20	18		1,14	71,0
4,58	4,32	4,00	0,70	2,90	2,00	4,20	1,80	4,00	1,80	4,00	1,70	3,90	0,80	3,00	-	0,30	1,90	-	2,20	16		1,31	74,0
5,08	4,26	4,13	0,80	3,00	2,80	5,00	2,70	4,90	2,00	4,20	1,70	3,90	1,00	3,20	-	0,20	2,00	-	2,20	18		1,15	79,0
6,08	4,24	4,05	1,40	3,60	4,70	6,90	4,50	6,70	3,90	6,10	2,50	4,70	1,10	3,30	-	0,20	2,00	-	2,20	22	0,10	1,18	112,0
7,08	4,23	4,14	2,70	4,90	18,50	20,70	18,30	20,50	17,50	19,70	12,10	14,30	1,10	3,30	-	0,20	2,00	-	2,20	19		0,73	148,0
8,08	4,24	4,19	5,00	7,20	30,30	32,50	30,20	32,40	29,50	31,70	19,20	21,40	2,00	4,20	-	0,10	2,10	-	2,20	11		0,65	163,0
9,08	4,26	4,16	14,80	17,00		2,20		2,20		2,20		2,20		2,20			2,20	-	2,20	13		0,76	166,0
9,75	4,20	4,07	29,90	32,10		2,20		2,20		2,20		2,20		2,20			2,20	-	2,20	13	0,10	0,56	168,0
9,83		4,10				0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00							

11,67		4,00	1,90	4,40		2,50		2,50		2,50		2,50		2,50		2,50	- 2,50	10	0,10	0,91	14,0
11,92	4,03	4,23	1,90	4,40	1,80	4,30	1,80	4,30	1,60	4,10	1,10	3,60	0,80	3,30	- 0,60	1,90	- 2,50	29		2,15	21,0
12,17	4,06	4,07	1,80	4,10	1,90	4,20	1,90	4,20	1,70	4,00	1,10	3,40	0,80	3,10	- 0,60	1,70	- 2,30	36		2,62	25,0
12,42	4,04	4,10	2,00	4,30	1,90	4,20	1,90	4,20	1,80	4,10	1,60	3,90	0,90	3,20	- 0,50	1,80	- 2,30	41		2,92	25,0
12,67	4,07	4,05	2,10	4,40	2,00	4,30	2,00	4,30	1,90	4,20	1,70	4,00	1,00	3,30	- 0,50	1,80	- 2,30	44		3,27	29,0
13,17	4,04	4,07	2,10	4,40	1,90	4,20	1,00	3,30	1,70	4,00	1,60	3,90	1,00	3,30	- 0,40	1,90	- 2,30	51		3,64	37,0
13,67	4,03	4,13	2,10	4,40	2,00	4,30	1,90	4,20	1,80	4,10	1,60	3,90	0,60	2,90	- 0,30	2,00	- 2,30	60		4,52	54,0
14,17	4,01	5,15	2,50	4,75	2,10	4,35	1,90	4,15	1,80	4,05	1,60	3,85	0,60	2,85	- 0,40	1,85	- 2,25	76	11,0	5,89	64,0
14,67	4,01	4,08	1,40	4,80	2,30	5,70	2,00	5,40	1,90	5,30	1,70	5,10	0,70	4,10	- 0,30	3,10	- 3,40	54		3,70	68,0
15,67	4,06	4,00	1,50	4,70	2,40	5,60	2,20	5,40	1,90	5,10	1,70	4,90	0,80	4,00	- 0,30	2,90	- 3,20	30		1,73	72,0
16,67	3,99	4,09	1,50	4,60	2,80	5,90	2,30	5,40	2,00	5,10	1,60	4,70	0,80	3,90	- 0,30	2,80	- 3,10	22		1,43	75,0
17,67	3,98	4,05	2,00	5,00	9,70	12,70	9,50	12,50	9,10	12,10	8,20	11,20	0,70	3,70	- 0,30	2,70	- 3,00	14		1,11	97,0
18,67	4,00	4,14	2,50	5,50	36,00	39,00	35,80	38,80	35,50	38,50	33,50	36,50	0,80	3,80	- 0,30	2,70	- 3,00	8		0,86	140,0
19,67	3,98	4,07	5,50	8,50	47,20	50,20	46,80	49,80	46,00	49,00	43,70	46,70	1,70	4,70	- 0,30	2,70	- 3,00	8		0,57	162,0
20,67	3,98	4,15	32,50	35,50		3,00		3,00		3,00		3,00		3,00		3,00	- 3,00	5		0,46	164,0
21,17	4,01	4,23	56,00	59,00	64,10	67,10	63,50	66,50	63,00	66,00	58,30	61,30	7,80	10,80	- 0,30	2,70	- 3,00	5	0,10	0,43	164,0
21,33						0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00					0,0
23,17	4,05	3,93	1,90	4,20	4,60	6,90	4,60	6,90	4,50	6,80	4,20	6,50	1,00	3,30	- 0,70	1,60	- 2,30	18	0,10	1,39	19,5
23,42	4,22	4,20	2,00	4,30	4,60	6,90	4,60	6,90	4,50	6,80	4,20	6,50	1,00	3,30	- 0,70	1,60	- 2,30	22	2	1,37	22,5
23,67	4,15	4,23	2,00	4,30	5,00	7,30	5,00	7,30	4,90	7,20	4,90	7,20	1,20	3,50	- 0,70	1,60	- 2,30	18		1,49	27,0
23,92	4,14	4,02	2,00	4,30	5,30	7,60	5,30	7,60	5,20	7,50	5,00	7,30	1,30	3,60	- 0,70	1,60	- 2,30	16		1,36	33,0
24,17	4,07	4,00	2,00	4,30	5,70	8,00	5,70	8,00	5,60	7,90	5,50	7,80	1,50	3,80	- 0,70	1,60	- 2,30	18		1,12	35,5
24,67	4,15	4,01	2,10	4,40	6,00	8,30	6,00	8,30	5,80	8,10	5,70	8,00	1,70	4,00	- 0,70	1,60	- 2,30	11		0,91	50,0
25,17	4,34	3,91	2,20	4,50	6,00	8,30	6,00	8,30	5,80	8,10	5,80	8,10	1,70	4,00	- 0,70	1,60	- 2,30	11		0,83	62,0

25,67	4,40	4,05	2,20	4,50	6,00	8,30	6,00	8,30	5,80	8,10	5,60	7,90	1,70	4,00	- 0,70	1,60	- 2,30	11		0,78	75,0
26,17	4,29	3,98	2,20	4,50	6,00	8,30	6,00	8,30	5,80	8,10	5,60	7,90	1,80	4,10	- 0,70	1,60	- 2,30	10		0,70	106,0
27,17	4,26	4,07	2,40	4,70	6,30	8,60	6,20	8,50	6,00	8,30	5,80	8,10	1,70	4,00	- 0,40	1,90	- 2,30	0	0,10	0,56	140,0
28,17	4,23	4,13	5,20	7,40	5,70	7,90	5,60	7,80	5,40	7,60	5,20	7,40	1,60	3,80	- 0,60	1,60	- 2,20	0		0,44	160,0
29,17	4,14	4,10	33,10	35,30	5,90	8,10	5,70	7,90	5,40	7,60	5,20	7,40	1,70	3,90	- 0,50	1,70	- 2,20	0		0,35	168,0
30,17	4,08	4,08	83,00	85,20	33,50	35,70	33,30	35,50	32,40	34,60	31,40	33,60	8,90	11,10	- 0,50	1,70	- 2,20	0,1	0,10	0,28	168,0
30,25																					
32,25		4,08	4,45	6,85		2,40		2,40		2,40		2,40		2,40		2,40	- 2,40	19	10	1,83	13,0
32,50		4,03	4,60	6,90		2,30		2,30		2,30		2,30		2,30		2,30	- 2,30	24		2,04	17,0
32,75	3,00	4,01	4,60	6,90	17,00	19,30	17,00	19,30	17,00	19,30	17,00	19,30	19,1	2,30		2,30	- 2,30	30		2,13	23,0
33,00	4,05	4,22	4,70	7,00	18,30	20,60	18,10	20,40	18,00	20,30	18,00	20,30	21,02	2,30	- 0,50	1,80	- 2,30	32	13	2,24	27,0
33,25	4,05	4,07	4,70	7,00	21,00	23,30	20,90	23,20	20,80	23,10	20,70	23,00	24,5	2,30	- 0,50	1,80	- 2,30	25		2,31	30,0
33,75	4,06	4,03	4,70	7,00	19,00	21,30	18,80	21,10	18,70	21,00	18,50	20,80	21,2	2,30	- 0,50	1,80	- 2,30	32		2,97	37,0
34,25	4,07	4,07	4,70	7,00	19,00	21,30	18,90	21,20	18,90	21,20	18,70	21,00	22,0	2,30	- 0,50	1,80	- 2,30	29		2,54	51,0
34,75	4,01	4,03	4,70	7,00	19,00	21,30	18,90	21,20	18,80	21,10	18,70	21,00	22,0	2,30	- 0,50	1,80	- 2,30	30		2,52	62,0
35,25	4,04	3,97	4,50	6,80	19,00	21,30	18,80	21,10	18,60	20,90	18,50	20,80	26,7	2,30	- 0,50	1,80	- 2,30	30		2,73	72,0
36,25	4,04	4,15	4,60	6,90	18,40	20,70	18,30	20,60	18,20	20,50	17,80	20,10	25,5	2,30	- 0,50	1,80	- 2,30	33		2,95	85,0
37,25	4,03	3,90	5,00	7,30	17,40	19,70	17,30	19,60	17,20	19,50	16,80	19,10	25,0	2,30	- 0,50	1,80	- 2,30	30		2,69	166,0
38,25	4,02	4,05	8,00	10,30	18,60	20,90	18,40	20,70	18,00	20,30	15,50	17,80	36,3	2,30	- 0,50	1,80	- 2,30	29		2,07	168,0
39,25	3,93	4,05	41,00	43,30	60,30	62,60	60,10	62,40	59,90	62,20	59,28	61,58	72,8	2,30	- 0,10	2,20	- 2,30	21		1,39	170,0
40,25	4,01	4,06	100,00	102,30	116,60	118,90	116,00	118,30	115,50	117,80	115,00	117,30	113,4	2,30	0,30	2,60	- 2,30	14		0,85	172,0
40,67	4,07	4,04	120,00	122,30	121,00	123,30	120,50	122,80	120,00	122,30	119,50	121,80	120,8	2,30	0,30	2,60	- 2,30	14	13	0,57	172,0

Tabela 20 - Resultados dos dados coletados da carreira de FAP - CAG para o lixiviado A

T.O.	pH	COR APARENTE	Turbidez (uT)			
h	Coag.	[uH]	Média	1	2	3
2,83	4,06					
3,33	4,04	0	1,39	1,38	1,39	1,40
3,83	4,17	0	1,08	1,06	1,09	1,10
4,33	4,18	0	1,14	1,08	1,16	1,19
5,33	4,18	0	1,18	1,16	1,16	1,23
6,33	4,04	0	1,08	1,07	1,07	1,10
7,33	4,07	0	1,11	1,06	1,12	1,14
8,33	4,12	0	0,79	0,78	0,80	0,79
9,33	4,04	0	0,75	0,77	0,78	0,69
9,75	4,08	0	0,63	0,61	0,62	0,65
12,00	4,21	0	0,76	0,79	0,76	0,73
12,50	4,05	0	1,21	1,18	1,19	1,25
13,00	4,06	0	1,67	1,98	1,07	1,96
13,50	4,10	0	2,23	2,26	2,23	2,21
14,00	4,10	0	2,51	2,48	2,49	2,57
15,00	4,08	0	3,94	3,90	3,96	3,95
16,00	4,00	0	2,75	2,70	2,78	2,77
17,00	4,09	0	1,53	1,51	1,55	1,53
18,00	4,05	0	1,39	1,37	1,41	1,39
19,00	4,14	0	0,95	0,93	0,95	0,98
20,00	4,07	0	0,74	0,74	0,72	0,76
21,00	4,02	0	0,58	0,57	0,59	0,58

23,50	4,20	0	0,73	0,74	0,72	0,72
24,00	4,02	0	0,81	0,82	0,81	0,79
24,50	4,01	0	1,25	1,30	1,25	1,19
25,00	3,91	0	1,09	1,08	1,05	1,15
26,00	4,23	0	0,86	0,86	0,83	0,90
27,00	4,01	0	0,78	0,77	0,75	0,81
28,00	4,13	0	0,55	0,53	0,57	0,54
29,00	4,10	0	0,61	0,51	0,82	0,51
30,00	4,08	0	0,47	0,49	0,46	0,45
32,25	4,08	0	2,25	2,23	2,24	2,28
32,75	4,01	0	0,71	0,69	0,71	0,72
33,25	4,07	0	1,39	1,34	1,40	1,42
33,75	4,03	0	1,76	1,77	1,78	1,74
34,25	4,07	0	1,95	1,96	1,98	1,91
35,25	3,97	0	2,10	2,09	2,13	2,08
36,25	4,15	0	2,29	2,31	2,26	2,29
37,25	3,90	0	2,36	2,33	2,37	2,37
38,25	4,05	0	2,22	2,22	2,21	2,24
39,25	4,05	0	1,85	1,81	1,83	1,91
40,25	4,06	0	1,23	1,21	1,25	1,23
40,67	4,04	0	0,82	0,80	0,82	0,85

20,83	3,77	32,50	34,90	32,50	34,90	32,50	34,90	32,50	34,90	32,20	34,60	8,20	10,60	-0,40	2,00	-2,40	0	0,19	0,18	0,20	0,20	161,0
21,67	3,89	61,00	63,40	61,00	63,40	61,00	63,40	61,00	63,40	60,70	63,10	30,10	32,50	0,00	2,40	-2,40	0	0,17	0,16	0,17	0,17	163,0
24,08	3,87	3,20	5,90	3,20	5,90	3,20	5,90	3,20	5,90	3,20	5,90	1,70	4,40	-1,10	1,60	-2,70	0	0,30	0,29	0,30	0,30	10,0
24,33	3,96	3,80	6,40	3,80	6,40	3,80	6,40	3,80	6,40	3,70	6,30	2,20	4,80	-0,70	1,90	-2,60	0	0,28	0,25	0,28	0,32	20,0
24,58	3,78	3,60	6,30	3,60	6,30	3,60	6,30	3,50	6,20	3,50	6,20	2,20	4,90	-0,70	2,00	-2,70	0	0,27	0,28	0,29	0,25	23,0
24,83	3,80	3,20	5,90	3,20	5,90	3,20	5,90	3,20	5,90	3,20	5,90	2,00	4,70	-0,70	2,00	-2,70	0	0,27	0,26	0,29	0,27	29,0
25,33	3,95	3,20	5,80	3,20	5,80	3,20	5,80	3,20	5,80	3,20	5,80	1,90	4,50	-0,70	1,90	-2,60	0	0,27	0,29	0,26	0,26	35,0
25,83	3,84	3,40	5,90	3,50	6,00	3,50	6,00	3,50	6,00	3,40	5,90	2,00	4,50	-0,70	1,80	-2,50	0	0,27	0,27	0,27	0,27	48,0
26,33	4,02	3,40	5,90	3,50	6,00	3,50	6,00	3,50	6,00	3,40	5,90	2,10	4,60	-0,60	1,90	-2,50	0	0,22	0,23	0,22	0,22	59,0
26,83	4,24	3,30	5,80	3,40	5,90	3,40	5,90	3,40	5,90	3,30	5,80	2,10	4,60	-0,60	1,90	-2,50	0	0,20	0,20	0,20	0,21	63,0
27,83	4,24	3,20	5,70	3,30	5,80	3,30	5,80	3,30	5,80	3,20	5,70	2,10	4,60	-0,40	2,10	-2,50	0	0,24	0,22	0,24	0,25	92,0
28,83	4,17	3,20	5,70	3,20	5,70	3,20	5,70	3,20	5,70	3,00	5,50	2,00	4,50	-0,50	2,00	-2,50	0	0,20	0,19	0,22	0,20	140,0
29,83	4,28	3,80	6,30	3,80	6,30	3,80	6,30	3,80	6,30	3,60	6,10	2,00	4,50	-0,50	2,00	-2,50	0	0,27	0,25	0,28	0,27	140,0
30,83	3,95	10,00	12,50	11,00	13,50	11,00	13,50	11,00	13,50	10,90	13,40	9,00	11,50	-0,30	2,20	-2,50	0	0,27	0,29	0,24	0,29	153,0
31,83	3,71	40,20	42,70	40,50	43,00	40,50	43,00	40,50	43,00	40,20	42,70	34,00	36,50	-0,30	2,20	-2,50	0	0,19	0,18	0,20	0,19	160,0
32,83	4,24	80,80	83,30	81,10	83,60	81,00	83,50	81,00	83,50	80,90	83,40	28,20	30,70	-0,20	2,30	-2,50	0	0,13	0,12	0,13	0,15	161,0
33,02	4,13	91,2	93,70	90,9	93,40	90,9	93,40	90,9	93,40	90,7	93,20	30	32,50	0	2,50	-2,50	0	0,12	0,11	0,13	0,13	164
35,25	4,02	20,1	22,20	20,4	22,50	20,9	23,00	20,4	22,50	20,3	22,40	13,1	15,20	-1	1,10	-2,1	0	0,38	0,36	0,38	0,39	10
35,50	3,89	20,1	22,20	20,4	22,50	20,9	23,00	20,4	22,50	20,3	22,40	13,1	15,20	-1	1,10	-2,1	0	0,29	0,27	0,28	0,31	13
35,75	3,94	20,6	22,70	21,9	24,00	21,4	23,50	20,8	22,90	20,7	22,80	13,5	15,60	-0,9	1,20	-2,1	3	0,21	0,21	0,22	0,2	18
36,00	3,81	19,7	22,20	19,8	22,30	19,8	22,30	19,8	22,30	19,3	21,80	13	15,50	-0,9	1,60	-2,5	3	0,20	0,19	0,19	0,21	21
36,25	4,14	19,3	21,80	19,3	21,80	19,3	21,80	19,3	21,80	19,3	21,80	12,9	15,40	-0,8	1,70	-2,5	0	0,17	0,17	0,16	0,17	22
36,75	3,97	18,4	20,90	18,4	20,90	18,4	20,90	18,4	20,90	18,4	20,90	12,5	15,00	-0,8	1,70	-2,5	2	0,15	0,16	0,14	0,16	32
37,25	3,82	18,4	20,90	18,4	20,90	18,4	20,90	18,4	20,90	18,4	20,90	12,2	14,70	-0,8	1,70	-2,5	0	0,15	0,16	0,15	0,15	37
37,75	3,87	17,4	19,90	17,8	20,30	17,8	20,30	17,8	20,30	17,8	20,30	12,4	14,90	-0,6	1,90	-2,5	0	0,19	0,20	0,18	0,2	42
38,25	4,02	15,8	18,30	15,6	18,10	15,6	18,10	15,6	18,10	15,6	18,10	11,2	13,70	-0,6	1,90	-2,5	0	0,25	0,20	0,29	0,27	52
39,25	3,93	14,1	16,60	13,9	16,40	13,9	16,40	13,8	16,30	13,8	16,30	9,7	12,20	-0,7	1,80	-2,5	0	0,32	0,31	0,32	0,32	63
40,25	4,20	12,4	14,90	12	14,50	12	14,50	12	14,50	11,9	14,40	7,8	10,30	-0,7	1,80	-2,5	0	0,19	0,20	0,19	0,18	87
41,25	4,03	11	13,50	10,8	13,30	10,6	13,10	10,5	13,00	10,3	12,80	7	9,50	-0,6	1,90	-2,5	0	0,15	0,16	0,16	0,14	128
42,25	4,18	15,3	17,80	15,7	18,20	15,6	18,10	15,5	18,00	13,8	16,30	9	11,50	-0,6	1,90	-2,5	0	0,21	0,18	0,2	0,24	145
43,25	4,36	59	61,50	59	61,50	59	61,50	59	61,50	58,8	61,30	17	19,50	-0,6	1,90	-2,5	0	0,19	0,19	0,19	0,18	163
44,25	4,40	96	98,50	96	98,50	96	98,50	96	98,50	95,5	98,00	25,5	28,00	-0,6	1,90	-2,5	0	0,14	0,15	0,13	0,14	163
45,25	3,91	130	132,50	130	132,50	130	132,50	130	132,50	129	131,50	129	131,50	-0,6	1,90	-2,5	0	0,20	0,18	0,19	0,22	165

Tabela 22 - Resultados dos dados coletados da carreira de FAP para o lixiviado B

T.O.	pH		PERDA DE CARGA [cm]														Cor Aparente	Cor Verdadeira	Turbidez (uT)	Frente de Impurezas		
	h	Amostra	Coag.	P1	P1 - P8	P2	P2 - P8	P3	P3 - P8	P4	P4 - P8	P5	P5 - P8	P6	P6 - P8	P7	P7 - P8	P8	[uH]	[uH]	Média	[cm]
2,05		4,06	2,30	4,20	2,30	4,20	2,20	4,10	2,20	4,10	2,20	4,10	1,80	3,70	0,50	2,40	- 1,90					61,0
2,25	5,60	4,04	2,30	4,20	2,20	4,10	2,20	4,10	2,20	4,10	2,20	4,10	1,80	3,70	0,50	2,40	- 1,90	22,20	-9,26	4,67		73,0
2,50	5,40	4,07	2,60	4,50	2,60	4,50	2,50	4,40	2,40	4,30	2,40	4,30	0,19	2,09	0,50	2,40	- 1,90	22,23	19,08	0,56		85,0
2,75	4,84	4,08	2,80	4,60	2,80	4,60	2,60	4,40	2,50	4,30	2,40	4,20	2,00	3,80	0,60	2,40	- 1,80	25,38		0,30		100,0
3,00	4,82	4,08	3,00	4,80	3,00	4,80	2,80	4,60	2,60	4,40	2,40	4,20	2,00	3,80	0,60	2,40	- 1,80	31,67		0,26		117,0
3,50	4,47	4,07	3,50	5,30	3,50	5,30	3,30	5,10	3,00	4,80	2,40	4,20	2,00	3,80	0,60	2,40	- 1,80	34,82		0,18		136,0
4,00	4,47	4,06	5,50	7,30	5,50	7,30	5,40	7,20	5,10	6,90	4,60	6,40	2,20	4,00	0,80	2,60	- 1,80	36,40	36,40	0,19		146,0
4,50	4,47	4,07	9,80	11,60	9,80	11,60	9,80	11,60	9,00	10,80	8,10	9,90	2,20	4,00	0,80	2,60	- 1,80	36,40		0,18		163,0
5,00	4,41	4,09	18,70	20,50	18,70	20,50	18,50	20,30	18,20	20,00	17,70	19,50	4,50	6,30	0,80	2,60	- 1,80	36,40		0,18		170,0
5,38	4,53	4,06	30,00	31,80	30,00	31,80	29,90	31,70	29,70	31,50	28,50	30,30	6,00	7,80	0,80	2,60	- 1,80	39,54	39,54	0,27		170,0
7,73	4,43	4,07	1,80	3,60	1,80	3,60	1,80	3,60	1,70	3,50	1,60	3,40	1,30	3,10	0,20	2,00	- 1,80	34,82		0,37		73,0
8,00	4,47	4,07	1,80	3,60	1,80	3,60	1,80	3,60	1,70	3,50	1,60	3,40	1,30	3,10	0,20	2,00	- 1,80	34,82	33,25	0,30		89,0
8,25	4,49	4,03	2,20	4,00	2,20	4,00	2,00	3,80	2,00	3,80	1,80	3,60	1,40	3,20	0,20	2,00	- 1,80	31,67		0,36		110,0
8,50	4,41	4,07	2,50	4,30	2,50	4,30	2,30	4,10	2,30	4,10	1,80	3,60	1,40	3,20	0,30	2,10	- 1,80	36,40		0,28		121,0
8,75	4,38	4,07	2,70	4,50	2,70	4,50	2,50	4,30	2,40	4,20	1,90	3,70	1,50	3,30	0,30	2,10	- 1,80	37,97		0,24		130,0
9,25	4,36	4,06	3,90	5,70	3,90	5,70	3,70	5,50	3,70	5,50	3,00	4,80	1,50	3,30	0,30	2,10	- 1,80	42,69	30,10	0,30		149,0
9,75	4,34	4,04	7,70	9,50	7,70	9,50	7,50	9,30	7,50	9,30	6,80	8,60	2,00	3,80	0,30	2,10	- 1,80	30,10		0,22		168,0
10,25	4,39	4,07	18,40	20,20	18,40	20,20	18,20	20,00	18,20	20,00	17,80	19,60	9,20	11,00	0,30	2,10	- 1,80	36,40		0,28		171,0
10,75	4,24	4,07	39,20	41,00	39,20	41,00	39,60	41,40	39,10	40,90	38,80	40,60	28,70	30,50	0,30	2,10	- 1,80	33,25		0,22		174,0

11,17		4,08	60,00	61,80	60,00	61,80	59,80	61,60	59,80	61,60	58,80	60,60	46,80	48,60	0,30	2,10	- 1,80	39,54	34,82	0,31	185,0
13,50	4,40	4,07	4,40	6,20	4,30	6,10	4,20	6,00	3,80	5,60	3,80	5,60	3,40	5,20	0,60	2,40	- 1,80	33,25		0,28	82,0
13,67	4,32	4,09	4,50	6,20	4,50	6,20	4,30	6,00	3,70	5,40	3,90	5,60	3,40	5,10	0,60	2,30	- 1,70	28,52	23,80	0,27	112,0
13,92	4,37	4,09	4,70	6,40	4,70	6,40	4,50	6,20	3,90	5,60	3,90	5,60	3,40	5,10	0,60	2,30	- 1,70	41,12		0,21	126,0
14,17	4,30	4,10	5,20	6,90	5,20	6,90	5,00	6,70	4,60	6,30	4,50	6,20	3,70	5,40	0,60	2,30	- 1,70	36,40		0,27	140,0
14,42	4,28	4,03	6,50	8,20	6,50	8,20	6,40	8,10	5,80	7,50	5,30	7,00	4,40	6,10	0,70	2,40	- 1,70	33,25		0,31	156,0
14,67	4,27	4,04	9,60	11,30	9,60	11,30	9,30	11,00	8,60	10,30	8,30	10,00	5,00	6,70	0,70	2,40	- 1,70	34,82		0,23	165,0
15,17	4,15	4,07	21,50	23,40	21,50	23,40	21,40	23,30	21,10	23,00	20,20	22,10	14,4	16,30	0,60	2,50	- 1,90	31,67		0,28	170,0
15,67	4,20	4,06	44,00	45,90	44,00	45,90	43,80	45,70	43,30	45,20	42,50	44,40	35,00	36,90	0,60	2,50	- 1,90	28,52	23,80	0,25	180,0
16,17	4,14	4,07	79,30	81,20	79,30	81,20	79,10	81,00	78,50	80,40	77,80	79,70	70,20	72,10	0,80	2,70	- 1,90	34,82		0,21	195,0
16,33	4,20	4,06	95,00	96,90	95,00	96,90	95,00	96,90	94,80	96,70	87,00	88,90	86,10	88,00	2,20	4,10	- 1,90	36,40	36,40	0,22	198,0
18,38		4,07	15,00	16,80	15,00	16,80	14,90	16,70	14,90	16,70	14,80	16,60	14,20	16,00	0,50	2,30	- 1,80				55,0
18,55	4,16	4,06	15,00	16,80	15,00	16,80	14,90	16,70	14,90	16,70	14,80	16,60	14,20	16,00	0,50	2,30	- 1,80	36,40		0,26	64,0
18,75	4,26	4,04	15,20	17,00	15,20	17,00	15,00	16,80	15,00	16,80	15,00	16,80	14,60	16,40	0,60	2,40	- 1,80	36,40	33,25	0,23	73,0
19,00	4,26	4,07	15,20	17,00	15,20	17,00	15,00	16,80	15,00	16,80	15,00	16,80	14,06	15,86	0,60	2,40	- 1,80	34,82		0,20	90,0
19,25	4,34	4,06	15,20	17,00	15,20	17,00	15,00	16,80	15,00	16,80	15,00	16,80	14,06	15,86	0,60	2,40	- 1,80	37,97		0,18	100,0
19,75	4,21	4,04	15,20	17,00	15,00	16,80	14,80	16,60	14,60	16,40	14,20	16,00	13,80	15,60	0,60	2,40	- 1,80	33,25		0,18	122,0
20,25	4,15		16,90	18,70	16,90	18,70	16,70	18,50	16,40	18,20	15,60	17,40	14,40	16,20	0,60	2,40	- 1,80	39,54		0,18	158,0
20,75	4,31	4,09	22,40	24,20	22,40	24,20	22,20	24,00	21,80	23,60	21,20	23,00	18,90	20,70	0,60	2,40	- 1,80	39,54		0,22	194,0
21,25	4,30	4,07	38,40	40,20	38,40	40,20	38,20	40,00	37,90	39,70	37,00	38,80	32,90	34,70	6,50	8,30	- 1,80	42,69	36,40	0,18	
21,75	4,16	4,09	66,50	68,30	66,50	68,30	66,40	68,20	66,20	68,00	65,50	67,30	59,80	61,60	20,00	21,80	- 1,80	45,84	37,97	0,20	198,00
22,25	4,18	4,06	99,00	100,80	99,00	100,80	98,80	100,60	98,20	100,00	97,20	99,00	90,50	92,30	20,00	21,80	- 1,80	45,84		0,18	
22,58	4,19	4,04	120,00	121,80	120,00	121,80	119,50	121,30	119,00	120,80	118,00	119,80	110,50	112,30	24,00	25,80	- 1,80	47,42	44,27	0,20	204,00

Tabela 23 - Resultados dos dados coletados da carreira de FAP - CAG para o lixiviado B

Tempo de operação	pH	Cor Aparente	Cor Verdadeira	Turbidez (uT)			
				Horas	Amostra	[uH]	[uH]
2,75	11,17	4,55	2,75	4,11	4,06	4,16	4,11
3,00	10,18	4,36		5,3	5,29	5,26	5,35
3,50	9,65	4,10		0,72	0,71	0,72	0,73
4,00	9,35	2,75		0,483	0,48	0,49	0,48
4,50	9,05	2,75		0,49	0,45	0,49	0,53
5,00	8,87	4,10		0,417	0,4	0,41	0,44
5,38	8,12	4,10		0,19	0,18	0,18	0,21
7,73	8,59	1,39		0,357	0,32	0,37	0,38
8,00	7,86	2,75		0,327	0,33	0,35	0,3
8,25	8,11	1,39		0,233	0,27	0,21	0,22
8,50	7,55	4,10		0,24	0,23	0,24	0,25
8,75	7,68	2,75	0	0,21	0,21	0,21	0,21
9,25	6,9	4,10	0	0,21	0,21	0,22	0,2
9,75	6,53	2,75	0	0,18	0,14	0,18	0,22
10,25	6,34	4,10	0	0,273	0,23	0,26	0,33
10,75	6,12	6,81	0	0,237	0,21	0,23	0,27
11,17	6,24	4,10	0	0,12	0,12	0,12	0,12
13,42	6,87	4,10	1,95				
13,67	6,26	4,10		0,12	0,12	0,12	0,12
13,92	5,96	1,39	0	0,173	0,16	0,18	0,18
14,17	5,92	1,39	0	0,2	0,18	0,19	0,23
14,42	5,9	2,75	0	0,147	0,11	0,16	0,17
14,67	5,86	2,75	0	0,173	0,16	0,17	0,19
15,17	5,69	1,39	0	0,16	0,16	0,16	0,16

15,67	5,67	4,10	2,45	0,15	0,15	0,15	0,15
16,17	5,77	2,75		0,143	0,14	0,15	0,14
16,33	5,66	2,75	0	0,12	0,12	0,12	0,12
18,43	5,23	2,00					
18,55	5,94	1,39	0	0,173	0,16	0,18	0,18
18,75	5,85	4,1		0,14	0,14	0,13	0,15
19,00	5,71	4,1		0,127	0,12	0,13	0,13
19,25	5,69	5,46	2,33	0,17	0,16	0,18	0,17
19,75	5,54	0	0	0,113	0,12	0,11	0,11
20,25	5,51	0		0,113	0,11	0,11	0,12
20,75	5,58	0		0,153	0,15	0,15	0,16
21,25	5,61	0		0,103	0,1	0,11	0,1
21,75	5,66	1,30					
22,25	5,55	2,75		0,103	0,1	0,1	0,11
22,58	5,62	2,75		0,12	0,11	0,13	0,12

Tabela 24 - - Resultados dos dados coletados da carreira de CAP - FAP para o lixiviado B

T.O.	PERDA DE CARGA [cm]																COR APARENTE	Turbidez (uT)	Frete de Impurezas	
h	Coag.	P1	P1 - P8	P2	P2 - P8	P3	P3 - P8	P4	P4 - P8	P5	P5 - P8	P6	P6 - P8	P7	P7 - P8	P8	[uH]	Média	[cm]	
2,25																				
2,50	3,96	0,0	2,50	0,00	2,50	0,00	2,50	0,00	2,50	0,00	2,50	-0,50	2,00	-1,50	1,00	-2,50	2	4,41	4,0	
2,75	4,12	0,0	2,50	0,00	2,50	0,00	2,50	-0,20	2,30	-0,20	2,30	-0,50	2,00	-1,50	1,00	-2,50	2,0	1,41	8,0	
3,00	4,10	0,0	2,50	0,00	2,50	0,00	2,50	-0,20	2,30	-0,20	2,30	-0,50	2,00	-1,50	1,00	-2,50	10,0	0,78	16,0	
3,25	4,10	0,1	2,50	0,10	2,50	0,10	2,50	-0,10	2,30	-0,10	2,30	0,00	2,40	-1,00	1,40	-2,40	0,0	0,59	20,0	
3,75	3,98	0,5	2,80	0,50	2,80	0,50	2,80	0,40	2,70	0,40	2,70	0,00	2,30	-1,00	1,30	-2,30	5,0	0,47	27,0	
4,25	4,07	0,4	2,80	0,40	2,80	0,40	2,80	0,30	2,70	0,30	2,70	-0,10	2,30	-1,20	1,20	-2,40	2,0	0,57	33,0	
4,75	4,16	0,6	2,90	0,60	2,90	0,50	2,80	0,50	2,80	0,50	2,80	0,00	2,30	-1,00	1,30	-2,30	3,0	0,42	43,0	
5,25	3,99	0,6	2,90	0,60	2,90	0,50	2,80	0,50	2,80	0,50	2,80	0,00	2,30	-1,00	1,30	-2,30	3,0	0,41	49,0	
6,25	4,16	0,6	2,90	0,60	2,90	0,50	2,80	0,50	2,80	0,50	2,80	0,00	2,30	-1,00	1,30	-2,30	11,0	0,58	68,0	
7,25	3,83	0,7	3,00	0,60	2,90	0,50	2,80	0,40	2,70	0,30	2,60	0,00	2,30	-1,00	1,30	-2,30	8,0	0,48	89,0	
8,25	4,14	0,9	3,20	0,90	3,20	0,80	3,10	0,70	3,00	0,60	2,90	0,00	2,30	-1,00	1,30	-2,30	11,0	0,38	117,0	
9,25	4,08	1,30	3,50	1,30	3,50	1,10	3,30	0,80	3,00	0,70	2,90	0,00	2,20	-1,00	1,20	-2,20	8,0	0,25	135,0	
10,25	4,05	5,00	7,10	4,80	6,90	4,70	6,80	4,50	6,60	4,20	6,30	2,90	5,00	-0,80	1,30	-2,10	14,0	0,30	167,0	
11,25	4,15	10,00	12,10	9,60	11,70	9,50	11,60	9,40	11,50	9,00	11,10	5,50	7,60	-0,80	1,30	-2,10	0	0,27	180,0	
13,42	4,02	0,90	3,30	0,90	3,30	0,80	3,20	0,80	3,20	0,70	3,10	0,50	2,90	-1,20	1,20	-2,40	0	0,80	23,0	
13,67	4,02	0,90	3,30	0,90	3,30	0,80	3,20	0,80	3,20	0,70	3,10	0,50	2,90	-1,20	1,20	-2,40	0	0,64	25,0	
13,92	4,00	1,30	3,70	1,30	3,70	1,20	3,60	1,10	3,50	0,90	3,30	0,50	2,90	-1,20	1,20	-2,40	0	0,42	25,0	
14,17	3,94	1,30	3,70	1,30	3,70	1,20	3,60	1,10	3,50	0,90	3,30	0,50	2,90	-1,20	1,20	-2,40	0	0,54	29,0	
14,42	3,95	1,40	3,80	1,40	3,80	1,30	3,70	1,20	3,60	1,00	3,40	0,60	3,00	-1,00	1,40	-2,40	0	0,30	31,0	
14,92	3,99	1,70	4,10	1,40	3,80	1,40	3,80	1,30	3,70	1,10	3,50	0,80	3,20	-1,00	1,40	-2,40	0	0,29	37,0	
15,42	3,98	1,70	4,10	1,50	3,90	1,50	3,90	1,40	3,80	1,20	3,60	0,80	3,20	-1,00	1,40	-2,40	0	0,26	44,0	
15,92	3,99	1,50	3,90	1,40	3,80	1,30	3,70	1,30	3,70	1,20	3,60	0,80	3,20	-1,00	1,40	-2,40	0	0,25	52,0	
16,42	3,99	1,40	3,80	1,30	3,70	1,20	3,60	1,10	3,50	0,90	3,30	0,40	2,80	-1,10	1,30	-2,40	0	0,20	58,0	
17,42	3,97	1,40	3,80	1,30	3,70	1,10	3,50	1,00	3,40	1,00	3,40	0,40	2,80	-1,10	1,30	-2,40	0	0,19	70,0	
18,42	3,96	1,40	3,80	1,30	3,70	1,10	3,50	1,00	3,40	0,90	3,30	0,40	2,80	-1,10	1,30	-2,40	0	0,19	89,0	
19,42	3,97	1,40	3,80	1,30	3,70	1,10	3,50	1,00	3,40	0,90	3,30	0,40	2,80	-1,10	1,30	-2,40	0	0,16	104,0	
20,42	3,96	1,40	3,80	1,30	3,70	1,10	3,50	1,00	3,40	0,90	3,30	0,40	2,80	-1,10	1,30	-2,40	0	0,14	130,0	
21,42	3,95	2,80	5,30	2,70	5,20	2,60	5,10	2,40	4,90	2,30	4,80	1,40	3,90	-1,20	1,30	-2,50	0	0,27	158,0	

22,42	3,93	5,00	7,50	5,00	7,50	4,90	7,40	4,80	7,30	4,70	7,20	3,00	5,50	-1,00	1,50	-2,50	0	0,30	172,0
25,08	3,93	0,40	2,70	0,40	2,70	0,40	2,70	0,40	2,70	0,30	2,60	-0,50	1,80	-1,20	1,10	-2,30	0	0,58	14,0
25,33	3,95	0,70	3,00	0,70	3,00	0,70	3,00	0,60	2,90	0,70	3,00	0,10	2,40	-1,20	1,10	-2,30	0	0,35	19,0
25,58	3,95	0,70	3,00	0,70	3,00	0,70	3,00	0,60	2,90	0,60	2,90	0,10	2,40	-1,20	1,10	-2,30	0	0,31	22,0
25,83	3,93	0,70	3,00	0,70	3,00	0,70	3,00	0,60	2,90	0,60	2,90	0,10	2,40	-1,20	1,10	-2,30	0	0,35	24,0
26,33	3,93	0,60	2,90	0,60	2,90	0,60	2,90	0,50	2,80	0,40	2,70	0,10	2,40	-1,20	1,10	-2,30	0	0,26	28,0
26,83	3,95	0,60	3,00	0,50	2,90	0,50	2,90	0,50	2,90	0,40	2,80	-0,10	2,30	-1,30	1,10	-2,40	0	0,23	33,0
27,33	3,95	0,60	3,00	0,50	2,90	0,50	2,90	0,50	2,90	0,40	2,80	-0,10	2,30	-1,40	1,00	-2,40	0	0,26	37,0
27,83	3,95	0,60	3,00	0,50	2,90	0,50	2,90	0,50	2,90	0,50	2,90	-0,10	2,30	-1,40	1,00	-2,40	0	0,27	42,0
28,83	3,94	0,30	2,80	0,20	2,70	0,20	2,70	0,20	2,70	0,10	2,60	-0,10	2,40	-1,50	1,00	-2,50	0	0,24	48,0
29,83	3,94	0,40	2,90	0,30	2,80	0,30	2,80	0,20	2,70	0,10	2,60	-0,10	2,40	-1,50	1,00	-2,50	0	0,25	56,0
30,83	3,93	0,7	3,10	0,5	2,90	0,5	2,90	0,5	2,90	0,3	2,70	-0,1	2,30	-1,5	0,90	-2,40	0	0,18	66
31,83	3,95	0,8	3,20	0,7	3,10	0,5	2,90	0,5	2,90	0,4	2,80	0	2,40	-1,5	0,90	-2,4	0	0,21	83
32,83	3,94	0,9	3,30	0,7	3,10	0,6	3,00	0,5	2,90	0,5	2,90	0	2,40	-1,5	0,90	-2,4	0	0,16	97
33,83	4,00	1,2	3,60	0,9	3,30	0,9	3,30	0,7	3,10	0,5	2,90	0,2	2,60	-1,1	1,30	-2,4	0	0,15	120
36,42	3,93	0,7	3,70	0,7	3,70	0,7	3,70	0,7	3,70	0,7	3,70	-1	2,00	-1,8	1,20	-3	0	0,57	10
36,67	3,93	0,4	3,10	0,4	3,10	0,4	3,10	0,4	3,10	0,4	3,10	-1	1,70	-1,5	1,20	-2,7	0	0,63	20
36,92	3,94	0,9	3,60	0,9	3,60	0,9	3,60	0,9	3,60	0,9	3,60	-1	1,70	-1,5	1,20	-2,7	0	0,57	22
37,17	3,94	0,9	3,60	0,9	3,60	0,9	3,60	0,9	3,60	0,9	3,60	-0,9	1,80	-1,5	1,20	-2,7	0	0,40	25
37,42	3,93	0,5	3,20	0,5	3,20	0,5	3,20	0,5	3,20	0,5	3,20	-1	1,70	-1,5	1,20	-2,7	0	0,33	27
37,92	3,93	0,8	3,40	0,8	3,40	0,8	3,40	0,8	3,40	0,8	3,40	-0,5	2,10	-1,3	1,30	-2,6	0	0,23	32
38,42	3,95	1	3,60	1	3,60	1	3,60	1	3,60	1	3,60	-0,6	2,00	-1,3	1,30	-2,6	0	0,36	38
38,92	3,95	1	3,60	0,9	3,50	0,9	3,50	0,9	3,50	0,9	3,50	-0,6	2,00	-1,3	1,30	-2,6	0	0,25	44
39,42	3,95	1	3,60	0,9	3,50	0,9	3,50	0,9	3,50	0,9	3,50	-0,6	2,00	-1,3	1,30	-2,6	0	0,20	50
40,42	3,95	1,3	3,90	1	3,60	1	3,60	1	3,60	1	3,60	-0,2	2,40	-1,3	1,30	-2,6	0	0,19	65
41,42	3,95	1,3	3,90	1,1	3,70	1	3,60	1	3,60	1	3,60	-0,2	2,40	-1,3	1,30	-2,6	0	0,17	79
42,42	3,95	1,5	4,10	1,4	4,00	1,2	3,80	1	3,60	1	3,60	-0,1	2,50	-1	1,60	-2,6	0	0,25	99
43,42	3,93	1,5	4,10	1,4	4,00	1,2	3,80	1	3,60	1	3,60	-0,1	2,50	-1	1,60	-2,6	0	0,36	118
44,42	3,93	1,5	4,10	1,4	4,00	1,2	3,80	1,1	3,70	1	3,60	-0,1	2,50	-1	1,60	-2,6	0	0,26	132
45,42	3,92	2	4,60	1,9	4,50	1,8	4,40	1,5	4,10	1,4	4,00	-0,1	2,50	-1	1,60	-2,6	0	0,21	150
46,42	3,94	3,5	6,00	3,4	5,90	3,3	5,80	3	5,50	2,9	5,40	0,7	3,20	-0,1	2,40	-2,5	0	0,22	163

10 ANEXO II

Resultados de Ecotoxicidade

Tabela 25 – Resultados de ecotoxicidade em *A. salina* com os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados A (LIX, BIO, FAP, FAP – CAG, CAP – FAP)

LIX				
Diluição (%)	24h			Média
	1	2	3	
Mortos	M	M	M	M
BRANCO	0	0	0	0
25	0	0	0	0
30	2	2	1	2
35	5	1	7	5
40	6	8	9	8
45	10	6	10	10
50	10	10	10	10

BIO				
Diluição (%)	24h			Média
	1	2	3	
Mortos	M	M	M	M
BRANCOS	0	0	0	0
70	0	0	0	0
75	2	2	1	2
80	2	2	1	2
85	7	7	9	7
90	10	10	10	10

FAP				
Diluição (%)	24h			Média
	1	2	3	
Mortos	M	M	M	M
BRANCOS	0	0	0	0
50	0	0	0	0
60	1	1	2	1
70	3	4	2	3
80	0	2	1	1
85	2	1	1	1
90	5	2	5	5

FAP - CAG				
Diluição (%)	24h			Média
	1	2	3	
Mortos	M	M	M	M
BRANCO	0	0	0	0
75	0	0	1	0
85	0	0	0	0
90	0	0	0	0

CAP - FAP				
Diluição (%)	24h			Média
	1	2	3	
Mortos	M	M	M	M
BRANCO	0	0	0	0
70	0	0	0	0
75	0	1	0	0
80	1	2	0	1
85	2	1	1	1
87,5	1	1	2	1
90	3	3	1	3

Tabela 26 - Resultados de ecotoxicidade em *A. salina* com os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados B (LIX, BIO, FAP, FAP – CAG, CAP – FAP)

LIX				
Diluição (%)	24h			Média
	1	2	3	
Mortos	M	M	M	M
BRANCO	0	0	0	0
5	0	0	0	0
10	3	1	1	1
15	3	5	4	4
20	5	3	5	5
25	10	8	10	10
30	10	10	10	10

BIO				
Diluição (%)	24h			Média
	1	2	3	
Mortos	M	M	M	M
BRANCOS	0	0	0	0
35	0	0	0	0
40	0	0	1	0
50	0	1	3	1
60	5	6	5	5
65	9	10	9	9
70	10	10	10	10

FAP				
Diluição (%)	24h			Média
	1	2	3	
Mortos	M	M	M	M
BRANCOS	0	0	0	0
20	0	0	0	0
30	0	4	2	2
40	3	1	2	2
50	7	3	2	3
60	8	8	6	8
70	10	10	10	10

FAP - CAG				
Diluição (%)	24h			Média
	1	2	3	
Mortos	M	M	M	M
BRANCO	0	0	0	0
60	0	0	1	0
65	2	1	0	1
70	5	4	2	4
80	6	4	6	6
85	4	5	7	5
90	10	10	10	10

CAP - FAP				
Diluição (%)	24h			Média
	1	2	3	
Mortos	M	M	M	M
BRANCO	0	0	0	0
50	0	0	0	0
60	1	2	4	2
70	2	3	7	3
75	2	4	4	4
80	8	7	5	7
85	10	10	10	10

Tabela 27 - Resultados de ecotoxicidade em *P. subcaptata* com os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados A (LIX, BIO, FAP, FAP – CAG, CAP – FAP)

LIX								
Réplicas	Amostras							
	Branco	0,25%	0,50%	0,75%	1%	1,50%	2%	Controle
1	372	305	204	75	28	19	12	13
2	354	291	283	53	17	37	27	16
3	330	273	175	28	31	18	18	8
4	264							25
Média	319	290	221	52	25	25	19	16
Valores utilizados como médios na fórmula	79,7	72,4	55,2	13,0	6,3	6,2	4,8	4,1
% inibição	0	9	31	84	92	92	94	95

BIO									
Réplicas	Amostras								
	Branco	25%	30%	35%	40%	45%	50%	60%	Controle
1	166	132	99	58	61	101	174	45	26
2	144	117	54	43	28	42	102	21	30
3	137	92	31	23	26	19	20	13	23
4	209								35
Média	175	114	61	41	38	54	99	26	27
Valores utilizados como médios na fórmula	43,8	28,4	15,3	10,3	9,6	13,5	24,7	6,6	6,8
% inibição	0	35	65	76	78	69	44	85	85

FAP									
Réplicas	Amostras								
	Branco	50%	60%	70%	75%	80%	85%	90%	Controle
1	644	478	350	212	16	121	101	212	5
2	688	501	176	118	326	150	163	145	12
3	530	398	432	23	0	54	62	150	7
4	405								18
Média	566,8	459,0	319,3	117,7	114,0	108,3	108,7	169,0	10,5
Valores utilizados como médios na fórmula	141,7	114,8	79,8	29,4	28,5	27,1	27,2	42,3	2,6
% inibição	0	19	44	79	80	81	81	70	98

Continuação da Tabela 27

FAP - CAG								
	Amostras							
Réplicas	Branco	10%	20%	30%	40%	50%	60%	Controle
1	372	219	84	54	40	23	21	13
2	354	237	79	38	22	32	17	16
3	330	211	147	32	25	14	13	8
4	264							25
Média	319	222	103	41	29	23	17	16
Valores utilizados como médios na fórmula	79,7	55,6	25,8	10,3	7,3	5,8	4,3	4,1
% inibição	0	30	68	87	91	93	95	95

CAP - FAP									
	Amostras								
Réplicas	Branco	40%	50%	60%	70%	75%	80%	90%	Controle
1	644	503	529	189	573	156	92	2	5
2	688	278	421	478	135	54	238	47	12
3	530	347	575	186	332	57	85	3	7
4	405								18
Média	566,8	376,0	508,3	284,3	346,7	89,0	138,3	17,3	10,5
Valores utilizados como médios na fórmula	141,7	94,0	127,1	71,1	86,7	22,3	34,6	4,3	2,6
% inibição	0	34	10	50	39	84	76	97	98

Tabela 28 – Resultados de ecotoxicidade em *P. subcaptata* com os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados B (LIX, BIO, FAP, FAP – CAG, CAP – FAP)

LIX								
	Amostras							
Réplicas	Branco	2%	2,50%	3%	4%	4,50%	5,50%	Controle
1	350	249	102	197	24	48	5	28
2	206	129	236	190	59	45	6	21
3	155	144	242	95	50	25	2	35
4	266							11
Média	244	174	193	161	44	39	4	24
Valores utilizados como médios na fórmula	61,1	43,5	48,3	40,2	11,1	9,8	1,1	5,9
% inibição	0	29	21	34	82	84	98	90

Continuação da Tabela 28

BIO								
Amostras								
Réplicas	Branco	15%	20%	25%	30%	35%	40%	Controle
1	476	363	297	169	99	22	12	27
2	172	260	157	147	72	62	24	19
3	295	250	290	125	59	100	39	6
4	452							19
Média	349	291	248	147	77	61	25	18
Valores utilizados como médios na fórmula	87,2	72,8	62,0	36,8	19,2	15,3	6,3	4,4
% inibição	0	17	29	58	78	82	93	95

FAP								
Amostras								
Réplicas	Branco	20%	30%	40%	50%	60%	70%	Controle
1	476	386	322	363	274	37	25	27
2	172	347	357	370	256	53	18	19
3	295	298	338	302	197	44	16	6
4	452							19
Média	349	344	339	345	242	45	20	18
Valores utilizados como médios na fórmula	87,2	85,9	84,8	86,3	60,6	11,2	4,9	4,4
% inibição	0	1	3	1	31	87	94	95

FAP - CAG			
Amostras			
Réplicas	Branco	90%	Controle
1	166	150	26
2	144	125	30
3	137	117	23
4	209		35
Média	175	131	27
Valores utilizados como médios na fórmula	43,8	32,7	6,8
% inibição	0,0	25,3	84,6

Continuação da Tabela 28

CAP - FAP								
Amostras								
Réplicas	Branco	30%	40%	50%	70%	80%	90%	Controle
1	476	343	253	250	142	213	100	27
2	172	300	257	225	119	51	81	19
3	295	307	360	262	107	139	80	6
4	452							19
Média	349	317	290	246	123	134	87	18
Valores utilizados como médios na fórmula	87,2	79,2	72,5	61,4	30,7	33,6	21,8	4,4
% inibição	0	9	17	30	65	61	75	95

Tabela 29 - Resultados de ecotoxicidade em *C. dubia* com os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados A (LIX, BIO, FAP, FAP – CAG, CAP – FAP)

Bruto																PH		Vol EDTA (mL)	dureza (mgCaC O3 L-1)	OD (mg.L-1)		
Diluição	24h						média		48h						média		inicial	final		inicial	inicial	final
	1		2		3				1		2		3									
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,54	7,44	0,584	46,762	7,1	5,95
1	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	6,88	7,72	0,462	46,2416	5,99	7,26
2,5	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,47	7,99	0,610	61,0549	7,5	6,87
5	4	1	3	2	5	0	4	1	2	3	1	4	2	3	2	3	7,97	8,42	0,796	79,6716	7,5	7,23
6,5	2	3	3	2	2	3	2	3	0	5	0	5	0	5	0	5	8,23	8,34	0,802	80,2722	7,45	6,63
8,5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	8,31	8,55	0,928	92,8835	7,45	6,6
10	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	8,22	8,61	0,974	97,4877	7,5	7,23
15	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	8,31	8,77	1,056	105,695	7,5	6,72
20	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	8,38	8,76	1,120	112,101	7,48	6,65
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	-	-	-	-	-	-

Biológico																PH		Vol EDTA (mL)	dureza (mgCaC O3 L-1)	OD (mg.L-1)		
Diluição	24h						média		48h						média		inicial	final		inicial	inicial	final
	1		2		3				1		2		3									
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0,0	7,54	6,98	0,584	46,762	7,1	7,2
1	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0,0	7,6	6,46	0,536	53,6482	7,64	6,99
5	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0,0	7,88	7,05	0,588	58,8529	7,7	7,35
10	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0,0	8,26	7,63	0,670	67,0603	7,68	7,38
12,5	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0,0	8,29	7,94	0,746	74,6671	7,68	7,4
15	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0,0	8,38	7,98	0,838	83,8754	7,65	7,4
18,5	2	3	3	2	4	1	3	2	1	4	3	2	4	1	2,7	2,3	8,45	8,19	0,968	96,8871	7,65	7,4
20	2	3	1	4	2	3	2	3	2	3	1	4	1	4	1,3	3,7	8,46	8,20	0,996	99,6896	7,59	7,38
30	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5,0	8,57	8,40	1,098	109,899	7,63	7,36
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5,0	-	-	-	-	-	-

Continuação da Tabela 29

FAP																PH		Vol EDTA (ml)	dureza (mgCaC O3 L-1)	OD (mg.L-1)		
Diluição	24h						média		48h						média		inicial	final		inicial	inicial	final
	1		2		3		V	M	1		2		3		V	M						
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,54	7,44	0,584	46,762	7,1	5,95
15	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,34	7,54	0,708	70,8637	7,79	7,15
25	5	0	5	0	5	0	5	0	4	1	5	0	5	0	5	0	7,34	7,36	0,832	83,2749	7,9	7,13
35	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	4	1	3	2	4	1	6,67	7,08	0,918	91,8826	7,85	6,65
45	5	0	5	0	5	0	5	0	4	1	4	1	4	1	4	1	6,53	7,02	1,122	112,301	7,03	7,21
55	5	0	5	0	5	0	5	0	3	2	2	3	2	3	2	3	6,36	6,84	1,292	129,316	7,74	6,74
65	5	0	5	0	3	2	4	1	0	5	1	4	2	3	1	4	6,15	6,58	1,396	139,726	7,76	6,86
75	5	0	5	0	5	0	5	0	2	3	2	3	2	3	2	3	5,83	6,73	1,578	157,942	7,72	6,54
90	2	3	2	3	1	4	2	3	0	5	0	5	0	5	0	5	5,31	5,65	1,782	178,36	7,69	6,77
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	-	-	-	-	-	-

FAP+CAG																PH		Vol EDTA (ml)	dureza (mgCaC O3 L-1)	OD (mg.L-1)		
Diluição	24h						média		48h						média		inicial	final		inicial	inicial	final
	1		2		3		V	M	1		2		3		V	M						
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,54	6,98	0,584	46,762	7,1	7,2
10	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,01	6,84	0,632	63,2569	7,6	7,39
15	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,02	6,38	0,768	76,8691	7,6	6,89
20	5	0	5	0	5	0	5	0	4	1	5	0	4	1	4	1	7	6,97	0,830	83,0747	7,5	7,39
30	4	1	4	1	5	0	4	1	2	3	2	3	3	2	2	3	7,18	6,58	1,024	102,492	7,5	7,37
50	3	2	3	2	5	0	4	1	1	4	1	4	2	3	1	4	6,89	7,06	1,524	152,537	7,54	7,42
70	4	1	3	2	3	2	3	2	1	4	1	4	2	3	1	4	7,02	6,40	1,880	188,169	7,56	7,41
80	1	4	2	3	1	4	1	4	0	5	1	4	0	5	0	5	6,61	6,66	2,088	208,988	7,5	7,42
90	3	2	2	3	0	5	2	3	0	5	2	3	1	4	1	4	6,53	6,81	2,244	224,602	6,98	7,43
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	-	-	-	-	-	-

Continuação da Tabela 29

CAP+FAP																PH			dureza (mgCaC O3 L-1)	OD (mg.L-1)		
Diluição	24h						média		48h						média		inicial	final		inicial	inicial	final
	1		2		3				1		2		3									
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,54	6,98	0,58	46,762	7,1	7,2
10	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,3	7,39	0,62	62,4562	7,5	6,86
20	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,01	6,61	0,76	75,668	7,55	7,53
25	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	6,91	6,42	0,88	87,879	7,11	7,39
30	5	0	5	0	4	1	5	0	4	1	4	1	3	2	4	1	6,81	6,38	0,90	90,4814	7,5	7,35
40	4	1	4	1	3	2	4	1	4	1	4	1	3	2	4	1	6,7	6,16	1,06	105,895	7,5	7,41
50	4	1	3	2	3	2	3	2	0	5	1	4	2	3	1	4	6,32	6,05	1,16	116,104	7,5	7,43
70	0	5	0	5	1	4	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	6	5,50	1,43	142,728	7,5	7,43
90	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	5,09	4,80	1,92	192,373	7,58	7,37
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	-	-	-	-	-	-

Tabela 30 - Resultados de ecotoxicidade em *C. dubia* com os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados B (LIX, BIO, FAP, FAP – CAG, CAP – FAP)

Bruto																PH		dureza		OD (mg.L-1)		
Diluição	24h						média		48h						média		inicial	final	Volume EDTA	inicial	inicial	final
	1		2		3				1		2		3									
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5,0	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0	7,22	6,97	0,586	46,922	6,69	6,53
0,1	5	0	5	0	5	0	5,0	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0	7,38	7,06	0,314	31,428	7,63	7,38
0,5	5	0	5	0	5	0	5,0	0	5	0	4	1	5	0	4,7	0	7,56	7,34	0,438	43,839	7,78	7,37
1	5	0	4	1	5	0	4,7	0	5	0	4	1	4	1	4,3	1	7,83	7,61	0,514	51,446	7,79	7,43
2,5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	8,26	8,03	0,572	57,251	7,21	7,37
3,5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	8,27	8,37	0,722	72,265	7,22	7,41
5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	8,35	8,41	0,732	73,266	7,25	7,43
7	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	8,4	8,61	0,82	82,074	7,39	7,38
10	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	8,42	8,63	0,998	99,890	7,4	7,43
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	-	-	-	-	-	-

Continuação da Tabela 30

Diluição	Biológico															PH		dureza		OD (mg.L-1)		
	24h						média		48h						média		inicial	final	Volume EDTA	inicial	inicial	final
	1		2		3				1		2		3									
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5,0	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0	7,22	6,97	0,586	46,922	6,69	6,53
5	5	0	5	0	5	0	5,0	0	4	1	5	0	4	1	4,3	1	8,98	7,95	0,814	81,473	7,42	5,43
10	5	0	5	0	5	0	5,0	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0	9,19	8,15	1,212	121,309	7,41	7,39
15	2	3	3	2	3	2	2,7	2	2	3	3	2	3	2	2,7	2	9,28	8,41	1,528	152,938	7,39	7,31
20	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	9,38	8,59	1,918	191,973	7,45	7,37
25	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	9,39	8,79	2,136	213,792	7,39	7,35
30	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	9,37	8,90	2,574	257,632	7,34	7,36
40	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	9,38	9,00	3,312	331,498	7,35	7,35
50	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	9,36	9,10	4,088	409,168	7,43	7,32
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	-	-	-	-	-	-

Diluição	FAP															PH		dureza		OD (mg.L-1)		
	24h						média		48h						média		inicial	final	Volume EDTA	inicial	inicial	final
	1		2		3				1		2		3									
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5,0	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0	7,31	6,77	0,586	46,922	6,69	6,57
1	5	0	5	0	5	0	5,0	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0	6,96	7,63	0,53	53,048	7,81	7,22
10	5	0	5	0	5	0	5,0	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0	6,72	7,30	1,082	108,297	7,76	7,27
15	5	0	5	0	5	0	5,0	0	2	3	3	2	4	1	3,0	2	6,56	7,30	1,272	127,314	7,18	7,29
25	5	0	4	1	3	2	4,0	1	0	5	0	5	0	5	0,0	5	6,59	7,17	1,952	195,376	7,13	7,32
35	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	6,54	6,95	2,474	247,623	7,24	6,95
50	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	6,28	6,75	3,62	362,326	7	7,22
60	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	6,17	6,43	4,234	423,781	7,23	6,88
70	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	5,83	6,12	4,9	490,441	7,28	6,94
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	-	-	-	-	-	-

Continuação da Tabela 30

FAP+CAG																PH		dureza		OD (mg.L-1)		
Diluição	24h						média		48h						média		inicial	final	Volume EDTA	inicial	inicial	final
	1		2		3				1		2		3									
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5,0	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0	7,31	6,77	0,586	46,922	6,69	6,54
1	5	0	5	0	5	0	5,0	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0	6,96	6,73	0,504	50,445	7,68	7,24
10	5	0	5	0	5	0	5,0	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0	6,87	6,84	0,712	71,264	7,26	7,21
25	5	0	5	0	5	0	5,0	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0	6,95	7,13	1,148	114,903	7,56	7,28
35	5	0	5	0	5	0	5,0	0	5	0	5	0	5	0	5,0	0	7	7,21	1,38	138,124	7,64	7,26
45	5	0	5	0	5	0	5,0	0	4	1	5	0	4	1	4,3	1	6,95	7,48	1,602	160,344	7,72	6,62
55	5	0	5	0	5	0	5,0	0	4	1	5	0	5	0	4,7	0	7	6,75	1,86	186,167	7,79	7,24
65	3	2	2	3	1	4	2,0	3	2	3	2	3	0	5	1,3	4	7,34	7,25	2,304	230,607	7,72	6,85
80	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	7,31	6,83	2,552	255,430	7,77	7
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0,0	5	-	-	-	-	-	-

CAP+FAP																PH		dureza		OD (mg.L-1)		
Diluição	24h						média		48h						média		inicial	final	Volume EDTA	inicial	inicial	final
	1		2		3				1		2		3									
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5,0	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,31	6,77	0,586	46,922	6,69	6,54
1	5	0	5	0	5	0	5,0	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,02	6,55	0,53	50,445	7,5	6,85
10	5	0	4	1	5	0	4,7	0	5	0	4	1	5	0	5	0	6,96	6,81	0,763	71,264	7,5	7,24
25	5	0	5	0	4	1	4,7	0	5	0	3	2	2	3	3	2	6,77	6,95	1,426	114,903	7,5	7,21
35	2	3	1	4	3	2	2,0	3	2	3	1	4	2	3	2	3	6,59	6,41	1,844	138,124	7,5	7,05
45	0	5	0	5	1	4	0,3	5	0	5	0	5	0	5	0	5	6,53	6,72	2,326	160,344	7,5	6,79
55	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	6,51	6,21	2,826	186,167	7,57	7,29
65	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	6,4	6,17	3,206	230,607	7,58	7,21
80	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	6,17	5,93	3,806	255,430	7,58	7,23
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0,0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	-	-	-	-	-	-

Tabela 31 - Resultados de ecotoxicidade em *D. magna* com os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados A (LIX, BIO, FAP, FAP – CAG, CAP – FAP)

Diluição	Bruto																PH		dureza		OD (mg.L-1)			
	24h						média		48h						média		inicial	final	Volume EDTA	inicial	inicial	final		
	1		2		3				1		2		3											
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M								
Branco	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,25	7,17	2,706	216,675	7,06	7,44		
3%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,98	8,10	2,306	230,808	6,92	7,62		
5%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	8,26	8,16	2,316	231,808	6,98	7,08		
7%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	8,19	8,24	2,324	232,609	7,12	7,7		
9%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	4	1	4	1	4	1	8,3	8,32	2,352	235,412	7,09	7,64		
12%	0	5	1	4	2	3	1	4	0	5	1	4	2	3	1	4	8,29	8,48	2,378	238,014	7,13	7,29		
16%	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	8,35	8,53	2,322	232,409	7,05	7,36		
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	-	-	-	-	-	-	-	-

Diluição	Biológico																PH		dureza		OD (mg.L-1)			
	24h						média		48h						média		inicial	final	Volume EDTA	inicial	inicial	final		
	1		2		3				1		2		3											
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M								
Branco	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,25	7,08	2,706	216,675	7,06	6,99		
15%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	8,65	8,06	2,254	225,603	6,79	4,28		
20%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	4	1	4	1	4	1	8,75	8,52	2,3	230,207	7,75	6,82		
30%	5	0	5	0	5	0	5	0	4	1	5	0	4	1	4	1	8,76	8,64	2,345	234,711	7,82	6,76		
40%	5	0	4	1	3	2	4	1	5	0	3	2	2	3	3	2	8,85	8,78	2,398	240,016	7,43	6,89		
50%	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	8,88	8,87	2,406	240,817	7,63	6,74		
60%	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	8,9	8,93	2,332	233,410	6	6,99		
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	-	-	-	-	-	-	-	-

Continuação da Tabela 31

FAP																PH		dureza		OD (mg.L-1)		
Diluição	24h						média		48h						média		inicial	final	Volume EDTA	inicial	inicial	final
	1		2		3				1		2		3									
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,25	7,06	2,706	216,675	7,06	6,99
30%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	6,63	7,10	2,03	203,183	5,79	6,9
50%	5	0	5	0	4	1	5	0	4	1	5	0	5	0	5	0	6,66	7,24	2,002	200,380	7,17	7,04
60%	4	1	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	6,45	6,83	2,076	207,787	7,08	6,79
70%	5	0	5	0	4	1	5	0	5	0	5	0	4	1	5	0	5,96	6,45	2,574	257,632	7,82	7,5
80%	3	2	4	1	2	3	3	2	3	2	4	1	2	3	3	2	5,55	6,50	2,606	260,835	7,58	7,42
90%	2	3	4	1	4	1	3	2	2	3	3	2	3	2	3	2	5,15	5,43	2,738	274,046	7,16	6,94
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	-	-	-	-	-	-

FAP+CAG																PH		dureza		OD (mg.L-1)		
Diluição	24h						média		48h						média		inicial	final	Volume EDTA	inicial	inicial	final
	1		2		3				1		2		3									
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,25	7,11	2,706	216,675	7,06	6,98
40%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,29	6,80	2,32	232,209	7,66	7
50%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	4	1	5	0	7,03	7,17	2,408	241,017	7,1	7,31
60%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,19	7,30	2,502	250,425	7,24	7,5
70%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,78	6,87	2,532	253,428	7,2	7,05
80%	4	1	5	0	5	0	5	0	4	1	5	0	5	0	5	0	7,03	7,08	2,592	259,433	7,5	7,45
90%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	6,8	6,79	2,64	264,238	7,19	7,5
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	-	-	-	-	-	-

Continuação da Tabela 31

CAP+FAP																PH		dureza		OD (mg.L-1)		
Diluição	24h						média		48h						média		inicial	final	Volume EDTA	inicial	inicial	final
	1		2		3				1		2		3									
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,25	7,06	2,706	216,675	7,06	6,99
40%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	6,54	6,91	2,164	216,595	7,13	7,06
50%	4	1	5	0	5	0	5	0	4	1	4	1	4	1	4	1	6,38	6,68	2,276	227,805	7,76	7,57
60%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	6,14	6,84	2,278	228,005	7,24	6,86
70%	4	1	5	0	5	0	5	0	4	1	3	2	4	1	4	1	5,94	6,15	2,236	223,801	7,14	7,27
80%	4	1	5	0	4	1	4	1	0	5	0	5	0	5	0	5	5,38	6,12	2,286	228,806	7,22	7,17
90%	2	3	3	2	3	2	3	2	4	1	0	5	0	5	1	4	4,85	5,74	2,294	229,606	7,83	7,13
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	-	-	-	-	-	-

Tabela 32 - Resultados de ecotoxicidade em *D. magna* com os lixiviados bruto, após tratamento biológico e pós-tratados B (LIX, BIO, FAP, FAP – CAG, CAP – FAP)

Bruto																PH		dureza		OD (mg.L-1)		
Diluição	24h						média		48h						média		inicial	final	Volume EDTA (mL)	inicial	inicial	final
	1		2		3				1		2		3									
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,15	7,12	2,764	221,319	6,87	6,98
1%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,86	8,09	2,21	221,199	5,16	5,24
2%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	8,3	8,04	2,37	237,213	7,35	7,16
3%	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	8,37	8,23	2,422	242,418	6,98	6,56
3,5%	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	8,39	8,34	2,608	261,035	7,18	7,23
4%	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	8,4	8,19	2,628	263,037	7,06	7,18
5,5%	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	8,43	8,57	2,726	272,845	7,16	7,01
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	-	-	-	-	-	-

Continuação da Tabela 32

Biológico																PH		dureza		OD (mg.L-1)		
Diluição	24h						média		48h						média		inicial	final	Volume EDTA	inicial	inicial	final
	1		2		3				1		2		3									
Vivose Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,25	6,65	2,721	217,876	7,06	7,09
20%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	9,16	8,58	3,352	335,502	7,01	7,37
40%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	9,27	8,88	4,298	430,187	6,92	7,1
55%	5	0	5	0	4	1	5	0	5	0	5	0	4	1	5	0	9,28	9,04	4,552	455,610	7,37	6,99
70%	4	1	4	1	5	0	4	1	4	1	4	1	5	0	4	1	9,29	9,14	5,466	547,092	7,11	7,45
80%	0	5	4	1	5	0	3	2	5	0	5	0	5	0	5	0	9,29	9,16	5,932	593,734	7,23	7,07
90%	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	9,27	9,20	6,39	639,575	7,32	6,93
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	-	-	-	-	-	-

FAP																PH		dureza		OD (mg.L-1)		
Diluição	24h						média		48h						média		inicial	final	Volume EDTA	inicial	inicial	final
	1		2		3				1		2		3									
Vivose Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,25	6,65	2,721	217,876	7,06	7,09
20%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	8,4	6,68	3,06	306,275	7,5	6,8
40%	4	1	5	0	3	2	4	1	4	1	5	0	3	2	4	1	8,06	6,50	4,04	404,364	7,33	6,95
55%	4	1	5	0	3	2	4	1	4	1	4	1	3	2	4	1	7,76	6,35	4,796	480,032	7,15	6,35
70%	4	1	1	4	2	3	2	3	1	4	2	3	1	4	1	4	7,51	6,29	5,424	542,888	7,15	6,98
80%	0	5	1	4	1	4	1	4	0	5	0	5	0	5	0	5	7,23	8,19	5,84	584,526	7,09	6,88
90%	1	4	0	5	2	3	1	4	0	5	0	5	0	5	0	5	6,43	6,02	6,404	640,976	7,55	7,01
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	-	-	-	-	-	-

Continuação da Tabela 32

FAP+CAG																PH		dureza		OD (mg.L-1)		
Diluição	24h						média		48h						média		inicial	final	Volume EDTA	inicial	inicial	final
	1		2		3				1		2		3									
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,25	6,65	2,721	217,876	7,06	7,09
20%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,02	7,02	2,196	219,798	7	7,23
40%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,66	8,41	2,254	225,603	7,23	7,11
55%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	8,04	7,67	2,394	239,615	7,04	7,5
70%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	8,26	7,25	2,154	215,594	7,5	6,94
80%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	8,5	7,72	2,192	219,397	7,5	7,11
90%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,98	8,22	2,162	216,395	7,39	7
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	-	-	-	-	-	-

CAP+FAP																PH		dureza		OD (mg.L-1)		
Diluição	24h						média		48h						média		inicial	final	Volume EDTA	inicial	inicial	final
	1		2		3				1		2		3									
Vivos e Mortos	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M						
Branco	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	7,25	6,65	2,721	217,876	7,06	7,09
20%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	6,88	6,74	2,68	219,798	5,24	7,44
40%	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	6,53	6,57	3,18	225,603	7,2	7
55%	5	0	5	0	4	1	5	0	5	0	5	0	4	1	5	0	6,42	6,62	3,794	239,615	6,96	7,37
70%	5	0	5	0	5	0	5	0	4	1	5	0	5	0	5	0	6,56	6,45	4,0208	215,594	7,3	7,33
80%	2	3	3	2	3	2	3	2	2	3	1	4	2	3	2	3	6,53	7,48	4,376	219,397	7,56	6,99
90%	0	5	1	4	1	4	1	4	1	4	1	4	1	4	1	4	6,43	6,46	4,722	216,395	7,24	7,45
Dicromato	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	0	5	-	-	-	-	-	-