UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

Ana Claudia Delgado Bastos Braga

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO ANHANDUÍ NO TRECHO DE LANÇAMENTO DE ESGOTO TRATADO COM ENSAIO DE TOXICIDADE AGUDA POR MEIO DA ESPÉCIE BIOINDICADORA *Daphnia similis.*

CAMPO GRANDE – MS
2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

Ana Claudia Delgado Bastos Braga

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO ANHANDUÍ NO TRECHO DE LANÇAMENTO DE ESGOTO TRATADO COM ENSAIO DE TOXICIDADE POR MEIO DA ESPÉCIE BIOINDICADORA *Daphnia similis.*

Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul na área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Kennedy Francis Roche

Banca Examinadora: Prof. Dr. Kennedy Roche
Orientador – UFMS

Prof. Dr. William Marcos da Silva
UFMS

Prof.ª Drª Tania C. Marchesi de Freitas
SANESUL

CAMPO GRANDE – MS
2012

DEDICATÓRIA

A Deus, por me dar coragem e confiança sempre que eu O busquei, nos momentos de solidão. Ao Mauricio, meu amigo, companheiro e incentivador, meu eterno agradecimento. A você eu dediquei meus vinte anos e dedico à vida toda, o meu respeito, o meu amor. Aos meus filhos Pedro, Gabriel e Davi. Mil perdões pela minha ausência eu dedico todo o esforço a vocês os melhores filhos do mundo. Aos meus ídolos, minha mãe e meus irmãos, meus exemplos de esforço e superação.

A memória de meu pai.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Kennedy Roche pela orientação, dedicação, amizade e aprendizado, pelo carinho com que aceitou me orientar!

À Prof.ª Dr.ª Maria Lúcia Ribeiro, pelas incontáveis vezes que me tirou as dúvidas com muito boa vontade e paciência, pelas sugestões. Principalmente pelo refúgio nas horas difíceis, pelo carinho e amizade. Enfim, por tudo.

Ao Prof. Dr. Carlos Nobuyoshi Ide, pelo incentivo nas horas em que eu queria desistir. Obrigada por me ajudar a conseguir e pelas suas sugestões.

Ao futuro Prof. Dr. Luiz Augusto do Val, pela amizade angelical e por tirar uma carta da manga sempre e me motivar quando tudo parecia impossível.

Aos meus amigos doutorandos Anderson e Jonhathan, meus mentores. Aos amigos e técnicos do LAQUA. A Dr.ª Ana Camila, meu querido Bruno e, especialmente, ao meu amigo Ademir Correa pela sua paciência comigo, meu amigo Marcelo Campos que de ensinou à distância e que paciência...! Amigos para toda a eternidade.

Às minhas queridas Luciene dos Santos, minha amiga para todas as horas e Gabriela Lazari a mulheres mais lindas e dedicadas que eu conheci. Aos alunos de iniciação científica. Meu querido Daniel e Bárbara, Camila Mioto, minha doce Mayara Cereja com leite... E três pessoas importantíssimas. Sem elas nada disso seria possível. Meu camarada e filho Jonas Correa pelas incansáveis coletas ao sol quente e as intermináveis análises. Você é o filho que toda mãe gostaria de ter. A minha imprescindível doutoranda Tainá Nogueira, pela sua dedicação em me ajudar a concretizar este sonho, ao meu filho Gabriel Braga, meu filho amado. E ao mestre José Luiz, que me deu o melhor orientador do mundo. Quero agradecer à querida Dr.ª Paula Loureiro Paulo por tudo que significa pra mim. Obrigada! Edinéia, Rafão, Grazi, Fernanda, Fernando, Glauber, Felipe, Aríma, Priscila,Vanessa por tudo que aprendi com vocês. Não posso esquecer os amigos que passaram pelo Laqua, Cris, Maria, Vera, Seginho, que me ensinaram meus primeiros passos.

Ao Laboratório de Qualidade Ambiental (Laqua) pelo suporte às análises. Ao CAPs pelo incentivo à pesquisa. À UFMS pelo suporte e infraestrutura. Aos professores do DHT que contribuíram para a minha formação. Ao prof. Dr. Teodorico por permitir com tanto respeito, eu recomeçar e a minha doce Letícia, sempre com um sorriso ao me olhar. Vocês me ajudaram a ser alguém melhor. Por isso, nunca mais minha mente será a mesma.

“E, se algum de vós tem falta de sabedoria, peça-a A Deus, que a todos dá liberalmente, e não o lança em rosto, e ser-lhe-á dada; Peça, porém com fé, em nada duvidando; porque o que duvida é semelhante à onda do mar, que é levada pelo vento e lançada de uma parte para outra parte”.

(TIAGO 1:5-6)

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA..... ii
AGRADECIMENTOS..... iii
LISTA DE FIGURAS..... vii
LISTA DE TABELAS..... ix
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS..... x
LISTA DE SÍMBOLOS..... xi
RESUMO..... xii
ABSTRACT..... xiii
1 INTRODUÇÃO..... 13
2 OBJETIVOS..... 15
2.1 Objetivo geral..... 15
2.2 Objetivo Específico..... 15
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA..... 16
3.1 Esgoto sanitário..... 16
3.2.1 Parâmetros físicos e químicos..... 17
3.3 Ecotoxicologia..... 18
3.4 Área de estudo..... 23
3.5 Qualidade do Rio Anhanduí na cidade de Campo Grande..... 26
4 MATERIAIS E MÉTODOS..... 27
4.1 Etapa 1 - Local de coleta ETE Rio Anhanduí..... 27
4.2 Etapa 2 – Análise de parâmetros físicos e químicos.....
4.3 Etapa 3 - Ensaios ecotoxicológicos..... 30
4.3.1 Tratamento estatísticas para os testes com *Daphnia similis*..... 30
4.4 Etapa 4 - Medição de vazão do rio. 32
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO..... 33
5.1 Resultado dos parâmetros físicos e químicos..... 34
5.1.1 Oxigênio Dissolvido OD..... 34
5.1.2 Temperatura. Influência da temperatura sobre a digestão anaeróbia..... 34
5.1.3 pH..... 36
5.1.4 Turbidez..... 37
5.1.5 Condutividade..... 38
5.1.6 Resultado das análises de metais..... 38
5.2 Resultado da toxicidade..... 38
5.2.1 Testes preliminares..... 42
5.2.2 Teste de CE50..... 42
5.3 Resultado da medição de vazão do rio Anhanduí..... 42
6 CONCLUSÕES..... 47
7 RECOMENDAÇÕES..... 50
8 BIBLIOGRAFIA..... 51
9 ANEXOS A..... 56
A.1 Fluxograma da ETE..... 57

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Imagem da ETE Los Angeles 23
Figura 3.2 – Imagem dos reatores da ETE Los Angeles 24
Figura 3.3 – Peneiras: Entrada do efluente nos reatores 24
Figura 3.4 – Mapa da Bacia Hidrográfica do município de Campo Grande.. 25
Figura 3.5 – Imagem do satélite Lansat da rede hidrográfica e bacia do Rio Anhanduí. 25
Figura 4.1 – Pontos amostrados (P1) a montante do lançamento, (P2), efluente brutoe, (P3) fluente tratado, (P5) Ponto do lançamento e (p4) jusante do ponto de lançamento. 27
Figura 4.2 – P1 Montante da ETE 28
Figura 4.3 – P2 Efluente tratado 28
Figura 4.4– P3 Efluente bruto.....28
Figura 4.5 – P4 ponto de lançamento 28
Figura 4.6 – P5 jusante da ETE..... 28
Figura 4.7 –Equipamento medidor de vazão ADCP. 30
Figura 4.8 – *Daphnia similis* 31
Figura 5.1 – Resultado da concentração de oxigênio dissolvido.....33
Figura 5.2 – Redução da concentração de OD.....34
Figura 5.3 – Resultado de temperatura das amostras coletada na ETE e no Rio Anhanduí.....35
Figura 5.4 – Resultado dos valores de pH 36
Figura 5.5 – Resultado de turbidez.....37
Figura 5.6 – Resultado das análises de condutividade. 38
Figura 5.7 – 5.13 Resultado da análise de (Fe), (Pb), (Cd), (Cu), (Zn), (Ni).....40
Figura 5.14 – Resultados de $CE_{50:48}$ no efluente bruto e tratado 43
Figura 5.15 – Unidade de toxicidade aguda (Uta) do efluente bruto e tratado.....43
Figura 5.16 – Variação em percentual da redução da toxicidade do efluente.....44
Figura 5.17 – Figura da lâmina d'água detectada pelo ADCP. 47
Figura 5.18 – Trajetória do equipamento durante uma das leituras de medição da vazão 47
Figura 5.19 – Perfil da profundidade do rio detectada pelo ADCP.....47
Figura 5.20 – Vazão atual ETE e previsão da vazão para 2020.....48
Figura A.1 – Fluxograma do processo atual da ETE 55

LISTA DE TABELA

Tabela 3.1 Legislações estaduais referentes a critérios de testes ecotoxicológicos no Brasil..22
Tabela 4.1 Pontos de coleta em relação ao ponto de lançamento de efluente 29
Tabela 4.2 Parâmetros e passos para as análises físicas e químicas.....31
Tabela 4.3 Requisitos para ensaio de toxicidade aguda 32
Tabela 5.1 Testes Classificação de toxicidade aguda 42
Tabela 5.2 Toxicidade aguda do efluente bruto e tratado em $CE_{50:48}$ e em UTa.....43
Tabela 5.3 Resultados de vazão obtidos pelo *Software River Surveyor Live*.....47
Tabela A.1 Dados da ETE Los Angeles.....56

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ADCP	*Acoustic Doppler Current Profile* (Correntômetro Acústico de Efeito Doppler)
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	*American Public Health Association* (Agencia America de Saúde Pública)
DBO_5	Demanda Bioquímica de Oxigênio, em um tempo de incubação de cinco dias
CECA/M	Conselho Estadual de Controle Ambiental do Estado de Mato Grosso do Sul
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
$CE_{50:48h}$	Concentração real da amostra que causa efeito agudo a 50% dos organismos, no tempo de exposição de 48 horas, nas condições de ensaio.
CL50	Concentração da amostra que causa efeitos letais a 50% dos organismos expostos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LAQUA	Laboratório de Qualidade Ambiental
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SEMADUR	Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Urbano
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogênionico
PNQA	Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas
RALF	Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado
UFMS	Universidade Federal do Mato Grosso do Sul
TMDL	*Total Maximum Daily Loads* (Carga total Maxima Diária)
UTa	Unidade de Toxicidade Aguda
UASB	*Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo)

LISTA DE SÍMBOLOS

$CaCO_3$	Carbonato de cálcio
CH_4	Metano
$L.s^{-1}$	Litros por segundo
$mg.L^{-1}$	Miligrama por litro
$mg\ O_2.L^{-1}$	Miligrama de oxigênio por litro
$m^3.d^{-1}$	Metro cúbico por dia
HCO_3^-	Bicarbonato
HCl	Ácido clorídrico
H_2SO_4	Ácido sulfúrico
L	Litros
m	Metro
m³	Metro cúbico
mL	Mililitro
N	Nitrogênio
Na	Sódio
ºC	Graus Celsius
P	Fósforo

RESUMO

Braga, A.C.D.B (2012). Avaliação do efluente doméstico lançado no córrego Anhanduí em Campo Grande/MS, por meio de ensaio de toxicidade utilizando a espécie bioindicadora Daphnia similis. Campo Grande/MS, 2012. 57 p Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil.

O Presente estudo buscou avaliar a qualidade da água do Rio Anhanduí, localizado em Campo Grande/MS, no trecho onde a ETE lança o esgoto tratado. Foram realizadas oito campanhas nas quais foram coletadas amostras do esgoto bruto e tratado, bem como a montante e a jusante do ponto de lançamento. As amostras foram coletadas de maio a agosto de 2012, período mais seco do ano, cuja vazão do rio é crítica devido à baixa pluviometria. Foram realizadas avaliações por meio de parâmetros físicos e químicos, análise de metais e testes de toxicidade aguda para *Daphnia similis* (letalidade de 50% dos organismos em 48 horas de exposição). Simultaneamente à quinta campanha, foi realizada a medição da vazão do rio no ponto a montante do lançamento de efluente tratado. O principal resultado desta pesquisa foi a toxicidade detectada no efluente tratado pela ETE, o que representa uma potencial ameaça à qualidade do Rio Anhanduí. Concluiu-se que o processo de tratamento da ETE estudada não se mostrou eficiente na eliminação da toxicidade do esgoto. O efluente tratado apresentou grau variado de toxicidade, de moderadamente toxico a tóxico, cuja média de variação da redução de toxicidade entre o efluente bruto e o tratado situou-se em 15,37 %. Resultado não aceitável pela legislação ambiental.

Palavras chaves: *Daphnia similis*, efluente, toxicidade aguda

Braga, A.C.D.B. (2012). *Assessing the harmfulness of domestic effluent discharge to the Anhanduí Stream through toxicity test using Daphnia similis. 57 p. Master´s Thesis – Federal University of Mato Grosso do Sul, Brazil (in Portuguese).*

The present study aimed at evaluating the water quality of the Anhanduí Stream, located in Campo Grande/MS, at the stretch where the Sewage Treatment Plant disposes of the treated effluent. Eight campaigns were carried out in which raw and treated effluent samples were collected, as well as water samples upstream and downstream of the effluent discharge. Analyses of physical and chemical parameters, including metals, and acute toxicity tests with *Daphnia similis* (lethality for 50% of the organisms after 48 hours of exposure) were carried out. During the fifth campaign, the flow was measured above the point of entry of the treated effluent. The samples were collected between May and Augost 2012, the driest period of the year, when the stream flow is at its most critical, due to low rainfall. It is concluded that the treatment process was not efficient in eliminating the toxicity of the effluent, as the treated effluent presented a degree of toxicity, varying from moderately toxic to toxic, with a mean variation in toxicity reduction from raw to treated of 15.37%. This, the principal result of this research was the detection of toxicity in the treated effluent, representing a potential threat to the quality of the Anhanduí Stream, a result unacceptable with regard to environmental legislation.

Key - words: *Daphnia similis*, effluent, acute toxicity.

1 INTRODUÇÃO

O lançamento de efluentes nos corpos d'água no Brasil, ocasionado pelo aumento do consumo de água, tem se tornado um problema gravíssimo de saneamento básico e até mesmo de saúde pública. Atualmente, a maioria das cidades brasileiras gera enormes volumes de esgoto, que vão além da capacidade de coleta e tratamento (IBGE, 2012).

No Brasil, as estações de tratamento de esgoto processam algo em torno de 12.304.128 m^3d^{-1} de efluentes domésticos. Aproximadamente 68% desse volume são tratados adequadamente. O restante é destinado aos corpos d'água sem nenhuma modalidade de tratamento ou aos sistemas domiciliares como as fossas sépticas, ou ainda lançado diretamente no solo próximo às aglomerações urbanas, principalmente nas áreas de baixa renda, sem os mínimos critérios ambientais, chegando até os cursos d'água carreados pelas chuvas (IBGE, 2012).

Até os anos 80, o monitoramento físico e químico foi predominantemente utilizado no controle de poluentes em efluentes líquidos. No entanto, alguns estudos demonstram que os antigos padrões previstos na legislação não são suficientes para evitar a toxicidade do efluente líquido aos organismos aquáticos (Bertoletti *et al*, 1990).

Recentemente, o artigo 18 das disposições gerais da Resolução CONAMA Nº 430/2011 estabeleceu que o "efluente não poderá causar ou possuir potencial para causar efeito tóxico aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de ecotoxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente".

Com o crescimento da poluição nas últimas décadas, o número de pesquisas sobre os efeitos tóxicos de substâncias poluentes no meio ambiente aumentou. A quantidade e a multiplicidade de poluentes despejados nos ambientes aquáticos podem gerar transformações físicas, químicas e biológicas e atingir níveis tróficos mais altos na cadeia alimentar por bioacumulação de alguns elementos (Guimarães *et al.,* 2005).

Preocupado com a qualidade das águas superficiais, o município de Campo Grande criou, em 2009, o programa Córrego Limpo, que é constituído atualmente pelo monitoramento da qualidade das águas por uma rede de amostragem, que analisa a água coletada em 79 pontos distribuídos pelas nove microbacias hidrográficas do município, incluindo o Rio Anhanduí, principal rio da área urbana de Campo Grande. Tal procedimento visa coibir a poluição hídrica, devido aos lançamentos detectados de esgotos e efluentes direta ou indiretamente nos corpos d'água (SEMADUR, 2011).

O presente trabalho, além de considerar os parâmetros físicos e químicos, introduz análises de metais e testes ecotoxicológicos na avaliação da qualidade das águas do Rio Anhanduí, no trecho a montante e a jusante do ponto de lançamento do efluente tratado pela ETE Los Angeles.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo Geral

Esta pesquisa teve como objetivo avaliar a qualidade da água do Rio Anhanduí no trecho onde se encontra a ETE Los Angeles, na cidade de Campo Grande/MS, por meio de parâmetros físicos e químicos, análise de metais e ensaio ecotoxicológico agudo utilizando como bioindicador a espécie aquática *Daphnia similis.*

2.2 Objetivos específicos

a) Por meio de parâmetros físicos e químicos avaliar as amostras coletadas do rio e da ETE e medir a vazão do corpo receptor.

b) Avaliar a toxicidade aguda do efluente bruto e tratado pela ETE, e do corpo receptor com bioindicador *Daphnia similis.*

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Esgoto sanitário

A palavra esgoto costumava ser usada para definir tanto a tubulação condutora de águas servidas como o próprio líquido que flui por ela. Hoje, o termo é usado, principalmente, para caracterizar os despejos provenientes das modalidades de uso da água. (Jordão *et al*., 2005).

Os esgotos sanitários são classificados em três tipos: os que vêm das residências formam o esgoto doméstico, o das águas da chuva é chamado de esgoto pluvial e o formado em fábricas recebe o nome de esgoto industrial. Tal distinção é importante porque cada tipo possui substâncias diferentes e são necessários sistemas específicos para o tratamento das águas residuárias (SABESP, 2012).

Os esgotos sanitários possuem mais de 98% de sua composição constituída por água, porém há contaminantes, dentre os quais se destacam: sólidos suspensos, compostos orgânicos (proteínas: 40% a 60%; carboidrato: 25% a 50% e óleos e graxas: 10%), nutrientes (nitrogênio e fósforo), metais, sólidos grosseiros, compostos não biodegradáveis, químicos, organismos patogênicos e, ocasionalmente, contaminantes tóxicos decorrentes de atividades industriais ou acidentais (Nuvolari, 2003).

A composição química das substâncias presentes nos esgotos domésticos é extremamente variável e depende dos hábitos da população e outros fatores. Essa mudança vem sendo verificada devido à utilização nas residências de modernos produtos químicos de limpeza. O grau de complexidade da composição química de tais substâncias aumentou significativamente. Nota-se a presença de detergentes em concentrações cada vez maiores, bem como alguns inseticidas e bactericidas, que já merecem estudos específicos de região para região (Piveli *et al*., 2006).

A maioria das estações de tratamento de esgoto no Brasil utiliza o sistema de tratamento biológico, cujo processo é menos oneroso (IBGE, 2012).

As fases do tratamento biológico numa estação de esgoto compreendem tratamento preliminar, primário, secundário e terciário.

O tratamento preliminar consiste na remoção de sólidos grosseiros e areia (por meio de grades grossas, finas ou peneiras rotativas ou trituradores). Em seguida, o efluente passa por desarenadores e caixas de gordura ou por decantador primário para separação de areia e

gordura. Na etapa subsequente, o efluente é submetido à equalização (mistura constante do liquido) e medição da vazão antes de ser encaminhado para o tratamento primário.

O tratamento primário é composto por dois processos: um físico e químico e outro biológico. Embora, no tratamento primário, o efluente apresente um aspecto melhor após o tratamento preliminar, suas características poluidoras permanecem inalteradas. No tratamento primário, a matéria poluente pode ser separada da água por sedimentação. Praticamente constituída por coloides (pequenas partículas), por isso não é passível de ser removida por processos exclusivamente físicos e químicos, demandando a inclusão de uma etapa biológica. A eficiência do tratamento primário pode chegar a 60% ou mais, dependendo da modalidade de tratamento e da operação da estação. É comum ao processo, na etapa biológica do tratamento primário, a utilização de decantador primário, tanque Imhoff ou ainda fossa séptica. (CAERN, 2012),

O Tratamento secundário processa, principalmente, a degradação de compostos carbonáceos através da atividade bacteriana aeróbia e anaeróbia dependendo do tipo de processo envolvido. A eficiência no tratamento secundário pode atingir a 95% ou mais podendo comumente ser lançado nos corpos receptores (Andrade Neto *et al.*, 2002).

O Tratamento terciário promove a remoção de poluentes nas águas residuárias a serem lançadas no corpo receptor. Conhecida também como polimento, essa prática também tem a função de remover poluentes tóxicos ou não, compostos biodegradáveis, nutrientes e eliminar poluentes não degradados no tratamento secundário.

Grande parte dos microrganismos patogênicos foi eliminada nas etapas anteriores, mas não a sua totalidade. A desinfecção total pode ser feita por processos naturais, como lagoa de maturação ou polimento, ou por processos artificiais como ozonização, cloração ou radiação ultravioleta. Dentre os processos artificiais de desinfecção, a cloração é o mais comum e de menor custo, mas pode gerar subprodutos tóxicos, como organoclorados e cloraminas. No Brasil praticamente não se aplica o tratamento terciário, o que piora a qualidade das águas (Hamada, 2008).

3.2.1 Parâmetros físicos e químicos

As condições para o lançamento de efluente nos corpos d’água estão definidas na resolução CONAMA 357/2005, alterada pela resolução 430/2011, que estabelece os limites máximos de concentração no corpo d’água e no esgoto a ser lançado para diversos parâmetros

de qualidade tais como: pH, temperatura, OD, sólidos, óleos e graxas, DBO e ausência de materiais flutuantes.

Os parâmetros de qualidade da água são grandezas que indicam as propriedades e particularidades da água, do esgoto ou dos corpos d'água. Os parâmetros possuem natureza química, física e biológica. A determinação desses parâmetros segue as práticas indicadas nos "*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*", publicação da *Water Environment Federation*, agência reguladora de água norte americana (CETESB, 2007).

3.3 Ecotoxicologia

A ecotoxicologia aquática é definida como o estudo qualitativo e quantitativo dos efeitos adversos de elementos químicos e outros materiais antropogênicos danosos à vida aquática, conforme define Rand *et al.* citado por Hamada (2008).

É uma nova ciência com objetivo de estudar o fenômeno da toxicidade ambiental em todas as suas nuances e efeitos. Uma importante ferramenta de monitoramento ambiental, baseada principalmente na resposta de organismos individuais a estressores químicos. Para Azevedo *et al*. (2003), a técnica surgiu com a finalidade de impedir e prevenir determinada intoxicação ou saber como interrompê-la, revertê-la e remediá-la.

Os testes de toxicidade apontam a capacidade que determinadas substâncias ou produtos (ou mesmo o conjunto destes) tem de provocar efeitos nocivos aos organismos com os quais entram em contato. Estes efeitos podem ser alterações comportamentais, alteração de desenvolvimento ou reprodução ou até a morte dos organismos. Portanto, a toxicidade de efluentes refere-se à capacidade das substâncias presentes no efluente de causarem impacto ao serem lançadas no corpo receptor (Arenzon *et al.,* 2011).

A toxicidade ou ecotoxicidade pode não ser o resultado da ação de apenas uma substância isolada, mas da influência mútua e da magnitude de vários agentes presentes num determinado ambiente, capazes de perturbar o equilíbrio existente entre outros organismos e o seu meio, segundo Blaise citado por Hamada (2008).

Teste de toxicidade aguda é um procedimento de teste usado para determinar a concentração de uma substância de produzir efeito deletério a um organismo por um período de exposição que resulta em danos biológicos severos ou a morte (Pankratz, 2001).

Segundo Billa (2003), os dados ecotoxicológicos têm sido levantados por pesquisadores para identificar substâncias potencialmente perigosas ao meio ambiente, porém há poucos dados disponíveis na literatura. A ocorrência de compostos residuais em águas superficiais e de subsolo estimula estudos que determinem os efeitos tóxicos como os de medicamentos e herbicidas frente ao meio ambiente. Portanto, compostos como os recalcitrantes ou refratários não são biodegradados pelos organismos em sistemas biológicos de tratamento de efluentes no tempo de retenção hidráulica e acabam por ser lançados nos corpos aquáticos receptores. Alguns efluentes da indústria farmacêutica possuem compostos refratários que não são removidos por tratamentos biológicos convencionais como antibióticos de baixa biodegradabilidade que podem causar efeitos tóxicos a organismos aquáticos e promover o desenvolvimento de cepas bacterianas multirresistentes. Efeitos cancerígenos e mutagênicos podem ser observados em seres humanos pelo processo de bioacumulação ao longo da cadeia alimentar.

A definição mais difundida de metais pesados está relacionada com a saúde pública: metais pesados são contaminantes químicos nas águas. Apresentam a singular propriedade de serem precipitados por sulfetos e, mesmo em pequenas concentrações, podem causar efeitos adversos à saúde. Assim, podem prejudicar os sistemas de tratamento, uma vez que as estações convencionais não os removem eficientemente, e os tratamentos especiais necessários são onerosos. São também considerados nos padrões de classificação das águas naturais e de emissão de efluente tratado devido aos prejuízos que podem causar aos ecossistemas aquáticos (Perpétuo, 2009).

Os metais pesados e outros elementos de elevado peso molecular, quando absorvidos pelo ser humano, se acumulam no tecido ósseo e gorduroso e deslocam minerais nobres dos ossos e músculos para a circulação provocando doenças. O consumo habitual de água e alimentos contaminados com metais pesados coloca em risco a saúde. As populações que habitam em torno das fábricas de baterias artesanais, indústrias de cloro-soda que utilizam mercúrio, siderúrgicas e metalúrgicas correm grande risco de serem contaminadas (CUT, 2012).

Conforme Melnikov *et al*. (2010), os resíduos metálicos podem acumular-se no organismo dos consumidores de diferentes formas ao longo de sua vida. O despejo de metais pesados nos corpos d’água ameaça os organismos. A transferência de um contaminante químico de um nível trófico a outro varia de 50% a 100%, considerando que não há perdas

significativas pelos organismos. Segundo o autor, quanto maior o nível trófico, maior a carga acumulada. Esse processo de acúmulo de contaminantes é conhecido como bioacumulação.

As doses recebidas pelo organismo não apenas variam em função da concentração do produto tóxico no ambiente, mas também do período de exposição. Portanto, em determinadas situações, uma exposição prolongada a uma baixa concentração de um elemento tóxico pode causar envenenamento. Muitas vezes isso acontece devido a uma progressiva bioacumulação do componente até que a dose tóxica seja atingida (Carrapeto, 2000).

Na desinfecção de esgoto sanitário, podem ser empregados diferentes tipos de desinfetantes de ação química, física ou fotossintética. Os desinfetantes químicos mais comumente empregados na desinfecção de esgoto são os oxidantes, que causam danos na parede celular, inibem atividade enzimática e interferem na biosíntese dos micro-organismos patogênicos impedindo sua reprodução. Dos desinfetantes mais utilizados, o cloro, tanto na forma líquida, gasosa ou sólida como hipoclorito de sódio, são os desinfetantes mais utilizados. Porém, segundo Daniel (2001), existem desinfetantes alternativos como cloraminas (Cl_2), Ozônio (O_3), permanganato de potássio ($KMnO_4$), peróxido de hidrogênio (H_2O_2), ácido peracético ($C_2H_4O_3$).

Segundo Damato *et al*. (2003), dos desinfetantes químicos, o cloro é o mais utilizado em todo o mundo. Embora o uso do cloro para a desinfecção de suprimento de água potável e esgoto tratado tenha tido um significado em termos de perspectiva de saúde pública, sérias preocupações foram levantadas em função de seu uso contínuo, tais como elevada toxicidade, geração de subprodutos potencialmente cancerígenos e carcinogênicos, dentre outros diversos problemas.

Ao analisar a toxicidade de esgotos tratados antes e após a cloração em quatro tipos de efluente de tratamento biológico, De Luca & Schifino (2003) observaram a sobrevivência de alevinos de *Tilapia nilótica* e verificaram que o efluente não desinfetado já apresentava toxicidade ao organismo-teste, sendo que a adição de cloro potencializou esse efeito e, nos casos de testes com decloração, houve redução da toxicidade no efluente.

No Brasil, estudos sobre a redução de toxicidade em estações de tratamento de esgoto (doméstico ou industrial) são incipientes, e poucas informações estão disponíveis. Embora existam dados físicos e químicos que avaliem a eficiência das estações de tratamento, pouco se sabe sobre os efeitos potenciais que a carga poluente remanescente pode causar ao corpo receptor em termos ecotoxicológicos (Aisse *et al.*, 2003).

Stumpf *et al*. (1999), nos anos 90, detectou compostos antilipêmicos, antiinflamatórios e alguns metabólitos em efluentes doméstico de ETE e em águas de rios no estado do Rio de Janeiro. A média da maioria dos fármacos investigados esteve na faixa de 0,1 a 1,0 μg/L nos efluentes observados. Nos corpos receptores, as concentrações médias situaram-se entre 0,02 e 0,04 μg/L, como consequência da remoção incompleta dos fármacos durante tratamento na ETE e pelo descarte de esgoto *in natura*. A taxa de remoção de fármacos individuais durante a passagem pela ETE variou de 12 a 90% (Billa *et al.*, 2003).

Os testes ecotoxicológicos são realizados com organismos indicadores que, devido às suas características de baixo limite de tolerância ecotóxica à determinadas substâncias químicas, apresentam alguma perturbação, seja ela fisiológica, morfológica ou comportamental, quando expostos a determinados poluentes (Magalhaes *et al.*, 2008).

A informação da toxicidade desses agentes a diferentes organismos aquáticos possibilita, além de estabelecer limites permissíveis de várias substâncias químicas para a proteção da vida aquática, avaliar o impacto momentâneo que esses poluentes causam à biota dos corpos hídricos. Geralmente, nesses estudos, são utilizados testes simples como, por exemplo, exposição relativamente curta para avaliação dos efeitos agudos. Se o objetivo do trabalho for avaliar efeitos crônicos, poderão ser realizados testes de projeção de efeitos de longa duração. (Zagatto *& Bertoletti,* 2006).

A primeira etapa para compreender os efeitos das substancias tóxicas consiste na realização de testes de toxicidade aguda, enquanto os testes de toxicidade crônica fazem parte de uma segunda etapa e apresentam dados adicionais sobre as concentrações não detectadas nos testes agudos. O teste de toxicidade aguda fornece informações sobre a letalidade relativa de um material, sendo delineado para determinar a concentração suficiente para dizimar 50% dos organismos-teste (CL_{50}) (Bertoletti *et al.*,1990).

A concentração CL_{50} é estimada pela exposição de organismos teste (neonatos) a uma série de concentrações até atingir 50% de letalidade observada. Esses testes medem os efeitos dos agentes tóxicos sobre as espécies durante um período de 24 a 96 horas de exposição. Em geral, nos testes de toxicidade aguda, são utilizadas cinco ou mais concentrações e um controle. Além disso, são observadas as variáveis pH, dureza ($CaCO_3$ mg L^{-1}) e temperatura inicial e final dos testes. Para o teste ser aceitável, a sobrevivência no controle deve ser de 90% no mínimo (ABNT, 2004).

Burton *et al*. citado por Jardim, (2004) menciona a importância do teste de sensibilidade, que faz parte de outra categoria de testes cujo objetivo é avaliar as condições

fisiológicas dos organismos que serão utilizados nos testes de toxicidade aguda ou crônica. Para detectar mudanças na sensibilidade dos organismos, tais testes empregam substâncias tóxicas de referência como KCl, Cu, ou Cd, e devem ser aplicados em cada novo lote de organismos adquiridos. Uma carta-controle é elaborada a partir dos valores médios de CE50 recalculados com sucessivos dados obtidos a cada aplicação do teste de sensibilidade.

Uma situação na qual há muitas fontes de poluição, como despejos de diferentes substâncias no efluente, pode implicar na sobreposição de efeitos provocando estressores no ambiente. É o que pode ocorrer na ETE em estudo, uma vez que o efluente tratado por ela é composto, além do esgoto doméstico, por efluente hospitalares e de indústria alimentícia.

Como mostrado na tabela 3.1, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), desde 2005, exige que cada órgão ambiental competente tenha sua própria legislação e critérios para os testes toxicológicos (CONAMA, 2005). Apenas quatro estados no Brasil possuem esse tipo de legislação: Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul, Santa Catarina e São Paulo" (Araújo *et al.*, 2007).

Tabela: 3.1 Legislações estaduais referentes a critérios de testes ecotoxicológicos no Brasil (Araújo *et al*, 2007).

Estado	Tipo de ensaio	Legislação
Rio de Janeiro	Toxicidade aguda (Brachydanio rerio - peixe)	FEEMA - NT - 213. R-4 - Critérios e Padrões para controle da toxicidade em efluentes líquidos industriais. 1990. 5p.
Rio Grande do Sul	Toxicidade aguda, crônica e genotoxicidade	Resolução CONSEMA Nº 129/2006
Santa Catarina	Toxicidade aguda (Daphnia magna)	Portaria Nº 017/02 - FATMA de 18/04/2002
São Paulo	Toxicidade aguda e crônica	São Paulo, Resolução SMA Nº3 de 22/02/2000.

Fonte: Manual sobre toxicidade em efluente industrial. Porto Alegre. SENAI 2011.

A Resolução CONAMA Nº 140/2011 estabelece critérios gerais para outorga de lançamento de efluente com fins de diluição em corpos de água superficiais como ferramenta importantíssima na gestão dos recursos hídricos, embora, em alguns estados da federação, haja exigências de controle ambientais mais restritivas, que possuem normas próprias no que tange a parâmetros de toxicidade. No âmbito do Estado de Mato Grosso do Sul, a deliberação CECA/MS Nº36/2012, em seu artigo **Nº** 34, determina que "O efluente não deve causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor".

Além disso, estabelece as diretrizes, condições e padrões de lançamento de efluentes nos corpos d'água estadual.

3.4 Área de estudo

Operada pela concessionária Água Guariroba S/A e localizada na região do Anhanduízinho, zona industrial de Campo Grande, a estação de tratamento de esgoto Los Angeles situa-se aproximadamente a 12 km do centro da cidade e a 200 m da margem direta do Rio Anhanduí. O sistema atual de funcionamento da ETE consiste de tratamento primário, secundário e final (cloração e redução de espuma). O tratamento utilizado pela estação baseia-se no sistema biológico utilizando reatores anaeróbios do tipo UASB mostrado na Figura 3.2. A etapa final do tratamento do efluente líquido consiste na desinfecção para diminuir a concentração de organismos patogênicos. Para tanto, o sistema conta com um tanque de contato para cloração do efluente tratado, que, posteriormente, passa por uma caixa dissipadora onde recebe doses de antiespumante ao ser lançado no corpo receptor (SEMADUR, 2011).

Imagem aérea da estação de esgoto ETE lós Angeles na figura 3.1.

Figura 3.1 Imagem da ETE Los Angeles.
Fonte: Google Earth capturada em 23/10/2012.

De acordo com o anexo A, a estação de tratamento de esgoto dispõe de dois canais de gradeamento como mostrado na figura 3.3, dois desarenadores, duas calhas Parshall, duas caixas tranquilizadoras e oito RALFs com capacidade de 90 $l.s^{-1}$ cada, sistema de dosagem no reator, elevatória de lodo, tanque de lodo, sistema de filtro rotativo para desidratação de lodo,

câmara de contato, sistema de dosagem de cloro, elevatória de água e reuso, controle operacional e laboratório de análises.

Figura 3.2 Imagem dos reatores da ETE Los Angeles.
Fonte: Braga, (2012).

A ETE Los Angeles possui capacidade máxima de tratamento 769,70 $l.s^{-1}$. Opera atualmente com a vazão de lançamento no corpo receptor de aproximadamente 720 $l.s^{-1}$.

Figura 3.3 Peneiras: Entrada do efluente nos reatores.
Fonte: Braga, (2012).

A concessionária pretende expandir suas instalações através de um plano de ampliação para atender o incremento de vazões. O processo está previsto em cinco etapas no período de 2014 a 2020. A proposta da concessionária aumentará a vazão em 400 $l.s^{-1}$, totalizando 1120 $l.s^{-1}$ a ser lançado no Rio Anhanduí. O município de Campo Grande localiza-se predominantemente na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, com exceção de uma porção noroeste de seu território que se inclui na Bacia Hidrográfica do Rio Paraguai. A rede

hidrográfica da área urbana de Campo Grande é constituída por onze microbacias: Anhanduí, Coqueiro, Bandeira, Bálsamo, Gameleira, Imbirussu, Lagoa, Lageado, Prosa, Ribeirão Botas e Segredo. A microbacias hidrográfica do Rio Anhanduí pertence à bacia do Rio Paraná (PLANURB, 2007).

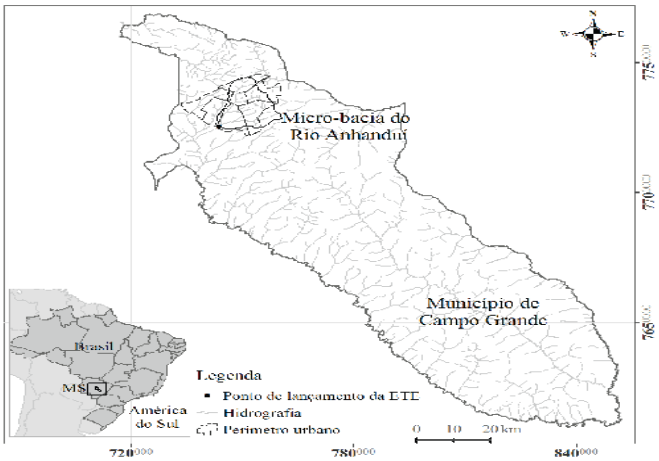

Figura 3.4 Mapa da Bacia Hidrográficas do município de Campo Grande
Fonte: Revista de estudos ambientais (on line) v.13, n.1, p18 – 27 jan/jun 2011.

Segundo o relatório do Programa Córrego Limpo (2011), a bacia do Rio Anhanduí tem como tributários os córregos: Segredo, Cascudo, Imbiruçu, Bálsamo, Cabaça, Bandeira, Lageado, Lagoa, Buriti, Sóter, Vendas, Prosa, Formiga. O rio nasce da confluência dos Córregos Segredo e Prosa, numa região urbanizada no centro da cidade, correndo em direção à região sul do município.

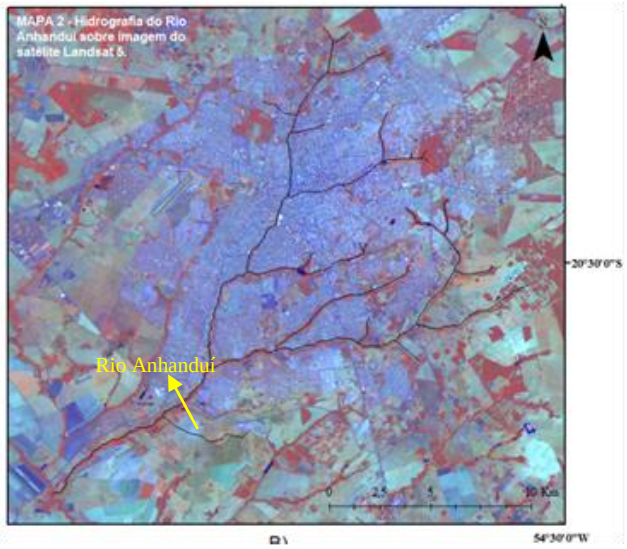

Figura 3.5 Imagem do satélite Lansat da rede hidrográfica e bacia do Rio Anhanduí – Campo Grande.

Atualmente o Rio Anhanduí é enquadrado como um rio de classe 2, segundo a Deliberação CECA/MS Nº 36/2012. No perímetro urbano, o rio recebe carga poluente. No entanto, à medida que se lança no sentido de sua foz, há um forte processo de degradação em virtude de atividades industriais que o utilizam como corpo receptor de seus efluentes. O Instituto de Meio Ambiente do Mato Grosso do Sul e o Conselho Estadual de Recursos Hídricos conduzem um estudo no sentido de reenquadrar o Rio Anhanduí em uma classificação menos restritiva, visto que alguns dados de monitoramento já realizados confirmam a incompatibilidade de sua atual classificação com seu efetivo uso (SEMADUR, 2011).

A Deliberação CECA/MS Nº 36/2012 prevê a melhoria da qualidade dos ambientes aquáticos com o enquadramento de corpos d'água, além de apresentar padrões de qualidade das águas e regulamentar o lançamento de efluentes em corpos d'água em âmbito estadual. A proposta do Conselho é estabelecer metas intermediárias para a melhoria da qualidade dos efluentes lançados no Rio Anhanduí, visando, no futuro, o reenquadrado numa categoria melhor, que seria mantê-lo como um rio de classe 2.

3.6 Qualidade do Rio Anhanduí na cidade de Campo Grande

Conforme o Programa Córrego Limpo (2011), por se localizar em regiões densamente povoadas, o Rio Anhanduí recebe esgoto doméstico clandestino lançado nas galerias de águas pluviais, o que ocorre também com seus tributários como os córregos Segredo e Prosa. O rio também recebe o lançamento de outras fontes difusas e atividades potencialmente geradoras de efluentes.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo será apresentada a metodologia de coleta, preparação e preservação das amostras dos efluentes, bem como as metodologias utilizadas nas análises físicas e químicas, de metais e dos testes ecotoxicológicos. O trabalho experimental foi desenvolvido no setor de ecotoxicologia do Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA), localizado na Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, em Campo Grande-MS. O material analisado foi coletado na estação de tratamento de esgotos ETE Los Angeles e no Rio Anhanduí. Para cumprir os objetivos propostos, os trabalhos foram organizados em 3 etapas: Coleta de amostras, análises laboratoriais e medição da vazão do rio.

4.1 Etapa 1 – Local de coleta ETE – Rio Anhanduí

Foram selecionados cinco pontos de amostragem: três localizados no rio; dois, na estação (entrada e saída do efluente na ETE). Os pontos de coleta no rio foram chamados de P1 e P4, respectivamente a montante e a jusante da ETE, distantes 1,5 quilômetros entre eles. Na estação, o ponto P2 encontra-se na saída do gradeamento, e P3 foi estabelecido na caixa de dispersão de efluente tratado pela ETE. Adicionalmente, foi coletado material em um ponto denominado P5, situado no rio, à aproximadamente 220 m do ponto de lançamento do efluente tratado, apenas para comparar a coloração das amostras. Os pontos de amostragem são representados na Figura 4.1. A localização dos pontos P2 e P3 está detalhada no fluxograma da Figura 4.1 e Tabela 4.1.

Figura 4.1: Pontos amostrados: P1 (montante, 465 m do ponto de lançamento), P2 (efluente bruto, 563,3 m do ponto de lançamento), P3 (efluente tratado,138 m do ponto de lançamento), P4 (jusante, 1.176 m do ponto de lançamento) e P5 220m do ponto do lançamento

As imagens fotográficas dos pontos de coleta são apresentados nas Figuras 4.2 a 4.6.

Tabela 4.1 Pontos de coleta em relação ao de lançamento de efluente

Pontos de coletas	Localização	Distancias (m)	Coordenadas	
P1	Rio Anhanduí	465	20°33’07,15” S	54°39’37,22” O
P2	ETE	563,3	20°33’32,34” S	54°39’31,28” O
P3	ETE	138	20°33’23,95” S	54°39’43,53” O
P4	Rio Anhanduí	1176	20°33’48,01” S	54°39’13,39” O

Braga, (2013).

Figura 4.2 P1 Montante da ETE

Figura 4.3 P2 Efluente bruto

Figura 4.5 P4 Efluente tratado

Figura 4.5 P4 jusante da ETE

Figura 4.6 P5 Descarga no rio

A localização dos pontos P1, P4 e P5 coincidem com os pontos de coleta do programa de monitoramento “Córrego Limpo”, realizado pela Prefeitura Municipal de Campo Grande.

As amostras foram colhidas em oito campanhas no período de maio a agosto de 2012. No momento da coleta, registrou-se a temperatura das amostras utilizando termômetro de bulbo. Após coletadas, foram acondicionadas em garrafas de polietileno com capacidade de 1000 ml. Os frascos de OD – Winkler foram transportados em caixas refrigeradas ao Laboratório de Qualidade de Águas (LAQUA) da UFMS, para as análises laboratoriais.

4.2 Etapa 2 – Análise de parâmetros físicos e químicos

O conjunto de análises laboratoriais compreendeu os parâmetros físicos e químico e de metais. No que se refere aos parâmetros físicos e químicos, foram analisados: condutividade, OD, pH, temperatura, turbidez, análise de metais. As análises físicas e químicas seguiram a metodologia fundamentada na 21ª ed. do "*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*" (APHA, 2005).

As amostras para análise de OD foram preservadas no local da coleta com azida sódica e sulfato manganoso e levadas ao laboratório para análise titulométrica.

Na análise de metais, utilizou-se o método de fotometria de chama, por espectrofotometria de absorção ou emissão atômica. A escolha do método se deu pelo grau de precisão necessário para a leitura de metais e metais pesados das amostras processadas.

A Tabela 4.1 sintetiza os parâmetros analisados e o conjunto de metodologias utilizadas.

Tabela 4.2 Parâmetros e métodos para as análises física e química.

Parâmetros	Unidade	Standard Methods	Descrição do método
OD	$mg.l^{-1}$	4500 – O C	Método titulimétrico
pH		4500 – H^{+}B	eletrométrico
Temperatura	ºC	2550 – B	Termômetro de bulbo
Turbidez	UTN	2130 – B	Turbidímetro
Condutividade	$\mu S.cm^{-1}$	2520	Condutivímetro
Metais Pb, Cr, Ni, Zn, Cd, Fe	$mg.l^{-1}$	3111 B e C	Espectometria de absorção atômica

Fonte: APHA, AWWA, WPCF, (2005).

4.3 Medição de vazão do rio.

A medição da vazão foi realizada no dia 26 de julho de 2012, no período considerado seco, quando as taxas pluviométricas são geralmente inferiores a 50 mm (SEMADUR, 2011).

A vazão do rio foi dimensionada pelo método (Acoustic Doppler Current Profiler) ADCP ou correntômetro acústico de efeito Doppler mostrado na Figura 4.7. Para tanto, foi utilizado o equipamento SON TEK M9, que mensura o volume do rio, a altura e a largura da lâmina e a velocidade da água.

Equipamento medidor de vazão

Figura 4.7 Equipamento medidor de vazão ADCP.

A vazão foi medida para comparar a vazão do efluente lançado pela ETE com a vazão do corpo receptor. Local: Montante da ETE(P1) localizado a 465 m do ponto de lançamento. 20°33’07,15” S 54°39’37,22” O.

4.4 Etapa 3 - Ensaios ecotoxicológico

Segundo a norma ABNT (NBR 12 713/2004), os dafinídeos se tornam reprodutivamente maduros na 3º ou 4º reprodução e nascem de 4 a 65 jovens, imediatamente antes de cada ecdise. Seu crescimento ocorre logo após a ecdise. A replicação se dá por partenogênese, originando populações idênticas geneticamente, constituídas absolutamente por fêmeas. Ao ocorrer um estresse ambiental, como superpopulação, excesso ou falta de alimento ou mudanças de temperatura, surgem na cultura macho e fêmea, com dois ovos haploides. Os ovos fecundados pelos machos incidem em variância genética. Nesse caso, há à necessidade de descarte de todo o lote. Esses ovos, envoltos em uma casca única, de cor escura e rígida e resistente a condições desfavoráveis, são denominados de efípio (Zagatto *et al.*, 2006).

Para os testes ecotoxicológicos foi utilizada a espécie bioindicadora *Daphnia similis*, representada na Figura 4.8. Tais organismos de água doce são comumente encontrados em

corpos d´água continentais, medem cerca de 0,5 mm a 5,0 mm de comprimento. Com forma arredondada, possuem o corpo coberto por uma carapaça transparente e um olho evidente. São organismos filtradores e sensíveis a variações de intensidade de luz. Nadam para frente através do impulso das longas antenas (Claus, 1876).

Figura 4.8 (a) Bolsa incubadora de um efípio, (b) *Daphnia* com efípio e (c) *Daphnia* adulta
Fonte: Knie & Lopes, 2004. Hamada, 2008.

Foram realizados testes preliminares de ecotoxicidade aguda com as amostras coletadas nos dois pontos do corpo receptor, isto é, a montante do ponto de lançamento do efluente e a jusante dele. As condições para os ensaios de exposição dos organismos neonatos ao material coletado estão representadas na Tabela 4.3. As condições para realização dos ensaios ecotoxicológicos para *Daphnia similis* são padronizadas pela norma ABNT (NBR 12 713/2004). Os resultados da sensibilidade dos organismos foram gerados pelo programa estatístico Trimmed Spearman-Karber.

Tabela 4.3 Requisitos para ensaio de toxicidade aguda

Tipo de ensaio :	Agudo: 48h
Idade do organismo Teste	6h a 24h
Água de diluição	Água reconstituída
Volume mínino da solução teste por organismo	5 ml (totalizando 50ml de solução teste)
Número de diluições	7, mais o controle
Número de organismo por diluição	20
Alimentação	Nenhuma
Temperatura	20ºC a 24ºC
Fotoperíodo	16h luz/ 8h escuro
Efeito observado	Imobilidade e/ou letalidade

Fonte: Nogueira, (2010).

Os testes foram realizados em um período máximo de 15 dias após a coleta. Para algumas amostras houve impossibilidade da realização do teste de toxicidade no prazo de 48 horas. Essas amostras foram mantidas em temperatura abaixo de -18ºC, conforme a metodologia citada.

Nos testes com *Daphnia similis*, a temperatura de exposição dos neonatos, de acordo com a metodologia, deve estar entre 20 e 24°C, o que foi respeitado quando da realização dos ensaios, uma vez que houve controle da temperatura das amostras no laboratório.

4.3.1 Tratamento estatístico para os testes com *Daphnia similis.*

A Concentração Efetiva Media ($CE_{50:48}$) de uma amostra é a concentração real que causa efeito agudo (imobilidade, letalidade) a 50% dos organismos, no tempo de exposição de 24 ou 48h. Os resultados dos testes são determinados pelo método estatístico Trimmed Spearman-Karber, com nível de significância de 5% (p.0,05). Ao calcular a $CE_{50:48}$, os resultados podem ser convertidos em Unidade de Toxicidade aguda (UTa), através da seguinte Eq. (4.1) (CETESB, 1990).

$$UTa = \frac{100}{EC_{50:48}} \qquad (4.1)$$

A avaliação da redução da toxicidade aguda do efluente foi realizada através da conversão dos valores de $CE_{50:48}$ obtidos nos ensaios de toxicidade em Unidades Tóxicas aguda (UTa) comparando o efluente bruto (P2) e o efluente tratado (P3).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capitulo, serão apresentados e discutidos os resultados obtidos das análises de parâmetros físicos e químicos, de metais e de ensaios de ecotoxicidade. Os resultados aqui apresentados foram confrontados com as normas legais pertinentes: Resolução CONAMA Nº 357/2005, Deliberação complementar CONAMA Nº 430/2011 e Deliberação CECA/MS Nº 36/2012. Os resultados compreenderam o período de maio a agosto de 2012.

5.1 Resultado dos parâmetros físicos e químicos

5.1.1 Oxigênio Dissolvido OD

Admite-se que os teores de oxigênio dissolvido no esgoto bruto são geralmente nulos. Já os teores de OD do esgoto tratado são normalmente próximos à zero no tratamento anaeróbio. (Von Sperling, 1996).

Como mostrado na Figura 5.1, os teores de oxigênio dissolvido no efluente bruto e tratado apresentaram-se inferiores aos observados nas demais amostras, como previsto. Vale lembrar que os resultados de OD da primeira campanha foram desconsiderados por motivos metodológicos. Tais resultados indicam que o trecho do rio em estudo, embora atualmente esteja enquadrado na classe 2, não apresenta condições de se manter nesse enquadramento.

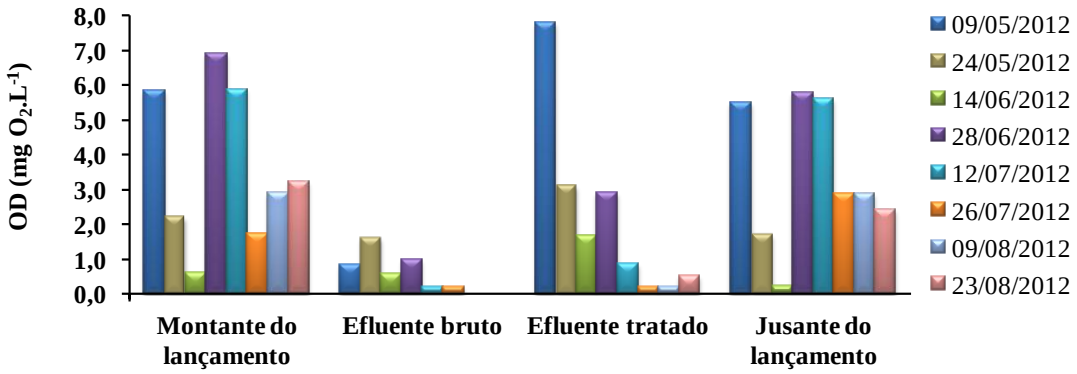

Figura 5.1 Resultado da concentração de oxigênio dissolvido.

Em 71,4% das amostras coletadas no P1 (a montante do ponto de lançamento) foram encontradas concentrações de OD inferiores a 5,00 $mgO_2.l^{-1}$, valor mínimo exigido pela

legislação para enquadramento do rio na classe 2. Quanto às amostras coletadas no P4 (a jusante do ponto de lançamento), também 71.4% delas situaram-se abaixo da mínima concentração de OD para enquadramento do rio na classe 2.

Os resultados revelam ainda que a concentração de OD a jusante do ponto de lançamento do efluente tratado é inferior à concentração de OD a montante. Tal evidência indica que o lançamento do efluente tratado contribui positivamente para a redução da concentração de OD no rio. O percentual de redução da concentração de oxigênio dissolvido quando comparada (para cada campanha realizada) a jusante do ponto de lançamento com a montante do ponto de lançamento. Observa-se que a concentração de OD teve redução média de 28,75% conforme mostrado na Figura 5.2.

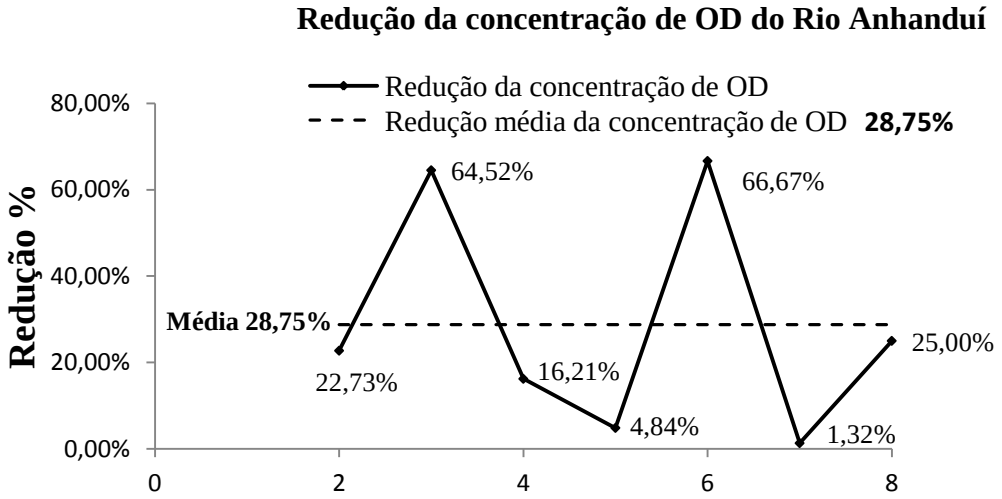

Figura 5.2 Resultado da redução de OD no Rio Anhanduí.

5.1.2 Temperatura

Influência da temperatura sobre a digestão anaeróbia

Van Haandel & Lettinga (1994) afirmam que a temperatura é o fator ambiental de maior importância na digestão anaeróbia do tratamento de efluentes. Ela depende do clima na região onde o esgoto é produzido. A faixa de 30 a 35 ºC é considerada ótima para a digestão anaeróbia. Henzen & Harremoe, citado Van Haandel e Lettinga (1994), concluíram que, para temperaturas abaixo de 30 ºC, a taxa máxima da digestão anaeróbia decresce a uma taxa de 11% por ºC.

O valor máximo de temperatura das amostras coletadas em todas as campanhas tanto do efluente como do corpo receptor não excederam 28,5°C conforme mostra a Figura 5.3. A temperatura mínima de todas as amostras não foi inferior a 23°C.

O resultado da temperatura do efluente tratado (25 a 27 °C) indicou que este encontrava-se abaixo do valor considerado ótimo para o processo de digestão anaeróbia, o que pode representar um fator redutor de eficiência da ETE (porém deve-se considerar outros fatores como, por exemplo, o tempo de detenção hidráulica). De acordo com Von Sperling (1995), em termos de tratamento de águas residuárias, a temperatura deve proporcionar condições para as reações bioquímicas para remoção de poluentes.

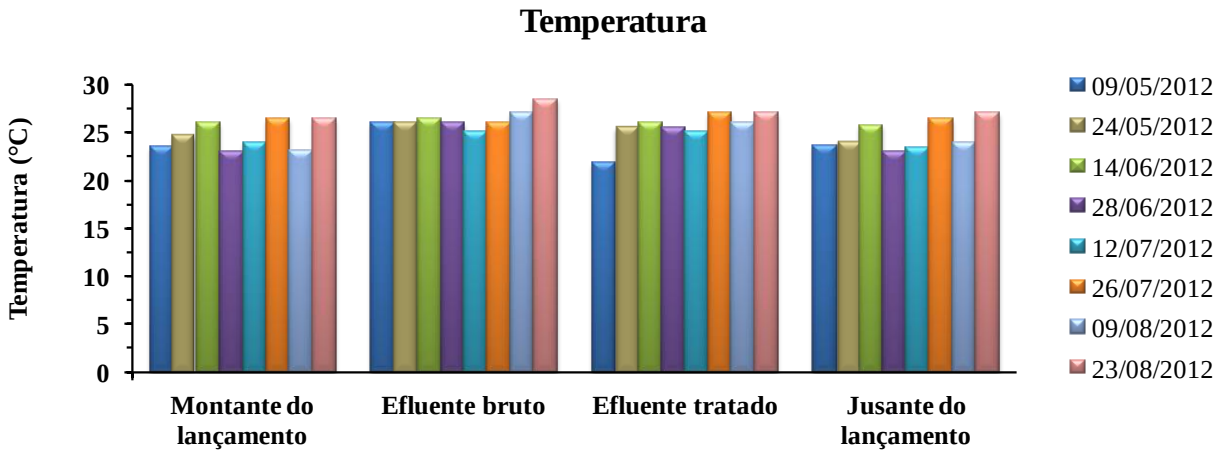

Figura 5.3 Resultados de temperatura das amostras coletada na ETE e no Rio Anhanduí.

Tanto no CONAMA Nº 430/2011, como na Deliberação CECA/MS Nº 36/2012, a temperatura de lançamento do efluente tratado deve ser inferior a 40°C. Portanto, constatou-se que a temperatura de lançamento de efluente tratado atende aos padrões legais de lançamento.

5.1.3 pH.

Para a sobrevivência da vida aquática nos corpos d'água, requer-se uma faixa de pH entre 6 a 9. Para Jordão *et al.* (2005), o pH é um importante parâmetro de controle nas estações de tratamento de esgoto. Van Haandel *et al.* (1994) consideram que a faixa ótima para a digestão anaeróbia situa-se entre 6,3 a 7,8. O pH das amostras coletadas no efluente tratado variou entre 6,5 e 7,9, com exceção de apenas uma das amostras, cujo valor de pH (7,9) encontrava-se fora da faixa recomendada pelo autor citado. Considerando apenas o parâmetro pH, os resultados indicaram condições favoráveis ao processo de tratamento de efluente da ETE. Como mostra a Figura 5.4, os valores encontrados também estão dentro dos padrões estabelecidos pela legislação (CONAMA Nº430/2011), que determina valores de pH entre 6 a 9, para lançamento de efluente tratado.

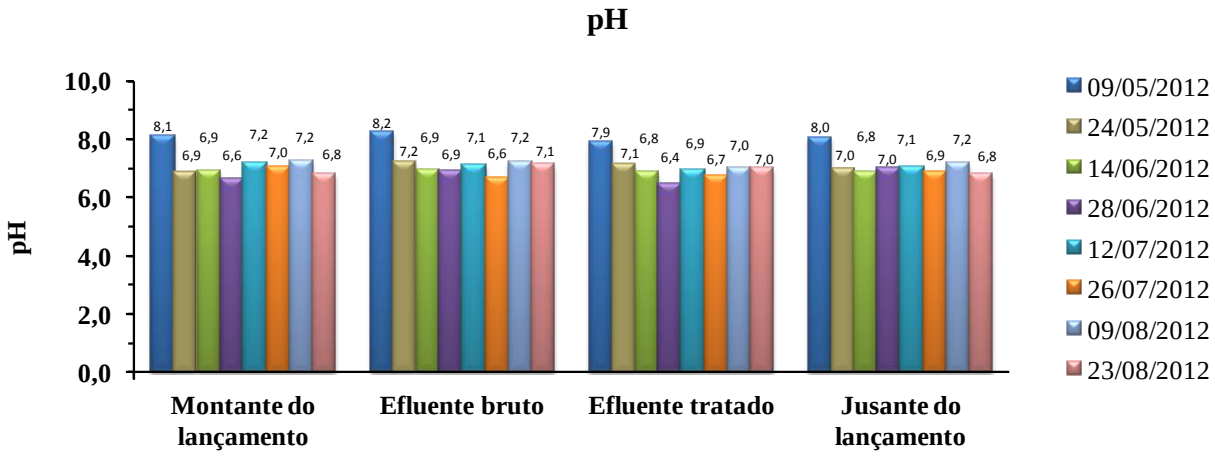

Figura 5.4 Resultado dos valores de pH das amostras coletada na ETE e no Rio Anhanduí..

Quanto aos valores de pH das amostras a montante e a jusante do ponto de lançamento no corpo receptor, encontraram-se na faixa de 6,6 a 8,1 (a montante) e 6,7 a 8,4 (a jusante). De acordo com a deliberação CECA Nº 36/2012, o pH das águas do corpo receptor deve estar entre 6 e 9 para um rio de classe 2. Portanto, constatou-se que o pH do rio atende aos padrões legais.

5.1.4 Turbidez

O parâmetro turbidez normalmente não é utilizado nos problemas relativos às águas residuárias. A legislação dá preferências a parâmetros como sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos pelo fato de possuírem faixas de concentração mais elevadas, obtendo precisão gravimétricas mais significativas (Piveli *et al.*, 2005).

Para Silva (2003), a erosão das margens dos rios, causada pelas estações chuvosas ou pela supressão da mata ciliar, resulta em aumento da turbidez das águas. A erosão também pode decorrer do mau uso do solo, que impede a fixação da vegetação. Tais processos carreiam partículas para os corpos d'água. Os esgotos sanitários e efluentes industriais também provocam elevações na turbidez das águas.

De acordo com a deliberação CONAMA Nº357/2005 e CECA Nº36/2012, para um rio de classe 2, o valor máximo de turbidez deve ser de 100 NTU. Os resultados mostraram que, a montante do ponto de lançamento, duas amostras apresentaram turbidez acima do permitido pela legislação (113 e 143 NTU). Nas amostras coletadas a jusante do ponto de lançamento, com exceção de apenas uma (que apresentou turbidez de 151 NTU), a turbidez encontrada estava dentro dos padrões exigidos pela legislação. As demais amostras mantiveram-se dentro do limite legal, conforme Figura 5.5.

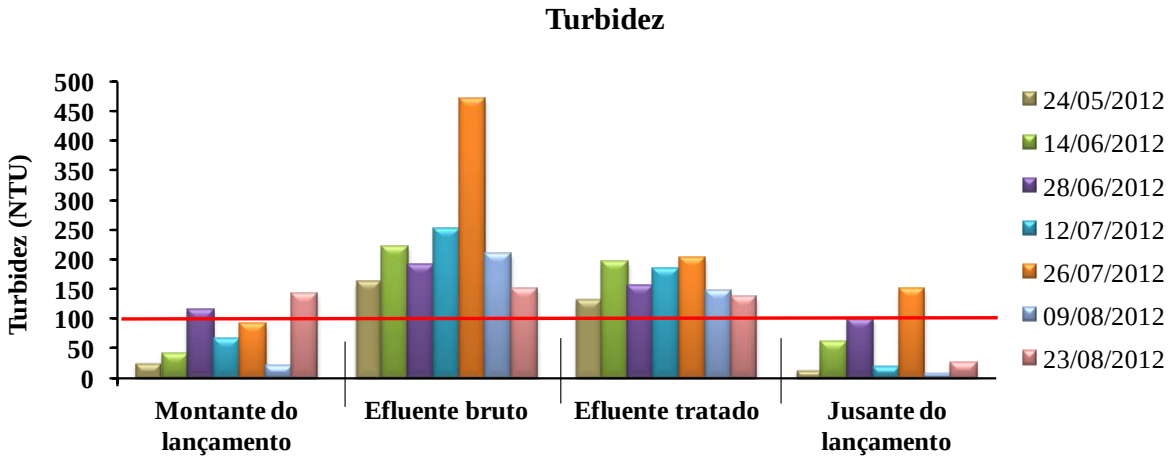

Figura 5.5 Resultado de turbidez das amostras coletada na ETE e no Rio Anhanduí.

5.1.5 Condutividade

Condutividade é a capacidade de uma solução conduzir corrente elétrica e ocorre em função da quantidade de íons presentes na solução. Em águas muito puras, a condutividade elétrica é menor. Em geral, quanto mais poluídas as águas, maior é a condutividade, devido ao aumento do conteúdo mineral (Esteves, 1998). Como mostrado na Figura 5.6, observou-se

que a condutividade mínima a jusante do ponto de lançamento (206 µs.cm^{-1}) foi superior a condutividade máxima encontrada a montante.

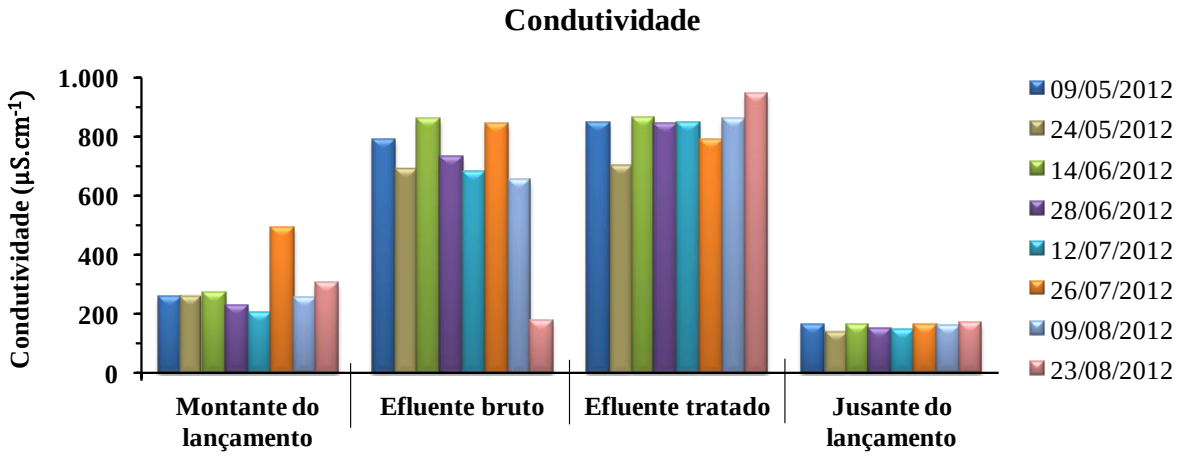

Figura 5.6 Resultado das análises de condutividade das amostras coletada na ETE e no Rio Anhanduí.

Portanto, conforme Esteves (2008), presume-se que o aumento de condutividade entre o efluente bruto e o tratado deve-se ao processo de tratamento do efluente, que envolve a adição de elementos minerais como sódio (Na) contido no hipoclorito de sódio que é utilizado pela ETE para desinfecção do efluente.

A condutividade mínima das amostras do efluente tratado (701 µs.cm^{-1}) é superior a condutividade máxima das amostras a jusante do ponto de lançamento (206 µs.cm^{-1}). Tal constatação corrobora a hipótese de que o aumento da condutividade no corpo d'água deve-se ao lançamento do efluente. Constatou-se nos resultados que a condutividade das amostras coletadas no efluente bruto variou de 179 a 861µs.cm^{-1}. Por sua vez, a condutividade das amostras do efluente tratado citou-se entre 701 e 948 µs.cm^{-1}, superior à condutividade das amostras do efluente bruto. Os resultados indicam que o aumento da condutividade deve-se ao lançamento do efluente tratado pela ETE.

5.1.6 Resultado das análises de metais

Nas análises de metais das amostras coletadas a montante e a jusante do ponto de lançamento, bem como do efluente bruto e tratado, não foram encontrados teores de metais pesados (chumbo, cádmio, cobre, zinco e níquel) que superassem as concentrações máximas permitidas pela resolução CONAMA Nº430/2011 e CECA/MS Nº36/2012.

O ferro, apesar de não se constituir em um tóxico, é considerado no padrão de emissão de esgotos e de classificação das águas naturais. O Estado do Mato Grosso do Sul estabelece o limite de 15 $mg.L^{-1}$ para concentração de ferro solúvel em efluentes lançados na rede coletora de esgotos seguidos de tratamento (Deliberação CECA Nº 36/2012).

Os resultados da análise de metais (Fe, Pb, Cd, Cu, Zn e Ni) são apresentados nas figuras 5.7 a 5.13.

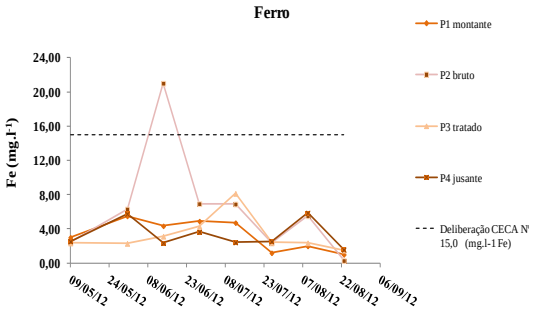

Figura 5.8 Resultado da análise de ferro (Fe)

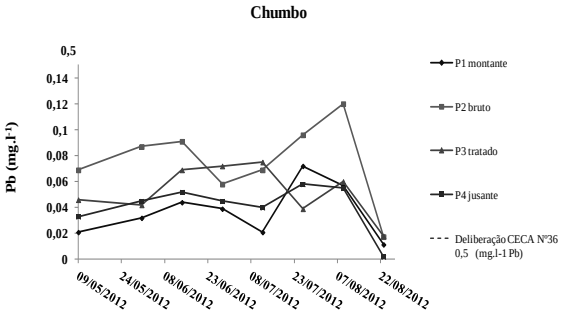

Figura 5.9 Resultado da análise de chumbo (Pb).

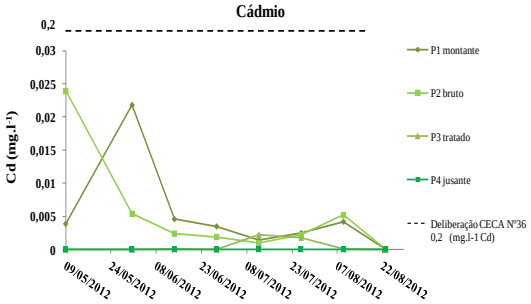

Figura 5.10 Resultado da análise de cádmio (Cd).

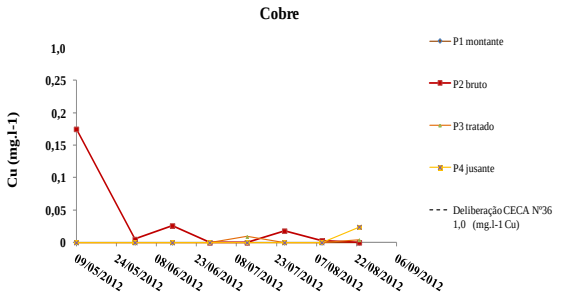

Figura 5.11 Resultado da análise de cobre (Cu).

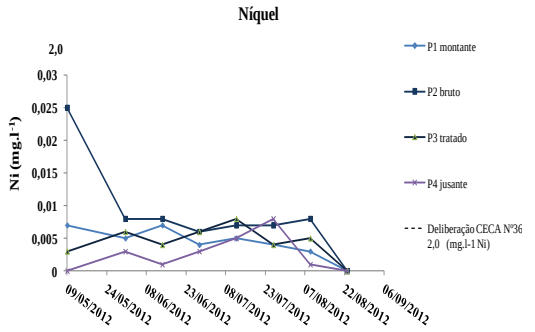

Figura 5.12 Resultado da análise de Zinco (Zn).

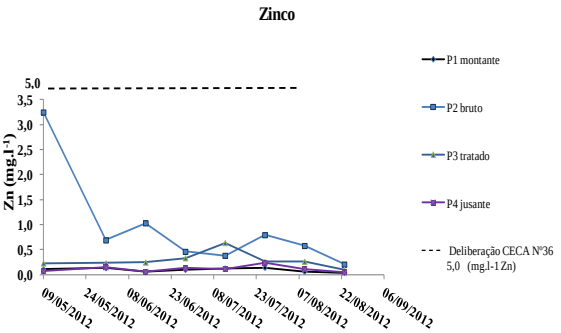

Figura 5.13 Resultado da análise de Níquel (Ni).

5.2 Resultados da toxicidade

As condições para realização dos ensaios ecotoxicológicos para *Daphnia similis* são padronizadas pela norma ABNT (NBR 12 713/2004). A interpretação dos resultados utilizou a classificação de toxicidade proposta por Bulish (1982), conforme Tabela 5.1.

Tabela 5.1 Classificação de toxicidade aguda.

Toxicidade	%
Mais tóxico	CE50:48 ≤ 25%
Tóxicos	CE50:48 entre 25-50%
Moderadamente toxico	CE50:48 entre 51-75%
Ligeiramente toxico	CE50:48 entre 76-99%
Não toxico	CE50:48 ≥ 100%

Fonte: Bulish. 1982

5.2.1 Testes preliminaries

Os resultados dos testes preliminares no corpo receptor (a montante e a jusante) não indicaram toxicidade aguda nos ensaios de $CE_{50:48}$, uma vez que a letalidade resultante dos testes preliminares foi inferior a 50% dos indivíduos expostos ao material não diluído das amostras. Esses testes impõe maior grau de adversidade aos organismos bioindicadores porque a amostra é utilizada em seu estado *in natura*. Constatou-se, portanto, que o corpo receptor não apresentou toxicidade.

Diametralmente opostos aos acima citados, os resultados obtidos a partir das amostras do efluente bruto e tratado apresentaram letalidade nos testes preliminares, ou seja, a letalidade observada foi superior a 50% dos indivíduos expostos ao material não diluído das amostras.

5.2.2 Teste de $CE_{50;48}$

Não houve indicação de toxicidade no corpo receptor nos pontos a montante e a jusante do ponto de lançamento da ETE. Entretanto, testes ecotoxicológicos realizados com o efluente bruto e tratado classificaram todas as amostras como tóxicas de acordo com a escala de Bulich (1982), uma vez que nenhum dos resultados apontou concentração $CE_{58:48}$ maior ou igual a 100%.

A tabela 5.2 apresenta os dados referentes ao efluente bruto e tratado. Nela estão os percentuais encontrados para a $CE_{50:48,}$ os respectivos valores em Uta, a redução da toxicidade

entre o efluente bruto e o efluente tratado assim como o enquadramento da amostra na classificação de Bulich (1982).

Tabela 5.2 Toxicidade aguda do efluente bruto e tratado em $CE_{50:48}$ e em UTa

Data do teste	Nº do campanhas	Nº de indivíduo exposto	$CE_{50:48}$ bruto	$CE_{50:48}$ tratado	Intvalo de confiança		EC 50 UTa	Variação da toxicicida	Toxicidade efluente tratado
					Menor 95%	Maior 95%			
17/05/2012	C1	20	62,98	65,98	60,12	72,41	1,52	4,55	Moderadamente tóxico
31/05/2012	C2	20	48,30	56,33	45,92	69	1,78	12,17	Moderadamente tóxico
20/06/2012	C3	20	37,34	53,59	46,04	62,38	1,87	24,63	Moderadamente tóxico
28/06/2012	C4	20	55,48	46,65	38.59	56,4	2,14		Tóxico
10/07/2012	C5	20	42,03	55,48	47,12	65,32	1,80	20,38	Moderadamente tóxico
26/07/2012	C6	20	19,23	30,78	24,86	38,11	3,25	17,51	Tóxico
13/08/2012	C7	20	34,15	48,58	39,85	59,22	2,06	21,87	Tóxico
28/08/2012	C8	20	55,18	59,46	51,99	68	1,68	6,49	Moderadamente tóxico
Média da reducao da tocicidade entre o efluente bruto e o tratado (%)								***15,37***	

Fonte: Braga, (2013).

Os resultados dos ensaios ecotoxicológicos agudos do efluente bruto (Figura 5.14) referentes às coletas C1, C4 e C8 classificaram-se como moderadamente tóxicos. As amostras do efluente referentes às coletas C2, C3, C5 e C7 foram classificadas como tóxicas. A amostra mais tóxica do efluente bruto foi a da coleta C7, cuja concentração $CE_{50:48}$ foi de 19,2%.

Os resultados dos ensaios ecotoxicológicos agudos do efluente tratado (Figura 5.14) referentes às amostras C1, C2, C3, C5 e C8 classificaram-se como moderadamente tóxicos. Já para as amostras das coletas C4, C6 e C7, os resultados dos ensaios de $CE_{50:48}$ foram considerados tóxicos. De acordo com a deliberação CECA/MS N 36/2012, o efluente tratado não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor. Portanto os resultados da Tabela 5.2 referentes ao efluente tratado evidenciam que este não atende à legislação ambiental quanto à exigência de toxicidade.

Os valores dos ensaios ecotoxicológicos do efluente bruto e tratado expressos em $CE_{50:48}$ estão apresentados na Figura 5.14.

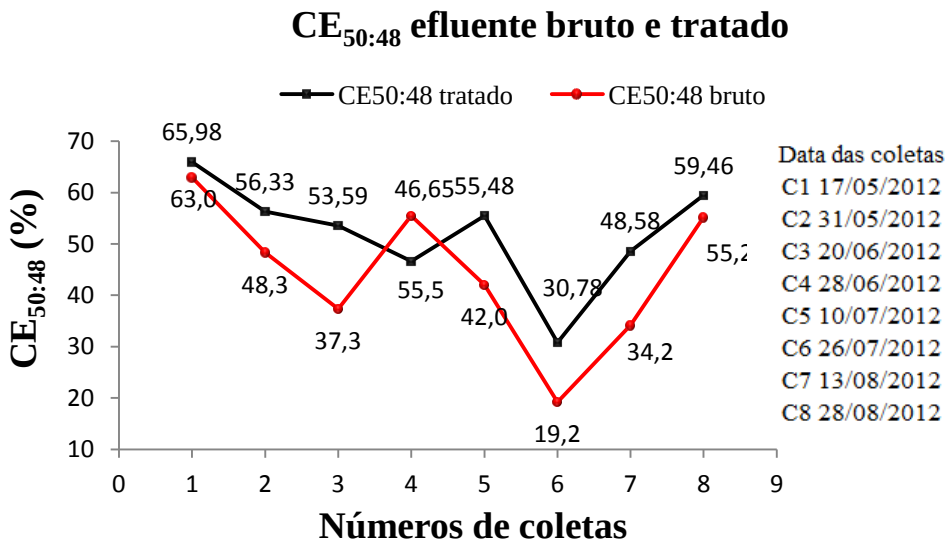

Figura 5.14 Resultados em $CE_{50:48}$ no efluente do bruto e do efluente tratado.

Na Figura 5.15, os resultados de toxicidade do efluente bruto e tratado foram expressos em UTa para facilitar o cálculo de eficiência da redução no processo de tratamento biológico da ETE. Nota-se que, quanto maior é o valor de concentração expressa em Uta, maior é a toxicidade encontrada.

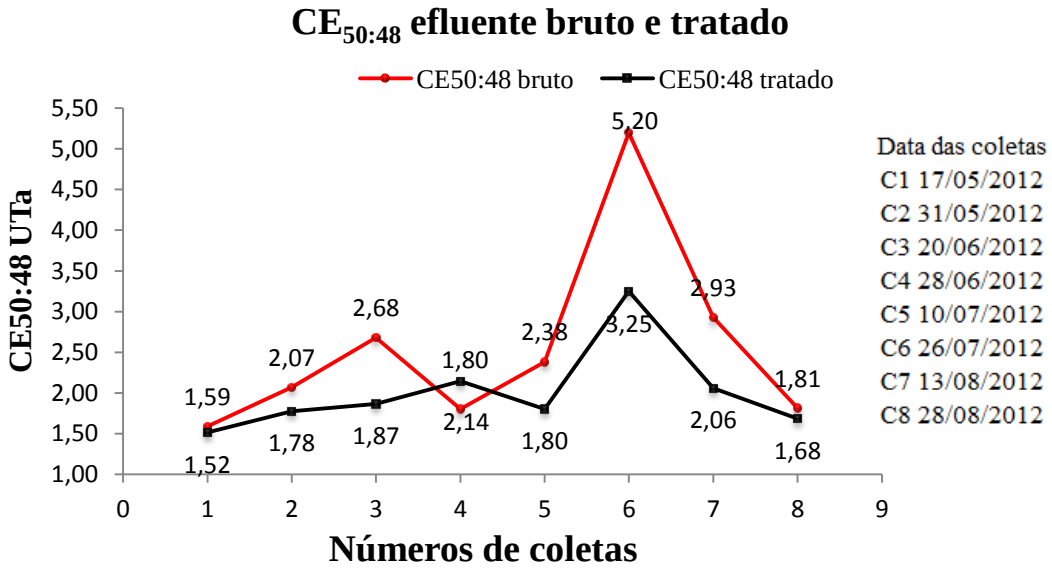

Figura 5.15 Resultados em $CE_{50:48}$ no efluente do bruto e do efluente tratado em UTa.

Em geral, o processo de tratamento de esgoto promoveu a redução da toxicidade do efluente como evidenciado na Figura 5.15, com exceção das amostras coletadas na quarta

campanha, cuja toxicidade do efluente tratado apresentou-se maior que do efluente bruto. Por esse motivo, no cálculo da média de redução percentual da toxicidade, os dados referentes à quarta campanha foram desconsiderados. Obteve-se a média de 15,37% como redução de toxicidade.

A Figura 5.16 apresenta a variação em percentual da redução da toxicidade entre o efluente bruto e o tratado em cada uma das campanhas realizadas.

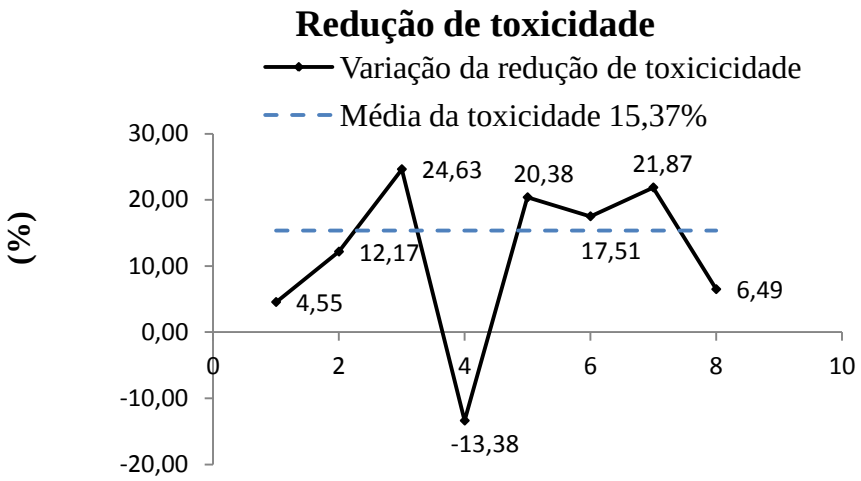

Figura 5.16 Resultados da Redução percentual de toxicidade

Em estudo realizado na ETE Suzano/SP, Hamada (2008) encontrou uma média próxima a 95% na redução de toxicidade entre o efluente bruto e o tratado para testes utilizando o bioindicador *Daphnias Similis.* Ao comparar esse resultado com o encontrado por outros três autores que realizaram, desde a década de 80, pesquisas semelhantes na ETE Suzano, Hamada observou que a redução de toxicidade manteve-se próxima dos 95%.

Cabe destacar que o processo de tratamento da ETE Suzano é biológico e ocorre por lodo ativado. Na ETE Los Angeles, o tratamento, também biológico, ocorre em reator anaeróbio. Embora a modalidade de tratamento das estações seja distinta, a diferença nas médias percentuais de redução de toxicidade do efluente bruto para o tratado foi significativa, uma vez que a ETE Suzano reduziu a toxicidade em aproximadamente 95%, e a ETE Los Angeles, apenas em 15,37%.

Damato *et al* (2003) em sua pesquisa com efluentes clorado e declorado em sistema de lagoas anaeróbias e facultativa concluiu que a CE(I)50,48h para Daphnia similis do efluente da lagoa clorada situou-se em 6 % (16,6 UT) enquanto no efluente da lagoa clorada e declorada a redução foi significativamente maior situando-se em 42%. (2,38 UT).

Verificando-se uma grande eficiência na redução da toxicidade aguda no efluente declorado, sendo a sua toxicidade sete vezes menor do que do efluente clorado.

A ausência de toxicidade nas amostras coletadas a jusante do ponto de lançamento de efluentes pela ETE Los Angeles pode ser consequência da diluição do efluente nas águas do rio, uma vez que a vazão do rio é de 3,520 $L.s^{-1}$, e a vazão de despejo do efluente tratado é de 720 $L.s^{-1.}$ Vale dizer que a concentração virtual do efluente após seu lançamento no rio é de 16,98%. Tal fator provavelmente é responsável pela não indicação de toxicidade nas amostras coletadas a jusante do ponto de lançamento.

A toxicidade do efluente tratado pode também ter sido causada por outros fatores, além da baixa concentração de OD, entre os quais a presença de fármacos no esgoto sanitário ou ainda pela formação de substâncias orgonocloradas no momento da desinfecção do efluente tratado no tanque de contato. Para De Luca & Schifino (2003), compostos formados por esta reação, como cloraminas, tem ação tóxica mesmo em concentrações baixas.

Para Damato *et al.* (2009), o cloro, em função de seu uso contínuo, pode gerar diversos problemas tais como toxicidade e subprodutos potencialmente cancerígenos e carcinogênicos, dentre outros.

A toxicidade também pode estar relacionada ao período de seca no qual ocorreu a coleta das amostras. Conforme relatado por Barros *et al.* citados por Nogueira (2010), a toxicidade de efluentes provenientes de abatedouro avícola e bovino, de cortume e de indústria de refrigerantes apresentou maior intensidade no período de seca (maio a setembro) do que no período chuvoso (janeiro a março). Os autores afirmam que a toxicidade da amostra diminui com a sua diluição em consequência do período chuvoso.

Fontes de toxicidade

Arenzon (2011) afirma que os métodos investigativos são a forma mais eficiente de identificar e solucionar o problema de toxicidade de efluentes. Para tanto, investigações podem ser realizadas nas correntes formadoras do efluente, tentando identificar a origem da toxicidade. Se houver sucesso na avaliação, a corrente poderá, dentro do possível, ser segregada e receber um tratamento específico ou um destino diferente do sistema de tratamento. As investigações podem também ser realizadas diretamente no efluente final, tentando-se identificar os compostos ou o grupo de compostos causadores da toxicidade, como nos processos de Identificação e Avaliação da Toxicidade (TIE).

TIE (Toxicity Identification Evaluation) consiste de um protocolo recomendado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) para a identificação da potencial causa da toxicidade de efluentes e corpos receptores. O método consiste de três fases: Fase I: caracterizar; Fase II: identificar e Fase III: confirmar os compostos específicos, ou suas classes, responsáveis pela toxicidade da amostra.

O planejamento para a mitigação da toxicidade deve migrar para ações mais preventivas e de controle, nas quais o objeto do estudo passa a ser as fontes geradoras. Não existe mitigação sem conhecimento das fontes causadoras de toxicidade (Arenzon, 2011).

Caberia, portanto, ao órgão municipal responsável pelo controle ambiental rastrear e mapear as fontes geradoras de efluente tóxico ou potencialmente tóxico e atuar no sentido da sua eliminação. Vale lembrar que o licenciamento ambiental é emitido pelo órgão fiscalizador.

5.3 Resultado da medição de vazão do Rio Anhanduí

Tabela 5.3 Resultados de vazão obtidos pelo Software River Surveyor Live

Nº de Travessia		Hora		Distancia (m)			m^2	Vel. Média $m.s^{-1}$				Vazão $m^3.s^{-1}$				Média
		Hora	Duração	Trajeto	DMG	Larg.	Área	Bem.	Água	Esq.	Dir.	Superf.	Meio	Fundo	Total	Médio
1	M	15:36:29	00:03:59	28,21	23,75	26,8	17,5	0,118	0,203	0,03	0	0,67	2,5	0,39	3,5	69,1
2	M	15:43:41	00:02:15	25,74	23,02	26	16,1	0,191	0,212	0,02	0	0,71	2,3	0,42	3,4	66,2
3	M	15:46:22	00:02:15	27,98	23,99	27	16,7	0,207	0,217	0,03	0	0,73	2,4	0,44	3,6	66,9
4	M	15:49:03	00:02:17	25,46	23,73	26,7	16,3	0,186	0,209	0,02	0,01	0,72	2,3	0,42	3,4	66,3
5	M	15:51:38	00:02:07	26,67	23,55	26,6	16,7	0,21	0,21	0,02	0,01	0,71	2,4	0,42	3,5	67,3
6	M	15:54:12	00:02:21	25,37	23,01	26	16,0	0,18	0,215	0,02	0	0,76	2,3	0,43	3,5	65,2
7	M	15:56:54	00:01:55	26,32	23,12	26,1	16,3	0,229	0,216	0,03	0	0,75	2,3	0,45	3,5	65,1
8	M	16:01:39	00:01:55	26,48	23,37	26,4	16,6	0,23	0,217	0,01	0	0,74	2,4	0,44	3,6	67
9	M	16:03:47	00:02:14	26,4	23,5	26,5	16,4	0,19	0,213	0,03	0,01	0,73	2,3	0,43	3,49	66,1
10	M	16:07:04	00:02:03	27,25	23,73	26,7	16,5	0,222	0,217	0,02	0	0,72	2,4	0,42	3,6	67,8
		Media	00:02:20	26,49	23,48	26,48	16,5	0,196	0,213	0,02	0,0	0,73	2,35	0,43	3,52	66,7
		D. Padrão	00:00:34	1,00	0,32	0,32	0,4	0,031	0,004	0,01	0	0,02	0,08	0,01	0,07	1,1
		CV	0,00	0,038	0,014	0,012	0,024	0,159	0,02	0,286	0,707	0,031	0,032	0,035	0,02	0,017

Oliveira *et al*. (2011) quantificou a vazão do Rio Anhanduí, por meio da curva de permanência, através do critério de regionalização de vazão, em 4,5 $m^3.s^{-1}$. Utilizando curvas *Total Maximum Daily Loads* (TMDL), avaliou a carga total máxima diária de poluentes que o corpo receptor é capaz de depurar em condições críticas. Tal estudo, associado com a avaliação da qualidade de água, foi um instrumento importantíssimos para o levantamento de dados da bacia do Anhanduí. A vazão encontrada no presente estudo, embora não tendo objetivado a mesma finalidade, obteve um resultado da vazão muito próxima da vazão determinada pela curva de permanência. A imagem da Figura 5.16 representa a quantidade de material carreado no leito do rio, razão provável à remoção da mata ciliar e também pela deposição de sedimentos carreados pela chuva, diminuindo a profundidade da calha do rio.

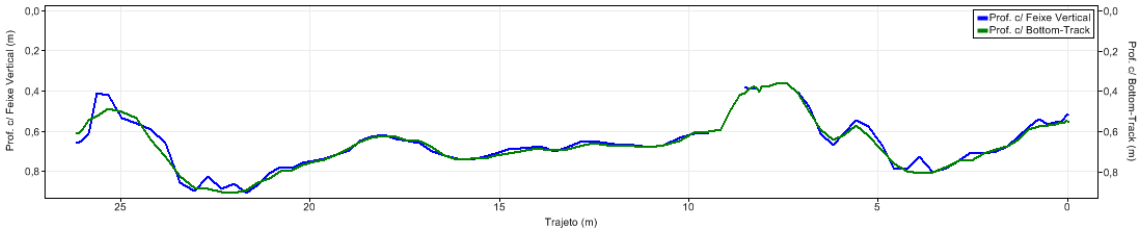

Figura 5.17 lâmina d'água detectada pelo ADCP.

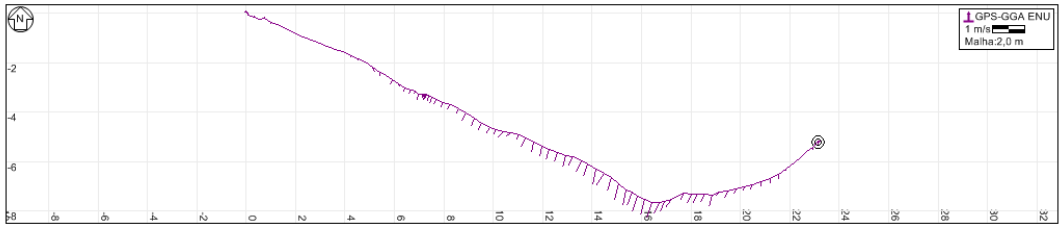

Figura 5.18 trajetória do equipamento durante uma das leituras de medição da vazão.

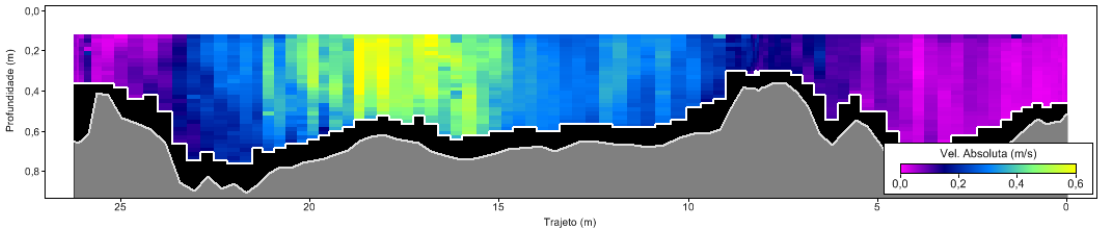

Figura 5.19 Perfil da profundidade do rio detectada pelo ADCP.

Medida no ponto de coleta P1, a montante do lançamento de efluente tratado, a vazão do rio foi mensurada em 3,520 L.s-1, conforme apresentado na Tabela 5.4.

Por sua vez, a vazão de projeto do efluente tratado da ETE é de 720 $L.s^{-1}$, que representa 16.98% da vazão total do rio a jusante do ponto de lançamento do efluente tratado.

Figura 5.20 – Vazão atual ETE e previsão da vazão para 2020.

O Plano de Ampliação da ETE Los Angeles (Anexo A) indica que a capacidade de tratamento de efluente será ampliada para atingir 1,120 $L.s^{-1}$ até o ano de 2023. Considerando que a vazão a montante do ponto de lançamento não sofrerá alteração, pode-se inferir que a vazão do efluente lançado no rio passará a representar 24,14% da vazão total do rio a jusante do ponto de lançamento de efluente tratado. Portanto, a concentração de efluente tratado nas águas do corpo receptor deve sofrer um acréscimo, reduzindo assim a qualidade das águas do Rio Anhanduí. Uma vez que a concentração $CE_{50:48}$ do efluente tratado atingiu 30,78% caracterizando-o como tóxico, a medida que a vazão do efluente tratado aumentar em função do incremento da sua vazão no corpo receptor, o rio poderá apresentar toxicidade.

6 CONCLUSÕES

- Os parâmetros temperatura, pH, turbidez e condutividade, não resultaram em valores considerados críticos para a qualidade do efluente bruto e tratado e de águas coletadas do Rio Anhanduí no trecho pesquisado. Entretanto a análise de OD revelou que, para a maior parte das amostras coletadas no corpo receptor, a concentração situou-se abaixo do limite legal para um rio classe 2.
- Observou-se, com base nos resultados, que o lançamento de efluente tratado pela ETE causou a redução de OD nas águas do corpo receptor. Comparando as amostras a montante e a jusante do ponto de lançamento, a redução média de concentração de OD situou-se em 28,75%.
- A análise de metais no corpo receptor apresentou valores que atendem os padrões estabelecidos pela legislação. Tais resultados podem ser consequência dos baixos teores de metais geralmente encontrados em efluentes domésticos.
- O processo de tratamento da ETE estudada não se mostrou eficiente na eliminação da toxicidade do esgoto, o efluente tratado apresentou grau variado de toxicidade, de moderadamente toxico a tóxico, conforme a classificação.
- A média de variação da redução de toxicidade entre o efluente bruto e o tratado situou-se em 15,37%.

7 Recomendações

- ✓ A toxicidade do efluente tratado pode ser atribuída ao processo de desinfecção com hipoclorito de sódio no tanque de contato ao formar substancias organoclorada ou por compostos refratários, que entram e saem do sistema sem sofrer ação biológica. Entretanto, sugere-se uma investigação mais aprofundada visando identificar as causas da toxicidade.
- ✓ Na planta de tratamento de esgoto, sugere-se realizar testes de toxicidade do efluente tratado antes da cloração no tanque de contato para verificar se a cloração é fonte causadora de toxicidade.
- ✓ Para monitorar a qualidade das águas, recomenda-se realizar frequentemente testes de toxicidade no corpo receptor a jusante do ponto de lançamento do efluente tratado.
- ✓ Identificar os compostos ou o grupo de compostos causadores da toxicidade, utilizando o processo de Identificação e Avaliação da Toxicidade (TIE).
- ✓ Recomenda-se que a vazão de efluente tratado seja monitorada frequentemente, pois o seu incremento (já previsto em projeto) poderá reduzir ainda mais a qualidade das águas do corpo receptor, em virtude do aumento da concentração do efluente lançado.

8 BIBLIOGRAFIA

AISSE, M. M. **Desinfecção de efluentes sanitários**. Ricardo Franci Gonçalves (coordenador) Rio de Janeiro: Vitoria ABES, Rima, 2003, p. 38: il.Projeto PROSAB, 2003.

ANDRADE NETO, C.O,; GALVÃO, M.V.; MELO, H.N.S Desinfecção de efluente de filtros anaeróbios: avaliação de eficiência em tanque de contato piloto e em escala real. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e ambiental, 10., 2002, Braga. Anais...Braga: APESB/APRH/ABES, 12P, 2002.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21 th Ed. Washington**: American Public Health Association, 2005.

ARAÚJO, C. B.; YALLOUZ, A. V.; EGLER, S. **Avaliação da toxicidade aguda de Daphnia *similis* a chorumes de diferentes origens e a soluções de metais pesados**. p. 7, 2007.

ARAÚJO, R. P. A.; BERTOLLETI, E.; RAMOS, M. L. C.; GHERARDI-GOLDSTEIN, E.; MARTINS, M. H. R. B. **Pulp and paper industrial effluents: toxicity abatement for aquatic life protection**. Ciência e Cultura. 43 (4): p.299-303, 1991.

ARENZON, A.; NETO, T.J. P.; GERBER, Wagner. **Manual sobre toxicidade em Efluente industriais**. CEP SENAI de Artes Gráficas Henrique d`Ávila Bertaso, 2011.

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

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. (Coord.) **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos Rima: p. 340, 2003.

BERTOLETTI, E.; NIPPER, M.G.; MAGALHÃES, N.P. **A precisão de testes de toxicidade com Daphnia**. Ambiente: 6(1): p. 55-59, 1990.

BILLA. D. M.; DEZOTTI, M. **Fármacos no meio ambiente. COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro**, Cidade Universitária, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro - RJ, 2003.

BULICH, A. A. **A practical and reliable method for monitoring the toxicity of aquatic samples**. Process Biochemistry, March/April, p. 45-47, 1982.

BURTON, G. A. J. **Assenssing the toxicity of freshwater sediment. Environmental toxicology and chemistry**. V10. p1582 - 1691, 1991.

CARRAPETO, C.; PURCHASE, D. **Distribuition and removal of cadmium end lead in a constructed wetland receiving urban runoff. Bulletin of environmental contamination and toxicology**. Vol 64:51-58, 2000.

CEARN. **Companhia de água e tratamento de esgoto do Rio Grande do Norte**. **Tratamento de esgoto**. Disponível em<http://www.caern.rn.gov.br>. Acesso em 26/11/2012.

CETESB L5. 018. São Paulo. **Água - Teste de toxicidade aguda com Daphnia similis**. Claus, 1976. (Cladocera, Crustácea). (Método de Ensaio). p. 27, 1986.

CETESB. **Manual atualizado orienta sobre controle ecotoxicológico de efluentes líquidos Estado de São Paulo**. São Paulo: Relatórios/ Secretaria do Meio Ambiente, 1990.

CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo: Relatórios/ Secretaria do Meio Ambiente, 2007.

CONAMA RESOLUÇÃO Nº 140, DE 08 De DEZEMBRO DE 2011 – Dispõe de critérios gerais para outorga de lançamento de efluente com fins de diluição em corpos de água superficiais, 2011.

CONAMA, RESOLUÇÃO 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, 2005.

CONAMA, RESOLUÇÃO Nº430, DE 13 DE MAIO DE 2011 – Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução nº 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA.

CONSEMA (CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE). Resolução 129, de 24 de novembro de 2006. Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul, 2006.

CUT – RJ Comissão de MeioAmbiente.
<http://metaispesados.blogspot.com.br/2007/05/ecotoxicologia.html> Acesso em 30/11/2012.

DAMATO, M.; LAGE, F.A.; CAMPOS, F.; PIVELLI, R.P. **Avaliação da Toxicidade Aguda de Efluentes Clorados de Lagoa Facultativa para *Daphnia similis***. p. 6, 2009.

DANIEL, L. A. (Coord.) Projeto PROSAB. **Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 155p, 2001.

DE LUCA, S. J.; SCHUCK, C.; SCHIFINO, L. C.; RÉGIO, E. **Desinfecção de efluentes biologicamente tratados com hipoclorito de sódio: subprodutos e toxicidade a alevinos de Tilápia do Nilo (Oreochromis niloticus). Relatório Técnico de Pesquisa**. PROSAB 3. Tema 2, 2003.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos da Lomnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, p. 190-207, 2008.

FATMA (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE). Portaria 017/02, de 18 de abril de 2002. Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina, 2002.

FEEMA (FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE). **Norma Técnica 0213-R-4. Critérios e Padrões para Controle da Toxicidade em Efluentes Líquidos Industriais**. Rio de Janeiro - RJ, 1990.GUIMARÃES, E.S.; LACAVA, P.M.; MAGALHÃES, N.P. **Avaliação da toxicidade aguda com Daphnia similis na água captada no Rio Paraíba do Sul e processada na estação de tratamento água do município**

de Jacareí – SP, Brasil. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 9, n. 2, p. 124-130, 2005.

HAMADA, N. **Ensaios de toxicidade empregados na avaliação de efeitos no sistema de tratamento de esgotos e efluentes, ETE Suzano, e seu entorno, utilizando organismos aquáticos**. São Paulo. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, p. 75, USP, 2008.

HENZEN, M.; HARREMOES, P. **Anaerobic tratament of waste water in fixed film reactor.** A literature review Wat. Sci. Techn. 15p, 1985.

IBGE
http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/tabelas_pdf/tab055.pdf 29/11/2012.

JARDIM, G. M. **Estudo Ecotoxicológico da Água e do Sedimento do Rio Corumbataí/SP.** ESALQ. USP. p. 138, 2004.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de efluente Doméstico**. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 4º edição, Rio de Janeiro: p. 932, 2005.

MATO GROSSO DO SUL. **Deliberação CECA (Conselho Estadual de Controle Ambiente).** Nº 36, de 27 de junho de. Dispõe sobre a preservação e utilização das águas das bacias hidrográficas do Estado de Mato Grosso do Sul, e dá outras providências, 2012.

NETO, D. G.; HONORIO, HONÓRIO C. M. A.; OLIVEIRA, J. N. **Vantagens na medição de vazões utilizando o equipamento ADCP - Acoustic Doppler Current Profile**. Departamento de Engenharia Civil UNESP - SP Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Laboratório de Hidrologia e Hidrometria – LH², Engenharia Civil, 2008.

NOGUEIRA, T. D. **Efeitos Agudos de Efluentes Líquidos Industriais**. Centro de Ciências Exatas e Tecnologia. Programa de pós-graduação em tecnologias ambientais. p. 71, 2010.

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. São Paulo: Edgard Blucher, p. 520, 2003.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. **Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgoto**, Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12 n. 4 p.389-398. ABES, 2007.

OLIVEIRA, P. T.; RODRIGUES, D. B. B.; SOBRINHO. T. A,; PANACHIKI. E. **Integração de informações quali-quantitativas como ferramenta de gerenciamento de recursos hídricos**. REA – Revista de *estudos ambientais* (Online) v.13, n. 1, p. 18-27 jan./jun, 2011.

PANKRATZ, T. M; **Environmental engineering dictionary and directory**. Thomas M. Pankratz. Lewis Publishers, Boca Raton; Florida, 2001.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: Aspectos físico químicos**/. São Paulo: ABES, p.285, 2005.

PLANURB. **Instituto Municipal de Planejamento Urbano e Meio Ambiente. Perfil Socioeconômico de Campo Grande 2007-2008**. 14 ed. Ver. Campo Grande, PMCG, 2007.

RAND, G. M.; WELLS, P. G.; MCCARTY, L. S. **Introduction to Aquatic Toxicology. In: Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate and Risk Assessment.** Washington, D. C., Taylor & Francis, 2°Ed, p.3-67, 1995.

SABESP. **Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Tratamento de esgoto.** Disponível em:<http:www.sabesp.com.br>. Acesso em 23 outubro, 2012.

SÃO PAULO (ESTADO). **Secretaria do Meio Ambiente**. Resolução SMA n. 3, de 22 de fevereiro de 2000. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo, São Paulo, v. 110, n. 39, 25/02/2000. Seção 1, p. 24, 2000.

SEMADUR. Secretaria de meio ambiente e desenvolvimento urbano . Prefeitura municipal de Campo Grande/MS, 2011.

SILVA, P. A; VIEIRA, G. G; FARINASSO, M; CARLOS, R. J. **Determinação da extensão do Rio São Francisco**. Anais XI SBSR, Belo Horizonte, Brasil, 05-10 abril INPE, p. 393-400, 2003.

STUMPF, M.;. MUELLER, J.; HABERER, K.; WILKEN, R.-D.; SERVOS, M.; Sci. Total Environ, p. 225, 1999.

USEPA. **Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents to Freshwater and Marine Organisms**, Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH >: U.S EPA/600/4-90/027F, 5th ed. October 2002.

VAN HAANDEL A. C. E LETTINGA G. Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente, EPGRAF, Campina Grande, PB, 1994.

VON SPERLING, M. e MOTTA, F. S. **Nutrientes de esgoto sanitário: Utilização e remoção**. Rio de Janeiro, 1995.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v2.1edição. Belo Horizonte. DESA/UFMG. p. 211, 1996.

ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática - Princípios e aplicações**. São Carlos. Editora Rima, p.123- 124, 2006.

9 Anexo

A

Tabela A1 – Dados da ETE Los Angeles - Programa Sanear Morena

Plano de ampliação da capacidade – Estação de tratamento de esgoto –ETE Los Angeles Referente ao cumprimento do Item3 Licença Ambiental 03/12/2012 com validade até13/05/2012					
Etapa	Anos	Vazão $l.s^{-1}$	Q. atual 720 $l.s^{-1}$	Q.Total $l.s^{-1}$ 720 atual	Dados obtidos do processo de licenciamento ambiental Nº 76074/05-69 SEMADUR
1	2014/2015	154,27	-	900	
3	2018/2019	147,84	-	1.080	
5	2022/2023	97,84	-	1.120	

Fonte: SEMADUR, (2012).

4.1.1 Fluxograma da ETE Los Angeles

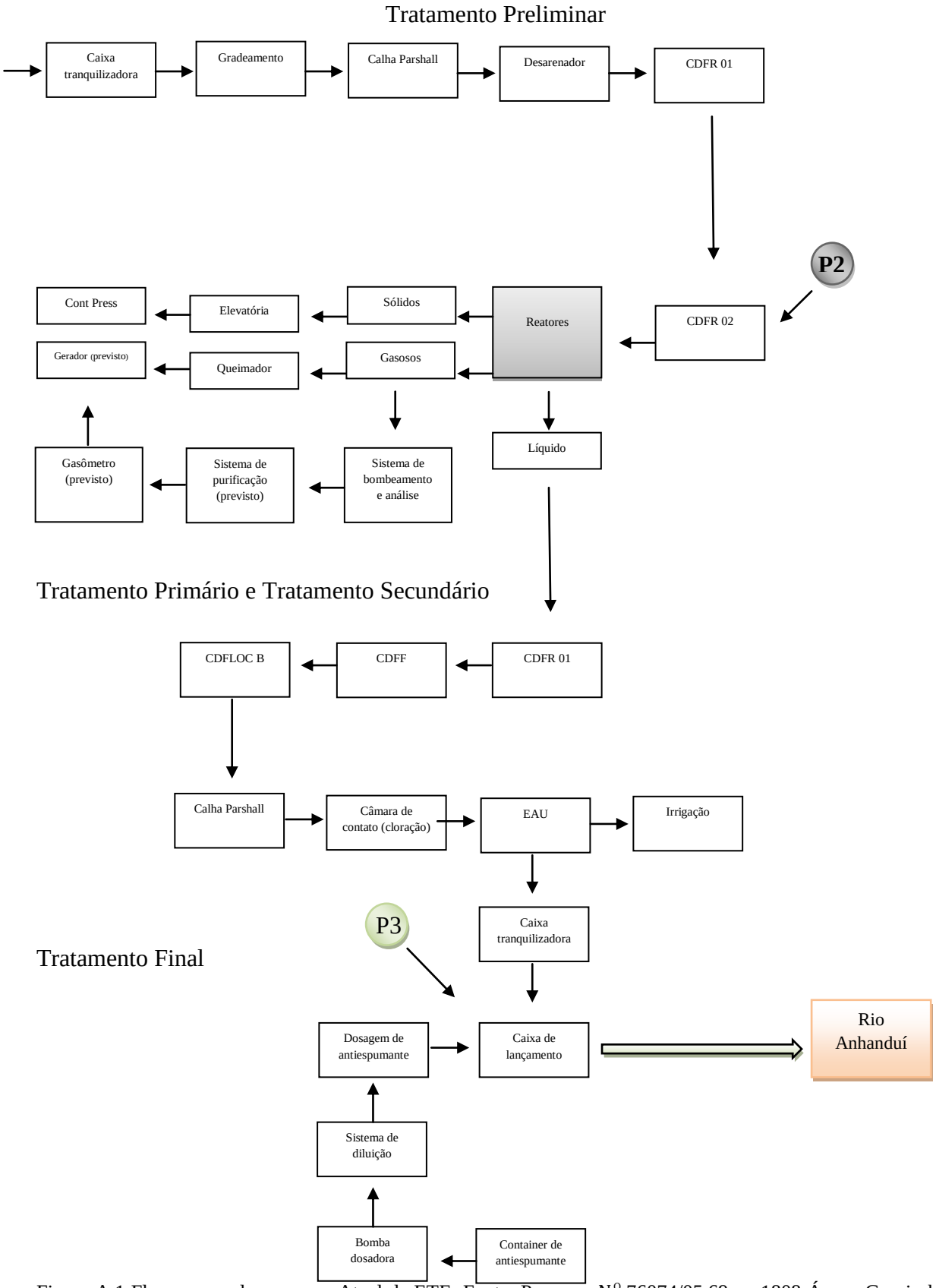

Figura A.1 Fluxograma do processo Atual da ETE. Fonte: Processo N^{o} 76074/05.69 pg 1808 Águas Guarirobas PMCG.