



UNIVERSIDADE FEDERAL DE RORAIMA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS

ELIANA FERNANDES FURTADO

**BIOENSAIO TOXICOLÓGICO COM CIANOBACTÉRIAS DO EFLUENTE DA
LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO E DO IGARAPÉ GRANDE, BOA VISTA-RR**

Boa Vista

2011

ELIANA FERNANDES FURTADO

**BIOENSAIO TOXICOLOGICO COM CIANOBACTÉRIAS DO EFLUENTE DA
LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO E DO IGARAPÉ GRANDE EM BOA VISTA-RR**

Dissertação de mestrado apresentado ao Programa de Recursos Naturais, da Universidade Federal de Roraima como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Henrique Eduardo Bezerra da Silva

Boa Vista

2011

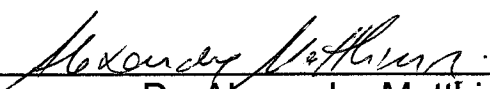
ELIANA FERNANDES FURTADO

**BIOENSAIO TOXICOLÓGICO COM CIANOBACTÉRIAS DO EFLUENTE DA LAGOA
DE ESTABILIZAÇÃO E DO IGARAPÉ GRANDE, BOA VISTA, RORAIMA**

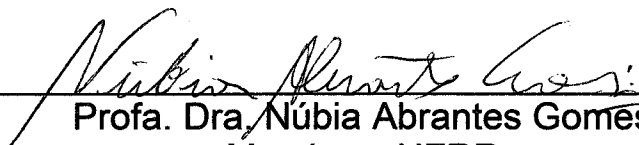
Dissertação apresentada como pré-requisito para conclusão do
Curso de Mestrado em Recursos Naturais da Universidade
Federal de Roraima, defendida em 28 de março de 2011 e
avaliada pela seguinte Banca Examinadora:



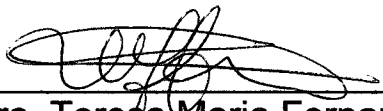
Prof. Dr. Henrique Eduardo Bezerra da Silva
Orientador - UFRR



Dr. Alexandre Matthiensen
Membro - EMBRAPA/RORAIMA



Profa. Dra. Nubia Abrantes Gomes
Membro - UFRR



Profa. Dra. Teresa Maria Fernandes de Freitas
Membro - UFRR

Dra. Carolina Volkmer de Castilho
Membro - EMBRAPA/RORAIMA

Dedico à minha família, esposo, filhos e netos que foram o alicerce para a realização deste trabalho; especialmente à minha mãe, Maria das Dores do Nascimento, e ao meu pai, Walter Sotto Mayor Fernandes (*In memoriam*), pois foram de fundamental importância, principalmente por todo o seu amor, paciência e compreensão neste momento tão importante da minha vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha mãe e minha filha, Elyne Fernandes Furtado, e esposo, por me apoiarem sempre, em todos os momentos, sempre estiveram ao meu lado.

Aos meus irmãos, noras e genro pela compreensão e paciência.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Henrique Eduardo Bezerra da Silva, por contribuir para realização desse trabalho e principalmente pela humildade, paciência e compreensão.

Aos meus amigos colaboradores dessa jornada: Prof^a. Dr^a. Núbia Abrantes Gomes - UFRR, Dr. Alexandre Matthiensen - EMBRAPA, Dr. José Geraldo Ticianeli - Faculdade Cathedral, pela paciência e dedicação na realização deste trabalho.

Às amigas Dr^a Ormezinda Celeste Christus Fernandes e M.Sc. Josy Caldas - FIOCRUZ – AM, pelo apoio e por terem viabilizado os equipamentos para tratamento das amostras.

À equipe responsável pelo biotério da Faculdade Cathedral: Eng. Alexandre Cartilho, Joelcio Silva e Karoline.

À médica veterinária, MSc. Alice Leite - Universidade Federal do Rio Grande (FURG).

À Universidade Federal de Roraima (UFRR), pela oportunidade de realizar este curso, aperfeiçoando meus conhecimentos.

Aos coordenadores do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Prof. Dr. Marcos José Salgado Vital e Prof^a. Dra. Gardênia Holanda Cabral, pelo apoio prestado em todas as minhas solicitações.

Aos amigos inesquecíveis: Carmem Lúcia, Izabel Diniz, Izabel Pinheiro, Leovergildo R. Farias, José Satelles, Naiara Marta Conceição, Weliton Ferreira de Lima, Francisca Edjane, Raimunda Rodrigues, pelo total apoio, a única coisa que posso dizer neste momento é que Deus os abençoe e os proteja em suas jornadas.

Aos colegas de classe, pelo incentivo e compreensão e, principalmente, àqueles com quem tive maior convívio: Filipe, Bruno, Mariana e Letícia.

Que Deus abençoe a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho. Meus sinceros agradecimentos.

“Temos de trabalhar apaixonadamente para
superar o abismo entre o progresso científico e
o progresso moral.
É um grande problema atual sofrermos de
definhamento do ânimo, em claro contraste
com o excesso que alcançamos no campo
científico e tecnológico.”

Martin Luther king

RESUMO

A pesquisa teve o objetivo de averiguar a presença de toxicidade nas cianobactérias planctônicas no deságue da Lagoa de Estabilização no igarapé Grande, em Boa Vista, por meio de bioensaio em camundongos de linhagem *Swiss albino*. O corpo hídrico em estudo está localizado na área urbana de Boa Vista, recebe influência resultante da descarga final dos esgotos domésticos dos moradores próximos e de efluentes do sistema de tratamento de esgotos sanitários da cidade, apresentando florações em alguns trechos. Pesquisas anteriores constatarem a presença de florações de cianobactéria planctônica nesse ambiente. No entanto, havia a ausência de estudos sobre a toxicidade das florações de cianobactéria planctônicas existentes no igarapé Grande. A área escolhida foi georeferenciada e denominada como: E1 (montante do deságue da ETE), situada no igarapé grande; E2 (desague/calha); E3 (jusante do deságue). Foram realizadas três coletas amostrais no período seco e três no período das chuvas. No momento da coleta, foram feitas medidas do pH e temperatura da água. Em seguida, foram realizadas as análises das concentrações de clorofila-*a*, nitrogênio amoniacal, fósforo total, turbidez e estimativa de densidade celular. Foi observado a presença de cianobactérias da espécie *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis et Komárek durante todos os meses de coletas, nos períodos sazonais (seco e chuvoso) e confirmou-se que a Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário do município de Boa Vista – ETE/BV - é a fonte de entrada dessa espécie de cianobactéria no igarapé Grande. Foi observada a distribuição dos organismos na superfície da água afetando a qualidade físico-química do igarapé Grande. Também o teste estatístico possibilitou a identificação da amônia (NH₃) como a variável de maior contribuição para a toxicidade nas estações. Além disso, o resultado foi ratificado pelos testes quimiométricos PCA; FA. O teste (DL₅₀ -24 horas), realizado por meio de bioensaio em camundongos no período seco, do material algáceo da estação E3, apresentou a toxicidade em doses acima de 2.500 mg kg mL⁻¹ (p.c), com a maior mortalidade de 75% dos indivíduos do grupo que recebeu as concentrações de 100 mg mL⁻¹. Os resultados da estação de coleta E2, mostram mortalidade de 25% dos indivíduos na concentração de extrato de 50 mg mL⁻¹, 25% de indivíduos e 100 mg mL⁻¹ dos individuo e 75% de indivíduos com a concentração de 150 mg mL⁻¹ das amostras coletadas durante o período das chuvas.

Palavra Chave: Bioensaio; Cianobactéria; Lagoa de Estabilização; Igarapé Grande.

ABSTRACT

The study aimed to access the presence of toxic planktonic cyanobacteria by mouse bioassay in the outflow of the stabilization pond and in the Igarapé Grande, Boa Vista, RR. The waterbodies under study are located in the urban area of Boa Vista, and are influenced by the final discharge of the domestic sewage from nearby residents and effluents of the sewage treatment plant from the city. Previous research has established the presence of cyanobacterial blooms in this environment. However, there was a lack of studies on the toxicity of the cyanobacteria that bloom in the stabilization pond system and adjacent Igarapé Grande. The study area was geo-referenced and named as E1 (upstream of the sewage treatment plant outflow), located in the Igarapé Grande, E2 (outflow/gutter), and E3 (downstream of the outflow), also in the Igarapé Grande. It was performed three sample collections during the dry season and three during the rainy season. At the time of the samplings measurements of pH and water temperature were carried out. It was also collected samples for the estimation of chlorophyll-a, ammonia nitrogen, total phosphorus, turbidity and cell density evaluation. We observed the presence of the cyanobacteria of the genus *Planktothrix agardhii* during all the sampled months in both seasons (dry and rainy), confirming the city sewage treatment plant as the main source of entry of this species in the Igarapé Grande. It was also confirmed that the distribution of the organisms on the water surface affects the physico-chemical quality of the Igarapé Grande. Statistical analysis enabled the identification of ammonia as the parameter of greatest contribution to the toxicity in the sampled locations. In addition, confirmation was obtained by the chemometric tests PCA, FA, HCA and PLS. The mouse bioassay tests (LD₅₀ - 24h) showed toxicity at doses above 2,500 mg.Kg⁻¹ b.w. and at concentrations of cell extract over 50 mg mL⁻¹. The higher mortality occurred in 75% of individuals in the group that received concentrations of 100 mg mL⁻¹ of the material collected at E3 during the dry season. The results of E2 sampling station showed mortality of 25% of individuals at extract concentration of 50 mg mL⁻¹; 25% of individuals at 100 mg mL⁻¹ and 75% of individuals at concentration of 150 mg mL⁻¹ from the samples collected during the rainy season.

Keywords: Cyanobacteria; Stabilization pond; Toxicological bioassay; Igarapé Grande.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	Localização da área de estudo: A - Brasil; B - Estado de Roraima; C - município de Boa Vista	32
FIGURA 2	Bacia do Igarapé Grande	33
FIGURA 3	Croqui das EEES da cidade de Boa Vista – RR	34
FIGURA 4	Vista aérea da ETE - Boa Vista – RR.....	36
FIGURA 5	Visão espacial da área de estudo (A); Estação E1 montante do deságue, Estação E2 deságue/calha, Estação E3 jusante do deságue da ETE-RR. (B); Bacia do igarapé Grande; (C); Mapa Político de Roraima.....	39
FIGURA 6	Aspectos gerais das estações de amostragens onde (E1) onde (A); Montante do deságue no igarapé Grande; estação (E2) onde (B); Deságue/calha de ETE-RR e estação (E3) e (C); Jusante do deságue no igarapé Grande do município de Boa Vista.....	40
FIGURA 7	Gaiolas com <i>Swiss albino</i> dos grupos controle e teste (A); Camundongos inoculados com concentrações diferenciadas(B).....	50
FIGURA 8	Fluxograma do bioensaio com os camundongos <i>Swiss albino</i>	51
FIGURA 9	Temperaturas máximas e mínimas do ar, nos meses de jul/2009 a jul/2010, em Boa Vista - RR.....	53
FIGURA 10	Precipitação pluviométrica total (mm), no período de julho/2009 a julho/2010, em Boa Vista estado de Roraima.....	54
FIGURA 11	Umidade relativa média do ar (%), no período de julho/2009 a julho/2010, em Boa Vista - RR.....	55
FIGURA 12	Velocidade média do vento ($m\ seg^{-1}$) no o período de junho de 2009 a julho de 2010, em Boa Vista - RR.....	56
FIGURA 13	Variação do pH da água nas estações E1, E2 e E3, no período dez/2009 a jul/2010, no município de Boa Vista.....	59
FIGURA 14	Variação da temperatura da água nas estações E1, E2 e E3, no período de dez/2009 a jul/2010, nas três estações de coletas, no município de Boa Vista - RR.....	60
FIGURA 15	Florações de cianobactérias na estação E2 a 50° Noroeste, no período seco (A); florações na estação E2 a 150° sul-sudeste (SSE), no período chuvoso (B), no município de Boa Vista – RR.....	62
FIGURA 16	Variação da turbidez nas estações de coletas E1, E2 e E3, no período de dez/2009 a jul/2010; no município de Boa Vista -RR.....	62
FIGURA 17	Vista do deságüe do efluente no emissário do ig. Mirandinha (A); lançamento “ <i>in natura</i> ” do efluente não tratado na foz do ig. Caxangá, no período de mai/jun/2010, (B); no município de Boa Vista - RR.....	63
FIGURA 18	Vista da autodepuração do igarapé Grande na 2ª coleta tempo chuvoso, após o interrompimento dos efluentes tratados pela ETE-RR, (A); alteração na coloração da água (turbidez biogênica) na E3, na terceira coleta no período chuvoso (B); no município de Boa Vista – RR.....	64
FIGURA 19	Vista da autodepuração do igarapé Grande na 2ª coleta tempo chuvoso, após o interrompimento dos efluentes tratados pela ETE-RR, (A); alteração na coloração da água (turbidez biogênica) na E3, na terceira coleta no período chuvoso (B); no município de Boa Vista - RR.....	65
FIGURA 20	Variação do nitrogênio amoniacal na água nas estações E1, E2 e E3, no período de dez/2009 a jul/2010, no município de Boa Vista –RR.....	67

FIGURA 21	Variação do Fósforo total nas estações E1, E2 e E3, no período de dez/2009 a jul/2010 no município de Boa Vista –RR.....	69
FIGURA 22	Cianobactéria planctônica <i>Planktothrix agardhii</i> encontradas nas estações de coleta E2 (Deságue/calha) e estação E3 (Jusante do deságue) Igarapé Grande, nos períodos seco e chuvoso (A) e (B); no município de Boa Vista - RR.....	70
FIGURA 23	- Variação da concentração da Cla nas estações E1, E2 e E3, dez/2009 a jul/2010, no município de Boa Vista - RR.....	71
FIGURA 24	Porcentagem de <i>Swiss albino</i> mortos em função da concentração do extrato algáceo de <i>P. agardhii</i> , coletadas na estação E3 (p. seco) no Igarapé Grande no município de Boa Vista - RR.....	76
FIGURA 25	Porcentagem de <i>Swiss albino</i> mortos em função da dose aplicada em (mg L ⁻¹) do material algáceo de cianobactérias <i>P. agardhii</i> , coletadas na estação E2 no período de chuva, no município de Boa Vista – RR.....	78
FIGURA 26	Necropsia dos fígados dos camundongos <i>Swiss albino</i> , após o bioensaio (A); fígado sadio pertencente ao grupo controle, (B); fígado sugerindo hepatotoxicidade (hemorragia intrahepática).....	79
FIGURA 27	Gráfico da porcentagem da variabilidade acumulada.....	84
FIGURA 28	Gráfico do ciclo de correlação entre as amostras.....	85
FIGURA 29	Gráfico da projeção das estações de coletas e influência da ETE-RR, na qualidade da água do Igarapé Grande.....	86

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	Concentrações da Amônia para curva de calibração.....	44
TABELA 2	Concentração do Fósforo para curva de calibração.....	45
TABELA 3	Resultados das análises das variáveis físico-química, coeficiente de variação e VMP do CONAMA 357, dos períodos seco e chuvoso nas estações E1, E2 e E3 no ano de 2009/2010.....	58
TABELA 4	Quantitativo de números de células mL ⁻¹ cianobactérias (<i>Planktothrix agardhii</i>) nas estações de coletas E1, E2 e E3 durante o período seco.....	73
TABELA 5	Contagem dos números de cianobactérias (<i>P. agardhii</i>) nas estações E1, E2 e E3 no período chuvoso.....	74
TABELA 6	Concentração do extrato algáceo (S2 e S3) e doses dos materiais correspondentes as estações E2 e E3 no período seco no município de Boa Vista - RR.....	75
TABELA 7	Concentração do extrato algáceo (mg mL ⁻¹) e doses (mg K ⁻¹ p.c) (S3), na estação E3 no igarapé Grande (período seco) e (C2) estação E2 (período seco) no município de Boa Vista RR.....	77
TABELA 8	Concentração do extrato algáceo (C2) e dose (DL ₅₀ – 24h), da estação E2 na ETE-RR, no período de chuva, no município de Boa Vista RR.....	77
TABELA 9	Resultados iniciais os períodos seco e chuvoso nas estações de coletas E1, E2 e E3.....	80
TABELA 10	Resultados dos testes (t) para as amostras pareadas, demonstrado pelos valores de p-bilateral $\alpha=0,05$ com intervalo de confiança de 95%.....	81
TABELA 11	Resultado de ANOVA/ MANOVA, dos parâmetros físicos e químicos durante os períodos seco e chuvoso.....	81
TABELA 12	Resultado das análises estatísticas do (PCA) e da Análise de Regressão Parcial entre os parâmetros no período seco e chuvoso.....	82
TABELA 13	Estatística descritiva dos dados das variáveis físicas, químicas e toxicidade.....	82
TABELA 14	Matriz de correlação de Person (n).....	83
TABELA 15	Valores das correlações (R ²) das variáveis.....	83
TABELA 16	Autovalores da variabilidade acumulada entre os fatores.....	84
TABELA 17	Correlação entre os fatores e as variáveis.....	85

LISTA DE SIGLAS

ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
ANOVA	Análise da variância
APHA	American Public Health Association
AFI	Chuvas relativamente abundante durante todo ano
AMI	Chuvas anual com relativa estação seca
AWI	Chuvas anual elevada, com nítida estação seca
CAER	Companhia de Águas e Esgotos de Roraima
CEEA	Comitê de Ética em Experimentação Animal da Universidade Federal do Amazonas
CEMIB	Centro Multidisciplinar para Investigação Biológica na área da Ciência em Animais de Laboratório
CETESB	Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cla	Clorofila- <i>a</i>
CV	Coefficiente de variação
DIC	Delineamento inteiramente casualizado
DTCEA	Departamento de Controle do Espaço Aéreo – Divisão de Meteorologia Aeronáutica
EEE	Estações Elevatórias de Esgotos
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FA	Análise Fatorial
FEMACT	Fundação do Meio Ambiente Ciência e Tecnologia
FIOCRUZ	Fundação Osvaldo Cruz
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
FURG	Universidade Federal do Rio Grande
HCA	Análise de Cluster Aglomerativa Hierárquica
IBAM	Instituto Brasileiro de Administração Municipal
IDR	Instituto de Doenças Renais
IP	Intraperitonal
LETC-IBCCF	Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias da Universidade Federal do Rio de Janeiro
LPS	Lipopolissacarídeos
MANOVA	Multivariada da variância
MS	Ministério da Saúde
OD	Oxigênio Dissolvido
OPS	Organização Panamericana da Saúde
PC	Peso corporal
PCA	Parâmetros dos Componentes Principais
RNA	Ácido ribonucléico
VMP	Valor máximo permitido

SUMÁRIO

RESUMO	
ABSTRACT	
LISTA DE FIGURAS	
LISTA DE TABELAS	
LISTA DE SIGLAS	
1 INTRODUÇÃO	14
1.1 Cianobactérias	17
1.1.1 Florações de Cianobactérias no Brasil	19
1.1.2 Cianotoxinas	21
1.2 Bioensaio	23
1.3 Eutrofização do Corpo Aquático	24
1.4 Características Físicas, Químicas e Biológicas da Água	26
1.5 Temperatura da Água	26
1.5.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)	27
1.5.2 Oxigênio Dissolvido (OD)	27
1.5.3 Turbidez	28
1.5.4 Nitrogênio Amoniacal	28
1.5.5 Fósforo Total	29
1.5.6 Clorofila- <i>a</i>	30
1.6 Estudos Estatísticos	31
2 Área de Estudo	31
2.1 Estado de Roraima	31
2.2 Igarapé Grande	33
2.3 Sistema de Esgotamento Sanitário de Boa Vista	34
3 OBJETIVOS	37
3.1 Objetivo Geral	37
3.2 Objetivos Específicos	37
4 MATERIAL E MÉTODOS	38
4.1 Localização da Área	38
4.2 Dados Climatológicos	40
4.3 Trabalhos de Campo	40
4.3.1 Amostragem	40
4.4 Trabalho de Laboratório	43
4.4.1 Análises das Variáveis Abióticas	43
4.4.2 Turbidez	44
4.4.3 Nitrogênio Amoniacal	44
4.4.4 Fósforo Total	45
4.5 Variáveis Bióticas	46
4.5.1. Identificação	46
4.5.2 Contagens	46
4.5.3 Extração da Clorofila – <i>a</i>	47
4.5.4 Tratamento das Amostras	48
4.5.5 Testes de Toxicidade	49
4.6 Tratamento dos dados	51
4.6.1 Estudos Estatísticos	51
4.6.2 Avaliação dos Resultados	52
5 RESULTADO E DISCUSSÃO	53
5.1 Variáveis Climáticas	53

5.2 Variáveis Abióticas	57
5.3 Resultados Estatísticos	80
6 CONCLUSÃO	90
REFERÊNCIAS	91

1 INTRODUÇÃO

Cianobactérias são organismos que exibem uma parede celular desprovida de celulose e constituída de polissacarídeos ligados a polipeptídios. São denominadas como Cianofíceas ou Cyanophyta ou Cyanophyceae, possuem membrana plasmática, cápsula ou bainha mucilaginosa e não possuem amido, mas sim grânulos de cianoficina como compostos de reservas poliglucanos, semelhantes ao glicogênio. As cianobactérias apresentam lamelas fotossintéticas, também chamadas de tilacóides, onde são encontrados os pigmentos fotossintetizantes; as células não possuem núcleo delimitado por carioteca (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006).

Conforme Scremin-Dias (1999), as cianofíceas são classificadas como cianobactérias (Reino Eubactéria) por apresentarem parede celular, bem como certos compostos peculiares às bactérias.

Entretanto, sob condições ideais, tais organismos podem apresentar no ambiente um crescimento massivo exagerado conhecido como floração (*bloom*). As condições propícias para que ocorra um crescimento explosivo, está à temperatura média acima de 25°C, o pH do meio em torno de 7,5 (de neutro a levemente alcalino), a exposição prolongada à radiação solar e principalmente a presença em excesso de compostos nitrogenados e fosfatados (YUNES, 2002).

Em estudos realizados por Esteves (1998), considera-se que o clima tropical estimula o aumento de florações de cianobactérias planctônicas devido às temperaturas elevadas. Além disso, Bittencurt-Oliveira; Oliveira e Yunes (2001) alertam para o fato das florações de cianobactérias planctônicas alterarem o equilíbrio ecológico do ecossistema aquático por serem capazes de produzir toxinas que podem ser acumuladas na rede trófica. Essas toxinas desencadeia diferentes sintomas de intoxicação, atingindo organismos muito além da comunidade aquática, além de causar gosto e odor desagradável na água (BRANCO, 1996). Sant'anna et al. (2008), em suas pesquisas com cianobactérias potencialmente tóxicas, afirmam que estas estão amplamente distribuídas, tanto na região tropical como na região subtropical.

Nesse ponto, vale destacar que o processo de eutrofização nos corpos d'água continentais e costeiros tem se manifestado como um fenômeno mundial que se intensificou a partir dos anos 50 e cujas causas principais estão relacionadas ao desenvolvimento urbano, industrial e agrícola (CHORUS; BARTRAM, 1999).

Segundo os estudos realizados por Ferreira (2004), esse processo se intensifica com o passar dos anos, devido ao lançamento de esgotos domésticos “*in natura*” e a falta de infraestrutura nas grandes metrópoles, contribuindo no aumento do grau de eutrofização dos recursos hídricos. Como consequência, ocorrerem alterações químicas e físicas, ocasionando a eutrofização no curso d’água e conferindo condições favoráveis à proliferação de algas e favorecendo a degradação da qualidade da água, que se torna inadequada para abastecimento público.

Destacando os malefícios causados por esse tipo de organismo, Azevedo et al. (2002) identifica o caso mais grave de intoxicação por cianobactéria, ocorrido em Caruaru (PE), no ano de 1996, quando 113 pacientes de hemodiálise apresentaram sintomas de intoxicação por microcistina, com o falecimento de 54 pessoas. Este incidente levou a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), em colaboração com Organização Panamericana da Saúde (OPS), à revisão da portaria nº. 36/90 do Ministério da Saúde (MS), que definia as normas e os padrões de potabilidade da água para o consumo humano no Brasil (BRASIL, 2000).

Com a homologação da Portaria nº. 1469, de 29 de dezembro de 2000, do MS e da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) passou-se a determinar dos órgãos competentes e responsáveis pelo tratamento e fornecimento de água, a obrigatoriedade no monitoramento da ocorrência de cianobactérias e algumas cianotoxinas, tanto na água bruta do manancial utilizado para captação como a água tratada para o consumo. Foi recomendando análise de microcistina, saxitoxinas e cilindrospermopsina na água tratada, isso quando for comprovada a toxicidade da floração no manancial de abastecimento através de bioensaio (BRASIL, 2000).

Sabe-se, ainda, que a intoxicação humana por cianobactérias pode ocasionar problemas de natureza hepática (hepatotoxinas), neurológica (neurotoxinas), distúrbios gastrointestinais, reações respiratórias e alérgicas (MATSUZAKI; MUCCI; ROCHA, 2004). Além disso, algumas dessas toxinas são caracterizadas por sua ação rápida, causando a morte por parada respiratória, após poucos minutos de exposição. Essas toxinas têm sido identificadas como alcalóides ou organofosforados neurotóxicos. Dentre estas existem aquelas que atuam lentamente e são identificadas como peptídeos ou alcalóides hepatotóxicos.

Meriluoto e Codd (2005) também classificaram as cianotoxinas quanto aos seus efeitos tóxicos à saúde humana pela ingestão oral. Identificaram três grupos diferenciados pela ação farmacológica das estruturas químicas das toxinas das cianobactérias (resultado de sua ação tóxica). Com base na classificação de Meriluoto e Codd (2005), o Ministério da Saúde, pela Portaria nº. 518 de 25 de março de 2004, revogou a Portaria nº. 1469 e

estabeleceu novas normas, procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade de água para o consumo humano; determinou critérios para o padrão de potabilidade; passou a exigir monitoramento nas tomadas de decisões do poder público, quanto à análise e limites máximos de concentração de toxinas (BRASIL, 2004). Dessa forma, as instituições responsáveis pelo manejo e gestão dos recursos hídricos passaram a ter que planejar seu monitoramento de modo a evitar a ocorrência de intoxicações aguda e crônica causadas por cianobactérias. Casos de intoxicação por cianobactérias, assim como o aumento da demanda pelos recursos hídricos, revelam a necessidade de medidas mitigadoras que reduzam o desenvolvimento desses organismos, diminuindo os riscos à saúde (AZEVEDO, 1998).

Dentre os estudos já realizados com algas em Roraima, encontram-se os executados por Gomes (2000), que, ao pesquisar sobre a estrutura da comunidade de algas perifíticas no igarapé Água Boa e no rio Cauamé, no município de Boa Vista, descreveu alguns grupos encontrados nesses ambientes, onde apontou a presença de cianobactérias perifíticas nesses ecossistemas naturais. Além disso, Formoso (2004), em pesquisa na Estação de Tratamento de Esgoto de Roraima (ETE-RR), verificou os impactos da ação antrópica no igarapé Grande, constatando a existência de cianobactéria planctônica. Posteriormente, Piccini-Neto et al. (2007), investigando alterações antrópicas nos igarapés de Mirandinha, Caxangá, Pricumã e Grande da cidade de Boa Vista, constataram que a ETE usa o igarapé Grande como receptor de seus efluentes tratados contaminando-o e identificaram o aparecimento de cianobactéria *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis et Komárek no referido igarapé.

Dessa forma, foi proposto investigar se as cianobactérias planctônicas encontram-se no deságue da ETE (calha), à montante do deságue no igarapé Grande e à jusante do deságue, e se há a presença de toxicidade no material algáceo coletado. Por essa perspectiva, este estudo debruça-se sobre a incidência de cianobactéria planctônica na Lagoa de Estabilização e sua influência sobre o igarapé Grande, bem como discute as alterações ocasionadas por esses organismos na qualidade da água, além de determinar a toxicidade e mudança na biodiversidade deste ecossistema aquático.

Para o desenvolvimento da pesquisa, trabalhou-se com a problemática de que o aparecimento de cianobactérias planctônicas está relacionado às condições físicas e químicas do ambiente, assim como à eutrofização artificial que leva à ocorrência de florações. Dessa forma, procedeu-se à determinação do pH; temperatura; turbidez; oxigênio dissolvido (OD); a biomassa, através da clorofila-*a* (C_{la}); concentração e excesso de nutrientes vindos de efluentes domésticos, como o fósforo total e nitrogênio amoniacal. O estudo ora proposto se

realizou mediante a seguinte hipótese: as florações de cianobactérias planctônicas na ETE e Igarapé Grande estão relacionadas à eutrofização da ETE e apresentam toxicidade.

1.1 Cianobactérias

As cianobactérias são classificados como organismos procariontes de origem extremamente remota, geralmente aquática, que realizam fotossíntese com liberação de oxigênio. São tradicionalmente conhecidas como “algas azuis,” apesar da distante relação filogenética com outros grupos de organismos, também denominados de “algas”. Elas são predominantes no fitoplâncton de águas continentais, alcançando uma ampla diversidade de formas, devido às adaptações morfológicas, bioquímicas e fisiológicas adquiridas durante sua longa história evolutiva (BITTENCURT-OLIVEIRA; MOLICA 2003).

Para Carmichael (1994) e Black (1999), as cianobactérias constituem um grupo muito antigo de organismos fotoautotróficos, com registros de fósseis que remontam há 3,5 bilhões de anos. Elas são organismos aeróbios, que requerem para seus processos vitais: água; dióxido de carbono; substâncias inorgânicas; luz e a fotossíntese, sendo esta última o principal modo de obtenção de energia para os processos metabólicos de biosíntese, influenciando no crescimento e multiplicação dos organismos aeróbicos e na produção de oxigênio molecular. Possivelmente foram as cianobactérias os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberarem o O₂ na atmosfera primitiva, transformando-as na condição atual mais rica em oxigênio molecular indo compor a atmosfera do planeta (CARMICHAEL, 1994).

Segundo a descrição de Fernandes et al. (2005), esses organismos reproduzem-se assexuadamente, através de divisões da célula. Algumas também podem atuar secundariamente na reprodução, já que elas podem formar novos indivíduos ou mesmo resistir às condições ambientais desfavoráveis, aflorando posteriormente.

As descrições e observações iniciais da morfologia desses organismos são atribuídas ao botânico Carl Von Linné, em estudo realizado em 1755. Posteriormente esses estudos foram ampliados e as características das cianobactérias definidas. Assim, sabe-se que as cianobactérias planctônicas apresentam tamanho entre 0,2 e 20 µm ou mais e possuem formas variadas, como: ovóides, cilíndricas, estreladas e de meia lua, dentre outras. A excreção de polissacarídeos por algumas espécies forma um envoltório em torno das células. O envoltório caracteriza o revestimento conhecido como bainha quando aberto ou mucilagem quando envolve completamente o tricoma ou colônia (CEBALLOS; AZEVEDO; BENDATE, 2006).

De acordo com Fernandes et al. (2005), a taxonomia do grupo está fundamentada na organização do talo, nas medidas das células vegetativas e reprodutivas, presença e espessura da bainha de mucilagem, número, localização e espaçamento dos acinetos e heterócitos, presença de vesículas de gás e grânulos de polifosfato e outros. Recentemente, os padrões de divisão celular (orientação do eixo de divisão celular) e morfologia ultraestrutural das lamelas passaram a ser utilizados por diversos taxonomistas para identificação das espécies.

Para Moss (1998), algumas cianobactérias podem apresentar aerótopos (vesículas gasosas) que permitem regular sua posição na coluna d'água. Quando vista ao microscópio, elas apresentam-se como corpos irregulares e quebrados, incolores ou com coloração marrom e/ou rosada. Essas alternâncias as diferenciam de outros fitoplânctons, pois lhes permitem a formação de espessas camadas de cianobactérias na superfície da água, ocorrendo o evento de florações de superfície.

Komárek et al. (2002) afirmam que as espécies de cianobactérias podem ser definidas como um grupo de populações que pertencem a um mesmo genótipo, com características fenotípicas plásticas e demandas ecológicas distintas. Seus processos vitais requerem somente água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz. A fácil adaptabilidade frente às mudanças das condições ambientais e a capacidade de se desenvolverem em novos nichos parece ser uma característica marcante das cianobactérias.

Em observações descritas por Ceballos; Azevedo e Bendarte (2006), as cianobactérias constituem um grupo maior e mais diversos dos organismos procarióticos incluindo cerca de 150 gêneros, com aproximadamente 2000 espécies. Sua identificação é complexa, sendo a classificação taxonômica proposta por Bicudo e Menezes (2005), Komárek e Anagnostidis (1986; 1989; 2000), Anagnostidis e Komárek (1988) e Werner (2002), sendo a classificação proposta por último a mais adotada atualmente no Brasil. Os sistemas propostos por esses autores baseavam-se em caracteres morfológicos, aspectos ecológicos, fisiológicos, bioquímicos e nas ultra-estruturais. Além disso, Sant'Anna et al. (2006) procederam à identificação e quantificação de cianobactérias em ambientes aquáticos brasileiros, os quais constatarem a presença de algumas das principais espécies registradas no país, com chave taxonômica e imagens para reconhecimento dos organismos.

Em síntese, esses organismos colonizam uma grande diversidade de habitats, incluindo espécies de águas continentais, ambientes marinhos, regiões polares, assim como solo úmido, e podem também se desenvolverem aderidas a substratos como, por exemplo, casca das árvores e em paredes de edifícios. Entretanto, são mais abundantes em águas doces, águas neutras e alcalinas (pH 6 a 9) dos ambientes continentais em que a temperatura (entre 15 a

30°C) e a alta concentração de nutrientes (como fósforo e nitrogênio) tornam-se fatores determinantes para a proliferação das cianobactérias.

1.1.1 Florações de Cianobactérias no Brasil

O termo floração tem sido utilizado para caracterizar o intenso crescimento de células de uma ou várias espécies de algas, bem como de cianobactérias que ocorrem na coluna d'água. Esse intenso crescimento causa danos diretos ao meio aquático (bióticos e abióticos) e à saúde pública, pela bioacumulação de toxinas no organismo e pela perda das qualidades estéticas do ecossistema aquático (CARMICHAEL, 1994; CHORUS; BARTRAM, 1999).

Vale ressaltar que o aumento da frequência de florações de cianobactérias ao redor do mundo e no Brasil, com espécies até então restritas a região específicas, pode estar indicando migrações aceleradas dessas espécies feita por aves ou água de lastros de navios, entre outras causas, evidenciando uma adaptação fácil das espécies introduzidas em um novo habitat (YUNES, 2002).

Diante desse contexto, Ceballos, Azevedo e Bendarte (2006) afirmam que as florações evidenciam alterações relacionadas à carga de nutrientes, ao tempo longo de retenção, a estratificação e temperatura elevada da água. Essas conclusões foram ratificadas pelos estudos de Tundisi e Tundisi (1992). Para esses autores, aproximadamente 30 a 50% dos ambientes aquáticos continentais estão eutrofizados, com maiores registros naqueles situados próximos a centros urbanos e de áreas agrícolas, onde as descargas de nitrogênio e fósforo são mais intensas. Em estudos realizados por Azevedo e Magalhães (2006), as florações surgem com espécies dominantes e, gradativamente, vai reduzindo a ocorrência das outras espécies presentes no corpo hídrico, podendo ser encontradas espécies dominantes potencialmente tóxicas. No entanto, Carmichael (2001) acrescenta ainda, que a elevada biomassa de cianobactérias contribui para perda das qualidades cênicas, impede o uso recreacional, pela formação de espumas e odores, além de produzir toxinas.

Azevedo et al. (2005) esclarecem que, dependendo do ambiente, há espécies de cianobactérias que produzem toxinas (cianotoxinas), apresentando efeitos danosos à biota aquática e à saúde humana. Com isso, elas podem apresentar-se em florações na variação temporal, com intervalos curtos de tempo e até nas diferenças sazonais e espaciais.

De acordo com Netto et al. (2003), nem todas as florações são tóxicas, uma vez que, em suas pesquisas, 82% das cepas isoladas apresentaram toxicidade, sendo 9,7% do tipo neurotóxicas, enquanto as demais foram do tipo hepatotóxicas.

Para avaliar a toxicidade desses organismos Azevedo et al. (2005) recorreram ao bioensaio para verificar a incidência de florações tóxicas em reservatórios brasileiros, registrando altos índices de toxinas nos ambientes pesquisados em comparação a dados mundiais. Demonstraram que essa realidade não é peculiar ao Brasil, pois cerca de 50% de todas as florações testadas em diferentes países mostraram-se tóxicas. Outros dados também evidenciaram que entre 50 a 75 % das florações registradas em diferentes ambientes mundiais são representadas por espécies tóxicas de cianobactérias (COOD et al., 2005). Nesse ponto, cabe enfatizar que o do Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias da Universidade Federal do Rio de Janeiro (LETC-IBCCF) foi um dos pioneiros em pesquisas sobre cianobactérias. Os resultados desses estudos iniciais apontaram a presença de cepas tóxicas em lagos naturais e artificiais, reservatórios de águas destinados ao abastecimento público e lagoas salobras, como também em rios de vários Estados do território brasileiro. Posteriormente, novas pesquisas registraram uma maior concentração de casos na região centro-sul, atribuindo-se o fenômeno ao desenvolvimento industrial. Quanto à região Norte e Nordeste, estudos dessa natureza são limitados, configurando-se uma preocupação emergente (AZEVEDO, 2005).

Ressalta-se, ainda, que a intensificação de ocorrências de florações no Brasil deve-se ao fato de que: a) a maioria dos reservatórios de água de abastecimento apresenta características favoráveis ao crescimento abundante de cianobactéria ao longo de todo ano; b) a expansão da agroindústria em algumas regiões nos últimos 20 anos; c) ausência de saneamento básico nos perímetros urbanos.

Dentre os gêneros de cianobactérias identificados no Brasil e relacionados às florações, podemos citar como destaque: as *Microcystis*; *Anabaena*, *Aphanizomenon*; *Planktothrix*; *Cylindrospermopsis* e *Nodularia*. Todos esses gêneros possuem capacidade para ampla distribuição e potencial para produzir toxinas, aspectos favorecidos pelos ambientes aquáticos (CEBALLOS; AZEVEDO; BENDARTE, 2006).

Estudos realizados e publicados em revistas e jornais de circulação no Brasil e no mundo registraram a ocorrência de florações tóxicas de cianobactérias em ambientes aquáticos do brasileiro. Nos Estados de: São Paulo (AZEVEDO et al., 1994), Paraná, (HIROOKA et al., 1999), Minas Gerais (JARDIM; FONSECA; AZEVEDO, 1999), Rio Grande do Norte (CHELLAPPA et al., 2000), Rio de Janeiro (MAGALHÃES; SOARES;

AZEVEDO, 1989) Pará (VIEIRA et al., 2001), Rio Grande do Sul, (YUNES et al., 1996; 2000; 2003) e Pernambuco (MOLICA ; AZEVEDO, 2009).

1.1.2 Cianotoxinas

Para Cybis et al. (2006), o maior risco que as florações de cianobactérias apresentam para a saúde pública advém da capacidade de vários gêneros produzirem metabólitos secundários tóxicos, conhecidos como cianotoxinas. Este processo ocorre no interior das células e o motivo de sua produção não é conhecido, embora os autores considerem que este fenômeno pode estar associado à herbivoria e à alelopatia. Para Chorus e Bartram (1999), as substâncias tóxicas produzidas pelas cianobactéria funcionam como proteção aos predadores, geralmente protozoários, microcrustáceos larvas de peixes, moluscos e outros.

As cianotoxinas são substâncias naturais (metabólitos secundários) produzidas pelas cianobactérias. A maioria delas corresponde a endotoxinas, ou seja, depois de sintetizadas no citoplasma celular, as cianobactérias ficam dentro da célula e só são liberadas na água quando ocorre a lise ou morte celular. Deve-se, considerar, também que as cianotoxinas, assim como a cilindrospermopsina, podem ser excretadas pela célula em condições fisiológicas normais (HART; FAWELL; CROLL, 1998).

Segundo Carmichael (1994), as cianobactérias planctônicas têm a capacidade de produzir cianotoxina, variando segundo a espécie e dentro dos indivíduos de uma mesma espécie, de acordo com a região geográfica, com a modalidade climática de uma região ao longo do tempo, com intensidade de luz e com inúmeros outros fatores ambientais. Dos vários gêneros de cianobactérias conhecidos, destacam-se os gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Nostoc*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, os quais contêm as espécies mais tóxicas (CHORUS; BARTRAM, 1999; CARMICHAEL, 2001).

As cianotoxinas, quanto aos seus efeitos tóxicos à saúde humana, são classificadas segundo Meriluoto e Codd (2005) como:

- a) alcalóides ou organofosforados neurotóxicos de rápida ação que causam a morte por parada respiratória, após poucos minutos de ingestão;
- b) peptídeos cíclicos ou alcalóides hepatotóxicos, com ação mais lenta e que afetam principalmente o fígado;
- c) lipopolissacarídeos (LPS) que causam irritação ao contato e que são dermatotóxicas.

Também são conhecidos como endotoxinas.

Na visão de Sant'Anna e Azevedo (2006), as florações tóxicas de cianobactérias dos gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cilindrospermopsis* e *Microcystis* são as mais comuns nas águas continentais brasileiras. Por sua ação farmacológica, as principais classes de cianotoxinas até agora caracterizadas são divididas, de acordo com seus mecanismos de ação, em três grupos:

- a) as neurotoxinas são agrupadas em três classes, segundo ação farmacológica denominada de:
 - anatoxina-a; anatoxina-a (S); e saxitoxina. São alcalóides neurotóxicos considerados como um potente bloqueador neuromuscular pós-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos. Os sinais de envenenamento por essa toxina, em animais selvagens e domésticos, incluem desequilíbrio, fasciculação muscular, respiração ofegante e convulsões. A morte desses animais deve-se à parada respiratória e ocorre em poucos minutos ou poucas horas, dependendo da dosagem e consumo prévio de alimento (CARMICHAEL, 1994).
- b) as hepatotoxinas incluem no grupo dos peptídeos que compreendem:
 - as microcistinas, as nodularinas e um alcaloide: a cilindropermopsina. São toxinas que atacam principalmente o fígado, logo, as células hepáticas (hepatócitos) são o alvo principal de sua ação (MERILUOTO; CODD, 2005).

As microcistinas são heptapeptídeos cíclicos produzidos por diversas espécies de *Microcystis*, especialmente por *M. aeruginosa* e por espécie de *Anabaena*, *Planktothrix*, *Nostoc*, *Hapalosiphon*, citada por Yoo et al. (1995). A espécie *Synechocystis* foi citada na pesquisa realizada por Gomes e Azevedo (2006). Elas podem causar intoxicação aguda e crônica e, dependendo da dose ingerida, provocam a morte do animal em horas ou mesmo em dias. Ao se fazer uma análise do quadro clínico em determinado animal, durante experimentação, observou-se prostração, ereção dos pelos, anorexia, vômitos, dor abdominal e diarreia. A causa da morte do animal ocorreu por hemorragia intra-hepática e choque hipovolêmico, com aumento da relação fígado/ peso corpóreo de 5% para cerca de 8 a 10% (AZEVEDO et al., 2005).

Falconer (1999) definiu as nodularinas como pentapeptídeos cíclicos produzidas por uma espécie de *Nodularia* cuja estrutura celular é menor e bastante semelhante à microcistina, por serem hepatotóxica. Ambas afetam as células do fígado tendo mecanismo de ação idêntica às microcistinas. Quanto à cilindropermopsina, Falconer et al., (1999) definiram como um alcalóide hepatotóxico de ação mais lenta, que requer de cinco a sete dias para atingir o efeito tóxico máximo. Essa toxina inibe a síntese protéica, causando destruição e necrose no fígado,

danos em células renais, cardíacas e pulmonares e, ainda, na mucosa gástrica dos camundongos.

- c) as dermatotoxinas, segundo os estudos realizados por Carmichael (1994), são toxinas irritantes lipopolissacarídeos (LPS), conhecidas como endotoxinas e se caracterizam pelo efeito pirogênico capazes de induzir irritações na pele e alergias. As moléculas de LPS são formadas por carboidratos (hexoses) e lipídeos e, se forem ingeridas, induzem, tanto humanos quanto animais de experimentações, uma série de efeitos que incluem neutropenia, trombocitopenia, níveis anormais de glicose e mudança metabólica como acidose e alcalose. Problemas dermatológicos e irritações nos olhos também podem ocorrer. Pessoas expostas às florações de cianobactérias, quando nadam em rios e lagos contaminados, têm relatado irritações na pele, reações alérgicas, sintomas gastrointestinais e problemas respiratórios.

No Brasil, o trabalho de Teixeira et al. (1993) descreve uma evidência de correlação entre a ocorrência de florações de cianobactérias no reservatório de Itaparica (BA) e a morte de 88 pessoas entre 200 intoxicadas pelo consumo de água do reservatório, nos meses de março e abril de 1988. Nesse episódio, algumas pessoas passaram a apresentar um quadro clínico compatível com uma grave hepatotoxicose.

Carmichael (1996) e Azevedo (2002), também confirmaram em região brasileira a presença de microcistina e cilindrospermopsina ao realizar as análises no carvão ativado do sistema de purificação de água da clínica de hemodiálise em Caruaru (PE), e em amostras de sangue e fígado dos pacientes intoxicados. Além disso, a contagem do número de células nas amostras de água do reservatório que abastecia a cidade mostrou uma dominância de gêneros de cianobactérias comumente relacionadas com a produção de cianotoxinas.

1.2 Bioensaio

O bioensaio é um método de determinação de efeito adverso de compostos pelo uso da experimentação de laboratório, com emprego de diversos organismos, obedecendo as condições padrões de ensaio. A experimentação animal se reveste de uma importância incalculável nas pesquisas científicas. Tem contribuído para o desenvolvimento da ciência e tecnologia e promovido, ao longo dos anos, a descoberta de medidas profiláticas e tratamento de enfermidades que acometem os seres humanos. Animais de várias espécies podem ser

utilizados, sendo os camundongos os mais intensamente utilizados. As descobertas decorrentes dessas experimentações permitem o uso de antibióticos no tratamento de diversas doenças, evitando assim epidemias e epizootias. Essas experimentações auxiliam, também, o aperfeiçoamento de técnicas de transplantes de órgãos e possibilitam o uso de fármacos anestésicos, antidepressivos entre outros. A escolha dos animais para uma pesquisa científica se caracteriza por se adaptarem a certa variedade de condições ambientais, com hábitos que se acomodem à finalidade do experimento (CHORILLI; MICHELIN; SALGADO, 2007).

Debruçando-nos sobre aspectos do bioensaio agudo com camundongos, percebe-se que consiste em um método de análise utilizado para fornecer respostas em menos de 24 h a partir do momento da recepção da amostra. Este teste permite ao pesquisador a identificação de toxicidade do organismo em estudo, avaliando o tempo de sobrevivência dos camundongos, os sintomas e a necropsia dos animais intoxicados (SANTOS, 2002). No caso do estudo ora apresentado, o procedimento experimental utilizado no teste toxicológico com extrato algáceos permitiu averiguar ocorrência de toxicidade com amostras de cianobactérias planctônicas dos ambientes aquáticos. A escolha desse procedimento deu-se por ser, segundo Chorus e Bartram (1999), uma técnica segura e de resultados confiável.

Antes do desenvolvimento dos experimentos, o projeto foi submetido ao Comitê de Ética em Experimentação Animal da Universidade Federal do Amazonas (CEEa-UFAM), cumprindo o calendário de reunião de 07/05/2010. A experimentação foi aprovada e recebeu o certificado sob registro nº. 006/2010 (ANEXO A).

1.3 Eutrofização do Corpo Aquático

A eutrofização das águas significa o enriquecimento dos corpos aquáticos por nutrientes, levando a uma progressiva degradação de sua qualidade, especialmente quando se refere aos lagos, represas e rios. Desse enriquecimento da água por nutrientes, decorre o metabolismo dos vegetais (ESTEVES 1998), principalmente devido ao nitrogênio (N) e ao fósforo (P) que são despejados de forma dissolvida ou particulada no ambiente aquático.

O fenômeno da eutrofização ocorre devido aumento de matéria orgânica o que repercute sobre todo metabolismo do corpo de água afetado. A trofia de um ambiente aquático pode ser aferida pela taxa de suprimento de matéria orgânica existente no ambiente ou que aporta a ele por unidade de tempo. Sendo assim, a trofia é a expressão do efeito combinado do

suprimento de matéria orgânica de um ambiente aquático, a partir de sua produção autotrófica e de fontes alóctones.

Para Esteves (1998), a eutrofização pode ser natural ou artificial. Quando natural, é um processo lento e contínuo que resulta do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais que erodem e lavam a superfície terrestre. Nesse caso, ocorre em um ambiente aquático devido ao envelhecimento natural dos lagos, enquanto que, quando artificial, a eutrofização é considerada um processo dinâmico, interferindo nas modificações qualitativas e quantitativas das comunidades aquáticas nas condições físicas e químicas do meio e no nível de produção do sistema.

Portanto, um ambiente eutrofizado é altamente produtivo (eutróficos), com alta carga de origem alóctone, favorecendo a presença de animais e vegetais que funcionam como bioindicadores. Apesar de a trofia gerar uma intensa produção autotrófica na produção de matéria orgânica, a eutrofização causa um desequilíbrio no ecossistema aquático por alterar vários fatores físicos; químicos e biológicos, contribuindo para as mudanças nas estruturas das comunidades aquáticas como, por exemplo, riquezas das espécies, equitatividade, dominância e abundância. Por outro lado, leva à exclusão de algumas espécies e a um elevado crescimento populacional de outras (XAVIER; DIAS; BRUNKOW, 2005).

Estudos feitos por Mendonça (2006) indicam que a eutrofização dos ambientes aquáticos é produzida pelas crescentes atividades antropogênicas (descargas de esgotos domésticos e industriais dos centros urbanos e a poluição difusa das regiões agricultáveis) que provocam enriquecimento artificial das águas naturais.

Vê-se, pois, que tanto a eutrofização natural como a artificial trazem consequências sobre a comunidade fitoplanctônica. Ambas atuam diretamente sobre a densidade do organismo, limitação da produção primária, e na região limnética, em consequência do aumento da densidade do fitoplanctônica. Observa-se, ainda, além da mudança na cor (de azul para amarelo-esverdeado), há uma redução significativa na transparência da água.

Com o aumento da produção biológica, eleva-se a taxa de decomposição no ambiente (morte de algas e macrófitas); aumenta-se o consumo de oxigênio dissolvido por parte dos organismos decompositores, podendo levar à anoxia; evidencia-se a morte em massa de peixes e invertebrados (redução da diversidade), além da produção e liberação de gases com odores indesejáveis, como o gás sulfídrico e metano (ESTEVES, 1998).

A adoção de técnicas de prevenção deve considerar informações sobre as variáveis físicas, químicas e biológicas do ambiente de estudo, de acordo com o tipo de corpo d'água e da bacia hidrográfica. Assim, o objetivo central de qualquer programa de prevenção é reduzir a carga de

nitrogênio e fósforo que chega ao corpo d'água. Reduzindo-se a oferta desses nutrientes, é possível que as florações alcancem mais rapidamente a capacidade de suporte do ecossistema aquático e, desta forma, ocorra uma redução nas populações de cianobactérias.

1.4 Características Físicas, Químicas e Biológicas da Água

As alterações das características químicas, físicas e biológicas da qualidade da água podem ser percebidas pela análise de seus aspectos físicos: cor, odor e sabor. No entanto, ao se fazer uma análise em laboratório, privilegiam-se os parâmetros químicos, uma vez que, segundo Macedo (2001), são os índices mais importantes para caracterização da qualidade de uma água. Ou seja, a análise do conteúdo mineral da água é feito a partir dos íons que compõem o corpo estudado. Na análise dos parâmetros químicos, o grau de contaminação de um corpo aquático permite indicar a origem dos principais poluentes, avaliando-se a concentração de poluentes tóxicos e suas possíveis fontes, bem como, permite determinar o equilíbrio bioquímico necessário para manter a vida no ecossistema aquático. Entre os parâmetros físico-químicos usados como indicadores de qualidade da água, destacam-se: o pH, OD, temperatura, nitrogênio (amônia, nitrito e nitrato), fósforo (fosfato), turbidez biogênica e biológica. Todos eles permitem a avaliação dos padrões de qualidade do corpo hídrico, relacionando-os às adaptações morfológicas, bioquímicas e fisiológicas dos organismos, adquiridas durante sua história evolutiva.

Deve-se considerar ainda a influência pelágica e a competição inter e intraespecífica, pois estas interferem no estabelecimento e na manutenção das comunidades de algas nos rios (WETZEL, 2001). Desta maneira, conhecer as características físicas, químicas e biológicas da água torna-se importante, pois são elementos a serem considerados na avaliação da qualidade do sistema influenciando diretamente a composição e distribuição do fitoplâncton.

1.5 Temperatura da Água

A temperatura da água age diretamente sobre as comunidades aquáticas. Essa variável vem sendo relacionada como um subproduto das atividades antrópicas. Bianchini (2008) afirma que a temperatura de corpos d'água apresentam variações em função de fontes naturais (energia solar) e fontes antropogênicas (despejos industriais). Diz, ainda, que a temperatura

superficial de um corpo hídrico é influenciada por alguns fatores, tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade.

Segundo Araújo et al. (2007), elevações de 5°C na temperatura da água podem ocasionar o aumento de até 50% nos efeitos tóxicos de certas substâncias, reduzindo o tempo de sobrevivência de algumas espécies de seres vivos. Em substância líquida, a temperatura indica a intensidade de energia cinética do movimento aleatório de suas moléculas, produzindo um fenômeno de transferência de calor ao ambiente. Com o aumento da temperatura, a solubilidade dos gases diminui influenciando o crescimento biológico, conforme a faixa ideal de temperatura de cada organismo. O ecossistema aquático é adaptado a pequenas variações de temperaturas, dependendo da insolação e ação antrópica (MACEDO, 2005).

1.5.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico é considerado como uma das variáveis ambientais de grande importância às comunidades vegetais, animais e o meio aquático, pois existe uma interdependência entre esses elementos. Observa-se que o pH atua sobre os organismos e o meio diretamente nos processos de permeabilidade da membrana celular, interferindo, portanto, no transporte iônico inter e extra celular. As comunidades aquáticas interferem nos valores do pH do meio através da assimilação de CO₂. Durante o processo fotossintético, organismos podem elevar o pH do meio aquático, e o processo da decomposição contribui para diminuição do pH no meio aquático (ESTEVES, 1998).

1.5.2 Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio (O₂) dissolvido na água é um dos gases mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos e de vital importância para os seres aquáticos aeróbicos. Segundo Esteves (1998), a quantidade de OD indica o grau de arejamento da água, sendo este considerado um indicativo de qualidade, tendo como fonte principal o ar atmosférico e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas de oxigênio ocorrem através do consumo e são ocasionadas pela decomposição da matéria orgânica (oxidação). A solubilidade do oxigênio no corpo aquático ocorre como todos os gases, dependendo de dois fatores principais: a temperatura e a pressão atmosférica, pois com a elevação da temperatura e diminuição da pressão ocorre a sua redução e solubilização. No entanto, a difusão do

oxigênio dentro de um corpo aquático dá-se principalmente pelo seu transporte em massa d'água, uma vez que sua difusão molecular é insignificante.

Os estudos de Esteves (1998) e Macedo (2005) reforçam que, para se avaliar o padrão de qualidade de um corpo hídrico, deve-se utilizar o parâmetro de OD, pois este é um dos critérios mais importantes na determinação das condições sanitárias das águas superficiais. Avaliar o efeito de despejos oxidáveis (de origem orgânica) no recurso hídrico é um parâmetro que serve como indicador nas condições de vida aquática e nível do processo de autodepuração.

1.5.3 Turbidez

Para Esteves (1998), a determinação da turbidez é adotada para as atividades de controle de poluição da água. É uma medida da capacidade de dispersão da radiação solar no corpo aquático, serve para verificação do grau de potabilidade na água para consumo humano. Além disso, reforça a importância de se determinar a turbidez salientando que a presença das substâncias suspensas e dissolvidas pode afetar a vida aquática e as características de um manancial, além de dificultar a penetração de luz solar, elemento essencial para a fotossíntese.

De acordo com Macedo (2005), a turbidez representa o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessar uma amostra de água devido à presença de matéria em suspensão. Além disso, atribui à turbidez o caráter de matéria em suspensão (partículas inorgânicas). Já os detritos orgânicos, algas, bactérias e plânctons, segundo o autor, contribuem para elevar o grau de turbidez de um corpo aquático, influenciando nas comunidades biológicas (turbidez biogênica). Dessa feita, a análise do parâmetro de turbidez baseia-se na comparação da intensidade da luz espalhada por uma suspensão considerada padrão, ou seja, quanto maior a intensidade da luz espalhada, maior será a turbidez da amostra analisada.

1.5.4 Nitrogênio Amoniacal

O nitrogênio (N) é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Essa importância deve-se ao fato do N, por fazer parte da constituição de proteínas e enzimas desses compostos dependem as reações químicas celulares.

Na visão de Macedo (2005), a análise do nitrogênio amoniacal, tem o objetivo de determinar a quantidade de nitrogênio sob a forma de hidróxido de amônia e sais amoniacais, provenientes de despejos recentes de origem animal e vegetal. O nitrogênio é considerado como componente básico da biomassa, visto que, quando presente em baixa concentração, pode atuar como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos. Em lagos eutróficos, a amonificação ou formação da amônia se realiza a partir da decomposição de matéria orgânica por organismos aeróbicos e anaeróbicos. É também a fonte principal de amônia para os lagos, sendo complementada com a excreção biológica dos animais (ESTEVES, 1998).

Para Fernandes (1997), o nitrogênio é um elemento de grande importância no desenvolvimento do fitoplâncton e zooplâncton, exercendo influência no processo de eutrofização. A presença de nitrogênio na forma de NH_3 e NH_4^+ caracteriza a poluição recente por esgotos domésticos; a presença do nitrato (NO_3) em um corpo aquático caracteriza uma poluição remota, em função de o nitrogênio se encontrar em seu último estágio de oxidação. A forma de amônia livre é tóxica aos peixes e, na conversão de amônia para nitrito e deste para nitrato, o oxigênio dissolvido é consumido. O resultado são alterações nas condições de vida no corpo aquático.

1.5.5 Fósforo Total

O fósforo é um elemento de destacada relevância para a produtividade da água. É um elemento indispensável ao crescimento das algas e faz parte da composição de importantes compostos celulares ligados ao armazenamento de energia da célula. Sua concentração dentro dos organismos vivos é bem maior do que fora deles, por isso, é considerado um dos fatores limitantes do processo de eutrofização de um corpo aquático. Sua concentração em excesso pode levar a uma alta produtividade de fitoplâncton na água, caracterizada pelo crescimento exagerado de organismos aquáticos autotróficos (FERNANDES, 1997). É um elemento essencial para a vida dos organismos, sendo considerado um nutriente limitante da produtividade primária em sistemas de água doce. Ademais, o fósforo exerce também papel de importância nos sistemas biológicos, haja vista que sua participação contribui para auxiliar o metabolismo dos seres vivos, através dos ácidos nucleicos e dos fosfolípidios (ESTEVES, 1998; RICKLEFS, 2003).

Segundo Macedo (2005), a vida aquática necessita grandemente do fósforo. Este se constitui o elemento principal para o controle dos vegetais (eutrofização). A micro vida responsável pelo tratamento biológico dos esgotos necessita da presença de fósforo como nutriente e geralmente ele ocorre nos despejos em concentrações superiores a $0,2 \text{ mg L}^{-1}$.

Estudos realizados por Jordão et al. (2005) revelam que as concentrações elevadas de fosfato em rios indicam a contaminação por efluentes de descargas domésticas e industriais, podendo conter, entre outras substâncias, detergentes com ortofosfato na sua composição química.

Para Mota (1995), o enriquecimento das águas com nutrientes como fósforo e nitrogênio, processo conhecido como eutrofização, pode causar a proliferação excessiva da flora aquática, constituída por algas e plantas aquáticas. Esta proliferação excessiva pode resultar na alteração da cor, sabor e odor nas águas, toxidez, elevação da turbidez, resistência à penetração da luz solar e, conseqüentemente, desenvolvimento de vegetais nas camadas inferiores e na produção de grandes massas de matéria orgânica que se decompõem e contribuindo na demanda de oxigênio.

Desse modo, dos nutrientes carreados pela erosão e a lixiviação, o fósforo possui maior importância no crescimento e na ocorrência de floração de cianobactérias. Ao ser absorvido pelos sedimentos, é levado para os corpos d'água, passando para a forma solúvel e prontamente utilizado pelas algas. O principal fator que controla o movimento natural do fósforo para os corpos d'água é o transporte de partículas vias escoamento superficial e erosão somado aos efeitos resultantes da ação antrópica (SHARPLEY, 1993).

1.5.6 Clorofila-a

A clorofila-a (Cla) é um dos principais responsáveis pela fotossíntese, o conhecimento de sua concentração pode dar indicação da biomassa do fitoplâncton. No entanto, a análise do parâmetro (Cla) faz-se necessária para avaliar a variável biológica, auxiliando na identificação da qualidade da água de mananciais, em rios, lagos e reservatórios. Cruz, Paterniani e Carvalho (2003) advertem que as concentrações elevadas de Cla indicam uma resposta biológica da eutrofização e sua contribuição para a produção biológica no corpo aquático.

Na visão de Tomaz (2006), a concentração de pigmento fotossintetizante é extensivamente utilizada para estimar a biomassa de fitoplâncton. Este parâmetro é utilizado

como indicador da biomassa de algas e, apesar do conteúdo de clorofila por célula variar grandemente, conforme o estado fisiológico e a espécie, sua correlação com a densidade celular é bem próxima. Assim, o estudo do fitoplâncton e da biomassa (clorofila-*a*), associado aos parâmetros físicos e químicos, pode detectar possíveis alterações na qualidade das águas e avaliar modificações no habitat ou no comportamento dos organismos aquáticos.

1.6 Estudos Estatísticos

As variáveis bióticas e abióticas utilizadas para análise da variância ANOVA, E multivariada MANOVA foram: OD = oxigênio dissolvido; T = temperatura da água; pH = potencial hidrogeniônico; NH₃ = amônia; Turb = turbidez; P - total = fósforo total e Cla = clorofila-*a*. Deste modo, a matriz de dados apresenta a dimensão 8 x10.

Os resultados médios obtidos foram submetidos a um estudo quimiométricos, utilizando diversos métodos de análises, Análise da variância (ANOVA), Multivariada da Variância (MANOVA), Análise por Componentes Principais (PCA) e Regressão Parcial. Esses componentes guardam entre si a necessidade de implementação computacional dos fundamentos teóricos que subjazem em suas abordagens. A complexidade matemática, própria dos métodos multivariados, sugere uma descrição desmatematizada de seus conteúdos, remetendo ao uso do software estatístico.

2 Área de Estudo

2.1 Estado de Roraima

O Estado de Roraima, localizado no Norte do Brasil, é banhado em quase toda a sua superfície pela bacia hidrográfica do rio Branco. Esta possui 204.640 Km², com aproximadamente 5% cobrindo a área territorial da República Cooperativista da Guiana. A parte que cobre o Estado de Roraima tem como principal corpo d'água o rio Branco, com 581 Km de extensão, sendo formado pela confluência dos rios Tacutu e Uraricuera e percorre o Estado na direção nordeste-sudeste (SANT'ANA, 2003) e desaguando no rio Negro, em território amazonense.

O clima do Estado é tropical úmido, tipo "A", de acordo com o Sistema Internacional de Classificação de Köppen. A região ao norte da cidade de Boa Vista possui clima do subtipo

“AWI”, isto é, tropical chuvoso; nas regiões de savana (região de campos gerais e uma mata de galeria que acompanha os cursos dos rios e dos igarapés), o clima é quente e úmido, com a estação chuvosa no verão. Bem ao norte do estado, região de serras, o clima é do subtipo “AMI”, ou seja, tropical chuvoso, com predomínio de chuvas de monção. Do centro ao sul do estado, região coberta por florestas - “região de matas” - o clima é do subtipo “AFI”, isto é, tropical chuvoso (GOMES, 1997).

A capital é Boa Vista localizada à margem direita do rio Branco, a uma altitude de 90 m acima do nível do mar e possui uma área aproximada de 5.687,064 Km². A temperatura média anual é de 27° C, com variação média de 26 a 29° C. A umidade relativa do ar média anual é de 73,8%, com precipitação média de 1.634 mm ao ano. O regime de sazonalidade de precipitação define duas estações bem definidas: uma seca com pico em dezembro e março e outra entre maio e julho (BARBOSA, 1997).

A vegetação característica é savana aberta com dominância de gramíneas e árvores isoladas.

A figura 1 apresenta a localização do Município de Boa Vista, o Estado de Roraima e o mapa do Brasil.

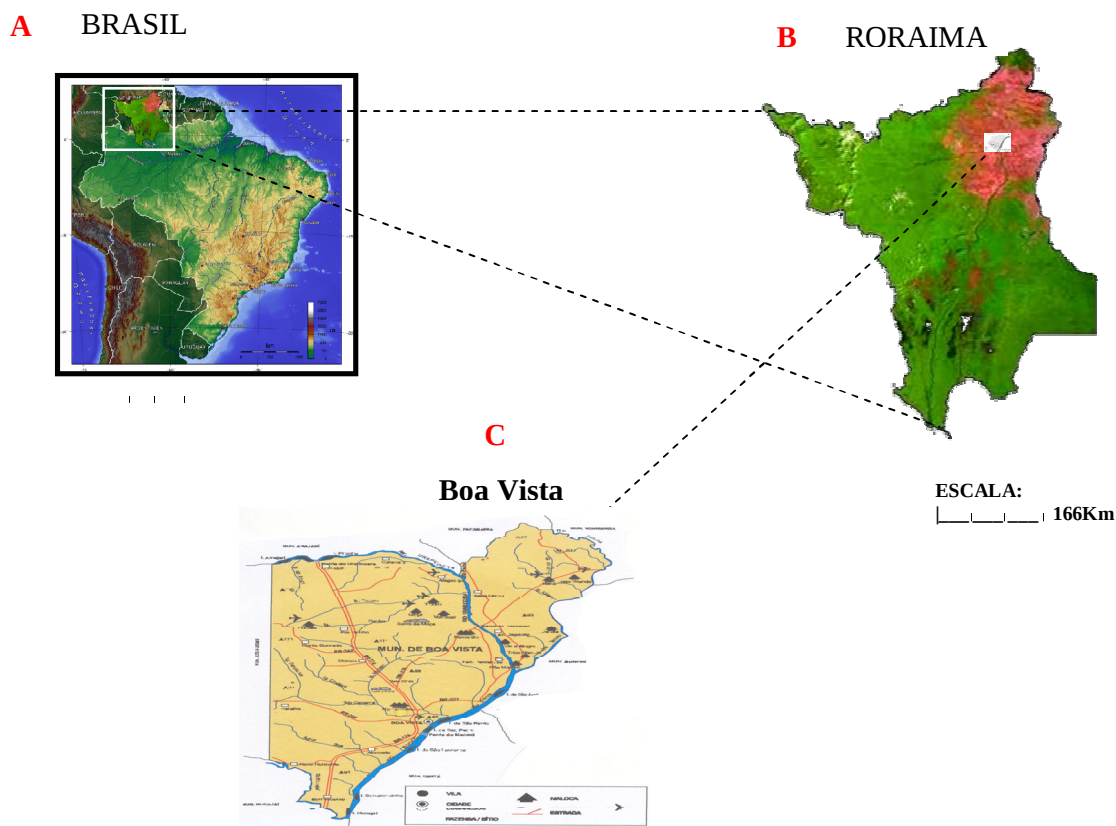


Figura 1 – Caracterização: - Brasil A; Estado de Roraima B; município de Boa Vista C.
Fonte: A B e C – Embrapa/Brasil Visto do Espaço.

2.2 Igarapé Grande

A bacia do igarapé Grande possui uma área estimada em aproximadamente 31,70 Km², incluindo a sub-bacia do igarapé Paca (SILVA, 2010). O relevo da bacia é relativamente plano, considerando-se a declividade média do canal de 0,0006 m (GOMES, 1997).

O canal que forma esse igarapé é relativamente estreito, com largura em geral variando de 2 a 4 m, durante o período de baixas vazões, e de 3 a 13 m, durante as maiores vazões. A profundidade máxima chega a 1,68 m. A velocidade média da corrente, nas seções transversais de medida de vazão, varia de 0,20 a 1,33 m s⁻¹.

A vegetação da área de estudo é caracterizada pela presença de árvores retorcidas, de casca rachada, principalmente caimbé (*Curatela americana* L.) e muricí (*Byrsonima verbacifolia* (L.) Rish. Ex. Juss). Às margens do igarapé, bem como nos lagos e lagoas existentes no entorno, verifica-se também a presença de palmeiras de buriti (*Mauritia flexuosa* L.) e macrófita aquática aninga (*Montrichardia arborescens* Schott), vegetação original da beira de rios. Ocorre vegetação aquática macrófitas disposta em todo o curso d'água. Evidenciam-se ainda plantas frutíferas cultivadas pelos moradores do entorno, caracterizando a interferência na manutenção da mata ciliar (MENESES; COSTA; COSTA, 2007).

O igarapé Grande está localizado na área urbana da cidade, desde a sua nascente até a sua foz no Rio Branco, e, por isso, recebe influência resultante da descarga final da ETE da cidade de Boa Vista. Esse corpo aquático vem apresentando alterações causadas pela ação antrópica, tanto na vegetação ciliar quanto no lançamento de lixo e esgoto doméstico clandestino, ambos oriundos da ação dos moradores dos bairros adjacentes conforme figura 2.

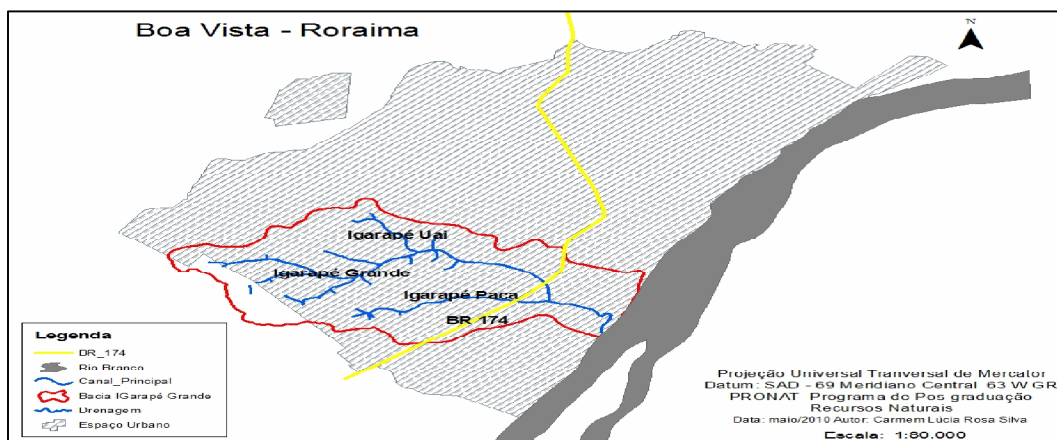


Figura 2 - Bacia do Igarapé Grande. Fonte: SILVA (2010)

2.3 Sistema de Esgotamento Sanitário de Boa Vista

A Companhia de Águas e Esgotos de Roraima (CAER) é a empresa responsável pelo abastecimento de água nesse Estado e gerenciamento do Sistema de Tratamento de Esgotamento Sanitário, beneficiando cerca de 30% da população de Boa Vista.

A rede coletora de esgoto de Boa Vista foi implantada na década de 1970. É constituída de 207 km de rede coletora e cinco lagoas de estabilização (uma anaeróbia, uma facultativa e três de maturação). Concentra uma área útil de 45 ha e volume de 783.859 m³/ano. Sua capacidade de tratamento da vazão é de 350 m s⁻¹, possibilitando a depuração dos esgotos, por processos naturais com a ação de bactérias e algas, e dos efluentes lançados no igarapé Grande (CAER, 2008).

A capacidade de funcionamento de um sistema de lagoas de estabilização abrange especificamente a redução da matéria orgânica gerada, sendo a concentração inicial estabelecida em 330 mg L⁻¹, e, ao final do despejo do efluente, equivale a 18 mg L⁻¹. Em Roraima, a escolha de implantação desse sistema deu-se em virtude da baixa produção e custo (CAER, 1992).

O Sistema Coletor de Esgoto de Boa Vista tem como objetivo principal proporcionar à população da cidade melhoria na sua condição básica de saúde e seu bem estar social. Dessa forma, promove o controle das doenças de vinculação hídrica, reduzindo a mortalidade infantil (CAER, 2008). Esse sistema é composto de rede coletora e lagoa de estabilização conforme croqui na figura 3.

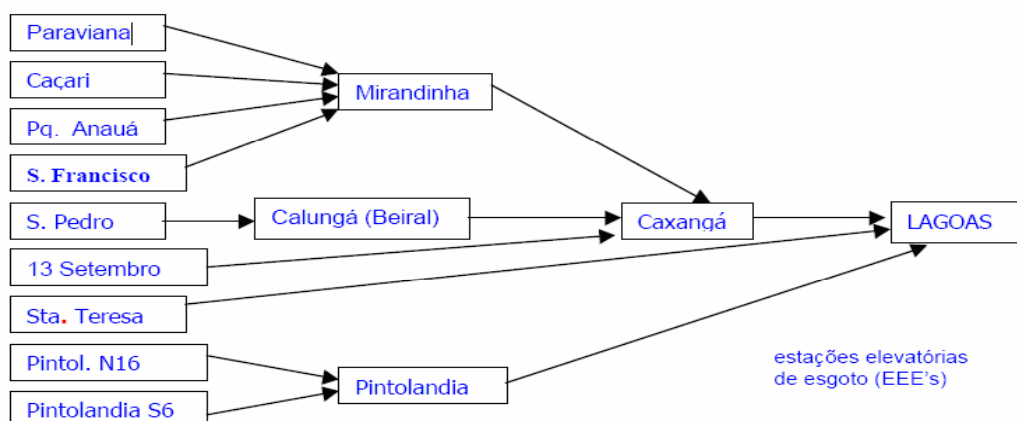


Figura 3 - Croqui das Estações Elevatórias de Esgoto da cidade de Boa Vista – RR. Fonte: IBAM (2005).

A rede coletora é responsável pela coleta do esgoto doméstico das casas que convergem para as estações elevatórias intermediárias e destas para a estação elevatória final. Em Boa Vista, a extensão de rede coletora possui 220 km, com 13.107 ligações domiciliares e volume de esgotos coletados e tratados de 4.177,601 m³/ano (CAER, 2008). São 49.946 habitantes atendidos pelo serviço de coleta de esgoto. A rede coletora de Boa Vista é composta por 13 Estações Elevatórias de Esgotos (EEEs). O objetivo desse sistema é recalcar o esgoto sanitário doméstico, proveniente da rede coletora, para a ETE. Essas EEEs são compostas por três dispositivos principais: grade, caixa de areia, e poço de sucção. Delas o esgoto é bombeado para as redes de recalque até as elevatórias e, posteriormente, às lagoas de estabilização.

O sistema é composto por um complexo de cinco lagoas com a finalidade de tratar os efluentes domésticos e industriais da cidade (IBAM, 2005).

Uma lagoa de estabilização pode ser definida como um corpo de água lântico, construído pelo homem e destinado a armazenar resíduos líquidos de natureza orgânica. Para Uehara e Vidal (1989), o esgoto sanitário bruto e despejos industriais orgânicos são sedimentados e oxidáveis. Seu tratamento é realizado através de processos naturais, físicos, químicos, biológicos e bioquímicos. Processos esses denominados de autodepuração ou estabilização e, sob condições parcialmente controladas, são responsáveis pela transformação de compostos orgânicos putrecíveis em compostos naturais ou orgânicos mais estáveis.

Os efluentes domésticos e industriais da cidade de Boa Vista são executados na ETE com auxílio de uma bateria de cinco lagoas, sendo uma anaeróbia, uma facultativa e três de maturação.

A Lagoa Anaeróbia tem a profundidade de 4 m. É o local onde ocorre o processo de fermentação aeróbia em uma camada abaixo da superfície. Essa lagoa tem o objetivo de minimizar ao máximo a presença de oxigênio para que a estabilização da matéria orgânica ocorra estritamente em condições anérobias (CAER, 2008).

A Lagoa Facultativa tem a profundidade de 2,1 m. É o ambiente onde ocorrem dois processos distintos: os aeróbios e os anaeróbios. Na região superficial dos efluentes da lagoa, o processo fotossintético é realizado pelas algas. Assim decorre a liberação de oxigênio no meio, favorecendo o processo aeróbio e, no fundo, quando a matéria orgânica tende a sedimentar, ocorrem os processos anaeróbicos.

As Lagoas de Maturação têm a profundidade de 1,5 m. Sua função principal é a remoção dos microorganismos patogênicos, devido à boa penetração de radiação solar, elevado pH e alta concentração de oxigênio dissolvido.

A figura 4 apresenta a disposição das lagoas na ETE Boa Vista.



Figura 4 - Vista aérea da Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário - ETE - Boa Vista - RR.
Fonte: CAER (2008).

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Avaliar a influência do deságue do efluente da ETE – RR sobre o igarapé Grande em três pontos de coleta (à montante, à jusante e no deságue do efluente), por meio de parâmetros físico-químicos e biológicos pré-determinados, identificando a presença de cianobactérias planctônicas e sua toxicidade.

3.2 Objetivos Específicos

- Determinar as variáveis físico-químicos: pH, temperatura, turbidez, OD, nitrogênio amoniacal e fósforo total em amostras de água do igarapé Grande, nos períodos seco e chuvoso;
- Determinar o teor de clorofila-*a* do fitoplâncton por meio da estimativa da biomassa;
- Identificar as cianobactérias existentes nas estações de coletas situada no igarapé Grande e Estação de Tratamento de Esgoto, por meio do levantamento qualitativo;
- Avaliar a toxicidade do material algáceo por meio de bioensaio em camundongos em amostras coletadas no igarapé Grande e ETE.
- Realizar por meio de estudos estatísticos a correlação entre as variáveis físicas químicas, biológicas e a toxicidade

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização da Área

A área escolhida para realizar o projeto foi georeferenciada através do Sistema de Posicionamento Global, com auxílio do equipamento modelo GARMIM ETREX, 12 Channel.

A localização das coordenadas geográficas para situar as três estações são:

- a) Estação 01 está localizada a 50 m do Sistema de Lagoas de Estabilização. Possui altitude de 81 m, com as seguintes coordenadas: N 2° 47' 26,8" e W 060° 42' 41,6". Essas coordenadas indicam a montante do deságue (E1).
- b) Estação 02 localizada a 88 m de altitude, com as coordenadas N 2° 47'19.9" e W 060° 42' 39,9". Essa estação é o local do deságue/calha (E2) onde ocorre o final do tratamento dos efluentes gerados a partir do Sistema de Lagoas de Estabilização.
- c) Estação 03 localizada a 78 m de altitude , com as seguintes coordenadas: N 2° 47'25,4" e W 060 °42'35,7". Esta estação é a jusante do deságue (E3), recebendo, por isso, a influência do lançamento dos efluentes tratados a partir do sistema de lagoas.

A Estação E1 (montante do deságue) não recebe os efluentes da Lagoa de Estabilização e, por isso, foi escolhido como controle. O local é impactado, com ocorrência de mata ciliar em alguns trechos e com grande quantidade de sedimentos nas margens, apresenta águas com coloração amarronzada e turva. Cabe destacar que, apesar disso, a população utiliza esse corpo hídrico para tomar banho, escovar os dentes, preparo de alimentos, lazer e pesca.

A escolha da Estação E2 (deságue/calha) deu-se por sua localização - final do tratamento dos efluentes realizado pela ETE-RR. Esta estação se localiza na calha da quinta lagoa de tratamento – a lagoa de maturação

Quanto à Estação E3 (jusante do deságue), é o corpo receptor dos efluentes tratados da ETE. Sua escolha foi determinada pelas condições do ambiente. Nesse local a água apresenta coloração verde, odor desagradável e morte extensiva de peixes em determinados períodos do ano. Mesmo com tais condições, observa-se a presença de pescadores e banhistas no local (APÊNDICE B).

A localização das estações de coleta encontra-se indicada na figura 5.

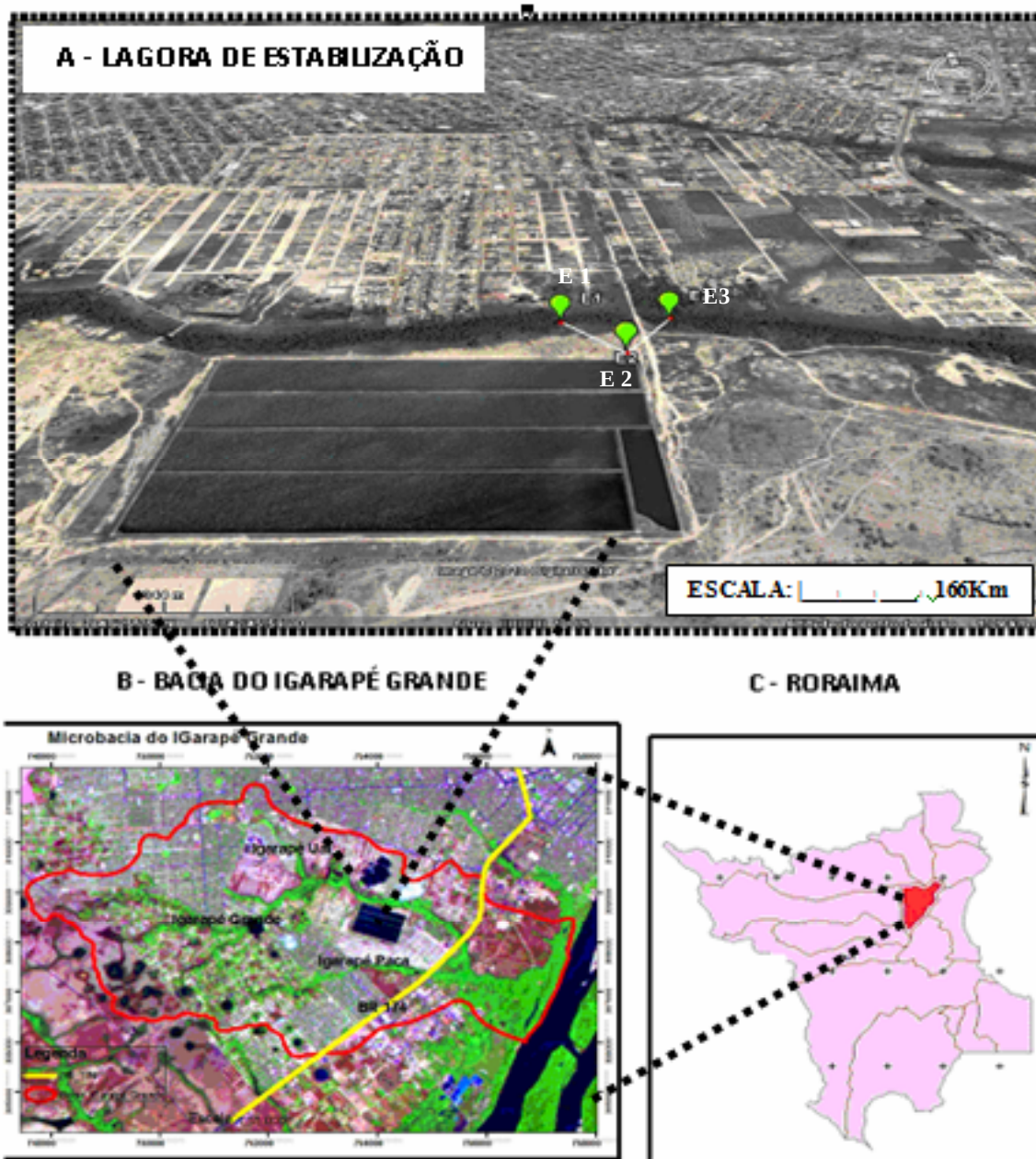


Figura 5 - Visão espacial da área de estudo. Estação E1 montante do deságue, Estação E2 deságue/calha, Estação E3 jusante do deságue da ETE-RR (A); Bacia do igarapé Grande(B); Mapa Político de Roraima(C). Fonte: SILVA (2010).

A figura 6 permite visualizar as três estações de coleta.

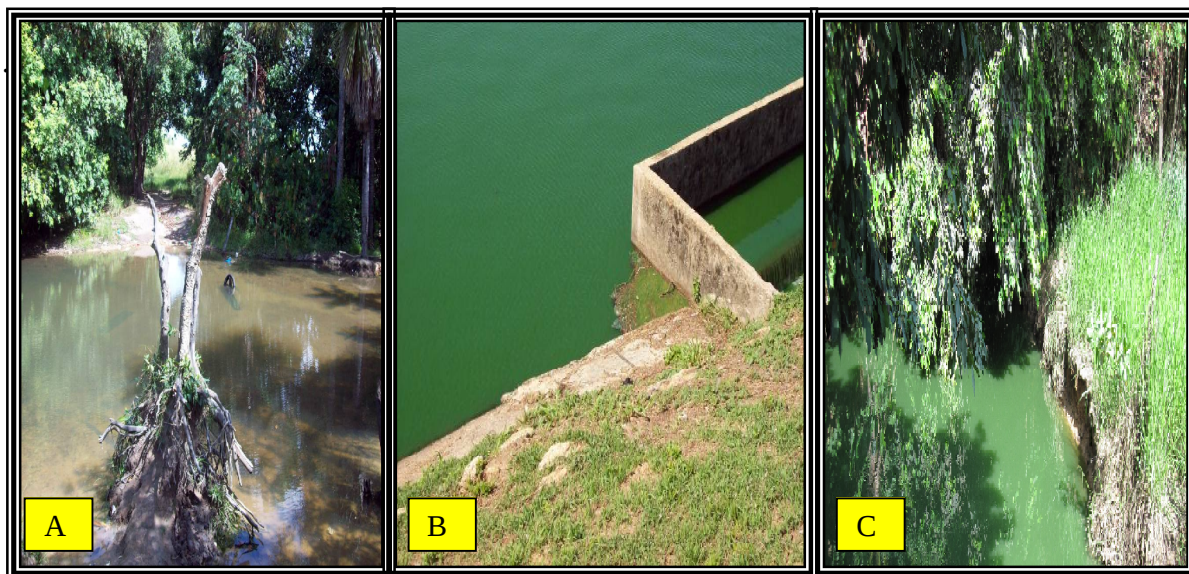


Figura 6 - Aspectos gerais das estações de amostragens onde (E1) onde (A); Montante do deságue no igarapé Grande; estação (E2) onde (B); Deságue/calha de ETE-RR e estação (E3) e (C); Jusante do deságue no igarapé Grande do município de Boa Vista.

4.2 Dados Climatológicos

Os dados climatológicos da cidade foram fornecidos pelo Departamento de Controle do Espaço Aéreo – Divisão de Meteorologia Aeronáutica (DTCEA- BV), do banco de dados da Base Aérea de Boa Vista e são referentes ao período de julho de 2009 a julho de 2010. Esses valores são relativos à média da temperatura do ar em graus célsius ($^{\circ}\text{C}$), precipitação pluviométrica (mm), umidade relativa (%), direção e velocidade do vento (m seg^{-1}) exposto no apêndice A.

4.3 Trabalhos de Campo

4.3.1 Amostragem

No decorrer do processo experimental, foram realizadas três coletas, denominadas como: estações E1 (montante do deságue), E2 (deságue/ calha) e E3 (jusante do deságue), no período seco, em 28/12/2009, 28/01/2010 e 28/02/2010, e três no período de chuvas, em 28/05/2010, 28/06/2010 e 28/07/2010, sempre às 8 h.

O método de coleta no campo seguiu as determinações de APHA (1998), seção 2550 B. Os procedimentos para preservação das amostras coletadas nas estações E1 e E3 no Igarapé Grande e E2 na ETE seguiram as recomendações descritas do *Standart Methods for Examination of Water and Wasterwater* (APHA, 1998). Esses procedimentos constituem-se em utilizar equipamento de segurança como: enluvar as mãos, aferir os aparelhos, preparar solução de fixação, desinfecção dos frascos coletores e acondicionamento.

Para coleta da amostragem “*in situ*” os equipamentos e as vidrarias foram previamente aferidos e descontaminados. Foi utilizado um recipiente (balde) com capacidade de volume de 10 L, um funil e quatro frascos de polipropileno tipo âmbar, com capacidade de volume de 2 L.

A caracterização da variabilidade natural dos codeterminantes ambientais dos tipos climático, físicos, químicos e biológicos da água, teve como base o ciclo sazonal da região.

4.3.1.1 Variáveis físicas e químicas

A coleta de água bruta para análise dos parâmetros físicos, químicos e biológicos seguiu as determinações de APHA (1998). O procedimento foi realizado manualmente, mergulhando-se o recipiente (balde) de capacidade de volume de 10 L numa faixa de 20 cm abaixo da superfície, em sentido contrário ao da correnteza da água.

Após a coleta da água bruta superficial, os frascos foram vedados, etiquetados, armazenados com gelo em caixa de isopor e identificados com o nome da estação de coleta correspondente, além da data, e horário. Além disso, registraram-se as anotações em fichas, a fim de controlar e garantir as informações.

As amostras coletadas foram destinadas especificamente para determinação da *cl_a*, análises dos parâmetros do fósforo total, nitrogênio amoniacal e turbidez. Após a coleta, o material foi transportado até o laboratório de química da UFRR, para o processo das respectivas análises.

As medições das variáveis, potencial hidrogeniônico (pH), temperatura e oxigênio dissolvido (OD) foram realizadas no local de coleta.

4.3.1.1.1 Temperatura da Água

A temperatura da água foi medida em graus centígrados (°C), por meio da leitura direta com termômetro de mercúrio, marcação em décimos de grau.

4.3.1.1.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

A determinação do pH nas estações de coletas foi realizada com o instrumento pHmetro Handlab 1-Shott, ajustado a um eletrodo de vidro combinado. O instrumento foi previamente calibrado com soluções padrões de pH 4,00 e 7,00, para que as determinações ficassem dentro da faixa de resposta confiável. As medições foram realizadas diretamente na superfície da água.

4.3.1.1.3 Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido (OD), durante o tempo de coleta, foi determinado por meio do instrumento Oxímetro modelo Handylab 1 – Schott, utilizando o método eletrométrico. Esse instrumento foi previamente calibrado com uma solução padrão. As medições foram realizadas diretamente no corpo d'água, aproximadamente 20 cm abaixo da lâmina d'água.

4.3.1.2 Variáveis Biológicas

A coleta do material algáceo nas estações E1(montante do deságue), E2 (daságue/calha) e E3 (jusante do deságue) foi destinada às análises de identificação e contagem das cianobactérias. Esse procedimento seguiu as determinações das Normas Técnicas do CETESB (2005), método L5 303 e Lawton et al. (1999).

Nas três estações amostrais, no período seco e chuvoso, foram realizadas seis coletas do material algáceo, com auxílio de um funil e um recipiente com capacidade de volume de 10 L, em uma profundidade de 20 cm abaixo da superfície, no sentido vertical. Uma parte desse material coletado foi transferido para os frascos de vidro de 100 mL, preservados com solução de Transeau: (formol: etanol: água) segundo a concentração 1:3:6 (BICUDO; BICUDO, 1970). Em seguida, os frascos foram etiquetados e levados ao laboratório para a quantificação.

4.3.1.2.1 Concentração das Cianobactérias

A coleta do material algáceo para concentração das cianobactérias seguiu as determinações das Normas Técnica do CETESB (2005), método L5 303 e Lawton et al., (1999).

Para realizar esse procedimento, foi necessário obter uma concentração na fração particulada (material em suspensão), procedendo de duas formas. Inicialmente, procedeu-se à remoção da nata superficial (florações) exposta na lâmina d'água e retirada por meio de arrasto, sempre no sentido horizontal, com um balde 10 L. No segundo momento, imergiu-se o balde a uma profundidade de 20 cm abaixo da superfície, no sentido vertical, transpassando a rede de plâncton com abertura de malha de 60 µm. Essa ação foi executada 20 vezes, totalizando 200 L de água. Dessa forma, obteve-se um concentrado - volume de 2 L - de material algáceo para cada estação amostral. Em seguida, o material coletado foi devidamente identificado e transportado em garrafas de polietileno ao laboratório da UFRR. Para proceder à separação da fração particulada, depositou-se o material algáceo concentrado em dois funis de separação, com materiais das estações E2 e E3.

4.4 Trabalho de Laboratório

Os instrumentos utilizados no campo foram calibrados pelo Laboratório de Águas da UFRR, seguindo recomendações dos fabricantes. As vidrarias utilizadas nas análises foram previamente limpas, aferidas e descontaminadas com solução de ácido nítrico a 10% v/v, permanecendo em estufa por 24 h a 150°C. As variáveis físicas e químicas foram determinadas em triplicata, a fim de que os resultados pudessem ser descritos através de uma média com desvio padrão, e avaliada a precisão dos mesmos.

4.4.1 Análises das Variáveis Abióticas

Os métodos utilizados para os procedimentos de análises seguiram a metodologia descrita no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). No preparo dos padrões e tratamento das amostras, foram utilizados reagentes de pureza analítica e água deionizada

4.4.2 Turbidez

A determinação da turbidez nas estações de coletas foi feita no laboratório com auxílio do turbidímetro modelo AT-2K alfaKit ATZK, indicando as medidas expressas em unidades nefelométricas de turbidez (UNT).

4.4.3 Nitrogênio Amoniacal

O teor de nitrogênio amoniacal, durante o processo de coleta, foi determinado por espectrofotômetro UV/visível, modelo DR/4000U Hach-Hexis. As leituras foram feitas na faixa de 640 nm, seguindo a metodologia descrita no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* 4500-NH₃ F, conforme o método fenato.

Para a curva de calibração foi preparado uma solução Stok (1000 mg/L) – dissolver 0,3819 g de NH₄Cl (seco a 110 °C) em água e diluir para 1000 mL.

Solução intermediária (100 mg/L) – Transferir 10 mL de solução stok para um balão de 100 mL e completar o menisco com água deionizada, conforme tabela 1 para o preparo da curva de calibração

Tabela 1- Concentrações da Amônia para curva de calibração

Concentração NH ₃ mg/L	Volume (mL) da solução padrão a ser diluído em um balão volumétrico de 25 mL
0,0	0,00
0,5	125 µL
1,0	250 µL
2,0	500 µL
3,0	750µL
4,0	1000µL = 1 mL
5,0	1250µL = 1,25 mL
6,0	1500µL = 1,5 mL
8,0	2000µL = 2 mL
10,0	2500µL = 2,5 mL
20,0	5000µL = 5 mL

No momento da análise foi realizado o preparo da solução oxidante composta de uma mistura 100 mL da solução de citrato alcalina com 25 mL de hipoclorito de sódio. Foi adicionada o 100 mL de oxidante, para cada 25-mL de amostra em um Erlenmeyer de 50-mL, e uma boa homogeneização após cada adição. Em seguida adiciona-se 1 mL de solução fenol, 1 mL de solução de nitroprussiato de sódio, e 2,5 mL de solução oxidante nas amostras.

Os Erlenmeyer com as amostras foram envolvidos plásticos enrole filme. Espera-se uma hora até a cor (azul) desenvolver. Espera-se a cor se estabiliza num período de 24 h. após esses procedimento deposita-se cada amostra em uma cubeta para se fazer as medidas de absorbância na faixa de 640 nm. Esse procedimento é realizado em uma sala cuja temperatura (22 a 27 ° C), não exposta à luz.

Prepare um branco e, pelo menos, dois outros padrões por diluição de estoque amônia em solução da amostra intervalo de concentração.

4.4.4 Fósforo Total

Na determinação do fósforo total, utilizou-se o método ácido ascórbico, seguindo as determinações de APHA (1998), Seção 4500, Fósforo E. As leituras dos comprimentos de ondas foram realizadas com o instrumento espectrofotômetro UV/visível modelo DR/4000U Hach-Hexis, na faixa de 880 nm.

O método do Ácido Ascórbico (S.M 4500 – P E) realizado com modificações.

Para a curva de calibração foi preparado uma solução Stok (50 µg mL ou 50 mg L de P-PO_4^{-3} L) – dissolver 0,2195 g de KH_2PO_4 (Anidro) em água e diluir para 1000 mL.

Em seguida adicionam-se os reagentes combinados ao erlenmayer com as amostras. Misturou-se os reagentes nas proporções seguintes para 200 mL do reagente combinado: 100 mL H_2SO_4 5N, 10 mL da solução de potássio antimônio tartarato, 30 mL solução molibidato de amônio e 60 mL de solução de ácido ascórbico. Procede-se a mistura-se depois de adição de cada reagente. Deixe todos os reagentes alcançarem a temperatura ambiente antes de eles estivessem misturados e misturam na ordem dada. Se formar turvação no reagente combinado, tremor e deixa-se exposto durante alguns minutos até que turvação desaparecer antes de proceder à leitura da curva de calibração conforme tabela 2.

Tabela 2 - Concentração do fósforo para curva de calibração

Concentração P-PO_4^{-3} (mg/L)	Volume (mL) da solução padrão a ser diluído em um balão volumétrico de 50 mL
0,0	0,00
0,05 mg/L	100 µL = 0,1 mL
0,1 mg/L	200 µL = 0,2 mL
0,4 mg/L	800 µL = 0,8 mL
0,8 mg/L	1,6 mL
1,6 mg/L	3,2 mL
3,2 mg/L	6,4 mL

Com auxílio de uma pipeta de 50 mL de amostra e transferir para o frasco de digestão; em seguida pipetar 1 mL de H_2SO_4 concentrado e 5 mL de HNO_3 , levar a chapa aquecedora por 1 hora a temperatura de 105°C (clarificado) ou até liberar fumos brancos do H_2SO_4 . Esfriar a temperatura ambiente e adicionar 3 gotas de fenolftaleína. Para neutralizar utiliza-se 1 N de NaOH até obter-se uma coloração rosa. Após esse procedimento passar o conteúdo para um balão de 100 mL e medir 50 mL desse volume (amostra digerida e neutralizada). Em seguida adicionar 8 mL do reagente combinado e deixar reagir por 10 minutos. E por fim fazer a leitura no espectrofotômetro no comprimento de onda de 880 nm.

4.5 Variáveis Bióticas

4.5.1. Identificação

Para identificação e nomenclatura da espécie de cianobactéria planctônica encontrada, cuja as descrições foram comparadas com as utilizadas nas literaturas e chave de identificação, conforme metodologia descrita por Komárek e Komárková (2004) e Sant'anna et al. (2006), descrito a seguir.

No procedimento de identificação da cianobactéria, foi utilizado o microscópio óptico de marca Nikon acoplado com oculares de 10X e objetivas de 40 e 60 m/Kacil, com lâminas e lamínulas.

O material coletado e fixado nas estações foi homogeneizado e analisado através da montagem de lâminas temporárias.

No decorrer da identificação das cianobactérias, as categorias taxonômicas observadas foram os seus talos filamentosos, a organização das células alinhadas e conectadas com suas paredes celulares, formando “fios” que estavam envoltos por bainha mucilaginosa. Durante a identificação, levou-se em consideração a origem dos tricomas solitários: bem desenvolvidos mais ou menos em linha reta, com partes ligeiramente onduladas e formato de células apical estreitado (caliptra triangular), apresentando constrições nas paredes transversais em cruz de caráter estável.

4.5.2 Contagens

Para as contagens dos filamentos e células encontradas dos organismos identificados nas estações amostrais, foi utilizado um Hemocitômetro espelhado (câmara de contagem tipo

Neubauer), marca Loptik, pipeta automática, microscópio ótico acoplado, com objetiva de 40X m/Kacil de marca Nikon. Para realizar esse procedimento, seguiu-se a metodologia descrita por Tavares e Rocha (2003).

Para melhor confirmação da espécie, fez-se a medição da lagura e comprimento do tricoma, com o auxílio de microscópio óptico, acoplado de um graticulo instalado em uma das oculares, conforme metodologia descrita por Komárek e Komárková, (2004) e Sant'anna et al., (2006).

As análises quantitativa dos tricomas e células foram efetuadas até 24 h após a coleta nos quatro blocos do Hemocitômetro, contendo 16 quadrantes em cada bloco (64 quadrantes no total). As contagens dos tricomas foram realizadas no sentido vertical e horizontal.

No decorrer da contagem dos filamentos e células das cianobactérias, a amostra foi homogeneizada e retirada com uma pipeta automática - volume de 20 µL. Em seguida, depositou-se o volume no Hemocitômetro, com a profundidade do fluido de 0,1 mm (fosso). O líquido foi confinado na câmara regulando-se a profundidade com uma lamínula. O biovolume utilizado foi de 90 mL de material algáceo diluído em 10 mL de solução de Transeau, para preservação das amostras. Os tricomas (filamentos) foram quantificados dentro de quadrantes milimetrados de 1 mm² no transecto horizontal e vertical, nos cantos superiores e inferiores, com seis repetições por amostra.

O resultado do procedimento de contagens da comunidade fitoplanctônica foi expresso quantitativamente pela frequência e abundância relativa dos organismos presentes na amostra. A quantidade de organismo presente na alíquota contada foi convertida para sequência de ocorrência segundo a equação 1.

$$\%Sp_i = \frac{N_i}{N} \times 100$$

Sendo:

Sp_i = espécie i

N_i = Número de organismos de espécie i

N = Número total de organismos na alíquota

4.5.3 Extração da Clorofila – a

Para determinar a Cla, recorreu-se ao método ESS methods 150.1 Chlorophyll-spectrophotometric WSLH (1991), utilizando-se um espectrofotômetro de absorção molecular UV/visível de modelo DR/4000 U Hach-Hexis e uma bomba de vácuo. Usaram-se, ainda,

filtro (GFC - 52 de 0,45µm), pinça e acetona 90%.

A determinação foi feita na faixa de 630, 645 e 663 nm de comprimento de ondas. As amostras de água coletadas nas estações E1, E2 e E3 foram preservadas no refrigerador envolvido em papel de alumínio até o momento da extração. No momento da extração da clorofila-*a*, foi retirado um volume de 100 mL das amostras, submetendo-o à filtração a vácuo, utilizando-se membranas de filtros de porosidade (Ø 0,45 µm) GFC - 52. O volume retirado foi levado a um sistema de filtração, agitando sempre as amostras. Após a filtração, a membrana de filtro foi secada por 1 min. no sistema a vácuo. Com auxílio de uma pinça, dobrou-se a membrana de filtro ao meio e colocou-se em um tubo de ensaio com tampa, adicionaram-se 10 mL de acetona 90% e agitou-se vagarosamente até desmanchar o filtro. Após esse procedimento, o tubo de ensaio envolto por papel alumínio foi transferido ao refrigerador a 4°C, por aproximadamente 20 h. Concluídas essas etapas, o tubo foi levado à centrifugação para retirada da alíquota do sobrenadante e submetido à análise por espectrofotometria.

A concentração foi determinada de acordo com a equação 2.

$$\text{Clorofila } a = \frac{(11,64 \times A_{663} - 216A_{645} + 0,10A_{630})v}{V \times l}$$

Sendo:

Clorofila-*a*: µg.L⁻¹

v = volume de acetona usada na extração (mL)

V = volume da amostra filtrada (L)

l = Caminho óptico (1 cm)

A₆₆₃ = absorbância em 663 nm

A₆₄₅ = absorbância em 645 nm

A₆₃₀ = absorbância em 630 nm

4.5.4 Tratamento das Amostras

O tratamento da amostra para realizar o bioensaio toxicológico seguiu a metodologia descrita por Chorus e Bartram (1999) e as normas do CETESB (1993), método L5. 025.

Para a realização do tratamento da amostra biológica, seguiram-se dois processos. Primeiro, procedeu-se à separação do sobrenadante das amostras processadas no funil de decantação e do material particulado das florações. Num segundo momento, esse material

algáceo foi dividido em vários recipientes de vidro - volume de 20 mL – conforme período e estação de coleta. Em seguida, o material foi congelado, inicialmente a -4°C e, posteriormente, a -18°C, permanecendo no local até o momento da liofilização. Esse procedimento foi realizado no laboratório de química da UFRR.

O material algáceo congelado foi acondicionado em recipientes de vidros e cobertos com parafilme e papel alumínio. O processo de liofilização foi realizado no aparelho Thermo Savant (Micro Moduly), acoplado em uma bomba a vácuo. O tratamento e a liofilização de todo material algáceo foram processados por 24 h até a completa desidratação, no laboratório Multiusuário de Biodiversidade em Saúde do Instituto Leônidas e Maria de Deane da Fundação Oswaldo Cruz, em Manaus - AM.

4.5.5 Testes de Toxicidade

Para realização do bioensaio em camundongos, seguiu-se à determinação das normas de CETESB (1993), método L5. 025. O teste de toxicidade e preparo das dosagens ocorreram de acordo com os procedimentos sistematizados, seguindo a metodologia descrita por Chorus e Bartram (1999).

Para realizar o teste de bioensaio, foram adquiridos 60 camundongos machos, adultos, com aproximadamente cinco semanas de vida, linhagem *Swiss albino*, adquirido do Centro Multidisciplinar para Investigação Biológica na área da Ciência em Animais de Laboratório - CEMIB – UNICAMP (SP). Os equipamentos e materiais utilizados para o teste toxicológico foram compostos por balança digital com capacidade de 0,1 a 3000 g, da marca BS 3000 A; agulhas hipodérmica de 25 x 0,7 mm; seringas descartáveis com volume de 3 ml; algodão; luvas; tesoura cirúrgica; gaiolas; pinça; pincéis coloridos. Esse teste foi realizado no biotério da Faculdade Cathedral (RR) onde os camundongos foram acondicionados em gaiolas separadas, com temperatura controlada de 20 a 24°C, com água e ração à vontade, durante dois dias para aliviar o stress. A ração administrada foi do tipo DR1 autoclavada, cedida pelo Biotério da Universidade Federal do Rio Grande (FURG).

No preparo do extrato celular para realização do bioensaio toxicológico nos camundongos, foi realizada uma modificação na metodologia de lise celular por meio físico, submetendo-a a três ciclos, conforme descrito por Matthiensen (1999). Para realização da lise, os extratos foram submetidos a três ciclos de congelamento e descongelamento lento, seguiu-se à centrifugação, com rotação de 2500 rpm por 10 min. Para esse procedimento, foram

utilizados os seguintes aparelhos: homogeneizador de sangue AP – 22 (Phonex) balança analítica de 0,01 g a 215 g, (Bioprecisa); centrífuga (Centribio); espátulas Becker de 100 mL; tubos de ensaio, com tampa e solução de soro fisiológico a 0,9%.

Durante os procedimentos para realizar os testes toxicológicos, os camundongos foram separados em três gaiolas contendo 16 camundongos e uma gaiola com três animais para o controle, num total de 51 camundongos utilizados para o teste.

Os camundongos foram marcados na base da cauda com pincel permanente de cores diferenciadas, em seguida foram pesados em uma balança analítica, identificando-se a massa corpórea dos animais conforme figura 7 A e B.

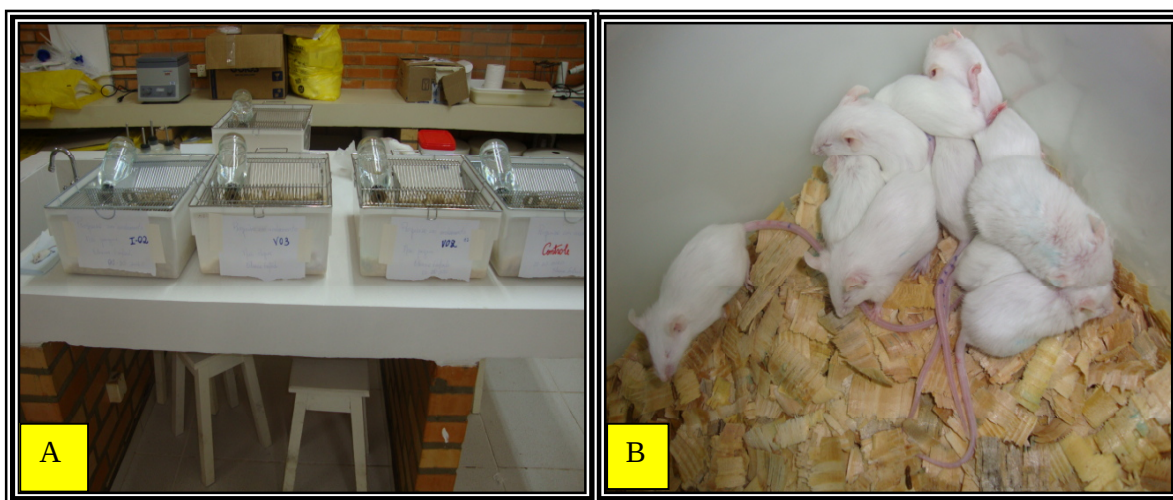


Figura 7 - Gaiolas com *Swiss albino* do grupo controle (A); Camundongos inoculados com concentrações diferenciadas (B);

O material algáceo liofilizado foi separado em recipientes com diferentes volumes. Esses volumes correspondiam às estações e, por convenção, para facilitar o entendimento do estudo, denominou-se esse material liofilizado como: S2 (seco, estação E2), S3 (seco estação E3) e C2 (chuvoso, estação E2) e C3 (chuvoso, estação E3). Em seguida foram retirados 2 g de material seco de cada recipiente. Essa quantidade foi ressuspensa em um becker, com 20 mL de soro fisiológico a 0,9%. Após esse procedimento, o extrato foi dividido em tubos de ensaio e homogeneizado até formar um concentrado de diluições. Obtiveram-se as concentrações de 150 mg mL^{-1} , com intervalos de 100 mg mL^{-1} , 50 mg mL^{-1} , 10 mg mL^{-1} e mínima de 1 mg mL^{-1} de extrato algáceo. Cada concentração resultou nas dosagens de 5.000 mg kg^{-1} , 2500 mg kg^{-1} , 500 mg kg^{-1} e 50 mg kg^{-1} , correspondendo, respectivamente.

No momento do teste toxicológico, o extrato algáceo foi novamente centrifugado a 2500 rpm, por dez min., e retirado com uma seringa um volume de 1 mL do sobrenadante das diferentes concentrações. Em seguida, injetou-se intraperitonealmente (IP) 1 mL de cada concentração nos camundongos representantes das estações S2 (seco E2), S3 (seco E3) e C2 (chuvoso E2). Para o teste controle, foi inoculado 1 mL de solução fisiológica a 0,9% no grupo de camundongos.

Após o processo experimental, os camundongos inoculados foram separados em gaiolas e levados para o local arejado, com água e ração à vontade. O experimento conduzido foi de toxicidade aguda para cálculo de dose letal 50 % em 24 h (DL₅₀ 24 h).

Para melhor visualização do bioensaio, apresenta-se um fluxograma com os passos seguidos durante a experimentação (Figura 8).

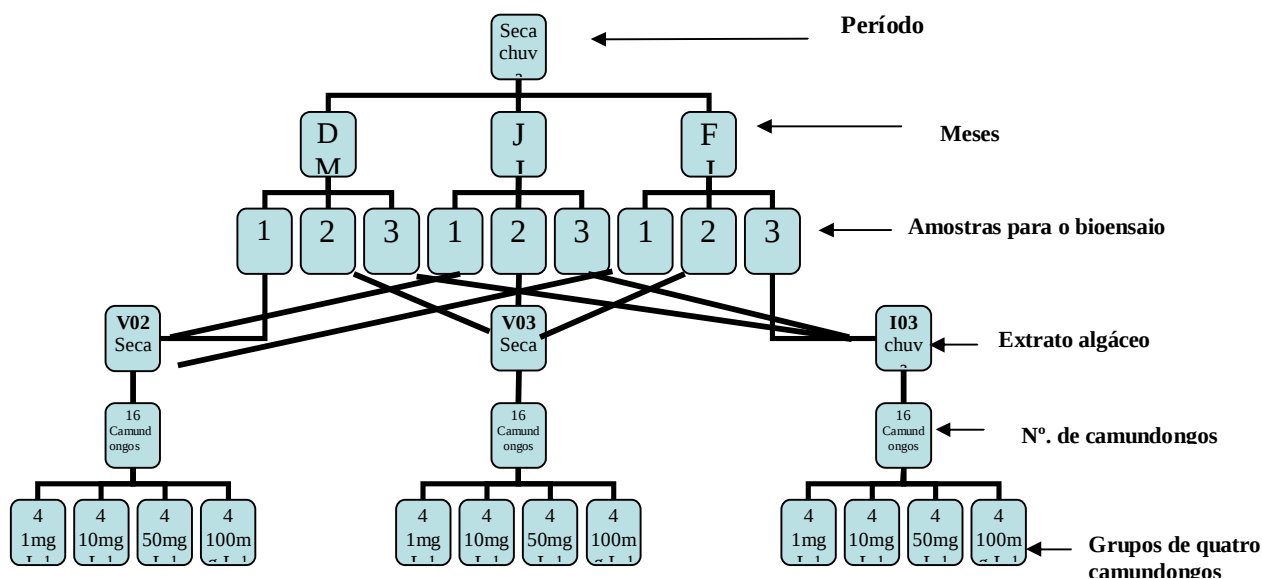


Figura 8 - Fluxograma do bioensaio com os *Swiss albino*.

4.6 Tratamento dos dados

4.6.1 Estudos Estatísticos

Os critérios aplicados para o tratamento estatísticos ocorreram a partir de análise descritiva, após o cálculo das médias aritméticas e a mediana. O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado (DIC), com três repetições. Os atributos foram

submetidos às análises de variância, (ANOVA) multivariada da variância (MANOVA), Análise de Regressão Parcial, utilizando-se do software STATISTIC 6.0 e XL STAR - 2011.

4.6.2 Avaliação dos Resultados

Para avaliação dos resultados foi adotado um número de determinações igual a três: estimativa de desvio padrão (s); variância (S^2), análise multivariada da variância (MANOVA) e coeficiente de variação (CV).

O tratamento dos dados estatísticos foi realizado com auxílio do software Microsoft® Excel 2002 (10.2614.2625), Copyright©, Microsoft Corporation 1985-2001, Identidade do produto – 54870-640-1203177-17320.

As curvas analíticas foram realizadas a partir do software Origin E 7.0 SRO, Versão 7.0220(B220) Copyright© 1991-2002, Original Lab Corporation, Serial Number – G6354 – 9489 – 7777 Registration ID. Os estudos Quimiométricos foram realizados a partir do software XL STAR – 2011.

Para dar suporte ao procedimento experimental, foram realizados cálculos estatísticos com intervalo de confiança de 95 % da DL_{50} 24h de extrato seco, utilizando os cálculos matemáticos segundo o programa Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON; RUSSO; THURSTON, 1977).

5 RESULTADO E DISCUSSÃO

5.1 Variáveis Climáticas

O acompanhamento das variações climáticas da região, durante o período de julho de 2009 a julho 2010, foi analisado por meio de dados fornecidos pelo DTCEA – BV, não evidenciando um padrão de distribuição definido durante o período estudado. No decorrer desse período, aconteceram oscilações climáticas na região, em virtude de interferências de fenômenos como El Niño, em 2009, estendendo-se até 2010, e La Niña, que afetou fortemente o Estado de Roraima.

Segundo Oliveira (2001), o El Niño é um fenômeno atmosférico-oceânico, ocasionado por um aquecimento anormal das águas superficiais no oceano Pacífico Tropical. Esse acontecimento altera o clima regional e global, mudando os padrões de vento em nível mundial e afetando os regimes de chuva em regiões tropicais e de latitudes médias e La Niña é um acontecimento que interfere no clima da região e que representa um fenômeno oceânico-atmosférico com características opostas ao El Niño. A região é diretamente influenciada por estes fenômenos, onde nos fenômenos do El Niño ocorre seca e La Niña ocorre muita chuva.

Analisando a temperatura do ar da região, conforme figura 9, observa-se que o valor máximo foi 36,8°C, no mês de setembro de 2009 (seco), acompanhado de temperatura mínima de 21,4°C, no mês de julho de 2010. Os resultados dos valores da temperatura levou em consideração que, no período de chuva de 2009, a precipitação pluviométrica da região foi muito baixa se comparada a outros anos.

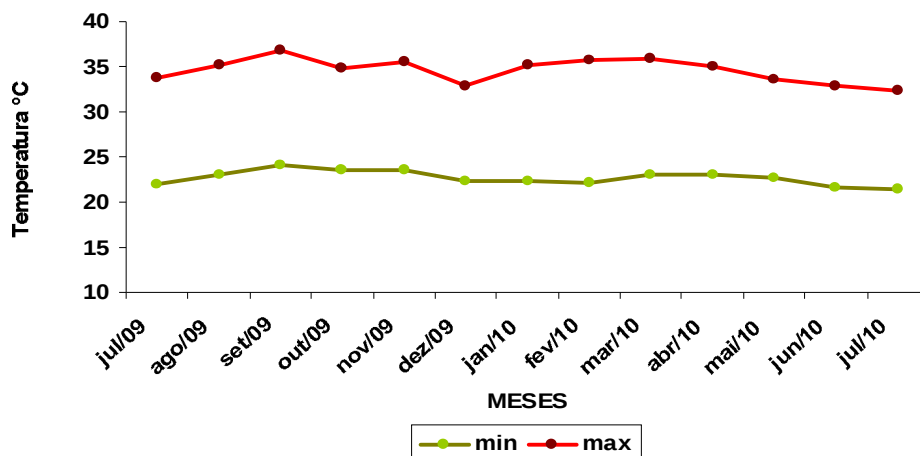


Figura 9 - Temperaturas máximas e mínimas do ar, nos meses de jul/2009 a jul/2010, em Boa Vista - RR. Fonte: DTCEA – BV, (2009).

Segundo Gomes (2000), a projeção pluviométrica da região durante 30 anos, do período de 1967 a 1996, indica que o regime de chuvas na bacia do rio Branco, é marcado por duas estações bem definidas, sendo uma de seca ou verão (outubro-março) e a outra de chuva ou inverno (abril-setembro), com precipitação anual inferior a 2.000 mm, característica do Planalto Central.

Os estudos da precipitação pluviométrica da região foram analisados de acordo com a variação dos valores relacionados, mostrando ocorrência de um ciclo sazonal, caracterizado por um período seco e chuvoso, conforme figura 10.

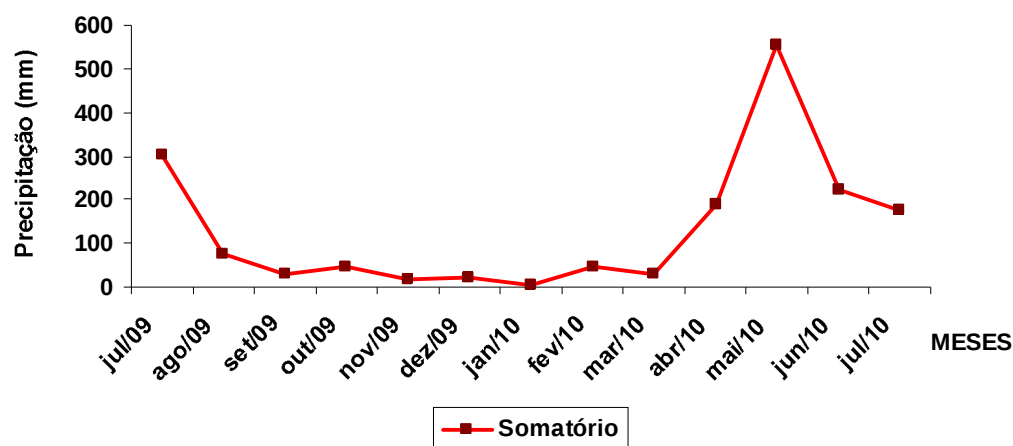


Figura 10 - Precipitação pluviométrica total (mm), no período de julho/2009 a julho/2010, em Boa Vista estado de Roraima. Fonte: DTCEA-BV (2009)

Em observações relacionadas nos bancos de dados, a precipitação pluviométrica da região, no período de chuvas, apresentou um pico de 552,5 mm, com um tempo de 104h12min, em todo mês de maio de 2010, e índice mínimo de 29,5 mm em 3h30min, em set/2009. Já no período seco, ocorreram eventos com índices pluviométricos que variaram de 47,3 mm, em fev./2010 (máximo), em 10h51min; e 5,8 mm, em jan/2010 (mínima), em 2h52min.

Ao observar o comportamento pluviométrico no período de chuvas, a ocorrência indica que os anos de 2009/2010 foram extremamente atípicos à região, em decorrência dos fenômenos El Niño em 2009 e La Niña em 2010. Acontecimento semelhante incidiu em 1996, no Estado de Roraima, e foi confirmado com os estudos realizados por Gomes (2000), que, ao investigar as variações climáticas da região de 1967 a 1996, identificou um déficit de precipitação durante o período de chuvas, com redução de mais de 50% nos meses de abril e

outubro, apontando um aumento da precipitação nos meses de maio até agosto em 1996. Considerando a totalidade do período estudado, Gomes (2000) evidenciou que a precipitação teve variação de 861,2 mm a 1895,4 mm. Constatou, ainda, que, em 1996 (junho), incidiu uma precipitação pluviométrica na região de 90,6 mm, durante 13 h, provocando obstruções nos canais de drenagem dos igarapés, dentro da cidade de Boa Vista, e rompimento das estruturas de concretos e asfalto de algumas avenidas dessa cidade. O mesmo fato aconteceu em 13 de maio de 2010, quando houve uma precipitação de 149,3 mm durante 7h10min. Essa abrupta precipitação deu-se próximo aos dias de coleta e, em consequência disso, aumentou bruscamente o volume d'água na ETE visualizada no apêndice B, a profundidade do leito do igarapé, com interferência nos resultados das análises físico-químicas e biológicas nas amostras coletadas.

A maior precipitação deu-se em função de força nos dois sistemas atualmente estudados, período seco e chuvoso, sendo responsável pela elevação do nível d'água e por desencadear os processos de modificações populacionais em ambos. Durante o período seco, entretanto, a maior função de força parece ter sido o vento.

A análise dos valores da umidade relativa do ar da região evidencia os resultados expostos na figura 11.

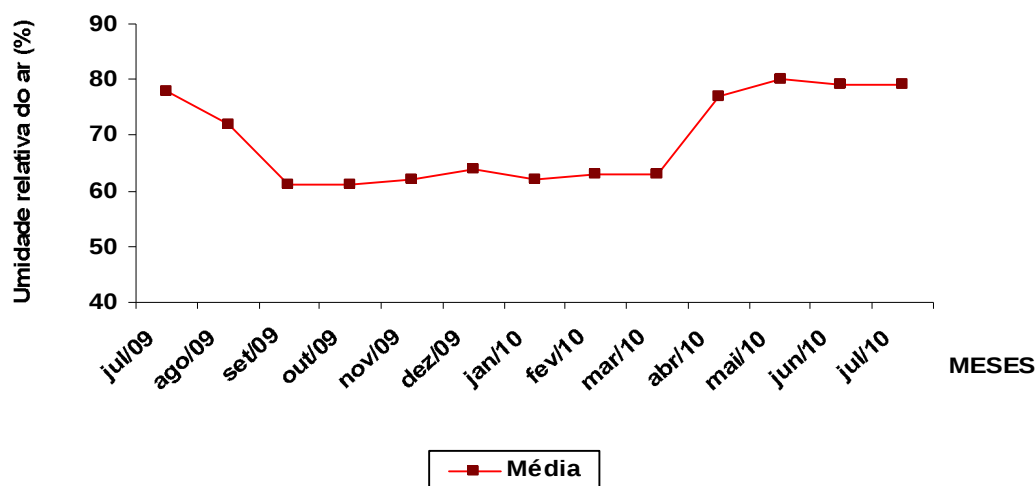


Figura11 - Umidade relativa média do ar (%), no período de julho/2009 a julho/2010, em Boa Vista - RR. Fonte: DTCEA-BV (2010).

Os dados analisados dos percentuais da umidade relativa do ar, no município de Boa Vista, indicam que a projeção apresentou diferença significativa no período de chuvas, apontando um pico de 80%, em maio/2010, a 61%, nos meses de set/out/2009. Quanto ao período seco, a umidade relativa variou de 64%, em dez/2009, a 61%, em out/2009. Os meses de alta umidade corresponderam às maiores precipitações na região, ocorridas nos meses de mai/jun/jul/2010, atingindo a média mais alta durante o período de coleta.

Conforme análise descrita na figura 12, ocorreram pequenas oscilações na média da velocidade dos ventos da região, em decorrência do ciclo sazonal caracterizado por um período seco e chuvoso. As análises dos valores máximos e mínimos estão expressas em m seg^{-1} .

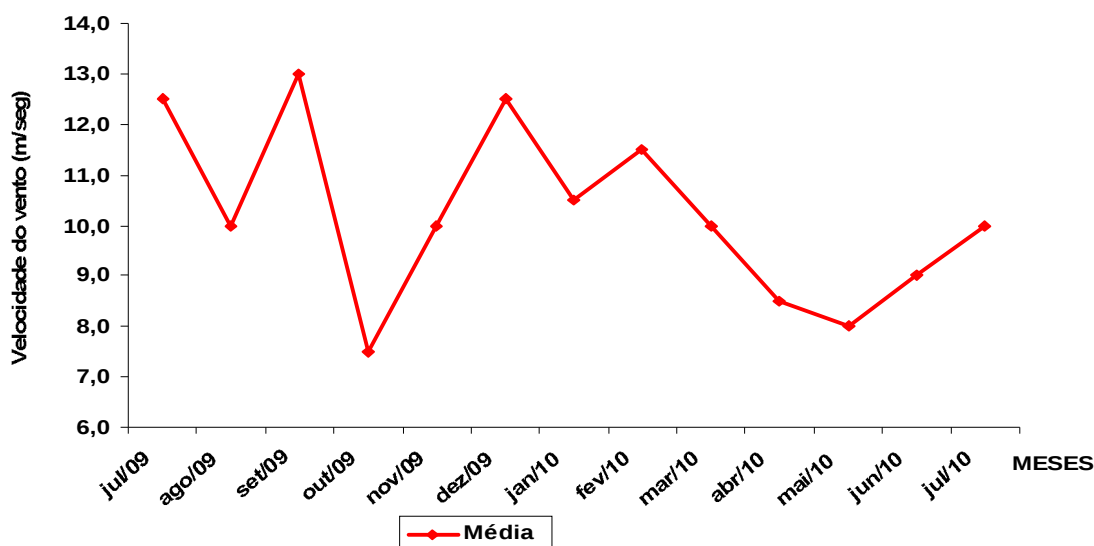


Figura 12 - Velocidade média do vento (m seg^{-1}) no período de junho de 2009 a julho de 2010, em Boa Vista - RR. Fonte: DTCEA- BV (2010)

No período de chuvas, a velocidade do vento da região mostra a média de variação de 13 m seg^{-1} , no mês de set/2009; a 8 m seg^{-1} , no mês de maio/2010. Já no período seco, a velocidade variou de $12,5 \text{ m seg}^{-1}$, no mês de dez/2009; a $7,5 \text{ m seg}^{-1}$, em out/2009, sendo que todos os períodos foram acompanhados de altas temperaturas. Essas variações na velocidade do vento na região foram verificadas por Gomes (2000), indicando a ocorrência de mudanças no sentido da propagação no período seco e chuvoso e associadas à temperatura da água. Todavia, as mudanças ocorridas durante o desenvolvimento do estudo, determinaram o padrão básico de circulação no corpo aquático, atuando no processo químico influenciando

principalmente, a velocidade da reação à disponibilidade de gases e o posicionamento das florações no ambiente avaliado.

As análises dados levantados pela DTCEA-BV do direcionamento dos ventos predominantes na região, indicou o sentido de deslocamento do vento como padrão a primeira direção leste sudeste (LSE), deslocando 100° da direção leste-sul, por ocasião do período de chuvas em jul/ago/set/2009. Enquanto no período seco, ocorreram mudanças de deslocamento na segunda direção, no sentido norte-nordeste (NNE), deslocando a média de 56° na direção leste-nordeste (LNE), nos meses de out/nov/dez/2009.

Os eventos de deslocamento do vento, no período de verão, nos meses de jan./fev./mar./2010, ocorreram no sentido norte-nordeste (NNE), com média de 43° na direção leste (L). Entretanto, por ocasião do período de chuvas, nos meses abr/mai/jul/2010, ocorreu um deslocamento do vento no sentido leste-nordeste (LNE), em média 70° na direção leste (L). A falta de chuvas no período seco de 2009 provocou o aumento na intensidade de chuvas em maio/jun/jul/2010. Esse evento atípico ocasionou a mudança do sentido de deslocamento do vento na média de 150° sul-sudeste (SSE), no mês de jun/2010, em consequência das fortes chuvas durante os meses delimitados para o desenvolvimento da pesquisa na região.

5.2 Variáveis Abióticas

Para o ambiente estudado, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), segundo a Resolução nº. 357 de 17 de março de 2005, no capítulo VI, artigo 42, enquadra o corpo d'água igarapé Grande em Águas doces pertencentes à classe 2, assim como os demais rios e igarapés do Estado de Roraima. A mudança de classe desses corpos d'água está condicionada à realização de enquadramento pelo comitê de bacias do Estado que observará as condições de qualidade atuais e determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente (BRASIL, 2005).

Os componentes abióticos analisados na determinação das variáveis físico-químicos do corpo aquático estudado e do efluente da ETE estão expostos na tabela 3.

Tabela 3 - Resultados das análises das variáveis físico-química, coeficiente de variação e VMP do CONAMA 357, dos períodos seco e chuvoso nas estações E1, E2 e E3 no ano de 2009/2010.

Ano 2010							
Parâmetros	Estações	P. seco			P. chuvoso		
		Coleta 1 (dez. 09)	Coleta 2 (jan. 10)	Coleta 3 (fev. 10)	Coleta 1c (mai. 10)	Coleta 2c (jun. 10)	Coleta 3c (jul. 10)
pH							
CONAMA	E1	6,4	6,2	6,2	6,0	6,4	5,4
(VMP)	E2	8,3	8,6	8,9	7,4	7,8	8,7
6,0 a 9,0	E3	7,3	6,9	7,2	6,3	6,7	7,2
5,0 a 9,0							
Temperatura	E1	29	29	29	27	28	27
°C (DP)	E2	30	28	31	28	30	28
	E3	29	27	28	27	27	28
Turbidez	E1	7,07 (0,00)	24,83 (0,01)	86,04 (0,00)	20,35(0,57)	8,00 (0,00)	12,0 (0,00)
(UT) (DP)	E2	870,07 (0,12)	716,04 (0,00)	762,48 (0,01)	813,33 (0,58)	580,47 (0,02)	630,00(0,00)
(VMP)	E3	550,44 (0,00)	112,32 (0,00)	293,48 (0,00)	490,00 (0,00)	14,33(0,58)	496,00(0,00)
100 UNT							
OD	E1	3,93 (0,00)	3,72 (0,00)	3,149 (0,00)	2,18 (0,00)	4,93 (0,00)	3,9 (0,00)
mg L ⁻¹ (DP)	E2	4,50 (0,00)	4,48 (0,00)	4,84 (0,00)	2,84 (0,00)	4,75 (0,00)	4,12 (0,00)
(VMP)	E3	4,40 (0,00)	3,78 (0,00)	2,80 (0,00)	2,6 (0,02)	3,87 (0,00)	3,6 (0,00).
5 mg L ⁻¹							
N. amoniacal	E1	0,19 (0,01)	0,53 (0,10)	0,22 (0,01)	0,31 (0,04)	0,14 (0,07)	0,15 (0,03)
mg L ⁻¹ (DP)	E2	9,51 (0,01)	6,13 (0,07)	9,95 (0,01)	9,25 (0,11)	12,34 (1,67)	9,51 (0,01)
(VMP)	E3	20,57(0,25)	18,98(0,07)	21,49 (0,26)	14,17 (0,00)	12,71(01,67)	13,07 (0,00)
2,18 mg L ⁻¹							
20,0 mg L ⁻¹							
P.total	E1	0,05 (0,00)	0,03 (0,00)	0,03(0,00)	0,40 (0,00)	0,07 (0,01)	0,09 (0,00)
mg L ⁻¹ (DP)	E2	0,82 (0,00)	0,81 (0,00)	*	0,63 (0,06)	1,10 (0,00)	1,30 (0,00)
(VMP)	E3	0,40 (0,01)	0,19 (0,01)	0,39 (0,01)	0,32 (0,03)	0,13 (0,03)	0,90 (0,00)
0,50 mg L ⁻¹							

* Não foi analisado o fósforo total na estação E2 na terceira coleta

As concentrações dos valores do potencial hidrogeniônico (pH) nas estações de coleta estão representadas graficamente na figura 13.

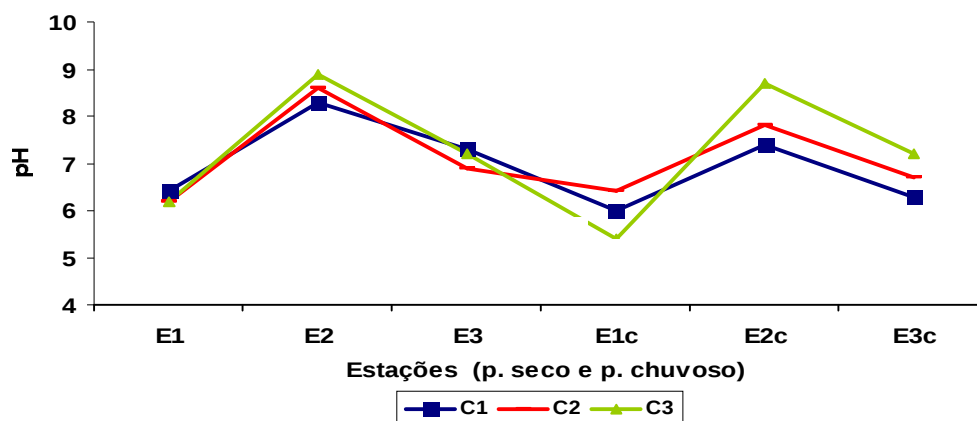


Figura 13 - Variação do pH da água nas estações E1, E2 e E3, no período dez/2009 a jul/2010, em Boa Vista.

No mês de fev/2010 período seco, foi identificado o valor máximo de pH 8,9 em amostras de água da estação E2 (deságue/calha). O mínimo de pH 5,4 foi identificado no período chuvoso, em amostras coletadas na estação E1 (montante do deságue/igarapé Grande), durante o mês de jul./2010. Observa-se que a variação sazonal do pH foi pequena nessa estação. Além disso, esses valores confirmam os dados de pesquisas realizadas por Esbell (2006), que estudou a influência do sistema de lagoas de estabilização na quantidade de nutrientes no igarapé Grande e descreveu valores de pH semelhantes e Satelles (2010), que buscou identificar as consequências do lançamento dos efluentes da ETE de Boa Vista - RR, sobre o igarapé. Ambos os autores identificaram variações de pH, concluindo que as manifestações de pH ácido na média sazonal tendiam à neutralidade.

Segundo Talamoni (1995), baixas flutuações nos valores de pH nos corpos d'água sugerem que há um eficiente sistema de tamponamento ou acelerada dinâmica metabólica do meio (relação decomposição/fotossíntese). A respeito disso, buscou-se observar se houve uma elevação do pH nos pontos de coleta, encontrando esse fenômeno na estação E2. Essa elevação está relacionada ao despejo de esgotos domésticos os quais possuem em sua constituição, dentre outros compostos, carbonatos, bicarbonatos e cátions básicos como sódio, cálcio e magnésio, o que favorece a elevação do pH (GOMES, 1989). Como também Branco (1996) cita que a presença de cianobactéria em ambientes aquáticos é responsável por deixar a água básica.

Cabe mencionar que os valores de pH, analisados durante o período seco e chuvoso, nas estações E1 e E3, no igarapé Grande (Figura 14), encontravam-se dentro do valor máximo permitido (VMP) 6,0 a 9,0 da Resolução nº. 357 de 17/03/2005, do CONAMA (BRASIL, 2005), seção II (Das águas doces), artigo 14 para água dessa categoria. Da mesma forma, os valores encontrados na estação E2 (deságue/calha) estavam de acordo com o VMP - pH de 5,0 a 9,0 da Resolução nº. 357 do CONAMA, Capítulo IV (Condições e padrões de lançamento de efluentes), artigos 34 e § 4º (BRASIL, 2005).

As análises biológicas (identificação e contagens), feitas durante os períodos de coletas nas estações E2 e E3, apontaram a presença de filamentos de cianobactérias (Tabela 2 e 3). Na estação E2, observou-se a ocorrência de florações durante todo período de coleta. Esse evento comprova os estudos realizados por Yunes (2002) que, ao estudar florações de algas (Cianobactérias) nocivas, afirmou que espécie de cianobactéria pode se desenvolvem normalmente em ambientes com pH superior a 7,6.

De acordo com a literatura especializada, corpos de águas escuras, como os rios da região amazônica e do igarapé Grande, possuem essa tonalidade natural devido à presença de materiais oriundos de plantas em suas margens, o que permite a produção de ácido húmico e fúlvios, consequente pH de águas ácidas (HORBE; OLIVEIRA, 2008).

As variações da temperatura da água medidas nas estações de coletas, durante todo o período seco e chuvoso, estão representadas na figura 14.

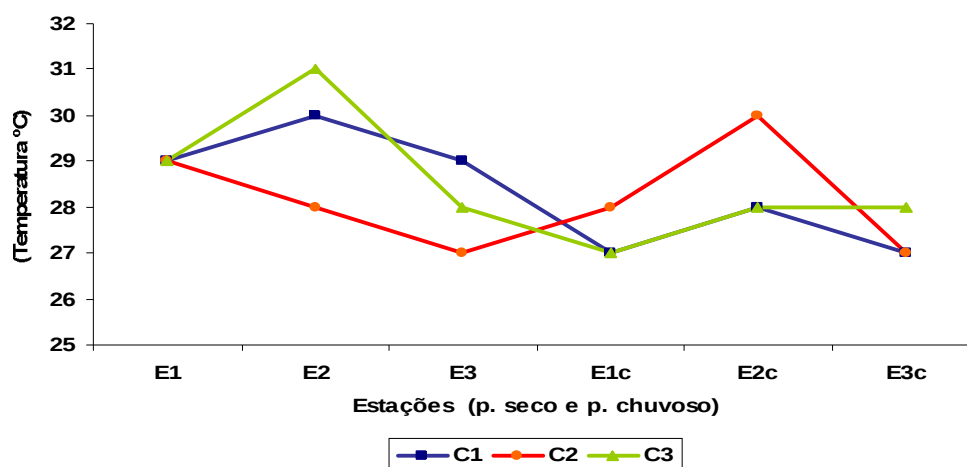


Figura 14 - Variação da temperatura da água nas estações E1, E2 e E3, no período de dez/2009 a jul/2010, nas três estações de coletas, no município de Boa Vista - RR.

As variações de temperatura da água nos pontos de coleta não foram semelhantes nas três estações - E1, E2 e E3, com maiores temperaturas no período seco e menor no chuvoso. Amostras de água na estação E1 e E3, situadas no igarapé Grande, apresentaram as menores temperaturas durante todo o período de estudo. Alcançou-se temperatura mínima de 27°C, nos meses de maio/jun/jul/de 2010 (chuvoso), e máxima 29°C em dez/2009/jan/fev/2010 (seco). Isto se deve, provavelmente, à presença da mata ciliar próxima ao ponto de amostragem e ao desnível topográfico do local, que contribui para o sombreamento e, conseqüentemente, reduz a entrada de radiação solar no local. Amostras de água coletadas na estação E2 apresentaram as maiores temperaturas, máxima de 31°C, em fev/2010, e mínima de 28°C, em maio/jul/2010.

As pequenas variações entre as estações E1 e E3 podem estar associadas aos horários de coleta. Observou-se que a variação da temperatura do ar é parte do regime climático normal e os corpos de água naturais apresentam variações sazonais, bem como estratificação vertical, taxa de fluxo e profundidade. Mais uma vez os eventos estudados foram semelhantes aos citados por Gomes (2000), Esbell (2006) e Satelles (2010).

As observações realizadas “*in loco*”, durante todos os eventos de coleta na estação E2 (deságue/calha), apontaram o surgimento de uma massa densa, em forma de “natas” compostas por cianobactérias com aerótopos (vesículas gasosas). Essas florações ocorreram tanto no período seco quanto no chuvoso, sendo favorecidas pela alta temperatura e saturação da luminosidade. O aumento de temperatura promove aceleração das reações enzimáticas da fotossíntese realizada pelas cianobactérias, resultando em alta taxa de produtividade. Quando as células são ressuspensas para a coluna de água através da turbulência, ação do vento e densidade, sua população tende a aumentar através da divisão binária, aproveitando-se das melhores condições de luz e nutrientes para formar florações na lâmina d’água.

Cabe ressaltar que as florações, no período seco, posicionavam-se em direção ao vento, a Noroeste e a 50°, no mês de dez/2009, e a 30°, em jan/fev/2010. No período chuvoso, essas florações foram encontradas a 40° no sentido norte-nordeste (NNE), em maio/2010, e a 150° ao sul-sudeste (SSE), em jun/jul/2010, sempre favorecidas pela alta luminosidade, temperatura e a força do vento.

Esses fatores climáticos comprovam os estudos realizados por Yunes (2002). Quando estudou florações de algas (Cianobactérias) nocivas, descreveu as condições propícias para que ocorra o crescimento explosivo e surgimento de florações de cianobactérias no ambiente aquático. Segundo ele, essa ocorrência está condicionada à temperatura média acima de 25°C, pH do meio entorno de 7,5 (de neutro a levemente alcalino), à exposição prolongada à

radiação solar e, principalmente, à presença em excesso de compostos nitrogenados e fosfatados.

Este estudo se assemelha aos resultados encontrados durante o desenvolvimento dessa pesquisa, pois, a alta temperatura, que vem sempre acompanhada de luminosidade, é característica da região (Figura 15 A e B).

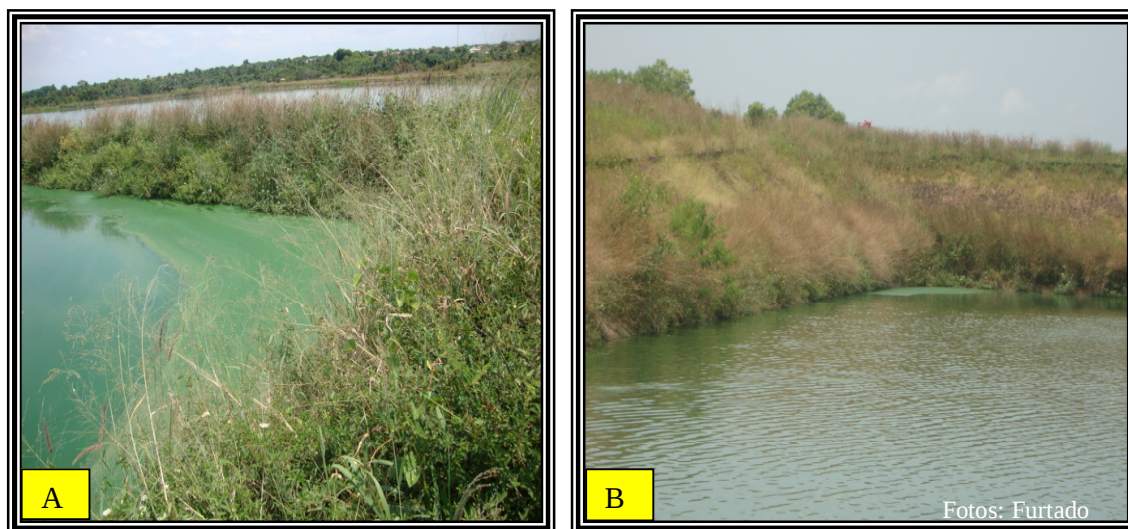


Figura 15 - Florações de cianobactérias na estação E2 a 50° Noroeste, no período seco (A); florações na estação E2 a 150° sul-sudeste (SSE), no período chuvoso (B), no município de Boa Vista - RR.

As variáveis de turbidez da água, no período seco e chuvoso, apresentaram-se com altas oscilações nas estações amostrais E2 (deságue/calha) e E3 (jusante do deságue) de acordo com a estatística descritiva apresentada na figura 16.

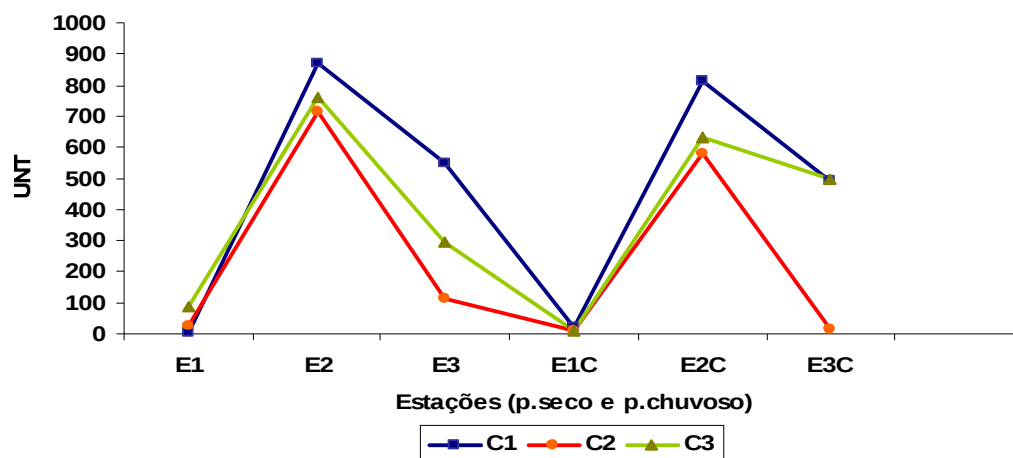


Figura 16 - Variação da turbidez nas estações de coletas E1, E2 e E3, no período de dez/2009 a jul/2010; no município de Boa Vista - RR.

De forma geral, os valores de turbidez encontrados na estação E1, nos dois períodos de coleta, apresentaram-se baixos. No entanto, em fev/2010, as amostras coletadas, na mesma estação, apresentaram valor máximo de turbidez em 86,04 UT, chegando próximo ao limite permitido pela Resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2005).

Amostras de água da estação E2 e E3 registraram valores, em geral, com maiores índices de turbidez no período seco. Durante o período de amostragem, tem-se um pico de 870,07 UT, em dez/2009, na E2, e um valor mínimo de 112,32 UT, em jan/2010, na E3. No período chuvoso, o maior índice de turbidez ocorreu em maio/2010, também na E2, com pico de 813,33, e o menor, em jun/2010, na E3, com 14,33. A baixa turbidez no período chuvoso ratifica os estudos de Anido (2002), em microbacias localizadas no Parque Estadual da Serra do Mar; e de Barros (2008), no rio Turvo Sujo, em Viçosa-MG.

Conforme Fritzens et al. (2003), as chuvas provocam o escoamento de partículas para dentro do leito do rio, aumentam o volume e a vazão da água, influenciam a ressuspensão dos sedimentos e a erosão de encostas das margens, contribuindo para o aumento da turbidez.

Interessante notar que os valores de turbidez na estação E1, no período seco e chuvoso, posicionaram-se dentro do padrão do VMP da Resolução 357, seção II (Das águas doces), artigo 15, parágrafo IV. Segundo esse dispositivo legal, os valores de turbidez em corpo aquático devem apresentar até 100 UT.

Dessa forma, os valores máximos e mínimos encontrados nas estações E2 e E3, no período seco e chuvoso, posicionaram-se fora do VMP, muito além do padrão da normalidade do CONAMA (BRASIL, 2005), exceto no mês de junho, durante a segunda coleta, no verão. Por ocasião de chuvas mais intensas na região, no mês mai/jun de 2010, visualizada na figura 17 A e B.

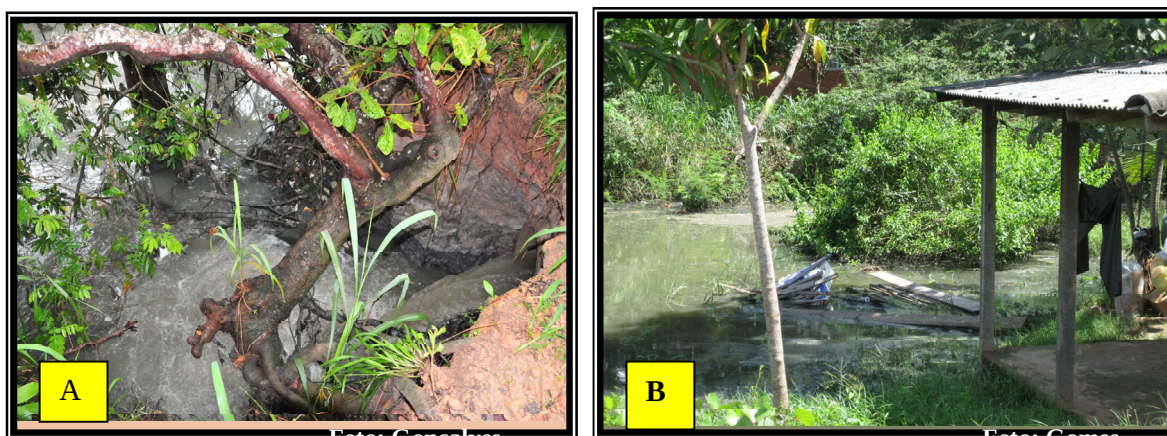


Figura 17- Vista do deságüe do efluente no emissário do ig. Mirandinha (A); lançamento “*in natura*” do efluente na foz do igarapé. Caxangá (B); em mai/jun/2010 município de Boa Vista - RR.

As ligações clandestinas nas redes de esgoto colocaram em risco as estruturas da ETE. Por isso, a CAER abriu a estação elevatória do igarapé Mirandinha e do Caxangá, afluentes do rio Branco e lançou “*in natura*” nesses corpos aquáticos o esgoto doméstico.

Durante esse episódio, foram observadas, na estação E3, as mudanças físicas do corpo aquático, como: odor, cor e volume; e alterações nos parâmetros químicos: pH, turbidez, oxigênio dissolvido, nitrogênio e fósforo total. Ao voltar a receber os efluentes, o igarapé Grande passou a apresentar, mais uma vez, alta turbidez biogênica, comprovada na terceira coleta.

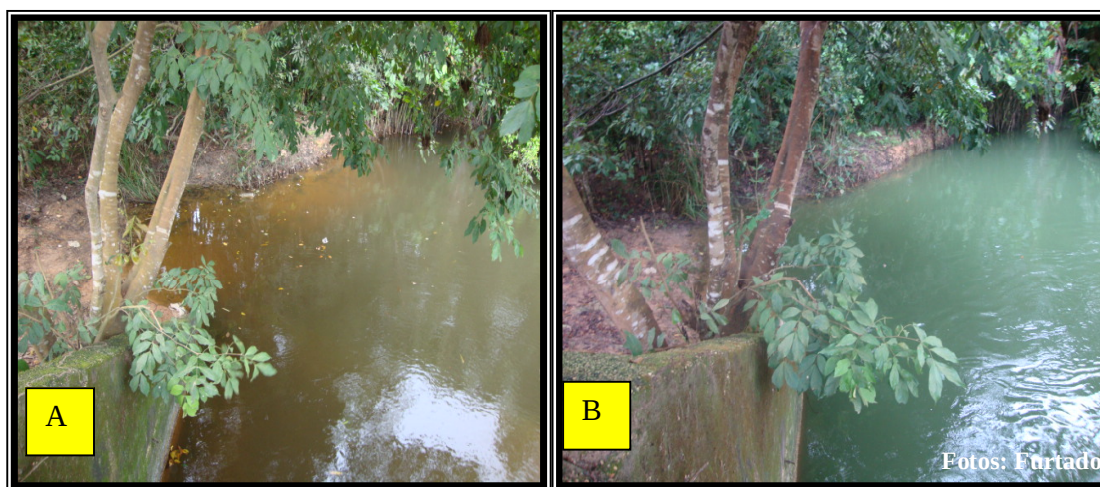


Figura 18 –Vista da autodepuração do igarapé Grande na 2ª coleta tempo chuvoso, após o interrompimento dos efluentes tratados pela ETE-RR (A); alteração na coloração da água (turbidez biogênica) na E3, na terceira coleta no período chuvoso (B), no município de Boa Vista - RR.

Deve-se mencionar, ainda, que a interrupção do funcionamento da lagoa e os valores de turbidez estão relacionados ao transporte de sedimentos de erosão, à ocorrência de turbulência causada pela chuva, lixiviação de ligações de esgotos clandestinos, ou, ainda, pelo aumento do volume da biomassa (TUNDISI, 1990). Quanto maior o volume de sedimentos e efluentes lixiviados em um corpo aquático, maior será a turbidez, conforme dados da pesquisa.

A interrupção do escoamento de efluentes na lagoa interferiu não só no índice de turbidez, mas também na depleção do oxigênio dissolvido.

Para que se compreenda a determinação das variações de OD, ao longo da pesquisa, nas estações de amostragem, apresenta-se a figura 19.

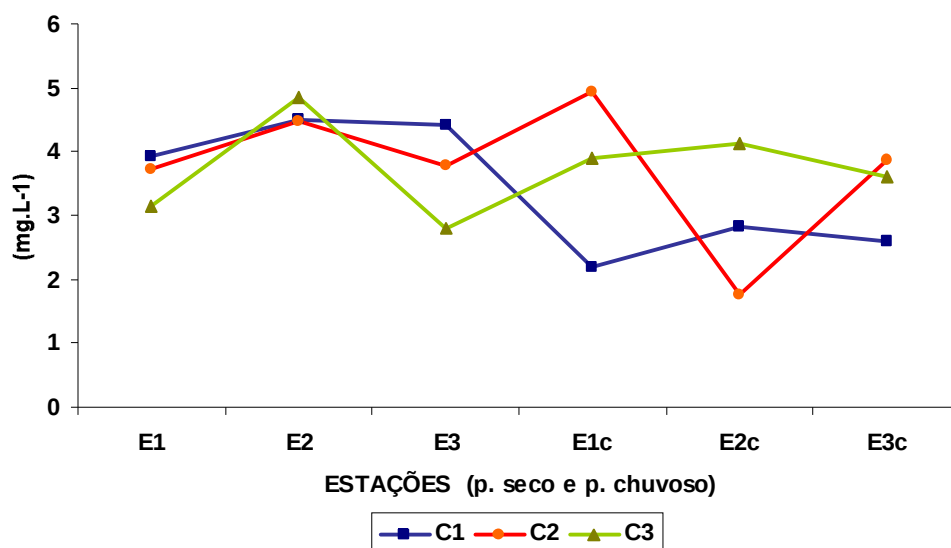


Figura 19 - Variação do Oxigênio dissolvido na água nas estações E1, E2 e E3, no período de dez/2009 a jul/2010.

Durante as coletas, nas estações amostrais, a variação da concentração de OD incidiu valores baixos. Na estação E1 (montante do deságue), as amostras de água variaram entre 4,93 mg L⁻¹, em jun/2010, e 2,18 mg L⁻¹, em maio/2010. As amostras de água da estação E2 (deságue /calha) apresentaram os valores de concentração de OD entre 4,84 mg L⁻¹, em fev/2010, e 1,75 mg L⁻¹, em jun/2010. Já as coletas realizadas na estação E3 apontaram variação de 4,4 mg L⁻¹, em dez/2009, e 2,6 mg L⁻¹, em mai/2010.

As concentrações menores e maiores de OD, em todos os pontos amostrados, ocorreram no período chuvoso - mai/jun/jul/2010. De acordo com Matos (2006), é comum observar, em períodos de maiores precipitações, menores concentrações de OD, devido ao arraste de materiais orgânicos e de lodos do solo para dentro dos rios, o que aumenta o consumo deste na decomposição da matéria orgânica.

Observou-se, também, que os valores de OD encontrados estavam abaixo do índice VMP recomendado pela Resolução 357 CONAMA, (BRASIL, 2005). Segundo essa norma, o OD, em qualquer amostra de um corpo aquático, não pode ser inferior a 5 mg L⁻¹.

O ideal, segundo Valente, et al. (1997), a concentração de saturação de oxigênio dissolvido deve ser em torno de $8,0 \text{ mg L}^{-1}$, a 25°C , entre 0 e 1000 metros de altura.

Ao comparar com a temperatura no mesmo período (figura 14), verificou-se que, durante o ano, é comum uma temperatura média máxima de 33°C , fator que contribui para diminuir o teor de oxigênio no corpo aquático da região. Segundo Esteves (1998), o aumento da temperatura do ar promove estratificação ou desestratificação do corpo aquático, acelera as reações enzimáticas da fotossíntese, enriquecendo toda a coluna d'água e resultando em alta taxa de produtividade bruta do fitoplâncton, com isso, ocasiona severas alterações no balanço de oxigênio. No entanto, a população fitoplanctônica de regiões tropicais tem o seu crescimento sazonal controlado por fatores ambientais, dentre os quais destacam-se: radiação solar, temperatura, nutrientes dissolvidos, predação, parasitismo e competição.

Ademais, a redução do OD no corpo aquático ora em análise confirmou os valores publicados em relatório da CETESB (2005) no qual se explica que OD inferior ao valor de saturação é indicador da presença de matéria orgânica. E mais, valores superiores favorecem o crescimento anormal de algas, uma vez que o consumo de oxigênio na degradação da biomassa submersa causa uma depleção desse elemento químico, prejudicando as formas de vida aeróbica, acelerando o surgimento de algas e a produção de gases.

Como na região em estudo, as chuvas se intensificaram nos meses de maio e junho de 2010, ocasionando alagamento nas ruas da cidade, o escoamento do material orgânico para dentro do igarapé Grande foi significativo. Resultou em maior consumo de OD pelos organismos decompositores na E2 e E3, além da entrada de compostos oxidáveis os quais contribuem para a redução da concentração de OD na água. Segundo Gomes (2000) e Esbell (2006) aumento na concentração de matéria orgânica na água proveniente da entrada de efluentes domésticos e o escoamento superficial do solo, em alguns igarapés do município contribuem para a depleção de OD. Apesar de que, com a estabilização das chuvas em julho (período de menor precipitação), o escoamento foi menor.

Além do aumento da vazão, que contribuiu para a diluição da matéria orgânica presente, somado ao aumento do volume de água do igarapé, gerando maior turbulência, houve aumento na concentração de OD, durante o período recortado.

Quanto à relação da concentração de nitrogênio amoniacal (NH_3), durante o período seco e chuvoso das estações de coleta E1 (montante do deságue), E2 (deságue/calha) e E3 (jusante do deságue).

A concentração do teor de nitrogênio amoniacal (NH_3) obtiveram-se os valores expostos na figura 20 e o resultado da curva analítica em apêndice C

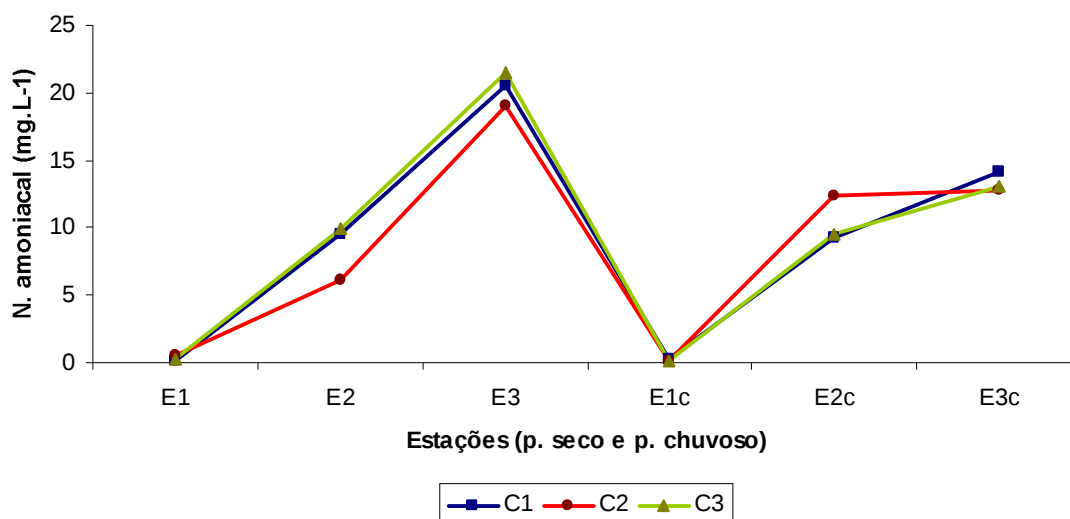


Figura 20 - Variação do nitrogênio amoniacal na água nas estações E1, E2 e E3, no período de dez/2009 a jul/2010, no município de Boa Vista –RR.

As amostras coletadas na E1(montante do deságue), no período seco e chuvoso, apresentaram índices que variaram de $0,53 \text{ mg L}^{-1}$, em jan/2010, e $0,14 \text{ mg L}^{-1}$, em jun./2010. Esses valores indicam que o aporte de nitrogênio pode ser baixo no sistema devido à presença dos esgotos domésticos clandestino, sendo este de origem antropogênica do meio e não do lançamento do efluente da ETE.

Com relação à concentração encontrada nas estações E2 e E3, no período seco e chuvoso, evidenciou-se variação temporal da concentração de nitrogênio amoniacal, com valores máximos de $21,49 \text{ mg L}^{-1}$, em fev/2010, na E3, e mínimo de $6,13 \text{ mg L}^{-1}$, em jan/2010, na E2. Deve-se mencionar que, nessas estações, houve declínio na concentração de nitrogênio amoniacal do período seco para o chuvoso (com exceção de jun/2010). Tal fato se deve à redução do nível de água ocorrida pela falta de chuvas. Essa variação da concentração da amônia também foi encontrada nos trabalhos de Gomes (2000), Esbell (2006) e Satelles (2010), em estudos sobre outros igarapés no município.

Os valores de nitrogênio amoniacal na estação E1 se encontram em consonância com os valores do VMP do CONAMA (BRASIL, 2005), capítulo III, seção I (Das disposições gerais) e § 3º. Segundo essa Resolução, para águas doces de classe 1 e 2, o valor de nitrogênio amoniacal (após oxidação) não deverá ultrapassar $2,18 \text{ mg L}^{-1}$ para ambiente lótico na vazão

da referência. Os valores encontrados na estação E3 (situada no igarapé Grande) se apresentaram acima dos VMP do CONAMA (BRASIL, 2005). Nesse caso, os altos valores de nitrogênio amoniacal devem ser considerados como fatores desencadeadores do processo de eutrofização, provocando o crescimento exagerado dos organismos aquáticos autotróficos e o consumo de grande quantidade de oxigênio.

Concentrações elevadas de amônio em águas alcalinas podem ser fatais aos organismos Carmouze (1994), pois as concentrações elevadas de amônia interferem no transporte de oxigênio e, em condições extremas, reduzem a reprodução e o crescimento dos peixes (HYNES, 1960). Porém, mesmo com o aumento da concentração de amônia, não foi observada durante o período estudado, a morte de peixes no igarapé Grande, sugerindo haver alguma adaptação dos mesmos aos índices detectados, já que a quantidade de oxigênio dissolvido não diminui muito na época de enchente.

Os resultados do nitrogênio amoniacal na estação E2, no período seco e chuvoso, assinala baixas concentrações de NH_3 , comparando-se os valores encontrados com o disposto pelo CONAMA, (BRASIL, 2005), no Capítulo IV (Das condições e padrões de lançamento de efluentes), artigo 34, inciso 5º, em que o VMP recomendado é $20,0 \text{ mg L}^{-1}$.

Este nutriente é rapidamente assimilado pelo próprio fitoplâncton encontrado no ambiente. Segundo Wetzel (2001), o nitrogênio é a fonte mais importante para esses organismos, por ser absorvido com gasto menor de energia. Esta variação também foi encontrada em trabalhos de Moschini-Carlos et al. (1998) em que discutem a variação temporal de elemento do carbono, nitrogênio e fósforo, em perifíton demonstrando baixos níveis de oxigênio dissolvido em águas tropicais no Brasil.

Segundo estudos realizados por Branco (1996), o nitrogênio é muito escasso nas águas doces em geral. Isso implica dizer que os organismos têm dificuldade de obtê-lo do meio. Figueiredo (1996) explica a relação entre a formação de nitrato em um corpo aquático com a insuficiente oxigenação do meio. Ou seja, a baixa concentração de nitrato é explicada ou pela rapidez com que esse elemento é utilizado como aceptor de elétrons em ambientes anaeróbicos, pela depleção do oxigênio, pelo escoamento superficial ou pela drenagem. Para Esteves (1998), a alta concentração da amônia em um corpo aquático eutrófico é resultante da decomposição da biomassa que vai se acumulando na região do hipolímnio causando a morte de vários organismos intoxicados.

Com relação à concentração de fósforo total reativo solúvel das estações amostradas, obtiveram-se as seguintes informações, descritas na figura 21 e o resultado da curva analítica no apêndice D.

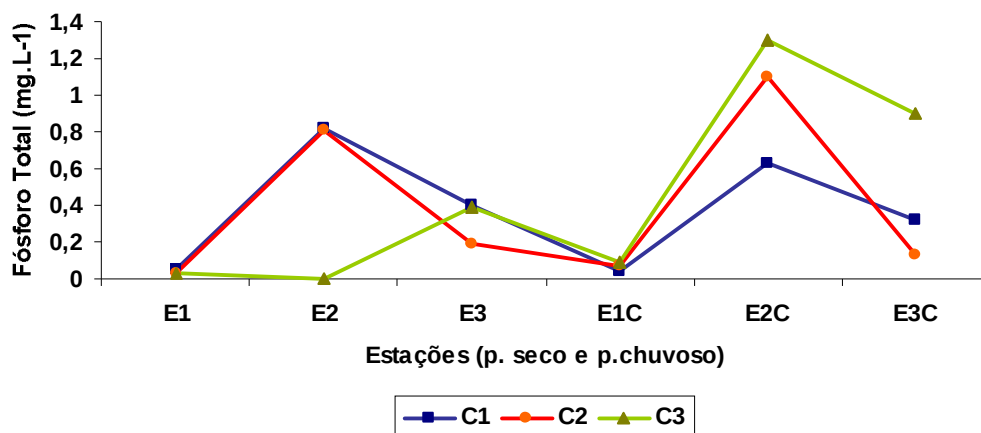


Figura 21 - Variação do Fósforo total nas estações E1, E2 e E3, no período de dez/2009 a jul/2010 no município de Boa Vista –RR.

Ao analisar a concentração do fósforo na água nas estações amostrais E1 e E3 (igarapé Grande), no período seco e chuvoso, foram verificados valores máximos de 0,39 mg L⁻¹ e mínimo de 0,03 mg L⁻¹, em jan/fev/2010. O fósforo pode ser originado naturalmente na bacia, por meio da dissolução de rochas e da decomposição da matéria orgânica; e também por influência antrópica pela descarga de despejos domésticos, industriais e de fertilizantes (MACEDO, 2001).

A variação temporal da concentração do fósforo na estação E1 e E3 posicionou-se dentro do VMP da Resolução n^o. 357 CONAMA (BRASIL, 2005), seção 2, artigo 15, parágrafo IX b, em que se estima 0,50 mg L⁻¹ como o nível aceitável.

A máxima concentração do fósforo ocorreu em amostras coletadas na estação E2 (deságue/calha), no mês de jul/2010, no período chuvoso, quando foi detectado uma concentração de 1,03 mg L⁻¹, valor fora do VMP do CONAMA (BRASIL, 2005).

No presente estudo, houve correlação entre os períodos com maiores precipitações e as maiores concentrações de fósforo total na água na estação E2. Além disso, o revolvimento do sedimento do fundo da Lagoa de Estabilização acarretou o aumento de nutrientes na coluna d'água, auxiliando no crescimento de florações de cianobactérias, ocorrido com frequência no período chuvoso. Esse revolvimento influenciou a elevação da concentração de fósforo total

durante esse período. O esgoto doméstico e despejos industriais também podem contribuir para o aumento e concentração de fósforo na água, principalmente considerando-se a crescente utilização de certos tipos de detergentes contendo polifosfato (BRANCO, 1996).

Segundo os estudos de Horbes e Oliveira (2008), o ciclo do fósforo é influenciado por fatores ambientais tais como: potencial redox, temperatura e atividades biológicas, como a decomposição. A presença de ortofosfato em ambientes aquáticos é importante fator para manter o baixo grau de trofia do ambiente. A manutenção deste composto em baixas concentrações é importante para minimizar problemas referentes à eutrofização. Além disso, está intimamente envolvido com a produção biológica, por ser liberado na degradação das substâncias orgânicas, sendo rapidamente assimilado por outros organismos como as microalgas.

A identificação das cianobactérias nos períodos de coletas, na estação E1, situada na montante do deságue do igarapé Grande, foi considerada como o ponto de controle (testemunho), onde não foi encontrada nenhuma espécie de cianobactéria planctônica. A presença de uma espécie de cianobactéria planctônica do tipo filamentosa *Planktothrix agardhii* foi observada nas estações de coletas E2 (deságue/calha) e E3 (jusante do deságue) no igarapé Grande visualizada na figura 22 A e B.

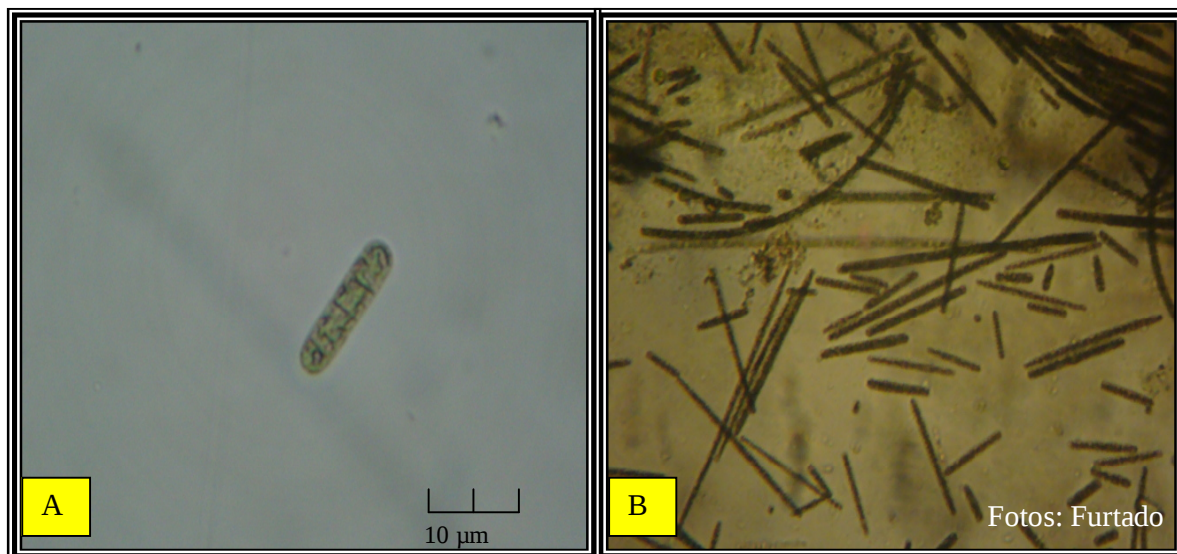


Figura 22 – (A) e (B); Cianobactéria planctônica *Planktothrix agardhii* encontrada nas estações de coleta E2 (Deságue/calha) e estação E3 (Jusante do deságue) igarapé. Grande, nos períodos seco e chuvoso no município de Boa Vista - RR.

Para melhor confirmação, foram realizadas medições de 78 filamentos (tricomas), utilizando lâminas temporárias, em que as dimensões da bainha apresentaram média de 5,1 μm de largura, e suas dimensões celulares de 187,9 μm de comprimento. Também foi observado no organismo a presença do pigmento de cor verde azulada em suas células, coincidindo com as chaves descritas por Komárek e Komárková (2004) e Sant'anna e Azevedo (2006).

A determinação do pigmento fotossintético *Cla* tem sido utilizada amplamente na ecologia aquática como um dos mais importantes índices de biomassa de fitoplâncton, vale salientar que existem células de algas que já não são mais visíveis na coluna d'água, isto é, passaram a constituir detritos particulados em vários estados de decomposição, formando, desta forma, os feopigmentos. No entanto, a *Cla* apresentou variação na concentração ao longo do período nas estações amostrais e estão representados na figura 23.

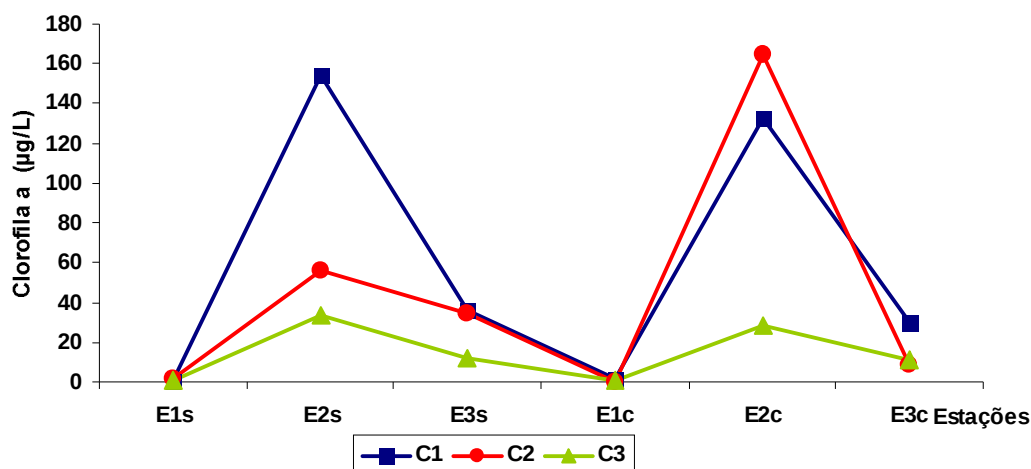


Figura 23 - Variação da concentração da *Cla* nas estações E1, E2 e E3, dez/2009 a jul/2010, no município de Boa Vista - RR.

A análise da concentração da *Cla* em amostras de água na estação E1, situada no igarapé Grande e considerada como o ponto de controle, foi baixa. O valor máximo obtido foi de 1,35 $\mu\text{g L}^{-1}$. Houve amostras em que os teores de *Cla* foram insignificantes, como ocorreu no mês de jun/2010, com amostras da estação E1, no período chuvoso. O teor da clorofila-*a* analisado nessa estação, não está associado às cianobactérias e sim ao fitoplâncton compostos por algas, clorofíceas, diatomáceas entre outros grupos de algas. Os baixos valores encontrados para *Cla* neste estudo foram semelhantes aos encontrados por Silva (2008), no rio Turvo Sujo de Viçosa-MG; e por Satelles (2010), quando estudou o lançamento do esgoto

doméstico tratado na cidade de Boa Vista e as consequências para o igarapé Grande. Satelles (2010) constatou valores de concentração da Cla semelhantes, associando essa ocorrência à baixa produtividade primária do sistema, fator influenciado pelas intensas chuvas ocorridas durante mai/jun/2010, influenciando na baixa produção de perifíto nos ecossistemas lóticos dos rios amazônicos.

As análises da concentração de Cla na estação E2 (deságue/calha) apresentaram um pico de $164,22 \mu\text{g L}^{-1}$, no mês de jun/2010. Averiguou-se a concentração mínima de $28,37 \mu\text{g L}^{-1}$, em jul/2010, eventos ocorridos no período seco e chuvoso.

Observa-se que os resultados das concentrações do teor de Cla, da estação E2, nos períodos seco e chuvoso, indicam que seus valores estão acima do VPM da Resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2005), com exceção do mês de jul/2010. Evidenciou-se, ainda, que a concentração da clorofila-*a* da estação E1 e E3 (igarapé Grande) está em conformidade com o VMP da Resolução 357, art. 15, inciso VII, estimando a Cla em $30 \mu\text{g L}^{-1}$. Com exceção dos meses de dez/jan/2010, as concentrações elevadas de clorofila-*a* nos períodos delimitados indicam uma resposta biológica da eutrofização, além de indicar grande produção biológica de organismos aquáticos (CRUZ; PATERNIANI; CARVALHO, 2003).

Ao comparar os períodos seco e chuvoso, observou-se que, nas estações de coletas E1 e E3, ocorreram variações na concentração de Cla, apresentando menores valores. Esse índice, provavelmente, teve a contribuição das fortes chuvas ocorridas nos meses de maio/jun/jul/2010, bem como o auxílio da autodepuração do igarapé Grande.

No período seco, no mês fev/2010, na estação E2, a concentração de Cla apresentou variação ao longo do período de coleta, possivelmente, em decorrência de uma grande limpeza realizada dois dias antes da coleta, com retirada de grande parte do lodo ativado na primeira lagoa de tratamento (lagoa anaeróbia). Esse evento foi observado “*in loco*” e comprovadas as alterações através dos resultados das análises das variáveis do pH, temperatura, turbidez, nitrogênio amoniacal e fósforo total.

No entanto, em jul/2010, na estação E3, foi constatada a menor variação de concentração Cla. A queda dessa variação pode ter relação com o fato de que o igarapé Grande não teve aporte de efluentes tratados pela ETE, no período chuvoso, conforme discutido acima e demonstrado na figura 18 A e B.

A análise quantitativa das cianobactéria observadas no período seco e chuvoso, não comportou a constatação da presença de cianobactéria na estação E1. Entretanto, nas estações E2 e E3, houve dominância da cianobactéria, com destaque para *Planktothrix agardhii*.

Apresentando um conjunto de adaptações as condições bióticas e abióticas do ambiente aquático de modo a viabilizar sua sobrevivência permitindo o acréscimo da população.

Os dados quantitativos da presença desses organismos no período seco estão relacionados na tabela 4

Tabela 4 - Quantitativo de números de células mL^{-1} cianobactérias (*Planktothrix agardhii*) nas estações de coletas E1, E2 e E3 durante o período seco.

ANO – 2009-2010				
PERÍODO SECO				
Nº coletas	Local	Filamentos (mL^{-1}) (tricomas)	X células	Total células (mL^{-1})
1º Coleta	E1	*	*	*
	E2	164.352	5	821.759
	E3	49.537	6	297.222
2º Coleta	E1	*	*	*
	E2	95.371	7	667.597
	E3	20.649	6	123.894
3º Coleta	E1	*	*	*
	E2	98.612	9	887.508
	E3	36.574	9	329.166

* Não foi encontrado cianobactérias durante o período de coleta na estação E1 no decorrer do período seco.

Ao proceder a contagem das cianobactérias dominantes (*Planktothrix agardhii*) no período seco, foi encontrado um pico de 164.352 tricomas mL^{-1} , referentes à estação E2 (deságue/calha), com uma média de 5 células por tricomas. O total de 821.759 células mL^{-1} foi seguido de um menor índice de 20.649 tricomas mL^{-1} , referentes à estação E3, localizada no igarapé Grande e com uma média de 6 células por tricomas, num total de 123.894 células mL^{-1} , conforme tabela 2. Esse comportamento para a biomassa de cianobactéria encontrada nas estações E2 e E3, no período seco, ultrapassou o VMP da Resolução nº. 357 do CONAMA (BRASIL, 2005). De acordo com essa legislação, para lançamento de efluentes no corpo aquático classe 2, o valor corresponde a densidade de 50.000 células mL^{-1} de cianobactérias planctônicas. Segundo Branco (1993); Esteves (1998) e Macedo (2005), o período seco é marcado por alta densidade, abundância e frequência fitoplanctônica que leva a uma alta turbidez. A baixa disponibilidade de luz, no ambiente aquático, contribui para o aumento quantitativo dos organismos do fitoplâncton se desenvolverem.

Os dados quantitativos de células mL^{-1} da presença desses organismos no período chuvoso estão relacionados na tabela 5.

Tabela 5 - Contagem dos números de cianobactérias (*P. agardhii*) nas estações E1, E2 e E3 no período chuvoso.

ANO 2010				
PERÍODO CHUVOSO				
Nº coletas	Local	Filamentos (mL^{-1})	X células	Total célula (mL^{-1})
1º Coleta	E1 c	*	*	*
	E2 c	196.760	9	1.771.84
	E3 c	14.814	3	44.444
2º Coleta	E1 c	*	*	*
	E2 c	91.319	7	639.236
	E3 c	20.139	6	120.138
3º Coleta	E1 c	*	*	*
	E2 c	22.222	7	155.555
	E3 c	18.518	6	111.108

* Não foi encontrado cianobactérias durante o período de coleta na estação E1 durante o período chuvoso.

Durante o levantamento quantitativo verificou-se um pico de 196.760 tricomas mL^{-1} , na estação E2, com uma média de nove células por tricomas, num total de 1.771.84 células mL^{-1} .

Esse comportamento do aumento da biomassa das bactérias fitoplanctônicas também permitiu observar que, nas estações E2 e E3, os índices posicionaram-se fora do VMP da Resolução nº. 357 do CONAMA, (BRASI, 2005), com exceção da estação E3, na primeira coleta do período chuvoso.

O elevado número de células e o tamanho dos tricomas na estação E2 indicam a influência do interrompimento dos efluentes tratados na ETE durante os períodos mais intensos de chuvas da região. Provavelmente, a turbulência da água, influenciada pela ação dos ventos nesse período, revolveu as cianobactérias depositadas nas camadas mais profundas para a superfície, durante o processo de “mixed layer”, misturou toda coluna d’água na região do hipolímnio, processo que influencia a distribuição e densidade fitoplanctônica na coluna d’água. Ademais, o tempo de retenção dos efluentes na lagoa de estabilização, durante o interrompimento do tratamento, foi um fator regulador importante, tanto no ponto de vista da recuperação de nutrientes, como da concentração da biomassa fitoplanctônica.

Por outro lado, o menor valor de células encontrado pertence à estação E3, situada no igarapé Grande. Ao analisar e comparar os resultados dos dados quantitativos da estação E3 com a concentração da *Chl a*, a pluviometria da região e o não aporte dos efluentes tratados na lagoa de estabilização no decorrer do mês de maio/jun./2010, pode-se inferir que, provavelmente, esses fenômenos acarretaram o baixo volume da biomassa da comunidade fitoplanctônica. Esse evento foi constatado pela média das células e quantidade de tricomas na estação em questão. O menor valor de densidade pode ser explicado, ainda, pelo efeito que o aumento da temperatura provoca no ambiente, como foi observado. Da mesma forma, a formação de florações de cianobactérias planctônicas, na estação E2, pode ser resultante do aumento do metabolismo dos microrganismos pelo tempo de retenção da água e, em consequência, ocorreu a elevação da taxa de reprodução, possibilitando a ocorrência de maior número de organismos na coluna d'água (aumento da abundância relativa). Esse resultado indica que ocorreram condições ambientais para eventos de florações tanto de cianobactérias quanto de outros grupos que se sucedem ao longo dos diferentes períodos sazonais da região.

Por convenção e para facilitar o entendimento do estudo denominou-se o material algáceo coletado nas estações E2 (deságue/calha) e E3 (montante/deságue) depois de liofilizado como: S2 (p. seco, estação E2), S3 (p. seco, estação E3), C2 (p. chuvoso, estação E2) e C3 (p. chuvoso, estação E3).

As concentrações utilizadas para realizar os testes de toxicidade do material algáceo (S2 e S3) variaram de 1 mg mL^{-1} a 100 mg mL^{-1} , e as doses variaram de 50 mg Kg^{-1} a 5000 mg Kg^{-1} por peso corporal dos camundongos (p.c), conforme tabela 6.

Tabela 6 - Concentração do extrato algáceo (S2 e S3) e doses dos materiais correspondentes as estações E2 e E3 no período seco no município de Boa Vista - RR.

Extrato algáceo das estações E2 e E3 (p.seco)	Ano 2010			
	S2-S3			
Concentração (mg mL^{-1}) (S2 e S3)	1	10	50	100
Dose (mg Kg^{-1} p.c)	50	500	2.500	5.000

Os testes toxicológicos com extrato algáceo (S2) das florações de cianobactérias *P. agardhii*, da estação E2, no período seco, não resultaram em mortalidade dos camundongos.

Mesmo aqueles em que foram aplicadas concentrações mais altas de 100 mg mL^{-1} apresentaram apenas reação de debilidade durante o teste.

No entanto, o material algáceo (S3) utilizado para o teste de bioensaio da estação E3, no Igarapé Grande, apresentou mortalidade de 75% de indivíduos nos quais foram aplicados a concentração do extrato de 100 mg L^{-1} exposto na figura 24.

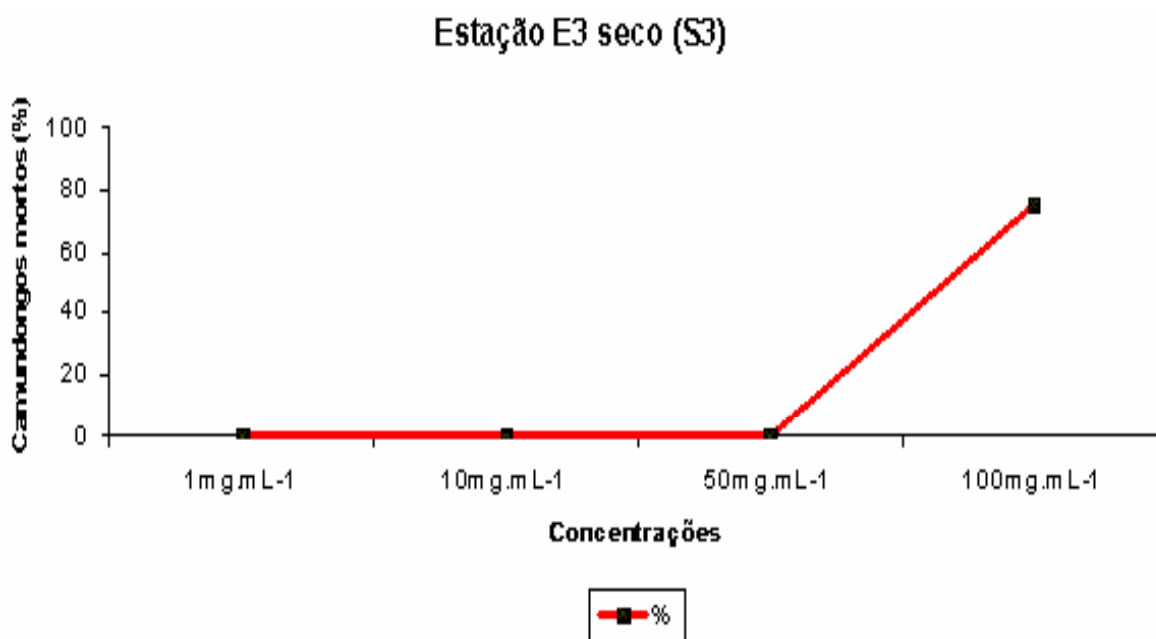


Figura 24 - Porcentagem de *Swiss albino* mortos em função da concentração do extrato algáceo de *P. agardhii*, coletadas na estação E3 (p. seco) no Igarapé Grande no município de Boa Vista - RR.

Constatou-se que, na estação E3 no período seco, a concentração letal que matou 50% da população testada, num período de 24 h (DL_{50} 24h) foi de $79,37 \text{ mg mL}^{-1}$, com estimativa de 95 % de confiabilidade, variando de 60,8 a $103,6 \text{ mg L}^{-1}$. Essa DL_{50} 24h corresponde a uma dose letal de $3.968,5 \text{ mg Kg}^{-1}$ de peso corporal dos camundongos (p.c), conforme tabela 7.

Durante o processo de liofilização no laboratório da FIOCRUZ - AM, as amostras pertencentes à estação E3 do período chuvoso foram perdidas, em virtude de danos no aparelho Termo Savant (liofilizador).

Tabela 7 - Concentração do extrato algáceo (mg mL^{-1}) e doses (mg Kg^{-1} p.c) (S3), na estação E3 no igarapé Grande (período seco) e (C2) na estação E2 (período seco) no município de Boa Vista RR.

Concentração do extrato algáceo dose e letal	Ano 2010		
	Concentração do extrato (mg mL^{-1})	Limite de Confiança 95%	DL ₅₀ – 24h (mg Kg^{-1} p.c)
S2 (p. seco E2)	*	*	*
S3 (p. seco E3)	79,37	60,78 103,64	3.968,5
C2(p. chuva E2)	63,40	30,33 132,53	3.170

*Não ocorreu mortalidade no material S2 pertencente à estação E2 período seco.

O material algáceo (C2) utilizado para realizar os testes de toxicidade das florações de cianobactérias *P. agardhii*, da estação E2, no período de chuvas variaram de 1 mg mL^{-1} a 150 mg mL^{-1} e as doses variaram de 50 mg Kg^{-1} a 7.500 mg Kg^{-1} (p.c). Vale observar que, durante os experimentos, fez-se necessário realizar um ajuste nas concentrações e doses a serem administradas nos camundongos, em virtude do peso corporal, totalizando cinco concentrações e cinco doses diferentes, conforme tabela 8.

Tabela 8 - Concentração do extrato algáceo (C2) e dose (DL₅₀ – 24h), da estação E2 na ETE-RR, no período de chuva, no município de Boa Vista RR.

Extrato algáceo estação E2	Ano 2010				
	C2				
Concentração do extrato. algáceo (mg mL^{-1})	1	10	50	100	150
Dose DL ₅₀ – 24h (mg Kg^{-1} p.c)	50	500	2.500	5.000	7.500

Estima-se que a concentração letal do extrato algáceo (C2) que matou 50 % da população testada, num período de 24 h, correspondeu a uma concentração de extrato de $63,40 \text{ mg mL}^{-1}$, com limite de confiança de 95 %, variando de 30,33 a $132,53 \text{ mg mL}^{-1}$. Essa DL₅₀ 24hs corresponde a uma dose de 3.170 mg Kg^{-1} de p.c, de acordo com a tabela 5.

A realização dos testes toxicológicos com extrato algáceo (C2) no período chuvoso, obtido das florações das cianobactérias da estação E2, no deságue da calha, apresentou mortalidade de 25 % dos indivíduos, em concentrações de 50 mg L⁻¹ e 100 mg L⁻¹ e 75 % dos indivíduos na concentração de 150 mg L⁻¹.

A figura 25 apresenta os resultados dos testes toxicológicos com extrato algáceo (C2) realizados na estação E2 no período chuvoso.

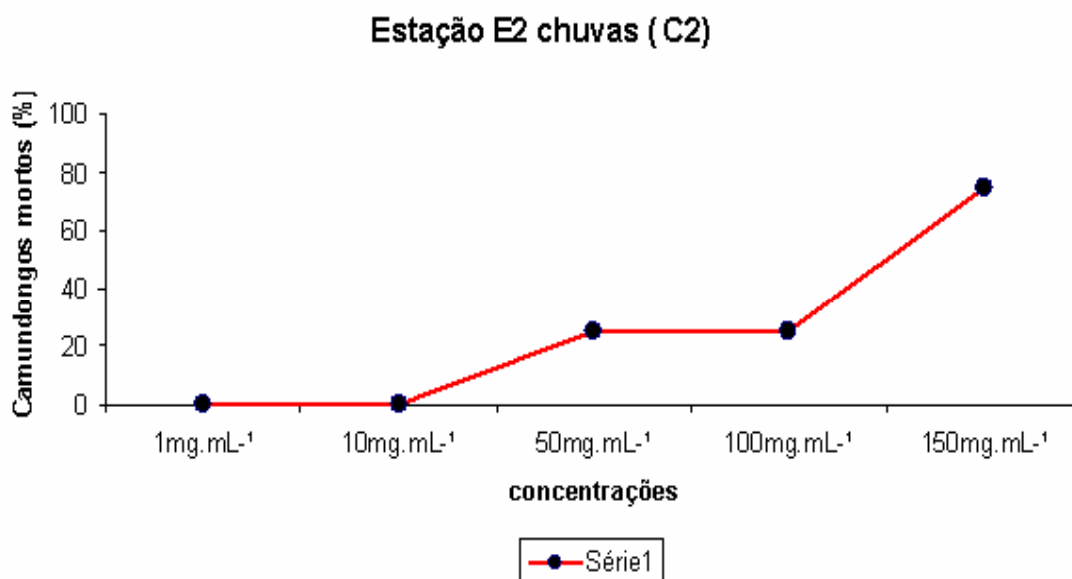


Figura 25 - Porcentagem de *Swiss albino* mortos em função da dose aplicada em (mg L⁻¹) do material algáceo de cianobactérias *P. agardhii*, coletadas na estação E2 no período de chuva, no município de Boa Vista - RR.

Após o experimento, foram selecionados para necropsia dois camundongos, um pertencente ao grupo de controle e outro pertencente ao experimento. No grupo de controle não houve mortalidade, por isso, procedeu-se ao sacrifício de um dos camundongos para realização de necropsia do fígado.

Na necropsia, do fígado do camundongo a óbito pertencente ao experimento, identificou-se uma hemorragia intrahepática que sugerem hepatotoxicidade causadas pelas cianotoxinas no fígado dos *Swiss albino* conforme figura 26.

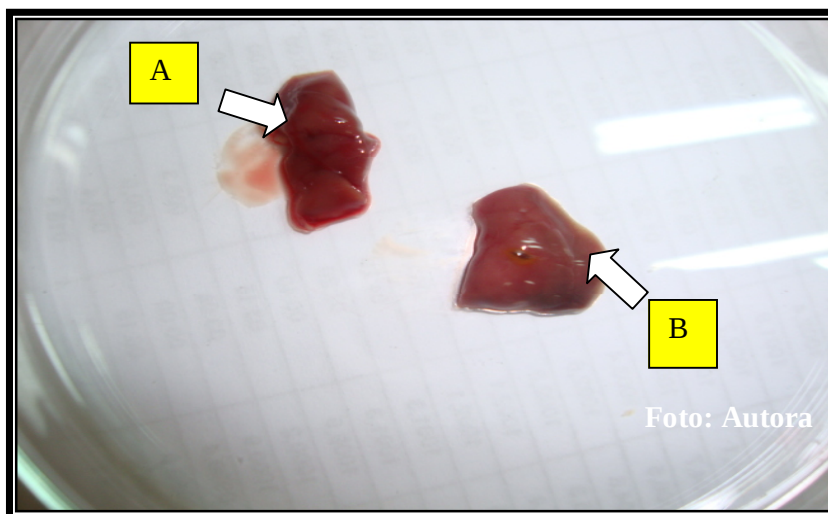


Figura 26 - Necropsia dos fígados dos camundongos *Swiss albino*, após o bioensaio (A); fígado sadio pertencente ao grupo controle, (B); fígado sugerindo hepatotoxicidade (hemorragia intrahepática).

A toxicidade indicada é do tipo comum envolvendo cianobactérias. É ocasionada por hepatotoxinas, que apresentam uma ação mais lenta, podendo causar a morte num intervalo de tempo de poucas horas a poucos dias (MERILUOTO; CODD, 2005).

Ao estudar essa hepatotoxina, Carmichael (1994) citou que os hepatócitos por meio dos receptores dos ácidos biliares promovem desorganização do citoesqueleto dos hepatócitos. Como consequência, o fígado perde sua arquitetura e desenvolve lesões internas. Essa perda é preenchida pelo sangue, que passa a fluir dos capilares para esses locais, provocando uma hemorragia intrahepática. Portanto, os animais com hepatotoxicose são levados à morte após a alteração cistoquelética das células do fígado, hemorragia intrahepática letal e/ou insuficiência hepática. Deste modo, a sua exposição subletais pode contribuir, a longo prazo, para o desenvolvimento de tumores cancerígenos.

O fígado do camundongo pertencente ao grupo controle após necropsia, não apresentou nenhuma alteração visível a olho nu.

Após os experimentos, os animais que não morreram em consequência do teste de bioensaio foram sacrificados pelo método físico de desnucamento cervical e acondicionados no aterro sanitário da cidade de Boa Vista - RR.

5.3 Resultados Estatísticos

Os estudos estatísticos multivariados para determinar as correlações, variâncias e classificação utilizados foram ANOVA, MANOVA e PCA. Entre os parâmetros físicos, químicos e biológicos foram estudados: pH, turbidez, OD, Cl_a , Fósforo-Total, Amônia-N e Temperatura da água. A escolha desse método deu-se pelo fato de já se ter dados experimentais destes ecossistemas aquáticos de Roraima, incluindo o igarapé Grande, monitorados pela Fundação de Meio Ambiente, Ciência e tecnologia (FEMACT) e a ETE-RR.

Foram realizados alguns estudos estatísticos no intuito de determinar se há alguma diferença significativa entre os valores determinados individualmente para os parâmetros estudados e sazonalidade e se há alguma correlação entre os parâmetros estudados e o valor do obtido para o nível de toxicidade.

A tabela 9 corresponde os dados iniciais obtidos. Com intuito de verificarmos se havia diferença significativa entre os valores determinados individualmente para os parâmetros estudados e sazonalidade foi utilizado o teste t empareado baseado na hipótese que os valores determinados para os diferentes parâmetros teriam concentrações diferentes entre as estações de coletas.

Tabela 9- Resultados iniciais nos períodos seco e chuvoso nas estações de coletas E1, E2 e E3.

	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
E	NH ₃	NH ₃	P	P	UT	UT	Cl _a	Cl _a	OD	OD	pH	pH	T	T
E1.1	0,186	0,310	0,047	0,383	7,07	20,34	0,697	1,353	3,93	2,1800	6,40	6,00	29,0	27,0
E1.2	0,529	0,333	0,034	0,733	24,83	8,00	1,315	0,309	3,72	4,9300	6,20	6,40	29,0	27,0
E1.3	0,220	0,153	0,034	0,090	86,04	12,00	0,673	0,870	3,14	3,9000	6,20	5,40	31,0	27,0
E2.1	9,510	9,250	0,820	0,633	870,07	813,33	154,523	132,611	4,50	2,8400	8,30	7,40	30,0	28,0
E2.2	6,310	12,346	0,810	1,100	716,03	580,67	56,304	164,223	4,48	1,7500	8,60	7,80	28,0	28,0
E2.3	9,946	9,510	0,396	0,316	762,47	630,00	33,409	28,365	4,84	4,1200	8,90	8,70	28,0	28,0
E3.1	20,570	14,170	0,186	0,133	550,44	490,00	36,083	30,263	4,40	2,6000	7,30	6,30	29,0	27,0
E3.2	18,980	12,710	0,396	0,900	112,32	14,33	34,047	8,773	3,78	3,8700	6,90	6,70	29,0	30,0
E3.3	21,493	13,070	-	-	293,76	496,00	12,264	11,489	3,80	3,6000	7,20	7,20	27,0	28,0

Coleta e repetições (E x.y), onde 'x' significa a estação e 'y' a repetição. Os valores (Px) correspondem aos períodos (P1) seco e (P2) chuvoso

Os valores obtidos no teste t (EMPAREADO) entre as estações de coleta E1 e EC1, E2 e EC2 e E3 e EC3 estão exposto na tabela 10.

Tabela 10 - Resultados dos testes (t) para as amostras pareadas, demonstrado pelos valores de p-bilateral $\alpha=0,05$ com intervalo de confiança de 95%

Parâmetro	t_{obs}	t_{cri}	p-bilateral	GL	α
NH ₃	1,766	2,306	0,270	8	0,05
P	-1,775	2,366	0,119	7	0,05
UT	1,159	2,306	0,280	8	0,05
CLa	-0,412	2,306	0,691	8	0,05
OD	1,175	2,306	0,125	8	0,05
pH	3,154	2,306	0,014	8	0,05
TEMP.	1,971	2,306	0,084	8	0,05

A tabela 10 mostrou não haver diferenças significativas entre a maioria das variáveis estudados nas estações de coleta nos períodos seco e chuvoso, exceto para o valor do pH. A interpretação do teste consiste em verificar se a hipótese aceita e a nula (H_0) ou a alternativa (H_a). Na hipótese H_0 não há diferenças significativas a 95% de confiança entre os valores obtidos para cada parâmetro entre os períodos seco e chuvoso e a hipótese (H_a) que há diferenças significativas. Nos valores em que p-bilateral é maior do que o valor de $\alpha=0,05$ a 95% de confiança a hipótese H_0 é aceita, caso contrário a hipótese H_0 é rejeitada e a hipótese H_a é aceita.

Com base no resultado obtido foram realizados os testes de ANOVA/MANOVA para confirmar o que o teste t (EMPAREADO) havia determinado.

Tabela 11 - Resultado de ANOVA/ MANOVA, dos parâmetros físicos e químicos durante os períodos seco e chuvoso.

Origem das variância (períodos seco e chuvoso)							
Parâmetro	Entre(SS)	Dentro(SS)	Entre (MS)	Dentro(MS)	F_{crit}	F_{obs}	p-nível
NH ₃	14,309	907,751	14,031	56,724	4,494	0,247	0,625
P	0,153	1,685	0,153	0,120	4,600	1,271	0,279
UT	7134,390	1798083,519	7134,390	11238021,990	4,494	0,063	0,804
CLa	133,068	49317,553	133,068	3082,347	4,494	0,043	0,838
OD	2,569	10,680	2,569	0,668	4,494	3,848	0,067
pH	0,934	16,736	0,934	1,046	4,494	0,822	0,358
T.	5,556	18,444	5,556	1,153	4,494	4,819	0,043

O resultado da análise de variância é resumido na tabela 11, mostrou que não havia diferença significativa entre as variáveis nos período seco e chuvoso demonstrado pelo p-nível $> (\alpha=0,05)$ a 95% de confiança, excetuando a variável temperatura. ($F_{Obs} > F_{Crítico}$). O que é importante observar é que a variável temperatura é praticamente constante entre os pontos de coleta, isso poderá ser explicado pela alta capacidade calorífica da água.

Por meio dos resultados obtidos para o teste do t (empareado) e ANOVA foi possível reduzir a tabela 7 e utilizar a média entre o período seco e chuvoso.

A tabela12 mostra os dados utilizados para realizar as análises estatísticas de Análise de Componente Principal (PCA), e Análise de Regressão Parcial com intuito de identificar se há correlação entre as variáveis estudadas e o teste de toxicidade.

Tabela 12 - Resultado das análises estatísticas do (PCA) e Análise de Regressão Parcial entre os parâmetros no período seco e chuvoso.

E	NH ₃	P	UT	CLa	OD	pH	T.	TOX.
E1.1	0,248	0,430	13,709	2,0497	3,05	6,20	28,0	0
E1.2	0,431	0,768	16,417	1,624	4,32	6,30	28,0	0
E1.3	0,186	0,124	49,020	1,5433	3,52	5,80	29,0	0
E2.1	9,380	1,453	841,700	287,13	3,67	7,85	29,0	25
E2.2	9,328	1,910	648,350	220,53	3,11	8,20	28,0	25
E2.3	9,728	0,713	696,240	61,774	4,48	8,80	28,0	25
E3.1	17,370	0,319	520,22	66,346	3,50	6,80	28,0	75
E3.3	17,281	1,297	394,880	23,753	3,70	7,20	27,5	75

A tabela 13 mostra a estatística descritiva referente à tabela 12, os dados faltantes onde é possível ver o valor médio e desvio padrão de cada parâmetro.

Tabela 13 - Estatística descritiva dos dados das variáveis físicas químicas e toxicidade.

Variável	Observações	Obs. com dados faltantes	Obs. sem dados faltantes	Mínimo	Máximo	Média	Desvio padrão
NH ₃	8	0	8	0,187	17,370	7,994	7,162
P	8	0	8	0,124	1,910	0,877	0,620
UT	8	0	8	13,709	841,700	397,566	333,490
CLa	8	0	8	1,543	287,134	83,094	109,956
O ₂	8	0	8	3,055	4,480	3,671	0,510
pH	8	0	8	5,800	8,800	7,144	1,061
T.	8	0	8	27,500	29,000	28,188	0,530
TOX.	8	0	8	0,000	75,000	28,125	31,161

A tabela 14 apresenta a matriz de correlação de Pearson(n), onde podemos verificar a alta correlação entre o teor de concentração de amônia (NH₃) e a toxicidade (Tox.) em um nível significância alfa=0,05. As outras variáveis possuem uma correlação pobre com a toxicidade (TOX.), ou seja, um valor menor do que 0,5.

Tabela 14 Matriz de correlação de Pearson (n)

Variáveis	NH ₃	P	UT	CLa	O ₂	pH	T.	TOX.
NH ₃	1	0,345	0,668	0,291	0,013	0,503	-0,416	0,967
P	0,345	1	0,602	0,742	-0,128	0,644	-0,168	0,191
UT	0,668	0,602	1	0,808	0,101	0,881	0,078	0,465
CLa	0,291	0,742	0,808	1	-0,213	0,626	0,373	0,096
OD	0,013	-0,128	0,101	-0,213	1	0,275	-0,088	-0,038
pH	0,503	0,644	0,881	0,626	0,275	1	-0,169	0,276
T.	-0,416	-0,168	0,078	0,373	-0,088	-0,169	1	-0,473
TOX.	0,967	0,191	0,465	0,096	-0,038	0,276	-0,473	1

Valores em negrito são diferentes de 0 com nível de significância alfa=0,05

A tabela 15 apresenta os valores de R² para as correlações, notar o valor de R²=0,936 indicando mais uma vez que há uma boa correlação entre a variável (NH₃) e a toxicidade (TOX.).

Tabela 15 - Valores das correlações (R²) das variáveis.

Variáveis	NH ₃	P	UT	CLa	OD	pH	T.	TOX.
NH ₃	1	0,119	0,446	0,084	0,000	0,253	0,173	0,936
P	0,119	1	0,363	0,550	0,016	0,415	0,028	0,036
UT	0,446	0,363	1	0,653	0,010	0,776	0,006	0,216
CLa	0,084	0,550	0,653	1	0,045	0,391	0,139	0,009
OD	0,000	0,016	0,010	0,045	1	0,076	0,008	0,001
pH	0,253	0,415	0,776	0,391	0,076	1	0,029	0,076
T.	0,173	0,028	0,006	0,139	0,008	0,029	1	0,223
TOX.	0,936	0,036	0,216	0,009	0,001	0,076	0,223	1

Utilizando a técnica de análise de componentes principais aplicada aos dados da tabela 9, obtemos a tabela 16 com sete fatores representados pelo seu autovalor

Tabela 16 – Autovalores da variabilidade acumulada dos fatores.

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7
Autovalor	3,788	1,926	1,179	0,804	0,256	0,047	0,000
Variabilidade (%)	47,345	24,079	14,736	10,054	3,197	0,585	0,003
% acumulada	47,345	71,424	86,161	96,215	99,412	99,997	100,000

O fator cujo autovalor que tem uma magnitude maior do que a unidade são os eleitos. No entanto, na tabela 16 os fatores F1, F2 e F3 são significativos. O fator F1, F2 e F3 conseguem explicar 47%, 24,079% e 14,736 da variabilidade acumulada, respectivamente. Com os Fatores F1 e F2 é possível explicar mais de 70% da variável acumulada. Se dois fatores são capazes de explicar mais de 70% da variabilidade acumulada eles poderão ser eleitos para explicar a variabilidade dos dados.

A figura 27 mostra a porcentagem da variabilidade acumulada pelos fatores, e é possível verificar que F1 e F2 correspondem a mais de 70% da variabilidade acumulada.

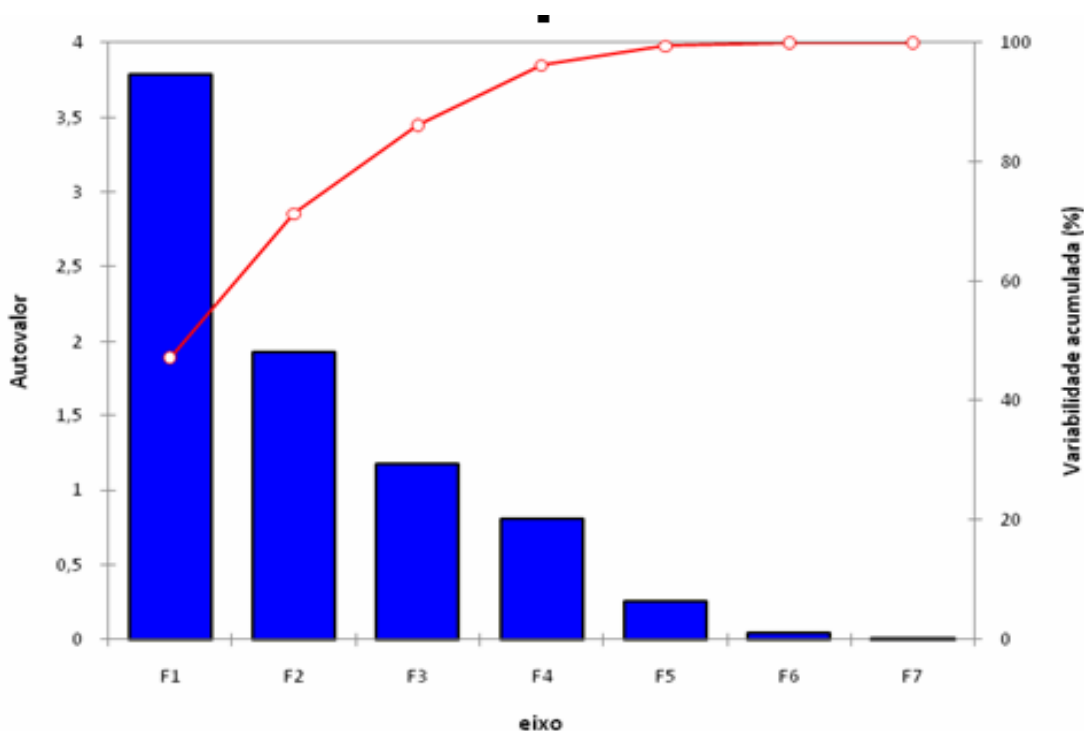


Figura 27 - Porcentagem da variabilidade acumulada entre os fatores NH₃, P, UT CLa OD, pH e T..

A tabela 17 apresenta a correlação entre os fatores e as variáveis. De acordo com a tabela a variável responsável que acumula a maior variabilidade das amostras representada no fator (F1) é a turbidez (UT) e representada no fator (F2) é a temperatura (T).

Tabela 17 - Correlação entre os fatores e as variáveis.

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7
NH ₃	0,796	-0,525	-0,145	0,258	-0,047	-0,023	-0,008
P	0,749	0,288	-0,107	-0,508	-0,282	-0,081	0,002
UT	0,938	0,207	0,120	0,212	0,132	0,028	0,011
Cl _a	0,739	0,632	-0,157	0,042	-0,078	0,146	-0,005
OD	0,029	-0,174	0,955	0,106	-0,211	0,031	0,000
pH	0,856	0,144	0,371	-0,148	0,285	-0,077	-0,005
T.	-0,198	0,789	-0,023	0,563	-0,101	-0,102	-0,001
TOX.	0,627	-0,672	-0,239	0,288	-0,119	-0,016	0,003

A figura 28 é denominada de ciclo de correlação e mostra a projeção das variáveis iniciais no espaço dos fatores.

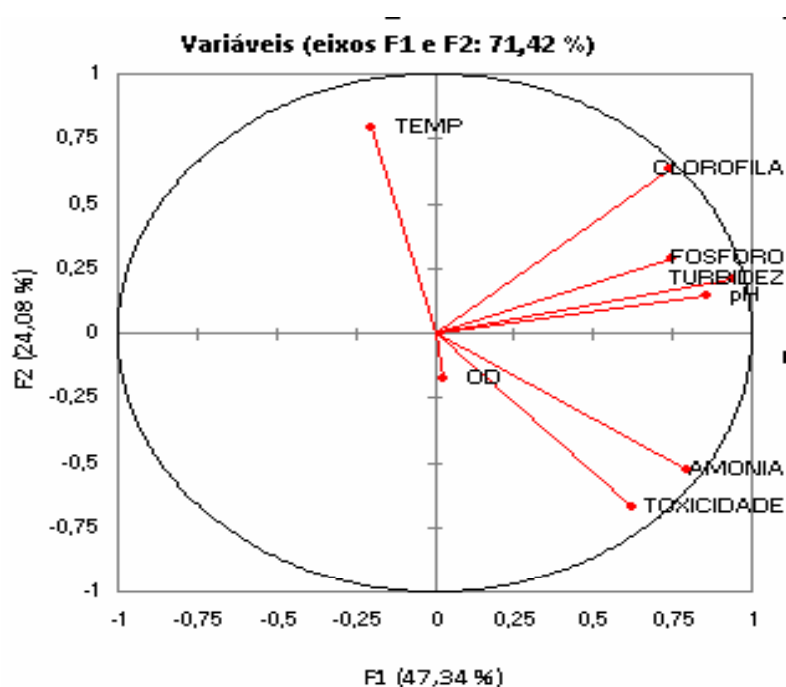


Figura 28 - Ciclo de correlação entre as variáveis NH₃, P, UT, Cl_a, OD, pH, T. e TOX.

Observamos que se duas variáveis estão afastadas do centro as variáveis poderão apresentar uma correlação positiva (r tende a 1), negativa (r tende a -1) ou nula (r tende a 0). Se os vetores fecharem um com o outro poderemos inferir uma correlação positiva (r fecha para 1), se os vetores estão ortogonais podemos inferir que não existe correlação entre as variáveis (r tende a 0) e se estão de lados opostos eles estão negativamente correlacionado (r tende para -1).

Quando as variáveis fecham no centro, isso poderá significar que alguma informação poderá ter sido transferida para outro fator. Será necessária a projeção de um terceiro fator para confirmar se há ou não correlação.

Observando o gráfico 28 é possível inferir a correlação entre a toxicidade (Tox.) e a amônia (NH_3), e uma correlação entre clorofila-*a* e turbidez e fósforo. Entre a temperatura (T) e oxigênio dissolvido (OD) há uma correlação negativa, pois são inversamente proporcionais.

Essas inferências são observadas na matriz de Pearson(n) na tabela 14.

A figura 29 corresponde à projeção das estações de coleta e variáveis no espaço dos fatores.

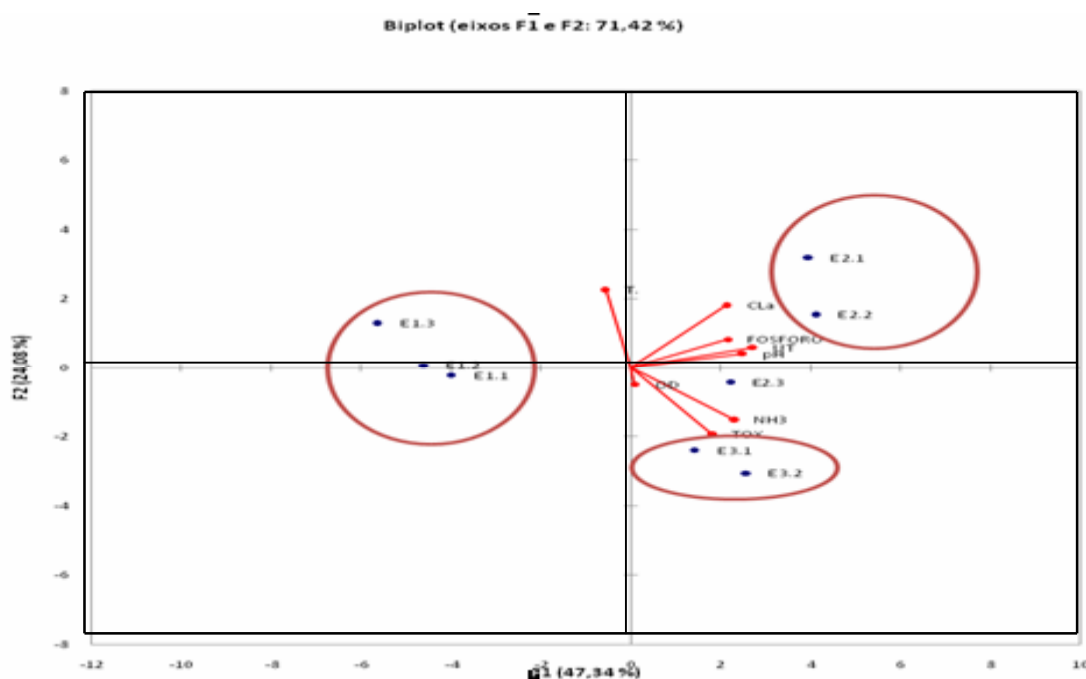


Figura 29 - Projeção das estações de coletas e influencia da ETE-RR, na qualidade da água do Igarapé Grande.

E possível inferir a influência do deságue da estação de tratamento na qualidade de água do igarapé Grande. As estações de coleta (E1) a montante do deságue, (E2) no deságue/calha e (E3) a jusante/deságue, mostram características bem distintas o que pode ser atribuído a modificações a qualidade provocada pelo lançamento do efluente no corpo receptor.

No decorrer da realização do experimento foi comprovada a presença de cianobactéria do gênero *P. agardhii* e formação de florações ao longo do período sazonal

A presença da possível hepatotoxina em cianobactérias acarreta vários problemas de saúde humana. Fato comprovado por situações reais reportadas mundialmente. É sabido que, muitas pessoas, após o contato com águas com cianobactérias em florações, seja em atividades recreacionais ou pelo consumo de águas de reservatórios contaminadas, apresentaram sintomas indicadores Cabe mencionar que hepatotoxicose, irritação na pele, diarreias, entre outras reações, são casos de contaminação em populações humanas, que podem, além desses riscos, ser acometidos por tumores carcinogênese (CARMICHAEL, 1994). Vê-se, pois, que a presença de cianobactérias em ambientes aquáticos deve ser considerada como problema de saúde pública.

Os testes de bioensaio em camundongos, realizados com amostras de cianobactéria do gênero *P. agardhii*, coletadas nas estações E2 (deságue/calha) e E3 (jusante/deságue), resultaram em hepatotoxicidade. Revelaram, também, que o ambiente contém aporte excessivo de matéria orgânica (decorrente de florações e de esgotos), causando severas alterações no balanço de oxigênio como demonstrado na figura 14 A e B. Nesse caso, a maior parte dos organismos desaparece e/ou é substituída por alguns poucos indivíduos especializados tolerantes a baixos níveis de oxigênio (ESTEVES, 1998). Como foi observado durante o estudo, a adaptação, tolerância e dominância de cianobactérias planctônicas *P. agardhii*, no ambiente estudado, representam risco à saúde da população, uma vez que a água da ETE retorna para o rio Branco e este é utilizado como fonte de abastecimento, alimento e lazer.

As cianobactérias são encontradas imersas na coluna e/ou suspensas na lâmina d'água e não apresentam locomoção suficiente para vencer os movimentos da água. Além disso, esses organismos, embora microscópicos, possuem densidade ligeiramente superior ao da água e, por esse motivo, necessitam de adaptações que impedem ou reduzem sua emersão. Essas adaptações constituem-se de células com vesícula de gás ou de ampliação da superfície celular, permitindo que as cianobactérias sobrevivam tanto na superfície como imersas na coluna d'água (MOSS, 1998).

Segundo Chorus e Bartram (1999), a distribuição vertical das cianobactérias está relacionada à penetração da luz no espectro visível, em aproximadamente 400 nm e 700 nm, atenuando-se na coluna d'água. Quanto à distribuição horizontal, está relacionada aos fatores que modificam a taxa de crescimento da comunidade, como: nutrientes, herbivoria, diferença de temperatura. Também são responsáveis pela distribuição das populações na extensão do local: ventos, correntes e profundidade. Esses fatores contribuem para formação de natas na superfície da água, mudando a estética visual do local. Durante o estudo, observou-se que, na estação E2 e E3, a presença de grande número de cianobactérias do gênero *P. agardhii*. Elas cresceram intensivamente e em rápido intervalo de tempo, em pontos diferentes, seguindo intensidade e direção do vento. A origem dos frequentes eventos de florações foi confirmada quando se analisou a concentração da *Cla*, nas estações de coletas, sendo ela considerada um dos principais pigmentos responsáveis pela fotossíntese fitoplanctônica. O conhecimento de sua concentração indicou a quantidade de biomassa dos fitoplânctons existentes no corpo aquático. As observações durante esses eventos foram significativos nos dois períodos sazonais, acompanhados sempre de florações mediante as condições ambientais, como: intensa luminosidade do local, pH acima de 7,5, diferentes temperaturas do ar variando entre 25 °C a 34 °C (alterando a morfologia das células), elevado teor de clorofila e turbidez biogênica. Toda essa mistura líquida foi ocasionada pela ação do vento, tornando-a homogênea e facilitando o surgimento de florações no local.

A carga de nutrientes é a provável causa principal de florações de cianobactérias provenientes de fonte pontual ou difusa. Durante o estudo, o nitrogênio amoniacal, considerado um elemento importante no metabolismo das cianobactérias, confirmou-se como elemento essencial da composição molecular de proteínas e enzimas dos quais dependem a sua sobrevivência. Não obstante, a transformação do nitrogênio em nitrato e amônia por esses organismos, durante o estudo, demonstra que esse componente se constituiu uma das importantes fontes para as cianobactérias. Sua ausência é fator limitante na produção desses organismos que, através de sua membrana celular, absorvem o nitrogênio com rapidez e com baixo consumo de energia, facilitando o seu metabolismo (TUNDISI, 1990). É mister enfatizar que o excesso de nitrogênio amoniacal foi a causa de toxidade nas cianobactérias do gênero *P. agardhii*. Correlacionando os dados analisados, evidencia-se que os resultados foram significativos por apresentarem padrões diferentes e números de células distintos entre as estações. O ambiente investigado apresenta características favoráveis à proliferação dos organismos fitoplanctônicos, contribuindo, dessa forma, para o aumento quantitativo dos tricomas encontrados em duas estações (E2 e E3), nos dois períodos de coleta.

Comprovou-se que o processo de amonificação acontece a partir da decomposição da matéria orgânica por microrganismo aeróbico e anaeróbico, excreção biológica e pela amonificação do nitrato. Nesse ponto, vale ressaltar que a concentração do nitrogênio amoniacal analisada na estação E2 foi significativa quando relacionada aos índices encontrados na estação E1, em que o nitrogênio encontrava-se dentro dos padrões e aos índices da estação E3, em que o nitrogênio encontrava-se abaixo de E2, contudo acima do recomendado pelo CONAMA (BRASIL, 2005).

Sabendo-se que o fósforo é essencial para os organismos, por estar envolvido no processo de armazenamento de energia (ATP/ADTA) e ligado às estruturas do DNA e RNA, buscou-se conhecer sua influência para produtividade das cianobactérias. Observou-se que os valores de concentração de fósforo total na E2 foram altos e gerados pela presença de matéria orgânica e esgoto doméstico processado naquele ambiente. Esses índices revelam uma competição entre as macroalgas e cianobactérias, pois ambas necessitam do fósforo para sobreviver. Nessa competição, as cianobactérias levam vantagem sobre as macroalgas em virtude de sua capacidade de absorção e reserva. O predomínio das cianobactérias resulta na redução populacional de outros organismos aquáticos. Como as cianobactérias armazenam fósforo em suas células, sua biomassa tende a aumentar mesmo quando a concentração de fósforo for exaurida. O material orgânico fosfatado tende a manter-se no ambiente, em virtude das cianobactérias promoverem sua remineralização (TOMAZ, 2006). Ou seja, após a senescência do fitoplâncton ou através do “stress” ou devido à baixa luminosidade e redução de temperatura na região do epilímnio, o fósforo permanece na cadeia trófica.

Ressalta-se que todo processo de amonificação ocorre em virtude da precipitação no próprio local ou nas cabeceiras dos corpos d’água. As alterações das variáveis bióticas e abióticas ora avaliadas apresentaram um tipo de distribuição que acompanhou as chuvas da região Amazônica e as variáveis climáticas da região, mostraram-se relacionadas com as flutuações do nível d’água nos ambientes.

Atualmente, devido ao adensamento populacional, a área no entorno da lagoa e do igarapé Grande encontra-se totalmente ocupada por invasores que, por viverem em habitações improvisadas, fazem uso do corpo aquático como depósito de lixo, lazer e pesca (APÊNDICE E.). É mister destacar que a contaminação do igarapé Grande, conforme já mencionado, também é decorrente do tratamento inadequado dos efluentes na ETE-RR.

Dessa forma, a água do igarapé Grande, a partir da estação delimitada neste trabalho, assim como a água do rio Branco, enquanto receptor, passa a ser considerada uma fonte perigosa para o homem, animais e organismos aquáticos, com exceção das cianobactérias.

6 CONCLUSÃO

Foi confirmada a presença de cianobactéria da espécie *Planktothrix agardhii*, durante os meses de coletas nos períodos sazonais (seco e chuvoso), no deságue da Lagoa de Estabilização e na jusante do deságue no igarapé Grande. Este fato indica que a Estação de Tratamento de Esgoto do município de Boa Vista foi a fonte de entrada dessa espécie de cianobactéria no igarapé Grande, afluente do principal rio do Estado de Roraima.

O aumento da biomassa fitoplanctônicas foi proporcional com o elevado teor da Cla durante o período de coletas, indicando sua distribuição na superfície da água. Constatou-se a presença de florações de cianobactérias ocorrida no deságue/calha estação (E2), durante os dois períodos sazonais, afetando inclusive a qualidade físico-química da água do igarapé Grande.

Os testes paramétricos indicaram não houve diferença significativa entre os períodos seco e chuvoso. Assim, constatou-se que o parâmetro de maior contribuição para a toxicidade nas estações de coletas E2 (deságue/calha) e E3 (jusante do deságue) é a amônia (NH_3), confirmados pelo teste quimiométricos PCA.

O extrato algáceo S3 (seco, estação E3) e C2 (chuvoso, estação E2) revelaram toxicidade mediante os testes de bioensaio em camundongos com DL_{50} -24 horas, em doses acima de 2.500 mg Kg^{-1} (p.c) e concentrações de extrato celular superior a 50 mg mL^{-1} . Os testes resultaram na mortalidade de 75 % dos indivíduos testados na dose de 100 mg mL^{-1} , na estação E3 (jusante/deságue), no período seco. Os resultados da estação E2 (deságue/calha) apresentou mortalidade de 25 % de indivíduos, na dose de 50 mg mL^{-1} e 100 mg mL^{-1} ; e 75 % dos indivíduos testados, com dose de 150 mg mL^{-1} , no período chuvoso.

O nível de toxicidade das amostras foi baixo e o resultado aqui apresentado tem possível implicação para a saúde pública, em função da eventual contaminação da água servida com células de cianobactérias e consequente exposição crônica da população local aos efeitos deletérios desses compostos.

REFERÊNCIAS

- ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. Modern Approach into classification system of Cyanophytes: Oscillatriales. **Arch Hydrobiol**, Suppl Algol. Stud, London, v. 53, n. 3, p. 327-472, maio. 1988.
- ANIDO, M. N. R. **Caracterização hidrológica de uma microbacia experimental visando identificar indicadores de monitoramento ambiental**. Piracicaba, 2002. 169f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.
- APHA. **Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater**. Washington: APHA/ AWWA/WEF, 1998. 2180 p.
- ARAÚJO, L. M. N.; MORAES, A.; BOAS, M. V.; PEREIRA, V. S. A.; SALES, A.N.; ARAÚJO, F. A. Estudo dos principais indicadores da qualidade da água na bacia do rio Paraíba do Sul. In: **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. 27, 2007, São Paulo: **Anais...** São Paulo, USP, 2007, 410p. p 1-16.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898**: preservação e técnica de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987. 22p. Disponível em: <<http://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=5400>>. Acesso em: 12 mar. 2010.
- AZEVEDO, S. M. F. O. ; EVANS, W. R.; CARMICHAEL, W. W. ; NAMIKOSHI, M. First report of Microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium Microcystis Aeruginosa., **Journal of Applied Phycology**. Dordrecht, Holanda, v. 6, n. 2, p. 261 - 265, agos. 1994.
- AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de cianobacterias: Causas e conseqüências para a saúde humana. **Medicina On-Line**, Botucatu, v. 1, n. 3, p.70 - 83, jul./ago./set. 1998. Disponível em: <http://www.medonline.com.br/med_ed/med3/lerler36.htm>. Acesso em: 16 nov. 2009.
- AZEVEDO, S. M. F. O. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruarú, Brasil. **Reviews_in Toxicology**, v. 13, n. 2, p. 225 - 228. 2002. Disponível em: <<http://mail.fq.edu.uy/~inmuno/curso%20microcistinas/bibliografia/hemodialysis%20accident2.pdf>>. Acesso em: 08 jan.2010.
- AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. Toxinas de cianobactéria: Causas e

Consequências para a Saúde Pública. **Medicina On-Line**, São Paulo, v. 1, n. 3, p.1-22, 2002. Disponível em: http://www.medonline.com.br/med_ed/med3/microcis.htm>. Acesso em: 08 jan. 2010.

AZEVEDO, S. M. F. O. South and Central América: Toxic cyanobacteria. In: CODD; G.; AZEVEDO, S. M. F. O.; BAGCHI, S. N., CARMICHAEL, W. W.; HARDING, W. R.; KAIA, K.; UTKILEN, H. C. **Cyanonet**: a global network for cyanobacterial bloom and toxic risk management. Paris: UNESCO, 2005. p. 115 - 126.

AZEVEDO, S. M. O.; VIEIRA, J. M. S.; AZEVEDO, M. T. P.; HONDA, R. Y.; CORREA, B. Toxic cyanobacteria and microcystin concentrations in a public water supply reservoir in the Brazilian Amazônia region. **Toxicon**, United States, v. 45, n. 7, p. 901 – 909, 2005. Disponível em: <http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias/article/>>. Acesso em: 14 maio 2010.

AZEVEDO, S. M. F. O.; MAGALHÃES, V. Metodologia para quantificação de cianotoxinas. In: PÁDUA, V.L. (Org.). **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 467-503.

BARBOSA, R. I. Distribuição das chuvas em Roraima. In: Barbosa, R. I.; Ferreira, E; Castellon, E. **Homem, ambiente e ecologia no Estado de Roraima**. Manaus; INPA, 1997. P. 249-265.

BARROS, F. M. **Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico nas águas do Rio Turvo Sujo**. Viçosa, 2008. 105f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental, Universidade Federal de Viçosa.

BIANCHINI, I. J.; SANTINO, M. C. As rotas de liberação do carbono dos detritos de macrófitas aquáticas. **Oecology. Brasiliense**, New York, v. 12, n. 1, p. 20 – 29, jul. 2008. Disponível em: <http://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2880799>. Acesso em: 2 out. 2010.

BICUDO, C. E. M.; BICUDO, R. M. T. **Algas de Águas Continentais Brasileiras**: Chaves ilustradas para identificação de gêneros. São Paulo: FUNBEC, 1970. 228 p.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gênero de algas de águas continentais do Brasil**: Chave de identificação e descrições. São Carlos: RIMA, 2005. 508p.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; OLIVEIRA, M. C., YUNES, J. S. Cianobactérias tóxicas. **Biotecnologia Ciências e Desenvolvimento**, São Paulo, v. 18, n. 23, p. 43 – 47, nov./dez. 2001.

Disponível em: <<http://www.biotecnologia.com.br/revista/bio23/cianobac.pdf>>. Acesso em: 12 dez. 2009.

BITTENCOURT, O. M. C.; MOLICA, R. J. R. Cianobactéria Invasora: aspectos moleculares e toxicológicos de *Cylindrospermopsis raciborskii* no Brasil. **Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**, São Paulo, v. 23, n. 30, p. 82 – 90, jan./jun. 2003.

BLACK, J. G. **Microbiology**: Principles and applications. Nova Jersey: Prentice Hall, 1999. 600 p.

BRANCO, S. M. **Hidrologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. São Paulo: CETESB, 1996. 640 p.

BRANCO, S. G. **Água, origem, uso e preservação**. São Paulo: Moderna, 1993. 502 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Aprova normas e o padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano. Portaria n. 36/MS/GM, de 19 de Janeiro de 1990. **Diário Oficial da União**. Brasília, p.106, jan. 2 Trim. 1990. Legislação Federal e Marginalia. Disponível em: <http://189.28.128.100/dab/docs/legislacao/portaria36_19_01_90.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. 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. Portaria n.1.469 de 29 de dezembro de 2000. **Diário Oficial da União**, Brasília, p11, out, 1 Trim. 2004. Legislação Federal e Marginalia. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacg/e/cd-cagua/ref/text/48.pdf>>. Acesso em: 14 mar. 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências Ministério da Saúde. Portaria n. 518, de 25 de março de 2004. **Diário Oficial da União**, Brasília, 15p, mar, 1 Trim. 2004 . Legislação Federal e Marginalia. Disponível em: <http://www.meioambiente.ufrn.br/conteudo/dma/projetos/portaria51804.pdf>. Acesso em: 17 mar. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, p 58-63, mar., 1 Trim. 2005. Legislação Federal e Marginalia.

Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 2 out. 2010.

BRASIL, Ministério da Aeronáutica. Departamento de Controle e Espaço Aéreo (DTCEA). **Sumário climatológico mensal 01**. Boa Vista, 2010.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2006. 118 p.

CARMICHAEL, W. W. The toxins of Cyanobacteria. **Scientific American**, New York, v. 271, n.1, p.78 - 86, jan. 1994.

CARMICHAEL, W. W. Toxic *Microcystis* and the environment. In: Watanabe, M.F.; Harada, K.; Carmichael, W. W.; Fujiki, H. **Toxic *Microcystis***. New York: Boca Raton, 1996. p. 103 – 148.

CARMICHAEL, W. W. Health effects toxin-producing cyanobacteria: “The cyanoHABs”. **Human and ecological risk assessment**, New York, v. 7, n. 5, p. 1393 - 1407, set. 2001.

CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos – fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo: FAPESP, 1994. 253 p.

CEBALLOS, B. S. O.; AZEVEDO; S. M. F. O.; BENDATE, M. M. A. Fundamentos biológicos e ecológicos relacionados à cianobactérias. In: PÁDUA, V. L. **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 23 - 81.

CHELLAPPA, N. T.; COSTA, M. A. M.; MARINHO, I. R. Harmful cyanobacterial Blooms semiarid freshwater ecosystems of North- Easter Brazil. Australian, **Society for Limnology**, Texas, v. 38, n. 2, p. 45-49, nov./dez. 2000.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. London: E e FN Spon, 1999. 416 p.

CHORILLI, M.; MICHELIN, D. C.; SALGADO, H. R. N. Animais de laboratório: o camundongo. **Revista de Ciências Farmacêuticas Básica**, Araraquara, v. 28, n. 1, p. 11 - 23, jul. 2007. Disponível em: <[Http://serv-bib.fcfcara.unesp/seer/index.php/Cien.Farm/article/view/340](http://serv-bib.fcfcara.unesp/seer/index.php/Cien.Farm/article/view/340)>. Acesso em: 16 mar. 2010.

CODD, G.A.; AZEVEDO, S. F. O.; BURCH, M. D.; CARMICHAEL, W. W.; HARDING, W.R.; KAYA, K. **Cyanonet** : a global network for cyanobacterial bloom and toxic rish management. Paris: IHP - UNESCO, 2005. 350 p.

COMPANHIA TECNOLÓGICA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidades das águas interiores do estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2005. 39 - 42 p.

COMPANHIA DE ÁGUAS E ESGOTOS DE RORAIMA - CAER. **Estação de tratamento de esgoto - ETE**. Boa Vista, 2008. Disponível em: <www.caer.com.br>. Acesso em: 16 mar. 2010.

COMPANHIA DE ÁGUAS E ESGOTOS DE RORAIMA - CAER. Lagoa de Estabilização para tratamento de esgoto doméstico da cidade de Boa Vista. **Estudo de Impacto Ambiental - EIA**. Roraima: Boa Vista, 1992. 130 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Determinação de fitoplâncton de água doce: Método qualitativo e quantitativo**. São Paulo: CETESB, 2005. 22 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Teste para avaliação de toxicidade aguda de cianobactérias. Método de ensaio**. São Paulo: CETESB, 1993, 764 p.

CRUZ, L. B. S.; PATERNIANI, J. F. S.; CARVALHO, R. M. B. Caracterização e manejo sustentável do solo na bacia do Rio Uberaba-MG. **Caminhos da Geografia**. Uberlândia, v. 4, n. 9, p.31 - 49, nov. 2003.

CYBIS, L .F.; BENDATI, M. M.; MAIZONAVE, C. R. M. WERNER, R.; DOMINGUES, C. D. Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: Caso da represa Lobo do Sabão e lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. In: PÁDUA, V.L. **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p 83-137.

EMBRAPA. Brasil vista do espaço. **Monitoramento por satélite**. Campinas: Ministério da Agricultura, 2004. Disponível em: <[http:// www.cd.brasil.cnpm.embrapa.br](http://www.cd.brasil.cnpm.embrapa.br)>. Acesso em: 12 dez. 2009.

ESBELL, D. M. **Influência do deságue do sistema de lagoas de estabilização na quantidade de nutrientes no igarapé Grande**. Boa Vista, 2006. 89f. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) – Programa de Pós Graduação em Recursos Naturais, Universidade Federal de Roraima.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FALCONER, I. R.; HARDY, S. J.; HUMPAGE, A. R.; FROCIO, S. M.; TOZER, G. J.; HAWKINS, P. R. Hepatic and renal of the blue-green alga (cianobacterium) *Cylindropermopsis raciborskii* in male Swiss *albino* mice. **Environmental Toxicology**, Califórnia, v. 14, n. 1, p. 143 – 150, set. 1999.

FERREIRA, L. P. H. **Remoção da biomassa algal e determinação da concentração de microcistina pelo método Elisa em ensaios de coagulação, sedimentação, filtração e adsorção**. São Carlos, 2004. 130f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) Programa de Engenharia Sanitária e Saneamento, Universidade de São Paulo.

FERNANDES, C. **Esgotos sanitários**. João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 1997. 196 p.

FERNANDES, L. F.; WOSIACK, A. C.; PACHECO, C. V.; DOMINGUES, L.; LAGOS, P. D. Cianobactéria e cianotoxinas. In: ANDRIOLE, C. V.; CARNEIRO, C. **Gestão de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Curitiba: SANEPAR, 2005. p. 305 - 366.

FIGUEIREDO, D. M. **Padrões limnológicos e do fitoplâncton nas fases de enchimento e de estabilização dos reservatórios do APM Manso e AHE Jaurú (Estado de Mato Grosso)**. São Carlos, 1996. 237f. Tese (Doutorado em ciências Biológicas) - Centro de Ciências Biológicas da Saúde, Universidade de São Carlos. Disponível em: <<http://www.cpap.embrapa.br/teses/online/TSE39.pdf>>. Acesso em: 19 dez. 2009.

FORMOSO, M. P. **Levantamento das Cianofíceas na lagoa de Estabilização da Companhia de Água e Esgotos de Roraima - CAER e possível influência dessas algas no Igarapé Grande, Município de Boa Vista - RR**. Boa Vista, 2004. 50 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Roraima.

FRITZONS, E.; HINDI, E.C.; MANTOVANI, L. E.; RIZZI, N. E. As alterações da qualidade da água do Rio Capivari com o deflúvio: Um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. **Engenharia sanitária e ambiental**, São Carlos, v. 8, n. 4, p. 239 - 248, out. 2003.

GOMES, J. A. A. Informações preliminares sobre a bio-ecologia de peixes elétricos (Ordem Gymnotiformes) em Roraima. In: BARBOSA, R. I.; FERREIRA, E. J. G.; CASTELLON, E. G. **Homem, ambiente e ecologia no estado de Roraima**. Manaus: INPA, 1997. p. 509 - 555. GOMES, N. A. **Estrutura da Comunidade de Algas Perifíticas no Igarapé Água Boa e rio Cauamé, município de Boa Vista, estado de Roraima, ao longo de um ciclo sazonal**. Manaus, 2000. 260f. Tese (Doutorado em Biologia de Água Doce e Pesca Interior) - INPA, Universidade do Amazonas.

GOMES, L. A. Saneamento básico: **Levantamento das condições sanitárias na área do pólo noroeste de Mato Grosso**. Brasília: Assessoria Editorial e Divulgação Científica, 1989. 54. p.

GOMES, L. N. L.; AZEVEDO, M. O. F. O. Técnica de manejo e pré-tratamento no manancial. In: In: PÁDUA, V. L. **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 141 - 171.

HART, J.; FAWELL, J. K.; CROLL, B. The fate of both intra-and extracellular toxins during drinking water treatment. **Water supply**, New York, v. 16, n. 2, p. 73 - 84, fev. 1998.

HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V. Trimmed Sperman- Karber method for estimatinb median lethal concentration in toxicity bioassays. **Environmental Science and Technology**, Shantou City, v. 11, n. 7, p. 714 - 719, nov. 1977.

HIROOKA, E. Y. ; PINOTTI, M. H. P.; TSUTSUMI, T.; YOSHIDA, Y.; UENO, Y. Survey of microcystins in water between 1995 and 1996 in Paraná, Brazil using ELISA. **Toxins**, New York, v. 7, p. 103 - 109, jan. 1999.

HORBE, A. M. C.; OLIVEIRA, L. G. S. Química de igarapés de água preta do Nordeste do Amazonas - Brasil. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 38, n. 2, p.753 - 760, maio. 2008. Disponível em; <<http://www.scielo.br/pdf/aa/v38n4/v38n4a20.pdf>>. Acesso em: 26 nov. 2010.

HYNES, H. B. N. **The biology of polluted waters**. Liverpool: University Press, 1960. 202 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL - IBAM. Abastecimento de água e esgotamento sanitário, produto. **Diagnóstico municipal integrado**, Salvador, v. 7, n. 53, p. 279 - 295, abr/ jun. 2005.

JARDIM, F. A.; FONSECA, Y. M. F. E.; AZEVEDO, S. M. F. O. Ocorrência de Microcystis viridis e Cylindrospermopsis raciborski tóxicas em mananciais da COPASA- MG. In: Simpósio Internacional de Engenharia Sanitária e Ambiental, 8, 2000, Belo Horizonte, . **Anais...** Belo Horizonte: UFMG, 2000. 500p. p. 381-386.

JORDÃO, C. P.; PEREIRA, M. G.; MATOS, A. T.; PEREIRA, J. L. Influence of domestic and industrial waste discharges on water quality at Minas Gerais Staes, Brasil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, São Paulo, v. 16, n. 2, p.134 – 137, jun. 2005. Disponível em; <<http://www.scielo.br>>. Acesso em: 6 jun. 2010.

KOMÁREK, J.; KOMÁRKOVÁ, J. Taxonomic review of the cyanoprokaryotic genera *Planktothrix* and *Planktothricoides*. **Czech Phycology**. Olomouc, v. 85, n 1 - 2, p. 1-34, set. 2004.

KOMÁREK, J.; KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ, J.; SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; SENNA, P. A. C. Two common *Microcystis* species (Chroococcales, Cyanobacteria) from tropical America, including *M. panniformis* sp. nov. **Cryptogamie, Algologie**, France, v. 23, n. 2, p. 159 - 177, ago. 2002. Disponível em: <http://www.refdoc.fr/Detailnotice?cpsidt=13740667&traduire=en>. Acesso em: 24 mar. 2010.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes - Chroococcales. **Algological Studies**, New York, v. 43, n. 2, p.157 - 226, nov. 1986.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Gyanophytesn - Nostocales. **Algological Studies**, New York, v. 56, n. 4, p. 247 - 345, out. 1989.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota**. Berlim: Spektrum Akademische Verlag, 2000. 759 p.

LAWTON, L.; MARSALLEK, B.; PADISÁK, J.; CHORUS, I. Determination of cyanobacteria in laboratory. In: CHOURUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health, consequences, monitoring and management**, London:E & Spon, 1999, p. 347 – 367.

MACEDO, J. A. B. **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas**: Parâmetros ambientais, águas, efluentes, detergentes /sanificantes, ensaio limite legislações, amostragem, química analítica alimentos. Belo horizonte: Varela, 2005. 601 p.

MACEDO. J. A. B. **Águas e águas**. São Paulo: Varela, 2001. 1027 p.

MATOS, A. T. Qualidade do meio físico ambiental. Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais. **Caderno Didático**, São Carlos, v. 8, n. 33, p. 14, jul./dez. 2006.

MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R. M.; AZEVEDO, S. M. S. O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon Rio de Janeiro- Brazil: Ecological implication and human health risk. **Toxicon**, Belém , v. 39, n. 2, p. 1077 - 1085. jun. 1989.

MATTHIENSEN, A. **Enviromental and laboratry studies on the properties end fate Microcystins from the cianobacteruim Microcistis**. Dundee, 1999. 307f. Tese (Doutorado em Biological Sciences) University of Dundee.

MATSUZAK, M.; MUCCI, J. L. N.; ROCHA, A. A. Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. **Saúde Pública**, São Paulo, v. 38, n. 5, out. 2004. Disponível em: <http://www.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-89102004000500010&lng=en&nrm=iso&tlng=en>. Acesso em: 2 dez. 2009.

MERILUOTO, J.; CODD, G. A. **Cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis**. New York: Ado Akademi University Press, 2005. 146 p.

MENESES, M. E. N. S.; COSTA, M. L.; COSTA, J. A. V. Os lagos do lavrado de Boa Vista - Roraima: físico-química da águas, mineralogia e química dos sedimentos. **Revista Brasileira de Geociências**, Curitiba, v. 37, n. 3, p. 478 - 489, set. 2007. Disponível em: <<http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/rbg/article/view/11395/8020>>. Acesso em: 12 dez. 2009.

MENDONÇA, J. M. S. **Avaliação da toxicidade de florações naturais e cultura de cianobactéria**: Efeitos sobre *Ceriodaphnia silvestrii* (CRUSTÁCEA-CLADOCERA). Rio Grande do Norte, 2006. 97f. Dissertação (Mestrado em Biologia Aquática) - Departamento de oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

MOLICA, R.; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 229 – 246, mar. 2009. Disponível em: <<http://www.ppgecologia.biologia.uf.php/oecologiabrasiliensis/article/viewFile/345/311>>. Acesso em: 16 out. 2010.

MOSCHINNI-CARLOS, V.; PÔMPEO, M. L. M.; HENRY, R. Temporal variation of the elements on the C, N, and P periphyton on the tropical aquatic macrophyte *Echinochloa polystachya* (SP-Brazil). **The Japanese Journal of Limnology**, Tokyo, v. 59, n. 3, p. 251 - 264, set. 1998.

MOTA, S. **Preservação e conservação de recursos hídricos**. Belo Horizonte: ABES, 1995. 221 p.

MOSS, B. **Ecology of fresh waters**: man and medium, past to future. London: Blackwell Science LTD, 3. ed. 1998 . 557p.

NETTO, G. F.; CARNEIRO, M. L. O.; COSTA, S. S.; CANCIO, J. A. **Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano**. São Paulo: FUNASA, 2003. 55 p.

OLIVEIRA, G. S. **O El Niño e você**: O fenômeno climático. São Paulo: Transtec, 2001. 116 p.

PICCINI-NETO, N. A.; MONTEIRO, E. M. G.; DINIZ, I. S.; FURTADO, E. F.; GOMES, N. A Identificação ambiental das microbacias do município de Boa Vista e sua relação com as algas perifíticas. In: Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Nordeste de Educação Tecnológica, 2007, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: CONNEPI, 2007. 460 p. p212.

RICKLEFS, R. E. **Economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogam, 2003. 503 p.

SANTOS, B. F. Criação e manejo de camundongos. In: ANDRADE, A., PINTO, S. C.; OLIVEIRA, R. S. **Animais de laboratórios: criação e experimentação**. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2002. p. 115-118.

SANT'ANA, A. C. **Urbanização e seus atuais reflexos sobre a qualidade ambiental do igarapé Caranã, Boa Vista RR**. Boa Vista, 2003. 175f. Monografia (Especialização em Meio Ambiente e Política Públicas) - Faculdades Cathedral.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; WERNER, V. R.; DOGO, C. R.; RIOS, F. R.; CARVAHO, R. L. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. **Algological Studies**, London, v. 13, n. 2, p. 251 - 265, ago. 2008. Disponível em: <http://www.ingentaconnect.com/content/schweiz/algo/2008/00000126/00000001/art00016>>. Acesso em: 10 dez. 2009.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; AGUARO, L. F.; CARVALHO, M. C.; CARVALHO, L. R. C.; SOUZA, C. R. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência, 2006. 58 p.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P. Identificação e ilustração dos principais gêneros planctônicos de cianobactérias. In: SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; AGUARO, L. F.; CARVALHO, M. C.; CARVALHO, L. R. C.; SOUZA, C. R. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência, 2006. p. 35-53.

SATELLES, J. L. **Consequências do lançamento do efluente da estação de tratamento de esgoto doméstico de Boa Vista-RR sobre o igarapé Grande**. Boa Vista, 2010. 105f. Dissertação (Mestrado em Química) - Programa de Pós-graduação em Química, Universidade Federal de Roraima.

SHARPLEY, A. N. Estimating phosphorus in agricultural runoff available to several algae using iron oxide papers strips. **Journal of Environmental Quality**, New York, v. 22, n.4 p.678 - 680, out./dez. 1993.

SCREMIN-DIAS, E. Adaptações das plantas: O retorno à origem aquática. In: Edna Scremin-Dias, Vali Joana Pott, Regis Catarino da Hora, Paulo Robson de Souza. **Nos jardins submersos da Bodoquena: Guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região.** Campo Grande: UFMS, 1999. 160 p.

SILVA, C. L. R. **Variação do espaço temporal da expansão urbana e da rede de drenagem da bacia do igarapé Grande na cidade de Boa Vista, Roraima.** Boa Vista, 2010. 120f. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) - Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais, Universidade Federal de Roraima.

SILVA, R. A. **Levantamento da comunidade de cianobactérias em trechos do Rio Turvo Sujo, localizados nas proximidades da cidade de Viçosa, MG.** Viçosa, 2008. 89p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Departamento de Botânica, Universidade Federal de Viçosa.

TALAMONI, J. L. B. **Efeito comparativo das comunidades planctônicas de lagoas de diferentes graus de trofia e uma análise do efeito de *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) sobre algumas espécies de microcrustáceos.** São Carlos, 1995. 300f. Tese (Doutorado em Ecologia), Programa de Engenharia Sanitária e Ambiental Universidade Federal de São Carlos.

TAVARES, L. H.; ROCHA, O. **Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos.** 2. ed. São Paulo: Rima, 2003. 340 p.

TEIXEIRA, M. G. L. C.; CARVALHO, V. L. P. PEREIRA, M. S.; HAGE, E. Gastroenteritis epidemic in the área of the Itaparica, Bahia, Brazil. **Bolletín of PAHO**, Itaparica, v. 27, n. 3, p. 244 – 253, out. 1993.

TOMAZ, P. **Análise da qualidade da água de rios e impactos de nitrogênio e fósforo rios e córregos.** São Paulo: Navegador, 2006. 133 p.

TUNDISI, J. G; TUNDISI, T. M. Eutrofication of lakes and reservoir: a comparative analysis, case studies, perspectives. In: CORDEIRO-MARINO, M. **Algae and a general approach.** São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia, 1992. p. 434-439.

TUNDISI, J. G. Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 50, n. 4, p. 937-955, ago. 1990.

UEHARA; M. Y.; VIDAL, W. L. **Operação e manutenção de lagoas anaeróbicas e facultativas .** São Paulo: CETESB, 1989. 91 p.

VALENTE, J. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Bocutu – SP. **Eclética Química**. São Paulo, v. 22, n. 2, p. 49-66, fev.1997.

VIEIRA, JMS, AZEVEDO MTP ; HONDA RY; AZEVEDO SMFO; CORREA B. Produção de microcistinas por *Radiocystis fernandoi* (Cyanobacteria/Chroococcales) isolada da represa de abastecimento da cidade de Belém-PA [resumos]. In: Congresso Brasileiro de Limnologia, 8, 2001, João Pessoa, PB: **Anais...** João Pessoa, PB: Sociedade Brasileira de Limnologia; 2001. p. 21-30.

YOO, R. S.; CARMCHAEL, W.W.; HOEHN, R. C.; HRUDEY, S. E. **Cyanobacterial (blue-green algal) toxins**: A resource guide. Colorado: Denver, 1995. 229 p.

YUNES, J. S.; SALOMON, P. S.; MATTHIENSEN, A.; BEATTIE, K. A.; RAGGETT, S. L.; CODD, G. A. Toxic blooms of cyanobacteria in the Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. **Journal of Aquatic Ecosystem Health**. Canadá, v. 5, .n. 13, p. 223 - 229, set. 1996.

YUNES, J. S.; CUNHA, N. T.; CONTE S. M.; RABELLO, I. M.; GIORDANI, A.T; BENDATTI, M. M; MAIZONAVE, C. M; GRANADA, G. L.; HEIN, R. P. Programa AGUAAN: Agilização do gerenciamento e utilização de águas com algas nocivas. In: Congresso Internacional de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre. 27, 2000. **Anais...** Porto Alegre. 2000. p. 102-107.

YUNES, J. S. **Florações de Algas (Cianobactérias) Nocivas: Vítimas ou culpado?** CianoNews, abril/2002: Disponível em: <<http://www.cianobacterias.furg.br/abril2002.html>>. Acesso em: 17 jun. 2010.

YUNES, J. S.; CUNHA, N. T.; BARROS, L. P.; PROENÇA, L. A. O.; MONSERRAT, J. M. Cyanobacterial neurotoxins from Southern Brazilian freshwaters. **Comments on Toxicology**, Salt Lake v. 9, n. 2, p. 103 -115, abr. 2003.

XAVIER; C. F.; DIAS, L. N.; BRUNKOW, R. F. Eutrofização. In: ANDRIOLI, C. CARNEIRO, (EDS). **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Curitiba: Sanepar, 2005. p. 273-302.

WERNER, V. R. **Cyanophyceae/Cyanobacteria no sistema de lagoas e lagoas da Planície Costeira do estado do Rio Grande do Sul, Brasil**. São Paulo, 2002. 362f Tese (Doutorado em Biologia vegetal) - Universidade Estadual Paulista de Rio Claro.

WETZEL, R. G. **Limnology- Lake and rivers ecosystems**. San Diego: Academic press, 2001. 429 p.

WSLH, Environmental Sciences Section, inorganic chemistry unit. Ess. Method 150. 1: Chlorophyll-Spectrophotometric. Madison-WI: Wisconsin State Laboratory of, Higiene, revised set/1991. Disponível em: <<http://www.epa.gov/glnpo/lmmb/methods/methd150.pdf>>. Acesso em: 16 fev. 2010.

.

ANEXO

ANEXO A – Aprovação do Comitê de Ética em Experimentação Animal - UFAM



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
COMITÊ DE ÉTICA EM EXPERIMENTAÇÃO ANIMAL (CEE-UFAM)



CERTIFICADO

Certificamos que o protocolo nº 006/2010-CEE-UFAM, sobre “Investigação por bioensaio da presença de toxinas em bactérias provenientes da lagoa de estabilização e do igarapé grande em Boa Vista -RR” sob responsabilidade de **ELIANA FERNANDES FURTADO, HENRIQUE EDUARDO BEZERRA DA SILVA e ALEXANDRE MATTHIESEN**, está de acordo com a legislação Federal pertinente ao uso científico de animais e foi **APROVADO** pelo COMITÊ DE ÉTICA EM EXPERIMENTAÇÃO ANIMAL (CEE-UFAM) em reunião de **07/05/2010**.

Manaus, 12 de maio de 2010

Prof. Dr. Fábio Tonissi Moroni
Presidente do CEE-UFAM

APÊNDICE

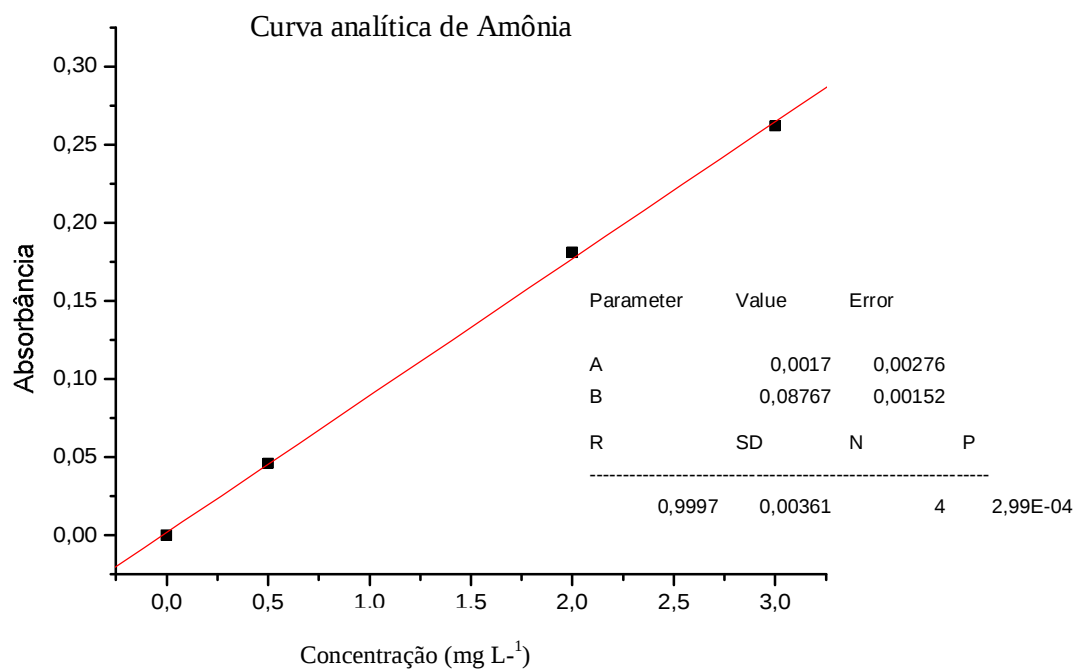
APÊNDICE A – Tabela de acompanhamento das variações climáticas da região, durante o período de julho de 2009 a julho 2010, dados fornecidos pelo DTCEA – BV.

Ano de 2009/2010							
Período	Meses	Temperatura			Precipitação (mm)	Umidade Relativa (UR, %)	Vento (m/seg ⁻¹)
		Min	Máx	Med			
Chuva	Jul/2009	22,0	33,7	26,5	303,7	78	12,5
	Ago/2009	23,0	35,2	28,1	75,5	72	10,0
	Set/2009	24,1	36,8	29,8	29,5	61	13,0
Seco	Out/2009	23,6	34,8	29,8	46,2	61	7,5
	Nov/2009	23,5	35,5	29,7	15,2	62	10,0
	Dez/2009	22,3	32,9	28,3	19,2	64	12,5
	Jan/2010	22,4	35,2	28,1	5,8	62	10,5
	Fev/2010	22,1	35,8	28,8	47,3	63	11,5
	Mar/2010	23,0	35,9	29,2	30,8	63	10,0
Chuva	Abr/2010	23,1	35,0	27,4	187,6	77	8,5
	Mai/2010	22,6	33,5	26,8	552,5	80	8,0
	Jun/2010	21,6	32,9	26,8	224,2	79	9,0
	Julh/2010	21,4	32,4	26,3	175,6	79	10

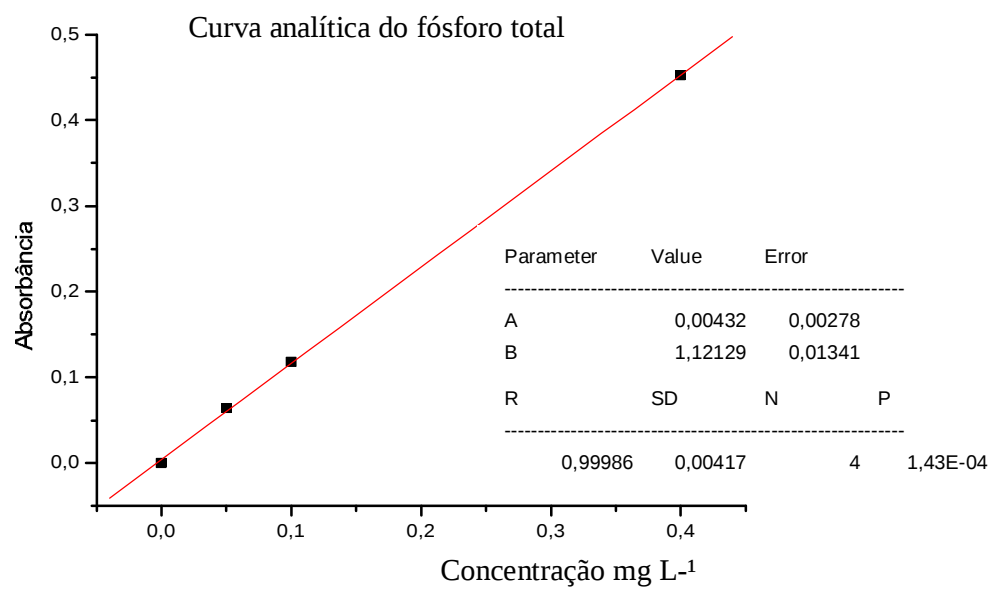
APÊNDICE B - Imagem do deságüe/calha durante a suspensão no tratamento dos efluentes, antes de serem lançado no Igarapé Grande (A); aumento do aporte do efluente da ETE-RR com acrescente da vazão em maio/2010 (B); no município de Boa Vista - RR.



APÊNDICE C – Curva analítica como base para as análises de Amônia



APÊNDICE D – Curva analítica como base para as análises do fósforo



APÊNDICE E - Imagem da população utilizando o igarapé Grande localizado na estação E3(jusante do deságue) para pesca.



APÊNDICE F - Planilha para bioensaios DL_{50} com o modelo animal

UNIVERSIDADE FEDERAL DE RORAIMA

MESTRADO EM RECURSOS NATURAIS

Projeto Bioensaio Toxicológico com Cianobactérias do Efluente da Lagoa de Estabilização e do Igarapé Grande, Boa Vista-RR.

ALUNA: Eliana Fernandes Furtado

ORIENTADOR: Prof. Dr. Henrique Eduardo Bezerra da Silva/ Alexandre Matthiensen

Pesquisador: _____

Experimento: _____

Data: _____

Nº	Marca	Peso (g)	Volume Injetado (mL)	Horário da injeção	Concentração (mg/mL)	Dose (mg/kg.p.c)	Horário do Óbito	Observações
1.								
2.								
3.								
4.								
5.								
6.								
7.								
8.								
9.								
10.								
11.								
12.								
13.								
14.								
15.								
16.								
17.								
18.								
19.								
20.								