



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
Campus de Ilha Solteira

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

***Estudo da remoção do herbicida atrazina por
biofiltração em filtros lentos de areia e carvão ativado
associada à ação microbiana***

JOSIELA ZANINI

Orientador: Prof. Dr. Sérgio Luís de Carvalho

Co-Orientador: Prof. Dr. Alessandro Minillo

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.
Área de Conhecimento: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais.

Ilha Solteira-SP
Setembro/2010

FICHA CATALOGRÁFICA

Elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação
Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação da UNESP – Ilha Solteira.

- Z31e Zanini, Josiela.
Estudo da remoção do herbicida atrazina por biofiltração em filtros lentos de areia e carvão ativado associada à ação microbiana / Josiela Zanini. -- Ilha Solteira : [s.n.], 2010
98 f. : il.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, 2010
- Orientador: Sérgio Luís de Carvalho
Co-orientador: Alessandro Minillo
1. Atrazina. 2. Águas residuais - Purificação - Filtração. 3. Filtros e filtração.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DE ILHA SOLTEIRA
FACULDADE DE ENGENHARIA DE ILHA SOLTEIRA

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: ESTUDO DA REMOÇÃO DO HERBICIDA ATRAZINA EM FILTROS LENTOS DE AREIA ASSOCIADA À BIOFILTRAÇÃO EM CARVÃO ATIVADO

AUTORA: JOSIELA ZANINI

ORIENTADOR: Prof. Dr. SERGIO LUIS DE CARVALHO

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. ALESSANDRO MINILLO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE em ENGENHARIA CIVIL, Área: RECURSOS HIDRICOS E TECNOLOGIAS AMBIENTAIS, pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. ALESSANDRO MINILLO
Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira


Prof. Dr. EDSON PEREIRA TANGERINO
Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira


Prof. Dr. DOMINGOS SÁVIO BARBOSA
Instituto de Ciências Agrárias e Tecnológicas / Universidade Federal de Mato Grosso

Data da realização: 03 de setembro de 2010.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente quero agradecer a Deus pela força, consolação, amor e por colocar em minha vida todas essas pessoas que citarei a seguir.

À minha mãe, ao meu pai e à minha irmã, minha família, meu porto seguro, pelo apoio, incentivo e amor incondicional...meu eterno agradecimento.

Aos meus orientadores, Sérgio Luís de Carvalho e Alessandro Minillo, por terem me aceitado como aluna, por toda atenção dedicada, incentivo, ensinamentos, além de todo apoio e amizade com que pude contar neste projeto de mestrado...meu muito obrigada!

Aos professores do PPGE, área de Recursos Hídricos: Edson, Luzenira, Tsunao, Milton e Maurício pelos conhecimentos transmitidos ao longo desse tempo.

Aos meus amigos, Juliana (Ju), Juliana (Juzinha), Ligia, Amanda Aranha, Denise e Otávio (Pudim) pela cumplicidade, apoio e carinho durante esses oito anos de convivência...muito obrigada por tudo!

Às amigas e companheiras de moradia, Gleyce e Bianca...obrigada pela amizade, apoio e convivência.

Ao colega de sala e laboratório, Carlos Henrique Rossi pelo auxílio, apoio, amizade e companheirismo...meu muito obrigada!

Ao meu namorado, João (Diluído), pelo auxílio, apoio, paciência, compreensão e companheirismo durante esses dois anos e meio de estudos...Obrigada coração!

Aos meus amigos, Angélica, Patrícia, Eduardo (Bago), Jarbas (Tucuna), Flávio (Prudente), Flávio (Rufião), Gustavo (Sapo), Raiane, Ana Alice, Cristiane, Amanda Maia, Mírian e Maira pelos conselhos, momentos de distração e companheirismo principalmente...Amo muito!

Ao “corpo técnico de apoio” do laboratório de Saneamento Básico da UNESP-Ilha Solteira, pela grande ajuda técnica e incentivos pessoais fornecidos durante a realização do trabalho.

Ao professor William Isique pelo auxílio oferecido para a realização das análises cromatográficas.

À Ana Rita pelo auxílio na obtenção das análises de DNA das amostras de areia e carvão junto ao laboratório de Bioquímica de Microrganismos e Plantas da UNESP de Jaboticabal.

À CAPES pelo auxílio financeiro durante a pesquisa.

À todos que, mesmo não sendo citados, contribuíram de alguma forma para a realização desse trabalho...meu muito obrigada.

Josiela Zanini

À minha amada e querida família:

Antônio Carlos, meu pai

Dalva, minha mãe

Raphaela, minha irmã

Dedico.

ZANINI, J. **Estudo da remoção do herbicida atrazina por biofiltração em filtros lentos de areia e carvão ativado associada à ação microbiana**. 2010. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2010.

RESUMO

O aumento da contaminação de corpos hídricos por pesticidas juntamente com o melhor conhecimento das propriedades nocivas desses poluentes, têm aumentado o interesse na remoção destes compostos durante o tratamento de água potável. Sendo os pesticidas constituídos por moléculas biologicamente ativas e de difícil remoção durante o processo convencional de tratamento de água, o uso de filtros lentos de areia seguidos por filtros de carvão ativado biologicamente pode representar um sistema eficiente no tratamento de água. Considerando estes aspectos, o presente estudo teve como objetivo avaliar a eficiência da filtração lenta e da filtração utilizando carvão ativado biológico (CAB) na remoção do herbicida atrazina em escala de bancada e a composição fenotípica e genotípica dos microrganismos associados na degradação do herbicida. A remoção de atrazina atingiu uma remoção próxima de 100% nos efluentes dos filtros de areia e carvão. Foi verificada a presença de microrganismos (*Bacillus* e *Salirhabdus*) em ambos conjunto de filtros, podendo estes estarem ligados à degradação do herbicida da água. Os resultados deste estudo demonstraram eficiência na remoção de atrazina em níveis resguardados pela legislação sanitária, possibilitando o uso deste sistema na remoção do herbicida avaliado, assegurando a distribuição e consumo humano desta água. Além de avaliar a viabilidade do uso de filtros biológicos de carvão antecidos por filtros lentos de areia na remoção de pesticidas, o presente trabalho poderá contribuir para realização de novas pesquisas sobre as tecnologias empregas no tratamento de águas de abastecimento contaminadas por compostos recalcitrantes.

Palavras-chave: Atrazina. Filtros de areia. Filtros biológicos de carvão. Tratamento de água. Água potável.

ZANINI, J. **Study of the removal of the herbicide atrazine by biofiltration in slow sand filters and activated carbon associated with microbial action**. 2010. 98 f. Dissertation (Civil Engineering Master's Degree) – Faculdade de Engenharia, São Paulo State University, Ilha Solteira, 2010.

ABSTRACT

The increased contamination of watercourses by pesticides along with better knowledge of the harmful properties of these pollutants have increased interest in the removal of these compounds during treatment of drinking water. Since pesticides consisting of biologically active molecules and hard to remove during conventional water treatment, use of slow sand filters followed by biologically activated carbon filters may represent an efficient system for water treatment. Considering these aspects, this study aimed to evaluate the efficiency of slow sand filtration and biological filtration using activated carbon (BAC) in the removal of the herbicide atrazine in bench scale and phenotypic and genotypic composition of the microorganisms involved in degradation of the herbicide. The removal of atrazine reached a level close to 100% in effluent from sand and carbon filters compounds. We observed the presence of microorganisms (*Bacillus* and *Salirhabdus*) in both set of filters and they can be linked to degradation of the herbicide from water. The results showed removal efficiency of atrazine at levels controlled by the health legislation, enabling the use of this system in the removal of the herbicide evaluated, ensuring the distribution and consumption of water. Besides evaluating the feasibility of using biological filters charcoal preceded by slow sand filters for removal of pesticides, this study may contribute to new research on the technologies used in the treatment of drinking water contaminated by recalcitrant compounds.

Key-words: Atrazine. Sand filters. Biological carbon filters. Water treatment. Drinking water.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fórmula estrutural da atrazina.....	20
Figura 2 – Representação esquemática de um filtro lento de areia. Fonte: Adaptado de PROSAB 4 (2006).....	25
Figura 3 - Superfície do carvão ativado granular (A) com destaque aos contaminantes adsorvidos e difusos no interior dos poros (B). Fonte: Adaptado de SIMPSON et al. (2008).29	
Figura 4 – Possíveis localizações do CAG ou CAP no tratamento de água convencional. Fonte: Adaptado de SILVA, 2005.....	30
Figura 5- Microfotografia de biofilme formado em partículas de carvão ativado em laboratório, com matriz de exopolissacarídeo densa e estruturada evidenciando uma complexa comunidade de bacilos e cocobacilos (A) e cocos e bacilos (B). Fonte: Adaptado de Silva et al. (2006).....	32
Figura 6- Principais processos envolvidos na formação de um biofilme (A) e acumulação de biofilme ao longo do tempo (B). Fonte: Adaptado de Pereira (2001).....	36
Figura 7– Filtros lentos de areia (FL1 e FL2)(A) e esquema representativo da granulometria do leito filtrante dos filtros lentos de areia (B).....	37
Figura 8 – Filtros de carvão biológico (FC1 e FC2) (A) e esquema representativo da granulometria dos filtros de carvão ativado (B)	38
Figura 9 – Esquema representativo da instalação experimental.....	39
Figura 10 – (A) Vista frontal dos filtros lentos e dos filtros de carvão e (B) Vista superior dos filtros lentos e de carvão	40
Figura 11 – (A) Filtros lentos FL1 e FL2 e reservatórios de aplicação de pesticida (B) Reservatório de água bruta inferior (RI).....	40
Figura 12 – Reservatório de água bruta de nível constante (CNC) e reservatório de água bruta de nível variável (CNV)	41
Figura 13 – Cromatógrafo líquido Shimadzu.....	43
Figura 14 - Perfil cromatográfico de Atrazina: 1- Metanol (T.R: 3.01) e 2- Atrazina (T.R: 12.98), com destaque para o espectro de absorção do herbicida no comprimento de onda 222 nm	43
Figura 15 – Sequências de DNA analisadas dos isolados de microrganismos obtidos durante o estudo.....	46
Figura 16 - Valores de cor aparente da água bruta, do efluente do filtro lento 1 (FL1) e do efluente do filtro de carvão biológico 1 (FC1) – Fase Experimental 1	51

Figura 17 - Valores de cor aparente da água bruta, do efluente do filtro lento 2 (FL2) e do efluente do filtro de carvão biológico 2 (FC2) – Fase Experimental 1	51
Figura 18 – Valores de turbidez da água bruta, do efluente do filtro lento 1 (FL1) e do efluente do filtro de carvão biológico 1 (FC1) – Fase Experimental 1	53
Figura 19 - Valores de turbidez da água bruta, do efluente do filtro lento 2 (FL2) e do efluente do filtro de carvão biológico 2 (FC2) – Fase Experimental 1	53
Figura 20 – Valores de oxigênio dissolvido da água bruta, do efluente do filtro lento 1 (FL1) e do efluente do filtro de carvão biológico 1 (FC1)	55
Figura 21 – Valores de oxigênio dissolvido da água bruta, do efluente do filtro lento 2 (FL2) e do efluente do filtro de carvão biológico 2 (FC2)	55
Figura 22 – Valores de cor aparente da água bruta, do efluente do filtro lento 1 (FL1) e do efluente do filtro de carvão biológico 1 (FC1) – Fase Experimental 2	57
Figura 23 - Valores de cor aparente da água bruta, do efluente do filtro lento 2 (FL2) e do efluente do filtro de carvão biológico 2 (FC2) – Fase Experimental 2	57
Figura 24 – Valores de cor verdadeira da água bruta, do efluente do filtro lento 1 (FL1) e do efluente do filtro de carvão biológico 1 (FC1)	58
Figura 25 – Valores de cor verdadeira da água bruta, do efluente do filtro lento 2 (FL2) e do efluente do filtro de carvão biológico 2 (FC2)	59
Figura 26 – Valores de turbidez da água bruta, do efluente do filtro lento 1 (FL1) e do efluente do filtro de carvão biológico 1 (FC1) – Fase Experimental 2	60
Figura 27 – Valores de turbidez da água bruta, do efluente do filtro lento 2 (FL2) e do efluente do filtro de carvão biológico 2 (FC2) – Fase Experimental 2	60
Figura 28 – Valores de concentração de Atrazina na água bruta, efluente do filtro lento 1 (FL1), efluente do filtro de carvão biológico 1 (FC1) e Nível Máximo de Contaminante (NMC)	62
Figura 29 – Valores de concentração de Atrazina na água bruta, efluente do filtro lento 2 (FL2), efluente do filtro de carvão biológico 2 (FC2) e Nível Máximo de Contaminante (NMC)	62
Figura 30 – Valores percentuais de remoção de atrazina nos filtros lentos (FL1 e FL2).....	63
Figura 31 – Valores percentuais de remoção de atrazina nos filtros de carvão (FC1 e FC2) ..	63
Figura 32 – Colônias bacterianas isoladas dos filtros de carvão (A) e filtros lentos de areia (B)	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Propriedades físico-químicas da atrazina	20
Tabela 2 - Características da água bruta a ser tratada por filtro lento (Fonte: Adaptado de COELHO, 2002).....	24
Tabela 3 – Critérios de dimensionamento do filtro lento	25
Tabela 4 - Parâmetros de controle monitorados durante os ensaios com filtros lentos de areia e carvão ativado biológico.....	42
Tabela 5- Características morfológicas das bactérias presentes nos filtros lentos e filtros CAB colonizados utilizados durante o ensaio	65
Tabela 6 - Caracterização dos isolados obtidos dos filtros lentos e filtros CAB com destaque aos gêneros e a família encontrados	66
Tabela 7 - Valores das temperaturas (°C) medidas nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão	78
Tabela 8 - Valores dos pH medidos nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão	79
Tabela 9 - Valores de cor aparente (uH) medidos nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão	80
Tabela 10 - Valores de turbidez (uT) medidos nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão	81
Tabela 11 - Valores das temperaturas (°C) medidas nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão na Fase Experimental 2.....	82
Tabela 12 - Valores de pH medidos nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão na Fase Experimental 2.....	85
Tabela 13 - Valores de oxigênio dissolvido medidos nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão na Fase Experimental 2	88
Tabela 14 - Valores de cor aparente (uH) medidos nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão na Fase Experimental 2.....	91
Tabela 15 - Valores de cor verdadeira (uH) medidos nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão na Fase Experimental 2	94
Tabela 16 - Valores de turbidez (uT) medidos nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão na Fase Experimental 2.....	95

Tabela 17 - Concentração de atrazina nos pontos de aplicação e em cada ponto de coleta das amostras analisadas (A1 e A2 = entrada filtros lentos 1 e 2; L1 e L2 = saída filtros lentos 1 e 2; C1 e C2 = saída filtros de carvão 1 e 2)98

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Comparação dos métodos de tratamento de água na remoção de agrotóxicos23

Quadro 2 - Valores dos parâmetros analisados para a água natural do Córrego Sem Nome e para a água natural do Bairro Ipê.....48

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	13
2 OBJETIVOS.....	16
2.1 Objetivos específicos.....	16
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
3.1 Agrotóxicos: definição e classificação	17
3.2 Agrotóxicos: impactos ambientais.....	17
3.3 Pesticidas no meio ambiente.....	18
3.3.1 Descrição da Atrazina.....	19
3.3.2 Atrazina e a contaminação de corpos hídricos	20
3.3.3 Legislação nacional sobre o uso e controle dos pesticidas	21
3.4 Tratamento de água	22
3.4.1 Uso da filtração lenta no tratamento de água para abastecimento.....	24
3.4.2 Funcionamento de um filtro lento de areia.....	25
3.4.3 Adsorção em carvão ativado.....	27
3.4.4 Uso do carvão ativado granular no tratamento de água para abastecimento.....	28
3.4.5 Uso do CAG em sistemas de filtração em instalações de tratamento de água	29
3.4.6 Uso do carvão ativado biológico no tratamento de água para abastecimento	32
3.4.7 Biofilme.....	33
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	37
4.1 Descrição do sistema de filtração	37
4.2 Pontos de amostragem e dosagem de atrazina	41
4.3 Determinação de atrazina	42
4.4 Ensaios microbiológicos.....	43
4.4.1 Isolamento dos microrganismos	43
4.4.2 Identificação dos microrganismos	44
4.4.3 Coloração diferencial de Gram.....	45

4.4.4 Coloração de esporo	45
4.4.5 Teste de catalase	45
4.4.6 Análise de biologia molecular – Identificação por 16S rRNA	46
4.5 Funcionamento dos filtros	48
4.5.1 Fase Experimental 1	48
4.5.2 Fase Experimental 2	49
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
5.1 Resultados da Fase Experimental 1 (maturação dos filtros).....	50
5.1.1 pH e temperatura	50
5.1.2 Cor aparente.....	50
5.1.3 Turbidez.....	52
5.2 Resultados da Fase Experimental 2.....	54
5.2.1 pH e Temperatura	54
5.2.2 Oxigênio Dissolvido (OD)	54
5.2.3 Cor aparente.....	56
5.2.4 Cor Verdadeira	58
5.2.5 Turbidez.....	59
5.2.6 Remoção de Atrazina.....	61
5.2.7 Composição microbiológica dos filtros lentos de areia e filtros CAB	64
6 CONCLUSÕES	69
7 RECOMENDAÇÕES.....	71
8 REFERÊNCIAS	72
9 APÊNDICES	78

1 INTRODUÇÃO

Devido ao estado em que se encontrava a qualidade da água no planeta, nas últimas três décadas, a sociedade mundial começou a exigir uma ação dos governos, através de programas educacionais e reformulações de leis, objetivando a minimização da contaminação do meio ambiente aquático (MIRANDA, 2003).

A aplicação de pesticidas na agricultura tem gerado graves problemas, como a contaminação de águas superficiais, subterrâneas e mananciais utilizados no abastecimento de água potável, tornando-se um grave problema às autoridades responsáveis pela preservação do meio ambiente (GHOSH; PHILIP, 2006). Essa contaminação ocorre pelo lançamento direto de restos de formulações; lavagens de equipamentos de pulverização em riachos, rios e lagoas; desenvolvimento de culturas as margens das águas; carreamento de pesticidas no solo pela chuva; aplicação direta de pesticidas nas águas para controle de insetos e vegetação aquática excessiva (CEREJEIRA et al., 2003; MEZZARI, 2002). Consequentemente, o descarte inadequado na natureza desses compostos tende a aumentar e acumular a concentração dos mesmos no solo e na água, o que os torna tóxicos aos seres vivos e ao ser humano caso venham atingir os mananciais destinados ao abastecimento urbano (GHOSH; PHILIP, 2006; SODRÉ, 2006).

A atrazina é um herbicida largamente utilizado no Brasil no controle de ervas daninhas e gramíneas, caracterizando-se como medianamente tóxico e de difícil degradação, podendo ser associado à poluição ambiental (GFRERER et al., 2002; NAGY et al., 1995). Sua alta mobilidade no solo e seu potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas podem representar um sério risco à saúde humana devido aos seus potenciais efeitos mutagênicos e cancerígenos. Igualmente a vários pesticidas, a atrazina corresponde a um composto estranho à natureza e de difícil degradação, podendo ser associado à poluição ambiental (GRAYMORE; STAGNITI; ALLINSON, 2001).

O perigo potencial da toxicidade dos pesticidas e de seus subprodutos de degradação para o meio ambiente e para o homem torna o desenvolvimento de um tratamento eficaz e de baixo custo na remoção destes contaminantes um importante desafio a ser superado (GRAYMORE; STAGNITI; ALLINSON, 2001). Desse modo, os processos convencionais de tratamento de água devem ser adaptados à alta toxicidade e às baixas concentrações dos pesticidas na água. Porém, para a remoção de pesticidas com alta solubilidade, há necessidade de aplicação de um processo complementar, como o uso do carvão ativado (granular ou pó),

assegurando um aumento da eficiência na remoção destes compostos. Em casos em que esse carvão apresentar uma camada biológica presente em sua superfície, a biodegradação torna-se um processo complementar no tratamento e remoção de pesticidas em águas residuais e abastecimento público (GHOSH; PHILIP, 2006; MEZZARI, 2002).

Dentre as várias tecnologias disponíveis para a sua remoção da água potável e águas residuais, está a adsorção em carvão ativado, sendo a biodegradação o único método que pode mineralizar a atrazina (GHOSH; PHILIP, 2006). A filtração lenta apresenta como parte entre seus processos de funcionamento a degradação biológica e química de diferentes elementos presentes na água bruta, reduzindo a matéria orgânica a formas mais simples, que são removidas consequentemente. Para a formação da camada biológica, a retenção de organismos na porção superior da camada filtrante pode perdurar por semanas. Essa camada é constituída por algas, protozoários, bactérias, metazoários e rotíferos. A atividade biológica está entre os processos mais importantes que ocorre na filtração lenta, agindo na superfície do meio filtrante, onde ocorre a formação da camada biológica ou *schmutzdecke* (COELHO, 2002; SÁ, 2006).

A ação de microrganismos pode desempenhar uma via ativa na biodegradação de poluentes presentes na água e em solos contaminados. Dentre os representantes reportados na literatura, gêneros como *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Proteus*, *Bacillus*, *Candida* e *Achromobacter* são descritos como capazes de utilizar uma série de produtos químicos toxigênicos como fonte complementar de carbono e energia para o seu crescimento (ZHOU et al., 2008). A exemplo desta possibilidade é descrito o uso de bactérias (*Pseudomonas*, *Nocardia* e *Agrobacterium radiobactor*) isoladas que utilizam atrazina como fonte exclusiva de carbono e nitrogênio (GHOSH; PHILIP, 2006).

Considerando estes aspectos, e pelo fato da atrazina não ser removida durante o processo convencional de tratamento de água, sugere-se a filtração lenta seguida da filtração com carvão ativado biológico para que ocorra a degradação e diminuição significativa desse composto em águas contaminadas, pois estudos têm mostrado vantagens na utilização desses processos, juntamente com a biodegradação que ocorre no meio filtrante através da ação de microrganismos que utilizam atrazina como única fonte de nitrogênio e carbono, na remoção de micropoluentes orgânicos (COELHO, 2002; SIMPSON et. al., 2008).

Além de avaliar a viabilidade do uso de filtros biológicos de carvão antecédidos por filtros lentos de areia na remoção de compostos recalcitrantes como os pesticidas, o presente trabalho poderá ser utilizado para incentivar a realização de novas pesquisas sobre o uso de

microrganismos associados na degradação desse herbicida, diminuindo os riscos de exposição humana a tais substâncias por meio da ingestão de água de abastecimento.

2 OBJETIVOS

Avaliar a eficiência da remoção do herbicida atrazina em filtros lentos de areia seguida por filtros biológicos de carvão ativado granular em escala de bancada

2.1 Objetivos específicos

- Verificar o desempenho de filtros lentos de areia na remoção de atrazina em escala de bancada;
- Verificar o desempenho de filtros de carvão ativado biológico (CAB) na remoção de atrazina em escala de bancada;
- Caracterizar fenotipicamente e genotipicamente os microrganismos presentes nos filtros de areia e de carvão, que podem estar contribuindo para degradação da atrazina.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Agrotóxicos: definição e classificação

Segundo Mezzari (2002), os pesticidas, agrotóxicos, praguicidas, biocidas ou defensivos agrícolas são denominações dadas a substâncias químicas tóxicas, naturais ou sintéticas, usadas na prevenção, destruição, repulsão ou atenuação das doenças e das pragas que lesam, atacam ou transmitem enfermidades às plantas, aos animais e ao homem. Sua classificação pode ser de várias maneiras segundo sua função, de acordo com a estrutura química do composto, ou em função do risco sanitário que apresentam.

Os agrotóxicos podem ser classificados de acordo com sua função, em: inseticidas, fungicidas, herbicidas, acaricidas, fumigantes, dessecantes, rodenticidas, moluscicidas, etc. De acordo com o grupo químico, existem os carbamatos, as triazinas (como a Atrazina), os organoclorados, os organofosforados, etc; segundo o grau de risco para o ser humano, caracterizam-se em: extremamente perigoso, muito perigoso, moderadamente perigoso e ligeiramente perigoso; sendo a toxicidade dos agrotóxicos dependente de fatores ambientais (MEZZARI, 2002).

Nos mamíferos, o mecanismo da toxicidade varia muito em função de seu grupo químico, sendo que os efeitos dos pesticidas para o homem variam desde problemas bioquímicos, cutâneos, neurológicos, até efeitos carcinogênicos, genéticos e teratogênicos (GHOSH; PHILIP, 2006; MEZZARI, 2002).

3.2 Agrotóxicos: impactos ambientais

De acordo com a Resolução 001/86 do CONAMA, impacto ambiental é qualquer modificação das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, resultante de qualquer ação de atividades humanas que possam afetar a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais. Assim, quando erroneamente utilizados, sabe-se que os agrotóxicos podem atingir recursos naturais e não só a espécie alvo, contaminando a fauna e a flora local.

Segundo Mezzari (2002), o uso de agrotóxicos voláteis atinge a atmosfera, mesmo quando utilizados com os cuidados necessários, sendo o impacto destes produtos sobre o ar,

relacionado com a natureza física e química dos mesmos, com o método de aplicação e com as condições atmosféricas. Uma vez na atmosfera, este tipo de composto pode se dispersar através de correntes de ar e atingir solos e cursos de água distantes das áreas de aplicação do produto

A desertificação do solo, após sua contaminação por agrotóxicos, ocorre principalmente devido à ausência de controle e monitoramento da produção e aplicação destes produtos, pois é destruído pela exposição ao sol e à chuva; pela compactação por máquinas pesadas; pela adubação elevada e pela esterilização dos solos a partir do uso de herbicidas persistentes no meio ambiente, o que evita a germinação de qualquer semente (MEZZARI, 2002).

3.3 Pesticidas no meio ambiente

Grande parte dos pesticidas aplicados na agricultura, matas e jardins tem como destino direto (descargas de fabricação industrial e derrames acidentais) ou indireto (escoamento superficial e lixiviação) os corpos d'água (GRAYMORE; STAGNITI; ALLINSON, 2001; LOPEZ, 2003). A presença desse tipo de substância, uma vez no ambiente aquático, acarretará em alterações no ecossistema (GRAYMORE; STAGNITI; ALLINSON, 2001). Como os pesticidas, de modo geral, apresentam potencialidades nocivas aos seres humanos, diversas pesquisas comprovam que a presença destes em águas de abastecimento pode causar efeitos adversos ao sistema nervoso central e periférico, ter ação imunodepressora ou ser cancerígeno entre outros (RAND; PETROCELLI, 1985).

Nas últimas décadas, quando os agrotóxicos passaram a ser usados de forma mais intensiva na agricultura, surgiram preocupações por alguns países em relação aos riscos de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por esses produtos, pelo fato de serem tóxicos e ter ação cancerígena e mutagênica, como por exemplo, a atrazina (2-cloro-4-(etilamino)-6-isopropilamino-s-triazina), que tem sido largamente usada, sendo bastante resistente à degradação biológica (CRAWFORD; SIMS; MULVANEY, 1998; MIRANDA, 2003; TRAJKOVSKA; JAVANOVIC; CVETKOVSKI, 2001).

No Brasil a década de 70 foi representada pela expansão da produção e uso de pesticidas. Atualmente, o país ocupa o quinto lugar entre os países que mais utilizam pesticidas. No entanto, o Brasil não possui monitoramento e precauções necessárias como os outros países. A atrazina, dentre os pesticidas aplicados no país, é bastante comercializada, liberada pelo Ministério da Saúde e enquadrada na classe toxicológica III (COELHO, 2003).

Pertencente à classe das s-triazinas, a atrazina é um herbicida que apresenta algumas características como moderada propriedade de persistência e hidrossolubilidade, as quais podem causar sua onipresença no meio ambiente e por volatilização ou lixiviação, pode alcançar águas naturais. Como é um dos herbicidas mais utilizados, a atrazina tem sido relatada como um contaminante de águas subterrâneas e superficiais com mais frequência (CRAWFORD et al., 1998; GOUX et al., 2000; MARECIK et al., 2008). Contudo, para combater pragas agrícolas, o uso de pesticidas ainda é a principal estratégia, garantindo alimento suficiente e de qualidade para a população humana. (GRAYMORE; STAGNITI; ALLINSON, 2001).

3.3.1 Descrição da Atrazina

A atrazina (2-cloro-4-(etilamino)-6-isopropilamino-s-triazina) representa um agroquímico da classe das s-triazinas, largamente utilizado no Brasil, muito utilizadas no controle de ervas daninhas, especialmente em culturas de milho, sorgo, cana-de-açúcar, abacaxi, nozes de macadâmia e soja, devido ao seu mecanismo de ação na inibição do crescimento destas plantas pela interferência no funcionamento normal da fotossíntese, e caracteriza-se como um composto medianamente tóxico. Suas propriedades foram descobertas no ano de 1952, sendo aplicadas primeiramente na Europa em 1954. Sua ação seletiva e suas propriedades químicas foram reportadas pela primeira vez em 1955 (COELHO, 2002; GHOSH; PHILIP, 2006; GRAYMORE; STAGNITI; ALLINSON, 2001; KONEVA, 2004; MARECIK et al., 2008; RODRIGUEZ; HARKIN, 1997).

Igualmente a vários pesticidas, a atrazina corresponde a um composto estranho à natureza e de difícil degradação, podendo ser associado à poluição ambiental (GRAYMORE; STAGNITI; ALLINSON, 2001). Esse herbicida possui uma solubilidade de 33 mg/L (25°C) em águas e um tempo de meia vida, no solo, que varia de 4 à 57 anos e em água superficiais de 1 ano. Por esse motivo, nos Estados Unidos, onde há monitoramento do nível de herbicidas em água, tem sido possível detectá-la, em águas subterrâneas e em águas superficiais, com concentrações próximas ou acima do nível máximo do contaminante estabelecido pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), que é de 3 µg/L (MIRANDA, 2003).

As propriedades físico-químicas da atrazina podem ser observadas na Tabela 1 e sua estrutura molecular, nome comum, nome químico e fórmula química está descrita na Figura 1.



Figura 1 – Fórmula estrutural da atrazina

Tabela 1 – Propriedades físico-químicas da atrazina

Propriedades	Níveis de referência
Solubilidade em água (mg/L, 20-25°C)	33
Densidade (g/cm ³ , 20°C)	1,187
Peso molecular (g/mol)	215,69
Pressão de vapor (MPa, 20°C)	0,04
Ponto de fusão (°C)	175-177
pK _a (21°C)	1,7

Fontes: adaptado de Coelho (2003) e Javaroni, Landgraf e Rezende. (1999)

A USEPA classificou a atrazina como sendo potencial carcinogênico para o homem. É caracterizada pela sua ampla aplicação, alta resistência à oxidação e alta persistência no solo e em ambientes aquáticos e absorção moderada à matéria orgânica (COELHO, 2002; GHOSH; PHILIP, 2006).

3.3.2 Atrazina e a contaminação de corpos hídricos

A atrazina é um herbicida acessível e eficaz, por isso é muito utilizado em relação a outros herbicidas. Sua presença nos ambientes aquáticos tem sido detectada devido aos problemas que tem causado à biota. Ela apresenta alta toxicidade em populações de peixes, anfíbios, e fitoplâncton, além de haver um número crescente de relatos indicando uma relação

entre a contaminação ambiental por atrazina e aumento da incidência de muitas doenças humanas (GRAYMORE; STAGNITI; ALLINSON, 2001; MARECIK et al., 2008).

Em águas dos Estados Unidos, Europa, Austrália, Espanha e Canadá, a atrazina é um dos agroquímicos mais encontrados (COELHO, 2002). Segundo Graymore, Stagniti e Allinson (2001), nos Estados Unidos, a atrazina é 20 vezes mais detectada em águas subterrâneas do que qualquer outro herbicida.

O agroquímico atrazina é muito usado em controle de gramíneas e ervas daninhas em culturas de milho, cana-de-açúcar, abacaxi, sorgo, banana, pastagens, entre outros, pois interfere na função das mesmas através da realização da fotossíntese. Ultimamente, uma preocupação tem surgido em relação a sua persistência no ambiente, principalmente em clima seco e de pH estável. Essa persistência, concentrada em águas superficiais e subterrâneas se deve a capacidade dessa substância se armazenar no solo em altas concentrações, porém, esta permanência depende do tipo de solo, porcentagem de matéria orgânica, quantidade de argila, pH e estrutura do solo (GRAYMORE; STAGNITI; ALLINSON, 2001).

Por ser altamente solúvel em água, a atrazina tem elevado potencial de lixiviação, principalmente em solos porosos. Assim, a contaminação deste agroquímico, dependente também da intensidade de chuvas, o que contribui no aumento do carreamento dessa substância para mananciais superficiais e subterrâneos (GRAYMORE; STAGNITI; ALLINSON, 2001).

O valor máximo de contaminação estabelecido pela USEPA é igual a 3,0 µg/L para atrazina, além de sugerir o uso de carvão ativado granular para sua remoção (COELHO, 2002). Esse valor de 3 µg/L como nível máximo de contaminante (NMC) foi estipulado em 1991 e desde então não foi alterado (PAPPAS; HUANG, 2008).

De acordo com pesquisas realizadas por Graymore, Stagniti e Allinson (2001), em ambientes de água doce, as concentrações relatadas de atrazina estão relacionadas com chuvas logo após aplicação, sendo sua variação de 0,2 µg/L a 1000 µg/L, em corpos d'água próximos a áreas de plantio. Assim, as maiores concentrações desse agroquímico em águas fluviais ocorrem em épocas de primavera e verão devido ao aumento das chuvas.

3.3.3 Legislação nacional sobre o uso e controle dos pesticidas

De acordo com Mezzari (2002), até 1989 não existia uma lei de âmbito nacional, quando houve, então, a criação da Lei dos Agrotóxicos (Lei nº 7.802/89), o que representou um importante avanço contra os efeitos devastadores do uso indiscriminado de produtos

agrotóxicos, para o meio ambiente e o homem. No entanto, o absoluto negligenciamento dos setores públicos na fiscalização do cumprimento da legislação, comprometia a eficácia da Lei, observando-se o comércio de agrotóxicos proibidos no país que ocorria sem qualquer fiscalização das instituições responsáveis.

A criação da lei nº 9.974 de 2000, que alterava a Lei anterior, visava proporcionar condições preventivas às intoxicações de trabalhadores cujas atividades profissionais os expunham a agrotóxicos. Assim, era oferecida aos trabalhadores a realização periódica de exames especializados destinados à detecção de resíduos agrotóxicos. Quanto ao controle da contaminação de corpos d'água, através da Resolução nº 20 de 18 de junho de 1986, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabeleceu os limites de substâncias tóxicas em água doce, dependendo da sua classificação. Contudo, de acordo com o Artigo 35, compete aos órgãos de controle ambiental a aplicação desta Resolução, através da fiscalização e aplicação das penalidades previstas para o cumprimento da legislação (MEZZARI, 2002).

No Brasil, em 25 de março de 2004, entrou em vigor a Portaria Nº 518 do Ministério da Saúde, o qual estabelece uma concentração máxima de atrazina em água potável de 2,0 µg/L. Este limite de concentração do herbicida também foi definido na Resolução 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA, o qual 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. Assim, frente à presença de atrazina em águas superficiais e subterrâneas, urge a necessidade de processos que reduzam sua concentração aos valores aceitáveis em concordância às legislações vigentes, para que não ocorra prejuízo à saúde humana e ambiental.

3.4 Tratamento de água

Dentre os tratamentos mais antigos e eficazes para tratamento da água estava a fervura da mesma, porém, do ponto de vista prático, era restrito apenas a unidades residenciais. A partir de 1870 o uso de filtros de areia e de outras técnicas de tratamento ainda visava melhorar o aspecto estético da água, eliminando odor e melhorando o sabor. Assim, o avanço do conhecimento deu lugar ao tratamento da água visando a proteção à saúde pública (PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO- PROSAB 5, 2009).

A partir dos anos 1960 e 1970, para o desenvolvimento agrícola e industrial foi necessária maior produção e uso de novas substâncias químicas, dentre eles, agrotóxicos,

implicando necessidade de desenvolvimento e emprego de técnicas de tratamento mais específicas e complexas. Dessa forma, as tecnologias convencionais de tratamento de água foram se aprimorando através da incorporação de novas técnicas ou variantes. Consequentemente, o desafio da remoção de substâncias químicas e microcontaminantes, impôs o desenvolvimento e emprego de outras técnicas de tratamento, como carvão ativado, oxidação, precipitação química e volatilização, além de processos de separação por membranas, como microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa (PROSAB 5, 2009).

Por fim, técnicas mais sofisticadas para detecção e quantificação de substâncias e organismos diversos se mantêm em constante evolução, e a detecção e quantificação de concentrações cada vez menores de compostos capazes de causar efeitos crônicos à saúde, tendem a diversificar e tornar mais rigorosos os padrões de potabilidade (PROSAB 5, 2009).

No caso dos pesticidas, muitas são as tecnologias para remoção destes da água para consumo humano, entretanto, ainda que existam processos eficazes para a remoção desses compostos, sua presença na água a ser tratada é indesejável.

Entre os diversos métodos de tratamento de água contendo pesticida estão os apresentados no Quadro 1 (PROSAB 5 , 2009).

Quadro 1 - Comparação dos métodos de tratamento de água na remoção de agrotóxicos

Tipo de Tratamento	Remoção (%)
Tratamento Convencional	0 - 40
Filtração Direta	0 - 2,5
Filtração Direta com Pré-ozonização	0 - 95
Oxidação	≈ 100
Adsorção em Carvão Ativado	≈ 95
Filtração Lenta	35 - 89
Filtração Lenta com camada de Carvão Ativado Granular	96 - 98
Pré-oxidação – Filtração Lenta com Camada de Carvão Ativado Granular	≈ 100
Nanofiltração	50 - 90

3.4.1 Uso da filtração lenta no tratamento de água para abastecimento

A tecnologia da filtração lenta é utilizada para o tratamento de água destinada ao consumo humano há muitos anos, e tem como características a baixa taxa de filtração, resultando em elevados tempos de detenção da água e no desenvolvimento de uma camada biológica no filtro lento (SÁ, 2006). Este método de tratamento de água se destaca, pois não necessita de aplicação de produtos químicos, é de fácil operação e apresenta ótima capacidade de remoção de organismos patogênicos, partículas e compostos orgânicos complexos, por exemplo, pesticidas, o que a torna aplicável em comunidades pequenas (COELHO, 2002; MELO, 2006; SÁ, 2006).

Mesmo com o recente avanço tecnológico na área de tratamento de águas, a filtração lenta continua sendo o processo de filtração mais eficiente para melhorar a qualidade biológica e físico-química da água potável. Contudo, para ser aplicada como único tratamento, alguns critérios quanto à qualidade da água bruta devem ser seguidos, ou seja, dependendo da qualidade da água bruta, essa tecnologia não produz água filtrada de qualidade compatível com os padrões de potabilidade. Assim, torna-se necessário o emprego de sistemas de pré-tratamentos que permitam condicionar a qualidade da água bruta às limitações da filtração lenta (PROSAB 4, 2006).

A utilização da tecnologia da filtração lenta limita-se a água bruta com valores baixos de alguns parâmetros, como cor verdadeira, turbidez e teor de sólidos suspensos, além de apresentar baixa remoção de minerais complexados, matéria orgânica e micropoluentes (Tabela 2) (COELHO, 2002).

Tabela 2 - Características da água bruta a ser tratada por filtro lento (Fonte: Adaptado de COELHO, 2002)

CARACTERÍSTICAS (ÁGUA BRUTA)	FILTRO LENTO	
TURBIDEZ (uT)	100%<25	95%<10
COR VERDADEIRA (uH)	100%<10	95%<5
SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (mg/L)	100%<25	95%<10
COLIFORMES TOTAIS (NMP/100mL)	100%<1000	95%<500
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)	100%<500	95%<250
FERRO TOTAL (mg/L)	100%<1,5	95%<1,0
ALGAS (UPA/mL)	100%<500	95%<250

3.4.2 Funcionamento de um filtro lento de areia

Segundo Sá (2006), o filtro lento (Figura 2) pode ser descrito como sendo um tanque constituído por um meio filtrante de areia de granulometria fina (0,2 a 0,3 mm de tamanho efetivo) sobre uma camada suporte de pedregulho, podendo-se observar seus critérios de dimensionamento na Tabela 3.

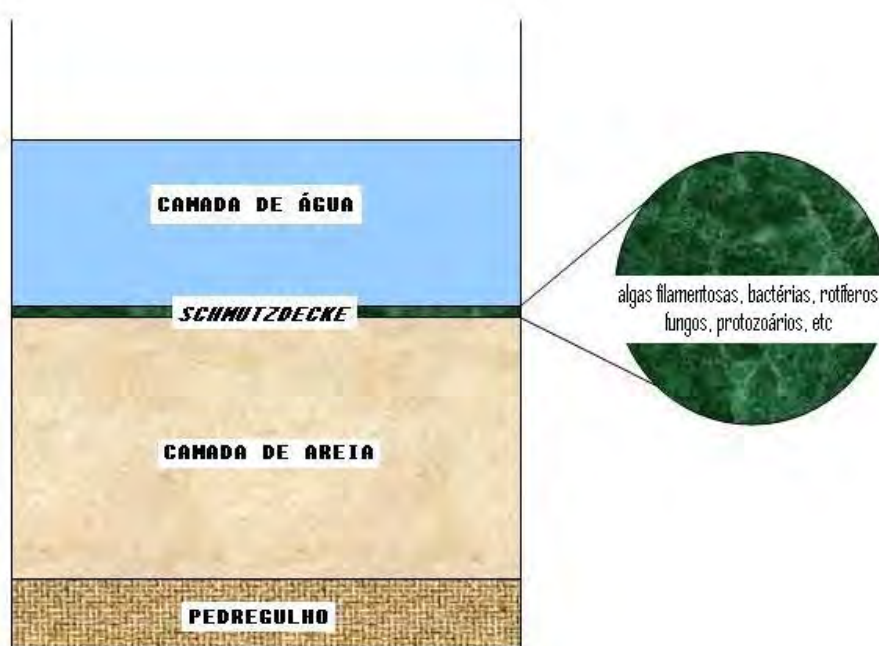


Figura 2 – Representação esquemática de um filtro lento de areia. Fonte: Adaptado de PROSAB 4 (2006)

Tabela 3 – Critérios de dimensionamento do filtro lento
(Fonte: Adaptado de HAARHOFF; CLEASBY, 1991)

Parâmetros considerados	Valores de dimensionamento
Taxa de filtração	2,4 – 4,8 m ³ /m ² .dia
Área do meio filtrante	< 200 m ² por unidade e no mínimo 2 unidades
Profundidade do meio filtrante:	
Inicial	0,8 – 0,9 m
Após a raspagem	0,5 – 0,6 m
Tamanho efetivo do grão	0,1 – 0,3 mm
Coeficiente de uniformidade	< 5, preferencialmente 3
Profundidade da água sobrenadante	1 m

A operação dos filtros lentos de areia ocorre em taxas baixas de 2,4 a 4,8 m³/m².dia, com leito de espessura em torno de 0,7 m e granulometria da areia entre 0,8 e 1,0 mm. O material suspenso no meio líquido penetra na superfície da camada filtrante, sendo no topo dessa camada que ocorre a formação da camada biológica, responsável pelo aumento da remoção de partículas menores, de matéria orgânica e inorgânica (COELHO, 2002).

Enquanto a água percola pelo meio filtrante do filtro lento ocorre um contato das impurezas do meio líquido com os grãos de areia, onde são retidas. Assim, processos de degradação biológica e química ocorrem, reduzindo a matéria orgânica a formas mais simples, que são removidas conseqüentemente (SÁ, 2006). Para a formação da camada biológica, a retenção de organismos no topo da camada filtrante pode perdurar por semanas. Essa camada é constituída por algas, protozoários, bactérias, metazoários e rotíferos (COELHO, 2002). A atividade biológica está entre os processos mais importantes que ocorre na filtração lenta, agindo na superfície do meio filtrante, onde ocorre a formação da camada biológica ou *schmutzdecke*.

A camada biológica é formada durante um intervalo de tempo denominado “tempo de maturação”, sendo somente após essa maturação que o filtro se encontra em condições adequadas para produzir água de boa qualidade (SÁ, 2006). Esse tempo de maturação pode durar de alguns dias até dois meses, dependendo da qualidade da água e de fatores como o procedimento de limpeza usado (PROSAB 4, 2006).

O processo de remoção de bactérias patogênicas e vírus no filtro lento ocorre devido a vários fatores como: decaimento natural, pelo filtro ser um ambiente hostil para esses microrganismos, predação, efeito biocida da radiação solar e adsorção no biofilme aderido ao meio filtrante (COELHO, 2002). De maneira geral, segundo Sá (2006), para a remoção das partículas no filtro lento, os mecanismos responsáveis são divididos em transporte (conduz a partícula em direção ao grão de areia), aderência (agem mantendo as partículas em contato com a superfície dos grãos de areia) e processos microbiológicos.

De acordo com Coelho (2002), a eficiência de remoção nos filtros lentos de areia depende da taxa de filtração, aumentando a remoção com a diminuição da taxa e vice-versa, da temperatura, da espessura do meio filtrante, meio menos espesso é menos eficiente e vice-versa, da granulometria da areia, menor granulometria ocasiona maior remoção e vice-versa, da idade da camada biológica e da maturidade do meio filtrante. Mesmo sendo considerado eficiente na remoção de microrganismos, o efluente dos filtros lentos de areia necessita ser desinfetado continuamente.

A limpeza dos filtros lentos de areia é aspecto que deve ser considerado na viabilidade do sistema após implementado. A periodicidade de limpeza estabelecida deve estar ajustada mediante fatores relacionados às características da água bruta utilizada e operacionalidade do sistema em uso. O processo de limpeza do filtro lento compreende principalmente a retirada de uma camada superficial da areia. Assim, após a limpeza, a qualidade do efluente decai, pois os filtros necessitam de um novo período de maturação, sendo que o principal fator que contribui para a diminuição na qualidade dos efluentes após a limpeza do filtro não é a remoção da camada superficial da areia, mas sim o fato do leito ficar seco por algumas horas, o que desestabiliza a comunidade biológica (SÁ, 2006).

3.4.3 Adsorção em carvão ativado

O processo da adsorção corresponde à transferência de um ou mais constituintes (adsorbatos) de uma fase líquida para a superfície de uma fase sólida (adsorvente). Neste processo as moléculas presentes na fase líquida são atraídas para a zona interfacial devido à existência de forças atrativas não compensadas na superfície do adsorvente. A adsorção pode ocorrer tanto por mecanismos físicos como por mecanismos químicos, sendo o carvão um material adsorvente que dispõe de uma superfície onde íons e moléculas da fase líquida ou gasosa podem se concentrar (MEZZARI, 2002; SÁ, 2006).

A adsorção física ocorre quando forças intermoleculares de atração entre as moléculas do fluido e a superfície do sólido são maiores do que as forças de atração entre as próprias moléculas do fluido. As moléculas do fluido aderem-se à superfície do sólido e o equilíbrio é estabelecido entre o fluido adsorvido e o restante que permaneceu na fase líquida. O calor de adsorção é pequeno e da mesma ordem de grandeza dos calores de condensação. Na adsorção química, há o envolvimento de interações químicas entre o fluido adsorvido e o sólido adsorvente, ocorrendo a transferência de elétrons, equivalente à formação de ligações químicas entre o adsorbato e a superfície do sólido. Neste caso, o calor de adsorção é da mesma ordem de grandeza dos calores de reação (MEZZARI, 2002).

O processo de adsorção é afetado por vários fatores como: a estrutura molecular ou natureza do adsorvente, a solubilidade do soluto, o pH do meio e a temperatura. A estrutura molecular é importante no ordenamento do grau de adsorção que pode ocorrer e o tipo e a localização dos grupos funcionais responsáveis pela adsorção afeta sua adsorbabilidade. A

solubilidade do soluto impede a atração para a superfície do adsorvente. Baixos valores de pH favorecem a adsorção de ácidos orgânicos enquanto que altos valores de pH favorecem a adsorção de bases orgânicas. A temperatura é a variável que afeta a extensão da adsorção, que, em geral, é um processo exotérmico onde altas temperaturas diminuem a quantidade de soluto adsorvido e baixas temperaturas são favoráveis à adsorção embora a velocidade e a extensão da adsorção sejam afetadas por outros fatores (MEZZARI, 2002).

3.4.4 Uso do carvão ativado granular no tratamento de água para abastecimento

Tipicamente, os sistemas convencionais de tratamento de água consistem de processos como: coagulação, floculação, decantação, filtração rápida e desinfecção. Mas esse tipo de tratamento não tem sido eficiente na remoção de alguns compostos. Assim, estudos mostraram uma eficiência na remoção de matéria orgânica quando se utiliza carvão ativado granular (CAG) no leito de filtros. O uso do CAG promove um aumento na eficácia devido a sua forma irregular e presença de poros, que adsorvem uma série de contaminantes. Segundo Mezzari (2002), o CAG é o adsorvente normalmente utilizado em colunas de leito fixo, apresentando algumas vantagens em relação à utilização de carvões em pó (CAP), como, por exemplo, fácil manejo e a possibilidade de aplicação de um processo de regeneração do carvão.

O emprego de filtros com CAG tem sido extremamente eficiente para tratar água destinada ao consumo humano, pois elimina odor e sabor desagradáveis, como também evita a formação de trihalometanos (CAMPER et al., 1986). O CAG é ótimo para adsorver vários compostos orgânicos, alguns dos quais são nutrientes para as bactérias crescerem.

Um método que possibilita a melhora da eficiência da filtração lenta na remoção de compostos de difícil degradabilidade, como substâncias húmicas, agroquímicos e fármacos, é o emprego de CAG combinado com filtros lentos de areia (PROSAB 4, 2006). Um estudo realizado por Stackelberg et al. (2007), compostos como fármacos, detergentes, plásticos, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, perfumes, pesticidas e repelentes foram analisados em amostras coletadas a partir de um tratamento convencional de água potável, após passarem por clarificação, desinfecção e filtração por CAG. Como resultado obteve-se 53% de remoção na filtração CAG a partir da fase líquida, 32% por desinfecção e 15% por clarificação,

demonstrando uma degradação incompleta de compostos orgânicos em processo de tratamento de água potável convencional.

O emprego do CAG tem ocorrido para tratamento de efluentes com baixas concentrações de substâncias dissolvidas. Devido a sua porosidade, área de superfície e rugosidade, o carvão granular pode ser utilizado como suporte para muitos microrganismos, assim, o carvão granular tem sido muito utilizado em filtros de areia para ajudar na remoção de material orgânico (COELHO, 2002).

Segundo Simpson et al. (2008), uma das principais limitações para o uso de CAG envolve a baixa adsorção de compostos não-biodegradáveis (Bifenilas-policlorinadas - PCB, toluenos, benzeno e atrazina). Uma segunda limitação é referente à matéria orgânica, pois o CAG satura rapidamente na presença da mesma, onde essa matéria orgânica pode passar através do filtro saturado e causar problemas de qualidade de água. Assim, quando alguns nutrientes não são removidos, podem influenciar no crescimento de bactérias no sistema de distribuição, causando odor e sabor, além de promover doenças aos consumidores.

3.4.5 Uso do CAG em sistemas de filtração em instalações de tratamento de água

O CAG é usado como meio filtrante em tanques e filtros por onde passa água a ser tratada. Quando utilizado no tratamento, os poros do CAG vão sendo cobertos com substâncias químicas até que o carvão fique saturado (Figura 3). Nesse momento, o carvão deve ser retirado, reativado ou trocado por um virgem ou seco (SILVA, 2005).

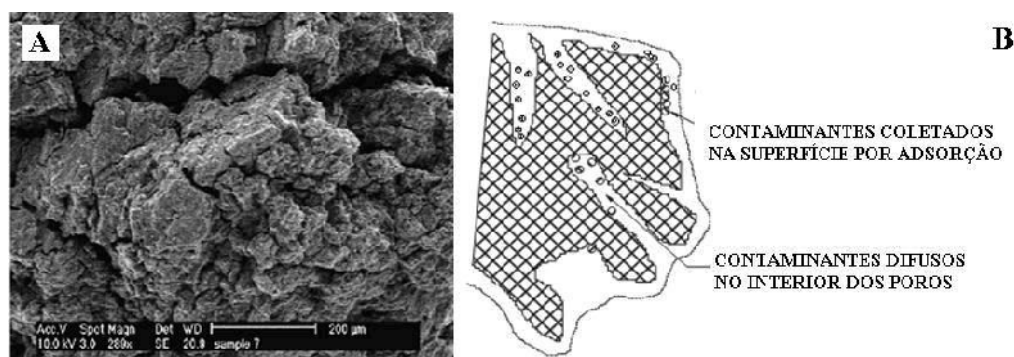


Figura 3 - Superfície do carvão ativado granular (A) com destaque aos contaminantes adsorvidos e difusos no interior dos poros (B). Fonte: Adaptado de Simpson et al. (2008)

Segundo estudos realizados por Silva (2005), para que ocorra a regeneração do CAG, dois processos consecutivos ocorrem: a dessorção da matéria aderida no carvão e a reativação para restaurar a superfície interna e a estrutura dos poros do carvão.

A utilização do CAG ou CAP no tratamento convencional de água pode ser de três maneiras: no pré-tratamento, onde o CAP é colocado antes da filtração do tratamento convencional; na pós-filtração, onde o CAG é colocado depois da filtração convencional ou na própria filtração/adsorção, num processo combinado de filtração e adsorção em carvão ativado granular. A mais utilizada é a pós-filtração, em que a água já tratada passa pelo CAG apenas para remoção de compostos orgânicos dissolvidos (SILVA, 2005). A Figura 4 mostra os três modos de emprego do CAG.

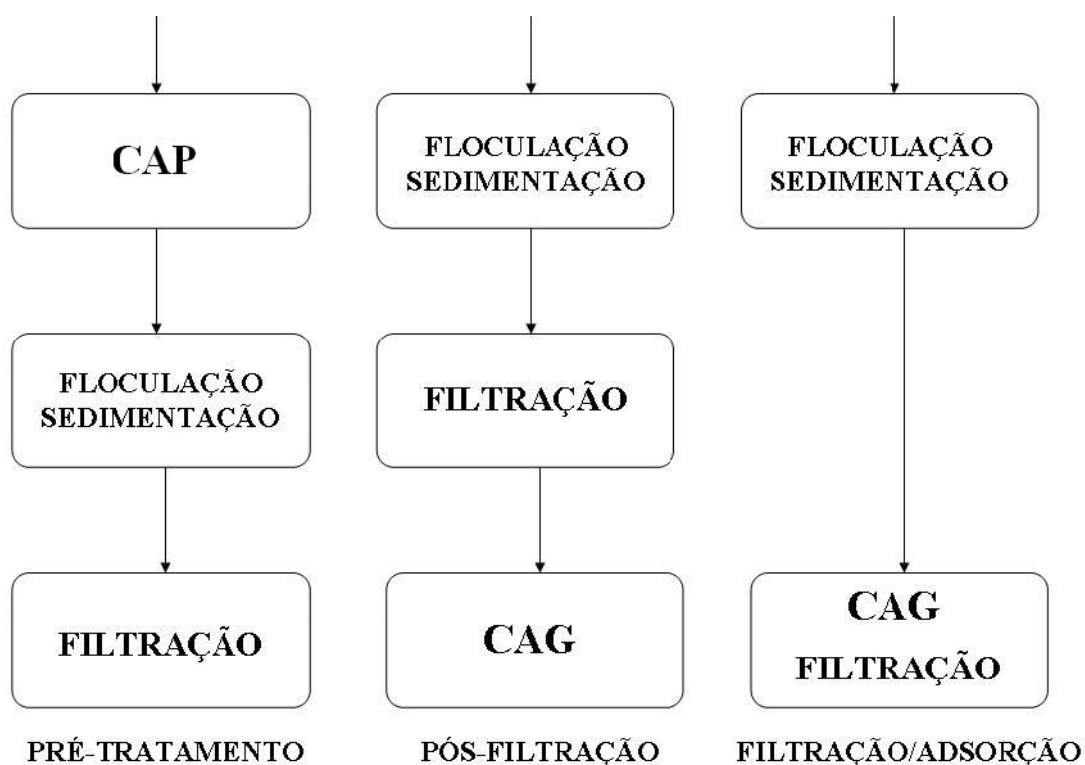


Figura 4 – Possíveis localizações do CAG ou CAP no tratamento de água convencional. Fonte: Adaptado de SILVA, 2005

Estudos têm mostrado vantagens na utilização de processos como a filtração lenta e carvão ativado biológico na remoção de micropoluentes orgânicos, mostrando uma eficiência grande na remoção desses compostos, sendo que a adsorção em carvão ativado é a técnica mais adequada para a remoção de atrazina da água destinada ao consumo humano, enquanto que a biodegradação é a técnica mais satisfatória para sua remoção de águas residuais (COELHO, 2002; GHOSH; PHILIP, 2006; SIMPSON et al., 2008; OPPSP, 2001).

Entre os processos de tratamento biológico de remoção, o carvão ativado é o método mais comum porque pode ser usado em conjunto com sistemas convencionais de tratamento de água, sem investimento de capital adicional significativo (OFFICE OF PESTICIDES PROGRAMS SCIENCE POLICY - OPPSP, 2001).

Camper et al. (1986) analisou partículas liberadas por leitos de filtros de carvão ativado granular a partir de amostras de carvão que trataram água potável durante 12 meses. A aplicação de um processo de homogeneização indicou que 41,4% das amostras de água apresentaram bactérias heterotróficas nas partículas de carvão. Da mesma maneira, bactérias foram encontradas e identificadas tanto na areia quanto no carvão presentes nos filtros estudados neste trabalho.

O carvão ativado tem sido amplamente utilizado no tratamento de água potável para remover gostos e odores desagradáveis, bem como para controlar a formação de trihalometanos. O carvão ativado granular (CAG) é eficaz na adsorção de vários compostos orgânicos, alguns dos quais servem como nutrientes para o crescimento bacteriano. Vários pesquisadores demonstraram que CAG usado no tratamento em estações de abastecimento de água pode ser fortemente colonizado por microrganismos heterotróficos (CAMPER et al., 1986). Considerando os resultados obtidos no presente estudo, evidencia-se que a presença de microrganismos aderidos no leito filtrante de carvão pode representar uma otimização no processo de tratamento de água, permitindo uma maior remoção de elementos poluentes dissolvidos na água bruta.

Feakin, Blackburn e Burns (1995) propõem o uso de microrganismos como agentes complementares na remoção de compostos recalcitrantes no tratamento de água destinado ao consumo humano. Estes estudiosos analisaram os parâmetros de qualidade da água associados à inoculação em laboratório de leitos fixos contendo carvão ativado granular com bactérias (SLI: *Rhodococcus rhodochrous*, WTI: *Acinetobacter junii*) capazes de biodegradar atrazina e simazina. Os isolados bacterianos foram testados quanto à capacidade de degradar s-triazinas, (1-30 µg/L) na presença do CAG em águas superficiais. Filtros CAG inoculados e não inoculados foram comparados. Desde o início do experimento, a inoculação com WTI e SLI reduziu significativamente as concentrações efluentes de atrazina e simazina, no entanto, não houve diferença na quantidade de atrazina e simazina degradadas por dia nas colunas inoculadas e não inoculadas.

No presente estudo é lançada esta proposta do uso de microrganismos que estejam aderidos à superfície do carvão que possam desempenhar esta capacidade de remover compostos xenobióticos (exemplo: pesticidas) de difícil eliminação no tratamento de água.

Esta possibilidade torna-se comprovado, tendo em vista a presença e confirmação e identificação de microrganismos presentes no leito de filtração, os quais serão descritos com maiores detalhamento na próxima secção.

3.4.6 Uso do carvão ativado biológico no tratamento de água para abastecimento

Segundo Camper et al. (1986), o carvão ativado granular tem sido utilizado para o tratamento de água para consumo humano, pois o CAG pode ser colonizado por microrganismos heterotróficos, resultando na formação de um biofilme na superfície dos grânulos de carvão, o qual contribui na degradação de alguns compostos, como por exemplo, a atrazina.

O processo de adsorção que ocorre no carvão concentra substratos, nutrientes e oxigênio na camada superior do carvão, o que, por sua vez, favorece a colonização e degradação promovida pelo longo tempo de contato entre microrganismo e substrato. Tal condição favorece menor tempo de aclimação de organismos e maior remoção no começo da operação do filtro. A presença de microrganismos na superfície do carvão (Figura 5) caracteriza-o como carvão ativado biológico (CAB) (COELHO, 2002).

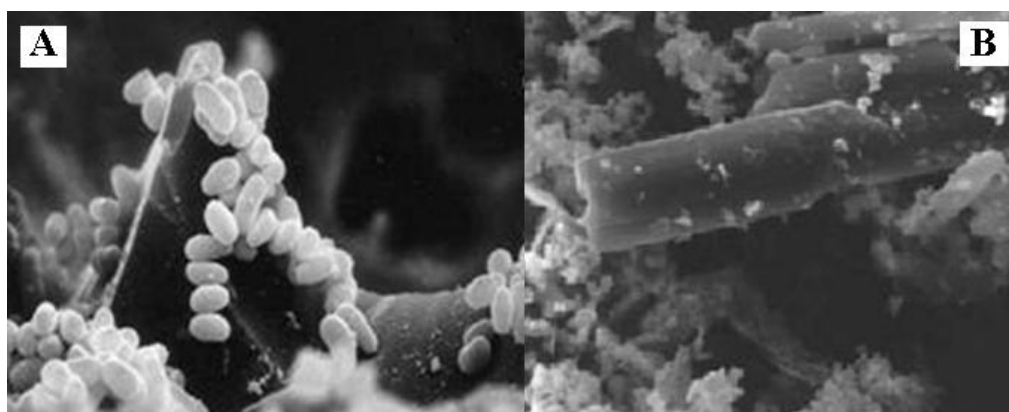


Figura 5- Microfotografia de biofilme formado em partículas de carvão ativado em laboratório, com matriz de exopolissacarídeo densa e estruturada evidenciando uma complexa comunidade de bacilos e cocobacilos (A) e cocos e bacilos (B). Fonte: Adaptado de Silva et al. (2006)

De acordo com estudos realizados por Simpson et al. (2008), o processo de colonização do carvão por microrganismos é natural e eficaz na biodegradação de parte dos contaminantes, minerais e microrganismos presentes na água, além de oferecer várias

vantagens em relação aos processos tradicionais de tratamento de água que utilizam desinfecção química.

Estudos comprovam que a atividade biológica no CAB aumenta a adsorção da matéria orgânica, devido à reabertura de novos sítios de adsorção liberados pela degradação biológica de materiais orgânicos. Assim, o processo de remoção depende do material a ser removido, das suas características, dos microrganismos presentes, das características do carvão ativado granular, tamanho dos poros, processo de fabricação, etc, e da temperatura (COELHO, 2002).

Segundo Sobecka et al. (2006), a vantagem principal da filtração utilizando CAB é a remoção de materiais biodegradáveis, além de reduzir substancialmente a formação de trihalometanos e cloro na água tratada. Contudo, o excesso de biomassa pode entupir os filtros, enquanto uma biomassa fina pode não remover de maneira eficiente a demanda química de oxigênio (DQO) e carbono orgânico total (COT).

Nos filtros CAB ocorrem dois processos juntos, um é a adsorção em carvão ativado e o outro é a biodegradação, sendo que nesta última, os compostos orgânicos são metabolizados por microrganismos. A junção dos processos de adsorção e de biodegradação diminuem mudanças da qualidade da água tratada, pois quando a água está com alta concentração de poluentes ocorre um aumento de adsorção, e quando a concentração é baixa, ocorre a biodegradação. Nas primeiras semanas de funcionamento do filtro CAB, o processo predominante é o de adsorção, tornando-o propício para o desenvolvimento de microrganismos presentes na superfície dos flocos de carvão ou em seus poros (SOBECKA et al., 2006).

A colonização bacteriana se inicia com a remoção microbiana do líquido que passa pelo filtro para o interior do carvão, antes de iniciar a biomassa que se fixa na superfície dos mesmos. Isto se explica, porque a maior parte dos microrganismos do CAG, no início, não está apta à fixação permanente no local (SOBECKA et al., 2006).

3.4.7 Biofilme

Como definição mais usual tem-se que biofilme é uma matriz polimérica de aspecto gelatinoso, aderida a uma superfície sólida, quase sempre imersa em meio líquido, constituída tipicamente por água, microrganismos, substâncias poliméricas extracelulares (SPE), partículas retidas e substâncias dissolvidas e adsorvidas, sendo os microrganismos uma

pequena parte da massa do biofilme (10%) e a água a fração dominante da massa total do biofilme (70 a 95%) (CHAVES, 2004).

As células microbianas aderem firmemente às superfícies imersas em solução aquosa, onde crescem, reproduzem e produzem SPE, que se estendem para além da superfície das células, formando um emaranhado polimérico que envolve toda a biomassa aderida, assumindo o conjunto, a designação de biofilme. A composição química das SPE que constituem a matriz é muito complexa e heterogênea, sendo sua maior parte composta por polissacáridos (65%). No entanto, a matriz polimérica pode também ser constituída por proteínas, ácidos nucleicos, lipídios, substâncias húmicas e heteropolímeros, tais como glicoproteínas. Essa matriz é responsável pela morfologia, estrutura, coesão e integridade funcional dos biofilmes, e a sua composição determina a maioria das propriedades físico-químicas e biológicas dos biofilmes (CHAVES, 2004).

Simpson et al. (2008) realizou uma pesquisa sobre a composição de um biofilme presente no CAB usado para purificação da água. Por meio de análises físico-químicas, bioquímicas e biológicas para caracterizar a atividade do biofilme e sua composição, Simpson et al. (2008) provou que a presença de um biofilme nos grânulos de carvão é eficiente na remoção de matéria orgânica e poluentes químicos, porém, um desafio da aplicação desse processo de tratamento de água é o controle do crescimento da atividade do biofilme sobre o CAB.

Os biofilmes não são uniformes, necessariamente, quer no tempo ou no espaço, podendo englobar partículas sólidas (argilas, areias, produtos de corrosão e partículas orgânicas) provenientes do meio aquoso onde estão imersos. Possuem uma enorme diversidade de espécies microbianas, em que os microrganismos frequentemente encontrados são microalgas, fungos, protozoários, bactérias e vírus, sendo as bactérias, devido à sua versatilidade e resistência, os microrganismos predominantes, consideradas como excelentes produtoras de biofilme (CHAVES, 2004).

Os biofilmes que se encontram em ambientes naturais são de um modo geral heterogêneos, com mais do que um microambiente distinto. No mesmo biofilme podem ser encontrados estratos aeróbios e estratos anaeróbios, sendo os primeiros situados nas zonas mais superficiais do biofilme e os segundos nas mais profundas, junto ao suporte sobre o qual o biofilme se desenvolveu. Esta estratificação deve-se à dificuldade de difusão do oxigênio presente na água através do biofilme, juntamente com o fato do oxigênio disponível ser logo consumido pelos microrganismos que compõem as camadas mais superficiais. A espessura dos biofilmes varia com as condições do meio, composição química e hidrodinâmica,

podendo encontrar-se desde películas muito finas (5 a 10 μm) em sistemas de águas purificadas, até algumas bastante espessas (5 a 10 mm) como nos circuitos de “águas brancas” da indústria do papel e da pasta de papel (CHAVES, 2004).

Segundo Chaves (2004), o desenvolvimento do biofilme ocorre por meio da adsorção de substâncias orgânicas dissolvidas a uma superfície sólida em contato com um meio aquoso, formando-se um “filme condicionador”; transporte de microrganismos e outras partículas do meio aquoso para a superfície sólida condicionada; adesão firme dos microrganismos à superfície; transporte de nutrientes da fase líquida para a interface líquido-biofilme, bem como no interior do filme microbiano; produção de biofilme devido ao consumo dos nutrientes, consequente crescimento e reprodução dos microrganismos aderidos e síntese de polímeros extracelulares; transporte de subprodutos do biofilme para o exterior; desprendimento de porções de biofilme devido a fenômenos de erosão superficial ou descolamento súbito (“sloughing off”), sendo que cada um dos processos referidos contribui para o aumento (processos de deposição ou ganho) ou para a diminuição (processos de remoção, desprendimento ou perda) da quantidade de biomassa acumulada numa determinada superfície sólida, sendo o desenvolvimento do biofilme intimamente dependente, em cada instante do balanço entre os ganhos e as perdas de biomassa (Figura 6).

Para o aumento do biofilme, os processos que mais contribuem são a adesão de células microbianas à superfície sólida, o seu crescimento e reprodução e a adesão de células suspensas ao biofilme, e para o desprendimento do biofilme, a respiração endógena, a morte celular, a lise celular e o ataque por predadores são os principais fenômenos responsáveis pela diminuição da quantidade de biofilme (CHAVES, 2004).

Esse desenvolvimento do biofilme é controlado por vários fatores, dentre eles: pH, temperatura, força iônica do meio, velocidade de escoamento, concentração de nutrientes do meio, características dos microrganismos do meio líquido, tipo de material e rugosidade da superfície sólida, presença de material particulado, micronutrientes e agentes antimicrobianos (cloro).

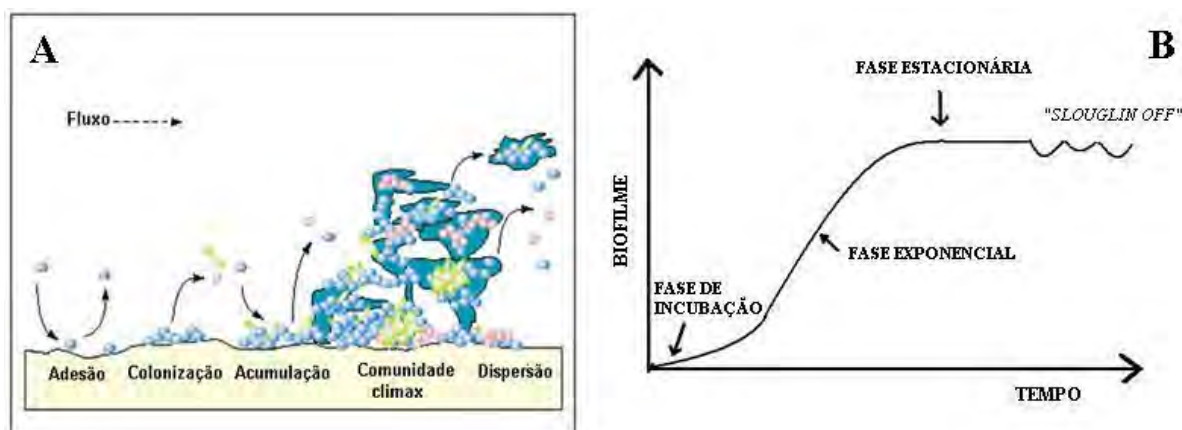


Figura 6- Principais processos envolvidos na formação de um biofilme (A) e acumulação de biofilme ao longo do tempo (B). Fonte: Adaptado de Pereira (2001)

A atividade do biofilme aumenta com a elevação de sua espessura até determinado ponto crítico. A partir desta situação, a difusão de nutrientes e de oxigênio para o biofilme se torna limitante, transformando-o de um “biofilme ativo” para um “biofilme inativo”. O controle do biofilme formado em leitos filtrantes quando utilizado no tratamento da água requer ajustes de modo que não ocorra a perda de carga sobre os filtros. Logo, em situações em que ocorre perda de carga sobre os filtros, é possível que ocorram o transpasse de elementos contaminantes, devido a não degradação dos mesmos, bem como aumento da turbidez da água. Assim, seu controle pode ocorrer por meio da análise da quantidade de nutriente que entra no filtro e fica disponível para o biofilme (SIMPSON et al., 2008).

Uma forma para controlar é o uso da retro-lavagem e outro é pela utilização de produtos químicos, embora esse método diminua a remoção de contaminantes quando realizado com cloro, cloraminas, dióxido de cloro ou ozônio, pois o biofilme pode ser destruído, resultando em um biofilme fino e ineficaz para remoção de qualquer substância (SIMPSON et al., 2008).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Todos os ensaios envolvendo a filtração e análise da atrazina foram realizados no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia da UNESP, Campus de Ilha Solteira. Para remoção deste herbicida foi utilizado um sistema constituído por filtros lentos de areia seguidos por filtros biológicos de carvão ativado granular.

4.1 Descrição do sistema de filtração

Para a realização do estudo, dois filtros lentos de areia foram montados (FL1 e FL2), constituídos de tubos de PVC com as mesmas características geométricas: 100 mm de diâmetro e 2000 mm de altura, leito de areia com granulometria entre 0,8 e 1,0 mm, coeficiente de desuniformidade entre 2 e 3 e diâmetro efetivo de 0,25 mm. A camada suporte, ou base do filtro, foi constituída de quatro camadas de 75 mm e respectivas variações granulométricas, iniciando da camada inferior: 15,9 a 23,4 mm; 7,9 a 12,7 mm; 3,2 a 6,4 mm e 1,4 a 3,2 mm, de acordo com a Figura 7.

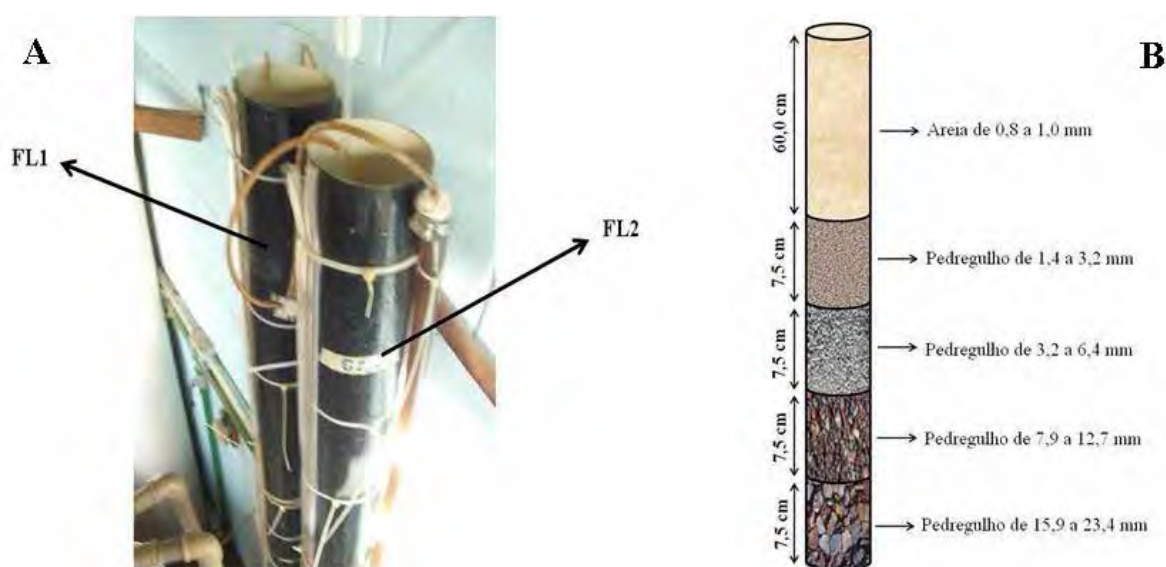


Figura 7– Filtros lentos de areia (FL1 e FL2)(A) e esquema representativo da granulometria do leito filtrante dos filtros lentos de areia (B)

Em seguida, logo após os filtros lentos, foram montados dois filtros de carvão (FC1 e FC2), constituídos de tubos PVC e com leito de carvão ativado granular de origem vegetal (casca de coco). O FC1 e FC2 foram constituídos por uma camada de carvão de 5 cm, com

variação granulométrica entre 0,350 e 0,500 mm, e uma camada suporte de pedregulho de 17 cm de acordo com a Figura 8.

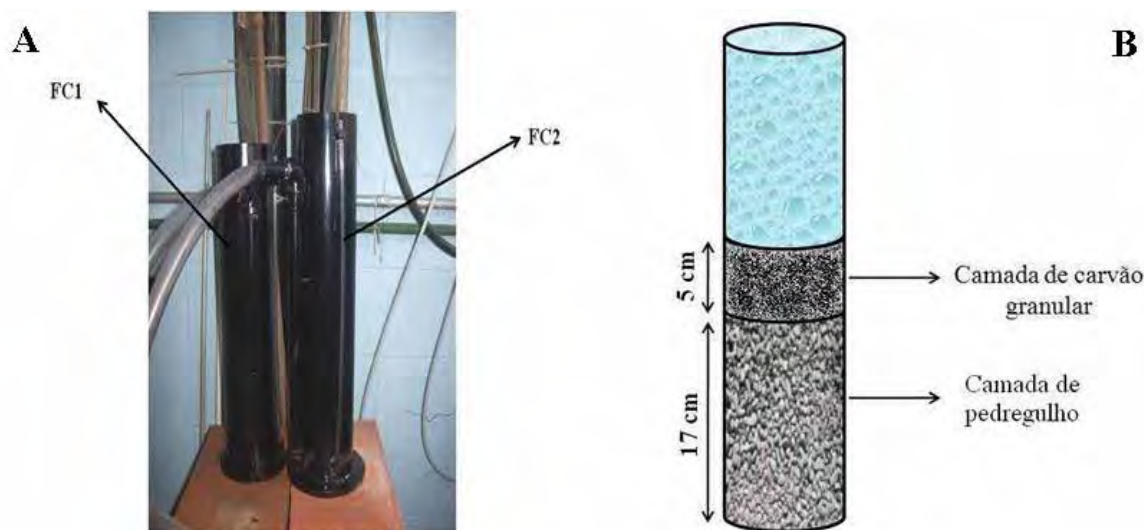


Figura 8 – Filtros de carvão biológico (FC1 e FC2) (A) e esquema representativo da granulometria dos filtros de carvão ativado (B)

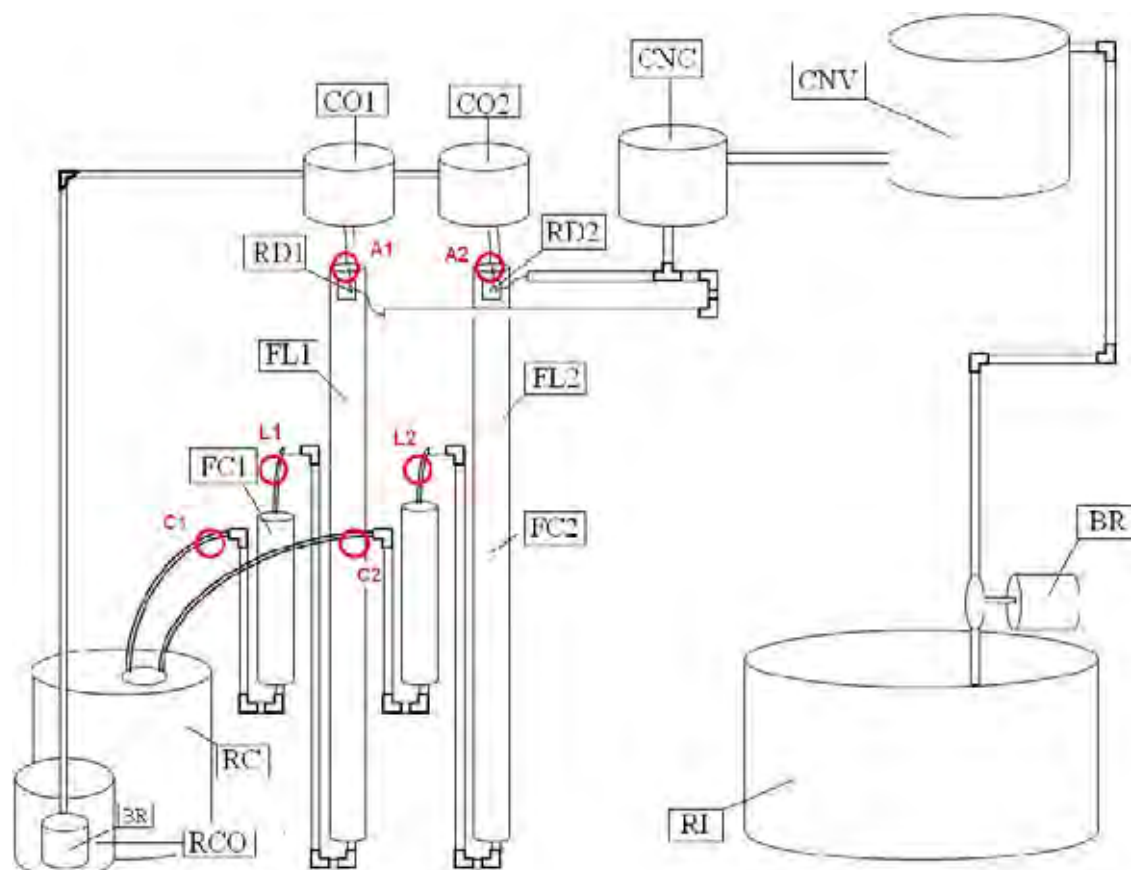
A água de estudo utilizada foi coletada em um reservatório no Bairro Ipê, no município de Ilha Solteira. Esta água foi acondicionada em um reservatório (RI) de 500 litros para ser recalçada através de uma bomba (BR) a uma caixa de nível variado (CNV). Em seguida, por gravidade, esta água foi conduzida a um reservatório de nível constante (CNC), mantida com uma carga constante por meio de uma bóia. Desta última caixa, a água foi conduzida aos filtros lentos de areia (FL1 e FL2), sendo a carga constante do último reservatório para manter a vazão constante nos filtros lentos. A taxa de aplicação nos filtros lentos foi de $2,93 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$. Após passar pelos filtros lentos, a água seguia para os filtros de carvão (FC1 e FC2), também a uma taxa de $2,93 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, sendo depositada em um recipiente de coleta (RC) de água filtrada.

Uma solução em meio aquoso contendo atrazina foi adicionado aos filtros lentos de areia continuamente, sendo essa solução mantida em dois recipientes localizados acima dos filtros, estes representados por reservatórios localizados a cerca de 5 metros de altura (CO1 e CO2), mantido com uma carga constante por meio de uma bóia. Deste modo, o composto foi continuamente transferido para os filtros lentos de areia (FL1 e FL2), a uma vazão de 11 mL/min misturando-se com a água de estudo com uma carga e vazão constante nos filtros lentos. Após passar pelos filtros lentos, a água de estudo contendo o herbicida segue para os

filtros de carvão (FC1 e FC2), sendo ao final depositado em um recipiente de coleta (RC) de água filtrada.

O esquema demonstrativo da instalação experimental está representado na Figura 9.

A montagem de toda estrutura do sistema de filtração está apresentada nas Figuras 10, 11 e 12.



LEGENDA: RI – Reservatório de água inferior; BR – Bomba de recalque; CNV – Caixa de nível variado; CNC – Caixa de nível constante; RD1 – Registro dosador do FL1; RD2 – Registro dosador do FL2; FL1 – Filtro lento 1; FL2 – Filtro lento 2; FC1 – Filtro de carvão 1; FC2 – Filtro de carvão 2; RC – Recipiente de coleta; RCO – Recipiente de composto; CO1 – Composto 1; CO2 – Composto 2; A1, A2, F1, F2, C1 e C2 – pontos de coleta.

Figura 9 – Esquema representativo da instalação experimental

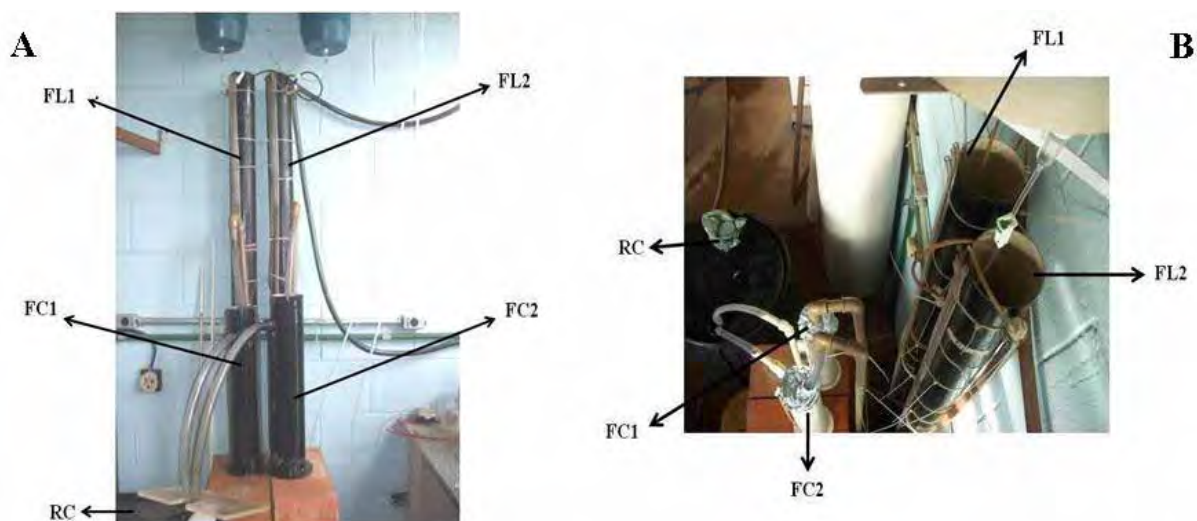


Figura 10 – (A) Vista frontal dos filtros lentos e dos filtros de carvão e (B) Vista superior dos filtros lentos e de carvão

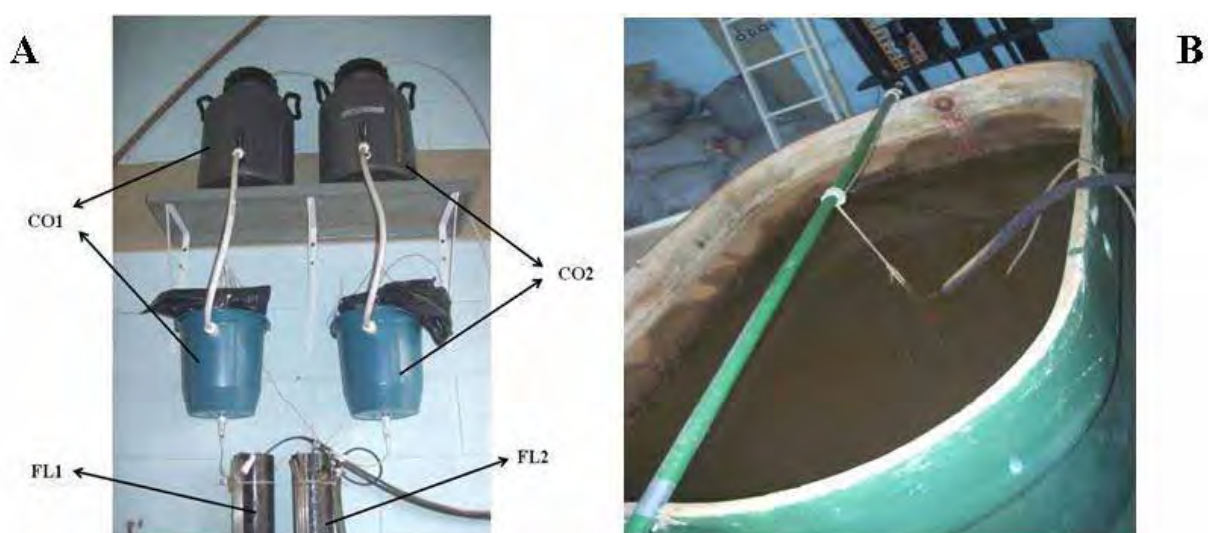


Figura 11 – (A) Filtros lentos FL1 e FL2 e reservatórios de aplicação de pesticida (B) Reservatório de água bruta inferior (RI)



Figura 12 – Reservatório de água bruta de nível constante (CNC) e reservatório de água bruta de nível variável (CNV)

4.2 Pontos de amostragem e dosagem de atrazina

Os pontos de amostragem monitorados foram: entrada dos filtros lentos de areia (A1 e A2), entrada dos filtros de carvão (L1 e L2) e saída dos filtros de carvão (C1 e C2). As análises físico-químicas foram realizadas semanalmente no laboratório.

O presente estudo foi dividido em duas fases experimentais (fases 1 e 2), sendo a água coletada em ambiente natural acrescida do herbicida atrazina, que se pretendeu efetuar a remoção. A primeira fase foi caracterizada pela maturação dos filtros, utilizando somente água de estudo para o desenvolvimento dos microrganismos nos grãos de areia e no carvão. Na Segunda Fase Experimental, foi utilizada água de estudo contendo o herbicida atrazina, com uma concentração de cerca de 30 µg/L, concentrações estas próximas as encontradas em águas superficiais quando contaminadas por este composto, segundo Mozaz, Alda e Barceló (2004).

As análises, os métodos e os equipamentos utilizados com suas respectivas frequências nas duas fases experimentais estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Parâmetros de controle monitorados durante os ensaios com filtros lentos de areia e carvão ativado biológico

PARÂMETRO	MÉTODO	TÉCNICA/EQUIPAMENTO	FREQUÊNCIA
pH	Potenciométrico	Potenciômetro ORION-modelo 410	Diária
Temperatura (°C)	Termômetro de mercúrio, escala de 10 a 100 °C	Termômetro modelo INCODERM	Diária
Turbidez (uT)	Nefelométrico,	TURBIDIMETER 2100P-HACH	Diária
Cor aparente (uH)	Espectrofotometria – $\lambda=455$ nm	Espectrofotometro FEMTO	Diária
Cor Verdadeira (uH)	Centrifugação (3500 rpm durante 30 minutos) e espectrofotometria – $\lambda= 455$ nm	Centrífuga de bancada FEMTO e espectrofotômetro FEMTO	Semanal
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Método do eletrodo de membrana	Oxímetro – Digimed, modelo DM4	Diária
Herbicida	Método cromatográfico	Cromatógrafo líquido de alta eficiência – Shimadzu	Semanal

4.3 Determinação de atrazina

Neste estudo foi utilizado o herbicida atrazina (NORTOX 500 SC), com concentração 500 mg/mL, com 95% do princípio ativo. A atrazina foi quantificada (Figura 13), utilizando-se um cromatógrafo líquido de alta eficiência (Shimadzu), equipado com detector "Photodiode Array" (SPD-M20A), duas bombas de alta pressão (LC-20AT e LC 20AD), em coluna de fase reversa C-18 (modelo Shim-pack), com 4,6 x 250 mm e diâmetro de partícula de 5 μ m, segundo a metodologia descrita por Talebpour e Bijanzadeh (2007), com adaptações. A fase móvel foi constituída por metanol e água, sendo a análise realizada em sistema isocrático e o comprimento de onda selecionado foi de 255nm. O fluxo utilizado foi de 1 mL/min e um tempo de corrida de 18 minutos para cada amostra analisada, em triplicata.

O perfil cromatográfico da atrazina pode ser observado na Figura 14.



Figura 13 – Cromatógrafo líquido Shimadzu

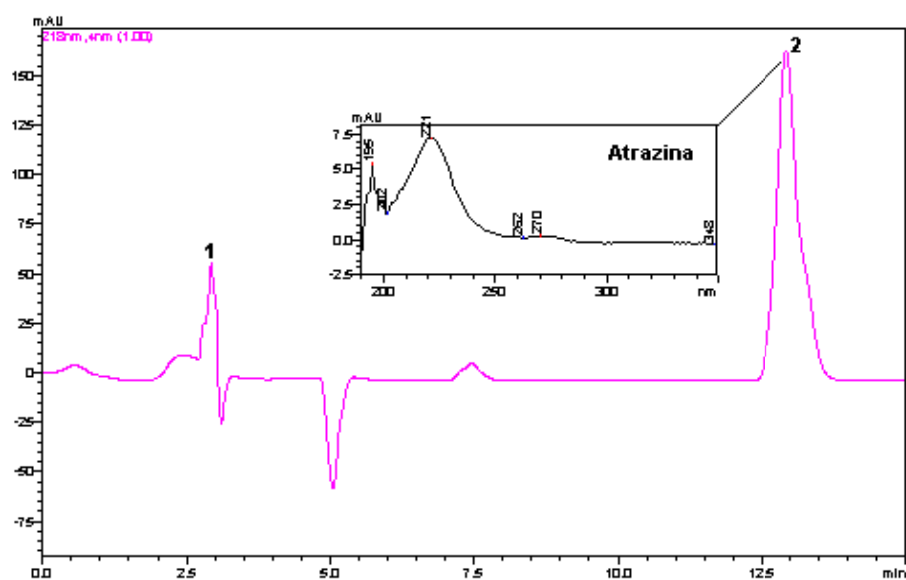


Figura 14 - Perfil cromatográfico de Atrazina: 1- Metanol (T.R: 3.01) e 2- Atrazina (T.R: 12.98), com destaque para o espectro de absorção do herbicida no comprimento de onda 222 nm

4.4 Ensaios microbiológicos

4.4.1 Isolamento dos microrganismos

Para a determinação da composição fenotípica dos microrganismos (bactérias) presentes nos filtros lentos de areia e filtros biológicos de carvão durante a 2ª Fase Experimental, foram colhidas amostras de água (30 mL) do efluente dos filtros lentos de areia

e dos filtros CAB. Os microrganismos desenvolvidos nas partículas de material suporte (areia e carvão) foram isolados para serem identificados posteriormente. O isolamento foi feito em meio PCA composto de 5,0 g.L⁻¹ de peptona, 2,5 g.L⁻¹ de extrato de levedura, 1,0 g.L⁻¹ de glicose e 20 g.L⁻¹ de agar. O volume líquido amostrado, contendo os microrganismos, foi homogeneizado e 200 µL desse transferido para placas de Petri com o meio nutriente, onde a amostra foi distribuída com o auxílio de alça de Drigalski, sendo as placas incubadas a uma temperatura próxima à média observada nos filtros. As colônias isoladas foram submetidas a sucessivos plaqueamentos por esgotamento em estrias, e as colônias isoladas transferidas para tubos de ensaio contendo agar nutriente inclinado, mantidas em refrigeração a 5°C (BLACK, 2002).

4.4.2 Identificação dos microrganismos

Em relação às colônias isoladas, foram avaliadas características morfológicas como coloração, tamanho e tipo de borda das colônias. Procedimentos de coloração diferencial de Gram, coloração de esporo usando o corante verde de malaquita e teste de catalase foram realizados, com o objetivo de obter as informações dos possíveis grupos microbianos que compõem o biofilme em estudo.

Para as colorações em estudos microbiológicos, três etapas básicas foram executadas: a realização do esfregaço (camada fina), a fixação do material na lâmina de vidro (normalmente com calor) e a aplicação de uma ou mais soluções de corantes.

Para a preparação da mostra, os seguintes passos foram seguidos: em uma lâmina limpa, depositou-se uma gota de água; com uma alça de platina, coletou-se uma alíquota do biofilme, que ficou suspenso na gota de água (não se deve utilizar uma quantidade excessiva de material bacteriano); o material foi espalhado, levemente, de modo a obter uma película homogênea (cerca de 2 cm de diâmetro); secou-se a preparação próximo à chama de um bico de Bunsen, sem aquecê-la demais; após a secagem, fixou-se as bactérias ao vidro, passando a parte inferior da lâmina, rapidamente, por três vezes diretamente na chama; e em seguida, deixou-se o material esfriar (BLACK, 2002).

4.4.3 Coloração diferencial de Gram

Para esse processo, o esfregaço com as culturas disponíveis foi fixado, sendo adicionados à lâmina os reagentes na seguinte ordem: solução de cristal violeta (CV) por um minuto; solução de Lugol (I_2 (1%) em equilíbrio com KI (2%)) por um minuto, que fixa o corante no interior da célula; álcool (solução descorante ou mordente), que age como um agente descorante removendo o corante de certas bactérias; e o corante vermelho (safranina) por trinta segundos. Após secar, a lâmina foi levada ao microscópio (em objetiva de imersão) e, em seguida, foram observadas as cores apresentadas. As bactérias capazes de reter o complexo formado pelo cristal violeta (CV) mais iodo (complexo iodo pararosanilina) ficaram azuis (Gram positivas), e as que não retêm o complexo ficaram vermelhas (Gram negativas) (BLACK, 2002).

4.4.4 Coloração de esporo

Para a realização desse método, um esfregaço da cultura em estudo foi preparado e fixado, em seguida na lâmina foi colocada uma solução de verde malaquita; aqueceu-se o fundo da lâmina em bico de Bunsen, até que toda água fosse eliminada (não deixar o corante ferver); colocou-se corante safranina por um minuto (contra coloração); a lâmina foi então lavada com um fino jato de água e seca ao quente ou com uma leve pressão de papel de filtro; levou-se ao microscópio (objetiva de imersão) para observação das colorações. Os esporos ficaram corados de verde e as células vegetativas de rosa (BLACK, 2002).

4.4.5 Teste de catalase

Esse teste foi utilizado para distinguir estafilococos e estreptococos. Para sua realização, colocou-se um esfregaço da cultura em uma lâmina limpa, e em seguida, uma gota de peróxido de hidrogênio, de modo a avaliar; se houve a formação de bolhas, o teste foi positivo para catalase (estafilococos), se não houve produção de bolhas, o teste foi negativo para catalase (estreptococos) (BLACK, 2002).

4.4.6 Análise de biologia molecular – Identificação por 16S rRNA

Para que fosse realizada uma identificação genotípica mais efetiva dos microrganismos presentes nos filtros de areia e carvão, esta etapa contou com o apoio da colaboração de pesquisadores do Laboratório de Bioquímica de Plantas e Microrganismos da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da UNESP, Campus de Jaboticabal. A identificação foi feita por técnicas moleculares baseadas na seqüência parcial do rRNA 16S.

Para a realização deste teste, preparou-se meio PCA sem Agar (2,5 g.L⁻¹ de extrato de levedura, 5,0 g.L⁻¹ de peptona e 1 g.L⁻¹ de glicose), e 20 mL desse meio foi adicionado em tubos tipo Falcon de 50 mL e autoclavar. Em seguida, inoculou-se as bactérias isoladas nos tubos inclinados e deixado em agitação (100 rpm) por 24 horas. Até a realização das análises, as amostras foram transportadas em gelo.

Para o pré-tratamento das amostras, os tubos Falcon foram centrifugados por 15 minutos, utilizando 14000 G (para formar pelets); descartou-se o sobrenadante; adicionou-se 1mL de solução salina (NaCl – 0,85%) para lavagem das células; centrifugou novamente, durante 15 minutos, utilizando 14000 G; descartou-se o sobrenadante e congelou (até a realização da extração do DNA).

A extração do DNA genômico foi feita com o kit de extração de *DNA FastDNA Spin Kit for Soil*, segundo instruções do fabricante do kit (Anexo A).

Posteriormente foi realizada a preparação e a leitura das amostras em gel de agarose. O gel foi colocado em uma câmara de raios UV (GelDoc), este foi ligado a um computador, onde o programa Quantify One gera uma fotografia (Figura 15). Essa leitura foi feita para verificar se a quantidade de DNA extraído foi boa o suficiente para fazer a PCR.

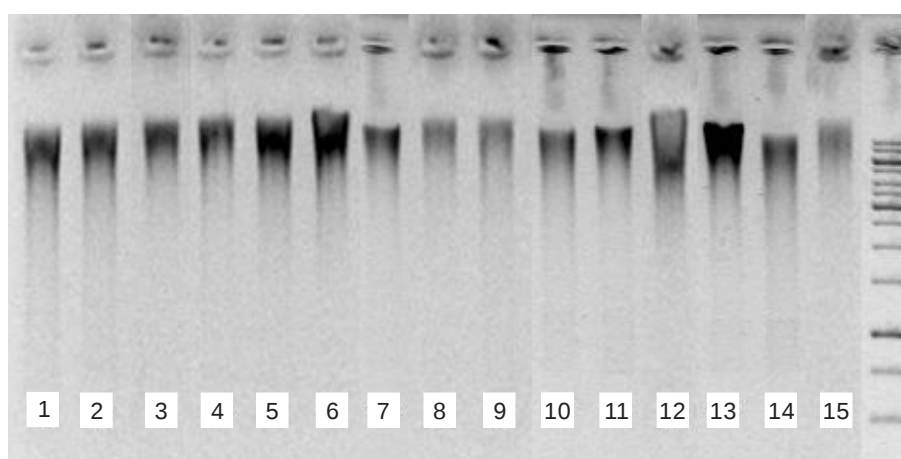


Figura 15 – Sequências de DNA analisadas dos isolados de microrganismos obtidos durante o estudo

Nesta primeira análise, apareceu RNA no gel, o que prejudicou o seqüenciamento, assim o DNA extraído teve que ser tratado com RNase. Para essa etapa, foi utilizada uma concentração final de 10 ng/mL, seguindo procedimentos específicos (Anexo B).

A quantificação do DNA foi feita com NanoDrop. Para quantificar foi adicionado 2 µL de água (Branco) no sensor do espectrofotômetro NanoDrop, em seguida, adicionou-se 2 µL da amostra (DNA). Então, um programa (ND-1000 v 3.3.0) quantificou os ácidos nucleicos presentes na amostra (em ng/µL). O material genético foi usado na amplificação, por PCR, do gene 16S rRNA. Para fazer a PCR, deve-se utilizar uma concentração de 20 ng/µL de ácidos nucleicos, assim, a partir dos dados da quantificação, fez-se as contas para verificar que quantidade de DNA deve ser adicionada para fazer uma diluição (solução trabalho) e então iniciar os procedimentos da PCR (Anexo C).

Na reação foram utilizados os oligonucleotídeos iniciadores fd1 (posição 8 – 27) e rD1 (posição 1524 - 1540) do gene 16S rRNA em *Escherichia coli* estirpe K12, de acordo com Weisburg et al. (1991) e as condições acrescidas de modificações: Tampão PCR 1X [20 mM Tris-HCl (pH 8,4), 50mM KCl], 200 µM de cada dntp, 2 mM de MgCl₂, 1,25 U de Taq Polimerase, 5 pmols de cada iniciador, 35 ng de DNA e água ultra pura completando o volume final de 50 µL na reação. Para isso, foi utilizado um termociclador (MJ Research Inc., modelo PTC – 200) ajustado com programação de: 94°C por 2 min, 35 ciclos a 94°C por 30 seg, 55°C por 50 seg, 72°C por 2 min e 72°C por 5 min. Os *amplicons* gerados foram confirmados por eletroforese em gel de agarose 1% contendo 0,5 mg mL⁻¹ de brometo de etídeo, tampão TBE (Tris 89 mM; Ácido Bórico 89 mM e EDTA 2.5 mM, pH 8,3) e visualizado em um fotodocumentador (Gel Doc 1000) com luz UV (Bio Rad, USA). Os produtos de PCR do gene 16S rRNA foram seqüenciados usando 0,5 µL de DYEnamic ET Terminator Cycle Sequencing Kit (GE Healthcare); 5 pmols do oligonucleotídeo iniciador fd1; 150 ng de DNA em um volume final de 10 µL. As condições no termociclador foram: 2 min a 95°C, 40 ciclos de 95°C por 30 seg, 55°C por 15 seg, 60°C por 2 min. Os *amplicons* foram seqüenciados em um seqüenciador de capilar modelo ABI 3700 (Applied Biosystems, Foster City, CA, USA).

As seqüências foram analisadas com o auxílio do programa *Sequencing Analysis* 3.4 e pelo programa Phred/Phrap (EWING et al.; EWING; GREEN, 1998) e comparadas com o banco de dados de genes ribossomais *Ribosomal Database Project II* (RDP II), através do programa *Classifier*. Em seguida, estas foram alinhadas usando o programa ClustalX 1.83

(THOMPSON et al., 1997). A árvore filogenética foi construída com o auxílio do programa Mega 4 (TAMURA et al., 2007) usando o algoritmo do vizinho mais próximo *neighbor-joining* (SAITOU; NEI, 1987) e o modelo de substituição de nucleotídeo Kimura 2-P (KIMURA, 1980).

4.5 Funcionamento dos filtros

Os filtros operaram por um período de tempo de sete meses contínuos (janeiro a agosto/2009), sendo a realização da Fase Experimental 1 nos meses de janeiro e fevereiro/2009 e da Fase Experimental 2 de abril a agosto/2009. Durante o mês de março/2009 ocorreu uma manutenção dos filtros, onde foram realizadas raspagens de cerca de 1,0 cm das superfícies das camadas de areia dos dois filtros lentos (FL1 e FL2), devido à perda de carga hidráulica desses filtros.

4.5.1 Fase Experimental 1

Durante 25 dias de ensaio (19/01/2009 a 12/02/2009) os filtros FL1 e FL2 foram alimentados inicialmente com a água provinda do Córrego Sem Nome, localizado na cidade de Ilha Solteira – SP, essa água teve a finalidade de maturar os filtros, embora não tenha sido utilizada na Fase Experimental 2, pois suas características não se enquadravam nos limites exigidos para utilização da filtração lenta, por isso trocou-se a água de estudo (Quadro 2). A taxa aplicada nos dois filtros lentos de areia foi de $2,93 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, esta controlada continuamente.

Durante esse período inicial da maturação dos filtros, foram realizadas medições diárias de uma série de parâmetros como: pH, temperatura, cor aparente e turbidez.

Quadro 2 - Valores dos parâmetros analisados para a água natural do Córrego Sem Nome e para a água natural do Bairro Ipê

Parâmetros	Água Córrego Sem Nome	Água Bairro Ipê
Turbidez (uT)	18	3,0
Cor Aparente (uH)	127	23
Cor Verdadeira (uH)	25	4
Temperatura (°C)	26	26
pH	7,3	7,7

4.5.2 Fase Experimental 2

A Segunda Fase Experimental teve uma duração de 16 semanas. Os filtros lentos de areia (FL1 e FL2) foram alimentados com água provinda de um reservatório de água do Bairro Ipê, próximo ao município de Ilha Solteira, cujas características se enquadravam dentro dos limites estabelecidos para utilização da tecnologia da filtração lenta. Foi aplicada nos dois filtros lentos de areia uma taxa de $2,93 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$. Nessa Fase Experimental todas as análises diárias (pH, temperatura, oxigênio dissolvido, cor aparente e turbidez) e semanais (extração de atrazina, carbono orgânico dissolvido não-purgável e cor verdadeira) foram realizadas, além do isolamento e identificação dos microrganismos presentes na areia dos filtros lentos e no carvão dos filtros biológicos de carvão.

As informações de remoção dos parâmetros físicos e químicos das amostras nos diferentes pontos (A1, A2, L1, L2, C1 e C2) das duas fases experimentais foram armazenadas em planilhas no programa Excel, para que assim se realizassem análises estatísticas dos dados, de modo avaliar o desempenho dos filtros para remoção da atrazina, bem como o comportamento destes filtros frente a outros parâmetros físicos e químicos da água de estudo.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Resultados da Fase Experimental 1 (maturação dos filtros)

5.1.1 pH e temperatura

Durante o período de análises, foram observadas algumas variações na temperatura e pH, sendo a temperatura ambiente com média de 26,5°C, enquanto que o pH manteve seus valores variando entre 6,85 e 7,81.

O pH próximo da neutralidade proporciona um melhor desenvolvimento do biofilme, uma vez que esse parâmetro tem um efeito preponderante no metabolismo microbiano, além de poder afetar as propriedades superficiais dos microrganismos e das superfícies sólidas, podendo causar aumento ou diminuição da repulsão eletrostática entre os dois, interferindo no processo de adesão dos microrganismos às superfícies. Por outro lado a temperatura influencia tanto no desenvolvimento da camada biológica, como nos organismos que a compõe, devendo permanecer próxima a 25°C (CHAVES, 2004).

Todos os valores de temperatura e pH da água bruta e dos efluentes dos filtros 1 e 2 da Fase Experimental 1 podem ser observados em apêndices, Tabelas 7 e 8, respectivamente.

5.1.2 Cor aparente

No período de operação dos filtros lentos de areia e dos filtros de carvão nessa fase de maturação dos filtros, a cor aparente apresentou valores de remoção de até 93% após o 21º dia de operação do FL1, e remoção de 90% após o 15º dia de operação do FC1. Para o FL2, ocorreu remoção de 97% após o 15º dia de operação, e para o FC2, remoção de 80% até o 25º dia de operação do filtro. Contudo, alguns valores de cor aparente nos efluentes dos FL1, FL2, FC1 e FC2 ficaram acima do valor de 15 uH, não atendendo o padrão de potabilidade. Nas Figuras 16 e 17 podem-se observar o comportamento da filtração lenta e da filtração utilizando carvão ativado biológico na remoção de cor aparente.

Os valores de cor aparente da água bruta e dos efluentes dos filtros 1 e 2 podem ser observados em apêndices, Tabela 9.

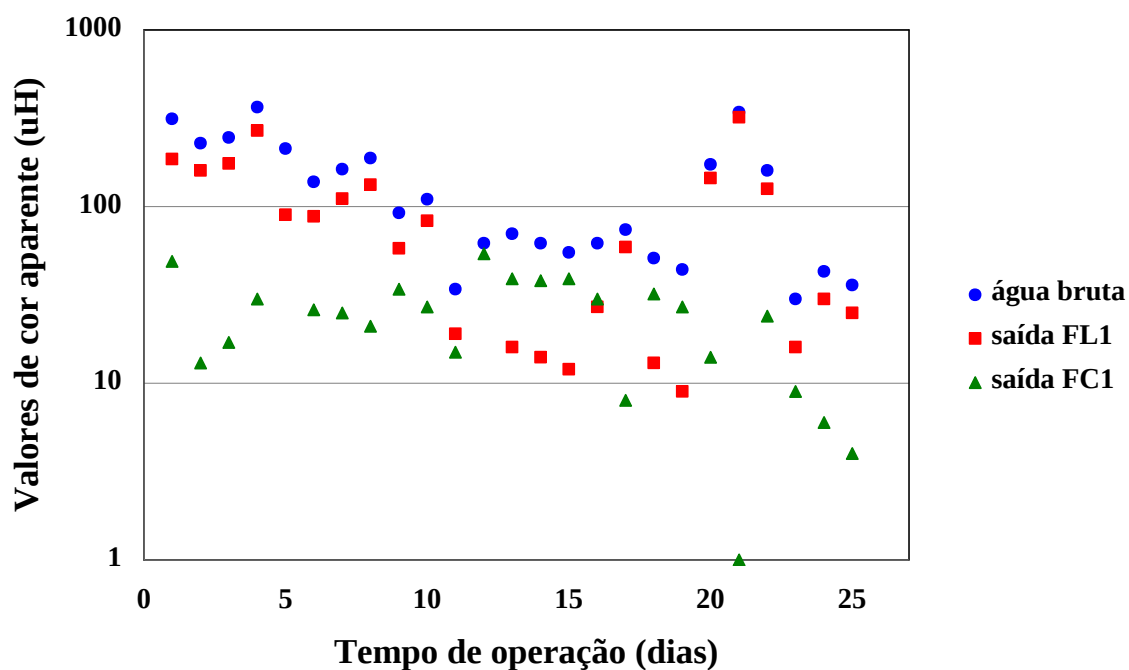


Figura 16 - Valores de cor aparente da água bruta, do efluente do filtro lento 1 (FL1) e do efluente do filtro de carvão biológico 1 (FC1) – Fase Experimental 1

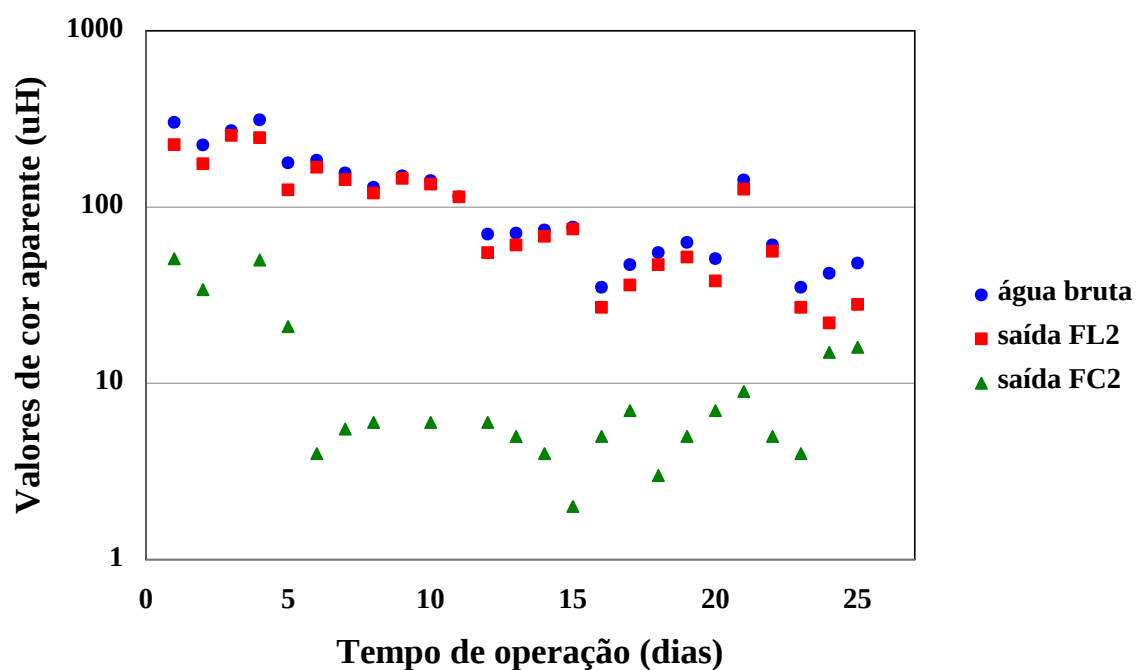


Figura 17 - Valores de cor aparente da água bruta, do efluente do filtro lento 2 (FL2) e do efluente do filtro de carvão biológico 2 (FC2) – Fase Experimental 1

5.1.3 Turbidez

Os valores medidos para turbidez da água bruta, durante o período de maturação dos filtros lentos de areia e dos filtros de carvão biológico, não se enquadraram dentro dos limites estabelecidos para a utilização da tecnologia de filtração lenta, ou seja, 95% dos dados estavam acima de 10 uT. A faixa de variação da turbidez da água bruta no FL1 foi de 4,5 a 55 uT, com 41% dos valores inferiores a 10 uT. No FL2, a faixa de variação da água bruta foi de 3,8 a 46 uT, com 55% dos valores inferiores a 10 uT. Segundo Sá (2006), o parâmetro turbidez é comumente usado para avaliar a eficiência da filtração lenta, e juntamente com análises bacteriológicas, fornece informações sobre o grau de maturidade do filtro. O efluente do FL1 apresentou valores de turbidez que variaram de 1,4 a 21 uT, com 13,6% dos valores inferiores a 5 uT, e o FL2 apresentou efluente com variação de turbidez de 0,54 a 14 uT, sendo 81,8% dos valores inferiores a 5 uT. No FC1, 72,7% dos valores foram inferiores a 5 uT para valores no efluente variando entre 0,90 e 20 uT, e no FC2 cerca de 90,9% dos valores foram inferiores a 5 uT para valores no efluente variando entre 0,42 a 7,4 uT. Para os efluentes dos filtros de carvão, os valores medidos de turbidez foram 60% e 84% menor que 2 uT, para o FC1 e FC2, respectivamente. Os valores medidos estão representados nas Figuras 18 e 19.

Durante o período de amadurecimento dos filtros, percebe-se uma diminuição significativa da turbidez efluente com o passar dos dias, o que caracteriza a eficiência de remoção devido a maturação da camada biológica dos filtros. Sá (2006), em seus experimentos com microcistina, também obteve valores de turbidez mais baixos nos efluentes de seus filtros lentos de areia, no decorrer das análises realizadas durante a maturação dos mesmos, com valores abaixo de 2 uT, exigidos pela Portaria 518 do Ministério da Saúde.

Em apêndices, Tabela 10, podem ser observados todos os valores de turbidez da água bruta e dos efluentes dos filtros 1 e 2.

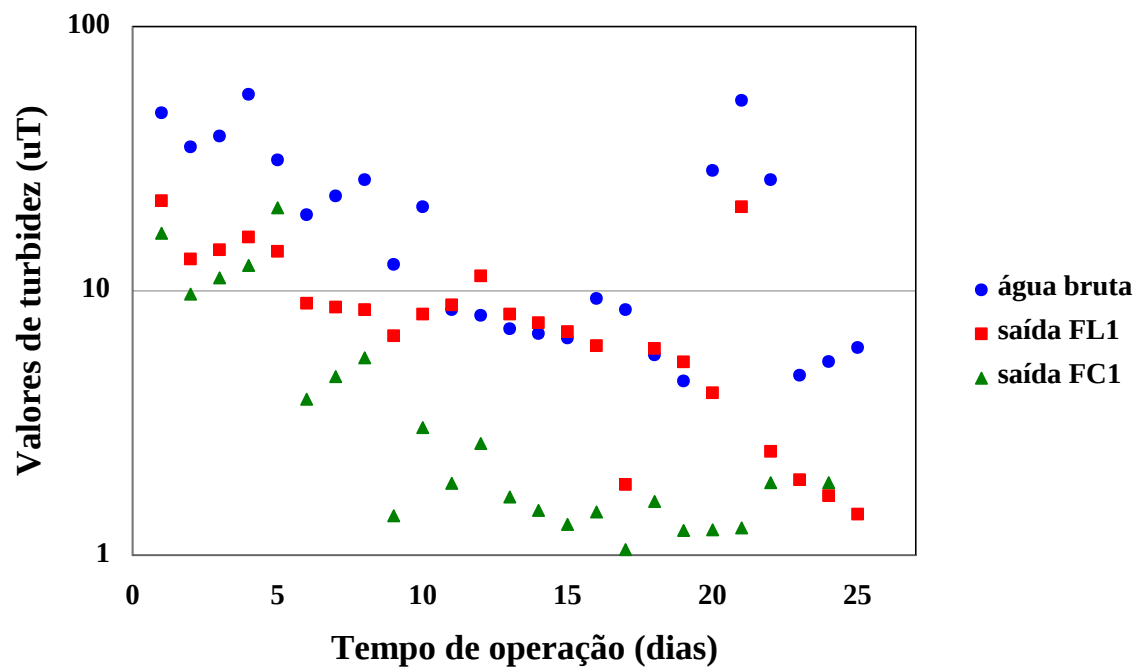


Figura 18 – Valores de turbidez da água bruta, do efluente do filtro lento 1 (FL1) e do efluente do filtro de carvão biológico 1 (FC1) – Fase Experimental 1

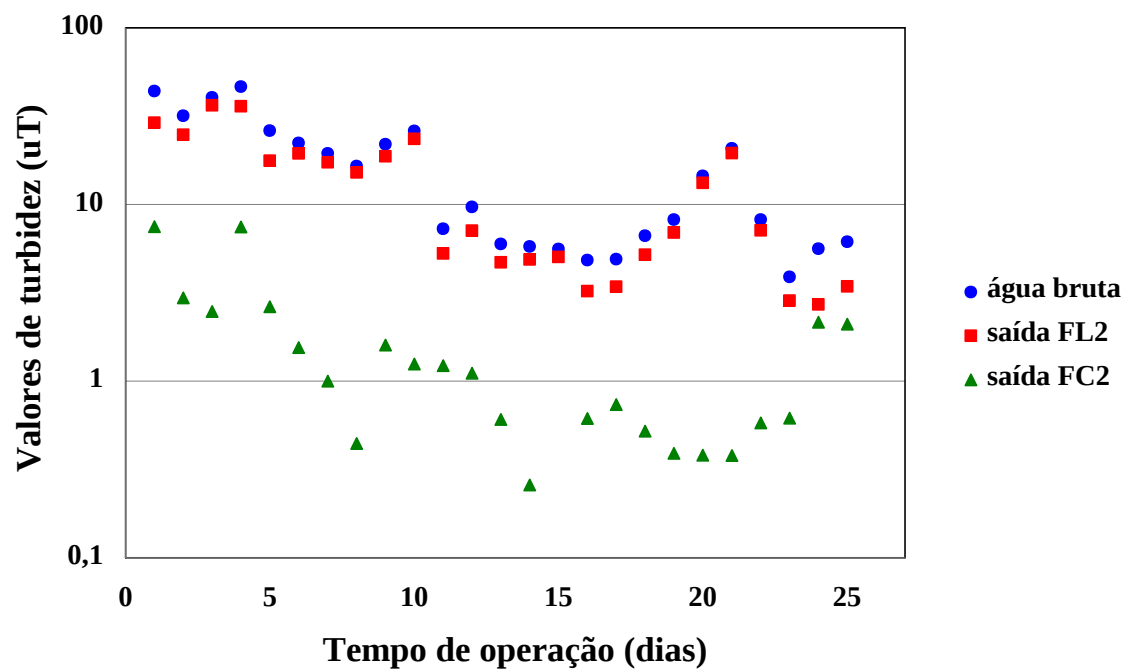


Figura 19 - Valores de turbidez da água bruta, do efluente do filtro lento 2 (FL2) e do efluente do filtro de carvão biológico 2 (FC2) – Fase Experimental 1

5.2 Resultados da Fase Experimental 2

5.2.1 pH e Temperatura

A temperatura apresentou valor médio igual a 26,4°C e o pH variou entre 7,6 e 7,91. Em apêndices, Tabelas 11 e 12, pode-se observar os valores de temperatura e pH, respectivamente, da água bruta e dos efluentes dos filtros 1 e 2 da Fase Experimental 2.

Os valores de pH próximo da neutralidade pode ser um fator que proporciona um expressivo desenvolvimento do biofilme. Esse parâmetro tem um efeito preponderante no metabolismo microbiano, além de poder afetar as propriedades superficiais dos microrganismos e das superfícies sólidas, pode causar aumento ou diminuição da repulsão eletrostática entre os dois, interferindo no processo de adesão dos microrganismos às superfícies. Por outro lado a temperatura é considerada um fator que influencia tanto no desenvolvimento da camada biológica, como nos organismos que a compõe, devendo permanecer próxima a 25°C (CHAVES, 2004).

5.2.2 Oxigênio Dissolvido (OD)

Os teores de oxigênio dissolvido não variaram muito ao longo do período de estudo, com destaque para o efluente dos filtros de carvão em que os valores de oxigênio foram bem inferiores aos registrados no efluente dos filtros de areia. Segundo Coelho (2002), que realizou um estudo utilizando filtros lentos de areia com camada intermediária de carvão, o decréscimo de oxigênio dissolvido pode ter ocorrido pela atividade microbiana existente nos meios filtrantes. Os valores médios encontrados na água bruta e nas amostras de água tratada estão apresentados nas Figuras 20 e 21. Em apêndices, Tabela 13 estão os valores medidos para OD na água bruta e nos efluentes dos filtros 1 e 2.

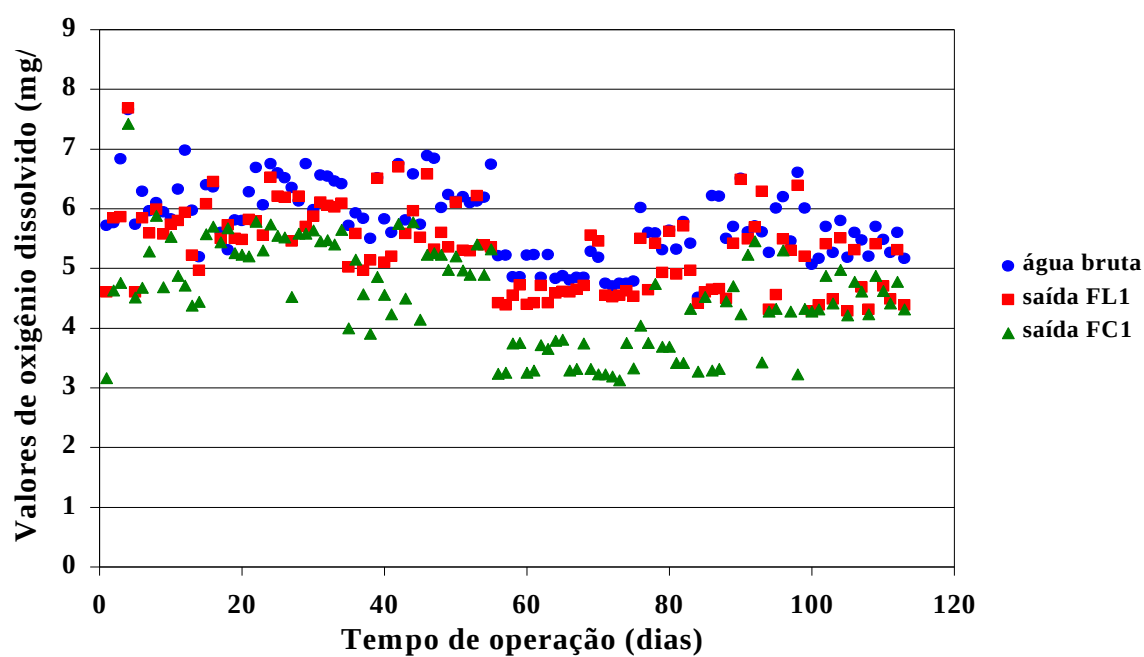


Figura 20 – Valores de oxigênio dissolvido da água bruta, do efluente do filtro lento 1 (FL1) e do efluente do filtro de carvão biológico 1 (FC1)

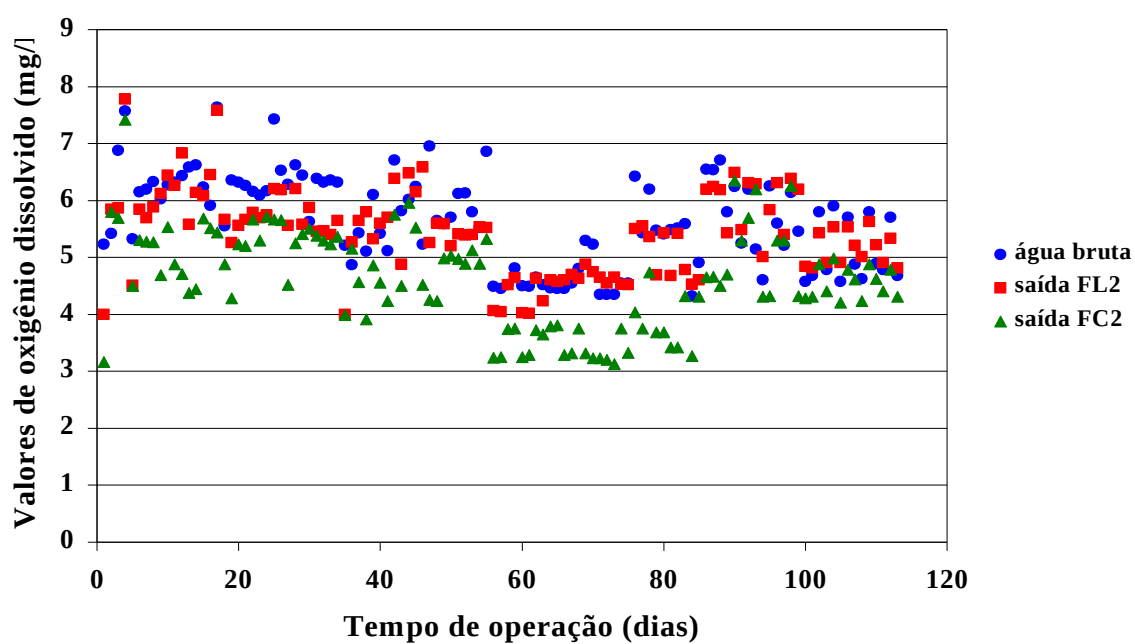


Figura 21 – Valores de oxigênio dissolvido da água bruta, do efluente do filtro lento 2 (FL2) e do efluente do filtro de carvão biológico 2 (FC2)

5.2.3 Cor aparente

Durante o período de operação dos filtros lentos de areia e dos filtros de carvão a cor aparente apresentou reduções em seus níveis, obtendo valores de remoção de até 97% após o 75º dia de operação do FL1, remoção de 90% após o 31º dia de operação do FC1. Foram observados valores de remoção de 93% após o 55º dia de operação do FL2, e remoção de 87% após o 103º dia de operação do FC2. De modo geral, 97% dos valores de cor aparente no efluente do FL1 ficaram abaixo do valor de 15 uH e 99% dos valores de cor aparente no efluente do FL2 ficaram abaixo de 15 uH, atendendo o padrão de potabilidade. Por outro lado os valores de cor aparente do efluente do FC1 e do FC2 foram 100% abaixo do valor de 15 uH, atendendo também ao padrão de potabilidade.

Tais valores foram significativos se comparados aos valores de remoção obtidos por Coelho (2002). Durante seu experimento utilizando a tecnologia FiME, foi verificado que os filtros lentos de areia que possuíam uma camada de carvão ativado granular, não apresentaram um decréscimo significativo de cor aparente nos efluentes dos filtros, obtendo apenas 5% dos seus valores inferiores a 15 uH.

Nas Figuras 22 e 23 pode-se observar o comportamento da filtração lenta e da filtração utilizando carvão ativado biológico na remoção de cor aparente e em apêndices, Tabela 14, pode-se observar os valores de cor aparente da água bruta e dos efluentes dos filtros 1 e 2.

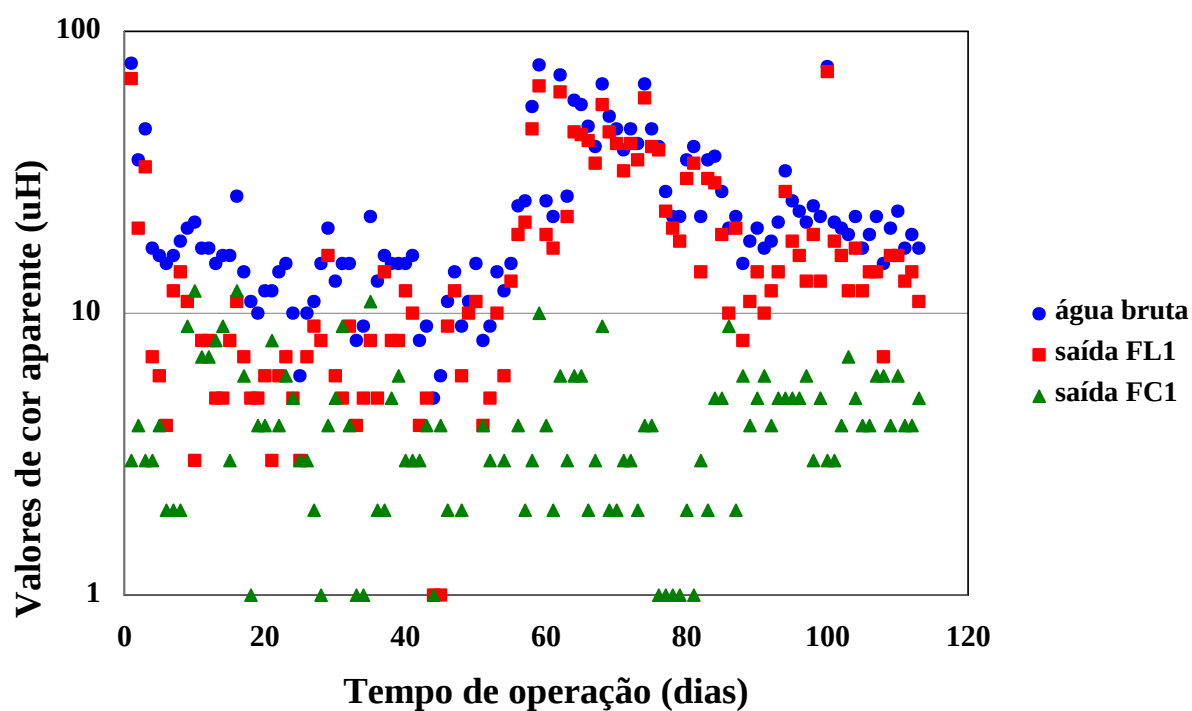


Figura 22 – Valores de cor aparente da água bruta, do efluente do filtro lento 1 (FL1) e do efluente do filtro de carvão biológico 1 (FC1) – Fase Experimental 2

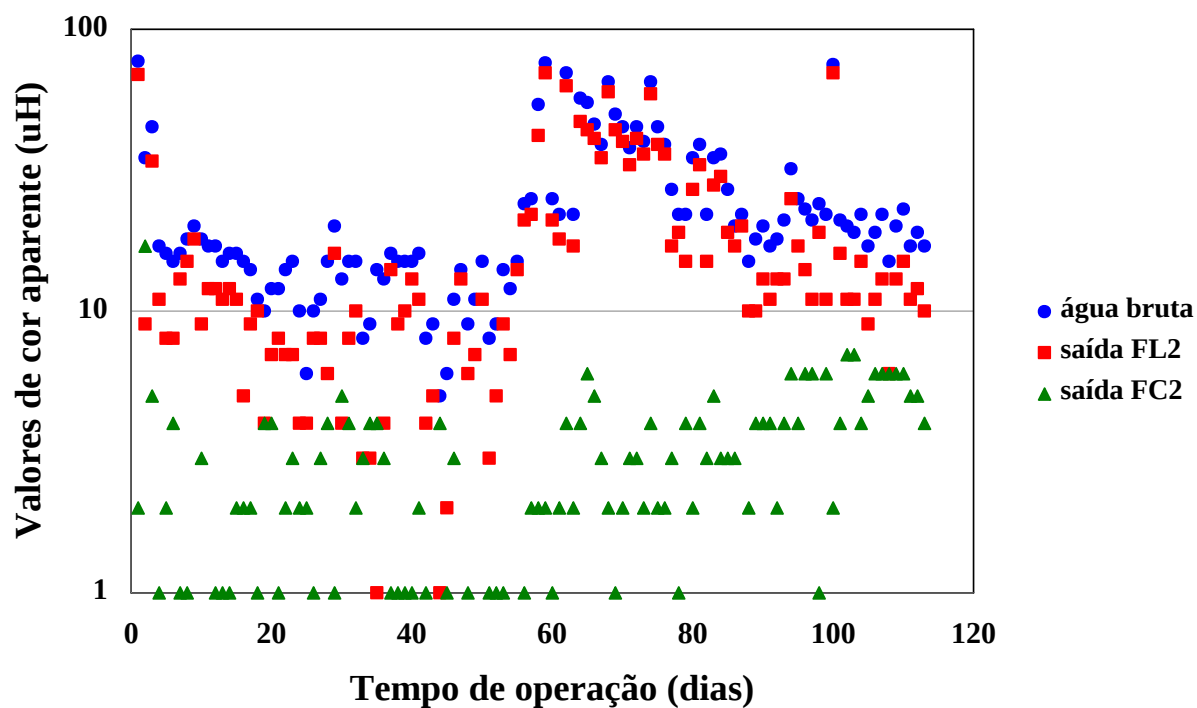


Figura 23 - Valores de cor aparente da água bruta, do efluente do filtro lento 2 (FL2) e do efluente do filtro de carvão biológico 2 (FC2) – Fase Experimental 2

5.2.4 Cor Verdadeira

A característica da água bruta, medida pelo parâmetro cor verdadeira, obedeceu aos valores recomendados para uso da filtração lenta, ou seja, 95% dos valores inferiores a 10 uH. A análise de cor verdadeira apresentou valores cada vez menores ao longo da operação dos filtros, mostrando valores de remoção de aproximadamente 100% em todos os filtros. Todos os valores nos efluentes do FL1, FL2, FC1 e FC2 ficaram abaixo do valor de 5 uH, atendendo o padrão de potabilidade.

Tais resultados, se comparados aos obtidos por Coelho (2002), que utilizou filtro lento e filtro lento com camada intermediária de carvão ativado granular, foram significativos já que os valores de remoção de cor verdadeira nos efluentes dos filtros da autora variaram entre 30 e 68%, sendo que o filtro lento com camada de carvão granular apresentou efluente de melhor qualidade.

Nas Figuras 24 e 25 pode-se observar o comportamento dos filtros lentos de areia e dos filtros de carvão biológico na remoção de cor verdadeira e em apêndices, Tabela 15, estão os valores medidos para cor verdadeira da água bruta e dos efluentes dos filtros 1 e 2.

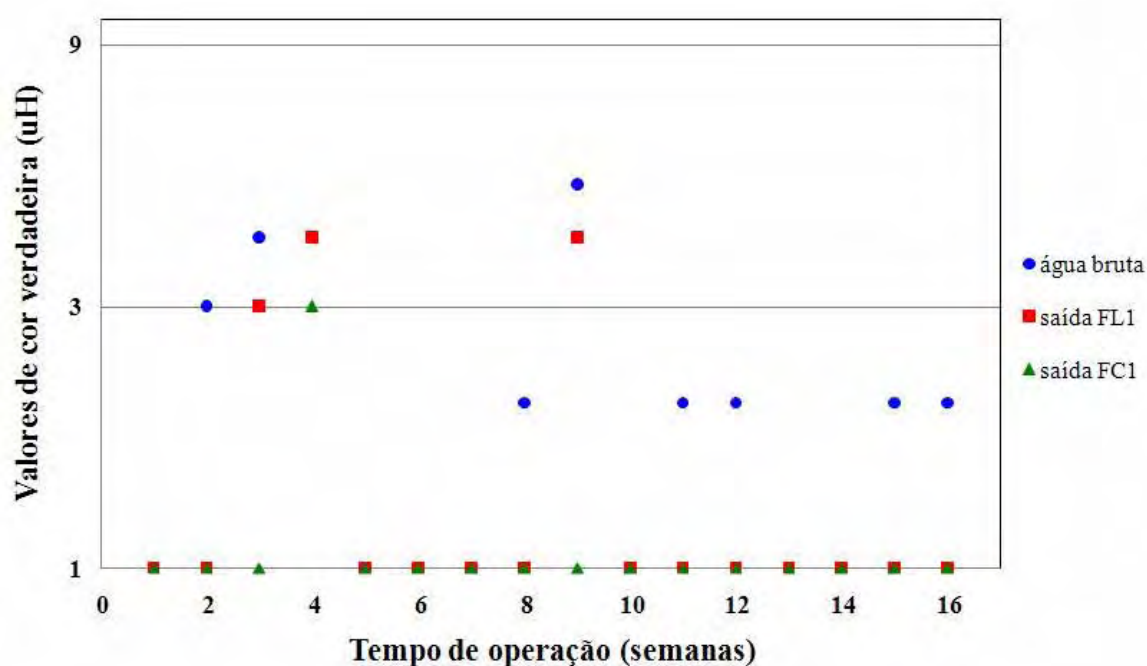


Figura 24 – Valores de cor verdadeira da água bruta, do efluente do filtro lento 1 (FL1) e do efluente do filtro de carvão biológico 1 (FC1)

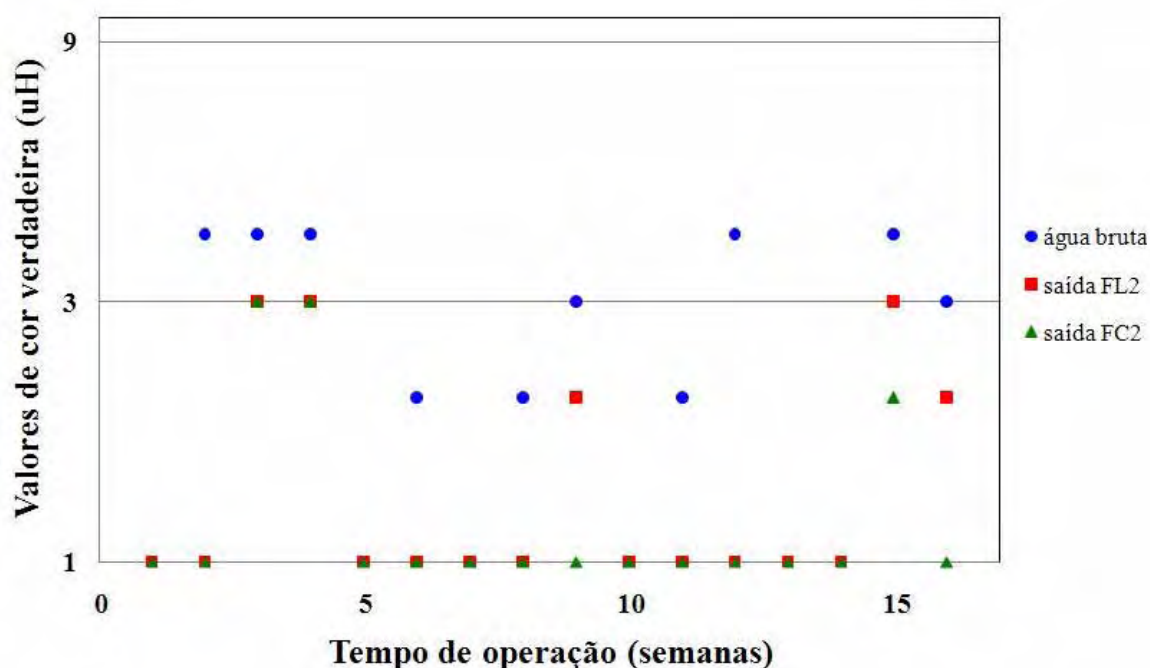


Figura 25 – Valores de cor verdadeira da água bruta, do efluente do filtro lento 2 (FL2) e do efluente do filtro de carvão biológico 2 (FC2)

5.2.5 Turbidez

A faixa de variação da água bruta no FL1 foi de 0,72 a 10 uT, com 99% dos valores inferiores a 10 uT. No FL2, a faixa de variação da água bruta foi de 0,66 a 12 uT, com 98% dos valores inferiores a 10 uT. O efluente do FL1 apresentou valores que variaram de 0,19 a 1,4 uT, e o FL2 apresentou valores que variaram de 0,23 a 1,2 uT, ou seja, todos os valores inferiores a 2 uT. No FC1, todos os valores foram inferiores a 2 uT para valores no efluente variando entre 0,11 e 1,4 uT, e no FC2, todos os valores de turbidez efluente foram inferiores a 2 uT, variando entre 0,11 e 1,1 uT.

Nos estudos realizados por Coelho (2002), valores mais elevados de turbidez foram obtidos no efluente do filtro lento e do filtro lento com camada intermediária de carvão, contudo, os valores de turbidez da água bruta também foram mais elevados. Os valores obtidos ficaram 16% abaixo de 5 uT, no efluente do filtro lento, e 32% abaixo de 5 uT no efluente do filtro lento com camada intermediária de carvão, para valores de turbidez da água bruta variando entre 14 e 24 uT.

Os valores medidos estão representados nas Figuras 26 e 27. Em apêndices, Tabela 16, estão os valores de turbidez medidos na água bruta e nos efluentes dos filtros 1 e 2.

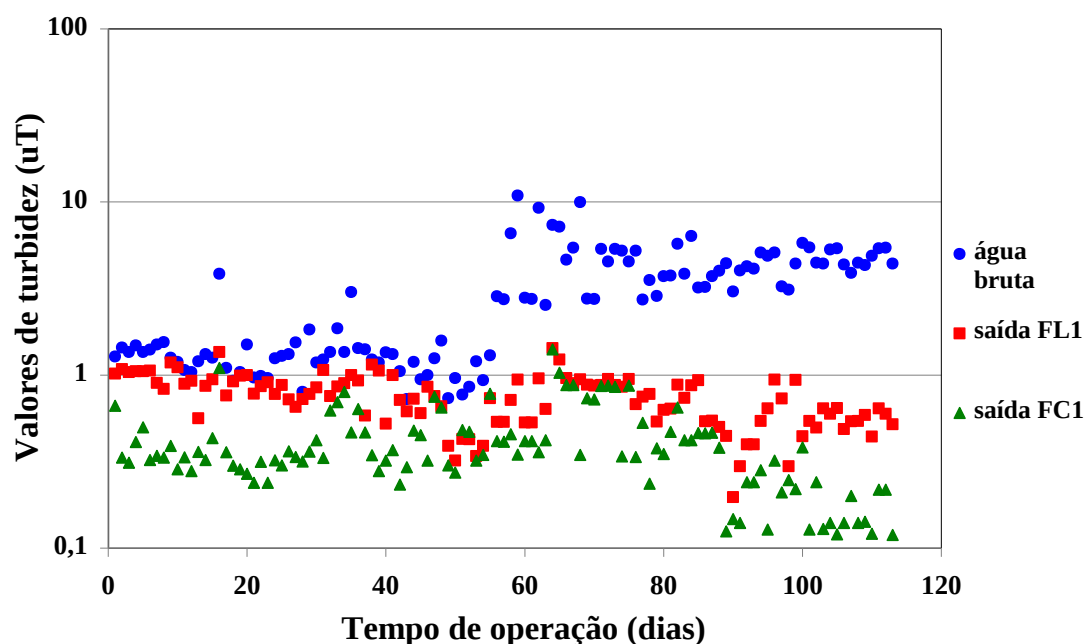


Figura 26 – Valores de turbidez da água bruta, do efluente do filtro lento 1 (FL1) e do efluente do filtro de carvão biológico 1 (FC1) – Fase Experimental 2

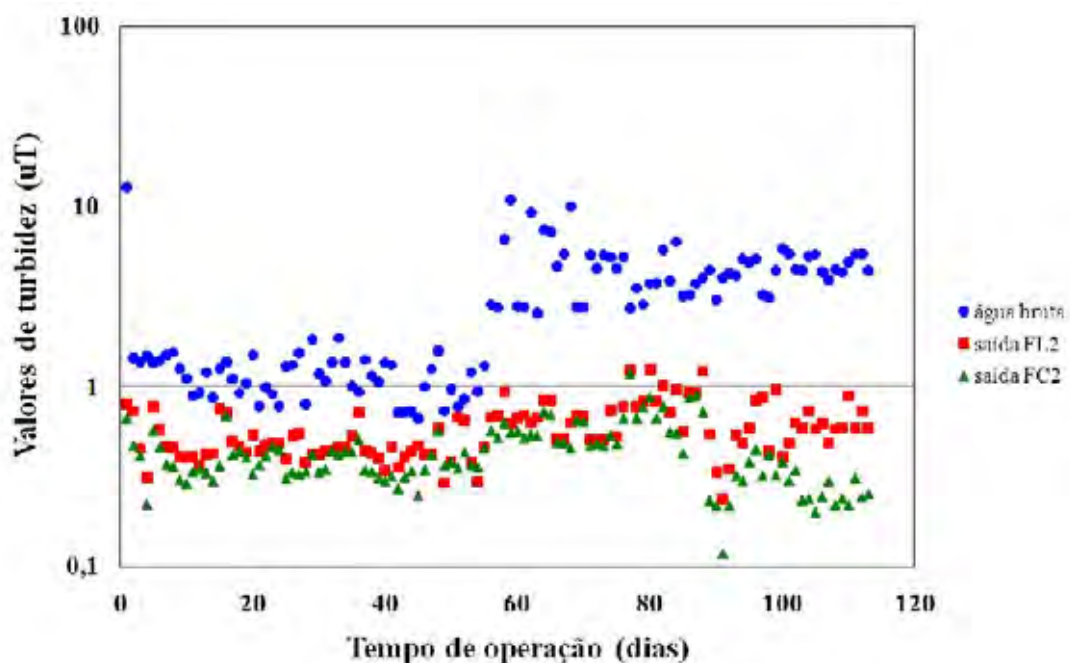


Figura 27 – Valores de turbidez da água bruta, do efluente do filtro lento 2 (FL2) e do efluente do filtro de carvão biológico 2 (FC2) – Fase Experimental 2

5.2.6 Remoção de Atrazina

Os filtros lentos de areia e filtros de carvão passaram por um período de maturação, de modo a promover a formação da camada biológica. Após 9 semanas, antes da primeira aplicação do herbicida, foi verificada a maturação do filtro, o que possibilitou o desempenho recomendado deste sistema de filtração. A primeira coleta foi realizada 1 semana após a primeira aplicação do herbicida.

O FL1 apresentou uma eficiência de remoção de atrazina entre 73,8 e próximo de 100%, sendo alguns valores medidos maiores que o exigido pelo padrão de potabilidade brasileiro permitido para esse herbicida, que é uma concentração máxima de atrazina igual a 2,0 µg/L, segundo a Portaria 518 do Ministério da Saúde. O FL2 apresentou uma eficiência de remoção de atrazina entre 83,1 e próximo de 100%, também com alguns valores medidos acima do exigido pelo padrão de potabilidade brasileiro para este herbicida. Os filtros FC1 e FC2 apresentaram valores máximos do herbicida de 2,59 e 1,83 µg/L, respectivamente, indicando que a adaptação dos microrganismos aderidos ao leito de carvão potencializaram uma ligeira redução nos níveis de atrazina no efluente final, o que representa uma remoção próxima dos limites aceitáveis em vigência na atual Portaria 518, que é de 2 µg/L.

Os resultados obtidos mostraram que a camada de carvão ativado biológico continuou removendo o composto, após 113 dias de operação contínua desde a primeira aplicação de atrazina, e apresentando 97% dos valores de concentração de atrazina abaixo do máximo permissível para esse composto no padrão de potabilidade brasileiro.

Os valores medidos para remoção de atrazina nos filtros lentos de areia e de carvão estão representados nas Figuras 28 e 29. Os níveis percentuais de remoção total do herbicida para ambos conjuntos de filtros testados (lento de areia e carvão) podem ser observados nas Figuras 30 e 31. Em apêndices, Tabela 17, estão apresentados os valores de concentração de atrazina do afluente dos filtros lentos e dos efluentes dos filtros lentos de areia e de carvão.

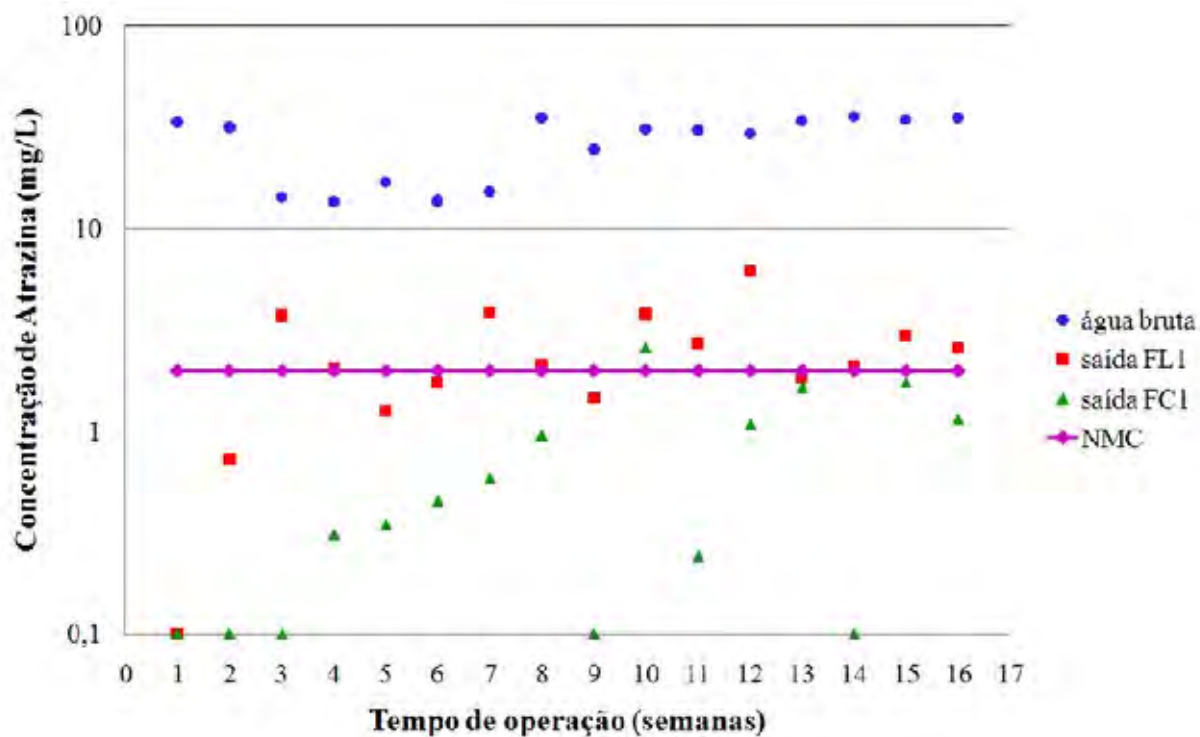


Figura 28 – Valores de concentração de Atrazina na água bruta, efluente do filtro lento 1 (FL1), efluente do filtro de carvão biológico 1 (FC1) e Nível Máximo de Contaminante (NMC)

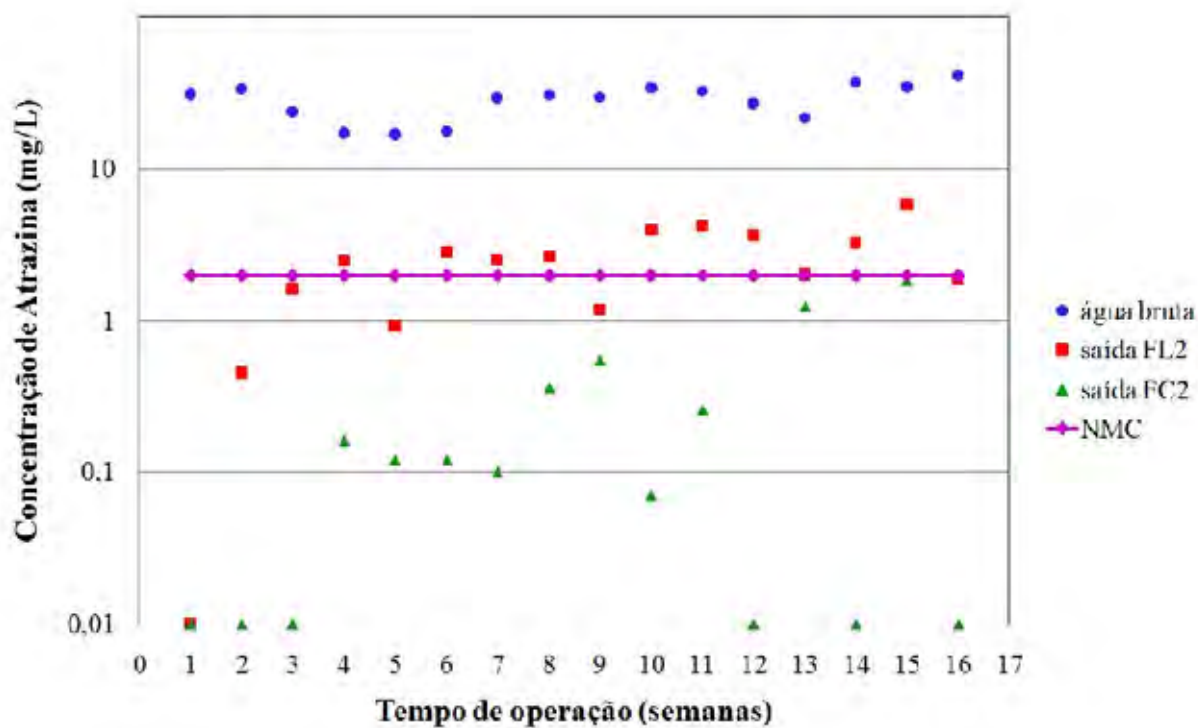


Figura 29 – Valores de concentração de Atrazina na água bruta, efluente do filtro lento 2 (FL2), efluente do filtro de carvão biológico 2 (FC2) e Nível Máximo de Contaminante (NMC)

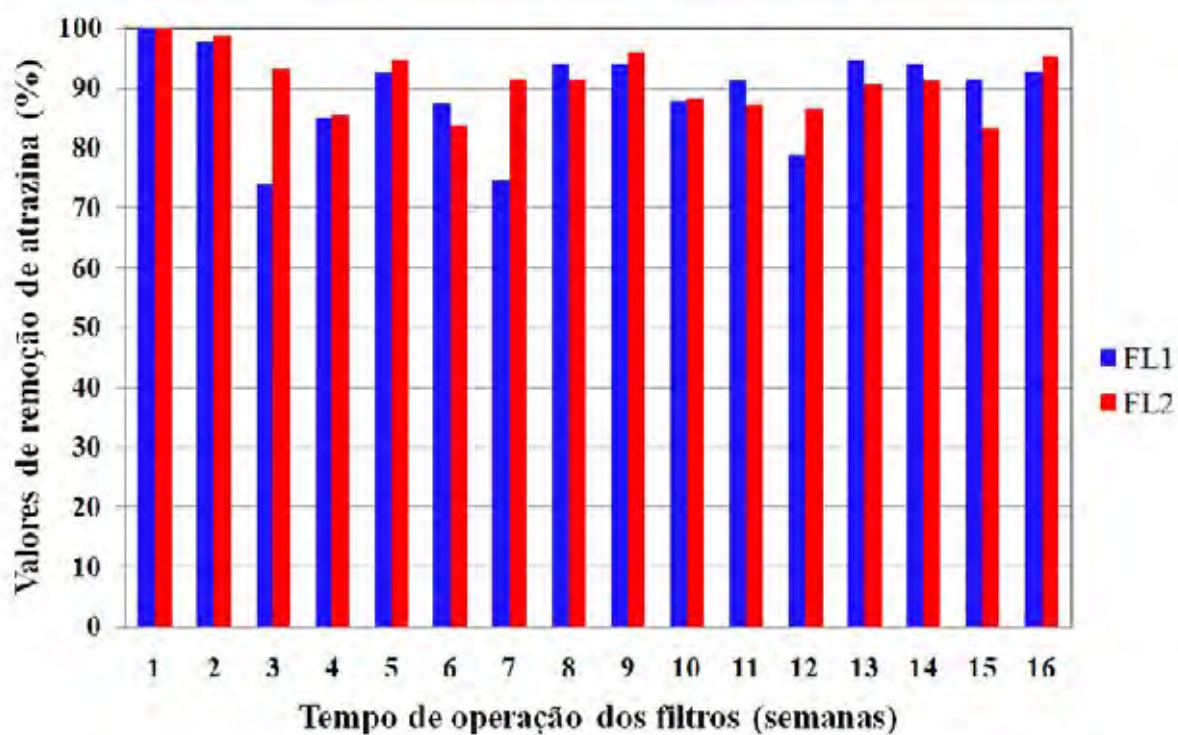


Figura 30 – Valores percentuais de remoção de atrazina nos filtros lentos (FL1 e FL2)

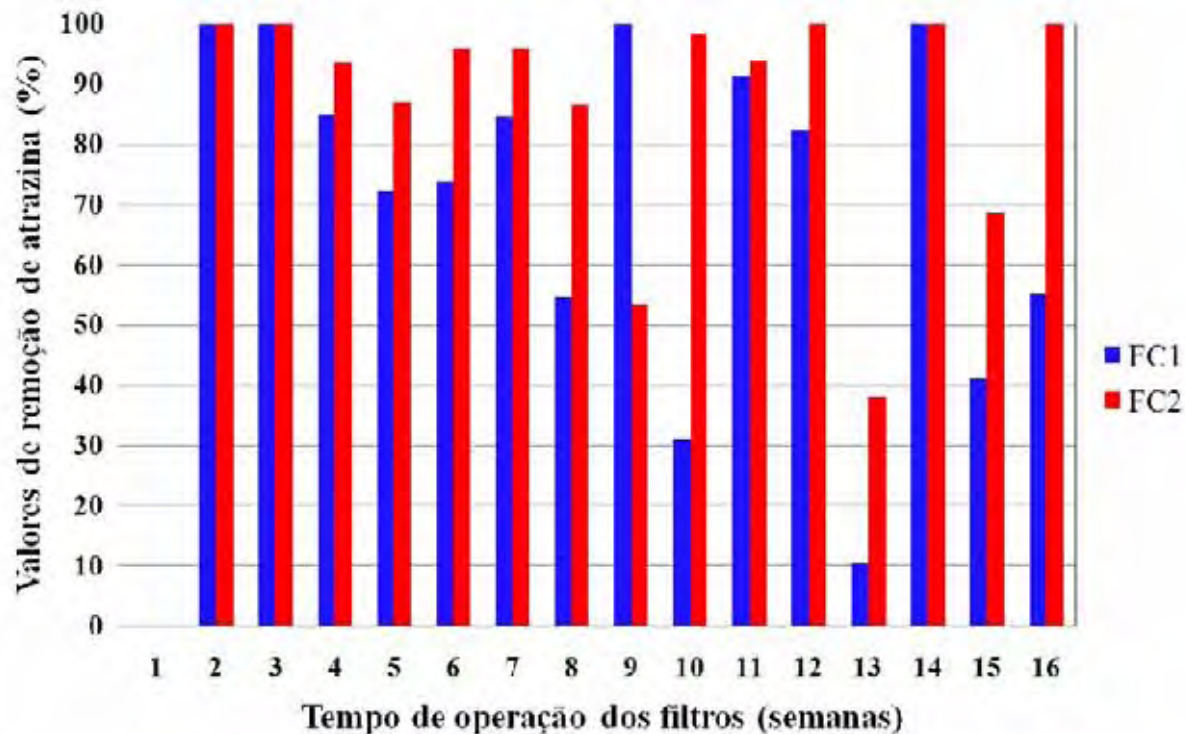


Figura 31 – Valores percentuais de remoção de atrazina nos filtros de carvão (FC1 e FC2)

Com base nos resultados obtidos no presente estudo, verificou-se que o sistema de filtração apresentou uma remoção expressiva do herbicida testado. Coelho (2002) obteve eficiência de remoção semelhante no filtro lento de areia e no filtro lento com camada intermediária de carvão ativado granular. Esta autora reporta que o filtro lento com camada de carvão apresentou valores de atrazina no efluente inferiores a 2,0 µg/L, para valor afluente abaixo de 20 µg/L. Para o presente estudo, é provável que ocorreu a adaptação dos microrganismos aderidos ao leito de carvão ativado granular, que por sua vez favoreceu a remoção de atrazina. No filtro lento ocorreu remoção de atrazina entre 34 e 88%, mas os valores nominais medidos foram superiores a 2,0 µg/L. Assim como no presente estudo, Coelho (2002) obteve diminuição no conteúdo de atrazina ao longo da carreira de filtração no filtro lento de areia, e para o filtro lento com camada intermediária de carvão, houve pequena diminuição na eficiência e um aumento nos valores de atrazina no efluente ao longo da carreira. A autora atribui esta condição como modelo de previsão da exaustão da capacidade adsorptiva do carvão ativado granular para remoção de atrazina.

5.2.7 Composição microbiológica dos filtros lentos de areia e filtros CAB

A análise microbiológica do material recolhido dos filtros lentos de areia e filtros CAB apresentou elevada dominância de colônias bacterianas, com variadas características quanto à coloração, tamanho e tipo de borda (Figura 32). Constatou-se o domínio para o grupo de bactérias gram-positivas e com formato de cocobastonetes e bastonetes (Tabela 5).



Figura 32 – Colônias bacterianas isoladas dos filtros de carvão (A) e filtros lentos de areia (B)

A partir do material isolado e cultivado dos filtros lentos de areia e filtros CAB, segundo os métodos microbiológicos tradicionais, quinze amostras foram obtidas, sendo estas representadas por colônias bacterianas pertencentes ao grupo das gram-positivas, com ausência de esporos (60%) e por formas em cocobastonetes e bastonetes. De acordo com o descrito na Tabela 6, foram obtidas bactérias pertencentes à família Bacillaceae, representadas pelos gêneros *Bacillus* e *Salirhabdus*.

Tabela 5- Características morfológicas das bactérias presentes nos filtros lentos e filtros CAB colonizados utilizados durante o ensaio

Isolado	Filtros	Cor	Forma	Catalase	Gram	Esporo
1	FL1	Creme opaca	cocobastonete	positiva	positiva	presente
2	FC1	Creme opaca	cocobastonete	negativa	positiva	presente
3	FC1	Creme brilhante	cocobastonete	negativa	positiva	ausente
4	FC1	Creme brilhante	cocobastonete	positiva	positiva	presente
5	FC1	Amarela clara	cocobastonete	positiva	positiva	ausente
6	FC1	Laranja clara	cocobastonete	negativa	positiva	ausente
7	FC1	Vermelha	cocobastonete	negativa	positiva	ausente
8	FL2	Creme brilhante	cocobastonete	negativa	positiva	presente
9	FL2	Branca opaca	cocobastonete	positiva	positiva	ausente
10	FL2	Marrom opaca	cocobastonete	negativa	positiva	ausente
11	FC2	Creme brilhante	cocobastonete	positiva	positiva	presente
12	FC2	Creme brilhante	cocobastonete	negativa	positiva	ausente
13	FC2	Branca brilhante	cocobastonete	negativa	positiva	presente
14	FC2	Anel branco brilhante	bastonete	negativa	positiva	ausente
15	FC2	Marrom brilhante	cocobastonete	negativa	positiva	ausente

Segundo Albuquerque et al. (2007), a bactéria do gênero *Salirhabdus* é uma descoberta recente, sendo classificada como gram-positiva, em formato de bastonete e halotolerante. Uma análise filogenética da sequência do gene 16S rRNA desta bactéria, indicou que este organismo representa uma nova linhagem filogenética na radiação do gênero *Bacillus* e gêneros afins, sendo filogeneticamente mais relacionado a espécies do gênero *Salinibacillus*.

Tabela 6 - Caracterização dos isolados obtidos dos filtros lentos e filtros CAB com destaque aos gêneros e a família encontrados

Isolado	Gêneros das bactérias identificadas	Família
1	<i>Bacillus</i>	Bacillaceae
2	<i>Bacillus</i>	Bacillaceae
3	<i>Bacillus</i>	Bacillaceae
4	<i>Bacillus</i>	Bacillaceae
5	<i>Bacillus</i>	Bacillaceae
6	<i>Bacillus</i>	Bacillaceae
7	<i>Salirhabdus</i>	Bacillaceae
8	<i>Bacillus</i>	Bacillaceae
9	<i>Bacillus</i>	Bacillaceae
10	<i>Bacillus</i>	Bacillaceae
11	<i>Salirhabdus</i>	Bacillaceae
12	<i>Bacillus</i>	Bacillaceae
13	<i>Bacillus</i>	Bacillaceae
14	<i>Bacillus</i>	Bacillaceae
15	<i>Bacillus</i>	Bacillaceae

Em seus estudos, Vibber, Pressler e Colores (2007), realizaram um experimento onde isolou microrganismos capazes de degradar atrazina de um solo agrícola enriquecido com o herbicida. Os isolados foram identificados como sendo bactérias gram-positivas e dos gêneros *Nocardioide*s e *Arthrobacter*, e capazes de utilizar atrazina como única fonte de nitrogênio quando fornecido com glicose, como fonte de carbono. No presente estudo, a atrazina pode ter servido como fonte de carbono e nitrogênio para microrganismos presentes nos filtros de areia e de carvão, o que explicaria a degradação deste herbicida por *Bacillus* e *Salirhabdus*.

O uso dos microrganismos para ações de biorremediação e controle de poluentes ambientais tem sido um campo de estudos em crescimento na última década. Assim como estudos demonstram o potencial de representantes de muitos gêneros diferentes, tais como *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Proteus*, *Bacillus*, *Candida* e *Achromobacter* na degradação de poluentes, visto a capacidade destes de utilizar produtos químicos tóxicos como única fonte de carbono e energia para o crescimento (ZHOU et al., 2008). Dessa forma, *Bacillus* e *Salirhabdus* podem integrar grupos de bactérias com capacidade de degradarem atrazina, visto que foram isoladas de filtros durante o presente estudo quando expostas a concentrações significativas desse herbicida na água.

De acordo com os resultados obtidos por Marecick et al. (2008), bactérias do gênero *Bacillus*, isoladas dos filtros em estudo, são representantes de microrganismos degradantes de atrazina. Em seus estudos, Marecick et al. (2008) isolaram microrganismos da rizosfera do

cálamo para avaliar seus papéis na degradação de atrazina, e bactérias psicrofílas e mesófilas, além de fungos, foram registradas. O maior nível de redução de atrazina foi observado para fungos, com níveis variando de 18% quase 60% da concentração inicial de atrazina. Bactérias psicrofílas e mesófilas reduziram atrazina menos que os fungos, com redução abaixo de 20%. Entre os três grupos, os microrganismos mais ativos dentro de cada grupo foram selecionados por meio de análise estatística para mais exame com base no maior impacto sobre remoção de atrazina. Dentre os identificados estavam bactérias dos gêneros *Bacillus*, *Stenotrophomonas* e *Rahnella*.

Durante o presente estudo, verificou que houve a colonização natural por bactérias nos filtros de carvão sem a necessidade de manipulação ou mesmo a introdução inicial de bactérias. Naturalmente o carvão granular oferece condições propícias para o crescimento de microrganismos em sua superfície e/ou no interior de seus poros. Contudo, alguns estudos reportam a melhora na remoção de pesticidas mediante ações de inoculação de microrganismos no leito de filtros de carvão ativado granular. A exemplo, Jones et al. (1998) avaliaram a eficiência de filtros CAG na remoção de atrazina em uma instalação piloto de tratamento de água quando inoculados com cepas de bactérias degradantes de atrazina (*Rhodococcus rhodochrous*) e não inoculadas. Estes autores verificaram que durante os 467 dias de experimento, houve uma maior redução da concentração de atrazina no efluente nos primeiros 232 dias de experimento para os filtros inoculados com microrganismos, ao passo que o filtro não inoculado demonstrou remoção expressiva do herbicida após 351 dias de ensaio, momento em que uma população natural de bactérias degradantes de atrazina podem ter se estabelecido nas colunas não inoculadas.

No caso da atrazina, várias cepas de bactérias (*Exiguobacterium aurantiacum*, *Pseudomonas pseudoalcaligenes*, *Micrococcus luteus* e *Bacillus* sp) têm sido reportadas como degradantes desse composto, podendo executar desalquilação, desaminação e decloração, mas não completa mineralização (LOPEZ et al., 2005; MARECICK et al., 2008). De acordo com os resultados obtidos neste estudo, a possibilidade de confirmação de degradação de atrazina por bactérias pertencentes à família Bacillaceae, como o gênero *Salirhabdus*, permite estabelecer que estes microrganismos possam responder no processo de remoção do herbicida avaliado, já que informações levantadas por Lopez et al. (2005), Marecik (2008) e relatos de Zhou et al. (2008) mostraram que *Bacillus* sp juntamente com outras culturas bacterianas foram capazes de mineralizar totalmente a atrazina.

Goux et al. (2000) isolou um consórcio microbiano de um solo agrícola e aplicou no tratamento de águas contaminadas com atrazina por filtro de areia. A atrazina e seus dois

subprodutos de desalquilação foram metabolizados pelo consórcio microbiano considerado, resultando na produção de hidroxí-atrazina, indicando que a via catabólica foi semelhante à relatada para os isolados capazes de mineralizar atrazina. Estes autores constataram que o consórcio inoculado com sedimentos contaminados com atrazina e diuron degradaram a atrazina por mais de 10 semanas. Embora o presente estudo não tenha contemplado a determinação dos possíveis subprodutos gerados da metabolização da atrazina pelas bactérias identificadas nos filtros de areia e de carvão, é muito provável que durante a degradação deste herbicida isso tenha ocorrido, o que confirmaria as observações descritas por Goux et al. (2000). Para tanto, é imprescindível a avaliação desta hipótese em futuros estudos envolvendo os microrganismos identificados (*Bacillus* e *Salirhabdus*) em sua potencialidade em degradar a atrazina e quais possíveis subprodutos gerados na quebra deste herbicida na água.

6 CONCLUSÕES

- A redução dos valores dos parâmetros analisados pode significar que houve o amadurecimento das camadas biológicas dos filtros lentos e filtros de carvão estudados.
- De acordo com a Primeira Fase Experimental, o período de amadurecimento ocorreu em torno de 25 dias. A eficiência na diminuição de cor aparente, durante esse período, chegou a valores próximos de zero em todos os filtros. Para os valores de turbidez, a eficiência na remoção dos filtros lentos de areia e nos filtros de carvão variou entre zero e 94%. Até o final desse período, as unidades filtrantes apresentaram qualidade semelhante no efluente.
- Após 25 dias de operação dos filtros, a camada de carvão ativado não apresentou perda de eficiência na diminuição dos parâmetros medidos, ficando a variação no decréscimo desses parâmetros, influenciada pelas características da água bruta.
- Durante a Segunda Fase Experimental, os teores de oxigênio dissolvido não variaram muito ao longo do período de estudo, com destaque para o efluente dos filtros de carvão em que os valores de oxigênio foram bem inferiores aos registrados no efluente dos filtros de areia. A eficiência na diminuição de cor aparente foi significativa, chegando a valores próximos de zero nos efluentes dos filtros de carvão, o que aconteceu com os valores de cor verdadeira também, assim como para a turbidez.
- Para atrazina, os resultados foram bastante significativos, atingindo uma porcentagem de remoção do herbicida analisado próxima de 100% nos efluentes dos filtros de carvão, podendo os microrganismos isolados da areia e do carvão ativado estar ligados diretamente à degradação e consequente diminuição da concentração de atrazina da água.
- Até o final da Segunda Fase Experimental, as unidades filtrantes apresentaram qualidade semelhante no efluente, e após 16 semanas consecutivas de operação dos filtros, além do período de maturação e de limpeza dos filtros, a camada de carvão ativado não apresentou perda de eficiência na diminuição do conteúdo orgânico, ficando a variação no decréscimo dos parâmetros medidos influenciada pelas características da água bruta, que nessa fase foi mais livre de material orgânico e enriquecida com atrazina.
- Ao analisar o comportamento dos filtros estudados, observa-se que os valores dos parâmetros medidos diariamente decresceram ao longo do funcionamento dos filtros. No caso do oxigênio dissolvido, o decréscimo no leito de areia e de carvão ativado granular pode ter ocorrido pela atividade microbiana presente. A atrazina também foi removida a valores que atendem as normas sanitárias em vigor no país.

- De acordo com os resultados, pode-se concluir que a filtração lenta seguida por filtros biológicos de carvão demonstrou efetividade na remoção da atrazina, podendo esse sistema ser usado eficientemente na degradação do herbicida. Para as condições da pesquisa, os resultados sugerem que os valores de atrazina no efluente dos filtros de carvão atendem aos padrões de potabilidade estabelecidos pela USEPA, atendendo também, ao padrão brasileiro da Portaria 518 do Ministério da Saúde.

7 RECOMENDAÇÕES

- De acordo com os resultados, concentrações baixas de atrazina começaram aparecer nos efluentes dos filtros de carvão após algumas semanas de aplicação do herbicida, o que sugere a necessidade de estudos futuros para esclarecimento do acontecido.
- As bactérias detectadas, identificadas como sendo da família Bacillaceae, pertencentes a dois gêneros, *Bacillus* e *Salirhabdus*, podem ser estudadas futuramente em experimentos envolvendo a biodegradação de atrazina, revelando assim, a participação destes gêneros na mineralização do herbicida.
- Filtros CAB podem ser inoculados com as bactérias detectadas juntamente com outras bactérias já classificadas como sendo degradantes de atrazina.

8 REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, L.; TIAGO, I.; RAINEY, F. A.; TABORDA, M.; NOBRE, M. F.; VERÍSSIMO, A.; COSTA, M. S. *Salirhabdus euzebyi* gen. nov., sp. nov., a Gram-positive, halotolerant bacterium isolated from a sea salt evaporation pond. **Int J Syst Evol Microbiol**, Reading, v.57, p.1566-1571, 2007.

BLACK, J. G. **Microbiologia: fundamentos e perspectivas**. 4. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2002. 829 p.

BRASIL. Portaria N° 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Ministério da Saúde**.

CAMPER, A. K.; LECHEVALLIER, M. W.; BROADAWAY, S. C.; McFETERS, G. A. Bacteria associated with granular activated carbon particles in drinking water. **Applied and environmental microbiology**, Bozeman, v.52, n.3, p.434-438, 1986.

CEREJEIRA, M. J. ; VIANA, P.; BATISTA, S.; PEREIRA, T.; SILVA, E.; VALÉRIO, M. J.; SILVA, A.; FERREIRA, M.; SILVA-FERNANDES, A. M. Pesticides in portuguese surface and ground waters. **Water Research**, v.37, p.1055-1063. 2003.

CHAVES, L. C. D. **Estudo da cinética de formação de biofilmes em superfícies em contacto com água potável**. 2004. 156 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Biológica)- Faculdade de Engenharia, Universidade do Minho, Braga, 2004.

COELHO, E. R. C. **Influência da pré-oxidação com ozônio e peróxido de hidrogênio na remoção de atrazina em filtros lentos de areia e carvão ativado granular para tratamento de águas de abastecimento**. 2002. 230 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

COELHO, E. R. C. Avaliação da filtração lenta em leitos de areia e carvão ativado granular na remoção de absorvância e atrazina. In: SEMINÁRIO ESTADUAL SOBRE SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE, 5., 2003, Vitória. Resumo. Vitória: [s.n], 2003. p.7-16.

CRAWFORD, J. J.; SIMS, G. K.; MULVANEY, R. L. Biodegradation of atrazine under denitrifying conditions. **Appl Microbiol Biotechnol**, Urbana, v.49, p.618-623, 1998.

EWING, B.; GREEN, P. Base-calling of automated sequencer traces using phred. II. Error probabilities. **Genome Res.**, New York, v.8, p.186-194, 1998.

EWING, B.; HILLIER, L.; WENDL, M.C.; GREEN, P. Base-calling of automated sequencer traces using phred. I. accuracy assessment. **Genome Res.**, Cold Spring Harbor, v.8, n. 3, p. 175-185, 1998.

FEAKIN, S. J.; BLACKBURN, E.; BURNS, R. G. Inoculation of granular activated carbon in a fixed bed with s-triazine-degrading bacteria as a water treatment process. **Wat. Res.**, Canterbury, v.29, n.3, p.819-825, 1995.

GFRERER, M.; WENZL, T.; QUAN, X.; PLATZER, B.; LANKMAYR, E. Occurrence of triazines in surface and drinking water of Liaoning Province in Eastern China. **J. Biochem. Biophys. Methods**, Graz, v.53, p.217-228, 2002.

GHOSH, P. K.; PHILIP, L. Environmental significance of atrazine in aqueous systems and its removal by biological processes: an overview. **Global NEST Journal**, Guwahati, v.8, n.2, p.159-178, 2006.

GOUX, S. J.; IBANEZ, M.; VAN HOORICK, M.; DEBONGNIE, P.; AGATHOS, S. N.; PUSSEMIER, L. Biodegradation of atrazine in sand sediments and in a sand-filter. **Appl Microbiol Biotechnol**, Leuvensesteenweg, Tervuren, v.54, p.589-596, 2000.

GRAYMORE, M.; STAGNITI, F.; ALLINSON, G. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. **Environment International**, Victoria, v.26, p.483-495. 2001.

HAARHOFF, J.; CLEASBY, J. L. Biological and physical mechanisms in slow sand filtration. In: LONGSDON, G. S. (Ed.). **Slow sand filtration**. Nova York: ASCE, 1991. p. 19-68.

JAVARONI, R. C.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. Comportamento dos herbicidas atrazina e alaclor aplicados em solo preparado para o cultivo de cana-de-açúcar. **Química Nova**, São Carlos, São Paulo, v.22, n.1-7, p. 58-64, 1999.

JONES, L. R.; OWEN, S. A.; HORRELL, P.; BURNS, R. G. Bacterial inoculation of granular activated carbon filters for the removal of atrazine from surface water. **Wat. Res.**, Canterbury, v.32, n.8, p.2542-2549, 1998.

KIMURA, M. A simple method for estimating evolutionary rates of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. **J. Mol. Evol.** Mishima, v.16, n.2, p.111-120, 1980.

KONEVA, N. D., Characterization and in situ monitoring of atrazine-transforming bacteria. **Microbiology**, St. Petersburg, v.73, n.6, p.654–657, 2004.

LOPEZ, A. C. Distribuição e biodiversidade de consórcios microbianos biodegradadores de compostos xenobióticos na Baixada Santista. [S.l.: s.n.], 2003. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n2/pt/fullpaper?bn00603022003+pt>>. Acessado em: dia 10 julh. 2010.

LOPEZ, L.; POZO, C.; RODELAS, B.; CALVO, C.; JUAREZ, B.; MARTINEZ-TOLEDO, M. V.; GONZALEZ-LOPEZ, J. Identification of bacteria isolated from an oligotrophic lake with pesticide removal capacities. **Ecotoxicology**, Granada, v.14, p.299-312, 2005.

MARECICK, R.; KROLICZAK, P.; CZACZYK, K.; BIALAS, W.; OLEJNIK, A.; CYPLIK, P. Atrazine degradation by aerobic microorganisms isolated from the rhizosphere of sweet flag (*Acorus calamus* L.). **Biodegradation**, Poznan, v.19, p.293-301, 2008.

MELO, A. E. S. **Avaliação da filtração lenta na remoção de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas**. 2006. 197f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Distrito Federal, 2006.

MEZZARI, I. A. **Utilização de carvões adsorventes para o tratamento de efluentes contendo pesticidas**. 2002. 117 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química e Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

MIRANDA, J. T. G. **Degradação do herbicida atrazina via processos de oxidação avançada**. 2003. 155 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia Química, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MOZAZ, S. R.; ALDA, M. J. L.; BARCELÓ, D. Monitoring of estrogens, pesticides and bisphenol A in natural waters and drinking water treatment plants by solid-phase extraction–liquid chromatography–mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, Barcelona, v.1045, p.85-92, 2004.

NAGY, I. N.; COMPERNOLLE, F.; GHYS, K.; VANDERLEYDEN, J.; DE MOT, R. A Single cytochrome P-450 system is involved in degradation of the herbicides EPTC (S-Ethyl Dipropylthiocarbamate) and atrazine by rhodococcus sp. strain NI86/21. **Applied and environmental microbiology**, Heverlee, Belgium, v.61, n.5, p.2056-2060, 1995.

OFFICE OF PESTICIDES PROGRAMS SCIENCE POLICY. **The Incorporation of water treatment effects on pesticide removal and transformations in food quality protection act (FQPA) drinking water assessments.** Washington: United States Environmental Protection Agency, 2001. 50p.

PAPPAS, E. A.; HUANG, C. Predicting atrazine levels in water utility intake water for MCL compliance. **Environ. Sci. Technol.**, Washington, v.42, n.19, p.7064-7068, 2008.

PEREIRA, M. O. **Comparação da eficiência de dois biocidas (carbamato e glutaraldeído) em sistemas de biofilme.** 2001. 211 f. Tese (Doutorado em Engenharia Biológica) - Escola de Engenharia, Universidade do Minho, Braga, 2001.

PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO - PROSAB 4. Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. **Rede cooperativa de pesquisas**, Belo Horizonte, v.1, p.237-275, 2006.

PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO - PROSAB 5. Água, remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano. **Rede cooperativa de pesquisas**, Belo Horizonte, v.1, p. 20 - 25, 2009.

RAND, G. M.; PETROCELLI, S. R. Fundamentals of aquatic toxicology methods and application. **Hemisphere Publishing Corporation**, Washington, v. 1, p.221-263, 1985

RODRIGUEZ, C. J.; HARKIN, J. M. Degradation of atrazine in subsoils, and groundwater mixed with aquifer sediments. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, Madison, v.59, p.728-735, 1997.

SÁ, J. C. **Influência das características da camada filtrante e da taxa de filtração na eficiência da remoção de Microcystis aeruginosa e microcistina na filtração lenta em areia.** 2006. 186 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Distrito Federal, 2006.

SAITOU, N.; NEI, M. The neighbor-joining method: a new method for constructing phylogenetic trees. **Molec. Biol. Evolut.**, Houston, v.4, n.4, p.406-425, 1987.

SOBECKA, B. S.; TOMASZEWSKA, M.; JANUS, M; MORAWSKI, A. W. Biological activation of carbon filters. **Water research**, Szczecin, v.40, p.355-363, 2006.

SODRÉ, F. F. ; GHISELLI, G. ; MONTAGNER, C. C. ; JARDIM, W. F. Compostos orgânicos xenobióticos em água potável: um novo cenário envolvendo a situação dos sistemas de água e esgoto no Brasil. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA, 30. 2006, Campinas. **Reunião...** Campinas: Laboratório de química ambiental, Instituto de química- Unicamp, 2006. 2 p.

SILVA, A. S. **Avaliação da capacidade de remoção de saxitoxinas por diferentes tipos de carvão ativado em pó (CAP) produzidos no Brasil.** 2005. 115 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Distrito Federal, 2005.

SILVA, C. H. P. M.; LINS, A. P.; CRUZ, C. S. O.; GREENBERG, W.; STEWART, T. Caracterização dos biofilmes formados em filtros de carvão ativado de sistemas de purificação de água em laboratórios clínicos. **Revista Brasileira de Análises Clínicas**, Vila Velha, v.38, n.4, p.243-253, 2006.

SIMPSON, D. R. Biofilm processes in biologically active carbon water purification. **Water research**, Toronto, v.42, p.2839-2848, 2008.

STACKELBERG, P. E.; GIBBS, J.; FURLONG, E. T.; MEYER, M. T.; ZAUGG, S. D.; LIPPINCOTT, R. L. Efficiency of conventional drinking-water-treatment processes in removal of pharmaceuticals and other organic compounds. **Science of the Total Environment**, New York, v.377, p.255-272, 2007.

TALEBPOUR, Z.; BIJANZADEH, H. R. A selective ¹⁹F NMR spectroscopic method for determination of insecticide diflubenzuron in different media. **Food Chemistry**, Tehran, v.105, n.4, p.1682-1687, 2007.

TAMURA, K.; DUDLEY, J.; NEI, M.; KUMAR, S. MEGA4: molecular evolutionary genetics analysis (MEGA) software version 4.0. **Molec. Biol. Evol.**, Tokyo, v.24, n.8, p.1596-1599, 2007.

THOMPSON, J. D.; GIBSON, T. J.; PLEWNIAK, F.; JEANMOUGIN, F.; HIGGINS, D. G. The CLUSTAL - X windows interface: flexible strategies for multiple sequence alignment aided by quality analysis tools. **Nucleic Acids Research**, France, v.25, n.24, p.4876-4882, 1997.

TRAJKOVSKA, V.; JOVANOVIĆ, S. P.; CVETKOVSKI, M. Development and optimization of a method for the determination of simazine, atrazine and propazine using solid-phase extraction and HPLC/GC. **J.Serb.Chem.Soc**, Skopje, v.66, n.3, p. 199-204, 2001.

VIBBER, L. L.; PRESSLER, M. J.; COLORES, G. M. Isolation and characterization of novel atrazine-degrading microorganisms from an agricultural soil. **Appl Microbiol Biotechnol**, Mount Pleasant, v.75, p.921-928, 2007.

WEISBURG, W. G., BARNS, S. M., PELLETIER, D. A., LANE, D. J. 16S ribosomal DNA amplification for phylogenetic study. **J. Bacteriol**, Framingham, v.173, n.2, p.697–703, 1991.

ZHOU, Y.; ZHANG, Y.; ZHI, X.; WANG, X.; DONG, J.; CHEN, Y.; LAI, R.; LI, W. Description of *sinobacter flavus* gen. nov., sp. nov., and proposal of *sinobacteraceae* fam. nov. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, Nanjing, v.58, p.184-189, 2008.

9 APÊNDICES

Tabela 7 - Valores das temperaturas (°C) medidas nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão

Temperatura (°C) Filtros 1 e 2 Fase Experimental 1							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
19/1/2009	1º	26	25	25	26	25,5	25
20/1/2009	2º	25	24,5	24	25	25	24
21/1/2009	3º	25	24,5	24,5	24,5	24,5	24
22/1/2009	4º	25	24,5	25	25	24,5	24,5
23/1/2009	5º	26,5	26	26	26	26	26
24/1/2009	6º	30	29	28	30,5	29	28
25/1/2009	7º	26	26	26	26,5	26,5	26
26/1/2009	8º	25	25	25	26	25	25
27/1/2009	9º	26	26	26	26	25,5	25,5
28/1/2009	10º	25	25	24,5	25	25	24,5
29/1/2009	11º	25	25	25	25	25	25
30/1/2009	12º	25	25	25	25	25	25
31/1/2009	13º	33,5	32	31	33	32,5	31
1/2/2009	14º	31	31	30	31,5	31	30
2/2/2009	15º	26	26	26	26	26	26
3/2/2009	16º	25	25	25	25	25	25
4/2/2009	17º	26	26	26	26	26	26
5/2/2009	18º	26,5	26,5	26	26	26	26,5
6/2/2009	19º	29	28	28	28	28	28
7/2/2009	20º	29	28,5	28	28,5	28	28
8/2/2009	21º	29	29	28	29	28	28
9/2/2009	22º	26,5	26	26	26	26	26
10/2/2009	23º	27,5	27	26,5	27,5	27,5	27
11/2/2009	24º	26,5	26	26	26	26	26
12/2/2009	25º	25	25	25	25	25	25

Tabela 8 - Valores dos pH medidos nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão

pH Filtros 1 e 2 Fase Experimental 1							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
19/1/2009	1º	6,98	6,85	7,23	7,2	6,99	6,88
20/1/2009	2º	7,3	7	7,35	7,32	7,33	6,99
21/1/2009	3º	7,62	7,48	7,21	7,4	7,4	7,4
22/1/2009	4º	7,4	7,4	7,05	7,27	7,14	7,03
23/1/2009	5º	7,02	7,39	7,25	7,12	69	7,1
24/1/2009	6º	7,26	7,31	7,29	7,21	7,37	7,22
25/1/2009	7º	7,18	7,38	7,32	6,99	7,64	7,2
26/1/2009	8º	7,44	7,37	7,23	7,3	7,58	7,33
27/1/2009	9º	7,14	7,67	7,52	7,34	7,54	7,44
28/1/2009	10º	7,32	7,45	7,15	7,22	7,41	7,25
29/1/2009	11º	7,09	7,67	7,43	7,23	7,69	7,6
30/1/2009	12º	7,03	7,55	7,15	7,13	7,37	7,28
31/1/2009	13º	6,93	7,78	7,58	7,03	7,64	7,63
1/2/2009	14º	6,97	7,81	7,61	7,13	7,57	7,57
2/2/2009	15º	7,01	7,78	7,58	7,23	7,64	7,63
3/2/2009	16º	7,09	7,74	7,52	7,22	7,58	7,46
4/2/2009	17º	7,07	7,69	7,64	7,24	7,61	7,56
5/2/2009	18º	7,39	7,72	7,51	7,38	7,65	7,52
6/2/2009	19º	7,27	7,62	7,35	7,2	7,41	7,4
7/2/2009	20º	7,2	7,3	7,25	7,1	7,1	7,3
8/2/2009	21º	7,44	7,55	7,51	7,2	7,64	7,46
9/2/2009	22º	7,66	7,62	7,51	7,2	7,5	7,44
10/2/2009	23º	7,7	7,7	7,43	7,24	7,67	7,4
11/2/2009	24º	7,44	7,63	7,44	7,27	7,62	7,5
12/2/2009	25º	7,56	7,61	7,42	7,27	7,63	7,49

Tabela 9 - Valores de cor aparente (uH) medidos nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão

Cor aparente (uH) Filtros 1 e 2 Fase Experimental 1							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
19/1/2009	1º	313	127	78	302	76	25
20/1/2009	2º	228	68	55	225	49	15
21/1/2009	3º	246	71	54	271	16	48
22/1/2009	4º	365	96	66	312	65	15
23/1/2009	5º	213	123	126	178	53	32
24/1/2009	6º	138	50	24	184	16	12
25/1/2009	7º	163	52	27	156	13	7,5
26/1/2009	8º	188	55	34	129	9	3
27/1/2009	9º	92	34	0	150	5	9
28/1/2009	10º	110	27	0	141	6	0
29/1/2009	11º	34	15	0	114	0	0
30/1/2009	12º	62	72	18	70	15	9
31/1/2009	13º	70	54	15	71	10	5
1/2/2009	14º	62	48	10	74	6	2
2/2/2009	15º	55	43	4	77	2	0
3/2/2009	16º	62	35	5	35	8	3
4/2/2009	17º	74	15	7	47	11	4
5/2/2009	18º	51	38	6	55	8	5
6/2/2009	19º	44	35	8	63	11	6
7/2/2009	20º	173	28	14	51	13	6
8/2/2009	21º	342	22	21	142	16	7
9/2/2009	22º	160	34	10	61	5	0
10/2/2009	23º	30	14	5	35	8	4
11/2/2009	24º	43	13	7	42	20	5
12/2/2009	25º	36	11	7	48	20	4

Tabela 10 - Valores de turbidez (uT) medidos nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão

Turbidez (uT) Filtros 1 e 2 Fase Experimental 1							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
19/1/2009	1º	47	21	16	43	14	7,4
20/1/2009	2º	35	13	9,7	31	6,9	4,0
21/1/2009	3º	38	14	11	40	4,0	1,5
22/1/2009	4º	55	16	12	46	10	2,9
23/1/2009	5º	31	14	20,6	26	8,5	5,8
24/1/2009	6º	19	8,9	3,89	22	2,8	1,3
25/1/2009	7º	22	8,6	4,74	19	2,1	1,1
26/1/2009	8º	26	8,5	5,59	16	1,3	0,91
27/1/2009	9º	12	6,7	1,41	21	3,1	1,5
28/1/2009	10º	20	8,1	3,04	26	2,4	1,2
29/1/2009	11º	8,5	8,8	1,87	7,2	2,0	0,78
30/1/2009	12º	8,0	11	2,65	9,6	2,5	1,4
31/1/2009	13º	7,1	8,1	1,66	5,9	1,2	0,66
1/2/2009	14º	6,9	7,5	1,48	5,7	0,90	0,65
2/2/2009	15º	6,6	7,0	1,31	5,5	0,54	0,64
3/2/2009	16º	9,3	6,2	1,46	4,8	1,6	0,99
4/2/2009	17º	8,4	1,8	1,05	4,8	1,4	0,73
5/2/2009	18º	5,7	6,0	1,6	6,6	1,4	0,95
6/2/2009	19º	4,5	5,3	1,24	8,2	1,2	0,87
7/2/2009	20º	28	4,1	1,25	14	1,2	0,88
8/2/2009	21º	52	20	1,27	20	1,2	0,89
9/2/2009	22º	26	2,4	1,88	8,1	1,0	0,49
10/2/2009	23º	4,7	1,9	0,90	3,8	1,0	0,42
11/2/2009	24º	5,4	1,6	1,88	5,6	2,9	0,76
12/2/2009	25º	6,1	1,4	1,00	6,1	2,7	0,60

Tabela 11 - Valores das temperaturas (°C) medidas nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão na Fase Experimental 2

Temperatura (°C) Filtros 1 e 2 Fase Experimental 2							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
7/4/2009	1º	28	27,5	27	28	27	27
8/4/2009	2º	31	29,5	31	31	29	28
9/4/2009	3º	28,1	28	27,5	28,1	28,4	27,3
10/4/2009	4º	30,7	29,5	29	30,7	30,6	29,4
11/4/2009	5º	29	28	29	29	28	27,5
12/4/2009	6º	29	29	28,5	29	29,5	28
13/4/2009	7º	28	28,5	27	28	27,5	28
14/4/2009	8º	27	28	27	27	28	27
15/4/2009	9º	29,4	29,5	29,4	29,4	29,7	28,8
16/4/2009	10º	29,5	29,6	29,4	29,5	29,3	29,5
17/4/2009	11º	28,5	28,5	28,6	28,5	28,3	28,4
18/4/2009	12º	27,5	28,6	27,2	27,5	28,5	27
19/4/2009	13º	30	29,5	29,5	30	28,5	30
20/4/2009	14º	30,4	29,3	29,5	30,4	30	29,6
21/4/2009	15º	29,5	28,4	28,4	29,5	28	28,6
22/4/2009	16º	28,3	28	27,5	28,3	27,6	27,5
23/4/2009	17º	30,5	30	29,3	30,5	29,8	29,2
24/4/2009	18º	30,5	29,9	29,4	30,5	29,7	29,1
25/4/2009	19º	30	29,7	28,7	30	28,5	28,2
26/4/2009	20º	29	29,5	29,5	29	30	29
27/4/2009	21º	28,8	28,8	27,5	28,8	28,4	26,8
28/4/2009	22º	26,8	26,9	25,9	26,8	26,2	25,9
29/4/2009	23º	28	27,5	26,2	28	27	26,3
30/4/2009	24º	27,9	27,3	26,7	27,9	27	26,7
1/5/2009	25º	27,3	26,5	26,1	27,3	27,2	25,8
2/5/2009	26º	27,4	27,5	26,3	27,4	27,6	25,7
3/5/2009	27º	27,8	27,4	27,5	27,8	27,6	26,8
4/5/2009	28º	25,9	24,8	24,9	25,9	25	24,2
5/5/2009	29º	24,6	24,1	23,5	24,6	24,1	23,3
6/5/2009	30º	26,8	26,8	24,8	26,8	26,3	24,5
7/5/2009	31º	26,6	26,4	25,8	26,6	26,4	25,5
8/5/2009	32º	26,5	26,8	26	26,5	25,9	25,7
9/5/2009	33º	26,5	26,9	27	26,5	26,5	27
10/5/2009	34º	27	26,5	26,3	27	26,9	26,8
11/5/2009	35º	30,4	30,3	29,4	30,4	30,5	28,8
12/5/2009	36º	29	29,1	28	29	28,5	27,5
13/5/2009	37º	28	27,6	26,8	28	27,7	27
14/5/2009	38º	28	28	27,3	28	28,5	27,5
15/5/2009	39º	24,2	23,3	22,8	24,2	23,5	23,2

Temperatura (°C) Filtros 1 e 2 Fase Experimental 2							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
16/5/2009	40°	27,9	28,1	27,8	27,9	28	28,3
17/5/2009	41°	27,8	27	28,1	27,8	27,9	28
18/5/2009	42°	24	24	24	24	24	23,3
19/5/2009	43°	28,1	27,6	27,2	28,1	27,8	27
20/5/2009	44°	24,9	25,1	24,5	24,9	25,6	26,2
21/5/2009	45°	26,9	26,8	26,6	26,9	26,6	26,8
22/5/2009	46°	28,2	26,8	28	28,2	27,9	27,8
23/5/2009	47°	28	27,9	28,1	28	27,5	27
24/5/2009	48°	27,5	27,4	28,5	27,5	28,1	28
25/5/2009	49°	29,3	28,6	28	29,3	28,9	28,2
26/5/2009	50°	28	28,2	26,8	28	27,8	27,4
27/5/2009	51°	26,5	26	26,3	26,5	26,4	26,2
28/5/2009	52°	26	26,3	26,3	26	26,5	26,4
29/5/2009	53°	27,9	28	26,9	27,9	27,5	27,3
30/5/2009	54°	29	29,3	28,5	29	29	28,4
31/5/2009	55°	28,3	28	28,3	28,3	27,7	27,4
23/6/2009	56°	23,9	24	23	23,9	23,6	23,5
24/6/2009	57°	24,1	24	23,5	24,1	23,9	23
25/6/2009	58°	24,4	23,7	23,5	24,4	23,6	23,7
26/6/2009	59°	23,9	23,2	23	23,9	23,3	22,9
27/6/2009	60°	24	23,9	23,2	24	23,5	23,4
28/6/2009	61°	24,5	24,1	23,6	24,5	23,8	23,4
29/6/2009	62°	24	23,5	23,1	24	23,4	23
30/6/2009	63°	24,5	24,1	23,6	24,5	23,8	23,4
1/7/2009	64°	27,4	26,9	26,9	27,4	27,3	27
2/7/2009	65°	27	27,1	27	27	27,5	27,2
3/7/2009	66°	24,1	24	24,5	24,1	24,9	24
4/7/2009	67°	25	24,1	24,6	25	24,9	24,3
5/7/2009	68°	24	23,3	23,1	24	23,4	23
6/7/2009	69°	24,2	24,3	24,5	24,2	24,4	23,5
7/7/2009	70°	24,1	24,3	24,4	24,1	24,3	23,4
8/7/2009	71°	24,9	24	24,7	24,9	24,8	24,2
9/7/2009	72°	24	24,1	24,6	24	25	24,2
10/7/2009	73°	24,9	24,3	24,7	24,9	24,5	24,5
11/7/2009	74°	23,9	23,6	23,5	23,9	23,8	23
12/7/2009	75°	24	24,2	24,6	24	25	24
13/7/2009	76°	20	19,6	19,7	20	20,3	19,3
14/7/2009	77°	22,2	22,6	21,9	22,2	22,5	21,7
15/7/2009	78°	23,1	23	23,5	23,1	22,9	23
16/7/2009	79°	24,9	26,4	23,69	24,9	24,4	23,6
17/7/2009	80°	24	24,5	23,9	24	24,1	24
18/7/2009	81°	24	24,5	24,3	24	23,9	24,1

Temperatura (°C) Filtros 1 e 2 Fase Experimental 2							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
19/7/2009	82°	24,3	24,9	24,9	24,3	25	24,5
20/7/2009	83°	25	24,5	24,5	25	24,9	24,9
21/7/2009	84°	24,1	24,2	25	24,1	24,7	24,9
22/7/2009	85°	27,9	27,4	26,2	27,9	27,9	26,7
23/7/2009	86°	22	19	18,9	22	18,5	19
24/7/2009	87°	20,1	18,3	18,8	20,1	18,4	18,9
25/7/2009	88°	21	19,8	19,1	21	18,7	18,9
26/7/2009	89°	25,2	24,3	24,5	25,2	24,2	24,7
27/7/2009	90°	27,4	27,7	27,1	27,4	27,8	26,4
28/7/2009	91°	26,5	25,8	26,1	26,5	26	27
29/7/2009	92°	27,6	26,5	26,5	27,6	26,9	26
30/7/2009	93°	27,1	27,5	26,9	27,1	27,2	26,5
31/7/2009	94°	28,5	28,1	27,9	28,5	28	28,2
1/8/2009	95°	27,1	26,9	27,1	27,1	26,5	27
2/8/2009	96°	26,5	26	26,6	26,5	26,9	26
3/8/2009	97°	27	26,5	27,1	27	26,9	27
4/8/2009	98°	27,3	27,5	26,7	27,3	27,7	26,5
5/8/2009	99°	26,8	25,5	27	26,8	26	27,1
6/8/2009	100°	29,1	28,9	28,1	29,1	29,2	28,1
7/8/2009	101°	28,5	28	25,9	28,5	29,1	28,5
8/8/2009	102°	28,2	28	27,9	28,2	27,5	27
9/8/2009	103°	27,5	28	27	27,5	27,9	27,5
10/8/2009	104°	28	27,9	28	28	27,5	28
11/8/2009	105°	27,5	27,9	28	27,5	28	28
12/8/2009	106°	27	28	27	27	28	27
13/8/2009	107°	27,5	27	28	27,5	27,9	27,6
14/8/2009	108°	27,9	28	27,9	27,9	28	28
15/8/2009	109°	28	27,9	27	28	27,5	27,1
16/8/2009	110°	27	27	28	27	28	28
17/8/2009	111°	27,9	28	27,6	27,9	27,5	28
18/8/2009	112°	28	27,9	27,7	28	27,5	27,8
19/8/2009	113°	27,4	27,9	27,5	27,4	28	27,6

Tabela 12 - Valores de pH medidos nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão na Fase Experimental 2

pH Filtros 1 e 2 Fase Experimental 2							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
7/4/2009	1º	6,98	7,51	7,5	7,39	7,14	7,34
8/4/2009	2º	7,3	7,35	7,25	7,27	7,32	7,32
9/4/2009	3º	7,52	7,25	7,15	7,2	7,09	7
10/4/2009	4º	7,4	7,51	7,41	7,44	7,03	7
11/4/2009	5º	7,02	7,51	7,41	7,56	7,21	7,3
12/4/2009	6º	7,26	7,43	7,33	7,17	7,22	7
13/4/2009	7º	7,18	7,44	7,34	7,44	7,12	7
14/4/2009	8º	7,44	7,42	7,32	7,56	7	7,11
15/4/2009	9º	7,14	6,88	7	7,2	7,03	7,1
16/4/2009	10º	7,32	6,99	7	7,32	7,13	7,23
17/4/2009	11º	7,09	7,4	7,3	7,4	7,21	7,34
18/4/2009	12º	7,03	7,03	7	7,27	7,23	7,15
19/4/2009	13º	6,93	7,1	7	7,12	7,37	7,5
20/4/2009	14º	6,97	7,22	7,11	7,21	7,17	7,18
21/4/2009	15º	7,01	7,2	7,1	6,99	7,01	7,53
22/4/2009	16º	7,09	7,33	7,23	7,21	7,17	7,47
23/4/2009	17º	7,07	7,44	7,34	7,22	6,95	7,53
24/4/2009	18º	7,39	7,25	7,15	7,12	6,99	7,36
25/4/2009	19º	7,27	7,2	7,5	7	7,34	7,44
26/4/2009	20º	7,2	7,28	7,18	7,03	7,32	7,56
27/4/2009	21º	7,44	7,13	7,53	7,13	7	7,2
28/4/2009	22º	7,46	7,57	7,47	7,21	7	7,32
29/4/2009	23º	7,2	7,23	7,53	7,23	7,3	7,4
30/4/2009	24º	7,44	7,46	7,36	7,37	7	7,27
1/5/2009	25º	7,56	7,56	7,46	7,17	7	7,12
2/5/2009	26º	7,2	7,52	7,42	7,01	7,11	7,21
3/5/2009	27º	7,32	7,4	7,3	7,17	7,1	6,99
4/5/2009	28º	7,4	7,3	7,2	6,95	7,23	7,46
5/5/2009	29º	7,27	7,46	7,36	6,99	7,34	7,42
6/5/2009	30º	7,12	7,44	7,34	7,46	7,15	7,3
7/5/2009	31º	7,21	7,4	7,3	7,42	7,5	7,2
8/5/2009	32º	6,99	7,5	7,4	7,3	7,18	7,36
9/5/2009	33º	7,3	7,49	7,39	7,2	7,53	7,34
10/5/2009	34º	7,34	7,33	7,23	7,36	7,47	7,3
11/5/2009	35º	7,22	7,21	7,11	7,34	7,53	7,4
12/5/2009	36º	7,23	7,22	7,12	7,3	7,36	7,39
13/5/2009	37º	7,13	7,12	7,02	7,4	7,37	7,23
14/5/2009	38º	7,03	7	7	7,39	7,47	7,11

pH Filtros 1 e 2 Fase Experimental 2							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
15/5/2009	39°	7,13	7,03	7	7,23	7,38	7,12
16/5/2009	40°	7,23	7,13	7	7,11	7,41	7
17/5/2009	41°	7,22	7,21	7,11	7,12	7,45	7,15
18/5/2009	42°	7,24	7,23	7,13	6,99	7,21	7,17
19/5/2009	43°	7,38	7,37	7,23	7,33	7	7,22
20/5/2009	44°	7,27	7,17	7,07	7,4	7,24	7,13
21/5/2009	45°	7,2	7,01	7	7,14	7,3	7,42
22/5/2009	46°	7,27	7,17	7	7,31	7,4	7,05
23/5/2009	47°	6,85	6,95	7	7,19	7,13	7,33
24/5/2009	48°	7	6,99	7	7,3	7,23	7,05
25/5/2009	49°	7,48	7,38	7,28	7,35	7,35	7,48
26/5/2009	50°	7,4	7,3	7,2	7,54	7,21	7,42
27/5/2009	51°	7,39	7,29	7,19	7,41	7,05	7,54
28/5/2009	52°	7,31	7,21	7,11	7	7,25	6,99
29/5/2009	53°	7,38	7,28	7,18	7,15	7,27	7,38
30/5/2009	54°	7,37	7,27	7,17	7,17	7,32	7,3
31/5/2009	55°	7,37	7,57	7,47	7,22	7,23	7,29
23/6/2009	56°	7,45	7,35	7,25	7,13	7,52	6,99
24/6/2009	57°	7,27	7,57	7,47	7,42	7,15	7,33
25/6/2009	58°	7,45	7,35	7,25	7,05	7,43	7,4
26/6/2009	59°	7,47	7,57	7,47	7,33	7,15	7,14
27/6/2009	60°	7,55	7,45	7,35	7,05	7,58	7,31
28/6/2009	61°	7,38	7,18	7,58	7,48	7,52	7,19
29/6/2009	62°	7,18	7,32	7,6	7,42	7,54	7,3
30/6/2009	63°	7,47	7,27	7,57	7,54	7,37	7,35
1/7/2009	64°	7,24	7,34	7,54	7,37	7,47	7,54
2/7/2009	65°	7,29	7,59	7,49	7,47	7,38	7,41
3/7/2009	66°	7,42	7,22	7,52	7,38	7,41	7,37
4/7/2009	67°	7,12	7,52	7,42	7,41	7,45	7,47
5/7/2009	68°	7,3	7,2	7,1	7,45	7,21	7,38
6/7/2009	69°	7,55	7,45	7,35	7,21	7	7,41
7/7/2009	70°	7,52	7,52	7,42	7	7,24	7,45
8/7/2009	71°	7,2	7,2	7,5	7,24	7,3	7,21
9/7/2009	72°	7,33	7,03	7,53	7,3	7,4	7
10/7/2009	73°	7,21	7,41	7,31	7,4	7,33	7,24
11/7/2009	74°	6,99	7	7	7,23	7,23	7,3
12/7/2009	75°	7,33	7,23	7,13	7,23	7,35	7,4
13/7/2009	76°	7,4	7,2	7,1	7,35	7,21	7,14
14/7/2009	77°	7,14	7,04	7	7,21	7,32	7,31
15/7/2009	78°	7,31	7,21	7,11	7,05	7,43	7,19
16/7/2009	79°	7,19	7,09	7	7,25	7	7,3
17/7/2009	80°	7,3	7,2	7,3	7,27	7,16	7,35

pH Filtros 1 e 2 Fase Experimental 2							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
18/7/2009	81°	7,35	7,25	7,15	7,32	7,01	7,54
19/7/2009	82°	7,54	7,44	7,34	7,23	7	7,41
20/7/2009	83°	7,41	7,31	7,21	7,52	7	7,39
21/7/2009	84°	7,29	7,59	7,49	7,15	7	7,37
22/7/2009	85°	7,37	7,27	7,17	7,43	7,12	7,04
23/7/2009	86°	7,34	7,54	7,44	7,15	7,03	7,57
24/7/2009	87°	7,57	7,47	7,37	7,58	7,32	7,34
25/7/2009	88°	7,44	7,57	7,47	7,52	7	7
26/7/2009	89°	7,58	7,48	7,38	7,34	7,23	7,23
27/7/2009	90°	7,41	7,51	7,41	7,37	7,42	7
28/7/2009	91°	7,05	7,55	7,45	7,47	7,53	7,38
29/7/2009	92°	7,41	7,31	7,21	7,38	7,13	7,22
30/7/2009	93°	7,1	7	7	7,41	7,25	7,44
31/7/2009	94°	7,54	7,34	7,24	7,45	7,11	7,57
1/8/2009	95°	7,5	7,4	7,3	7,21	7	7,04
2/8/2009	96°	7,27	7,5	7,4	7	7,15	7,58
3/8/2009	97°	7,52	7,42	7,32	7,24	7,17	7,31
4/8/2009	98°	7,43	7,53	7,43	7,3	7,22	7,15
5/8/2009	99°	7,23	7,13	7	7,4	7,13	7,41
6/8/2009	100°	7,35	7,25	7,16	7,33	7,42	7,1
7/8/2009	101°	7,21	7,11	7,01	7,23	7,25	7,04
8/8/2009	102°	7,05	7	7	7,35	7,41	7,5
9/8/2009	103°	7,25	7,15	7	7,21	7,1	7,07
10/8/2009	104°	7,27	7,17	7	7,45	7,14	7,02
11/8/2009	105°	7,32	7,22	7,12	7,21	7,5	7,32
12/8/2009	106°	7,23	7,13	7,03	7	7,57	7,43
13/8/2009	107°	7,52	7,42	7,32	7,24	7,22	7
14/8/2009	108°	7,15	7,05	7	7,3	7,03	7,16
15/8/2009	109°	7,43	7,33	7,23	7,4	7,23	7,22
16/8/2009	110°	7,15	7,05	7	7,13	7,35	7,23
17/8/2009	111°	7,58	7,48	7,38	7,23	7,21	7,35
18/8/2009	112°	7,52	7,42	7,22	7,35	7,05	7,21
19/8/2009	113°	7,54	7,54	7,44	7,21	7,15	7,05

Tabela 13 - Valores de oxigênio dissolvido medidos nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão na Fase Experimental 2

Oxigênio dissolvido (mg/L) Filtros 1 e 2 Fase Experimental 2							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
7/4/2009	1º	5,72	4,6	3,16	5,23	4	3,16
8/4/2009	2º	5,76	5,85	4,63	5,42	5,85	5,8
9/4/2009	3º	6,83	5,86	4,76	6,88	5,86	5,69
10/4/2009	4º	7,66	7,69	7,42	7,57	7,78	7,42
11/4/2009	5º	5,74	4,6	4,51	5,32	4,51	4,5
12/4/2009	6º	6,29	5,85	4,68	6,15	5,85	5,31
13/4/2009	7º	5,96	5,59	5,28	6,2	5,69	5,28
14/4/2009	8º	6,1	5,99	5,88	6,33	5,88	5,27
15/4/2009	9º	5,95	5,57	4,69	6,03	6,12	4,69
16/4/2009	10º	5,83	5,74	5,53	6,27	6,44	5,53
17/4/2009	11º	6,33	5,8	4,88	6,32	6,26	4,88
18/4/2009	12º	6,98	5,94	4,71	6,43	6,83	4,71
19/4/2009	13º	5,97	5,22	4,38	6,58	5,58	4,38
20/4/2009	14º	5,19	4,97	4,44	6,62	6,14	4,44
21/4/2009	15º	6,4	6,08	5,57	6,23	6,08	5,68
22/4/2009	16º	6,36	6,45	5,7	5,91	6,45	5,51
23/4/2009	17º	5,6	5,5	5,44	7,64	7,58	5,44
24/4/2009	18º	5,31	5,73	5,67	5,55	5,67	4,88
25/4/2009	19º	5,81	5,5	5,26	6,36	5,26	4,28
26/4/2009	20º	5,8	5,48	5,23	6,32	5,56	5,23
27/4/2009	21º	6,28	5,82	5,2	6,26	5,67	5,2
28/4/2009	22º	6,69	5,79	5,78	6,16	5,79	5,67
29/4/2009	23º	6,06	5,56	5,3	6,09	5,69	5,3
30/4/2009	24º	6,75	6,53	5,74	6,17	5,74	5,71
1/5/2009	25º	6,6	6,21	5,55	7,43	6,21	5,67
2/5/2009	26º	6,52	6,19	5,52	6,53	6,19	5,66
3/5/2009	27º	6,35	5,46	4,52	6,28	5,56	4,52
4/5/2009	28º	6,13	6,21	5,58	6,62	6,21	5,25
5/5/2009	29º	6,75	5,7	5,58	6,44	5,58	5,41
6/5/2009	30º	5,98	5,87	5,64	5,63	5,87	5,5
7/5/2009	31º	6,56	6,11	5,46	6,39	5,46	5,38
8/5/2009	32º	6,54	6,05	5,47	6,32	5,47	5,3
9/5/2009	33º	6,46	6,03	5,4	6,36	5,4	5,23
10/5/2009	34º	6,42	6,09	5,65	6,32	5,65	5,36
11/5/2009	35º	5,72	5,02	4	5,21	4	3,99
12/5/2009	36º	5,93	5,58	5,15	4,87	5,27	5,15
13/5/2009	37º	5,84	4,97	4,57	5,43	5,65	4,57
14/5/2009	38º	5,5	5,14	3,91	5,11	5,8	3,91
15/5/2009	39º	6,52	6,51	4,86	6,1	5,32	4,86

Oxigênio dissolvido (mg/L) Filtros 1 e 2 Fase Experimental 2							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
16/5/2009	40°	5,83	5,1	4,56	5,42	5,6	4,56
17/5/2009	41°	5,6	5,2	4,23	5,12	5,7	4,23
18/5/2009	42°	6,75	6,7	5,75	6,71	6,39	5,75
19/5/2009	43°	5,81	5,58	4,5	5,82	4,88	4,5
20/5/2009	44°	6,58	5,96	5,77	6,02	6,48	5,96
21/5/2009	45°	5,74	5,52	4,14	6,24	6,15	5,52
22/5/2009	46°	6,89	6,58	5,23	5,23	6,58	4,52
23/5/2009	47°	6,84	5,32	5,26	6,95	5,26	4,25
24/5/2009	48°	6,02	5,6	5,23	5,65	5,6	4,23
25/5/2009	49°	6,24	5,36	4,98	5,59	5,59	4,98
26/5/2009	50°	6,12	6,11	5,2	5,7	5,2	5,03
27/5/2009	51°	6,2	5,3	4,97	6,12	5,41	4,97
28/5/2009	52°	6,1	5,29	4,89	6,13	5,39	4,89
29/5/2009	53°	6,13	6,22	5,4	5,8	5,4	5,13
30/5/2009	54°	6,19	5,39	4,89	5,52	5,53	4,89
31/5/2009	55°	6,74	5,36	5,32	6,86	5,52	5,32
23/6/2009	56°	5,21	4,42	3,24	4,49	4,06	3,24
24/6/2009	57°	5,22	4,39	3,25	4,45	4,05	3,25
25/6/2009	58°	4,86	4,55	3,74	4,52	4,52	3,74
26/6/2009	59°	4,86	4,72	3,75	4,81	4,64	3,75
27/6/2009	60°	5,22	4,4	3,25	4,5	4,03	3,25
28/6/2009	61°	5,23	4,42	3,29	4,49	4,02	3,29
29/6/2009	62°	4,85	4,71	3,72	4,65	4,63	3,72
30/6/2009	63°	5,23	4,42	3,65	4,52	4,23	3,65
1/7/2009	64°	4,83	4,59	3,79	4,46	4,6	3,79
2/7/2009	65°	4,88	4,61	3,81	4,45	4,58	3,81
3/7/2009	66°	4,8	4,6	3,29	4,45	4,6	3,29
4/7/2009	67°	4,85	4,65	3,32	4,55	4,7	3,32
5/7/2009	68°	4,85	4,71	3,74	4,8	4,63	3,75
6/7/2009	69°	5,28	5,56	3,32	5,3	4,88	3,32
7/7/2009	70°	5,18	5,46	3,23	5,23	4,75	3,23
8/7/2009	71°	4,75	4,55	3,23	4,35	4,65	3,23
9/7/2009	72°	4,7	4,52	3,19	4,35	4,55	3,2
10/7/2009	73°	4,75	4,55	3,13	4,35	4,65	3,13
11/7/2009	74°	4,75	4,62	3,75	4,55	4,53	3,75
12/7/2009	75°	4,79	4,53	3,33	4,55	4,52	3,33
13/7/2009	76°	6,02	5,5	4,04	6,42	5,5	4,04
14/7/2009	77°	5,6	4,64	3,75	5,43	5,55	3,75
15/7/2009	78°	5,59	5,42	4,74	6,2	5,36	4,74
16/7/2009	79°	5,31	4,93	3,69	5,48	4,69	3,69
17/7/2009	80°	5,64	5,62	3,69	5,41	5,43	3,69
18/7/2009	81°	5,32	4,9	3,42	5,49	4,68	3,42

Oxigênio dissolvido (mg/L) Filtros 1 e 2 Fase Experimental 2							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
19/7/2009	82°	5,78	5,71	3,42	5,51	5,42	3,42
20/7/2009	83°	5,42	4,97	4,32	5,59	4,78	4,32
21/7/2009	84°	4,51	4,41	3,27	4,32	4,53	3,27
22/7/2009	85°	4,6	4,6	4,52	4,91	4,6	4,31
23/7/2009	86°	6,22	4,65	3,29	6,55	6,2	4,65
24/7/2009	87°	6,21	4,66	3,32	6,54	6,24	4,66
25/7/2009	88°	5,5	4,5	4,45	6,71	6,19	4,5
26/7/2009	89°	5,7	5,42	4,7	5,8	5,43	4,7
27/7/2009	90°	6,51	6,49	4,23	6,24	6,49	6,35
28/7/2009	91°	5,61	5,49	5,23	5,25	5,49	5,3
29/7/2009	92°	5,71	5,69	5,46	6,2	6,31	5,69
30/7/2009	93°	5,61	6,29	3,43	5,14	6,29	6,2
31/7/2009	94°	5,27	4,31	4,28	4,6	5,01	4,31
1/8/2009	95°	6,01	4,56	4,32	6,25	5,84	4,32
2/8/2009	96°	6,2	5,49	5,3	5,6	6,31	5,3
3/8/2009	97°	5,46	5,3	4,28	5,21	5,4	5,3
4/8/2009	98°	6,61	6,39	3,23	6,14	6,39	6,25
5/8/2009	99°	6,01	5,2	4,32	5,46	6,2	4,32
6/8/2009	100°	5,07	4,29	4,28	4,58	4,84	4,28
7/8/2009	101°	5,17	4,39	4,31	4,68	4,81	4,31
8/8/2009	102°	5,7	5,41	4,88	5,8	5,43	4,88
9/8/2009	103°	5,27	4,49	4,41	4,78	4,91	4,41
10/8/2009	104°	5,8	5,51	4,98	5,9	5,53	4,98
11/8/2009	105°	5,18	4,29	4,21	4,58	4,91	4,21
12/8/2009	106°	5,6	5,31	4,78	5,7	5,53	4,78
13/8/2009	107°	5,47	4,69	4,61	4,88	5,21	4,61
14/8/2009	108°	5,2	4,31	4,23	4,62	5,01	4,23
15/8/2009	109°	5,7	5,41	4,88	5,8	5,63	4,88
16/8/2009	110°	5,48	4,7	4,62	4,89	5,22	4,62
17/8/2009	111°	5,27	4,49	4,41	4,78	4,91	4,41
18/8/2009	112°	5,6	5,31	4,78	5,7	5,33	4,78
19/8/2009	113°	5,17	4,39	4,31	4,68	4,81	4,31

Tabela 14 - Valores de cor aparente (uH) medidos nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão na Fase Experimental 2

Cor Aparente (uH) Filtros 1 e 2 Fase Experimental 2							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
7/4/2009	1º	77	9	6	77	8	6
8/4/2009	2º	35	15	11	35	26	9
9/4/2009	3º	45	12	9	45	11	6
10/4/2009	4º	17	10	7	17	6	5
11/4/2009	5º	16	10	6	16	8	6
12/4/2009	6º	15	11	9	15	7	3
13/4/2009	7º	16	4	2	16	3	2
14/4/2009	8º	18	4	2	18	3	2
15/4/2009	9º	20	9	0	20	2	2
16/4/2009	10º	21	18	6	18	9	6
17/4/2009	11º	17	9	2	17	5	5
18/4/2009	12º	17	9	2	17	5	4
19/4/2009	13º	15	10	2	15	4	3
20/4/2009	14º	16	11	2	16	4	3
21/4/2009	15º	16	8	5	16	5	3
22/4/2009	16º	26	15	3	15	10	8
23/4/2009	17º	14	7	1	14	5	3
24/4/2009	18º	11	6	5	11	1	0
25/4/2009	19º	10	5	1	10	6	2
26/4/2009	20º	12	6	2	12	5	1
27/4/2009	21º	12	9	1	12	4	3
28/4/2009	22º	14	8	4	14	7	5
29/4/2009	23º	15	8	2	15	8	5
30/4/2009	24º	10	5	0	10	6	4
1/5/2009	25º	6	3	0	6	2	0
2/5/2009	26º	10	3	0	10	2	1
3/5/2009	27º	11	2	0	11	3	0
4/5/2009	28º	15	7	6	15	9	5
5/5/2009	29º	20	4	0	20	4	3
6/5/2009	30º	13	7	2	13	9	4
7/5/2009	31º	15	10	1	15	7	3
8/5/2009	32º	15	6	2	15	5	3
9/5/2009	33º	8	4	3	8	5	2
10/5/2009	34º	9	4	3	9	6	2
11/5/2009	35º	22	14	3	14	13	9
12/5/2009	36º	13	8	6	13	9	6
13/5/2009	37º	16	2	0	16	2	1
14/5/2009	38º	15	7	2	15	6	5
15/5/2009	39º	15	7	1	15	5	4

Cor Aparente (uH) Filtros 1 e 2 Fase Experimental 2							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
16/5/2009	40°	15	3	0	15	2	1
17/5/2009	41°	16	6	3	16	5	3
18/5/2009	42°	8	4	1	8	4	3
19/5/2009	43°	9	4	0	9	4	4
20/5/2009	44°	5	4	3	5	4	0
21/5/2009	45°	6	5	1	6	3	2
22/5/2009	46°	11	2	0	11	3	0
23/5/2009	47°	14	2	2	14	1	3
24/5/2009	48°	9	3	1	9	3	2
25/5/2009	49°	11	1	4	11	4	9
26/5/2009	50°	15	4	6	15	4	5
27/5/2009	51°	8	4	0	8	5	4
28/5/2009	52°	9	4	1	9	4	3
29/5/2009	53°	14	4	5	14	5	4
30/5/2009	54°	12	6	3	12	5	6
31/5/2009	55°	15	2	3	15	1	2
23/6/2009	56°	24	5	1	24	3	2
24/6/2009	57°	25	4	2	25	3	1
25/6/2009	58°	54	9	6	54	12	10
26/6/2009	59°	76	12	2	76	6	4
27/6/2009	60°	25	6	2	25	4	3
28/6/2009	61°	22	5	3	22	4	2
29/6/2009	62°	70	9	3	70	7	3
30/6/2009	63°	26	4	1	22	5	3
1/7/2009	64°	57	13	7	57	10	6
2/7/2009	65°	55	12	6	55	11	5
3/7/2009	66°	46	5	3	46	5	0
4/7/2009	67°	39	5	2	39	4	1
5/7/2009	68°	65	10	1	65	5	3
6/7/2009	69°	50	6	4	50	6	5
7/7/2009	70°	45	5	3	45	5	3
8/7/2009	71°	38	6	3	38	5	2
9/7/2009	72°	45	5	2	45	4	1
10/7/2009	73°	40	5	3	40	4	2
11/7/2009	74°	65	7	3	65	6	2
12/7/2009	75°	45	6	2	45	6	4
13/7/2009	76°	39	1	0	39	3	1
14/7/2009	77°	27	4	3	27	10	7
15/7/2009	78°	22	2	1	22	3	2
16/7/2009	79°	22	4	3	22	7	3
17/7/2009	80°	35	5	3	35	8	6
18/7/2009	81°	39	5	4	39	6	2

Cor Aparente (uH) Filtros 1 e 2 Fase Experimental 2							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
19/7/2009	82°	22	8	5	22	7	4
20/7/2009	83°	35	5	3	35	7	2
21/7/2009	84°	36	7	2	36	6	3
22/7/2009	85°	27	8	3	27	8	5
23/7/2009	86°	20	10	1	20	3	0
24/7/2009	87°	22	2	0	22	2	2
25/7/2009	88°	15	7	1	15	5	3
26/7/2009	89°	18	7	3	18	8	4
27/7/2009	90°	20	6	1	20	7	3
28/7/2009	91°	17	7	1	17	6	2
29/7/2009	92°	18	6	2	18	5	3
30/7/2009	93°	21	7	2	21	8	4
31/7/2009	94°	32	5	0	32	7	1
1/8/2009	95°	25	7	2	25	8	4
2/8/2009	96°	23	7	2	23	9	3
3/8/2009	97°	21	8	2	21	10	4
4/8/2009	98°	24	5	2	24	5	4
5/8/2009	99°	22	9	4	22	11	5
6/8/2009	100°	75	3	0	75	5	3
7/8/2009	101°	21	3	0	21	5	1
8/8/2009	102°	20	4	0	20	9	2
9/8/2009	103°	19	7	0	19	8	1
10/8/2009	104°	22	5	0	22	7	3
11/8/2009	105°	17	5	1	17	8	3
12/8/2009	106°	19	5	1	19	8	2
13/8/2009	107°	22	8	2	22	9	3
14/8/2009	108°	15	8	2	15	9	3
15/8/2009	109°	20	4	0	20	7	1
16/8/2009	110°	23	7	1	23	8	2
17/8/2009	111°	17	4	0	17	6	1
18/8/2009	112°	19	5	1	19	7	2
19/8/2009	113°	17	6	1	17	7	3

Tabela 15 - Valores de cor verdadeira (uH) medidos nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão na Fase Experimental 2

Cor verdadeira (uH) Filtros 1 e 2 Fase Experimental 2							
Data	Semana	A1	L1	C1	A2	L2	C2
8/04/2009	1º	0	0	0	0	0	0
15/04/2009	2º	3	1	0	4	1	0
22/04/2009	3º	4	3	1	4	3	3
29/04/2009	4º	4	4	3	4	3	3
6/05/2009	5º	1	0	0	1	0	0
13/05/2009	6º	1	0	0	2	1	0
20/05/2009	7º	0	0	0	0	0	0
27/05/2009	8º	2	0	0	2	0	0
1/07/2009	9º	5	4	1	3	2	1
8/07/2009	10º	0	0	0	0	0	0
15/07/2009	11º	2	0	0	2	0	0
22/07/2009	12º	2	1	0	4	1	0
30/07/2009	13º	0	0	0	0	0	0
5/08/2009	14º	0	0	0	0	0	0
12/08/2009	15º	2	1	0	4	3	2
19/08/2009	16º	2	1	0	3	2	1

Tabela 16 - Valores de turbidez (uT) medidos nos afluentes dos filtros lentos 1 e 2 e nos efluentes dos filtros lentos e filtros de carvão na Fase Experimental 2

Turbidez (uT) Filtros 1 e 2 Fase Experimental 2							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
7/4/2009	1º	1,2	1,0	0,66	12	0,79	0,67
8/4/2009	2º	1,4	1,0	0,33	1,4	0,72	0,47
9/4/2009	3º	1,3	1,0	0,31	1,3	0,45	0,41
10/4/2009	4º	1,4	1,0	0,41	1,4	0,31	0,22
11/4/2009	5º	1,3	1,0	0,49	1,3	0,76	0,57
12/4/2009	6º	1,4	1,0	0,32	1,4	0,57	0,46
13/4/2009	7º	1,5	0,90	0,34	1,5	0,46	0,37
14/4/2009	8º	1,5	0,83	0,33	1,5	0,45	0,36
15/4/2009	9º	1,2	1,1	0,39	1,2	0,40	0,30
16/4/2009	10º	1,1	1,1	0,28	1,1	0,40	0,29
17/4/2009	11º	1,0	0,88	0,33	0,88	0,40	0,33
18/4/2009	12º	1,0	0,92	0,27	0,92	0,36	0,34
19/4/2009	13º	1,2	0,56	0,36	1,2	0,42	0,33
20/4/2009	14º	1,3	0,86	0,32	0,86	0,42	0,30
21/4/2009	15º	1,2	0,94	0,43	1,2	0,74	0,36
22/4/2009	16º	3,8	1,3	1,1	1,3	0,71	0,69
23/4/2009	17º	1,1	0,76	0,35	1,1	0,49	0,42
24/4/2009	18º	0,92	0,91	0,30	0,91	0,47	0,44
25/4/2009	19º	1,0	0,99	0,28	1,0	0,42	0,40
26/4/2009	20º	1,5	0,99	0,26	1,5	0,54	0,32
27/4/2009	21º	0,96	0,78	0,23	0,78	0,43	0,36
28/4/2009	22º	0,98	0,86	0,31	0,98	0,47	0,41
29/4/2009	23º	0,95	0,90	0,23	0,90	0,48	0,46
30/4/2009	24º	1,2	0,77	0,32	0,77	0,48	0,44
1/5/2009	25º	1,2	0,87	0,30	1,2	0,39	0,30
2/5/2009	26º	1,3	0,72	0,36	1,3	0,52	0,33
3/5/2009	27º	1,5	0,65	0,33	1,5	0,54	0,32
4/5/2009	28º	0,79	0,72	0,31	0,79	0,37	0,33
5/5/2009	29º	1,8	0,77	0,36	1,8	0,42	0,42
6/5/2009	30º	1,1	0,84	0,42	1,1	0,42	0,33
7/5/2009	31º	1,2	1,0	0,33	1,0	0,44	0,34
8/5/2009	32º	1,3	0,75	0,62	1,3	0,44	0,44
9/5/2009	33º	1,8	0,85	0,69	1,8	0,45	0,42
10/5/2009	34º	1,3	0,89	0,79	1,3	0,45	0,43
11/5/2009	35º	3,0	1,0	0,46	1,0	0,52	0,43
12/5/2009	36º	1,4	0,93	0,63	0,93	0,71	0,51
13/5/2009	37º	1,4	0,58	0,46	1,4	0,44	0,34
14/5/2009	38º	1,2	1,1	0,34	1,1	0,42	0,33
15/5/2009	39º	1,1	1,0	0,27	1,0	0,39	0,31

Turbidez (uT) Filtros 1 e 2 Fase Experimental 2							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
16/5/2009	40°	1,3	0,52	0,32	1,3	0,34	0,30
17/5/2009	41°	1,3	0,99	0,36	1,3	0,45	0,32
18/5/2009	42°	1,0	0,71	0,23	0,71	0,35	0,27
19/5/2009	43°	0,72	0,61	0,29	0,72	0,40	0,31
20/5/2009	44°	1,1	0,72	0,47	0,72	0,43	0,34
21/5/2009	45°	0,94	0,60	0,44	0,66	0,47	0,24
22/5/2009	46°	0,99	0,85	0,32	0,99	0,42	0,34
23/5/2009	47°	1,2	0,75	0,75	1,2	0,42	0,41
24/5/2009	48°	1,5	0,65	0,65	1,5	0,58	0,57
25/5/2009	49°	0,73	0,39	0,30	0,73	0,29	0,36
26/5/2009	50°	0,96	0,32	0,27	0,96	0,38	0,38
27/5/2009	51°	0,77	0,42	0,48	0,77	0,67	0,35
28/5/2009	52°	0,85	0,42	0,47	0,85	0,64	0,43
29/5/2009	53°	1,2	0,34	0,32	1,2	0,38	0,37
30/5/2009	54°	0,93	0,38	0,34	0,93	0,29	0,35
31/5/2009	55°	1,3	0,73	0,78	1,3	0,45	0,45
23/6/2009	56°	2,8	0,53	0,41	2,8	0,67	0,56
24/6/2009	57°	2,7	0,53	0,41	2,7	0,68	0,52
25/6/2009	58°	6,5	0,71	0,45	6,5	0,92	0,63
26/6/2009	59°	10	0,94	0,34	10	0,62	0,55
27/6/2009	60°	2,8	0,53	0,41	2,8	0,67	0,56
28/6/2009	61°	2,7	0,53	0,41	2,7	0,69	0,52
29/6/2009	62°	9,2	0,95	0,35	9,2	0,63	0,54
30/6/2009	63°	2,5	0,63	0,42	2,5	0,67	0,53
1/7/2009	64°	7,3	1,4	1,4	7,3	0,83	0,73
2/7/2009	65°	7,2	1,2	1,0	7,2	0,84	0,69
3/7/2009	66°	4,6	0,95	0,87	4,6	0,51	0,49
4/7/2009	67°	5,4	0,89	0,87	5,4	0,51	0,48
5/7/2009	68°	9,9	0,94	0,34	9,9	0,63	0,45
6/7/2009	69°	2,7	0,87	0,73	2,7	0,69	0,65
7/7/2009	70°	2,7	0,86	0,72	2,7	0,68	0,64
8/7/2009	71°	5,3	0,87	0,86	5,3	0,50	0,46
9/7/2009	72°	4,5	0,94	0,86	4,5	0,50	0,48
10/7/2009	73°	5,3	0,87	0,85	5,3	0,50	0,46
11/7/2009	74°	5,2	0,85	0,33	5,2	0,73	0,53
12/7/2009	75°	4,5	0,94	0,86	4,5	0,52	0,48
13/7/2009	76°	5,2	0,67	0,33	5,2	0,77	0,66
14/7/2009	77°	2,7	0,75	0,52	2,7	1,2	1,1
15/7/2009	78°	3,5	0,77	0,23	3,5	0,76	0,67
16/7/2009	79°	2,8	0,53	0,37	2,8	0,81	0,76
17/7/2009	80°	3,7	0,62	0,35	3,7	1,2	0,87
18/7/2009	81°	3,7	0,63	0,47	3,7	0,82	0,66

Turbidez (uT) Filtros 1 e 2 Fase Experimental 2							
Data	Dia	A1	L1	C1	A2	L2	C2
19/7/2009	82°	5,7	0,87	0,65	5,7	0,99	0,77
20/7/2009	83°	3,8	0,73	0,42	3,8	0,72	0,55
21/7/2009	84°	6,3	0,87	0,42	6,3	0,95	0,55
22/7/2009	85°	3,2	0,93	0,46	3,2	0,56	0,42
23/7/2009	86°	3,2	0,54	0,46	3,2	0,92	0,87
24/7/2009	87°	3,7	0,54	0,46	3,7	0,91	0,88
25/7/2009	88°	4,0	0,50	0,38	4,0	1,2	0,72
26/7/2009	89°	4,4	0,44	0,12	4,4	0,54	0,23
27/7/2009	90°	3,0	0,19	0,14	3,0	0,33	0,21
28/7/2009	91°	4,0	0,29	0,14	4,0	0,23	0,11
29/7/2009	92°	4,2	0,39	0,24	4,2	0,34	0,21
30/7/2009	93°	4,1	0,39	0,24	4,1	0,53	0,32
31/7/2009	94°	5,1	0,54	0,28	5,1	0,48	0,30
1/8/2009	95°	4,8	0,64	0,12	4,8	0,58	0,38
2/8/2009	96°	5,1	0,94	0,32	5,1	0,84	0,45
3/8/2009	97°	3,2	0,73	0,21	3,2	0,86	0,32
4/8/2009	98°	3,1	0,29	0,24	3,1	0,43	0,41
5/8/2009	99°	4,4	0,93	0,21	4,4	0,94	0,32
6/8/2009	100°	5,8	0,44	0,38	5,8	0,40	0,38
7/8/2009	101°	5,4	0,54	0,12	5,4	0,48	0,30
8/8/2009	102°	4,4	0,49	0,24	4,4	0,63	0,34
9/8/2009	103°	4,4	0,64	0,12	4,4	0,58	0,23
10/8/2009	104°	5,3	0,59	0,14	5,3	0,73	0,24
11/8/2009	105°	5,4	0,64	0,12	5,4	0,58	0,20
12/8/2009	106°	4,3	0,48	0,14	4,3	0,62	0,24
13/8/2009	107°	3,8	0,54	0,20	3,8	0,48	0,30
14/8/2009	108°	4,4	0,54	0,14	4,4	0,58	0,22
15/8/2009	109°	4,3	0,58	0,14	4,3	0,59	0,24
16/8/2009	110°	4,8	0,44	0,12	4,8	0,88	0,22
17/8/2009	111°	5,4	0,64	0,21	5,4	0,58	0,31
18/8/2009	112°	5,4	0,59	0,21	5,4	0,73	0,24
19/8/2009	113°	4,4	0,52	0,11	4,4	0,58	0,25

Tabela 17 - Concentração de atrazina nos pontos de aplicação e em cada ponto de coleta das amostras analisadas (A1 e A2 = entrada filtros lentos 1 e 2; L1 e L2 = saída filtros lentos 1 e 2; C1 e C2 = saída filtros de carvão 1 e 2)

SEMANA	CONCENTRAÇÃO DE ATRAZINA ($\mu\text{g/L}$)					
	A1	L1	C1	A2	L2	C2
1 ^a	33,36	-	-	30,87	-	-
2 ^a	31,35	0,72	-	33,27	0,45	-
3 ^a	14,18	3,71	-	23,6	1,63	-
4 ^a	13,52	2,03	0,31	17,04	2,48	0,16
5 ^a	16,81	1,26	0,35	16,77	0,91	0,12
6 ^a	13,58	1,72	0,45	17,56	2,84	0,12
7 ^a	15,1	3,84	0,59	29,28	2,5	0,1
8 ^a	35,24	2,12	0,96	30,52	2,66	0,36
9 ^a	24,54	1,45	-	29,56	1,18	0,55
10 ^a	30,77	3,76	2,59	33,98	3,97	0,07
11 ^a	30,46	2,71	0,24	32,27	4,15	0,26
12 ^a	29,11	6,16	1,09	26,77	3,63	-
13 ^a	33,63	1,84	1,65	21,5	2,02	1,25
14 ^a	35,43	2,1	-	36,82	3,25	-
15 ^a	34,3	2,96	1,74	34,63	5,83	1,83
16 ^a	35,14	2,56	1,15	40,99	1,89	-