



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

TATIANE DAS NEVES BURGOS

**CARACTERIZAÇÃO MICROBIOLÓGICA E FÍSICO-QUÍMICA  
DE RESÍDUOS GERADOS EM ESTAÇÕES DE  
TRATAMENTO DE ÁGUAS E NO DESAGUAMENTO DO  
LODO DE DECANTADORES EM LEITO DE DRENAGEM  
COM MANTA GEOTÊXTIL**

---

Londrina  
2013

TATIANE DAS NEVES BURGOS

**CARACTERIZAÇÃO MICROBIOLÓGICA E FÍSICO-QUÍMICA  
DE RESÍDUOS GERADOS EM ESTAÇÕES DE  
TRATAMENTO DE ÁGUAS E NO DESAGUAMENTO DO  
LODO DE DECANTADORES EM LEITO DE DRENAGEM  
COM MANTA GEOTÊXTIL**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação, em Microbiologia da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Microbiologia.

Orientadora: Profa. Dra. Jacinta Sanchez Pelayo.

Londrina  
2013

**Catálogo elaborado pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central da  
Universidade Estadual de Londrina.**

**Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)**

B957c Burgos, Tatiane das Neves.  
Caracterização microbiológica e físico-química de resíduos gerados em estações de tratamento de águas e no desaguamento do lodo de decantadores em leito de drenagem com manta geotêxtil / Tatiane das Neves Burgos. – Londrina, 2013. 76f. : il.

Orientador: Jacinta Sanchez Pelayo.

Dissertação (Mestrado em Microbiologia) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Microbiologia, 2013. Inclui bibliografia.

1. Água – Estações de tratamento – Teses. 2. Águas residuais – Propriedades físico-químicas – Teses. 3. Lodo – Tratamento – Teses. 4. Microorganismos – Teses. 5. Água – Microbiologia – Teses. I. Pelayo, Jacinta Sanchez. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Microbiologia. III. Título.

CDU 579:628.19

TATIANE DAS NEVES BURGOS

**CARACTERIZAÇÃO MICROBIOLÓGICA E FÍSICO-QUÍMICA DE  
RESÍDUOS GERADOS EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE  
ÁGUAS E NO DESAGUAMENTO DO LODO DE DECANTADORES EM  
LEITO DE DRENAGEM COM MANTA GEOTÊXTIL**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação, em Microbiologia da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Microbiologia.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dra. Jacinta Sanchez Pelayo  
UEL – Londrina - PR

---

Prof.Dra. Emília Kiyomi Kuroda  
UEL – Londrina - PR

---

Prof. Dr. Marco Antonio Nogueira  
EMBRAPA

Londrina, 21 de março de 2013.

Dedico este trabalho aos meus pais:  
**Aparecida das Neves Burgos** e  
**Geraldo Burgos Heras** os maiores e  
melhores tesouros que eu poderia  
possuir em minha vida, como singela  
retribuição por todo amor abnegado,  
carinho e dedicação a mim conferidos.

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente ao meu Deus por sua misericórdia e infindas bênçãos derramadas em minha vida, por seu cuidado e amor, por se revelar e me tomar em suas mão nos momentos em que mais necessitei a Quem tenho prazer em amar e servir.

Aos meus amados pais e as minhas queridas irmãs Marcella e Cinthya por todo apoio, carinho, compreensão, segurança e principalmente felicidade que trazem em minha vida.

À minha orientadora Profa. Dra. Jacinta Sanchez Pelayo não só pela constante orientação neste trabalho, mas sobretudo pela sua amizade, por sempre estar ao meu lado, pela segurança que me proporcionou nos momentos em que precisei, pela confiança, dedicação, paciência e pelos conhecimentos e conselhos transmitidos com muita sabedoria, não só pelos ensinamentos profissionais mas também pelas lições de vida.

À Profa. Dra. Emília Kyomi a quem também tenho muito a agradecer, por confiar e abrir as portas do seu laboratório e disponibilizar todo apoio, recursos e seu tempo para a realização desta pesquisa.

Aos amigos que diretamente se envolveram neste trabalho Cristiane Silveira que me ensinou e trabalhou constantemente ao meu lado; Paulo Alfonso Schuroff e Nicole Ribeiro envolvidos diretamente nas árduas análises comigo, que nunca se negaram a me ajudar .

À Dra Marilucia Ludovico, querida amiga “Lucinha”, por todo apoio, amizade, experiência e conhecimentos a mim transmitidos. Gostaria de agradecer também aos amigos do laboratório de Bacteriologia: Claci Sandra, Bruna Seco, Fernando Martins, Prof. Dr. Sérgio Rocha, Marilia Fonteque, Tainara Waldrich, que contribuíram de diferentes formas para este trabalho e aos amigos do laboratório de Hidráulica e Saneamento Gisela Lima, Jandiara Pozzetti, Marcos Mendes, Camila Maller e Eduardo.

Agradeço também a todos os professores do programa de pós-graduação da microbiologia, à CAPES pela bolsa e ao CNPq pelo financiamento concedido ao projeto de pesquisa e a SANEPAR.

**“Feliz o homem que acha sabedoria,  
e o homem que adquire conhecimento.”**

**(Provérbios 3:13)**

BURGOS, Tatiane. **Caracterização microbiológica e físico-química de resíduos gerados em estações de tratamento de águas e no desaguamento do lodo de decantadores em leito de drenagem com manta geotêxtil.** 2013. 76 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2013.

## RESUMO

As estações de tratamento de água (ETAs) são projetadas para tornar a água bruta em potável. No tratamento são originados como resíduos principalmente o lodo de decantadores e a água de lavagem dos filtros. O lodo é constituído de água e sólidos suspensos, onde se podem encontrar microrganismos, partículas orgânicas e metais potencialmente tóxicos, provenientes principalmente dos reagentes químicos empregados no tratamento, com potencial risco ambiental. O mesmo problema ocorre com a água de lavagem dos filtros (ALF). No Brasil, a preocupação dos órgãos gerenciadores e fiscalizadores com os resíduos de ETAs têm ficado em segundo plano. Práticas devem ser adotadas para tratar o lodo para que sua disposição final seja segura. Os estudos microbiológicos e físico-químicos destes resíduos são importantes, pois refletem seu potencial impacto no ambiente. Este trabalho teve como objetivo a caracterizar a água bruta, lodo e água de lavagem de filtros, bem como, avaliar o tratamento de lodos provenientes de duas ETAs de Londrina-PR (Tibagi e Cafezal) pelo sistema de desaguamento em leito de drenagem com manta geotêxtil. Foram pesquisados os microrganismos coliformes totais e *Escherichia coli* pela técnica do substrato Colilert, *Enterococcus faecalis* e *E. faecium*, por tubos múltiplos em caldo confirmatório para enterococos, coloração de Gram e pelas provas bioquímicas catalase, teste PYR, tolerância a NaCl 6,5 % e pelo Kit API 20 STREP (BioMérieux) e *Clostridium perfringens* por tubos múltiplos em caldo diferencial reforçado clostridial, pela identificação bioquímica e pelo kit API 20A (BioMérieux). Os parâmetros físico-químicos: metais, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), turbidez, pH e cor aparente foram analisados segundo APHA, AWWA e WEF (2005). Na água bruta, baixos índices foram encontrados para os parâmetros avaliados, com exceção os metais Alumínio e o Cobre. No lodo todos os parâmetros foram identificados em elevados índices, com destaque para o Chumbo, Cobalto, Cobre, Cromo, Manganês e Níquel. A ALF apresentou valores intermediários a água bruta e ao lodo com destaque para os metais Cobre e Manganês. A ALF da ETA-CAFEZAL apresentou número de microrganismos mais baixo que a água bruta e o lodo, não foi identificado *E. coli*. Os resultados indicam a ocorrência de microrganismos, assim como elevados índices para os parâmetros físico-químicos e metais, em sua maioria incompatíveis com os limites estabelecidos para os corpos hídricos para as três classes de corpos hídricos estabelecidos pelo CONAMA 357/2005. Ficou evidenciado o potencial poluente do despejo *in natura* do lodo, e a necessidade de seu tratamento. Adicionalmente foi constatada a eficiência do desaguamento em leito de drenagem com a produção de águas drenadas, compatíveis para lançamento, visando à proteção dos corpos receptores e a saúde da população.

**Palavras-chave:** Estação de tratamento de água. Microrganismos. Parâmetros físico-químicos. Tratamento do lodo.

BURGOS, Tatiane. **Microbiological and physical-chemical characterization of residues generated in water treatment plants and in clarifier unit sludge treated by dewatering in a geotextile blanket.** 2013. 76 p. Dissertação (Master's degree in Microbiology) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2013.

## ABSTRACT

Water treatment plants (WTP) are designed to make untreated water potable. In the treatment processes originate sludge and filter washing water. Sludge consists of water and suspended solids, where microorganisms, organic particles and metals potentially toxic can be found, originated principally from the chemical reagents applied in the treatment with a potential environmental hazard. The same problem occurs with filter washing water (FWW). In Brazil, the concern on managing and inspection authorities with WTP residues has been secondary. Practices must be adopted to treat sludge for safe disposition. Microbiological and physical-chemical studies of these are important, because they show their potential impact on the environment. The objective of the present study was to characterize the untreated water, sludge and filter washing water and assess treatment of sludges from two WTPs in Londrina –PR (Tibagi and Cafezal) by the system of dewatering in a drainage bed with a geotextile blanket. The microorganisms total coliforms and *Escherichia coli* were analyzed by the Colilert substrate technique, *Enterococcus faecalis* and *E. faecium* by multiple tubes in enterococcus confirmatory broth, Gram stained and by the biochemical catalase test, the PYR test, tolerance to 6.5% NaCl and by the API 20 STREP Kit (BioMérieux) and *Clostridium perfringens* by multiple tubes in clostridium differentiating broth, using biochemical identification and the API 20A kit (BioMérieux). The following physical-chemical parameters were assessed: metals, Biochemical Oxygen Demand (BOD), Chemical Oxygen Demand (COD), turbidity, pH, and apparent color were analyzed according to APHA, AWWA and WEF (2005). In untreated water, low indices was found for all parameters evaluated, except Aluminium and Copper metals. In the sludge all parameters was found in high indices, especially for Lead, Cobalt, Copper, Chromium, Manganese and Nickel metals. FWW showed intermediate results to untreated water and sludge especially for Copper and Manganese metals. FWW of the Cafezal-WTP showed lower number of microorganisms that untreated water and sludge, was not identified *E. coli*. The results showed a high number of organisms and high indices for the physical-chemical and metals parameters, most above the limits established for water resources by CONAMA 357/2005. The potential pollution of releasing sludge without treatment and the need for its treatment were shown. The efficiency was also highlighted of dewatering in a drainage bed with the production of drained water suitable for release, for the protection of the receiving water resources and the population health.

**Keywords:** Water treatment plant. Microorganisms. Physical-chemical parameters. Sludge treatment.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 1</b> – Vista geral da ETA-Tibagi .....	18
<b>Figura 2</b> – Entrada da água bruta na ETA-Tibagi.....	18
<b>Figura 2</b> – Decantadores da ETA-Tibagi .....	18
<b>Figura 4</b> – Filtros da ETA-Tibagi.....	19
<b>Figura 5</b> – Vista geral da ETA-Cafezal .....	20
<b>Figura 6</b> – Entrada da água bruta na ETA-Cafezal .....	21
<b>Figura 7</b> – Decantador ETA-Cafezal .....	21
<b>Figura 8</b> – Filtros da ETA-Cafezal .....	22
<b>Figura 9</b> – Lodo acumulado no fundo do decantador da ETA-Tibagi .....	23
<b>Figura 10</b> – Lodo acumulado no fundo do decantador da ETA-Cafezal.....	23
<b>Figura 11</b> – Lavagem do filtro ETA-Tibagi.....	26
<b>Figura 12</b> – Lavagem do filtro ETA-Cafezal .....	26

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<b>ABNT</b>	Associação Brasileira de Normas Técnicas
<b>ALF</b>	Água de Lavagem de Filtro
<b>CETESB</b>	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
<b>CONAMA</b>	Conselho Nacional do Meio Ambiente
<b>COT</b>	Carbono Orgânico Total
<b>DBO</b>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
<b>DQO</b>	Demanda Química de Oxigênio
<b>EAEC</b>	<i>Escherichia coli</i> Enteroagregativa
<b>EHEC</b>	<i>Escherichia coli</i> Enterohemorrágica
<b>EIEC</b>	<i>Escherichia coli</i> Enteroinvasora
<b>EPEC</b>	<i>Escherichia coli</i> Enteropatogênica
<b>ETEC</b>	<i>Escherichia coli</i> Enterotoxigênica
<b>ETA</b>	Estação de Tratamento de Água
<b>ETE</b>	Estação de Tratamento de Esgoto
<b>IAP</b>	Instituto Ambiental do Paraná
<b>IBGE</b>	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
<b>NBR</b>	Norma Brasileira
<b>NMP</b>	Número Mais Provável
<b>OD</b>	Oxigênio Dissolvido
<b>OMS</b>	Organização Mundial da Saúde
<b>PAC</b>	Hidróxicloreto de Polialumínio
<b>Ph</b>	Potencial Hidrogeniônico
<b>PYR</b>	Pirrolidonil Arilamidase
<b>SANEPAR</b>	Companhia de Saneamento do Paraná
<b>SAS</b>	Serviço Autárquico de Saneamento
<b>SEMA</b>	Secretaria Estadual do Meio Ambiente
<b>STEC</b>	<i>Escherichia coli</i> Produtora da Toxina Shiga
<b>TAS</b>	Taxa de Aplicação de Sólidos
<b>TAV</b>	Taxa de Aplicação de Volumétrica
<b>UEL</b>	Universidade Estadual de Londrina

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	11
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	13
2.1	OBJETIVO GERAL .....	13
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	13
<b>3</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	14
3.1	SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA MUNICIPAL .....	14
3.1.1	Estação de Tratamento 1- ETA Tibagi.....	17
3.1.2	Estação de Tratamento 2- ETA Cafezal .....	19
3.2	RESÍDUOS GERADOS NA POTABILIZAÇÃO DA ÁGUA .....	22
3.2.1	Lodo acumulado em decantadores.....	22
3.2.2	Água de Lavagem Dos Filtros.....	25
3.3	ASPECTOS LEGAIS RELACIONADOS AOS RESÍDUOS GERADOS NAS ETAS .....	27
3.4	MICROORGANISMOS INDICADORES.....	28
3.4.1	Coliformes Totais.....	29
3.4.2	Escherichia Coli .....	30
3.4.3	Enterococcus Faecalis E Enterococcus Faecium .....	32
3.4.4	Clostrídios .....	34
3.5	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS.....	36
3.5.1	Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio.....	36
3.5.2	Turbidez.....	37
3.5.3	Cor.....	37
3.5.4	Potencial Hidrogeniônico (pH) .....	38
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	39
<b>4</b>	<b>TRABALHO CIENTÍFICO 1</b> .....	45
<b>5</b>	<b>TRABALHO CIENTÍFICO 2</b> .....	57
	<b>CONCLUSÕES</b> .....	76

## 1 INTRODUÇÃO

Segundo BRAGA *et al.* (2002) a água, por se constituir um bem natural essencial à vida, se tornou um problema global devido à sua escassez e qualidade nem sempre compatível com as necessidades da população. Aproximadamente 70% da superfície do planeta é coberta por água, representando uma massa total de  $2,65 \times 10^{14}$  toneladas. Desse total, apenas 0,5% é constituído de água doce explorável sob o foco social, tecnológico e econômico, podendo ser obtida de lagos, rios e aquíferos.

Com os processos de urbanização e crescimento populacional nos últimos 30 anos, ocorreram demandas crescentes de bens de consumo, energia e água para abastecimento público e industrial, o que resultou na produção de grandes volumes dos mais variados resíduos. As estações de tratamento de água (ETAs) de abastecimento foram projetadas seguindo um padrão em que a preocupação maior se atém ao produto final a ser distribuído à população. Entretanto, na operação de um sistema de tratamento de água, a produção e a destinação adequada de resíduos gerados também deve ser observada. Assim, o gerenciamento dos sistemas exige uma visão mais abrangente do papel e das consequências futuras da forma operacional das ETAs, já que os mananciais são prejudicados com lançamentos de resíduos não tratados, provenientes das ETAs. Assim, a qualidade da água bruta é deteriorada, exigindo que maiores quantidades de produtos químicos sejam aplicadas no tratamento. Como consequência, observa-se o acréscimo na geração de rejeitos nas ETAs (CORDEIRO, 2001).

As ETAs captam água de mananciais como os rios, lagos e reservatórios, realizam o seu tratamento e a distribuem sob a forma de água potável de acordo com a Portaria 2914 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011). As impurezas contidas da água são removidas durante a potabilização e, juntamente com os produtos químicos utilizados no tratamento, geram dois tipos principais de resíduos, o lodo acumulado nos decantadores e a água de lavagem dos filtros (HOPPEN *et al.*, 2006; PAIXÃO *et al.*, 2008).

Em nosso país, a maior preocupação com resíduos, são os gerados em estações de tratamento de esgotos (ETEs), enquanto pouco tem sido discutido em relação aos resíduos gerados em ETAs (CORDEIRO, 1999). De acordo com o

censo IBGE (2000), dos 2875 municípios que têm rede coletora de esgoto, 575 tratam os rejeitos, o que significa que, dos 14,5 bilhões de litros de esgotos produzidos diariamente no país, apenas 5,1 bilhões são tratados e também geram resíduos. Em contrapartida, no caso da água, dos 5507 municípios brasileiros, 97,9% possuem rede distribuidora de água, 92,8% da água distribuída, passa por algum tipo de tratamento e gera resíduos.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Realizar a caracterização microbiológica e físico-química de amostras de água bruta e dos resíduos: lodo de decantadores e água de lavagem de filtros, gerados pelas duas ETAs do município de Londrina-PR (Tibagi e Cafezal) e avaliar a alternativa de tratamento para o lodo de decantadores em unidade de desaguamento em escala reduzida, composta por leito de drenagem com manta geotêxtil, mediante a caracterização microbiológica e físico-química do lodo dos decantadores antes e após tratamento.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar microbiologicamente amostras de água bruta e dos resíduos gerados nas ETAs, lodo de decantadores e água de lavagem de filtros, em relação aos microrganismos indicadores de contaminação: Coliformes totais, *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*, *Enterococcus faecium*, *Clostridium perfringens*.
- Realizar a caracterização físico-química de amostras de água bruta e dos resíduos gerados nas ETAs - lodo de decantadores e água de lavagem de filtros em relação aos parâmetros: turbidez, pH, cor, Demanda Biológica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e metais.
- Avaliar a qualidade microbiológica e físico-química de lodo de decantadores após tratamento em unidade de desaguamento em escala reduzida composta por leito de drenagem com manta geotêxtil, visando minimizar danos ambientais considerando a possibilidade de seu lançamento no ambiente.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA MUNICIPAL

De acordo com o plano municipal de saneamento básico do município de Londrina (LONDRINA, 2008), o consumo per capita médio na cidade é de 170 L/hab.dia. A população estimada no município para 2028 é de 754.549 habitantes. Adotado o valor de consumo de 200 L/hab/dia, o consumo em 2028 será de 150.910 m<sup>3</sup>/dia. O volume médio mensal de água produzido pelos sistemas de abastecimento de água da Companhia de Saneamento do Paraná - SANEPAR em Londrina é de aproximadamente 3.849.745 m<sup>3</sup>, sendo 3.777.437 m<sup>3</sup> na sede municipal, o restante é produzido nos distritos e nos patrimônios.

O município de Londrina atua por meio de delegação da prestação dos serviços de abastecimento de água e de coleta e tratamento de esgotos sanitários, que são prestados pela SANEPAR, desde 1973, por meio de contrato de concessão de serviços públicos. Anteriormente, esses serviços eram executados pelo SAS – Serviço Autárquico de Saneamento, ligado à prefeitura municipal. Londrina possui diversos potenciais de fontes hídricas como o Aquífero Serra Geral, Aquífero Guarani, rios e ribeirões. Contudo, apesar da disponibilidade de volume de água adequado, a qualidade da mesma não é garantida, devido ao risco de contaminação das águas superficiais pela interferência antrópica e a possibilidade de encontrar água salobra e com altas temperaturas em captações do Aquífero Guarani, sendo necessárias para ambas as situações tratamentos específicos e análise da viabilidade econômica.

Segundo a portaria 2914 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) define-se sistema de abastecimento de água para consumo humano como uma instalação composta por um conjunto de obras civis, materiais e equipamentos, desde a zona de captação até as ligações prediais, destinadas à produção e ao fornecimento coletivo de água potável, por meio de rede de distribuição. Também estabelece como água tratada aquela que foi submetida a processos físicos, químicos ou combinação destes, visando atender ao padrão de potabilidade estabelecido pela portaria em vigência.

De acordo com o Ministério da Saúde (BRASIL, 2006) a água utilizada para o abastecimento pode ser tanto de origem superficial como

subterrânea. A fonte de captação é uma das etapas mais importantes do sistema de tratamento e abastecimento de água, pois de sua escolha criteriosa depende o sucesso das demais unidades do sistema, no que se refere tanto à quantidade como à qualidade da água a ser disponibilizada à população. Após a captação a próxima etapa é o transporte ou adução, que ocorre por meio de combinações entre adutoras e tubulações ou ainda canais e estações elevatórias para que a água chegue até a estação onde será submetida ao tratamento.

O tratamento da água para consumo humano tem por finalidade primeiramente torná-la potável. Com o objetivo de torná-la segura para o consumo. Assim, os principais objetivos do tratamento são de ordem sanitária como remoção e inativação de organismos patogênicos e substâncias químicas que representem riscos à saúde e estética/organoléptica como remoção de turbidez, cor, gosto e odor. Assim o tratamento da água para consumo humano deve atender ao padrão de potabilidade exigido pelo Ministério da Saúde e prevenir a veiculação de doenças de origem microbiológica ou química (BRASIL, 2006).

No intuito de alcançar esses objetivos, as (ETAs) atuam nas seguintes etapas:

- Clarificação: remoção de impurezas por meio da combinação dos seguintes processos unitários: coagulação, floculação, sedimentação ou flotação e filtração;

- Desinfecção: inativação de organismos patogênicos;
- Fluoretação: prevenção da cárie dentária;

O chamado tratamento convencional da água é o adotado no município de Londrina-PR, composto pelas etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção e fluoretação.

As técnicas de tratamento de clarificação podem ser divididas em dois grupos: as que se baseiam na filtração rápida e as que se baseiam na filtração lenta. O primeiro grupo apresenta a coagulação química e a filtração rápida como etapas fundamentais para a clarificação da água, ao passo que, no segundo grupo, a etapa básica é a filtração lenta e é dispensável o uso de agentes coagulantes. Em ambos os grupos, a filtração pode ou não ser precedida por outros processos de clarificação (BRASIL, 2006).

No município de Londrina existem duas ETAs (Tibagi e Cafezal), cujo sistema de tratamento é o ciclo completo, utilizando os processos de

coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção e fluoretação, com capacidade total de 7.092 m<sup>3</sup>/hora.

A coagulação trata-se de um fenômeno químico da desestabilização das cargas superficiais, geralmente negativas, das partículas coloidais e em suspensão presentes na água, a partir da adição de um coagulante. Os coagulantes mais utilizados no Brasil são os sais de alumínio e de ferro. Com a adição do coagulante, o que se busca é a minimização ou a eliminação das forças de repulsão eletrostáticas existentes entre as partículas de impurezas, o que permite as forças de atração entre elas e, portanto, a aglomeração – formação de flocos – na etapa de floculação. Os flocos, devido ao seu tamanho, densidade e características físico-químicas, poderão ser removidos da água por processos de separação tais como sedimentação e flotação. Posteriormente à coagulação, a água segue até aos tanques de floculação. Após a desestabilização das partículas, deve-se propiciar o encontro entre elas para que se agreguem e ganhem tamanho, peso e densidade compatíveis com o processo de separação sólido-líquido subsequente (decantação e filtração). Isso é obtido por meio da mistura lenta da água por um tempo determinado, favorecendo a formação de flocos. Na floculação, a turbulência, deve ser gradualmente decrescente, para propiciar a formação dos flocos (BRASIL, 2006).

Em seguida, na decantação, os flocos são separados da água devido a sua densidade e são, portanto, sedimentados no fundo do decantador. A decantação é uma das técnicas mais antigas e simples de clarificação da água e resulta da ação da força da gravidade sobre as impurezas, levando à sedimentação no fundo da unidade e resultando na clarificação do sobrenadante. A água passa em seguida pelo processo de filtração já que ainda contém impurezas. Os filtros podem ser constituídos por uma camada de antracito e diversas camadas de areia com granulometrias variadas, que retêm as partículas sólidas e microrganismos. Na etapa final a água é submetida à desinfecção, correção de pH e fluoretação. Apesar da filtração, ainda podem existir microrganismos na água, por isso o cloro é adicionado para a desinfecção final e de modo a garantir uma concentração residual que irá proteger de eventuais contaminações durante o transporte até o consumidor. O acréscimo de flúor e a correção do pH é realizado em conformidade com as especificações da portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2006).

De acordo com o plano municipal de saneamento básico do município de Londrina, esse sistema produz como resíduos principais a água de

lavagem de filtros e o lodo acumulado nos decantadores. Na ETA Tibagi, os resíduos produzidos têm sido lançados no Córrego dos Piriquitos, embora exista um projeto em elaboração para seu tratamento. Quanto ao lodo da ETA Cafezal, este é encaminhado para tratamento na ETE. Como alternativas para o tratamento do lodo podem ser previstos filtros prensas, filtros à vácuo, centrífuga, dentre outros (LONDRINA, 2008).

### 3.1.1 Estação de Tratamento Tibagi

De acordo com Silveira (2012), na estação de tratamento Tibagi, Figuras 2-5, a água bruta é captada no rio Tibagi, localizado a 12 km da ETA e é conduzida até a estação por bombeamento. A ETA Tibagi utiliza o tratamento por ciclo completo e opera com capacidade de produção de  $1.200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

Quando chega à estação, a água passa por uma calha Parshall, na qual recebe a aplicação do Hidroxi-cloreto de polialumínio (PAC) que atua como agente coagulante, e cal hidratada para ajuste de pH. Posteriormente, a vazão é dividida em dois módulos de  $600 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  cada um.

A etapa de floculação é composta por 36 câmaras que operam em sistema hidráulico por chicanas verticais. Posteriormente a água floculada segue para os decantadores, onde ocorre a sedimentação. A ETA possui oito decantadores com capacidade de  $175 \text{ m}^3$ , constituídos por placas paralelas de cimento amianto e que são projetados para uma taxa de operação de  $180 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ . A limpeza dos decantadores é realizada quinzenalmente ou menos, dependendo da necessidade. Inicialmente é realizado o encaminhamento da água sobrenadante para o sistema de recirculação e em seguida é aplicada água sob pressão sob as telas, placas e paredes do decantador. O volume de resíduos produzidos na limpeza dos decantadores e dos filtros é lançado no córrego dos Periquitos sem tratamento.

Já para o processo de filtração, a ETA utiliza doze filtros com sete camadas filtrantes de diferentes granulometrias, que operam com taxa de filtração média de  $299 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$  que são lavados, em média, a cada 54 horas. A água filtrada é ainda submetida à desinfecção final com cloro, correção de pH e aplicação de flúor, seguindo para os reservatórios de distribuição de água potável.

**Figura 1 - Vista geral da ETA-Tibagi**



Fonte: Do Autor (2012)

**Figura 2 - Entrada da água bruta na ETA-Tibagi**



Fonte: Do Autor (2012)

**Figura 3 - Decantadores da ETA-Tibagi**



Fonte: Do Autor (2012)

**Figura 4 - Filtros da ETA-Tibagi**



**Fonte:** Do Autor (2012)

### 3.1.2 Estação de Tratamento Cafezal

No sistema de tratamento de água Cafezal, Figuras 6-9, a água é captada do ribeirão Cafezal, localizado a aproximadamente 6,5 km da ETA, por um sistema de bombeamento composto por dois ou três conjuntos de bombas, que bombeiam até um reservatório intermediário e depois é transportada por gravidade até a estação. A produção de água potável é de aproximadamente  $715 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e a técnica empregada para tratamento também é a de ciclo completo.

Na chegada da água bruta na Calha Parshall é realizada a aplicação de cloreto férrico como agente coagulante e cal hidratada para ajuste de pH. Além disso, é realizada a aplicação de cloro na concentração de  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$  a fim de reduzir o teor de ferro e manganês.

Após a coagulação química, a água coagulada é encaminhada à unidade de floculação hidráulica com chicanas verticais e em seguida, à unidade de decantação onde ocorre a sedimentação das partículas e clarificação. A ETA Cafezal opera atualmente com quatro decantadores convencionais de fluxo horizontal.

A água decantada é então encaminhada aos filtros, tendo-se início a etapa de filtração em meio granular. A ETA possui oito filtros, os quais são constituídos por cinco camadas filtrantes e suporte com diferentes granulometrias. Ao fim do tratamento, a água filtrada é encaminhada à câmara de contato para desinfecção final com cloro, correção de pH e aplicação de flúor seguindo posteriormente para os reservatórios de distribuição de água potável.

Sabe-se que nas ETAs de ciclo completo a maior quantidade de lodo é gerada nos decantadores. Na ETA Cafezal dois decantadores possuem capacidade de 900 m<sup>3</sup> e acumulam aproximadamente 240 m<sup>3</sup> de lodo cada um, outros dois possuem capacidade de 1.500 m<sup>3</sup> e acumulam aproximadamente 375 m<sup>3</sup> de lodo cada.

Semanalmente é realizada a limpeza de um decantador da ETA. Para limpeza, o sobrenadante que corresponde a cerca de 50% do volume do decantador, é encaminhado para um reservatório de 300 m<sup>3</sup>, o qual recebe também a água de lavagem dos filtros, sendo este, recirculado para o início do tratamento de água por meio de bombeamento. Em seguida, é aplicada água sob pressão sobre as paredes e fundo do decantador.

O restante da água que permanece no decantador corresponde a 50% do volume do mesmo – resultado do lodo acumulado durante um mês de operação – possui grande concentração de sólidos e é encaminhado para um reservatório de aproximadamente 1.000 m<sup>3</sup> de capacidade. Este reservatório é dotado de agitadores submersíveis comandados por sensores de nível para manter o lodo em suspensão e é recalado por bombas centrífugas de rotor aberto até a rede coletora de esgotos, seguindo por gravidade até a ETE localizada na região sul da cidade.

**Figura 5 - Vista geral da ETA-Cafezal**



**Fonte:** Do Autor (2012)

**Figura 6 - Entrada da água bruta na ETA-Cafezal**



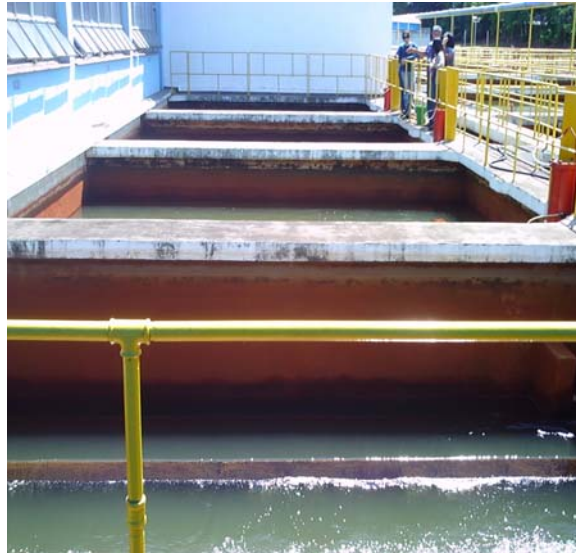
**Fonte:** Do Autor (2012)

**Figura 7 - Decantador ETA-Cafezal**



**Fonte:** Do Autor (2012)

**Figura 8 - Filtros da ETA-Cafezal**



**Fonte:** Do Autor (2012)

## 3.2 RESÍDUOS GERADOS NA POTABILIZAÇÃO DA ÁGUA

### 3.2.1 Lodo Acumulado em Decantadores

A grande maioria dos sistemas de tratamento de água em operação no Brasil é do tipo convencional ou ciclo completo, ou seja, possuem unidades de decantação após os flocculadores e antecedendo as unidades de filtração. Nesse sistema, a maior parte dos sólidos presentes na água é removida nos decantadores e acumulada no fundo dos mesmos na forma de lodo (REALI, 1999).

Os lodos gerados nos decantadores das ETAs podem ter suas características bastante variadas, dependendo fundamentalmente das condições apresentadas pela água bruta, doses e produtos químicos utilizados, forma de limpeza dos decantadores, entre outros fatores e são potencialmente tóxicos para plantas, seres humanos e organismos aquáticos (CORDEIRO, 1999).

Richter (2001) define lodo de decantadores das ETA como resíduo constituído de água e sólidos suspensos originalmente contidos na fonte de água, acrescidos de produtos resultantes dos reagentes químicos aplicados à água nos processos de tratamento.

Esses lodos caracterizam-se por possuírem alto teor de água, geralmente maior que 95% (CORDEIRO, 1999), e podem conter alto teor de matéria orgânica (KAWAMOTO e FERREIRA FILHO, 1999). Segundo Gradin, Sobrinho e

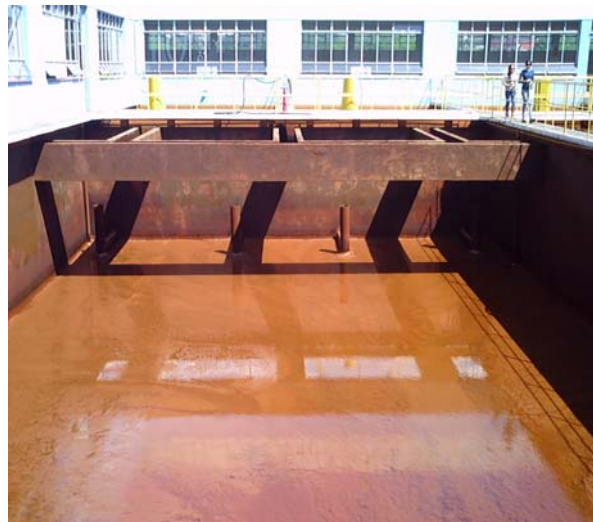
Garcia Jr (1993) o lodo de ETA é constituído de resíduos sólidos orgânicos e inorgânicos provenientes da água bruta, tais como: algas, bactérias, vírus, partículas orgânicas em suspensão, colóides, areias, argila, cálcio, magnésio, ferro, manganês, etc. Segundo Silva, Bidone e Marques (2000), complementam a composição dos lodos os hidróxidos de alumínio e ou ferro, em grande quantidade, provenientes da adição de produtos químicos e, em alguns casos, polímeros utilizados no processo de tratamento de água. Nas Figuras 10 e 11 são ilustrados o lodo das duas ETAs do município de Londrina.

**Figura 9** – Lodo acumulado no fundo do decantador da ETA-Tibagi



Fonte: Do Autor (2012)

**Figura 10** – Lodo acumulado no fundo do decantador da ETA-Cafezal



Fonte: Do Autor (2012)

Barroso e Cordeiro (2001) descreveram que alguns metais como: cobre, zinco, níquel, chumbo, cádmio, cromo e magnésio e, em especial, o alumínio podem ainda fazer parte da composição do lodo, podendo apresentar ações tóxicas e efeitos positivos ou negativos nas técnicas de tratamento, disposição final e, até mesmo, na reutilização destes resíduos.

A grande maioria das ETAs brasileiras descarta os resíduos provenientes da lavagem dos filtros e dos decantadores em cursos de água sem qualquer tratamento. Apesar das leis ambientais restringirem a prática, ela ainda persiste devido à falta de fiscalização pelos órgãos de controle ambiental e por ser a solução mais prática e econômica.

O descarte do lodo de ETA nos mananciais pode alterar consideravelmente as características da água, provocando o assoreamento e mudança na cor, turbidez e composição química, além da possibilidade de contaminação do lençol freático (REIS *et al.*, 2007). Potenciais alterações das condições naturais do ambiente aquático, do solo e dos organismos que habitam os corpos receptores de resíduos produzidos em ETAs ainda não são suficientemente conhecidas.

O lançamento de lodo de ETA diretamente nos cursos d'água sem q tratamento pode contribuir para o consumo de oxigênio dissolvido no curso d'água, levar a condições anaeróbias, produção de odores, crescimento excessivo de algas e mortandade de peixes. Alguns estudos mostraram a toxicidade crônica desse material para os organismos aquáticos, assim como a degradação da qualidade da água e dos sedimentos. Assim, há crescente preocupação com os aspectos negativos que a disposição inadequada destes resíduos pode causar (MOREIRA, GUIMARÃES e BOAVENTURA, 2009).

O tratamento do lodo de decantadores consiste desidratação ou desaguamento visando a redução do volume do resíduo pela separação da fase líquida e sólida. Segundo Barroso (2007), o desaguamento pode ser realizado de forma mecânica por equipamentos sofisticados que possuem valores de aquisição elevados, requerem a aplicação de produtos químicos e consomem energia elétrica para seu funcionamento como filtros a vácuo, filtros prensa, filtro de esteira e centrífugas ou pelo desaguamento natural, por meio de lagoas de lodo, leitos de secagem e leitos de drenagem sendo estes últimos, particularmente favoráveis à aplicação no Brasil, devido às condições climáticas e disponibilidade de área,

especialmente em ETAs de pequeno porte. Após ser submetido a esses tratamentos, a porção sólida pode ser destinada à produção de tijolos, concreto ou ainda ser destinada para um aterro sanitário.

Os sistemas de desaguamento mecânicos são indicados para ETAs com menor disponibilidade de área e que têm por objetivo atingir maior concentração de sólidos (LIBANIO, 2010).

O desaguamento natural utiliza apenas agentes naturais, como a gravidade e a evaporação, tendo por desvantagens a dependência de grande áreas para instalação e dos fatores climáticos, sendo indicado para ETAs de pequeno porte que produzem menor volume de resíduos (SILVEIRA, 2012).

A tecnologia dos leitos de secagem tem sido utilizada para remoção de água de rejeitos de diversos tipos de tratamento de águas residuárias e de abastecimento desde o início do século XX (CORDEIRO, 2001). As técnicas do leito de drenagem/secagem se assemelham à filtração simples, onde as partículas sólidas formam uma torta sobre a superfície do meio filtrante e a própria massa de sólidos que se acumula atua como filtro (RICHTER, 2001).

Os sistemas de desaguamentos tradicionais utilizavam material granular como elemento de filtração e atualmente, após diversos estudos tem-se empregado como elemento de filtração a manta geotêxtil. Segundo Barroso 2007 as mantas são produzidas a partir de fibras sintéticas ou polímeros, polietileno, poliamida, poliéster e polipropileno. Machado, Lucena e Viera (2006) compararam o desaguamento em leito convencional e modificado e constataram que ambos são eficientes para o fim que se propõem, porém, no leito modificado a quantidade e a qualidade do líquido drenado foram superiores.

### 3.2.2 Água de Lavagem dos Filtros

Além do lodo do decantador, outro resíduo gerado nas ETAs é água de lavagem de filtros (ALF). Os filtros são normalmente lavados por um fluxo de água limpa no sentido ascendente. A vazão deve ser suficiente para expandir o leito filtrante e liberar o material sólido retido na camada filtrante, por isso é necessária a utilização de uma vazão superior à de operação da estação, levando à produção de grande volume de água residuária e baixas concentrações de sólidos, num curto tempo (USEPA, 2000). Imagens do processo de lavagem dos filtros da ETAs em

estudo estão ilustrados nas Figuras 12 e 13:

**Figura 11 – Lavagem do filtro ETA-Tibagi**



Fonte: Do Autor (2012)

**Figura 12 – Lavagem do filtro ETA-Cafezal**



Fonte: Do Autor (2012)

De acordo com Di Bernardo, Scalize e Souza Filho (1999), a técnica empregada para a lavagem dos filtros também influencia na geração de maior ou menor volume de resíduos líquidos. Filtros lavados apenas com água, no sentido ascensional, geram maior volume de rejeitos líquidos quando comparados aos sistemas que possuem lavagem auxiliar com ar, seguida da lavagem ascensional.

Os sistemas que utilizam a lavagem com ar e água podem gastar de 30 a 50% menos água do que sistemas que utilizam apenas água (USEPA, 2000). A lavagem deve ser concluída quando a turbidez do efluente estiver entre 10 e 15 uT (KAWAMURA, 2000), entretanto a turbidez ótima da ALF, ou o tempo de lavagem,

devem ser determinados em cada sistema.

Na prática, a água de lavagem de filtros tem sido comumente lançada em rios ou rede de esgoto ou ainda, recirculada na própria estação (USEPA 2000). O estudo das características das águas de lavagem dos filtros é de fundamental importância, pois permitirá o reaproveitamento dessas águas, definindo a necessidade ou não de um prévio tratamento para sua reutilização (ARAÚJO, 2006).

A recirculação da ALF consiste no retorno do efluente ao ponto de chegada da água bruta da estação. A ALF pode ser reintroduzida na estação com ou sem tratamento prévio (FREITAS, 2003). A recirculação direta da ALF a elevadas taxas de filtração pode comprometer a remoção de patógenos, principalmente cistos de protozoários (USEPA, 2000). Assim, o tratamento da ALF antes da recirculação contribui para minimizar os riscos relacionados à *Cryptosporidium* e *Giardia*. A opção para se tratar ALF é similar às empregadas para tratar água bruta em uma ETA e consiste na remoção de sólidos em suspensão e, por conseguinte, microrganismos (USEPA, 2002).

### 3.3 ASPECTOS LEGAIS RELACIONADOS AOS RESÍDUOS GERADOS NAS ETAS

De acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004), o lodo de ETA se enquadra em resíduos sólidos e semissólidos, que resultam de atividades industriais. Portanto, devem ser tratados e descartados de maneira correta, sem gerar prejuízos ao ambiente. Segundo a Lei 12.305/2010 (Brasil, 2010), resíduo sólido se define como todo material, substância, objeto ou bem descartado resultante da atividade antrópica em sociedade, cuja destinação final se procede nos estados sólido ou semissólido.

A Lei Federal N° 9605 (Brasil, 1998), conhecida como Lei de Crimes Ambientais, descreve que o lançamento desses resíduos de forma inadequada, sem a devida outorga, prevista pela Lei Federal N° 9433 (Brasil, 1997), e em desobediência à Resolução CONAMA N° 357/2005 (BRASIL, 2005), sujeita a empresa geradora do efluente à penalidade civil, administrativa e criminal.

A Secretaria do Estado Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Paraná - SEMA estabelece por meio da Resolução 001/2007 (SEMA, 2007), que os resíduos gerados nas ETAs e nas ETEs podem ser destinados a

aterros localizados na área das estações, e gerenciados pelas operadoras de saneamento em conformidade com o Instituto Ambiental do Paraná – IAP.

No Brasil, o lançamento de resíduos sólidos nos corpos de água é regulamentado pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), a qual determina que efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente em corpos de água desde que obedeçam aos padrões de qualidade de água assim como as condições estabelecidos na legislação.

O Capítulo II, na Sessão I da Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005), classifica as águas doces em:

Classe 1: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, (BRASIL, 2000); a irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película.

Classe 2: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional, a proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, (BRASIL, 2000); à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto e à aquicultura e a atividade de pesca.

Classe 3: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário e à dessedentação de animais.

Classe 4: águas que podem ser destinadas à navegação e à harmonia paisagística.

#### 3.4 MICRORGANISMOS INDICADORES

Segundo Vinay *et al.* (2005), os microrganismos por sua abundância e diversidade podem ser usados como indicadores para inferir a qualidade das

águas. A presença de bactérias como indicadores de qualidade indica eventual contaminação fecal e potencial risco à saúde.

A avaliação da presença de microrganismos indicadores fecais, é o modo mais sensível e específico de avaliar a qualidade sanitária da água, bem como os parâmetros microbiológicos de efluentes. Indicadores microbiológicos têm sido utilizados mundialmente para verificar a contaminação da água por resíduos humanos e animais. Tipicamente são utilizados organismos encontrados em elevadas concentrações no intestino e fezes de seres humanos e mamíferos de sangue quente, inclusive os de vida selvagem. Os indicadores geralmente utilizados incluem coliformes totais, *E. coli* e *Enterococcus spp* (BRASIL, 2004; SHIBATA *et al.*, 2004 e APHA, 2005).

Segundo BARRELL *et al.* (2002), o critério para que as bactérias sejam consideradas indicadores ideais de poluição de origem fecal é que estejam presentes em grande número nas fezes humanas e de animais, serem detectáveis por métodos simples, não estarem presentes em água limpa e possuírem exclusivamente origem fecal. Ainda segundo Cabelli (1983) e WHO (1995) o organismo indicador ideal deve apresentar outras características como maior resistência que os patogênicos aos efeitos adversos do meio ambiente e aos processos de tratamento, apresentar-se em maior número que os patogênicos. Porém, não há um único organismo que satisfaça simultaneamente todas essas condições, assim deve-se trabalhar com o melhor indicador, o que represente a melhor correlação com os riscos de saúde associados à contaminação de um determinado ambiente.

#### 3.4.1 Coliformes Totais

Historicamente, os microrganismos mais amplamente utilizados como indicadores de contaminação fecal de água foram os coliformes totais, coliformes fecais e estreptococos fecais. Estes indicadores tradicionais ainda têm sido usados, em regulamentos mais recentes, porém são apontados como alternativa aos indicadores tradicionais a pesquisa de novos indicadores como esporos de Clostrídios (BRIANCESCO, 2005).

O indicador microbiológico de contaminação fecal mais empregado são as bactérias do grupo coliforme, constituído de bacilos Gram-negativos,

anaeróbios facultativos, não esporulados, que fermentam a lactose com formação de gás a 35°C, capazes de se desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tensoativos e que podem apresentar atividade da enzima  $\beta$ -galactosidase. O grupo abrange espécies de enterobactérias, incluídas nos gêneros *Escherichia*, *Klebsiella*, *Citrobacter* e *Enterobacter*, embora vários outros gêneros e espécies pertençam a esse grupo. São microrganismos típicos da microbiota intestinal, podendo ser encontrados no solo, vegetação, água, sendo a *E. coli* predominantemente de origem fecal (MACÊDO, 2004; BRASIL, 2004).

Como as bactérias do grupo coliforme estão presentes no intestino humano e no de animais de sangue quente, são eliminadas nas fezes em um número elevado ( $10^6/g-10^8/g$ ). Tradicionalmente considerava-se que o grupo incluía bactérias apenas dos gêneros *Escherichia*, *Klebsiella*, *Citrobacter* e *Enterobacter*. Entretanto, a classificação taxonômica mais recente revela que o grupo é mais heterogêneo. Compreende por exemplo, espécies como *Enterobacter cloacae* e *Citrobacter freundii* encontradas tanto em fezes como em águas ricas em nutrientes, solos e matéria orgânica em decomposição bem como as espécies *Serratia fonticola*, *Rahnella aquatilis* e *Buttiauxella agrestis*, raramente encontradas nas fezes, porém capazes de se multiplicar em águas tratadas de qualidade razoável (WHO, 1995).

#### 3.4.2 *Escherichia Coli*

Segundo Nataro e Kaper (1998) *Escherichia coli* é um bastonete Gram-negativo móvel na maioria das vezes, anaeróbio facultativo. O gênero *Escherichia* pertence à família *Enterobacteriaceae*. Possui diferentes grupos antigênicos, os quais são caracterizados por diversas combinações do antígeno O (antígeno lipopolissacarídico somático, constituinte da membrana externa), do antígeno K (antígeno polissacarídico capsular) e do antígeno H (antígeno protéico flagelar) dando origem a vários sorotipos. Dos 176 sorogrupos classificados pelo antígeno O identificados nos últimos 50 anos (DUNCAN e HACKNEY, 1994), aproximadamente 60 são reconhecidos como microrganismos patogênicos, causando doenças intestinais no homem e animais (DUNCAN e HACKNEY, 1994; MOLEND, 1994).

*E. coli* faz parte da microbiota intestinal humana proporcionando benefícios para seu hospedeiro (DRASAR e HILL, 1974). Por outro lado, quando o hospedeiro está debilitado ou imunodeprimido, quando as barreiras gastrintestinais não estão íntegras ou quando cepas adquirem genes de virulência específicos, as cepas de *E. coli* que fazem parte da microbiota normal podem causar infecções. Infecções por cepas de *E. coli* patogênicas podem ser limitadas às superfícies de mucosas ou podem disseminar por todo o corpo. Dentre as principais infecções causadas por *E. coli* estão: as infecções extra-intestinais (infecção do trato urinário, infecção do sistema nervoso central e sepse) e as infecções entéricas (NATARO e KAPER, 1998).

Cepas de *E. coli* associadas à infecção intestinal, tanto em crianças como em adultos, são conhecidas como *E. coli* diarreiogênicas e estão agrupadas em seis patotipos. Considerando os seus mecanismos de virulência específicos, as síndromes clínicas que causam, os sorotipos O, H, os aspectos epidemiológicos e/ou os tipos de interações com linhagens celulares (NATARO e KAPER, 1998). Estes grupos de *E. coli* diarreiogênicas são classificados como: *E. coli* enteropatogênica (EPEC), *E. coli* enterotoxigênica (ETEC), *E. coli* enteroinvasora (EIEC), *E. coli* produtora de toxina Shiga (STEC), *E. coli* enteroagregativa (EAEC) e *E. coli* que adere difusamente a células epiteliais (DAEC). Embora essa classificação continue sendo usada pela maioria dos autores, torna-se evidente que algumas categorias incluem microrganismos bastante diferentes. Desta forma, EPEC e EAEC foram subdivididas em típicas e atípicas e *E. coli* enterohemorrágica (EHEC) passou a constituir uma subcategoria de STEC (KAPER, NATARO e MOBLEY, 2004).

Além dos seres humanos, também são considerados reservatórios de *E. coli* bovinos, equinos, cães, pássaros e aves em geral (HANCOCK, BESSER, e RICE, 1998). A superfície aquática frequentemente é contaminada por bactérias de origem fecal de diversas fontes, tais como: esgotos domésticos, dejetos urbanos, descartes industriais entre outros (BARNES e GORDON, 2004). A presença de *E. coli* na água constitui uma preocupação significativa para a saúde pública. Já a transmissão de fatores de virulência entre as cepas contribui para sua patogenicidade e aumenta sua diversidade no ambiente (DONNENBERG e WHITTAM, 2001).

*E. coli* é utilizada como parâmetro de controle da qualidade de água, tendo em vista todas as implicações que a presença desse microrganismo pode

causar à saúde do homem (FARNLEITNER *et al.*, 2000). Simplificadamente se distingue dos outros coliformes por possuir a enzima  $\beta$ -galactosidase e a enzima  $\beta$ -glucuronidase, fermentar a lactose e o manitol com a produção de ácido, gás e indol a partir de triptofano a 44 - 45°C em 24 h, são oxidase-negativas e não hidrolisam a ureia (OMS, 1995; BRASIL, 2004). O Decreto nº. 5.440 (BRASIL, 2005), trazem ainda que *E. coli* é considerada o mais específico indicador de contaminação fecal recente, e de eventual presença de organismos patogênicos em água potável. *E. coli*, satisfaz a maior parte destes critérios e sua presença pode indicar a contaminação por outros patógenos intestinais. Entretanto, a ausência de *E. coli* nem sempre significa a inexistência de outros patógenos intestinais.

### 3.4.3 *Enterococcus Faecalis* E *Enterococcus Faecium*

Em 1899 microbiologistas franceses usaram pela primeira vez a termo enterococos, que foi escolhido para enfatizar a origem intestinal destes cocos e foram classificados como pertencentes ao gênero *Streptococcus*. Andrewes e Horder em 1906 isolaram um microrganismo colonizador do trato gastro-intestinal de um paciente com endocardite e o denominaram como *Streptococcus faecalis*. Durante 20 anos os microrganismos identificados como pertencentes ao gênero *Streptococcus* foram denominados como *S. faecalis*. Em 1930, Sherman correlacionou os *Streptococcus* com o sistema sorológico, originado por Lancefield, já que os enterococos neste sistema reagem com o antisoro do grupo D, enquanto os outros estreptococos reagem com anti-soros do grupo A, B, C, E, F, ou G, com exceção do *Streptococcus viridans* e do *Streptococcus pneumoniae*. (MURRAY, 1990; PATTEL *et al.*, 1997).

Em 1972, estreptococos do grupo D foram definidos como aqueles pertencentes ao grupo de Lancefield, que apresentavam o antígeno lipoteicóico em sua parede celular (CETINKAYA, FALK e MAYHALL, 2003).

Os estreptococos, os enterococos e as bactérias semelhantes ao *Streptococcus* são bactérias gram-positivas, catalase negativa que tendem a crescer aos pares e em cadeias. A detecção de enzimas do citocromo pelo teste de catalase possibilita a diferenciação de espécies de micrococos e estafilococos que são catalase-positiva dos estreptococos e enterococos que são catalase-negativa. O gênero *Enterococcus* inclui os enterococos que antigamente eram classificados

como estreptococos do grupo D. A taxonomia das espécies de *Enterococcus* sofreu alterações na década de 1980. Anteriormente, devido à inexistência de técnicas genéticas para análises taxonômicas, eram classificados como estreptococos do grupo D já que se diferenciavam dos outros estreptococos por sua capacidade de crescer nas temperaturas de 10°C e 45°C além de conseguirem crescer em meio com a concentração salina de 6,5% e em pH 9,6, capacidade de hidrolizar esculina e produzir pirrolidonil arilamidase (PYR).

Os enterococos pertencem à microbiota humana colonizando normalmente o trato gastrointestinal e biliar e em menor número a vagina e a uretra. Na atualidade são caracterizados como importantes patógenos devido à sua resistência a agentes antimicrobianos. Os enterococos constituem a segunda causa mais comum de infecção hospitalar do trato urinário e de feridas além de serem apontados como a terceira causa mais comum de bacteremia hospitalar (KONEMAM, 2008).

Estreptococos fecais é um grupo heterogêneo de microrganismos, incluindo espécies taxonomicamente distintas, associado ao trato gastrointestinal do homem e de animais de sangue quente. O grupo inclui espécies pertencentes a dois gêneros: *Streptococcus* e *Enterococcus* partilham a exigência de ser exclusivamente associado ao trato gastrointestinal de seres humanos e animais. Os termos estreptococos fecais e enterococos são muitas vezes indevidamente utilizados como sinônimos e sua definição é muitas vezes bastante controversa (BRIANCESCO, 2005).

O grupo dos estreptococos fecais também é considerado como indicador de contaminação fecal. Quando comparados aos coliformes, os *Enterococcus spp.* são capazes de sobreviver por mais tempo no ambiente marinho e são mais resistentes aos processos de tratamento de efluentes, havendo boa correlação deste microrganismo com a presença de outros patógenos de interesse. Por este motivo, o estado da Califórnia (EUA) incorporou a contagem de *Enterococcus spp.* aos métodos tradicionais para determinação da qualidade de água recreacional (CHOI *et al.*, 2003).

Os enterococos foram incluídos no grupo funcional das bactérias conhecidas como “estreptococos fecais” e agora pertencem ao gênero *Enterococcus*, sendo as espécies *Enterococcus faecium* e *E. faecalis* as de maior importância na indicação auxiliar de poluição fecal. Os enterococos têm sido usados

em análises de água bruta como indicador de patógenos fecais por sobreviverem mais do que *E. coli* (WHO, 2004).

#### 3.4.4 Clostrídios

Trata-se de bacilos anaeróbios obrigatórios, gram-positivo e a maioria dos integrantes do gênero são bactérias móveis, raramente encapsuladas, formadoras de esporos, redutores de sulfito a sulfeto. A maioria dos clostrídios é saprófita e vivem nas camadas superficiais do solo pobre em oxigênio, sedimentos e no intestino de alguns animais de sangue quente, sendo algumas espécies altamente patogênicas para o homem como o (*Clostridium tetani* e *Clostridium botulinum*) devido a produção de toxinas patogênicas. Dentre as espécies pertencentes ao gênero, o *Clostridium perfringens*, de origem fecal, cuja concentração nas fezes humanas é entre  $10^2$  e  $10^7$  UFC/g, tem sido proposta como um indicador de contaminação fecal (BRIANCESCO, 2005).

Os esporos de clostrídios sulfito-redutores podem sobreviver durante longos períodos em água e são mais resistentes que os coliformes e de estreptococos aos tratamentos de desinfecção. Assim, podem ser utilizados em conjunto com os indicadores clássicos, tais como indicadores secundários de eficiência de tratamentos de águas. Além disso, a recuperação de esporos e clostrídios sulfito-redutores, sem a presença simultânea de coliformes e estreptococos, indica que a água em estudo foi contaminada não recentemente (PAYMENTE e FRANCO, 1993).

Os sulfitos redutores também podem atuar como indicadores de contaminação. São bactérias anaeróbias, formadoras de esporos no qual o mais característico é o *Clostridium perfringens*, normalmente encontrado nas fezes, embora em muito menor quantidade do que *E. coli*. Entretanto, eles não são exclusivamente de origem fecal e podem ser originários de fontes no ambiente (WHO, 1998; CERQUEIRA e SÁ HORTA, 1999). Dessa forma, a presença dos mesmos em água desinfetada pode indicar deficiências no tratamento, ou ainda, que microrganismos patogênicos resistentes à desinfecção podem ter sobrevivido e passado pelo tratamento. Devido a sua persistência na água - significativamente maior do que patogênicos entéricos - são importantes indicadores de contaminação remota, porém, não são recomendados como indicadores fecais nem para

monitoramento de rotina em sistemas de tratamento e distribuição de água (WHO, 2002).

A vantagem mais importante desse indicador é que seus esporos sobrevivem na água muito mais tempo que os organismos do grupo coliforme e são resistentes à desinfecção ao ponto de serem detectados em algumas amostras de água depois das etapas de pré-desinfecção, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção final (PAYMENT, 1991).

Em um estudo realizado nos sistemas hidrológicos dos Estados Unidos, foi verificado que em 73% das amostras havia presença de Clostrídios nas águas naturais poluídas, porcentagem semelhante à de coliformes (FRANCY e HELSEL, 2000). Atualmente uma constante preocupação para os sistemas produtores de água é a ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium*, devido principalmente aos frequentes surtos de doenças atribuídos a esses protozoários, à acentuada resistência dos mesmos às condições ambientais adversas e aos desinfetantes rotineiramente empregados para potabilizar água.

A detecção de *Cryptosporidium* é um importante componente para o controle desse patógeno. No entanto, os métodos de detecção de *Cryptosporidium* em amostras hídricas são de difícil execução, requerem excessiva manipulação laboratorial, geram grande variabilidade de resultados e possibilidade de falso-positivos. Assim, é grande o interesse na procura de organismos indicadores substitutos ao *Cryptosporidium* de forma que o exame desses possam ser rotineiros e confiáveis. Esporos de *C. perfringens* têm sido sugeridos como possível indicador alternativo ao *Cryptosporidium* e outros microrganismos patogênicos altamente resistentes, devido à comprovada resistência desse indicador ao cloro, a outros desinfetantes e condições ambientais adversas. Os exames de rotina para detectar *C. perfringens* pode ser realizado com o auxílio de métodos simples de filtração em membrana ou tubos múltiplos, em meio seletivo e incubação anaeróbia (VENCZEL *et al.*, 1997).

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 1993) determina ainda a utilização de *Clostridium perfringens* como indicador bacteriológico de contaminação fecal, pois sua incidência no meio aquático, está associada a dejetos humanos, sendo sua presença detectada em fezes, esgotos e ainda águas poluídas. Por serem esporuladas, essas bactérias apresentam grande resistência aos desinfetantes e a condições desfavoráveis do

meio e a longevidade dos esporos na água é útil para detecção de contaminação fecal remota, em situações onde outros indicadores menos resistentes como *E. coli* já não estão mais presentes. Ainda a pesquisa de *C. perfringens* é recomendada como complemento para outras pesquisas bacteriológicas de avaliação de qualidade de água. Em esgotos e águas poluídas a densidade desta bactéria excede a de vírus entéricos e de bactérias patogênicas.

### 3.5 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

#### 3.5.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio

Oxigênio dissolvido (OD) é essencial para manutenção da vida dos organismos aeróbios. Bactérias consomem esse oxigênio na estabilização da matéria orgânica e dependendo do grau de consumo, pode ocorrer a morte de organismos aeróbios. Em corpos de água a concentração de saturação de OD ao nível do mar em uma temperatura de 20°C é de 9,2 mg/L. Valores altos de OD são indicativos de presença de algas fotossintetizantes, já valores muito baixos indicam presença de matéria orgânica dissolvida. Numa concentração de 4-5 mg L<sup>-1</sup> ocorre a morte de peixes mais exigentes, na concentração de 2 mg L<sup>-1</sup> ocorre a morte de quase todos os peixes (VON SPELING, 2005).

A presença de matéria orgânica em corpos de águas e esgotos é responsável pela poluição orgânica das águas, já que o oxigênio dissolvido é utilizado pelos microrganismos em seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. A matéria carbonácea dividi-se em biodegradável e não biodegradável. Existe uma dificuldade na determinação dos diversos componentes da matéria orgânica em águas residuárias, devido à multiplicidade de formas e compostos em que ela pode se apresentar. São adotados, métodos indiretos para sua quantificação ou o seu potencial poluidor. Assim, podem ser empregadas medições de pesquisa do consumo de oxigênio através da pesquisa da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e da Demanda Química de Oxigênio (DQO), parâmetros tradicionalmente mais empregados, sendo utilizados para caracterização de águas residuárias brutas e tratadas, além de caracterização de corpos de água. Também pode ser empregada a determinação do Carbono Orgânico Total (COT). A matéria orgânica poluidora pode ter sua origem natural,

tanto vegetal como animal, além de antrópica a partir de despejos domésticos e industriais. DBO e DQO retratam de maneira indireta o potencial do consumo de oxigênio dissolvido. São parâmetros de maior importância na caracterização do grau de poluição de corpos de água (VON SPELING, 2005).

Os referidos parâmetros DBO e DQO indicam consumo ou demanda necessária de oxigênio para estabilizar a matéria orgânica contida na amostra de água. Essa demanda é referida convencionalmente para a DBO a um período de cinco dias, já que a estabilização completa da matéria orgânica exige um tempo maior, e a uma temperatura de 20°C. A DBO refere-se somente à matéria orgânica mineralizada por atividade de microrganismos, já a DQO engloba também a estabilização da matéria orgânica ocorrida por processos químicos. Assim sendo, o valor da DQO é sempre superior ao da DBO. Além do mais, a relação entre os valores de DQO e DBO indica a parcela de matéria orgânica que pode ser estabilizada por via biológica. Tanto a DBO como a DQO são expressas em  $\text{mg L}^{-1}$ . A concentração média da DBO em esgotos domésticos é  $300 \text{ mg L}^{-1}$ , o que indica que são necessários 300 mg de oxigênio para estabilizar, em um período de 5 dias a uma temperatura de 20 °C, a quantidade de matéria orgânica biodegradável contida em um litro de amostra. Já a DQO é de aproximadamente  $600 \text{ mg L}^{-1}$ . Em ambientes naturais não poluídos a concentração da DBO é baixa ( $1 \text{ mg L}^{-1}$  a  $10 \text{ mg L}^{-1}$ ), podendo atingir valores mais elevados em corpos d'água sujeitos a poluição orgânica (BRASIL, 2006).

### 3.5.2 Turbidez

O parâmetro turbidez pode ser definido como uma medida do grau de interferência à passagem da luz através do líquido. A alteração na passagem da luz decorre da presença de material em suspensão. A turbidez natural das águas está compreendida entre 3 a 500 unidades nefelométricas (BRASIL, 2006).

### 3.5.3 Cor

Esse é responsável pela cor assumida pela água dos corpos de água. Os constituintes responsáveis são os sólidos dissolvidos, que podem ter origem natural, a partir da decomposição da matéria orgânica, e origem antropogênica, a partir de resíduos industriais e esgotos. A cor se distingue em cor

aparente e cor verdadeira. No valor da cor aparente está inclusa a parcela que corresponde à turbidez. Somente com a centrifugação desta água obtêm a cor verdadeira (VON SPELING, 2005).

#### 3.5.4 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico representa a concentração dos prótons  $H^+$ , indicando a condição de acidez, neutralidade e alcalinidade da água, sua origem pode ser natural, a partir da dissolução de rochas, absorção de gases e oxidação da matéria orgânica. Quando sua origem, é antrópica é resultado de despejos domésticos que levam à oxidação da matéria orgânica ou a partir de despejos industriais. Este parâmetro é empregado na caracterização de águas de abastecimento e residuárias (VON SPELING, 2005).

## REFERÊNCIAS

APHA, AWWA, WEF, **Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater**. 21. ed. Washington, 2005.1200 p.

ARAÚJO, Ana Paula Maria. **Avaliação operacional e características do lodo gerado na indústria da água do litoral sul de Pernambuco**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 10.004 – Resíduos sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro, 2004.

BARNES, D; GORDON, D. M. Coliform dynamics and the implications for source tracking. **Environmental Microbiology**, n. 6, p. 501-509. 2004.

BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Metais e Sólidos: Aspectos Legais dos Resíduos de Estação de Tratamento de Água. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson, 2002. 336 p.

BARRELL, R. et al. **The Microbiology of Drinking Water - Part 1 - Water Quality and Public Health**. Methods for the Examination of Waters and Associated Materials. Environment Agency, 2002. 50 p.

BARROSO, M. M. **Influência das micro e macropropriedades dos lodos de estações de tratamento de águas no desaguamento por leito de drenagem**. Tese de Doutorado - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF, 2011.

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Lei nº 12.305 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos altera a lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. Brasília, DF, 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Boas práticas no abastecimento de águas: Procedimentos para a minimização de riscos a saúde**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 252 p.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA. **Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Decreto nº 5.440 de 4 de maio de 2005**. Estabelece definições e procedimentos sobre o controle de qualidade da água de sistemas de abastecimento e institui mecanismos e instrumentos para divulgação de informação ao consumidor sobre a qualidade da água para consumo humano. Brasília, DF, 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 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 e dá outras providências. Brasília, DF, 2004.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA. **Resolução CONAMA nº 274 de 29 de novembro 2000**. Estabelece a classificação das águas doces, salobras e salinas essencial à defesa dos níveis de qualidade, avaliados por parâmetros e indicadores específicos, de modo a assegurar as condições de balneabilidade. Brasília, DF, 2000.

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Lei nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília, DF, 1998.

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Lei nº 9433 de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento do Recurso Hídricos. Brasília, DF, 1997.

BRIANCESCO, R. Indicatori microbiologici e valutazione della qualità delle acque superficiali. **Annali dell'Istituto Superiore di Sanità**. v. 41, n. 3, p. 353-358, 2005.

CABELLI, V. J. Microbiological indicator systems for assessing water quality. In: **Antonie van Leeuwenhoek**. v. 48, p. 613–618. 1983.

CETINKAYA, Y.; FALK, P.; MAYHALL, C. G. Vancomycin-resistant enterococci. **Clinical Microbiology Reviews**. v. 13, n. 4, p. 686–707. 2003.

CERQUEIRA, D. A.; SÁ HORTA, M. C. Coliformes Fecais não existem. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20, 1999. Rio de Janeiro: **Anais...** Rio de Janeiro. ABES, 1999.

CHOI, S. et al. Application of enterococci antibiotic resistance patterns for contamination source identification at Huntington Beach. **Marine Pollution Bulletin, California**, v. 46, n. 6, p.748-755, 2003.

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental- CETESB. **Método de ensaio L5/213. Clostridium perfringens**: determinação em amostras de água pela técnica dos tubos múltiplos. São Paulo, 1993.

CORDEIRO, J. S. **Processamento de lodo de Estações de Tratamento de Água (ETAs)**. (Capítulo V). Coordenador: ANDREOLI, C. V. Resíduos sólidos do saneamento: Processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: ABES, 2001.

CORDEIRO, J. S. **Importância do tratamento e disposição adequada do lodo de Estação de Tratamento de Água (ETAs).** (Capítulo I). Coordenador: REALI, M. A. P. Noções Gerais do Tratamento e Disposição Final do Lodo de Estação de Tratamento de Água. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

DANIEL, L. A. et al. **Métodos alternativos de desinfecção de água - PROSAB.** 1 ed. São Carlos: Rima, 2001.139 p.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE, P. L. F. **Ensaio de tratabilidade de água e de resíduos gerados em estações de tratamento de água.** São Carlos: Rima, 236p. 2002.

DI BERNARDO, L.; SCALIZE, P. S.; SOUZA FILHO, A. G. **Água de lavagem de filtros rápidos.** Coordenador: REALI, M. A. P. Noções Gerais do Tratamento e Disposição Final do Lodo de Estação de Tratamento de Água. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

DONNENBERG, M. S.; WHITTAM, T. S. Pathogenesis e evolution of virulence in enteropathogenic and enterohemorrhagic *Escherichia coli*. **Journal of Clinical Investigation.** v. 107, p. 539-548, 2001.

DRASAR, B. S.; HILL, M. J. **Human intestinal flora.** London: United Kingdom-Academic Press Ltd, 1974. 263 p.

DUNCAN, S. E.; Hackney, C. R. Relevance of *Escherichia coli* O157:H7 to the dairy industry. **Dairy, Food and Environmental Sanitation,** v. 14, p. 656–660, 1994.

FARNLEITNER, A. H. et al. Simultaneous detection and differentiation of *Escherichia coli* populations from environmental freshwaters by means of sequence variations in a fragment of the b-d-glucuronidase gene. **Applied Environmental Microbiology,** v. 66, n. 4, p.1340–1346, 2000.

FRANCY, D. D.; HELSEL, R. N. Ocorrência and Distribution of Microbiological Indicators in Groundwater and Stream Water. **Water Environmental,** v. 72, n. 1, p. 152-161, 2000.

FREITAS, R. A. S. **Comportamento de geotêxteis como filtros em resíduos-fosfogeno e lama vermelha.** Tese (Doutorado em Engenharia Civil)- Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

GRANDIN, S. R.; SOBRINHO, P. A.; GARCIA JR, A. D. Desidratação de Lodos Produzidos em Estações de Tratamento de Água. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17, 1993, Natal. **Anais...** Natal: ABES, 1993.

HANCOCK, D. D.; BESSER, T. E.; RICE, D. G. Multiple source of *Escherichia coli* O157 in feed lots and dairy farms in the northwestern USA. **Preventive Veterinary Medicine.** n. 35, p.11-19, 1998.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K. F.; JOUKOSKI, A.; TRINDADE, E. M.; ANDRÓLI, C. V. Uso de lodo de estação de tratamento de água centrifugado em matriz de concreto

de cimento Portland para reduzir o impacto ambiental. **Revista Química Nova**, v.29, n.1, p.79-84, 2006.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística- IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2000)**. Disponível em:

<<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/pnsb.pdf>>. Acesso em: 4 ago. 2012.

KAPER, J. B.; NATARO, J. P.; MOBLEY, H. L. Pathogenic *Escherichia coli*. **Nature Review Microbiology**. n. 2, p. 123–140, 2004.

KAWAMOTO, P. H.; FERREIRA FILHO, S. S. Efeito da oxidação química no processo de condicionamento e desidratação de lodos de estações de tratamento. In: IX SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – SILUBESA: **Anais...** Porto Seguro. 1999.

KAWAMURA, S. **Integrated design and operation of water treatment facilities**. 2 ed. New York: John Wiley & Sons. 2000. 691 p.

KONEMAN, E.W. **Diagnóstico microbiológico texto e atlas colorido**. 6 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2008.1565 p.

Londrina, Prefeitura Municipal. **Plano municipal de saneamento básico (2008)**. Relatório de Diagnóstico de Situação. Disponível em: <[http://www.londrina.pr.gov.br/dados/images/stories/Storage/gabinete/PMSB/diagnostico\\_londrina\\_completo\\_corrigido29out09.pdf](http://www.londrina.pr.gov.br/dados/images/stories/Storage/gabinete/PMSB/diagnostico_londrina_completo_corrigido29out09.pdf)>. Acesso em: 4 nov. 2012.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Editora Átomo, 3 ed. Campinas-SP, 2010.

MACÊDO, J. A. B. **Águas & Águas**. 2º ed. Juiz de Fora: CRQ-MG, 2004.

MACHADO, R.; LUCENA, C. L.; VIEIRA, E. L. Análise comparativa entre leitos de secagem tradicional e modificado na desidratação do lodo de estações de tratamento de água. In: Congresso de La Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria e Ambiental- AIDIS: **Anais...** Punta Del Leste, 2006.

MOLENDAS, J. R. *Escherichia coli* (including O157:H7): an environmental health perspective. **Dairy, Food and Environmental Sanitation**. v. 14, n. 12, p. 742-747, 1994.

MOREIRA, R. C. A.; GUIMARÃES, E. M.; BOAVENTURA, G. R. Estudo geoquímico da disposição de lodo de estação de tratamento de água em área degradada. **Química Nova**, v. 32, n. 8, p. 2085-2093, 2009.

MURRAY, B. E. The Life and times of the *Enterococcus*. **Clinical Microbiology Reviews**, v. 3, n. 1, p. 46 – 65, 1990.

NATARO, J.P.; KAPER, J. B. Diarrheagenic *Escherichia coli*. **Clinical Microbiology Review**, v.11, n. 1, p. 142-201, 1998.

- PAIXÃO, L. C. C. et al. Efeito da incorporação de lodo de ETA contendo alto teor de ferro em cerâmica argilosa. **Revista Cerâmica**, v.54, p.63-76, 2008.
- PATEL, R.; UHL, J. R.; KOHNER, P.; HOPKINS, M. K.; COCKERILL, F. R. Multiplex PCR Detection of *vanA*, *vanB*, *vanC-1*, and *vanC-2/3* genes in *Enterococci*. **Journal Clinical Microbiology**, v. 35, n. 3, p. 703 – 707, 1997.
- PAYMENT P.; FRANCO E. Clostridium perfringens and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts. **Applied Environmental Microbiology**, v. 59, n. 24, p.18-24, 1993.
- PAYMENT, P. Fate of human enteric viruses, coliphages and Clostridium perfringens during drinking-water treatment. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 37, n. 1, p.154-157, 1991.
- REALI, M. A. P. **Principais características quantitativas e qualitativas do lodo de ETAs**. (Coordenador). Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- REIS, E. L. T. et al. Identificação da influência do descarte de lodo de estações de tratamento de água. **Revista Química Nova**, v. 30, n. 4, p. 865-872, 2007.
- RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de água**. São Paulo: Edgard Blucher, 2001. 102 p.
- SANTOS FILHO, J. D.; SANTA RITA, E. S. **Gerenciamento do resíduo gerado na clarificação da água da RLAM**. 2002. 54 f. Monografia (Pós-graduação em Saneamento) – Universidade Federal da Bahia, Salvador-BA. 2002.
- SEMA. Secretaria do Estado Meio Ambiente e Recursos Hídricos do estado do Paraná. **Resolução 001/2007**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. Curitiba, PR, 2007.
- SILVA, A. P.; BIDONE, F. R. A.; MARQUES, D. M. L. M. Avaliação da Lixiviação de Alumínio e da Produção de Ácidos Graxos Voláteis em Reatores Anaeróbios Utilizados para Estudar a Disposição Final de Lodos de ETAs em Aterros Sanitários. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000.
- SILVEIRA, Cristiane. **Desaguamento de lodo de estações de tratamento de águas por leito de drenagem/secagem com manta geotêxtil**. 2012.136 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento)-Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.
- SHIBATA, T.; SOLO-GABRIELE, H. M.; FLEMING, L. E.; Elmir, S. Monitoring marine recreational water quality using multiple microbial indicators in an urban tropical environment. **Water Research**, v. 38, n. 1, p. 3119-3131, 2004.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Filter backwash recycling rule. Technical guidance manual**. Washington, D.C. 2002.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **National primary drinking water regulations**. Filter backwash recycling rule. Final rule. Washington, D.C. 2000.

VENCZEL, L. V.; ARROWOOD, M.; HURD, M.; SOBSEY, M. D. Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts and *Clostridium perfringens* spores by a mixedoxidant disinfectant and by free chlorine. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 63, n. 4, p .1598-1601, 1997.

VINAY. S. B. et al. Bacterial indicators of faecal contamination of the Gangetic river system right at its source. **Ecological Indicators**, v. 5, p. 49-56, 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade de águas e tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas, 2005. 452 p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for drinking-Water Quality Recomendations**. Geneve, 2004.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines, Standards and Health: Assessment of Risk and Management for Water-Related Infectious Disease**. Geneve, 2002.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for Drinking Water Quality Recomendations**. Geneve, 1998.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for Drinking Water Quality Recomendations**. Geneve, 1995

#### 4 TRABALHO CIENTÍFICO 1

**Title:** Microbiological, Physical and Chemical Characteristics of Residues in Water Treatment Plants.

**Running title:** Characteristics of residues in WTP

Tatiane das Neves Burgos<sup>1</sup>, Cristiane Silveira<sup>2</sup>, Paulo Alfonso Schuroff<sup>3</sup>, Nicole Ribeiro de Lima<sup>4</sup>; Emilia Kiyomi Kuroda<sup>5</sup>; Jacinta Sanchez Pelayo<sup>6\*</sup>

Programa de Pós-Graduação em Microbiologia, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR, Brasil.

#### **Significance and impact of the study:**

Water treatment plants are designed to turn raw water suitable for drinking purposes. During this process, residues from sedimentation and from filter cleaning may contain microorganisms and metals that are toxic and harmful to health. Microbiological, physical and chemical studies are important to show the impact of these residues in the environment. The results evidence a high number of microorganisms incompatible to the metal, physical and chemical patterns of hydric bodies as established by CONAMA 357/2005. A potential destructive action affecting recipient bodies and people's health was detected in the dumping of residues.

**Abstract:** Water treatment plants (WTPs) are compared to industries whose raw matter is raw water and its residues are the sludge from decantation and the filter backwashing water. The purpose of this study was to obtain the microbiological, physical and chemical characteristics of the raw water, sludge and backwashing

---

<sup>1</sup> Laboratório de Bacteriologia, Departamento de Microbiologia, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil

<sup>2</sup> Laboratório de Hidráulica e Saneamento, Departamento de Construção Civil, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil

<sup>3</sup> Laboratório de Bacteriologia, Departamento de Microbiologia, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil

<sup>4</sup> Laboratório de Bacteriologia, Departamento de Microbiologia, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil

<sup>5</sup> Laboratório de Hidráulica e Saneamento, Departamento de Construção Civil, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil

<sup>6</sup> Laboratório de Bacteriologia, Departamento de Microbiologia, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil

\* Corresponding author: [jspelajo@gmail.com](mailto:jspelajo@gmail.com)

water from the Tibagi and Cafezal water treatment facilities located in the city of Londrina-PR. Research was carried out for the following microorganisms: total coliforms, *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*, *E. faecium* and *Clostridium perfringens*, as well as the following physical and chemical parameters: biochemical demand of oxygen (BDO), chemical demand of oxygen (CDO), pH turbidity, apparent color and metals. Raw water presented low rates for parameters under evaluation, except for aluminum and copper. Sludge produced highly rated parameters, mainly for plumb, cobalt, copper, chromo, manganese, and nickel. Filter backwashing water (FBW) presented intermediary values for water and sludge, mostly related to copper and manganese. The FBW obtained in the WTP-CAFEZAL had a (MNP 100 mL<sup>-1</sup>) lower than raw water and sludge and no *E. coli* was detected. The results evidence no possibility for launching residues in the environment, the need for treating sludge in face of its potential environmental contamination, and the feasibility of reusing FBW.

**Keywords:** Water Treatment Plant. Residues. Microorganism. Physical and chemical parameters.

## Introduction

An essential and natural asset for life, water has become a global issue as to its compatibility to people's needs in regard to its availability and quality. Only 0.5% of water is fresh and exploitable for social, technological and economical purposes (Braga *et al.* 2002).

The Water Treatment Plants (WTPs) are just like industries whose raw matter is raw water submitted to diverse operations and processes. The final product of these companies is the treated water and, as in any other industries, they also produce residues (Achon *et al.* 2008).

Their main residues comprehend sludge from decantation and water from cleaning the filters. The resultant sludge from the WTPs are classified as solid or semi-solid residues of industrial origin, according to Brazilian Norm (NBR) 10.004. Therefore, these residues should be treated and discharged in a proper way and with no damages to the environment. There are few studies on these largely produced residues that are potentially harmful to the environment and routinely disposed of in water bodies with no previous treatment (ABNT 2004).

The lack of studies and the limitations to indicators traditionally used in the monitoring and microbiological control of residues such as those of low resistance to environment, the use of chlorine, no specificity of total coliforms, and the capacity of multiplication (Yates 2007) have motivated this present work to adopt a set of indicators for a more comprehensive microbiological characterization. One

more reason for this approach is the fact that whenever microbiological studies take place, they focus mainly or only on *Escherichia coli*.

Coliforms are the most frequently studied indicators because of legislations for potable water. Several researchers have observed relations between the presence of traditional indicators and pathogens in water (Wu *et al.* 2011). Craun *et al.* (1997) also noted the presence of coliforms related to viral gastroenteritis as they assessed outbreaks of the disease associated to the consumption of ground water.

Bacteria of the gender *Enterococcus*, as integrant of the human and animal gastrointestinal microbiota, are also indicators of fecal contamination in water and are more resistant than *E. coli* (Paul *et al.* 1995; WHO 2006). Species most commonly associated to fecal pollution are *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. durans* and *E. hirae* (WHO 2006). According to Rice *et al.* (1996), sporogenic bacteria have proven useful indicators of the efficiency in the removal of protozoa (*Cryptosporidium* and *Giardia*) in WTPs, such as the *Clostridium perfringens*.

Resolution CONAMA 357 (BRASIL 2005) regulates the disposal of residues in water bodies and determines that effluents from any polluting source may only be discharged, directly or indirectly, by following quality standards of water and other conditions set by this legislation. The purpose of this work was to carry out a microbiological, physical and chemical characterization for samples of raw water and residues: decantation sludge and filter backwashing water (FBW), as generated by water treatment facilities.

## **Results and Discussion**

Table 1 shows the microbiological findings in the research for indicators using the technique of multiples tubes. These findings were obtained from the characterization of samples obtained from collections of raw water, numbered one to four, from two WTPs.

**Table 1** - Result of research on microbiological indicators by multiple tubes in raw water from Tibagi and Cafezal Water Treatment Plants in most probable numbers MPN 100 mL<sup>-1</sup>

WTP/ Collection	Coliforms	<i>E. coli</i>	<i>Enterococcus</i>	<i>Clostridium</i>
Tibagi				
1	2,4x10 <sup>3</sup>	5,8x10 <sup>1</sup>	2,1x10 <sup>2</sup>	9,3x10 <sup>1</sup>
2	0	0	0	0
3	4,6x10 <sup>3</sup>	5,2x10 <sup>1</sup>	4,3x10 <sup>2</sup>	4,6x10 <sup>2</sup>
4	1,5x10 <sup>3</sup>	3,5x10 <sup>1</sup>	4,6x10 <sup>2</sup>	4,3x10 <sup>1</sup>
Cafezal				
1	2,4x10 <sup>3</sup>	2,1x10 <sup>2</sup>	4,6x10 <sup>2</sup>	4,6x10 <sup>2</sup>
2	1,9x10 <sup>4</sup>	1,4x10 <sup>3</sup>	2,4x10 <sup>3</sup>	1,1x10 <sup>3</sup>
3	1,9x10 <sup>4</sup>	4,4x10 <sup>2</sup>	2,4x10 <sup>3</sup>	1,1x10 <sup>3</sup>
4	2,4x10 <sup>3</sup>	1,8x10 <sup>2</sup>	2,4x10 <sup>3</sup>	1,1x10 <sup>3</sup>

The qualitative analysis of the raw water from both water treatment plants evidenced that the indicators of all four genders under research were present in all four collections. Exception was for collection number two from Tibagi WTP in which no indicator microorganism was identified. The absence of an indicator in collection number two may be explained by the annual cleaning of the inlet system that had taken place on the day before the collection. The raw water coming into that WTP had a 1.1 µg L<sup>-1</sup> concentration of residual chlorine.

Table 2 presents the microbiological results from the characterization of sludge and (FBW) for the four collections from both WTPs.

**Table 2** -Result of research on microbiological indicators by the technique of multiple tubes for decantation sludge and filter backwashing water from Tibagi and Cafezal WTPs in most probable numbers 100 mL<sup>-1</sup>

WTP/ Collection	Sludge				FBW			
	Coliforms	<i>E. coli</i>	<i>Enterococcus</i>	<i>Clostridium</i>	Coliforms	<i>E. coli</i>	<i>Enterococcus</i>	<i>Clostridium</i>
Tibagi								
1	6,4x10 <sup>5</sup>	1,7x10 <sup>4</sup>	2,1x10 <sup>4</sup>	1,1x10 <sup>5</sup>	4,8x10 <sup>2</sup>	8,6x10 <sup>1</sup>	1,2x10 <sup>2</sup>	2,4x10 <sup>3</sup>
2	2,4x10 <sup>5</sup>	1,1x10 <sup>4</sup>	0	2,4x10 <sup>5</sup>	2,9x10 <sup>3</sup>	0	0	4,3 x10 <sup>2</sup>
3	6,1x10 <sup>5</sup>	9,0x10 <sup>4</sup>	1,1x10 <sup>5</sup>	2,4x10 <sup>5</sup>	2,4x10 <sup>5</sup>	3,1x10 <sup>3</sup>	3,9x10 <sup>2</sup>	1,1x10 <sup>4</sup>
4	6,4x10 <sup>5</sup>	2,1x10 <sup>3</sup>	1,1x10 <sup>3</sup>	2,4x10 <sup>5</sup>	9,2x10 <sup>4</sup>	9,8x10 <sup>2</sup>	2,4x10 <sup>3</sup>	2,4x10 <sup>4</sup>
Cafezal								
1	2,4x10 <sup>3</sup>	0	0	4,6x10 <sup>5</sup>	1,3x10 <sup>2</sup>	0	0	7,0x10 <sup>1</sup>
2	8,1x10 <sup>6</sup>	2,0x10 <sup>3</sup>	1,5x10 <sup>1</sup>	4,6x10 <sup>5</sup>	0	0	0	0
3	7,7x10 <sup>6</sup>	0	4,3x10 <sup>3</sup>	1,1x10 <sup>6</sup>	0	0	4,0x10 <sup>1</sup>	4,0x10 <sup>1</sup>
4	4,8x10 <sup>6</sup>	3,0x10 <sup>2</sup>	2,4x10 <sup>4</sup>	2,4x10 <sup>3</sup>	0	0	7,5x10 <sup>1</sup>	7,5x10 <sup>1</sup>

The qualitative analysis of the sludge from both WTPs evidences the presence of all four genders of indicators. Different from collection number two, no interference by the cleaning of the inlet system was observed due to a preponderance of the accumulative effect caused by the previous cleaning.

FBW from the Cafezal water treatment plant had a low occurrence of indicators. Affected by pre-chlorination, its indicators had most probable numbers (MPN) lower than that for the indicators at the Tibagi plant.

The study showed the relevance of using other microbiological indicators in the characterization of residues. It was noted that the non-identification of a traditional indicator, such as *E. coli*, does not nullify the likely presence of more resistant indicators, *Enterococcus* e *Clostridium*, for example, found in the sludge and in the filter backwashing water.

The raw water from Tibagi WTP had 16 strains of *Enterococcus* isolated by multiple tubes. Upon biochemical tests and the use of the API ID20 Strep Kit, four of them were identified as *E. faecalis*, other four as *E. faecium* and one as *E. avium*. As in the case of the sludge, 28 strains were isolated from the multiple tubes, and after biochemical identification and use of API ID20 Strep Kit, 22 strains were identified as belonging to gender *Enterococcus*, nine to gender *E. faecalis*, 11 *E. faecium*, one *E. avium* and one *E. durans*. The filter backwashing water had 25 strains isolated from the multiple tubes and, upon biochemical identification and use of the API Kit, 13 strains were identified, of which five of them as *E. faecalis*, and eight as *E. faecium*.

In the Cafezal WTP, 26 strains were isolated by multiple tubes, and upon biochemical essays and the use of API ID20 Strep Kit in raw water, 13 of those strains were identified as *E. faecalis*, five as *E. faecium* and one as *E. durans*. The sludge presented 10 strains from the multiple tubes and after the biochemical tests and the use of Kit API, one strain was identified as *E. faecalis*, two as *E. faecium* and one as *E. durans*. No strain in the FBW was identified with the use of the Kit API ID20 Strep.

In the sludge from the Tibagi Plant, API ID20 A classified five strains as belonging to the gender *Clostridium* and identified them as *C. beijerinckii*/*C. butyricum*. The filter backwashing water also presented a strain of the same species.

Out of all the microbiological indicators under research, the only one which was not present in both water treatment facilities was the *C. perfringens*. *C.*

*beijerinckii/C. butyricum*. These strains produce butyric acid of difficult identification at the level of species and that is why the identification obtained by the API ID20 A Kit shows both species together and they are not used as indicators of water quality.

CONAMA 357 (BRASIL 2005) sets a limit of 200 MPN 100 mL<sup>-1</sup> for *E. coli*, for hydric bodies of class I, 1.000 MPN 100 mL<sup>-1</sup> for class II and 2.500 MPN 100 mL<sup>-1</sup> for class III, respectively.

In the Tibagi Plant, only the sludge from collection number four remained within the class limits of water bodies III. The sludge from the Cafezal Plant, in collection number two, was above the limit allowed for hydric bodies of class I and II, and above the limits for class I in collection four. Therefore, the discharge of this sludge *in natura* could have negative effect in the recipient bed.

In the case of filter backwash water from the Tibagi Plant, collection number two presented value zero due to the cleaning of the system one day before that collection. Collection three was above the limits allowed by legislation for hydric bodies of class III, collection four was above for class I and, consequently, the discharge of this residue would also cause negative impacts. Due to pre-chlorination in Cafezal Plant, all four collections had no identification of *E. coli* and proved to be reusable at the Plant by means of recirculation to the initial treatment once the MPN should be equal or below that of the raw water. The physical and chemical results obtained in the characterization of the raw water, filter backwash water and sludge for both plants can be seen in table 3.

**Table 3** - Results of physical and chemical analysis of raw water, sludge and filter backwash water of Tibagi and Cafezal WTPs

WTP/ Collection	Raw Water					Sludge				FCW				
	CDO mg L <sup>-1</sup>	Turbidity Ut	Color uH	pH	BDO mg L <sup>-1</sup>	CQO mg L <sup>-1</sup>	Turbidity uT	Color uH	pH	BDO mg L <sup>-1</sup>	CDO mg L <sup>-1</sup>	Turbidity uT	Color uH	pH
Tibagi														
1	10	35,1	178	6,7	114	6.184	24.000	100.000	6,0	<Q.L	218	754	300	6,0
2	< Q.L*	25,6	170	6,5	< Q.L	4.334	16.800	6.000	6,3	<Q.L	182	881	5.500	6,6
3	113	22,8	78	6,9	73	2.172	4.370	16.700	6,9	11	629	1.600	54	7,0
4	47	4,7	84	6,0	33	2.942	15.500	59.750	6,0	<Q.L	134	391	2.510	6,1
Cafezal														
1	5	12,9	76	6,2	156	4.373	7.420	365.000	6,0	<Q.L	294	3.950	240.000	6,0
2	< Q.L	62,7	265	7,3	<<Q.L	5.849	49.400	28.000	6,5	<Q.L	107	889	4.500	6,8
3	72	39,3	140	6,5	56	8.364	489.000	132.500	5,5	<Q.L	171	769	1.100	7,1
4	98	16,3	125	6,2	24	2.608	135.000	530.000	6,2	<Q.L	136	799	3.420	6,0

\*<Q.L- lower than quantification limit.

According to APHA (2005), the quantification limit (Q.L) for the parameter of CDO is of  $3 \text{ mg L}^{-1}$ , and for that of BDO, Q.L. is of  $5 \text{ mg L}^{-1}$ . The BDO was  $< \text{Q.L}$  for raw water in all the collections from both WTPs and CDO was  $< \text{Q.L}$ . in collection 2 from both WTPs.

In natural and non-polluted environments, concentration of BDO is low:  $1 \text{ mg L}^{-1}$  to  $10 \text{ mg L}^{-1}$  (BRASIL 2006), which explains the low concentrations, in fact, lower than the Q.L. for BDO in raw water and low pollution. CONAMA 357 (BRASIL 2005) sets the limit for BDO  $3 \text{ mg L}^{-1}$  for hydric bodies of class I,  $5 \text{ mg L}^{-1}$  for class II and  $10 \text{ mg L}^{-1}$  for class III. In collection 2 from both WTPs, BDO of sludge remained within the limits for all three classes. Nevertheless, as verified in the other collections, it might be said that the disposal of this residue without previous treatment will affect negatively the quality of the recipient hydric bodies of the tree classes.

In the case of (FBW), the BDO was generally low, next to the limit established for water bodies of class III, and quantified only in collection three from the Tibagi plant. It may be said that the discharge of backwash water in hydric beds would not have the same negative impacts as does the sludge in regard to this parameter.

The State Environment Legislation (CEMA 2009) by IAP-Instituto Ambiental do Paraná, sets  $200 \text{ mg L}^{-1}$  as the limit of CDO for discharge. The raw water from both plants had values lower than this limit. The sludge from them presented values above those set by legislation. Collections 1 and 3 from the FBW of the Tibagi water treatment plant showed values that were above the limit and so did collection 1 from the Cafezal plant. These results proves an impossible discharge without previous treatment of sludge residues.

Values related to the turbidity of raw water were low in both plants. The sludge and the filter backwash water from both treatment plants showed values much higher than those set the limit of  $40 \text{ uT}$  for hydric bodies of class I, and up to  $100 \text{ uT}$  for classes II and III. These results lead to impossible discharge of these residues *in natura* into the environment.

The raw water color presented low values followed by that of the backwash water and sludge. CONAMA 357 (BRASIL 2005) does not set limits for apparent color. The pH of raw water and residues remained close to neutrality. Only

the pH of the sludge from the Tibagi WTP, in collection three, was below the limit for the three classes of hydric beds.

The results obtained in the study of metals, according to CONAMA 357 (BRASIL 2005), are shown in Tables 4 and 5.

**Table 4 - Values of metals obtained for raw water and the limits set by CONAMA 357 (2005) for classes of hydric beds**

Metals	Class I/ II mg L <sup>-1</sup>	Class III mg L <sup>-1</sup>	Q.L* mg L <sup>-1</sup>	Raw Water Tibagi mg L <sup>-1</sup>	Raw Water Cafezal mg L <sup>-1</sup>
Dissolved Aluminum	0,1	0,2	0,008	0,831	0,272
Total Cadmium	0,001	0,01	0,002	N. D**	N. D.
Total Plumb	0,01	0,033	0,01	N. D	N. D.
Total Cobalt	0,05	0,2	0,0025	N. D	N. D.
Dissolved Copper	0,009	0,013	0,0013	0,039	0,039
Total Chrome	0,05	0,05	0,0019	N. D	N. D.
Dissolved Iron	0,3	5,0	0,002	0,684	0,274
Total Manganese	0,1	0,5	0,005	N. D	N. D.
Total Nickel	0,025	0,025	0,0018	N. D	N. D.
Total Zinc	0,18	5,0	0,013	N. D	N. D.

\*Q.L- Quantification Limit

\*\*ND- Not Determined.

In the raw water from the Tibagi plant, copper and alluminium presented values that are higher than those allowed for water bodies of classes I-III, and iron was within the limit only for class III water bodies.

Alluminium and copper in the Cafezal WTP were above the limit set by the legislation concerning all three classes of hydric bodies.

**Table 5 - Values of metals in the sludge and filter backwash water and limits set by CONAMA 357 (2005) for classes of water bodies.**

Metals	Class I/ II mg L <sup>-1</sup>	Class III mg L <sup>-1</sup>	Q.L* mg L <sup>-1</sup>	Sludge Tibagi mg L <sup>-1</sup>	Sludge Cafezal mg L <sup>-1</sup>	BW Tibagi mg L <sup>-1</sup>	BW Cafezal mg L <sup>-1</sup>
Dissolved Aluminum	0,1	0,2	0,008	0,099	0,185	0,092	0,201
Total Cadmium	0,001	0,01	0,002	N. D**	N. D	N. D	N. D
Total Plumb	0,01	0,033	0,01	N. D	0,179	N. D	N. D
Total Cobalt	0,05	0,2	0,0025	N. D	0,619	N. D	N. D
Dissolved Copper	0,009	0,013	0,0013	0,038	0,040	0,038	0,040
Total Chrome	0,05	0,05	0,0019	0,048	1,177	N. D	N. D
Dissolved Iron	0,3	5,0	0,002	N. D	0,053	N. D	0,334
Manganese	0,1	0,5	0,005	2,413	32,75	0,969	1,482
Total Nickel	0,025	0,025	0,0018	N. D	0,800	N. D	N. D
Total Zinc	0,18	5,0	0,013	0,264	1,569	0,047	N. D

\*Q.L- Quantification Limit

\*\*ND- Not Determined.

From the sludge in the Tibagi facilities, copper and manganese showed values higher than those set for classes I-III; and zinc was above that for class III. The Cafezal Plant had, in its sludge, plumb, cobalt, copper, chrome, manganese and nickel with values above those allowed for water bodies of classes I-III. Aluminum and zinc presented compatible values only for class III water bodies.

The copper and manganese metals from the BW at the Tibagi Plant had their values above the limit set for all three classes of water bodies. Also in the Cafezal WTP, copper and manganese were higher than the limits but iron was found adequate for class III water bodies.

The results concerning the characterization of residues such as decantation sludge and filter backwashing water suggest a change in the management of industrial water residues for minimizing environmental damages. This characterization evidenced potential risks caused by inadequate discharge concerning metal, microbiological, physical and chemical parameters. Nationally speaking, even though this is not a recent issue, treatment of residues has been considered a novelty and has not received proper attention. New regulations are needed to promote environmental preservation with the installation of facilities for treating residues at water treatment plants.

## **Material and Methods**

Samples of 5 L of raw water, decantation sludge and filter backwashing water were collected from Tibagi and Cafezal Water Treatment Plants (Londrina-PR) during the period of September 2011, November 2011, March 2012 and July 2012. The samples were taken to the State University of Londrina and kept at 4°C until the start, in 24 hours, of the microbiological, physical and chemical analysis.

The technique for detection and quantification of total coliforms and *E. coli* used the Colilert chromogenic substrate (SOVEREIGN – USA), approved by APHA (2005). The identification of the *Enterococcus* took place in three phases. Firstly, there was a presumed identification with multiple tubes and confirmation broth for enterococcus (HIMÉDIA, India); later, the strains obtained in the first phase had their biochemical identification by Gram coloration and biochemical tests; catalysis and tolerance to sodium chloride at 6.5%, according to Koneman *et al.* (2008). After

the strains had been isolated in the latter phase, species were identified by the API ID20 Strep Kit (BioMérieux, France), following the manufacturer's instructions.

The identification of *C. perfringens* occurred in three phases. The presumed identification was by the use of multiple tubes using Clostridia Reinforced Differential Broth (HIMÉDIA, India) (CETESB 1993). The second phase consisted of Gram coloration and biochemical identification of previously isolated strains (milk abundant fermentation) and catalysis according to Koneman *et al.* (2008). During the third phase, the microorganisms were phenotypically characterized by the use of API ID20 A Kit (BioMérieux, France). A positive control strain, *C. perfringens* ATCC 13124, was used in all the phases. The samples were incubated under anaerobiosis condition, in a bacteriological oven at 37°C up to 48 hours.

The physical and chemical characterization of the raw water, sludge, and filter backwashing water was performed through the following parameters: turbidity researched by nephelometry, apparent color by spectrophotometry, biochemical demand by BDO test during five days at 20°C, and chemical demand of oxygen by the closed reflux methods, according to APHA (2005).

The metals from the samples under research were: dissolved aluminum, total cadmium, total plumb, total cobalt, dissolved copper, total chrome, dissolved iron, total manganese, and total nickel. CONAMA 357 (BRASIL 2005) provides each metal and their limit values in total or dissolved forms. The analyses were held in a laboratory of private reference, in the city of Londrina-PR, by Spectrophotometry of Optical Emission, following APHA (2005).

## **ACKNOWLEDGEMENT**

This study was funded by the Brazilian Council for Scientific and Technological Development - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) and by the Coordination for Higher Education Improvement - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

## REFERENCES

- Achon, C.L., Barroso, M.M. and Cordeiro, J.S. (2008) Leito de drenagem: sistema natural para redução de volume de lodo de estação de tratamento de água. *Eng Sanit Ambient* **13**, 54-62.
- ASSOCIACAO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. (2004) *NBR 10.004 – Resíduos sólidos – Classificação*. Rio de Janeiro: Brasil.
- APHA, AWWA, WEF. (2005) *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*. 21. ed. Washington, 1200 p.
- Braga, B., Hespanhol, I., Conejo, J. G. L., Mierzwa, J. C., Barros, M. T. L., Spencer, M., Porto, M., Nucci, N., Juliano, N., Eiger, S. (2002) *Introdução à Engenharia Ambiental*. pp 336. São Paulo: Pearson.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. (2006) *Boas práticas no abastecimento de águas: Procedimentos para a minimização de riscos a saúde*. Brasília: Ministério da Saúde.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA. (2005) *Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília.
- Conselho Estadual do Meio Ambiente- CEMA. *Resolução nº 0070 de 01 de outubro de 2009*. (2009) Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências, para empreendimentos industriais. Curitiba.
- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental- CETESB. (1993) *Método de ensaio L5/213. Clostridium perfringens: determinação em amostras de água pela técnica dos tubos múltiplos*. São Paulo.
- Craun, G.E., Berger, P.S. and Calderon, R.L. (1997) Coliform bacteria and waterborne disease outbreaks. *J Am Water Works Assoc* **89**, 96–104.
- Konemann, E.W., Allen, S.D., Janda, W.M., Schreckenberger, P.C. and Winn, W.C. (2008) *Diagnóstico microbiológico texto e atlas colorido*. pp 1565. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.
- Paul, J.H., Rose, J.B., Jiang, S., Kellogg, C. and Shinn, E.A. (1995) Occurrence of Fecal Indicator Bacteria in Surface Waters and the Subsurface Aquifer in Key Largo, Florida. *Appl Environ Microbiol* **61**, 2235-224.
- Rice, E.W., Fox, K.R., Miltner, R.J., Lytle, D.A. and Johnson, C.H. (1996) Evaluating plant performance with endospores. *J Am Water Works Assoc* **88**, 122-130.
- World Health Organization (WHO). (2006) *Guidelines for Drinking Water Quality Recommendations*. Geneve.

Wu, J.S.C., Long, D.D. and Dorner, S.M. (2011) Are microbial indicators and pathogens correlated? A statistical analysis of 40 years of research. *J Water Health* **9**, 265-278.

Yates, M. (2007) Classical indicators in the 21st century – far and beyond the coliform. *Water Environ Res* **79**, 279–286.

## 5 TRABALHO CIENTÍFICO 2

**Título:** Caracterização Microbiológica e Físico-Química do Desaguamento de Lodo de Decantadores em Leito de Drenagem com Manta Geotêxtil.

Tatiane das Neves Burgos<sup>1</sup>, Cristiane Silveira<sup>2</sup>, Paulo Alfonso Schuroff<sup>3</sup>,  
Nicole Ribeiro de Lima<sup>4</sup>; Emilia Kiyomi Kuroda<sup>5</sup>; Jacinta Sanchez Pelayo<sup>6\*</sup>

Programa de Pós-Graduação em Microbiologia, Universidade Estadual de Londrina,  
Londrina, PR, Brasil.

**Resumo:** Este trabalho teve por objetivo avaliar um tratamento alternativo para o lodo de decantadores de desaguamento em escala reduzida composto por leito de drenagem com manta geotêxtil mediante a caracterização microbiológica e físico-química antes e após tratamento. Os produtos do desaguamento de lodos provenientes de duas ETAs de Londrina-PR (Tibagi e Cafezal) por desaguamento em leito de drenagem com manta geotêxtil foi a água drenada e a torta nos quais, foram pesquisados os indicadores microbiológicos coliformes totais e *Escherichia coli* pela técnica do substrato Colilert, *Enterococcus faecalis* e *E. faecium*, por tubos múltiplos em Caldo Confirmatório para Enterococos, coloração de Gram e pelas provas bioquímicas catalase, teste PYR, tolerância a NaCl e pelo Kit API 20 STREP (BioMerieux) e *Clostridium perfringens* por tubos múltiplos em Caldo Diferencial Reforçado Clostridial e pela identificação bioquímica pelo Kit API 20 A (BioMerieux). Os parâmetros físico-químicos: metais, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), turbidez, pH, cor aparente foram analisados segundo APHA, AWWA e WEF 2005, no drenado. Os resultados demonstraram elevados índices microbiológicos e físico-químicos no lodo *in natura* e apontam ainda a eficiência do desaguamento em leito de drenagem pela produção de águas drenadas compatíveis com os corpos hídricos estabelecidos pelo CONAMA 357/2005. Foi evidenciado o potencial poluente do despejo *in natura* deste resíduo, e a necessidade da adoção de tratamento do lodo acumulado em decantadores, visando à proteção dos corpos receptores e a saúde da população. Este estudo é o primeiro que avaliou a eficiência do sistema de desaguamento do lodo de ETAs em

---

<sup>1</sup> Laboratório de Bacteriologia, Departamento de Microbiologia, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil.

<sup>2</sup> Laboratório de Hidráulica e Saneamento, Departamento de Construção Civil, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil.

<sup>3</sup> Laboratório de Bacteriologia, Departamento de Microbiologia, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil.

<sup>4</sup> Laboratório de Bacteriologia, Departamento de Microbiologia, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil.

<sup>5</sup> Laboratório de Hidráulica e Saneamento, Departamento de Construção Civil, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil

<sup>6</sup> Laboratório de Bacteriologia, Departamento de Microbiologia, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil.

\*Autor correspondente: [jspelajo@gmail.com](mailto:jspelajo@gmail.com)

manta geotêxtil por diferentes indicadores microbiológicos juntamente com os parâmetros físico-químicos, oferecendo parâmetros e subsídios para que o desaguamento do lodo seja realizado, pois, comprovou a necessidade e a viabilidade de aplicação do sistema de desaguamento na indústria da água.

**Palavras-chave:** ETA, lodo de decantador. Microrganismos. Parâmetros físico-químicos. Tratamento do lodo.

### **Introdução:**

As estações de tratamento de água (ETAs) para abastecimento público têm por objetivo principal a produção de água segura para o consumo humano sob os aspectos microbiológico e físico-químico. Para que seu objetivo seja atingido, são utilizados vários processos e operações. Mediante a introdução de produtos químicos, água bruta, imprópria para consumo humano, é transformada em água própria que atende aos padrões de potabilidade em vigência no país segundo a Portaria do Ministério da Saúde 2914 de 2011 (JANUÁRIO e FERREIRA FILHO, 2007; BRASIL, 2011).

Uma demanda crescente por água potável e a deterioração da qualidade da água dos mananciais destinados ao abastecimento são responsáveis pelo emprego de maior concentração de produtos químicos no tratamento da água e conseqüentemente, pela maior quantidade de resíduos produzidos nas ETAs (HOPPEN *et al.*, 2006).

As ETAs podem ser comparadas a uma indústria, na qual matéria prima é a água bruta, e após ser submetida ao tratamento, resulta no produto final água tratada. Como qualquer indústria, nas etapas de seu funcionamento existe a produção de resíduos. Portanto, na instalação e no gerenciamento da indústria da água, um dos problemas a ser equacionado nas ETAs diz respeito aos resíduos gerados e definir seu destino final (ACHON; BARROSO e CORDEIRO, 2008).

No tratamento da água destinada ao consumo humano, os principais resíduos produzidos são o lodo acumulado em decantadores e a água utilizada na lavagem dos filtros. Há poucos estudos sobre esses resíduos que são produzidos em larga escala nas estações, possuem potencial poluente ao meio ambiente e são rotineiramente lançados em corpos hídricos sem tratamento.

De acordo com a Norma Brasileira (NBR) 10.004 (ABNT, 2004), o lodo de ETA se enquadrado na categoria dos resíduos no estado sólido e

semissólido, que resultam de atividades de origem industrial. Portanto, devem ser tratados e descartados, sem gerar prejuízos ao meio ambiente. Segundo a Lei 12.305 (BRASIL, 2010), resíduo sólido é todo material, substância, objeto ou bem descartado resultante da atividade antrópica em sociedade, cuja destinação final está obrigado a proceder no estado sólido ou semissólido.

Ainda a Lei Federal N° 9605 (BRASIL, 1998), conhecida como Lei de Crimes Ambientais, prevê que o lançamento desses resíduos de forma indiscriminada, sem a devida outorga, prevista pela Lei Federal N° 9433 (BRASIL, 1997), e em desobediência à Resolução CONAMA N° 357 (BRASIL, 2005), sujeita a empresa geradora do efluente à penalidade civil, administrativa e criminal.

A Secretaria do Estado Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Paraná (SEMA) estabelece por meio da Resolução 001/2007, que os resíduos gerados nas ETAs e nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) poderão ser destinados a aterros localizados na área das estações e gerenciados pelas operadoras de saneamento em conformidade com o Instituto Ambiental do Paraná (IAP).

No Brasil, o lançamento de resíduos sólidos nos corpos de água é regulamentado pela Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005), a qual determina que efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, em corpos de água desde que obedeçam aos padrões de qualidade de água, assim como suas condições estabelecidas.

O tratamento do lodo consiste na desidratação ou desaguamento visando a redução de volume pela separação da fase líquida da sólida, portanto pela reduzindo o volume de lodo, mediante remoção da água livre e dos interstícios dos sólidos. Existem dois tipos de tecnologias empregadas no tratamento do lodo de decantadores classificadas como sistemas mecânicos e naturais. O desaguamento realizado de forma mecânica acontece por meio de equipamentos sofisticados que possuem custos elevados, requerem a aplicação de produtos químicos e consomem energia elétrica para seu funcionamento, como filtros a vácuo, filtros prensa, filtro de esteira e centrífugas. Já a remoção de água em sistemas naturais não necessita de grandes investimentos para implantação, tampouco para operação e manutenção, porém necessita de grandes áreas, pode ser realizado por meio de lagoas de lodo, leitos de secagem e leitos de drenagem sendo estes últimos particularmente favoráveis à aplicação no Brasil, devido às condições climáticas e disponibilidade de

área, especialmente em ETAs de pequeno porte (ACHON; BARROSO e CORDEIRO, 2008).

Este trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência de um tratamento alternativo para o resíduo lodo de decantadores em unidade de desaguamento em escala reduzida composto por leito de drenagem com manta geotêxtil, mediante a caracterização microbiológica e físico-química do lodo dos decantadores antes e após tratamento, devido a falta de estudos existentes para manejo deste resíduo e a inexistência de uma caracterização microbiológica abrangente deste processo de tratamento.

## **Material e Métodos**

### **Amostragem**

Este estudo foi realizado com lodos de decantadores coletados em duas ETAs da cidade de Londrina-PR, ETA Cafezal e ETA Tibagi. Realizou-se a caracterização microbiológica e físico-química dos lodos brutos e em seguida procedeu ao tratamento em sistema de desaguamento em leito de drenagem com manta geotêxtil em escala reduzida utilizado por Silveira (2012). Para avaliar a eficiência do sistema de desaguamento na redução dos índices microbiológicos e físico-químicos e o potencial de poluidor do lodo aos corpos de água fez-se a caracterização microbiológica e físico-química das amostras de água drenada.

Os ensaios de desaguamento em leito de drenagem foram realizados no Laboratório de Hidráulica e Saneamento (DCCI/CTU/UEL), aonde também foram realizadas as análises físico-químicas. Posteriormente, alíquotas das amostras do lodo bruto e da amostra composta da água drenada, constituída pela adição de volumes prefixados de cada amostra coletada durante o desaguamento, foram levadas ao Laboratório de Bacteriologia (Departamento de Microbiologia/CCB/UEL), onde foram mantidas a 4°C até a realização das análises microbiológicas que ocorreu no máximo em 24 h, alíquotas foram separadas também para análise de metais.

## Descrição das ETAs

Na estação de tratamento Tibagi, a água bruta é captada no Rio Tibagi, localizado a 12 km da ETA, utiliza o tratamento por ciclo completo e opera com capacidade de produção de  $1.200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . O agente coagulante utilizado é o Hidroxi-cloreto de polialumínio (PAC). A ETA possui oito decantadores com capacidade de  $175 \text{ m}^3$ , constituídos por placas paralelas de cimento amianto e que são projetados para uma taxa de operação nominal de  $180 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ . O resíduo de provenientes da limpeza dos decantadores e dos filtros são lançados no Córrego dos Periquitos sem tratamento. Já para o processo de filtração, a ETA utiliza doze filtros com sete camadas filtrantes de diferentes granulometrias, que operam com taxa de filtração média de  $299 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$  que são lavados em média a cada 54 h.

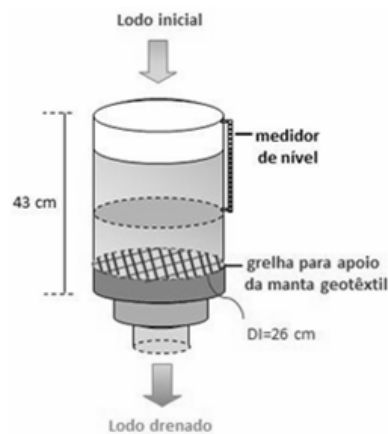
No sistema de tratamento de água Cafezal, a água é captada do Ribeirão Cafezal, localizado aproximadamente a 6,5 km da ETA, e a produção de água potável é de aproximadamente  $715 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  pela técnica de ciclo completo com pré-cloração, o cloreto férrico como agente coagulante e na concentração de  $1,0 \text{ mg mL}^{-1}$ . A ETA Cafezal opera com quatro decantadores, dois possuem capacidade de  $900 \text{ m}^3$  e acumulam aproximadamente  $240 \text{ m}^3$  de lodo cada um, outros dois possuem capacidade de  $1.500 \text{ m}^3$  e acumulam aproximadamente  $375 \text{ m}^3$  de lodo cada um, possui ainda oito filtros, constituídos por cinco camadas filtrantes com diferentes granulometrias. Semanalmente é realizada a limpeza de um decantador da ETA. Para a limpeza, o sobrenadante que corresponde a cerca de 50% do volume do decantador, é encaminhado para um reservatório que recebe também a água de lavagem dos filtros, sendo este, recirculado para o início do tratamento. O restante do volume do decantador corresponde ao lodo acumulado é transportado até a Estação de Tratamento de Esgotos da cidade.

## Ensaio de Desaguamento

O ensaio de desaguamento foi realizado segundo Silveira (2012), em unidades de drenagem em escala reduzida, composta por um recipiente plástico com capacidade total de 30 L, manta geotêxtil (composição química 100% Poliéster), gentilmente fornecida pela Macafferri do Brasil Ltda., grelha plástica MacNet para suporte da manta e dispositivo de fundo cônico para coleta do drenado, Figura 1.

Foi utilizada uma taxa de aplicação de sólidos (TAS) de  $7,5 \text{ kg m}^{-2}$  e vazão de  $550 \text{ mL min}^{-1}$  sendo utilizados 20 L de lodo para a ETA-Tibagi e 21 L para a ETA-Cafezal. A taxa de aplicação volumétrica-TAV referente à vazão de líquido (lodo) aplicado ao leito de drenagem foi de  $15 \text{ m}^3 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ . Na manta geotêxtil são retidas as partículas sólidas presentes no lodo, denominadas de torta.

**Figura 1** - Esquema da unidade de desaguamento em escala reduzida



**Fonte:** Silveira (2012)

Durante o desaguamento, toda a água drenada foi coletada em frascos de volume pré-estabelecido e acondicionada sob refrigeração a  $4^{\circ}\text{C}$ . Em seguida, utilizando-se volumes fixos de todas as amostras coletadas ao longo da drenagem, foi constituída uma amostra composta da água drenada. Posteriormente as amostras compostas da água drenada, uma para cada ETA, e as tortas retidas nas mantas imediatamente após o término da drenagem e com 5 dias de exposição ambiental natural sem proteção às intempéries foram submetidas às análises microbiológicas e físico-químicas.

## **Caracterização Microbiológica**

### **Pesquisa de coliformes totais e *Echerichia coli***

A técnica utilizada para detecção e quantificação de coliformes totais e *E. coli* foi a do substrato cromogênico Colilert (SOVEREIGN – USA), aprovado pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA, AWWA

e WEF (2005). Em um frasco estéril contendo 100 mL da amostra composta dos drenados a ser analisada, acrescentou-se assepticamente uma ampola do substrato Colilert. Posteriormente homogenizou-se levemente a amostra que foi transferida para a cartela Quanti-Tray (WP2000) com 49 poços grandes e 48 pequenos, selada na seladora Quanti Tray Sealer (IDEXX/SOVEREIGN - USA) e incubada a 35°C (+/- 2°C) por 24 h. Na sequência realizou-se a leitura dos poços que ficaram amarelos (indicador de coliformes totais). Para verificar a presença de *E. coli*, a cartela foi exposta à luz ultravioleta (365 nm), e os poços amarelos que ficaram azul-fluorescente indicaram a presença de *E. coli*.

### **Determinação de *Enterococcus faecalis* e *E. faecium***

A identificação destes microrganismos nas amostras ocorreu em três etapas. Na primeira foi realizada uma identificação presuntiva pela técnica dos tubos múltiplos em Caldo Confirmatório para Enterococos (Himedia); na segunda foi realizada a identificação bioquímica com as cepas isoladas na etapa anterior; na terceira etapa os microrganismos foram identificados em nível de espécie com o Kit API 20 STREP (BioMerieux S.A, Marcy L' Etoile, França).

### **Identificação presuntiva**

A identificação e quantificação presuntiva de *Enterococcus* ssp. foi realizada pela técnica dos tubos, aprovado pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA, AWWA e WEF (2005) com modificações. Foram empregadas três séries de três tubos de ensaio contendo o Caldo Confirmatório para Enterococos. Na primeira série, o meio de cultura estava em concentração dupla e nas demais, simples. Foram adicionados, nos tubos da série inicial, 10 mL da amostra, 1 mL na segunda série e 0,1 mL na terceira série. A seguir, os tubos foram incubados em estufa bacteriológica a 35°C por 24 h e até 48 h para tubos negativos para confirmação. Consideraram-se positivos os tubos que apresentaram turvação do meio. O número mais provável (NMP) de enterococos das amostras foi calculado com o auxílio da tabela de Hoskins (com limite de confiança de 95%).

## Identificação Bioquímica

As cepas isoladas pela técnica dos tubos múltiplos foram repicadas em Agar sangue de carneiro a 5% e incubadas a 35°C por 24 h. Partindo de uma cultura pura, realizou-se a técnica da coloração de Gram e as colônias com morfologia de cocos Gram-positivos foram submetidas às seguintes provas bioquímicas: catalase, tolerância ao cloreto de sódio a 6,5% e teste PYR (PROBAC), baseado na hidrólise enzimática da L-pyrrolidonyl-beta-naphthylamide, destinado a identificação de estreptococos e estafilococos, segundo Koneman (2008).

## Identificação fenotípica pelo Kit API 20 STREP

Para caracterização fenotípica das espécies *E. faecalis* e *E. faecium*, utilizou-se o kit de identificação comercial de galerias miniaturizadas API 20 STREP (BioMerieux® S.A, Marcy L' Etoile, França), observando as recomendações do fabricante. Foram realizados os testes de Hidrólise do ácido hipúrico (HIP), Hidrólise da esculina, Pyrrolidonil Arilamidase,  $\alpha$ -Galactosidase,  $\beta$ -Glucuronidase,  $\beta$ -Galactosidase, Fosfatase alcalina, Leucina amino peptidase, Arginina Dihidrolase, Ribose, Arabinose, Manitol, Sorbitol, Lactose, Trealose, Inulina, Rafinose, Amido, Glicogênio.

## Determinação de *Clostridium perfringens*

A identificação de *C. perfringens* nas amostras ocorreu em três etapas. Na primeira, foi realizada uma identificação presuntiva pela técnica dos tubos múltiplos em Caldo Diferencial Reforçado Clostridial (Himédia). Na segunda etapa foi realizada a identificação bioquímica com as cepas isoladas na etapa anterior. Na terceira etapa os microrganismos foram caracterizados fenotipicamente pelo Kit API 20 A (BioMerieux S.A, Marcy L' Etoile, França). Para todas as etapas de identificação foi utilizada como controle positivo a cepa de *C. perfringens* ATCC ATCC 13124.

### **Identificação presuntiva**

A metodologia para detecção e quantificação de *C. perfringens* foi realizada de acordo com a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 1993). A técnica utilizada foi a dos tubos múltiplos para determinação do NMP dos organismos presentes nas amostras. Para o ensaio foi utilizado o Caldo Diferencial Reforçado Clostridial (Himédia). As amostras analisadas foram previamente aquecidas em banho-maria a 75 °C durante 10 min e posteriormente submetidas a um choque térmico em gelo por 10-15 min a fim de eliminar organismos não esporulados e formas vegetativas. As amostras foram incubadas em condições de anaerobiose, em estufa bacteriológica a 35°C por até 48 h.

### **Identificação bioquímica**

As cepas isoladas pela técnica dos tubos múltiplos foram submetidas à coloração de Gram e às provas bioquímicas fermentação abundante de leite e catalase, foram realizadas em condições de anaerobiose propostas por Koneman (2008).

### **Identificação fenotípica pelo Kit API 20 A**

Para a caracterização fenotípica e identificação da espécie *C. perfringens*, utilizou-se o Kit de identificação comercial de galerias miniaturizadas API® 20 A (BioMerieux® S.A, Marcy L' Etoile, França), observando as recomendações do fabricante. Foram realizados os testes de formação de Indol, Urease, acidificação de: Glucose, Manitol, Lactose, Sacarose, Maltose, Salicina, Xylose, Arabinose, Hidrólise de gelatina, Esculina, e acidificação de: Glycerol, Celobiose, Manose, Melezitose, Rafinose, Sorbitol, Rhamnose Trealose.

### **Caracterização físico-química**

A caracterização físico-química dos lodos e das águas drenadas foi realizada pelos parâmetros mostrados na Tabela 1 e os respectivos métodos foram realizados segundo APHA, AWWA e WEF (2005).

**Tabela 1 - Parâmetros e métodos analíticos utilizados na caracterização físico-química**

Parâmetro	Método
Turbidez (uT)	Nefelométrico – 2130 B
Cor aparente (uH)	Espectrofotométrico- 2120 C
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) <sub>5d, 20°C</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	Teste DBO 5 dias a 20°C – 5210 B
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg.L <sup>-1</sup> )	Refluxo fechado - 5220 D

### Determinação de metais

Os metais estudados nas amostras de lodo e no drenado foram Alumínio dissolvido, Cádmio total, Chumbo total, Cobalto total, Cobre dissolvido, Cromo total, Ferro dissolvido, Manganês total e Níquel total. Segundo os padrões descritos pela CONAMA 357 (BRASIL, 2005) que estabelece cada metal e seus valores limites na forma total ou dissolvida. As análises foram feitas em um laboratório de referência particular, na cidade de Londrina-Pr, pelo método de Espectrofotometria de Emissão Óptica, segundo APHA, AWWA e WEF (2005).

### Resultados Microbiológicos

Os resultados microbiológicos obtidos para os indicadores: coliformes totais e *E. coli*, *Enterococcus spp* e *Clostridium*, no ensaio de desaguamento em leito de drenagem através da manta geotêxtil para o lodo da ETA-Tibagi e da ETA-Cafezal, pela técnica dos tubos múltiplos podem ser observados na Tabela 2, onde são demonstrados o número mais provável de microrganismos (NMP)/100 mL, para as amostras de lodo bruto e amostra composta do drenado obtida pelo desaguamento.

**Tabela 2-** Identificação microbiológica em NMP 100 mL<sup>-1</sup> do lodo bruto e da água drenada obtida pelo desaguamento e porcentagem de remoção microbiológica para as ETAs Tibagi e Cafezal

Amostras	Coliformes totais	<i>E. coli</i>	<i>Enterococcus</i>	<i>Clostridium</i>
Lodo bruto ETA-Tibagi	6,6x10 <sup>5</sup>	9,8x10 <sup>4</sup>	2,4x10 <sup>3</sup>	2,4x10 <sup>5</sup>
Água drenada	3,4x10 <sup>4</sup> (95%)	6,4x10 <sup>2</sup> (99%)	9,3x10 <sup>1</sup> (96%)	9,3x10 <sup>3</sup> (61%)
Lodo bruto ETA-Cafezal	3,7x10 <sup>6</sup>	3,1x10 <sup>1</sup>	2,3x10 <sup>2</sup>	4,6x10 <sup>4</sup>
Água drenada	2,6x10 <sup>4</sup> (99%)	6,3 (79%)	3,9x10 <sup>1</sup> (83%)	7,0x10 <sup>2</sup> (98%)

O número de cepas isoladas a partir dos tubos múltiplos tanto para o lodo como para água drenada para as duas ETAs e número confirmado pelas provas bioquímicas de catalase, tolerância ao sal, coloração de Gram, teste PYR e Kit API, como pertencentes ao gênero *Enterococcus* estão demonstrados na Tabela 3.

**Tabela 3-** Número de cepas positivas para gênero *Enterococcus* por diferentes testes

	Lodo Tibagi	Água drenada Tibagi	Lodo Cafezal	Água drenada Cafezal
Tubos múltiplos	15	4	3	4
Coloração de Gram	15	4	1	4
Catalase	14	3	1	2
Tolerância NaCl	14	3	1	1
Teste PYR	10	3	1	1
Kit API	13	3	1	1

Para o Lodo da ETA Tibagi, das 13 cepas que foram identificadas como pertencentes ao gênero *Enterococcus*, pelo Kit API, 8 foram identificadas como *E. faecalis*, 4 foram identificadas como *E. faecium* e 1 como *E. durans*. Já para a água drenada foram identificadas 3 cepas de *E. faecalis*.

No Lodo da ETA Cafezal pelo Kit API foi identificada uma cepa de *E. faecium* e na água drenada foi identificada 1 cepa de *E. durans*.

O número de cepas isoladas a partir dos tubos múltiplos tanto para o lodo como para água drenada para as duas ETAs e número confirmado pelas provas bioquímicas fermentação abundante do leite, catalase, coloração de Gram e Kit API, como pertencentes ao gênero *Clostridium* estão demonstrados na Tabela 4.

**Tabela 4** - Número de cepas positivas para gênero *Clostridium* por diferentes testes

	Lodo Tibagi	Água drenada Tibagi	Lodo Cafezal	Água drenada Cafezal
Tubos múltiplos	8	9	6	5
Fermentação abundante no leite	2	0	5	1
Coloração de Gram	2	0	1	1
Catalase	1	0	1	0
Kit API	1	0	1	0

O indicador *C. perfringens* não foi encontrado nas amostras em estudo para as duas estações. No lodo da ETA Tibagi foi identificada através do Kit API uma cepa de *C. beijerinckii/C. butyricum* e também uma cepa da mesma espécie foi identificada no lodo da ETA Cafezal.

A torta composta por partículas sólidas retidas na manta geotêxtil durante o processo de desaguamento também foi avaliada quanto aos parâmetros microbiológicos e os resultados obtidos a partir da técnica dos tubos múltiplos estão demonstrados na Tabela 5.

**Tabela 5** - Identificação microbiológica da torta em NMP/100 mL

	Coliformes	<i>E. coli</i>	<i>Enterococcus</i>	<i>Clostridium</i>
Torta inicial ETA-Tibagi	14 x10 <sup>6</sup>	4,8 x10 <sup>5</sup>	4,6 x10 <sup>4</sup>	2,4 x10 <sup>6</sup>
Torta após 5 dias	2	0	1,1 x10 <sup>5</sup>	2,4 x10 <sup>5</sup>
Torta inicial ETA-Cafezal	24 x10 <sup>6</sup>	2,4x10 <sup>2</sup>	4,6x10 <sup>4</sup>	4,3x10 <sup>4</sup>
Torta após 5 dias	1,3x10 <sup>3</sup>	6	2,4x10 <sup>4</sup>	4,6 x10 <sup>4</sup>

O número de cepas isoladas a partir dos tubos múltiplos para a torta proveniente das duas ETAs e número confirmado pelas provas bioquímicas de catalase, tolerância ao sal, coloração de Gram, teste PYR e Kit API, como pertencentes ao gênero *Enterococcus* estão demonstrados na Tabela 6.

**Tabela 6** - Número de cepas positivas na torta para gênero *Enterococcus* por diferentes testes, identificadas na torta das ETAs

Testes	Torta Tibagi	Torta Cafezal
Tubos múltiplos	14	9
Coloração de Gram	12	7
Catalase	12	6
Tolerância NaCl 6,5%	12	6
Teste PYR	8	2
Kit API	9	5

Para a torta da ETA Tibagi, das 9 cepas que foram identificadas como pertencentes ao gênero *Enterococcus*, pelo Kit API, 7 foram identificadas com *E. faecalis*, 2 foram identificadas como *E. faecium*. Já para a torta da ETA Cafezal, foi identificada 1 cepa de *E. faecalis*, 2 cepas de *E. faecium*, 2 cepas de *E. durans*.

O número de cepas isoladas a partir da torta proveniente das duas ETAs e número confirmado pelas provas bioquímicas de fermentação abundante do leite, catalase, coloração de Gram e Kit API, como pertencentes ao gênero *Clostridium* estão demonstrados na Tabela 7.

**Tabela 7-** Número de cepas positivas na torta para gênero *Clostridium* por diferentes testes, identificadas na torta das ETAs

Testes	Torta Tibagi	Torta Cafezal
Tubos múltiplos	24	11
Fermentação abundante no leite	13	10
Coloração de Gram	5	1
Catalase	5	1
Kit API	5	1

Nas tortas das duas ETAs estudadas o indicador *C. perfringens* não foi encontrado. Já para a torta da ETA Tibagi, das 5 cepas que foram identificadas como pertencentes ao gênero *Clostridium* pelo Kit API, todas foram identificadas como *C. beijerinckii/C. butyricum* e também uma cepa da mesma espécie foi identificada na torta da ETA Cafezal.

### Resultados Físico-químicos

Os resultados dos parâmetros físico-químicos antes e após o tratamento por desaguamento do lodo acumulado em decantadores no processo de tratamento de águas nas ETAs Tibagi e Cafezal estão demonstrados na Tabela 8.

**Tabela 8 -** Resultados das análises físico-químicas do lodo e da água drenada e a porcentagem de remoção dos parâmetros analisados

	DBO (mg L <sup>-1</sup> )	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	pH (27°)
Lodo bruto ETATibagi	88	4778,8	26.700	90.750	6,80
Água drenada	9,7(89%)	118,15(97%)	426(98%)	5.000(94%)	6,93
Lodobrueto ETA-Cafezal	27,3	2614,6	25.750	87.500	6,85
Água drenada	11,4(58%)	100,5(96%)	89,9(99%)	469(99%)	6,99

Os resultados obtidos para os metais no lodo antes e após seu desaguamento estudados segundo os padrões descritos pela CONAMA 357 (BRASIL, 2005) que estabelece para cada metal os valores limites na forma total ou dissolvida, para as classes de corpos hídricos estão demonstrados na Tabela 9.

**Tabela 9-** Valores de metais obtidos para as amostras e os limites estabelecidos pelo CONAMA 357 para as classes de corpos hídricos.

Metais	L. Q. (mg/L)	Classe I/ II (mg/L)	Classe III (mg/L)	Lodo Tibagi (mg/L)	Drenado Tibagi (mg/L)	Lodo Cafezal (mg/L)	Drenado Cafezal (mg/L)
<b>Alumínio dissolvido</b>	0,008	0,1	0,2	0,085	N. D	0,093	0,086
<b>Cádmio total</b>	0,002	0,001	0,01	N. D.	N. D	N. D.	N. D.
<b>Chumbo total</b>	0,01	0,01	0,033	0,176	N. D.	0,158	N. D.
<b>Cobalto total</b>	0,0025	0,05	0,2	0,174	N. D.	0,578	N. D.
<b>Cobre dissolvido</b>	0,0013	0,009	0,013	0,039	0,040	0,039	0,039
<b>Cromo total</b>	0,0019	0,05	0,05	0,533	N. D.	1,099	N. D.
<b>Ferro dissolvido</b>	0,002	0,3	5,0	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.
<b>Manganês total</b>	0,005	0,1	0,5	13,87	1,234	32,00	2,655
<b>Níquel total</b>	0,0018	0,025	0,025	0,256	N. D.	0,587	N. D.
<b>Zinco total</b>	0,013	0,18	5,0	1,149	N. D.	1,149	N. D.

L.Q.: Limite de quantificação.

N.D.: Não detectado.

## Discussão

Em relação ao lodo do decantador da ETA Tibagi e da Cafezal, após o desaguamento em leito de drenagem com manta geotêxtil observou-se a alta redução dos parâmetros microbiológicos e físico-químicos na amostra de água composta drenada. O pH foi o único parâmetro que se manteve inalterado. Esses resultados indicam uma boa eficiência do tratamento na remoção de microrganismos presentes no lodo e na redução dos parâmetros físico-químicos que representam seu potencial poluente.

De todos os indicadores microbiológicos pesquisados, o único que não esteve presente nas amostras de lodo e, conseqüentemente no drenado pertencente às duas estações em estudo, foi o *Clostridium perfringens*. Este indicador foi pesquisado devido à atual preocupação das ETAs com a ocorrência de

oocistos de *Cryptosporidium*, devido principalmente aos frequentes surtos de doenças atribuídos a esses protozoários e à acentuada resistência dos mesmos às condições ambientais adversas e aos desinfetantes rotineiramente empregados para potabilizar a água. De acordo com Rice *et al.* (1996), bactérias esporogênicas têm se mostrado úteis como indicadoras da eficiência de remoção de protozoários (*Cryptosporidium* e *Giardia*) em estações de tratamento de água. Chauret *et al.* (1999) concluíram em seus trabalhos que esporos bacterianos, como os de *C. perfringens*, podem ser indicadores adequados para o controle da remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*.

No entanto, a única espécie pertencente ao gênero *Clostridium* identificada neste estudo foi o *C. beijerinckii/C. butyricum*, que são cepas produtoras de ácido butírico de difícil identificação ao nível de espécie, já que são fenotipicamente muito semelhantes. No entanto, Cummins e Johnson (1971) relataram que este grupo de clostrídio abrange principalmente dois grupos de homologia de DNA, correspondendo as duas espécies. Por isso, a identificação obtida pelo Kit API apresenta as duas espécies juntas, já que somente pelo Kit não é possível diferenciá-las.

*C. butyricum* é um anaeróbio estrito, bastonete Gram-positivo, móvel, que tem por produtos de sua fermentação ácidos butíricos, acético e fórmico, láctico e succínico; algumas vezes pode produzir butanol e etanol. Tem sido isolado de diversas fontes como solo, água, queijo, rúmen de bezerros saudáveis, fezes. Segundo Cardoso *et al.* (2004) *C. butyricum* pode ocasionalmente produzir a toxina botulínica e portanto ser também responsável por causar o botulismo. *C. beijerinckii* também é um anaeróbio estrito e bem conhecido pela sua eficiente produção de butanol (EZEJI, QURESHI e BLASCHEK, 2003; LEE *et al.* 2008), e está presente no rumem bovino (CHANG *et al.*, 2010; HO *et al.*, 2011).

No Brasil, a resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) dispõe sobre a classificação dos corpos de água e estabelece as condições de enquadramento dos corpos hídricos baseado na qualidade de suas águas. Ainda a legislação ambiental estadual (CEMA, 2009) do IAP- Instituto Ambiental do Paraná, estabelece como limite de DQO para lançamento em corpos hídricos o valor de 200 mg L<sup>-1</sup>. Os parâmetros analisados no lodo em estudo no estado bruto pertencente a ETA Tibagi se apresentaram muito acima destes valores. Verificou-se ainda que os metais Pb, Cu, Cr, Mn, P e Ni foram encontrados com valores acima dos permitidos para as três

classes e o Co e o Zn apresentaram-se dentro do limite para a classe III. Portanto, o lançamento desse lodo *in natura*, acarretaria em impactos negativos ao corpo receptor principalmente em relação à contagem de *E. coli*, DBO, DQO, turbidez e metais. Já para o lodo da ETA Cafezal, o mesmo foi evidenciado para os parâmetros DBO, DQO e turbidez, estando *E.coli* dentro dos limites aceitáveis para os corpos hídricos. Com relação aos metais Pb, Co, Cu, Cr, Mn e Ni no lodo, estavam acima dos limites para as três classes hídricas e o metal Zn, estava acima dos limites para as duas primeiras classes hídricas. Isso comprova a necessidade de um tratamento prévio para o lançamento desse resíduo em um corpo hídrico.

Após o tratamento por desaguamento em manta geotêxtil é observado que os parâmetros estabelecidos pelas legislações, analisados na água drenada obtida pelo desaguamento do lodo da ETA Tibagi apresentaram-se dentro do limite aceitável estabelecido para os corpos hídricos. *E. coli* se mostrou dentro dos limites estabelecidos para os corpos hídricos de classe II e III, já os parâmetros físico-químicos atenderam os limites estabelecidos para as classe III, para os drenados das ETAs Tibagi e Cafezal. Com relação aos metais da ETA-Tibagi, apenas Cu, P e Mn não se mantiveram dentro dos limites. Para a ETA-Cafezal, após o tratamento no drenado somente Cu e Mn permaneceram acima dos limites para as três classes hídricas. Vale ressaltar que as condições estabelecidas são para os corpos de água doce e não de enquadramento do efluente. Portanto, pode-se apenas afirmar que após o tratamento, o lançamento do resíduo em um corpo hídrico não acarretaria os mesmos impactos negativos do lodo lançado *in natura*.

No trabalho realizado por Achon, Barroso e Cordeiro (2008), avaliaram o desempenho dos leitos de drenagem para desaguamento de lodos de ETAs, em que os leitos de drenagem mostraram-se eficientes para o desaguamento e redução de volume de lodo de estações de tratamento de água, de forma natural, sem consumo de energia ou adição de produtos químicos. Observaram ainda, que a água de drenagem proveniente dos lodos estudados, após cinco minutos de drenagem, apresentou baixos valores de cor e turbidez.

No trabalho desenvolvido por Fontana (2004), no estudo de caso da ETA-Cardoso, observaram-se uma boa redução do parâmetros físico-químico e de metais presentes no lodo com o desaguamento.

Existem poucos estudos sobre a utilização de leitos de drenagem como opção de tratamento para os resíduos gerados nas ETAs, entre eles podem-

se citar os realizados por Cordeiro (1999 e 2001), Bisogenin (1999) em Campo Grande- MS, Bidoni *et al.* 2001 em escala piloto na UFRGS, Silveira (2012) em Londrina-PR.

Todos os estudos realizados no país apontam a eficiência deste sistema de tratamento do lodo proveniente de ETA, porém a utilização deste tratamento para o resíduo nas ETAs que apresentam condições viáveis principalmente, área disponível, ainda não é uma realidade. Nos EUA de 500 ETAs estudadas apenas 10% utilizam essa metodologia para redução do volume do resíduo gerado (Cordeiro 1999).

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos às agências financiadoras deste projeto CAPES, CNPq e a SANEPAR.

## REFERÊNCIAS

ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Leito de drenagem: sistema natural para redução de volume de lodo de estação de tratamento de água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.13, n. 1, p. 54-62, 2008.

APHA, AWWA, WEF, **Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater**. 21. ed. Washington, 2005.1200 p.

ASSOCIACAO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 10.004** – Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

BIDONE, F.; SILVA, A.P.; MARQUES, D. M. **Lodos Produzidos nas estações de Tratamento de Água (ETAs):** Desidratação em leitos de Secagem e Codisposição em Aterro Sanitário. In: ANDREOLI, C.V. (coordenador). Resíduos sólidos do saneamento: Processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: RIMA, ABES, 2001. p. 215-244.

BISOGENIN, J. L. M. Secagem de lodo de ETA em leito convencional. **20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, ABES, 1999.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF, 2011.

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Lei nº 12.305 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos altera a lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. Brasília, DF, 2010.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA. **Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005.

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Lei nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília, DF, 1998.

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Lei nº 9433 de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento do Recurso Hídricos. Brasília, DF, 1997.

CARDOSO, T.; COSTA, M.; ALMEIDA, H. C.; GUIMARÃES, M. Botulismo alimentar estudo retrospectivo de cinco casos. **Acta Médica Portuguesa**, v. 17, p. 54-58, 2004.

Conselho Estadual do Meio Ambiente- CEMA. **Resolução nº 0070 de 01 de outubro de 2009**. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências, para empreendimentos industriais. Curitiba, PR, 2009.

CHANG, J. et al. Establishment of rumen-mimic bacterial consortia: a functional union for biohydrogen production from cellulosic biosource. **International Journal of Hydrogen Production**, v. 35, p. 1579-1585, 2010.

CHAURET, C. et al. **Evaluation of *Bacillus subtilis* spores as microbial indicators for cryptosporidium parvum inactivation when disinfecting with chlorine dioxide**. In: AWWA Water Quality Technology Conference. EUA, 1999.

CORDEIRO, J. S. **Processamento de lodo de Estações de Tratamento de Água (ETAs)**. (Capítulo V). Coordenador: ANDREOLI, C. V. Resíduos sólidos do saneamento: Processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: ABES, 2001.

CORDEIRO, J.S. **Importância do tratamento e disposição adequada do lodo de Estação de Tratamento de Água (ETAs)**. (Capítulo I). Coordenador: REALI, M. A. P. Noções Gerais do Tratamento e Disposição Final do Lodo de Estação de Tratamento de Água. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CUMMINCS, S.; JOHNSON, J. L. Taxonomy of the clostridia: wall composition and DNA homologies in *Clostridium butyricum* and other butyric acid producing clostridia. **Journal of General Microbiology**, v. 67, p. 3346, 1971.

EZEJI, T. C.; QURESHI, N.; BLASCHEK, H. P. Production of acetone, butanol and ethanol by *Clostridium beijerinckii* BA 101 and in situ recovery by gas stripping. **World Journal of Microbiology & Biotechnology**, v. 19, p. 595-603, 2003.

FONTANA, Antonio Osmar. **Sistema de leito de drenagem e sedimentar como solução para redução de volume de lodo de decantadores e reuso de água de lavagem de filtros- Estudo de caso- ETA Cardoso**. 2004. 164 f. Dissertação (Pós-graduação em Engenharia Urbana)- Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

HO, C. Y. et al. Establishment of functional rumen bacterial consortia (FRBC) for simultaneous biohydrogen and bioethanol production from lignocelluloses. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 36, p. 12168- 12176, 2011.

HOPPEN, C. et al. Uso de lodo de estação de tratamento de água centrifugado em matriz de concreto de cimento Portland para reduzir o impacto ambiental. **Revista Química Nova**, v.29, n.1, p.79-84, 2006.

JANUÁRIO, G. F.; FERREIRA FILHO, S. S. Planejamento e aspectos ambientais envolvidos na disposição final de lodos das estações de tratamento de água da região metropolitana de São Paulo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n. 2, p. 117-126, 2007.

LEE, S. M.; CHO, M. O.; PARK, C. H.; CHUNG, Y. C.; KIM, J. H.; SANG, B. I.; UM, Y. Continuous butanol production using suspended and immobilized *Clostridium beijerinckii* NCIMB 8052 with supplementary butyrate. **Energy Fuels**, v. 22, p. 3459-3464, 2008.

LIN, P.Y. et al. Biological hydrogen production of the genus *Clostridium*: metabolic study and mathematical model simulation. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 32, p.1728- 1735, 2007.

RICE E. et al. Evaluating water treatment plant performance using indigenous aerobic bacterial endospores. **Journal of American Water Works Association**, v. 88, n. 9, p. 122, 1996.

Secretária de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos- SEMA. **Resolução nº 001/07 de Janeiro de 2007**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. Curitiba, PR, 2007.

SILVEIRA, Cristiane. **Desaguamento de lodo de estações de tratamento de águas por leito de drenagem/secagem com manta geotêxtil**. 2012.136 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento)- Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

SNEATH, P. H. A. **Endospore-forming gram-positive rods and cocci**. In: Murray, R. G. E. *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*. Baltimore: Willians & Wilkins, v.2, p. 1104-1207, 1986.

## CONCLUSÕES

Os resultados obtidos nesse estudo de caracterização dos resíduos: lodo de decantadores e ALF, bem como no ensaio de desaguamento em manta geotêxtil, apontam a necessidade de mudanças no gerenciamento dos resíduos gerados na indústria da água, com a finalidade de minimizar os danos ao ambiente, já que a caracterização dos resíduos apontou riscos potenciais da disposição inadequada com relação aos parâmetros microbiológicos, físico-químicos e metais. No país, apesar da prática de disposição inadequada destes resíduos não ser um problema recente, o tratamento ainda é visto como novidade e deixado em segundo plano na implantação de estações de tratamento de água. Ficou evidenciada a necessidade de novas regulamentações que estimulem a presença de instalações naturais ou mecânicas para tratamento dos resíduos no estabelecimento das ETAs. O estudo realizado apontou a eficiência da tecnologia natural que pode ser aplicada para redução do volume de lodo como o leito de drenagem além da prática de recirculação da ALF para reaproveitamento deste resíduo.