

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA

**UTILIZAÇÃO DE ALGAS COMO BIOINDICADORAS DE
TOXICIDADE EM AMBIENTE AQUÁTICO SEMI-NATURAL**

MÁRCIA REGINA DA SILVA FAGUNDES

Química Industrial, UFSM, 1994.

Orientadores: Prof^a Dr^a Célia Regina Granhen Tavares

Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Estadual de Maringá, como parte dos requisitos necessários à obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Química, área Desenvolvimento de Processos.

Maio - 1997

Maringá, Pr - Brasil

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA

Esta é a versão definitiva da Dissertação de Mestrado submetida por Márcia Regina da Silva Fagundes, à Comissão Julgadora do Curso de Mestrado em Engenharia Química, na data de 30 de maio de 1997.

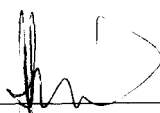
COMISSÃO JULGADORA



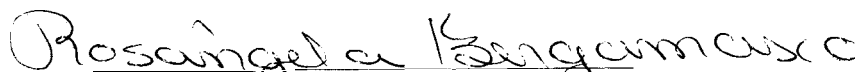
Prof.^a Dr.^a Célia Regina Granhen Tavares
Orientadora



Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz
Co-orientador



Prof. Dr. Albano Schwarzbald
Membro



Prof.^a Dr.^a Rosângela Bergamasco
Membro

AGRADECIMENTOS

À Prof^s Dr^a Célia Regina Granhen Tavares, sou grata por todos os ensinamentos e também pela amizade e confiança demonstrada durante a orientação deste trabalho;

Ao Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz, um agradecimento sincero pelo incentivo e amizade constante, assim como pelas oportunas críticas e sugestões que muito contribuíram para a elaboração deste trabalho;

À Prof^a Ms Liliana do Departamento de Biologia da Universidade Estadual de Maringá, pelo apoio e incentivo no desenvolvimento deste trabalho, bem como pela sua contribuição na identificação das comunidades algais.

Ao Prof. Dr. Marcelino Luis Gimenes pela sua contribuição no desenvolvimento deste trabalho;

Ao Prof. Dr. Edvani do Departamento de Química da UEM pela sua contribuição no desenvolvimento deste trabalho;

Agradeço de maneira especial aos amigos: Ana Cláudia, Ana Maria, Brasília, Elenice, Fábio, Jussara, Helder, Hilton e Luiza Helena, pela valiosa amizade e companheirismo em todos os momentos;

À Néia, meu especial agradecimento pela sua valiosa amizade e incentivo em todos os momentos deste trabalho;

Ao amigo Thomaz meu especial agradecimento pela sua valiosa amizade e contribuição no desenvolvimento deste trabalho;

Ao Carlos, Dú e Raul, pelo apoio durante as etapas de laboratório no Nupélia;

Ao amigo Lucio, pelo incentivo e sugestões durante este trabalho;

Ao Bini, por sua colaboração nas análises estatísticas;

Aos funcionários da oficina do Departamento de Engenharia Química, em especial ao Fernando, pela sua dedicação e presteza a todo momento.

À funcionária e colega Luiza Calssavara, pela sua presteza e contribuição na realização de algumas análises laboratórias;

À funcionária Sueleni , por sua amizade e colaboração na impressão deste trabalho;

Aos funcionários da coordenação do mestrado de Engenharia Química pela presteza frente às minhas necessidades, e em especial à Marilza pela sua atenção dispensada em todas as ocasiões;

Aos professores e funcionários em geral do Departamento de Engenharia Química da Universidade Estadual de Maringá, que de uma maneira ou outra contribuirão para realização deste trabalho;

Ao Nupélia, por tornar possível a utilização do laboratório de Limnologia, material e equipamentos em algumas fases deste trabalho;

Aos órgãos financiadores CNPq e CAPES e DEQ, sem os quais esse trabalho não poderia ser realizado;

E por fim, ao meu grande amigo e pai Crescencio Fagundes, pelo seu apoio irrestrito e confiança depositada, pois sempre acreditou em minhas realizações.

HOMENAGEM

A minha querida amiga e mãe Maria de Lourdes Fagundes, dedico este trabalho, pois sempre incentivou minha formação profissional, acreditando no meu sucesso. Tenho a certeza que embora não esteja mais aqui em nosso mundo, com certeza festeja esse momento especial de minha vida.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO E OBJETIVOS.....	01
-----------------------------	----

CAPÍTULO 2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Importância da Água.....	04
2.2. Poluição das Águas.....	05
2.3. Toxicologia.....	07
2.4. Natureza do Agente Poluidor.....	08
2.5. Avaliação do Efeito de um Poluente.....	10
2.6. Biomonitoramento	21
2.7. Importância do Monitoramento biológico.....	22
2.8. Organismo Indicador de Poluição.....	23
2.9. Fatores Ambientais que afetam a Toxicidade.....	25
2.10. Caracterização do Problema.....	26

CAPÍTULO 3

MATERIAIS E MÉTODOS

PRIMEIRA PARTE

3.1. Meio.....	29
3.2. Efluentes utilizados.....	30
3.2.1. Manipueira.....	30
3.2.2. Gelatina.....	31
3.3. Substrato Artificial.....	33
3.4. Instalação do Experimento.....	33
3.5. Periodicidade de Amostragem.....	34
3.6. Análises e métodos analíticos empregados para o experimento.....	34
3.6.1. Medidas realizadas diretamente nos tanques.....	34
3.6.2. Medidas dos fatores abióticos e biológicos.....	35
3.7. Análise Estatística.....	38

CAPÍTULO 4

RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Caracterização dos Efluentes.....	39
4.1.1. Efluente da Industrialização da mandioca.....	39
4.1.2. Efluente da Industrialização da gelatina.....	39
4.2. Análise dos Parâmetros físicos, químicos e biológicos.....	40
4.2.1. Evolução do pH, alcalinidade, cálcio e condutividade.....	40

4.2.2. Evolução da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Oxigênio Dissolvido.....	46
4.2.3. Elementos de Traço (íons zinco, cobre, ferro e cromo).....	48
4.2.4. Evolução dos Nutrientes (nitrato, nitrito, fósforo total dissolvido e ortofosfato)e Clorofila <i>a</i> (perifiton e fitoplâncton).....	53
4.2.5. Evolução das Comunidades fitoplânctônicas e perifíticas.....	64
4.2.5.1. Comunidades Fitoplânctônicas.....	64
4.2.5.2. Comunidades Perifíticas.....	67

CAPÍTULO 5

CONCLUSÕES FINAIS E SUGESTÕES.....	71
------------------------------------	----

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75
---	----

ANEXO	82
--------------------	----

RESUMO

Experimentos em microcosmos foram realizados para medir a toxicidade do resíduo da industrialização da mandioca e resíduo da indústria de gelatina. Foram analisados parâmetros físico-químicos e biológicos, utilizando uma comunidade algal (fitoplanctônica e perifítica) de um determinado ambiente aquático semi-natural, como bioindicadora de toxicidade.

Foi utilizada água do Horto Florestal de Maringá, para compor o ambiente aquático semi-natural, adicionando efluentes, e o controle foi mantido sem adição de efluentes industriais.

Os experimentos foram realizados num período de 60 dias, amostras foram retiradas de cada microcosmo e, feitas análises físico-químicas e biológicas, em 3^o, 7^o, 14^o e 25^o dias de experimento, e a partir do 25^o dia em intervalos de 5 dias. Foram analisados parâmetros como: **pH, alcalinidade, condutividade, DQO, OD, elementos traço (Ferro, cálcio, zinco e cromo), clorofila a, nitrato, nitrito, orto-fosfato, fósforo total dissolvido.**

Os resultados obtidos mostram que o resíduo da industrialização da mandioca, foi o que maior efeito causou ao desenvolvimento da comunidade algal. No aporte desse efluente, os maiores valores de clorofila a para fitoplâncton e perifíton ocorreram ambos no 35^o dia com 200µg/L e 2,7µg/cm², respectivamente. Nos microcosmos com efluente da indústria de gelatina, as maiores concentrações de clorofila a fitoplanctônicas e perifíticas ocorreram nos 30^o e 45^o dias com 9,0µg/L e 0,6µg/cm² respectivamente.

Os resultados mostraram que o incremento da biomassa algal pode ser diretamente associado ao aporte de nutrientes, especialmente de nitrogênio e fósforo, presentes no resíduo da industrialização da mandioca.

Foi verificado que os efluentes industriais afetaram de maneira diferenciada a estrutura das comunidades fitoplanctônicas e perifíticas.

De uma forma geral, foi observado- que ocorreu diferença entre gêneros dominantes em relação ao tipo de efluente utilizado. Por outro lado, nos microcosmos com efluente da industrialização da mandioca foram observados *Chroococcus* (Cyanophyceae), no fitoplâncton e perifíton. Nos microcosmos com efluente da indústria de gelatina os gêneros dominantes foram *Stigeoclonium* (Chlorophyceae) e *Nitzschia* (Bacillariophyceae) nas comunidades perifíticas e fitoplanctônicas, respectivamente, enquanto que no controle, o gênero dominante foi *Cryptomonas* (Cryptophyceae).

Destes resultados pode-se inferir que esta metodologia tem potencial de aplicação ao monitoramento de lagos e possivelmente de rios.

ABSTRACT

ABSTRACT

Experiments were carried out on microcosms to measure the toxicity of both cassava industrialisation residue and gelatin industry residue. Physico-chemical and biological parameters were analysed by using as toxicity bio-indicator an algae community from a semi-natural aquatic environment.

This semi-natural environment was obtained by addition of effluents to natural water coming from Horto Florestal de Maringá. Natural water, without addition of effluent, was also used as a control microcosm.

During a period of 60 days, samples were taken from each microcosm. Physico-chemical and biological analyses were performed in these samples on 3rd, 7th, 14th and 25th days and after the 25th day in intervals of 5 days.

Parameters such as pH, conductivity, COD, DO, trace elements (iron, calcium, zinc and chrome), nitrate, nitrite, ortho-phosphate, total dissolved phosphorus, chlorophyll *a* were analysed.

Results demonstrate that the residue from cassava industrialisation was the one which caused mayor effects on the algae community growth.

The addition of cassava residue shows that the greater concentration values of chlorophyll *a* for phytoplankton and periphyton, occurred on 35th day with 200µg/L e 2,7µg/cm², respectively.

In the microcosms, which received gelatin residue the greater chlorophyll *a* concentration value for phytoplankton occurred on the 30th day (9,0µg/L) while for periphyton occurred 45th day (0.6µg/cm²).

Results shows an increase in the algae biomass. This increase can be related to the addition of nutrients, specially nitrogen and phosphorus, which are present in cassava residue.

In a general form, was observed that there was a difference among dominant genders according to the type of effluent used. In microcosms with cassava residue was observed to be the Chroococcus (Cyanophyceae), in both

phytoplankton and periphyton, the dominant gender. On the other hand in microcosms with gelation residue the dominant genders were Stigeoclonium (Chlorophyceae) e Nitzschia (Bacillariophyceae) for phytoplanktonics and periphytics communities, respectively. Cryptomonas (Cryptophyceae) was the dominant gender observed in the natural water, which was used as control microcosm.

The results from this work infer that the used methodology has a great potential for monitoring lakes and possibly rivers.

TABELAS

Tabela 3.1 - Valores máximos e mínimos (média e desvio padrão), dos parâmetros físicos e químicos da água do Horto Florestal de Maringá e efluentes utilizados.

Tabela 3.2 - Variáveis controladas e seus respectivos níveis de ajuste.

Tabela 3.3 - Condições experimentais da segunda etapa do experimento.

Tabela 4.1 - Análise estatística dos parâmetros pH, alcalinidade, cálcio e condutividade.

Tabela 4.2 - Análise estatística dos parâmetros DQO e OD.

Tabela 4.3 - Análise estatística das variáveis dos elementos de traço (Fe e Cu) .

Tabela 4.4 - Análise estatística dos parâmetros nutrientes e clorofila a.

Tabela 4.2.5.A - Densidade das comunidades fitoplânctônicas nos tanques que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca.

Tabela 4.2.5.B - Densidade das comunidades fitoplânctônicas nos tanques que sofreram adição do efluente da industrialização da gelatina.

Tabela 4.2.5.C- Densidade das comunidades perifíticas nos tanques que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca.

Tabela 4.2.5.D - Densidade das comunidades perifíticas nos tanques que sofreram adição do efluente da industrialização da gelatina.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Fotografia da instalação experimental.....	34
Figura 4.2.1.1 - Média dos valores de pH nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.....	40
Figura 4.2.1.2 - Média dos valores da alcalinidade total ($\mu\text{eq./L}$) nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.....	41
Figura 4.2.1.3 - Média dos valores de cálcio (ppm) nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.....	43
Figura 4.2.1.4 - Média dos valores de condutividade ($\mu\text{S/cm}$) nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.....	44
Figura 4.2.2.1 - Média dos valores de DQO (mg/L) nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.....	46
Figura 4.2.2.2 - Média dos valores de oxigênio dissolvido (mg/L) nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.....	47
Figura 4.2.3.1 - Média dos valores de ferro (ppm) nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.....	50
Figura 4.2.3.2 - Média dos valores de cobre (ppm) nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.....	51

Figura 4.2.4.1 - Média dos valores da concentração de nitrato ($\mu\text{g/L}$) nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.....	54
Figura 4.2.4.1a - Valores da relação N:P, para os microcosmos com adição do resíduo da industrialização da mandioca e da indústria de gelatina.....	54
Figura 4.2.4.1b - Média dos valores de concentração do nitrito ($\mu\text{g/L}$) nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.....	55
Figura 4.2.4.1c - Média dos valores das concentrações de fósforo total dissolvido ($\mu\text{g/L}$) nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.....	57
Figura 4.2.4.1d - Média log. dos valores de orto fosfato ($\mu\text{g/L}$) nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.....	58
Figura 4.2.4.1e - Média dos valores de clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/cm}^2$) do perifiton nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.....	60
Figura 4.2.4.1f - Média dos valores de clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) do fitoplanctôn nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.....	61

ANEXO

Tabela 5. Valores médios da variável pH nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Tabela 6. Valores médios da variável alcalinidade total ($\mu\text{eq. /L}$) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Tabela 7. Valores médios da variável cálcio (ppm) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Tabela 8. Valores médios da variável condutividade ($\mu\text{S/cm}$) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Tabela 9. Valores médios da variável DQO (mg/L) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Tabela 10. Valores médios da variável DO (mg/L) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Tabela 11. Valores médios da variável Fe (ppm) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Tabela 12. Valores médios da variável Cobre (ppm) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Tabela 13. Valores médios da variável nitrito ($\mu\text{g/L}$) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Tabela 14. Valores médios da variável nitrato ($\mu\text{g/L}$) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Tabela 15. Valores médios da variável fósforo total dissolvido ($\mu\text{g/L}$) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Tabela 16. Valores médios da variável orto-fosfato ($\mu\text{g/L}$) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Tabela 17. Valores médios da variável clorofila *a* do fitoplancton ($\mu\text{g/L}$) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Tabela 18. Valores médios da variável clorofila *a* do perifiton ($\mu\text{g/cm}^2$) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

Nos tempos modernos a preocupação com a conservação dos recursos naturais e com a degradação da biosfera pelo homem passou a ser tema de grandes discussões e questionamentos.

Nas últimas décadas muitos países, preocupados com a crescente danificação da natureza, incluíram em suas legislações medidas com o intuito de proteger a flora e fauna aquáticas, para minimizar a emissão de substâncias tóxicas nocivas ao meio ambiente.

À medida que os centros urbanos crescem e o desenvolvimento industrial se expande, a tendência é de aumentar a geração de resíduos tóxicos.

Várias regiões brasileiras, apresentam recursos hídricos problemáticos em sua qualidade, principalmente aqueles localizados próximos a polos industriais ou até mesmo próximos de grandes centros urbanos.

Uma das ferramentas utilizadas pela ecotoxicologia é a realização dos testes de toxicidade, os quais permitem avaliar efeitos adversos produzidos por agentes químicos ou efluentes industriais sobre a biota aquática. Verifica-se assim o efeito destes poluentes através de respostas-doses dos organismos-testes (Beeby, 1994).

Segundo Buikema *et al.* (1982) já na década de 40, eram realizados testes de toxicidades com organismos aquáticos, com o objetivo de prever o impacto do lançamento de substâncias tóxicas em ecossistemas aquáticos. Resultados obtidos através destes experimentos eram utilizados como limites de concentração de agentes tóxicos ou potencialmente tóxicos, que poderiam ou não acarretar prejuízo significativo à biota aquática e à qualidade da água do corpo receptor.

Ao passo que pesquisas foram sendo desenvolvidas, constatou-se que os efeitos isolados de substâncias tóxicas deixavam uma lacuna em aberto, pois a interação entre substâncias deveria ser considerada, o que até nos anos 60 não o era. Muitas vezes substâncias que compõem os efluentes tóxicos possuem efeitos sinérgicos e/ ou antagônicos sobre a biota aquática (Bartlett et al., 1974).

Somente na década de 70 que pesquisadores da área voltaram seus estudos para a emissão de poluentes industriais, cuja composição poderia ser a mais complexa possível. Desta forma, buscou-se avaliar as interações entre agentes tóxicos presentes em efluentes industriais e as comunidades aquáticas presentes num determinado corpo receptor.

A aplicação de métodos que fazem uso de bioindicadores expostos a uma amostra de água ou a várias diluições da mesma, cresce à medida que se constata seu real valor. Segundo alguns pesquisadores respostas destes testes podem ser consideradas tanto para biodisponibilidade dos poluentes como também para a avaliação do efeito tóxico resultante da interação de vários agentes químicos presentes em um determinado ambiente.

A utilização de indicadores biológicos amplia o leque de informações pertinentes ao ambiente aquático, porém, é preciso ter bom senso na escolha de um método que atenta as exigências científicas. Com esse intuito têm sido desenvolvidos e utilizados principalmente testes com peixes, microcrustáceos, moluscos, bactérias e algas.

A descrição da qualidade da água por meio de parâmetros abióticos isolados dificulta a caracterização dos reais problemas causados por agentes poluidores, pois a toxicidade nada mais é que um fenômeno biológico. Desta forma torna-se sensato buscar respostas de cunho biológico (Macek, 1980 *apud* Bertoletti, 1990).

Hoje a aplicação de testes de toxicidade está fundamentada em métodos padronizados por órgãos internacionais e responsáveis pela proteção ambiental,

dentre os quais podemos citar a Environmental Protection Agency (EPA) , alguns desses adaptados e testados por instituições nacionais (Cetesb, 1990).

Estes testes, porém, preocupam-se com a qualidade da água, deixando questões em aberto como a avaliação da “saúde do ecossistema”. Com esse objetivo e linha de raciocínio procurou-se verificar neste trabalho a complexa dinâmica e estrutura de um determinado corpo receptor seminatural analisando os parâmetros bióticos e abióticos, após exposição do mesmo a agentes poluidores (efluentes industriais).

Os principais objetivos específicos do presente trabalho foram:

- (1) Contribuir para o conhecimento da utilização de algas como bioindicadoras de toxicidade em ambientes aquáticos, em condições laboratoriais;
- (2) Descrever, em especial, uma nova metodologia para realização do teste de toxicidade com algas, em contra partida aos testes convencionais que utilizam meios de cultura;
- (3) Verificar os efeitos adversos provocados, pelo aporte de efluentes industriais em um ambiente aquático semi-natural;
- (4) Analisar a relação entre parâmetros abióticos e biológicos;
- (5) Buscar meios de otimização dos testes de toxicidade .

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

CAPÍTULO 2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Importância da Água

É um fato notório que a formação de grandes centros urbanos e a expansão industrial têm como consequência direta a elevada demanda de água.

Segundo Class & Maia (1994) as indústrias representam uma demanda significativa no consumo de água potável. Elas utilizam a água tanto para seus processos e, muitas vezes, como matéria prima. Na maioria dos casos essas indústrias lançam seus resíduos tóxicos no leito dos rios mais próximos, reduzindo a reutilização desses recursos hídricos.

A contaminação dos ecossistemas aquáticos se dá principalmente pela introdução de efluentes domésticos e industriais, degradando a qualidade do corpo receptor e afetando os organismos vivos nele existentes.

A descarga de efluentes industriais, pesticidas agrícolas, resíduos de atividade mineradora, dentre outros, pode levar a uma propagação seqüencial dessas contaminações, atingindo sucessivamente microrganismos, microcrustáceos, peixes e conseqüentemente o homem.

Prejuízos como mudanças drásticas na dinâmica e estrutura da biota aquática reduzem sensivelmente a saúde do ecossistema.

A racionalização da utilização dos recursos hídricos nas atividades realizadas pelo homem poderá ser o início da redução dos riscos de contaminação hídrica. Segundo Valle (1995) se forem menores os volumes de

água utilizados e descartados pelas atividades realizadas pelo homem, provavelmente ocorrerá um decréscimo na necessidade de tratamento dos resíduos tóxicos e um rápido retorno à suas condições originais, devolvendo a água em condições de manter a integridade dos ecossistemas aquáticos naturais, possibilitando, desta forma, sua reutilização para distintas finalidades antes de seu descarte final.

2.2. Poluição das Águas

A água, sendo essencial a todas formas de vida, é um dos recursos naturais mais importantes. Embora a água seja um dos elementos mais abundantes da Terra, mais de 99% das reservas existentes são hoje, inacessíveis ao consumo humano direto, pois 97% estão nos oceanos, 2% estão congeladas e quase todo o restante está a 800m de profundidade, fora do alcance dos métodos tradicionais de coleta (Claas & Maia, 1994).

Os lagos e rios contêm 0,01% e a chuva representa somente 0,001%, sendo que a maior parte flui para os oceanos. As indústrias representam uma demanda significativa no consumo de água potável (Claas & Maia, 1994).

Segundo Esteves (1988) a necessidade da utilização racional dos recursos hídricos torna-se ainda mais evidente, quando se leva em consideração que, de toda água da Terra, somente cerca de 3% é água doce. Ainda, é possível que no futuro o grande problema da humanidade seja a escassez de água doce.

A contaminação dos recursos hídricos é, portanto, uma das maiores preocupações e tem sido estudada por muitos pesquisadores, intensivamente nas últimas décadas.

A contaminação das águas pode levar ao homem, por intermédio das cadeias alimentares, substâncias tóxicas carreadas por resíduos industriais, domésticos e até mesmo agrícolas.

A contaminação das águas pode ser de caráter físico, químico e biológico, podendo manifestar-se de diferentes formas, como poluição orgânica, térmica, produtos tóxicos gerados por indústrias e presença de nutrientes em efluentes de natureza diversa.

Descarga de agentes poluidores em ecossistemas aquáticos sem um tratamento prévio é considerada uma prática condenada (Valle, 1995). A necessidade de um tratamento prévio vêm acompanhada da importância em conhecer a toxicidade dos resíduos poluidores e estabelecer seus limites de concentração, antes de lançá-los de volta ao ambiente aquático, evitando dessa forma modificações na estrutura da biota aquática, redução da diversidade de espécies e ineficiência da ciclagem de nutrientes dentro destes ecossistemas.

Os recursos hídricos são utilizados para diversas finalidades, como abastecimento doméstico e industrial, irrigação de produtos agrícolas, recreação, atividade pesqueira, geração de energia e disposição de resíduos. Com o aumento populacional e o desenvolvimento industrial, são os recursos hídricos que de uma forma ou outra tornam-se indevidamente receptáculos finais de uma grande quantidade e variedade de substâncias tóxicas ou potencialmente tóxicas.

Desta forma os ecossistemas aquáticos sofrem alterações em seu equilíbrio, levando a significativas mudanças em sua estrutura e dinâmica de desenvolvimento.

O termo poluição possui inúmeras definições. Seu conceito é bastante subjetivo, e as condições espaciais e temporais devem ser consideradas.

Genericamente “poluição” pode ser definida como toda ação do homem que, através da descarga de material ou energia, seja sobre as águas, solo ou ar, provoque um desequilíbrio, levando a vários processos alteradores da qualidade do meio ambiente, bem como prejuízos à saúde do homem, afetando a biota aquática e as condições de saúde do meio ambiente (Beeby, 1994).

Segundo Sperling (1993) os ecossistemas aquáticos são sistemas abertos, dissipativos, dotados de uma estrutura particular e que cumprem uma certa função ecológica.

No caso dos mares e oceanos a poluição não se estende por mais que alguns quilômetros, devido à circulação das águas profundas. Quanto à descarga de poluentes nos rios, os efeitos muitas vezes não são detectados no local de lançamento dos poluentes, manifestando-se em pontos distantes daqueles do lançamento, em virtude da correnteza ou mesmo pelo fato de fluírem para as comunidades de seu curso inferior (Ottaway, 1982).

Quanto aos ecossistemas lênticos, como lagos e represas, os problemas da poluição podem levar a situações cruciais, pois os resíduos poluidores que nele chegam provavelmente ficarão retidos (Ottaway, 1982). Estes resíduos que poderão ter diferentes origens, e composição complexa, acarretam distúrbios de diferentes níveis, podendo ter caráter cumulativo e crônico, comprometendo a saúde deste ecossistema aquático.

2.3. Toxicologia

A toxicologia é definida como o estudo para quantificação de substâncias nocivas ou provocadoras de condições estressoras sobre organismos vivos.

Sua importância está direcionada para três alvos: econômico, legal e ambiental. Segundo Laws (1993), o econômico está vinculado à comercialização de substâncias medicinais e agrícolas. O legal, preocupa-se com o aspecto legal e medicinal, isto é, investiga os efeitos de drogas utilizadas como agentes terapêuticos e os limites no que diz respeito aos efeitos e causas em relação à exposição frente à saúde dos seres humanos. E por último a toxicologia ambiental preocupa-se com a eventual exposição de plantas e animais, incluindo os humanos, a poluentes químicos.

Vamos nos aprofundar basicamente no que diz respeito à toxicologia ambiental, pois sua influência gera efeitos adversos imensuráveis e requer uma especial atenção.

A toxicologia ambiental está ligada principalmente aos assuntos de poluição das águas, porque estuda e revela a relação quantitativa entre a concentração de substâncias tóxicas nas águas ou nos organismos aquáticos. Avaliando efeitos dessas substâncias sobre os organismos, bem como nos indivíduos que utilizam esta água e consomem estes organismos.

2.4. Natureza do Agente Poluidor

Segundo Cairns (1980) a presença de agentes químicos, nos vários ecossistemas, representa sempre um risco aos seres vivos, não existindo, praticamente, o que se poderia chamar de “risco zero” quando ocorre a exposição a estas substâncias.

Quando se trata de efeitos e causas que levem um ambiente sofrer a ação de um agente poluidor é preciso avaliar especialmente a relação entre o grau de um impacto e a concentração de um poluente ou mais precisamente referentes à ambas circunstâncias .

A natureza de sua emissão e suas propriedades físicas e químicas são ferramentas importantíssimas para elaborar um critério confiável do efeito tóxico e sua possível dispersão dentro de um ecossistema.

O lançamento pode ser de uma única fonte ou de diversas fontes, tornando complexa sua caracterização dentro de um ecossistema.

Muitas vezes a ação de um agente poluidor com níveis pequenos de lançamento pode ter um elevado impacto sobre as comunidades, se for sustentado por períodos mais prolongados, tornando difícil sua degradação e até mesmo sua dispersão.

O poluente pode se degradar através de processos biológicos, físicos e químicos, a sua persistência no meio vai depender do seu grau de degradabilidade e de sua natureza.

O acúmulo de um resíduo tóxico em determinado ambiente é um processo lento, podendo variar em relação ao período de exposição e seu grau de concentração.

No casos do testes de toxicidade curtos períodos de exposição muitas vezes levam a doses-respostas não confiáveis e as respostas referem-se aos efeitos agudos (Beeby, 1994). A exemplo disso pode-se citar a exposição de uma espécie de peixe a um determinado agente tóxico por um período curto que poderá afetar apenas os peixes mais jovens, menos resistentes, deixando respostas-doses difíceis de serem consideradas confiáveis.

Além disso, quando mal utilizados os testes de toxicidade podem fornecer indicadores errôneos sobre os impactos de um poluente. Em muitos casos, a concentração testada não é a mesma que ocorre no habitat natural.

Deve-se levar em conta que raramente um poluente ocorre sozinho, e suas interações com outros poluentes podem tornar o impacto ainda mais problemático. Desta forma é necessário avaliar as características sinérgicas e antagônicas dos agentes tóxicos.

Normalmente um efluente é constituído de uma variedade de substâncias potencialmente nocivas, de origens distintas que muitas vezes são lançadas em recursos hídricos.

A grande variedade de poluentes aumenta anualmente, com o surgimento de novos compostos e formulações que são sintetizadas, dificultando cada vez mais sua caracterização precisa.

A poluição das águas é uma das mais comuns associações de descargas de agentes poluidores, que tem como origem as mais diversas fontes como plantas de tratamento de esgotos domésticos e, esgotos sem tratamento e indústrias. Em muitas situações a poluição poderá ter origem acidental ou por negligência.

A natureza dos poluentes industriais é bastante complexa. Quase todos ou todos os resíduos industriais possuem problemas como associação de matéria orgânica elevada, elevada concentração de sólidos em suspensão e presença de inúmeras substâncias tóxicas, como por exemplo metais pesados (Laws, 1993).

Geralmente a concentração de um efluente é elevada no ponto de descarga, porém decresce ao longo do ponto de lançamento. Desta forma a avaliação do impacto de um agente poluidor, deve-se ater às condições espaciais e temporais.

Essa observação vem ao encontro da afirmação feita por Sperling (1993), que diz que um rio pode estar poluído em um determinado trecho de seu curso e apresentar água de qualidade satisfatória em outra parte do seu curso.

2.5. Avaliação do Efeito de um Poluente

Segundo a CETESB (1990) de maneira geral, tem-se normatizado dois tipos de avaliação dos efeitos de agentes poluidores: **(i)**. abordagem e controle de substâncias isoladas e **(ii)**. avaliação do efluente como um todo, por meio dos testes de toxicidade (ensaios biológicos).

Os primeiros esforços para o desenvolvimento de critérios de julgamento da qualidade da água baseavam-se principalmente nas análises das características abióticas da mesma. A sua caracterização é de fácil definição, porém as substâncias químicas que podem afetar a qualidade da água são inúmeras, com diferentes concentrações e composições, tornando-se impossíveis de serem analisadas e por muitas vezes economicamente inviável (Buikema, 1976).

Padrões para emissão para efluentes líquidos através de substâncias específicas estão muito aquém do que seria necessário para o controle de agentes poluidores.

O grande número de compostos potencialmente tóxicos, o vasto número de espécies de organismos aquáticos e o largo alcance dos efeitos produzidos por

variações como temperatura, pH, sólidos dissolvidos e outros fatores físicos e químicos, produzem permutações que podem exceder a capacidade dos testes baseados em critérios físico-químicos da qualidade da água (Wilhn & Dorris, 1968).

Para controle de substâncias tóxicas ou efluentes como um todo são realizados os testes de toxicidade que partem da avaliação do efeito adverso, causado por um determinado agente poluidor frente a organismos aquáticos, representantes de uma determinada comunidade biótica, durante um determinado período. O número variado de testes biológicos tem demonstrado que os efluentes produzem mudança na função de organismos e na estrutura e função de comunidades bióticas (Wilhm & Dorris, 1968).

Segundo Pereira *et al.* (1993), os organismos aquáticos são indicadores sensíveis da qualidade da água. Assim, nada mais sensato do que utilizá-los como um instrumento no controle da poluição das águas, que tem por finalidade principal a manutenção da vida em todas as suas formas.

O universo dos testes de toxicidade é grande devido à sua praticidade e economia, porém sua utilização deve atender a critérios e padronizações em nível nacional e internacional (Cabridenc, 1980 *apud* Zagatto & Goldstein, 1991).

Dependendo da composição química de um agente tóxico, alguns organismos-testes são sensíveis mas outros podem não ser. Este aspecto torna-se relevante quando se pretende avaliar o ecossistema aquático e suas comunidades bióticas frente a agentes químicos e efluentes líquidos industriais.

O monitoramento de um ecossistema aquático utilizando teste de toxicidade, segundo Pereira *et al.* (1993), possibilita um grande número de informações. Dentre as quais podem ser citadas: a toxicidade relativa de diferentes efluentes ou substâncias sobre uma determinada espécie ou um conjunto de espécies de organismos aquáticos; a sensibilidade ou resistência relativa de organismos aquáticos frente a um efluente ou substância tóxica; a qualidade da água necessária à vida aquática; concentrações máximas

permissíveis de agentes químicos e efluentes líquidos industriais, tratados ou não, em corpos receptores; o grau de tratamento necessário a um efluente e a eficiência de diferentes métodos de tratamento de efluentes.

A descrição dos efeitos deletérios de um agente tóxico classificam os testes de toxicidade em termos de efeitos globais, onde são descritos freqüentemente a existência de efeitos agudos e crônicos.

No efeito agudo são obtidos resultados através da aplicação de estímulos em curto período de exposição, e esse estímulo manifesta-se em geral num intervalo de 0 a 96 horas. Segundo Sprague (1969) o efeito agudo em geral cessa após quatro dias, podendo o teste ser realizado em condições estáticas, de fluxo contínuo ou com renovação periódica da solução.

Os efeitos agudos em teste de toxicidade são expressos normalmente em termos de concentração letal (CL50) ou concentração Efetiva (CE50) a 50% dos organismos testados. A concentração efetiva média (CE50) é aquela que causa efeito agudo a 50% dos organismos testes em 24 a 48 horas de exposição e a concentração letal média (CL50), letalidade a 50% dos organismos testes em 24 a 96 horas de exposição, nas condições de teste (Pereira, 1993).

Podem ser citados alguns trabalhos referentes a esse tipo de teste de toxicidade, tais como:

Damato *et al* (1989) conduziram teste de toxicidade aguda em condições estáticas, para avaliar o efeito do sulfato de cobre sobre Poecilia reticulata. Estes autores encontraram uma boa relação entre a toxicidade do cobre sobre Poecilia reticulata e a dureza da água. Porém, consideraram os valores obtidos como incapazes de estabelecer padrões de limite de cobre, uma vez que a toxicidade do cobre varia em função das características físicas e químicas dos corpos receptores.

Zagatto & Goldstein (1991) avaliando as águas do Estado de São Paulo, por meio de testes de toxicidade com organismos aquáticos, procuraram avaliar a qualidade ambiental da água que recebia despejos domésticos e industriais. Com

essa finalidade realizaram teste de toxicidade com Daphnia similis (microcrustáceos) com amostras de diversos cursos d'água do Estado de São Paulo. Algumas amostras apresentaram efeito tóxico agudo, indicando condições ambientais inadequadas à manutenção da vida aquática, porém, nem sempre foi possível correlacionar o efeito tóxico observado com as variáveis físico-químicas e biológicas analisadas. Os autores recomendam aplicações de testes mais sensíveis para determinação de efeitos subletais, como por exemplo testes crônicos.

Chen (1994) utilizando algas Selenastrum capricornutum comparou a CE50 em diferentes níveis de P-PO₄ e os efeitos do mercúrio na inibição do crescimento das algas em estudo. Os resultados mostraram a correlação do CE50 e a concentração de P-PO₄, indicando que as condições nutricionais do meio são um dos importantes fatores na avaliação da toxicidade do mercúrio sobre as algas em exposição ao mesmo.

Ivorra *et al.* (1995) demonstraram por meio de teste de toxicidade aguda com algas Staurastrum chaetoceras e Staurastrum manfeldtii, que meios de cultura interferem na toxicidade do cobre. Eles encontraram valores de CE50 bastante diferenciados em relação aos meios de cultura utilizados, também que espécies que vivem em ambientes oligotróficos são mais sensíveis ao cobre que aquelas de ambientes eutróficos.

Cardoso *et al.* (1996) verificaram através de teste de toxicidade aguda os efeitos adversos provocados por efluente de uma mina de carbono. Os bioensaios foram baseados na exposição de indivíduos jovens de Cladocera e Tricladida a diferentes concentrações do despejo industrial por um período de 48 horas. Os resultados obtidos evidenciaram a sensibilidade da metodologia de monitoramento para a preservação da biota aquática.

Rigolin *et al.* (1996) verificaram o efeito tóxico agudo de herbicida Roundup nas primeiras fases de vida do Bagre (Rhambia hilarii). Os testes de toxicidade aguda foram realizados em sistema estático. Resultados obtidos

mostraram uma elevada toxicidade do herbicida sobre as espécies em estudo, comprovando a sensibilidade desta espécie ao herbicida.

Observa-se mediante a avaliação de alguns autores citados acima, que os testes de toxicidade aguda nos fornecem boas respostas, e que podem ser utilizados como testes preliminares para o conhecimento do possível agente estressor. Contudo algumas respostas referentes aos efeitos tóxicos, como bioacumulação e adaptação em um curto período de análise muitas vezes são difíceis de serem detectadas e avaliadas.

São os testes de toxicidade crônica que traduzem respostas a estímulos contínuos por longo tempo de exposição do organismo teste a agentes tóxicos, em diferentes concentrações do mesmo. Estes testes podem ser letal ou subletal, o que os diferencia dos testes de toxicidade aguda.

O período de abrangência de avaliação dos efeitos tóxicos deve atingir parte ou todo o ciclo de vida do organismo teste, sendo uma das recomendações feitas pela EPA, 1980a apud Laws (1993), para critério da qualidade da água. É válido salientar a importância de se levar em conta a espécie em estudo.

Em geral nos testes de toxicidade crônica observa-se os efeitos subletais, muitas vezes os agentes tóxicos não levam a letalidade do organismo teste, apenas afetam uma ou mais de suas funções biológicas tais como, a redução no potencial de reprodução da espécie em estudo e a mudança no comportamento fisiológico ou morfológico (Sheehan, 1984 apud Beeby, 1994).

Determina-se através dos testes de toxicidade crônica a concentração de efeitos não observados (NOEC), por exemplo, efeitos como mutagênese das gerações subsequentes, infertilidade, etc.

Segundo Abel (1989) a fauna e flora aquática são comumente expostas à ação de poluentes lançados de forma contínua em baixas concentrações por períodos longos em rios e lagos, justificando-se a realização de testes crônicos porque o lançamento de efluentes líquidos, mesmo que tratados, de forma contínua nos ecossistemas aquáticos, pode acarretar em efeitos crônicos, uma vez

que os organismos são expostos a determinadas concentrações de efluentes durante longos períodos de tempo.

Através dos testes de toxicidade crônica pequenos efeitos poderão ser medidos, como desenvolvimento de comunidade e a diversidade de espécies, e também a adaptação de algumas espécies menos sensíveis ao composto tóxico ao qual esteja sendo exposto. Como exemplo disto podemos citar o teste de toxicidade com algumas populações de algas que sobrevivem em ambiente poluído por metais pesados, adaptando-se geneticamente às condições do meio (Harrison, 1990).

Em muitas situações algumas espécies podem ser satisfatoriamente mantidas em condições de teste em laboratório por um período prolongado, porém nem todos os organismos testes podem completar seu ciclo de vida sob tais condições, isto é, necessitam de condições ambientais mais complexas ou não conhecidas ou até mesmo ambas. Manter condições experimentais constantes por longos períodos torna-se difícil e muitas vezes economicamente inviável. Deste modo, estes tipos de testes são normalmente, realizados em condições controladas e com meios de cultura sintéticos.

Apesar de algumas dificuldades de realização, os testes de toxicidade crônica proporcionam respostas mais eficazes em relação à dinâmica e estrutura de um ecossistema aquático, pois torna-se possível avaliar por meio deles, efeitos peculiares de algumas substâncias tóxicas, como persistência ou bioacumulação, efeito que pode comprometer as populações expostas e sujeitas à sua ação.

Tanto o efeito letal como o subletal podem ser bons indicadores do impacto biológico de um determinado agente poluidor ou estressor.

É importante avaliar esses efeitos de uma forma global, tendo em vista que uma única espécie de organismo teste afetada não dá base e informações suficientes sobre o significado ecológico do poluente.

A resposta concreta e significativa necessita de um número razoável de indivíduos sujeitos a ação de um poluente para o estabelecimento da dose de

sobrevivência e suas implicações ecológicas. Diferentes indivíduos irão responder a diferentes doses. O que é dose tóxica para um indivíduo pode ser inofensiva para outro (Beeby, 1994).

Através de efeitos diretos, respostas abrangentes são encontradas a respeito da toxicidade de um agente poluidor. Resultados globais das interações entre poluentes e a própria estrutura do organismo teste, bem como as características ambientais poderão ser verificadas.

No entanto, é de suma importância, distinguir uma flutuação natural do sistema, de uma resposta atribuída à ação de um poluente.

Como forma de ilustração podem ser citados alguns trabalhos realizados referentes a testes de toxicidade crônica como:

Wong & Beaver (1980) conduziram um bioensaio de toxicidade num período de 30 dias, utilizando Chlorella, Ankistrodesmus e Scenedesmus como organismos testes. Verificaram o efeito de metais (Cr, Cu, Fe entre outros) sobre estes organismos. Neste teste foram avaliados competitividade entre algas, espécies sensíveis, interações entre metais e nível nutricional do meio. Os resultados encontrados permitiram determinar efeitos como bioacumulação e o efeito da mistura de metais em células algais. As respostas obtidas foram relevantes para o estabelecimento de padrão da qualidade da água.

Na mesma linha de raciocínio Wong & Beaver (1981) compararam testes de toxicidade convencionais conduzidos por adição de metais em culturas de algas em meio sintético e testes de toxicidades com algas em meio “in vivo” com adição de metais. Resultados encontrados mostraram uma significativa diferença no mecanismo de ação dos metais. Também foram encontradas diferenças de natureza sinérgica e antagônica entre metais e o crescimento algal.

Franklin (1983) estudando a toxicidade e a bioacumulação de diferentes resíduos de lodo de esgoto, para controle de despejo deste resíduo no mar, verificou efeitos agudos e crônicos sobre organismos adultos e larvas de camarões. Constatou maior sensibilidade em organismos adultos na mesma

espécie. Também verificou que não houve significativo acúmulo de cádmio e mercúrio num período de exposição acima de 60 dias em testes de toxicidade com peixes, camarões e mexilhões, embora estatisticamente significativo quando exposto a ferro, zinco e cobre. Os resultados para determinação do impacto ambiental de resíduos de lodo de esgoto sugerem que os testes de laboratório não predizem precisamente o efeito da descarga desses poluentes, sendo necessário conhecer a composição química do lodo e as características do corpo receptor.

Os bioensaios de toxicidade têm aumentado a compreensão da toxicidade das substâncias químicas em diferentes indivíduos. Essa tecnologia para quantificar efeitos diretos de agentes tóxicos sobre organismos teste é bem desenvolvida, e as medidas de toxicidade resultam em um largo número de medidas padronizadas como efeito letal (CL50) e concentração efetiva não observada (NOEC). Estes tipos de testes traduzem informações referentes a efeito potencial de uma substância tóxica ou efluente industrial.

Esses resultados podem ser replicados e são passíveis de serem avaliados estatisticamente (Lemke, 1981 *apud* Kimball & Lewin., 1985). Porém, estes ensaios ainda são problemáticos, pois precisam de adequações para indicar os efeitos potenciais sobre o ambiente natural.

Em geral, um dos problemas dos testes de toxicidade é a avaliação de efeito direto baseado em teste com uma única espécie, tornando inviável a simulação de situações reais.

Segundo Kimball & Levin (1985), os testes com uma única espécie ignoram abordagem de informações importantes como interações entre indivíduos e entre espécies. Da mesma forma, não podem traduzir o efeito de outros níveis, bem como os efeitos ao nível de sistema.

Muitas vezes os efeitos indiretos proporcionam melhores respostas ecológicas do que os efeitos diretos, pois os efeitos de toxicidade podem se

propagar por diversos caminhos e a destruição de um componente do sistema pode ser crucial para outro.

Um exemplo que mostra a limitação dos testes de toxicidade com única espécie foi realizado por Crossland (1982), que desenvolveu teste de toxicidade para avaliar o efeito de inseticidas sobre uma única espécie. Os testes foram inadequados pois, não foram levados em conta outros níveis organizacionais com as populações de algas que poderiam ser afetadas pelo inseticida e conseqüentemente afetaria a cadeia alimentar. Assim como este caso, inúmeras situações vêm sendo evidenciadas.

Com esse objetivo a ecotoxicologia vem evoluindo na busca de pesquisas que aumentem a precisão de medidas dos efeitos de poluentes e sua comparação com as condições naturais às quais ele pode estar sujeito.

Hoje a ecotoxicologia caminha para estudos além de testes de toxicidade, criando e desenvolvendo métodos para estudar o destino e o transporte de substâncias químicas dentro do ecossistema e para um crescente reconhecimento da importância do estudo da propagação dos efeitos através do ecossistema e os efeitos sobre os processos do ecossistema ou sobre os efeitos na atividade enzimática.

Com esse objetivo a ecotoxicologia desenvolveu um programa de avaliação do efeito de agentes estressores por meio de sistemas microcosmos, que são protótipos utilizados para modelagem de ecossistemas naturais.

Como a própria palavra sugere, é a representação de um “mundo em minatura”, isto é, uma pequena representação do todo. Segundo National Research Council (1981) apud Levin, S. A. *et al.* (1988), microcosmo é a amostra do ecossistema natural alojado em recipientes artificiais e mantidos em condições laboratoriais. Podem apresentar-se em diversos tamanhos, reunir organismos de diferentes espécies e serem utilizados para experimentos de escala de tempo as mais variadas possíveis.

A utilização do microcosmo é uma valiosa ferramenta empregada pela ecotoxicologia, proporciona pesquisas de ecossistemas permitindo o controle de condições e parâmetros semelhantes aos encontrados no ambiente natural. Através dessa modelagem biológica podem ser medidos os resultados de efeitos estressores ou combinações de efeitos sobre a saúde do ecossistema em diferentes níveis tróficos.

Gearing (1988) apud Levin *et al.* (1988) coloca em questionamento a suposta necessidade de se avaliar o efeito de determinado agente estressor frente a um determinado corpo receptor. Segundo o autor, é necessário primeiramente conhecer suas propriedades físico-químicas e testá-las frente a um determinado corpo receptor. Porém essa prática de introdução de agentes tóxicos em ecossistema naturais é perigosa e também considerada ilegal. Seria então sensato utilizar microcosmos, nos quais essa prática seria perfeitamente possível de ser realizada, além de poder-se extrapolar resultados e realizar replicações para melhor interpretação estatística dos dados, bem como controlar muitos parâmetros ambientais.

Porém, vários autores verificam desvantagens no uso de microcosmos. Dentre estas, podem-se destacar: limitações na disponibilidade de amostras e dificuldade de obter amostras representativas (Balch *et al.*, 1978, Santschi, 1982 apud Levin *et al.*, 1988); os efeitos da luz não natural, bem como o efeito das paredes do recipiente utilizado (Menzel & Case, 1977); a escala de tamanho do recipiente utilizado, tornando limitado o número de níveis tróficos (Dudzik *et al.*, 1979).

Dudzik *et al.* (1979) fizeram considerações referentes ao desenvolvimento de microcosmo aquático para estudo de plâncton. Suas observações sugerem que tamanho pequeno de microcosmo em laboratório dificulta a existência de todos os processos biológicos e físicos encontrados em ambientes naturais. Considerou três importantes problemas: I) a dificuldade de incluir níveis tróficos mais

elevados; II) problemas referentes a pequenas profundidades de muitos microcosmos, isto é, referente ao tamanho do recipiente utilizado; III) a dominância de atividade química e biológica nos lados e fundo do microcosmo. Esse último problema refere-se a ocorrência de crescimento de perifiton nas paredes do recipiente exercendo um significativo efeito sobre o metabolismo do microcosmo, dentro de 40 a 50 dias após a incubação.

As desvantagens têm suas justificativas, porém os microcosmos possuem distintas vantagens para investigações de muitos tipos de problemas ambientais. Sua principal vantagem é proporcionar, por meio de estudos do ecossistema, a sua complexidade e funcionamento dentro de condições controladas, podendo-se avaliar efeitos globais de poluentes sobre um ecossistema e extrapolar seus resultados com relativa confiabilidade.

Segundo Sabatini & Marcotte (1983) uma das vantagens do microcosmo sobre os estudos convencionais em laboratório é o resultado diretamente aplicado para os ecossistemas naturais. Porém, em função das múltiplas facetas comentadas anteriormente, nem sempre isso é possível.

Swartzman *et al.* (1990) desenvolveram um modelo para simular o efeito do cobre sobre microcosmo aquático constituído de dez espécies fitoplanctônicas e cinco zooplanctônicas desenvolvidas em determinado meio. A produção do modelo foi desenvolvida para verificação do comportamento do microcosmo em 30 dias de experimento com replicações e adição de cobre (concentração de 500 ppb) em tempos diferentes (7, 14 e 21 dias). Resultados confirmam que a adição do cobre pode influenciar fortemente na densidade e composição da biota, bem como os tempos de adição de cobre e a composição química da água podem influenciar na toxicidade do cobre.

Em estudos de microcosmo, três tipos de variáveis são comumente definidas: características abióticas do sistema; parâmetros referentes ao nível de sistema (produção primária ou clorofila *a*); densidade populacional de organismos (Beeby, 1994).

Inúmeros experimentos que fazem uso de microcosmo têm sido desenvolvidos para medir a relação efeito nível-ecossistema. A exemplo disso pode ser citada a utilização de substratos artificiais introduzidos no interior dos recipientes para colonização de organismos-teste.

Pratt *et al.* (1988) mediram o número de espécies de protozoários que colonizaram substratos artificiais, em microcosmo e também no rio Douglas, em Michigan. Outros parâmetros também foram medidos, inclusive densidade de algas e zooplâncton.

Hendrix *et al.* (1982) *apud* Beeby, (1994) sugerem o uso de microcosmo como parte de produção de testes de hierarquia e confiabilidade de estabelecimento de respostas no sistema. Eles também sugerem que os microcosmos podem ser úteis na construção de modelos para descrição do modo como o poluente se move através do sistema e suas taxas de acúmulo, possibilitando desta forma a avaliação do ecossistema como um todo. Além da possível replicação de experimentos, que podem ajudar na identificação dos componentes de um sistema necessário para futuros estudos, bem como fatores que regulam a resposta ecológica do sistema.

2.6. Biomonitoramento

Herricks *et al.* (1988) *apud* Levin, (1988) classificam em duas categorias o biomonitoramento: bioensaio e bioavaliação. Os bioensaios são baseados em experimentos em laboratórios, chamados comumente de testes de toxicidade. A bioavaliação é baseada em análises de campo. Ambos ensaios fazem uso de espécies indicadoras representantes da comunidade biótica de um ecossistema aquático.

A escolha de um bioensaio ou de um teste de bioavaliação vai depender da complexidade do problema em questão e da sua viável aplicação.

2.7. Importância do Monitoramento Biológico

É evidente que a abundância e o padrão de distribuição de organismos aquáticos poderão afetados pela qualidade da água na qual eles se encontram. A susceptibilidade de espécies de uma comunidade à ação de agentes poluidores também vai depender das condições ambientais a que está sujeita.

O monitoramento biológico proporciona informações sobre a abundância de espécie ou mesmo sua presença em pequena escala, podendo ser usado como ferramenta na avaliação de seus índices de diversidade ou biótico, tornando-se possível, dessa forma, a realização de algumas comparações.

Uma das possibilidades de aplicação é o emprego em monitoramento biológico para implantação de estações de tratamento de efluentes, isto é, desenvolvendo programas de exame biológico para estabelecer condições preferenciais biológicas e os possíveis danos à água antes mesmo da criação de métodos de tratamento. Desta forma, poderá ser usado para estabelecer a eficiência do processo de tratamento e com isso promover melhorias para o processo de muitas indústrias.

Segundo Valle (1995) a poluição industrial é uma forma de desperdício e um indício da ineficiência dos processos produtivos.

O uso de análises químicas e físicas da qualidade da água pode proporcionar boas respostas de grande precisão, porém limita-se puramente ao monitoramento físico-químico, revelando somente a presença de substâncias químicas. Em contraste, o exame biológico proporciona a identificação de correlações entre fatores bióticos e abióticos, evidenciando, desta forma, mudanças ecológicas de caráter significativo.

2.8. Organismo Indicador de Poluição

O uso de espécies indicadoras de toxicidade para avaliação das condições ambientais é baseado na idéia de disponibilidade de um número mínimo de espécies ou grupo de espécies, sujeitas à ação de um estreito limite de condições ambientais (Abel, 1989).

A mudança nas condições químicas e físicas pode afetar o grau de sobrevivência das espécies expostas a um agente estressor, limitando ou favorecendo a colonização de outros. O aparecimento ou desaparecimento pode estar associado às mudanças nos fatores abióticos do ecossistema.

Usualmente, a presença ou ausência de espécies sensíveis para indicar mudanças ambientais tem sido largamente aplicada para meios aquáticos, e em particular, em ecossistemas de água doce (Beeby, 1994).

A presença de uma espécie particular em razoável abundância, indica que o ambiente encontra-se em condições favoráveis para sua sobrevivência. Porém, sua ausência não significa necessariamente o inverso, pois pode haver competição entre espécies, favorecendo a presença de uma ou de outra espécie.

Alguns organismos são mais tolerantes para diferentes condições ambientais em seus padrões de distribuição ou abundância, sendo, em algumas situações, fracamente afetados pelas mudanças das condições ambientais.

A eliminação de uma espécie de um ecossistema poderá ou não se constituir em uma mudança importante para esse ecossistema. A perda de espécies que apresentam importante função (ex. espécie que constitui principal base de cadeia alimentar), certamente constituirá um prejuízo para o equilíbrio do sistema.

Um indicador sensível é aquele que reage prontamente frente a um agente estressor particular. Os peixes constantemente sofrem ações de agentes poluidores, ocasionados por negligência ou poluição acidental. Sua ecologia e fisiologia são relativamente difíceis de serem identificadas. Por se encontrarem

no topo da cadeia alimentar, eles podem refletir mudanças em comunidades inteiras (Mason, 1991).

As macrófitas são tolerantes a poluições intermitentes, embora Haslam (1978) *apud* Mason (1991) tenha se referido ao uso de macrófitas na avaliação da qualidade da água.

As algas e protozoários são também usados como indicadores biológicos, porém apresentam algumas dificuldades, como a identificação e quantificação das mesmas. As algas são utilizadas na avaliação da qualidade da água principalmente em lagos eutrofizados.

Segundo Mason (1991), apesar da disponibilidade das bactérias em ecossistemas aquáticos e o largo desenvolvimento populacional, pequenas tentativas tem sido feitas para o seu uso na avaliação de poluição.

Thomaz & Esteves (1997), analisaram a dinâmica de comunidades de bactérias perifíticas na costa da lagoa costeira do estado do Rio de Janeiro - Brasil comparando os valores de produção secundária produzida de bactérias perifíticas na fase senescente de macrófitas (*Typha domingensis*) em regiões oligotrófica e eutrófica, com valores encontrados em testes laboratoriais com enriquecimento nutricional do meio (PO_4^- e NH_4^+). Os autores verificaram que a biomassa bacteriana desenvolve-se em maior abundância na região eutrofizada, bem como em teste laboratorial que sofreram adição de nutrientes inorgânicos e que provavelmente o fósforo e o nitrogênio sejam fatores limitantes da produção secundária das comunidades de bacterianas perifíticas.

Os macroinvertebrados são razoavelmente sedentários, com longo tempo de vida, podendo ser usados em testes de toxicidade com duração relativamente longa.

As comunidades perifíticas se configuram como boas indicadoras ecológicas. Watanabe (1990) comparou alguns índices biológicos, baseados nas características das comunidades perifíticas. Constatando seu possível uso para caracterizar níveis de poluição das águas em função de características abióticas

do ambiente e o tempo de imersão dos substratos artificiais para a colonização das algas perifíticas, onde geralmente dominam as espécies da classe Cyanophyceae (Esteves, 1988).

Microcrustáceos e moluscos são amplamente empregados como bons indicadores de poluição.

Como se pode observar o número de bioindicadores é amplo, porém dependendo da composição do agente poluidor ou efluente tóxico, é importante ter um bom senso na escolha do indicador adequado para cada tipo de teste de toxicidade que se deseja realizar.

Segundo a CETESB (1990) alguns agentes poluidores são tóxicos apenas a peixes, outros somente a microcrustáceos e outros a ambos organismos. As algas podem ser mais sensíveis que as outras espécies testadas.

Desta forma é importante, sempre que possível, avaliar o efeito do agente poluidor a mais de uma espécie representante da biota aquática, para se obter uma segura e confiável resposta.

2.9. Fatores Ambientais que Afetam a Toxicidade

Os fatores ambientais podem modificar o efeito tóxico dos poluentes. A temperatura é um desses fatores interferentes, pois influencia na atividade metabólica, no comportamento dos organismos, podendo também alterar o estado físico-químico do poluente.

A toxicidade de um poluente pode variar com a qualidade da água do corpo receptor. A exemplo disso podem ser citados os parâmetros dureza e pH com relação à toxicidade de metais. Com o decréscimo do pH, os metais apresentam-se na forma iônica, o que os tornam mais disponíveis, aumentando sua toxidez.

A demanda de oxigênio também interfere na ação do agente tóxico. Muitas substâncias tornam-se mais tóxicas em baixas concentrações de oxigênio.

A disponibilidade de nutrientes inorgânicos, como fósforo quando em altas concentrações, pode acarretar mudanças significativas no equilíbrio ecológico dos corpos receptores. Em especial o fósforo, por ser constituir no principal fator limitante para a produção primária e estar diretamente ligado ao processo de eutrofização. O aumento na biomassa do produtores primários poderá levar a uma mudança no estado trófico do ecossistema.

2.10. Caracterização do Problema

As indústrias que processam alimento e que utilizam como matéria prima produtos naturais, provavelmente terão geração de efluentes difíceis de serem caracterizados, uma vez que a composição da matéria prima poderá estar sujeita a variação em sua composição, bem como origem. A exemplo desse tipo de indústria podem ser citadas as indústrias de farinha de mandioca de pequeno e médio porte e as indústrias de gelatina.

As indústrias de farinha de mandioca estão distribuídas por todo país. As de pequeno porte processam em média uma tonelada de raízes de mandioca por dia, enquanto que as de médio e grande porte que chegam a processar 300 toneladas por dia (Cereda, 1994).

Estas indústrias geram efluentes sólidos (casca, descarte, etc.) e líquidos, que, na maioria das vezes, são lançados diretamente em recursos hídricos ou até mesmo no solo.

Os resíduos industriais líquidos das indústrias de beneficiamento de mandioca são considerados os resíduos mais prejudiciais (Hess, 1968).

Na produção de farinha, a água residual, oriunda da prensagem da massa ralada das raízes é chamada de manipueira.

A qualidade, bem como a quantidade deste resíduo varia muito, pois estão diretamente relacionadas a alguns fatores como, o cultivo, a idade da planta, tempo após a colheita, o tipo e as características dos equipamentos utilizados para

seu beneficiamento. Todos estes fatores são limitantes da sua composição. Dependendo do tipo de processo da sua industrialização o resíduo líquido pode apresentar variabilidade nas concentrações de matéria orgânica e potencial tóxico.

Segundo Takahashi (1987) o potencial tóxico é decorrente de um glicosídeo, denominado Linamarina, presente em todas as partes da planta e que por hidrólise, origina a glicose, cetona e o ácido cianídrico.

A presença de elevados teores de ácido cianídrico, a elevada carga de matéria orgânica, bem como o baixo pH, resultante da decomposição bioquímica da glicose em ácidos orgânicos, tornam esse efluente um poderoso agente tóxico.

Esse resíduo representa um problema de poluição aos ambientes aquáticos, pois uma grande parte das indústrias que industrializam a mandioca não realizam qualquer tipo de tratamento na sua água residual, fazendo com que quando lançados nos recursos hídricos provoquem um impacto de caráter tóxico para a fauna e flora.

A indústria da gelatina é outro exemplo de geração de efluente com elevada carga orgânica.

A gelatina é uma substância orgânica nitrogenada, denominada proteína coloidal (Shreve & Brink, 1977). Para sua fabricação são usados os tecidos que ligam a pele animal à carcaça, os couros crus e ossos de grandes animais.

Durante sua produção, a matéria prima sofre a ação de vários banhos ácidos e básicos, os quais irão gerar fosfato de cálcio, carbonato de cálcio, e outros materiais minerais dissolvidos, associados a matéria orgânica (colagênio), bem com o restos de ossos.

Assim verifica-se que o resíduo desta indústria é rico em matéria orgânica, que provavelmente sofre decomposição por bactérias e conseqüentemente liberará nutrientes como fosfato e nitratos para o meio onde for lançado, causando distúrbios na biota aquática. Considerando que os tecidos e couros de animais são utilizados para fabricação da gelatina, esse resíduo apresenta, em

sua composição, material graxo e sulfetos, também considerados nocivos aos organismos aquáticos quando encontrados em elevadas concentrações.

Portanto, torna-se oportuno verificar os efeitos causados pelo aporte desses efluentes industriais frente a comunidades aquáticas, por meio da análise dos parâmetros físicos-químicos e biológico. A fim de criar subsídios para o monitoramento de rios e lagos, sujeitos à ação de efluentes industriais, como validar o tipo de tratamento usado pelas indústrias.

MATERIAIS E MÉTODOS

CAPÍTULO 3

MATERIAIS E MÉTODOS

Nessa etapa experimental o objetivo principal foi conhecer e determinar os parâmetros abiótico e biológicos que melhor traduziriam respostas referentes ao aporte de efluentes industriais (resíduos da gelatina e da industrialização da mandioca), verificando a possível diferenciação de comportamento dos efluentes no desenvolvimento da comunidade algal.

3.1. Meio

Utilizou-se água do Horto Florestal, localizado no município de Maringá. A utilização desta justifica-se pelo fato de não ter passado por nenhum tratamento físico e/ou químico.

A coleta da água era feita em galões de polietileno com 20L de capacidade, os quais eram imediatamente transportados para o laboratório. Era retirada uma alíquota de 500mL para caracterização analítica inicial, conforme a tabela 3.1.

Tabela.3.1. Valores iniciais dos parâmetros físicos e químicos da água do Horto Florestal de Maringá e efluentes utilizados.

Parâmetros	H ₂ O(HF)	Gelatina	Manipueira
pH	7,0	6,0	4,5
Temp.(°C)	22	20	23
Condut.(mS.cm ⁻¹)	147	1638	1388

Continuação da Tabela 3.1

Parâmetros	H₂O(HF)	Gelatina	Manipueira
DQO(mg.l⁻¹)	120	5000	7000
Alcalin.(meq./L)	64,2	176,7	194,0
Oxig.Dis.(mg/L)	5,0	5,5	5,8
Nitrito(ng/L)	ND	325	35
Nitrato(µg/L)	26,0	412	1057
Fósf.total dis. (µg/L)	0,072	0,06	85
Orto-Fos. (µg/L)	0,062	18	176

* **HF** - Horto Florestal

3.2. Efluentes Utilizados

3.2.1. Manipueira

O efluente da industrialização da mandioca utilizado era proveniente de uma indústria de farinha e fécula de mandioca, “Indemil” localizada no distrito de Formosa, município de Paranavai, região Noroeste do Paraná.

A coleta da manipueira da Indemil era feita em galões de polietileno com 20L de capacidade. Após a chegada dos galões ao laboratório, os mesmos eram deixados em repouso por 24 horas para decantação da areia e outros materiais indesejáveis. Após esse período o sobrenadante era filtrado através de filtro de pano, para reter possíveis pedaços de casca que porventura estivessem juntos com o resíduo.

Após a filtração, a manipueira era então caracterizada analiticamente (tabela 3.1) e posteriormente engarrafada em recipientes plásticos de 2L de capacidade e armazenadas em freezer a uma temperatura de -20°C.

Foram armazenadas em pequenos volumes devido a praticidade em seu descongelamento na hora da utilização do efluente.

A manipueira era descongelada em refrigeração à temperatura de 5°C, para seu descongelamento gradual, evitando assim mudanças em suas características físico-químicas. A adição do efluente puro, aos microcosmos, era realizada em regime contínuo, com uma vazão de aproximadamente de 2mL por minuto.

3.2.2. Gelatina

O efluente da industrialização da gelatina utilizado era proveniente da indústria de gelatina “Leiner”, localizada no município de Maringá, região Noroeste do Paraná.

A coleta do resíduo da gelatina era feita em galões de polietileno com 20L de capacidade. Os galões eram encaminhados para o laboratório, os quais eram deixados em repouso por 24 horas para decantação de materiais em suspensão de maior tamanho. Após esse período de decantação o sobrenadante era filtrado através de filtro de pano, para reter gorduras e partículas grossas.

Em seguida era coletada uma alíquota de resíduo para caracterização analítica (Tabela 3.1). O resíduo de gelatina era posteriormente engarrafado em frascos plásticos de 2L de capacidade e armazenados em freezer a uma temperatura de -20°C.

Foram armazenados em pequenos volumes pela mesma justificativa citada para o efluente da industrialização da mandioca. A adição desse efluente aos microcosmos era realizada sem diluições preliminares de efluente, isto é, efluente puro, adição em regime contínuo, com uma vazão de aproximadamente 2mL por minuto.

Deve-se salientar que foram feitas várias coletas dos efluentes industriais, em todas as situações que o estoque de efluentes congelado estava esgotando-se.

Desta forma fez-se necessária a caracterização dos mesmos a cada chegada de remessa nova de efluente. Observa-se que ocorreram variações nos parâmetros físico-químicos analisados nesta caracterização (Tabela 3.2), justificada pela aleatoriedade dos dias de coletas de efluentes industriais.

Tabela.3.2. Valores máximos e mínimos (média e desvio padrão), dos parâmetros físicos e químicos da água do Horto Florestal de Maringá e efluentes utilizados.

Parâmetros	H₂O(HF)	Gelatina	Manipueira
pH	7,0-7,9 (7,9-0,67)	6,0-10,0 (7,5-1,5)	4,5-6,0 (5,25-1,06)
Temp.(°C)	16-28,5 (22,25-8,83)	18-20 (19-1,41)	20-25 (22,5-3,53)
Condut.(mS.cm⁻¹)	147-286 (216,5-98,28)	1638-1650 (1644-8,48)	1388-1400 (1394-8,48)
DQO(mg.l⁻¹)	120-180 (150-42,42)	5000-12000 (8500-4949,74)	5000-95000 (47750-63639,61)
Alcalin.(meq./L)	180-221 (200,5-28,99)	74,8-90,0 (82,4-10,74)	60-88,6 (77,3-20,22)
Oxig.Dis.(mg/L)	5,0-6,0 (5,5-0,70)	5,0-6,9 (5,95-1,34)	5,0-6,4 (5,7-0,98)

Continuação da Tabela 3.2.

Parâmetros	H₂O(HF)	Gelatina	Manipueira
Nitrito(mg/L)	ND	277-364	43-68

		(320,5-61,51)	(55,5-17,67)
Nitrato(mg/L)	1018-1054 (1036-25,45)	412-428 (420-11,31)	1080-1127 (1103,5-33,23)
Fósf.Dis.(mg/L)	0,072-15,0 (7,53-10,55)	0,06-282 (141,03-199,36)	ND -
Orto-Fos.(mg/L)	0,062	18-30 (24-8,48)	176-282 (229-77,78)

* **HF** - Horto Florestal

3.3. Substrato Artificial

Foram utilizadas lâminas de microscópio (perfecta) não lapidada extra fina de dimensões 26x76mm. Essas lâminas eram presas em esferas de isopor, as quais ficavam flutuando na superfície da coluna d'água em posição vertical. As lâminas serviram de substrato artificial para a colonização das comunidades perífíticas.

3.4. Instalação do Experimento

Durante um período de 60 dias a água do Horto Florestal de Maringá foi exposta em aquários de vidro (microcosmo) com capacidade de 18L, providos de bombas aeradoras para manutenção de elevadas concentrações de oxigênio dissolvido (Figura1).



Fig. 1. Fotografia da instalação experimental

Os microcosmos foram numerados de um a oito, expostos em local arejado com iluminação natural e homogênea. Dois microcosmos foram alimentados em regime contínuo (2mL/min.) com água do Horto Florestal, três microcosmos com resíduo da industrialização da mandioca e três com resíduo da indústria de gelatina. O volume inicial da água do Horto Florestal de cada microcosmo foi de 14,5L.

3.5. Periodicidade de Amostragem

Durante um período de 60 dias, amostras foram retiradas de cada microcosmos e, analisadas quanto às características abióticas e biológicas, em intervalos de 3, 7, 14, 25 dias e a partir do 25^o dia em intervalos de 5 dias até o término do experimento.

3.6. Análises e métodos analíticos empregados para o experimento

3.6.1. Medidas realizadas diretamente nos microcosmos

- Temperatura: Termômetro de mercúrio.
- pH: Aparelho digital portátil do tipo Checkmate pH - sensor 3619.

- Condutividade Elétrica: Aparelho digital portátil do tipo Checkmate Conductivity/TDS - sensor 473621.

- Oxigênio Dissolvido: Aparelho digital portátil do tipo Checkmate DO - sensor 473620.

3.6.2. Medidas dos fatores abióticos e biológicos

Foram realizadas coletas de alíquotas de 520 ml de água de cada microcosmo segundo a periodicidade de amostragem citada anteriormente. Um volume de 500 mL de água era filtrado em membranas GF/C Whatman de 47mm, a vácuo não superior a 0,5 atm. As membranas foram preservadas em freezer a -20°C para posterior quantificação da clorofila *a*. A fração de clorofila *a*, foi quantificada por extração com acetona 90% e leitura em espectrofotômetro a 663nm, com correção para outros pigmentos e turbidez realizada a 750 nm (Golterman *et al.*, 1978).

Uma amostra de água foi coletada e filtrada, a qual era utilizada para determinação da Demanda Química Oxigênio pelo Micro-Método descrito por Tavares (1992).

Esse método baseia-se na oxidação da amostra com $K_2Cr_2O_7$ em meio ácido, posteriormente digerido por 2 horas à 150°C em presença de sulfato de prata que atua como catalisador da reação.

A quantificação da DQO é feita por espectrofotometria em 600nm após leve arrefecimento da amostra.

Em amostras que contém íon Cl^- , a leitura foi realizada ainda quando as mesmas estavam quentes, pois os íons Cl^- precipitam com a prata à frio, interferindo na leitura. As amostras do presente estudo se enquadram nessas condições.

- Alcalinidade

Era determinada em um volume de 50ml de amostra filtrada, através da acidificação com leitura simultânea do pH, pelo método Gran (Wetzel & Likens, 1991).

- Nutrientes

As frações de fósforo total dissolvido eram determinadas em alíquotas de amostra filtrada, através de digestão com persulfato de potássio em autoclave durante 45 minutos à 120°C. Posteriormente à digestão, adicionou-se de reagente misto (molibdato de amônia, tartarato de antimônio e potássio e ácido ascórbico) e a quantificação foi realizada em espectrofotômetro a 882 nm (Golterman *et al.*, 1978).

As frações de ortofosfato eram determinadas diretamente na amostra filtrada, após adição de reagente misto (molibdato de amônio, tartarato de antimônio e potássio e ácido ascórbico) e leitura em espectrofotômetro a 882nm (Golterman *et al.*, 1978).

As concentrações de nitrato e nitrito eram quantificadas por espectrofotometria através do método de análise por injeção em fluxo segundo Zagatto *et al.* (1981). Para determinação da concentração de nitrato foi utilizada uma coluna de cádmio esponjoso para a redução do nitrato a nitrito. As concentrações de nitrito foram determinadas pela reação da amostra com sulfanilamida e n(1-naftil) etilodiamina.

- Íons Ca, Fe, Zn, Cu e Cr

A determinação destes elementos era feita em amostras filtradas, através de espectrofotometria de absorção atômica. Foi utilizado espectrômetro de absorção de chama da marca Varian modelo Spectr AA - 10 Plus.

- Fitoplâncton

Amostras não filtradas de 20 mL eram acondicionadas em frascos de vidro de 50mL, fixadas com lugol acético e mantidas no escuro para posterior identificação e quantificação dos organismos fitoplanctônicos.

Os táxons do fitoplancton eram identificados em nível de classe e quando possível, genérico (Huber-Pestalozzi, 1983). A quantificação era feita em microscópio invertido, marca Zeiss, modelo Axiovert 135, com aumento de 400X, pelo método de Utermöhl (1958). Contou-se os indivíduos (colônias, cenóbios, filamentos, células) em campos aleatórios, sendo uma média de dez campos por amostra. Esse número de campos era o necessário para que se estabilizasse o número de espécies adicionadas por campo. O valor médio de volume de amostra utilizado era de 3mL.

- Comunidades Perifíticas

As comunidades perifíticas eram obtidas através da retirada aleatória de uma lâmina de cada microcomo para análise taxonômica. O material perifítico aderido à lâmina era removido através de raspagem com lâminas de barbear envoltas em papel alumínio. Este material era diluído através de jatos de água destilada e recolhidos em frasco de vidro com capacidade de 300mL. O volume final era completado a 250mL, preservado em lugol acético e mantido no escuro para posterior identificação. O procedimento de identificação e quantificação segue a metodologia empregada para o fitoplâncton, já descrito anteriormente.

- Clorofila "a"

Era coletado aleatoriamente uma lâmina de cada microcosmo para quantificação da clorofila “a” do perifiton. O procedimento baseou-se na raspagem por meio de lâmina de barbear envolta em papel alumínio e diluições com jatos de água destilada para remoção do material perifítico colonizado nos substratos artificiais, e recolhido em frascos de vidro de 300 ml de capacidade. O volume final da diluição era de 250 ml. A amostra era filtrada em membras GF/C Whatman de 47mm, a vácuo não superior a 0,5 atm. As membras eram preservadas em freezer a -20°C para posterior quantificação da clorofila “a”, segundo método descrito anteriormente. Valores encontrados foram transformados para $\mu\text{g}/\text{cm}^2$.

3.7. Análise Estatística

Foi utilizado o soft statistica for Windows versão 4.3. Em virtude da natureza dos dados, utilizou-se uma análise de variância com medidas repetidas (ANOVA Repeated) com intuito de testar o efeito dos tratamentos (controle, gelatina e manipueira) e tempo sobre a variação de parâmetros como pH, alcalinidade, condutividade, OD, DQO, metais (Cálcio, ferro, zinco, cromo e cobre), clorofila a e nutrientes (nitrogênio e fósforo). Esta análise foi escolhida por levar em conta medidas temporais e a correlação entre meios e datas (Von Ende, 1993).

Foi confeccionada uma matriz onde relacionou-se o fator (meios) e variável a ser analisada ao longo do tempo. Através desta matriz utilizando Anova Repeated foi obtido o grau de significância (P) e a variação entre as médias a qual testa a relação variância entre os tratamentos e variância dentro dos tratamentos (F).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Capítulo 4

Resultados e Discussão

4.1. Caracterização dos Efluentes

4.1.1. Efluente da Industrialização da mandioca

Os valores mínimos e máximos dos parâmetros obtidos na caracterização do efluente da industrialização da mandioca (Tabela 3.2) mostraram-se muitas vezes diferentes daqueles observados na literatura, o que é justificado pelo fato da mandioca ter diferentes formas de cultivo, bem como pelo seu processamento industrial. Os valores de DQO (5000 a 95000 mg/L) e do pH (4,5 a 6,0) no presente estudo são os que mais se aproximaram dos valores encontrados por Cereda (1994) e Lamo & Menezes (1979).

Cereda (1994) encontrou um valor médio para DQO de diversas amostras de manipueira de indústria de processamento de mandioca no Estado de São Paulo, de 6365 mg/L. O valor de DQO variou entre 5000 a 95000 mg/L, estando em conformidade aos valores encontrados na literatura.

Em relação ao pH, Lamo & Menezes (1979) encontraram na água residual da Fleishmann-Royal (Conchal-SP) valores de entre 3,8 e 5,2.

4.1.2. Efluente da Industrialização da Gelatina

Dos valores mínimos e máximos determinados na caracterização do efluente da industrialização da gelatina (tabela 3.2), somente o da DQO (5000 a 12000 mg/L) e do pH (6 a 10), mostraram-se próximos aos valores encontrados

pela CETESB na análise do efluente da indústria de gelatina “Leiner”, os quais foram DQO 3000mg/L e pH = 10,5.

A justificativa da variação dos parâmetros está basicamente no fato de estarmos nos referindo a efluente de indústria que processam matéria prima de procedência variada. Outro fator que interfere é o acondicionamento do efluente após a coleta, pois apesar de ser armazenado em freezer, mostra alterações físicas e químicas as quais dependem do tempo de armazenagem.

4.2. Análise dos parâmetros físicos, químicos e biológicos

4.2.1. Evolução do pH, alcalinidade, Cálcio e condutividade

Os valores de pH determinados no decorrer do presente estudo, (Fig. 4.2.1.1), aumentaram nos primeiros dias de adição de efluente da industrialização da mandioca. Pode-se atribuir essa elevação ao aumento da alcalinidade (Fig. 4.2.1.2), favorecendo assim o tamponamento do meio, pela liberação de Ca^+ e HCO_3^- , bem como pelo desenvolvimento das comunidades fitoplânctônicas que favorecem a elevação do pH.

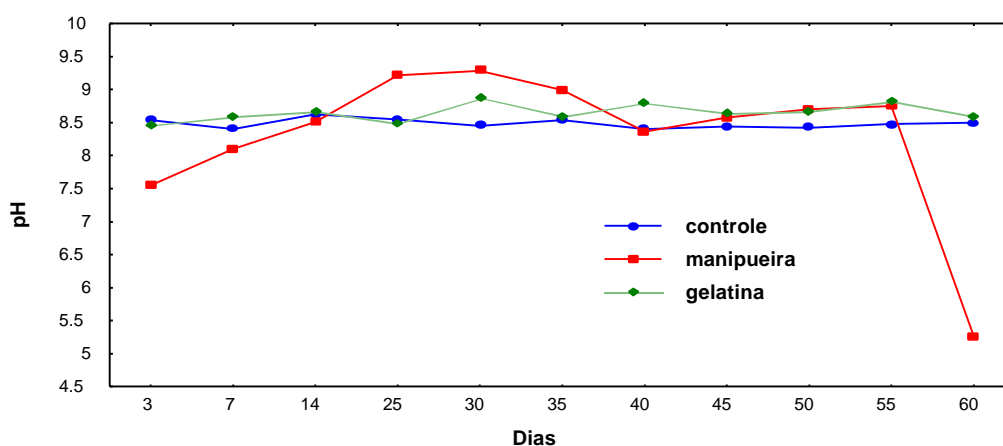


Fig.4.2.1.1. Média dos valores de pH nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca e gelatina e controle.

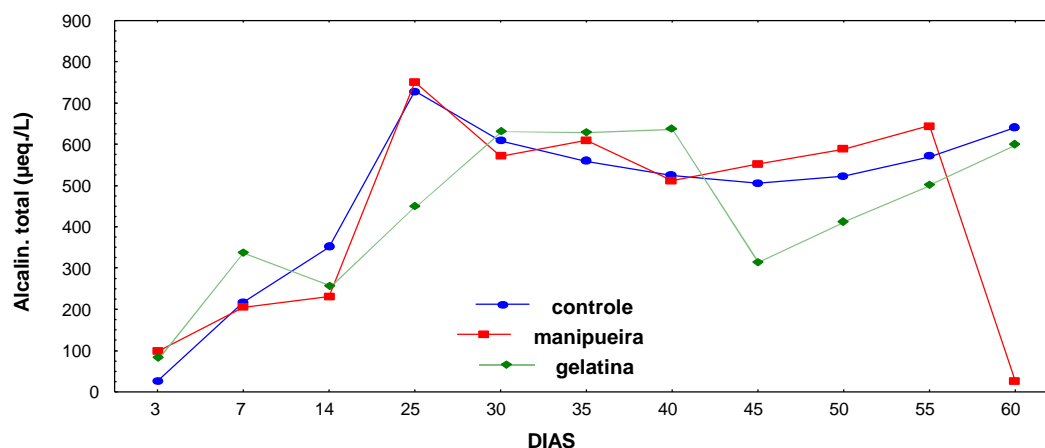
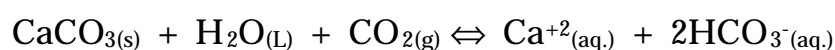


Fig. 4.2.1.2. Média dos valores da alcalinidade total ($\mu\text{eq./L}$) nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.

Segundo Mackereth et al. (1978) o pH é amplamente utilizado como uma característica geral da água e seu valor a esse respeito pode ser ampliado se conhecermos também a alcalinidade, posto que o pH irá crescer com o aumento da alcalinidade.

A variabilidade do conteúdo de CO_2 livre, no entanto, produz desvios consideráveis sobre esta relação ideal. O consumo de CO_2 é compensado pela dissociação do bicarbonato de cálcio, em ambientes ricos em cálcio, ilustrado na equação a seguir:



Em águas pouco alcalinas, existe menor tendência à dissociação do bicarbonato com a conseqüente liberação de CO_2 .

Nos intervalos de 30 a 40 dias de experimento nos microcosmos alimentados com efluente da industrialização da mandioca, observou-se uma queda do pH, justificada pela decomposição da biomassa aquática verificada também nesse período. Segundo Esteves, (1988) ambientes aquáticos com alta alcalinidade apresentam baixa variação de pH mesmo ocorrendo altas taxas fotossintéticas. Isto foi verificado a partir de 40º dia até o término do experimento

nos microcosmos que sofreram adição do efluentes industriais, os quais apresentaram o mesmo comportamento.

Contudo, verificou-se um decréscimo de pH do 55^o a 60^o dia de amostragem, nos tanques com efluente da industrialização da mandioca. Essa queda pode ser justificada pelo fato do efluente usado nesse período encontrar-se em faixas ácidas (pH=3,4) em virtude de alteração do processo de beneficiamento da mandioca obtida da indústria “Indemil”.

Verificou-se que ao longo do experimento pH mostrou-se na faixa de 7,5 a 8,5. De acordo com Alabaster & Lloyd (1980), apud Abel (1989), o pH entre 5,0 e 9,0 geralmente suporta uma diversidade de assembléia de espécies e estes valores podem ser considerados geralmente aceitáveis.

O cálcio tem importante papel na produtividade global dos ecossistemas aquáticos, pois faz parte de importantes processos fisiológicos de suas comunidades.

O cálcio é essencial para o crescimento de algas, macrófitas aquáticas e muitos animais, em especial moluscos. Segundo Wetzel (1981) não está provado que o cálcio seja um requisito universal das algas, mas o é muito provavelmente para as algas verdes, atuando como um micronutriente.

Este cátion possui elevada importância, pois sua dinâmica influencia a ciclagem de outros elementos como o fósforo. O cálcio pode ser encontrado em ambientes aquáticos combinado em duas formas principais carbonato e bicarbonato de cálcio. Observa-se que o cálcio interfere em um dos fatores físico-químicos mais importantes do meio aquático que é o pH.

Os valores do íon cálcio determinados no presente experimento (Fig.4.2.1.3) mostraram um aumento significativo no intervalo entre 25^o e 35^o dia de experimento, podendo ser atribuído, em parte, à liberação do CaCO_3 que precipitou, retornando para a coluna d'água em seu estado solúvel. Verificou-se neste mesmo período aumento da condutividade elétrica.

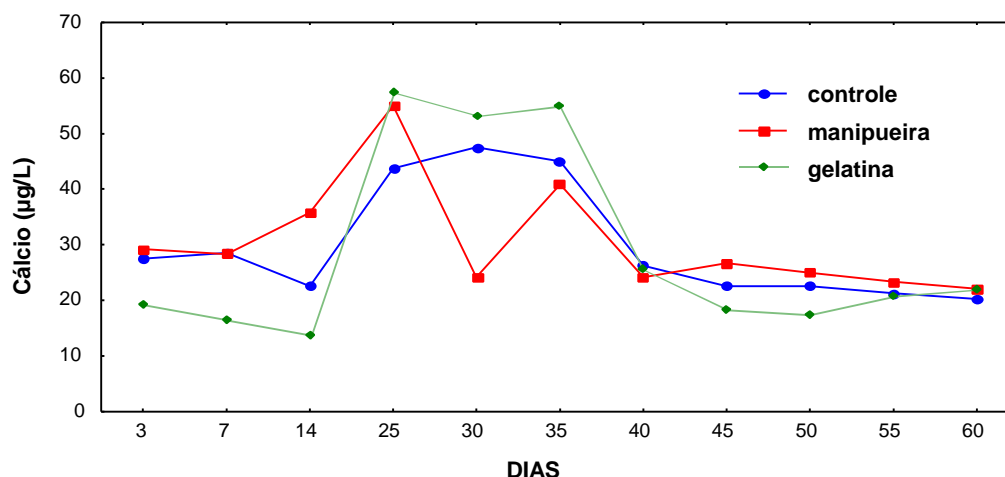


Fig. 4.2.1.3. Média dos valores de cálcio (ppm) nos microcosmos com adição dos efluentes da industrialização da mandioca, gelatina e controle.

Segundo Stewart & Wetzel (1981) apud Wetzel (1981) a perda de CaCO_3 afeta o metabolismo de lagos de águas duras através da coprecipitação de nutrientes inorgânicos, como o fósforo, e pela remoção seletiva de ácidos orgânicos, e de outros compostos orgânicos que sofrem adsorção.

É válido ressaltar que nos primeiros 14 dias de experimento ocorreu queda nos valores de cálcio, verifica-se também associada a esta queda, decréscimo da concentração de fósforo, sugerindo que parte do Ca^+ e fósforo tenham precipitado.

A condutividade elétrica da água constitui-se num fator importante em limnologia, em virtude das informações que pode fornecer em relação ao metabolismo do ecossistema aquático. Os íons mais diretamente responsáveis pelos valores de condutividade elétrica da água são os chamados macronutrientes, dentre os quais Ca^+ , K^+ , Na^+ e Mg^+ . A condutividade elétrica pode ser utilizada como um dos indicadores de ambientes poluídos, muitas vezes sendo utilizada para acompanhamento do estado trófico do sistema.

Com relação aos valores obtidos no presente experimento, a condutividade elétrica da água (Fig. 4.2.1.4) apresentou um acentuado aumento durante o desenvolvimento do experimento.

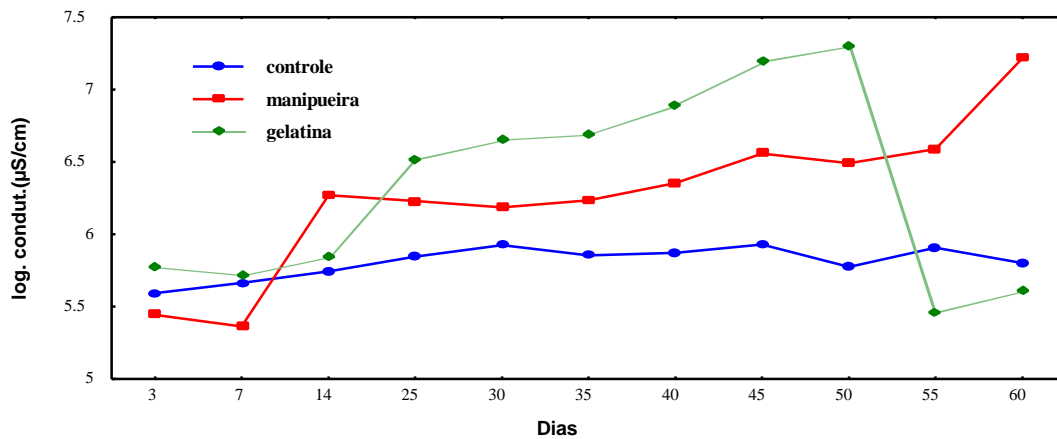


Fig. 4.2.1.4. Média log. dos valores de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.

A liberação de compostos hidrosolúveis, isto é, grande quantidade de íons, deve ter sido a causa do aumento da condutividade. Dentre os íons que são liberados para a coluna d'água podem ser citados Ca^+ , K^+ e Na^+ e com pouca influência sobre a condutividade o nitrato, nitrito e ortofosfato.

Os resultados obtidos nos experimentos foram submetidos a uma análise estatística de variância (Anova Repated) através da qual foram relacionados os meios (controle, gelatina e manipueira) e o tempo para cada parâmetro estudado neste trabalho. É importante salientar que este tipo de análise utilizada apenas avaliou de forma genérica a significância dos resultados encontrados, em virtude da diferenciação do comportamento das variáveis estudadas ao longo do tempo. Tornando-se difícil afirmar o grau de significância isoladamente para cada meio utilizado (controle, gelatina e manipueira).

Verifica-se na tabela 4.1. o grau de significância das variáveis pH, alcalinidade, íon cálcio e condutividade. Foram constatadas que essas variáveis foram significativas ao longo do tempo. Quanto ao tratamento todas foram significativas com exceção do íon cálcio ($P < 0,93$). Verificou-se que as interações tempo X tratamento também foram significativas, mesma para o cálcio em virtude da diferença de magnitude.

Talvez a alcalinidade total tenha sido o fator primário que mais influenciou os demais parâmetros (pH e condutividade).

Assim, os resultados estatísticos confirmam o comportamento dessas variáveis.

Tabela 4.1. Análise estatística dos parâmetros pH, alcalinidade, cálcio e condutividade.

VARIÁVEL	TEMPO *	TRATAMENTO**	INTERAÇÃO TEMPO X TRATAMENTO
pH	F=61,84 P <0,0001	F= 29,50 P <0,002	F=61,04 P <0,0001
Alcalinidade total	F=4,19 P < 0,0001	F=90,36 P < 0,0001	F= 18,92 P < 0,0001
Cálcio	F= 55,27 P < 0,0001	F=0,06 P < 0,93	F= 9,13 P < 0,0001
Condutividade	F= 10,79 P < 0,0001	F=8,33 P < 0,025	F=10,66 P < 0,0001

* Dias de experimentos

** Tipos de efluente utilizados (resíduo da industrialização da mandioca e gelatina) e água do Horto Florestal de Maringá - Paraná, utilizada para alimentar o microcosmo controle.

F= razão da variância entre os tratamentos e variância dentro dos tratamentos. Confirmando o grau de significância dos resultados (F>1 significativo e F<1 não significativo).

P= probabilidade de erro tipo I (nível de significância do teste).

4.2.2. Evolução da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Oxigênio Dissolvido

O potencial poluente de um resíduo pode ser avaliado através de vários índices. Um dos mais comuns é a Demanda Química de Oxigênio (DQO) que corresponde à quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica e inorgânico nele presente.

Os efluentes utilizados no presente experimento possuíam uma elevada carga orgânica em torno de 5000 a 95000 mg/L de DQO.

A descarga dessa matéria orgânica para água poderá ser fonte de nutrientes, uma vez que decomposição da mesma ocorre com liberação de fosfatos, nitratos e outros nutrientes (Abel, 1989).

Os resultados obtidos conforme a Figura 4.2.2.1, mostram que ocorreu um gradual aumento da DQO nos microcosmos que sofreram adição dos efluentes da industrialização da mandioca e gelatina.

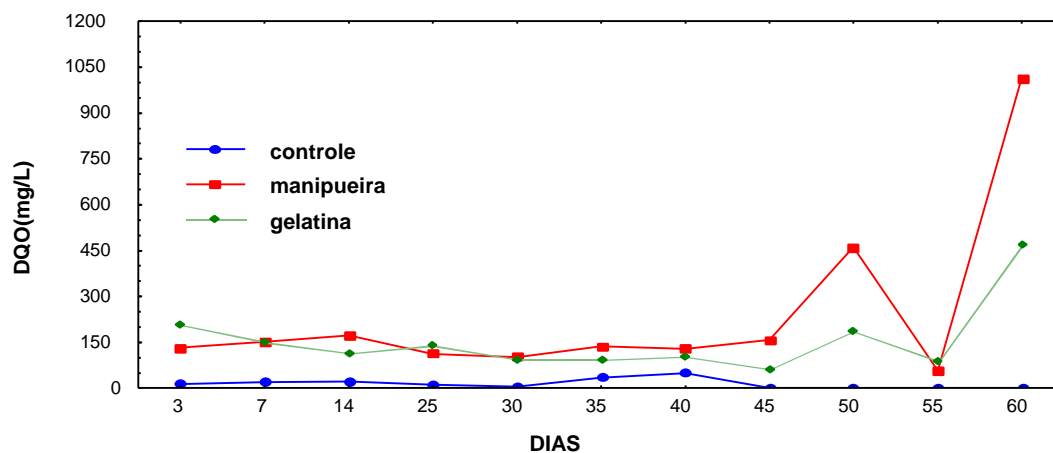


Fig.4.2.2.1. Média dos valores de DQO (mg/L) nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.

Verificou-se em determinados períodos do ensaio o decréscimo da DQO, com possível formação e liberação de CO_2 . Esse decréscimo pode ser atribuído em parte à decomposição dessa matéria e utilização de seus produtos de decomposição como fonte de nutrientes para as comunidades algais que se desenvolveram ao longo do experimento.

O elevado valor de DQO justifica-se pelo meio ter sido saturado com adição de efluentes, pois o volume de água dos microcosmos ficou reduzido em virtude da não reposição da água após a retirada de alíquotas para o monitoramento físico-químico e biológico.

O oxigênio é considerado um dos mais importantes gases dissolvidos na água que tem significativo papel na dinâmica e metabolismo do ecossistema aquático. As principais fontes desse gás são a atmosfera e a fotossíntese. As depleções desse gás podem ocorrer em virtude da decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, e a própria respiração dos organismos aquáticos. O oxigênio também atua como agente oxidante de íons como ferro e manganês.

Os valores encontrados no decorrer do experimento (figura 4.2.2.2) mostraram uma oscilação entre valores de 6,0 a 7,5 mg/L. Porém, observa-se redução das concentrações de oxigênio. Essa queda pode estar relacionada com a diminuição da taxa de fotossíntese do fitoplâncton e decomposição microbiana da matéria orgânica presente no meio.

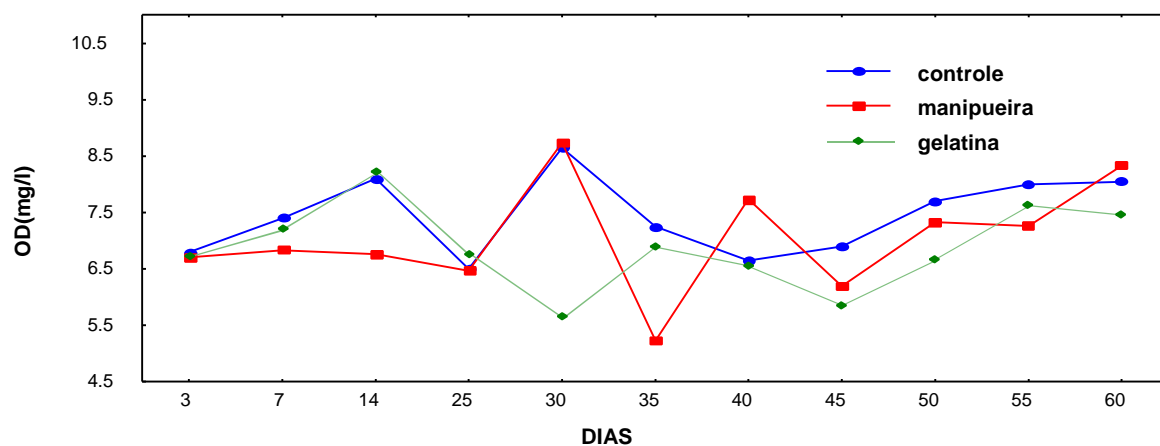


Fig. 4.2.2.2. Média dos valores de oxigênio dissolvido (mg/L) dos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.

Os resultados estatísticos das variáveis DQO e OD encontram-se na tabela 4.2. Foram analisados da mesma forma mencionada nos parâmetros analisados anteriormente.

Verifica-se que a DQO, bem como o OD mostraram-se resultados significativos ao longo do tempo, em relação ao tratamento e interações tratamento x tempo.

Tabela 4.2. Análise estatística dos parâmetros DQO e OD.

VARIÁVEL	TEMPO *	TRATAMENTO **	INTERAÇÃO TRATAMENTO X TEMPO
DQO	F= 110,56 P < 0,0001	F= 16536,61 P < 0,0001	F= 48.21 P < 0,0001
OD	F= 18,70 P < 0,0001	F=8,87 P < 0,02	F= 11,73 P < 0,0001

* Dias de experimentos

** Tipos de efluentes utilizados (resíduo da industrialização da mandioca e gelatina) e água do Horto Florestal de Maringá - Paraná, utilizada para alimentar o microcosmo controle.

4.2.3. Elementos Traço (íons Zn, Cu , Fe e Cr)

Em termos de ecossistema aquático, estes elementos traço que se encontram sob a forma iônica, complexada e particulada têm grande importância. A presença destes íons em elevadas concentrações poderá acarretar em prejuízos, exercendo efeitos negativos sobre várias espécies de animais e vegetais.

Os valores de Zn obtidos no decorrer do experimento foram consideravelmente baixos com um valor médio de 0,015 ppm, não sendo

detectado em alguns intervalos do experimento a presença deste íon nos tanques com efluente da industrialização da mandioca e gelatina.

O íon Cr não foi detectado em nenhum momento do presente experimento, nos tanques que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca e gelatina, bem como no controle. Deve-se considerar que foi feita a análise a nível de ppm.

Palmer (1977) fez menção que as algas requerem pequenas quantidades de ferro para sintetizar clorofila e muitas espécies não são limitadas pelo ferro quando este íon encontra-se em concentrações entre 0,2 e 2,0 ppm. Os valores de ferro, conforme a Figura 4.2.3.1., mostraram-se pequenos no início do experimento, e a partir do 7º dia não foi detectada sua presença nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca. Neste mesmo período o pH era básico. A redução da concentrações do íon ferro, pode ser associado ao aumento de pH, pois nessas condições o ferro sofre oxidação química, o que resulta em sua precipitação sob a forma de $\text{Fe}(\text{OH})_3$, FeCO_3 . Essa precipitação foi caracterizada pela presença de película marrom formada sobre as comunidades algais. As algas também podem interferir no ciclo do ferro, mais especificamente as cianofíceas que acumulam ferro na capa mucosa (Esteves, 1988).

O ferro voltou a ser detectado nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca somente após o 30º dia de experimento, o que perdurou até o término do experimento.

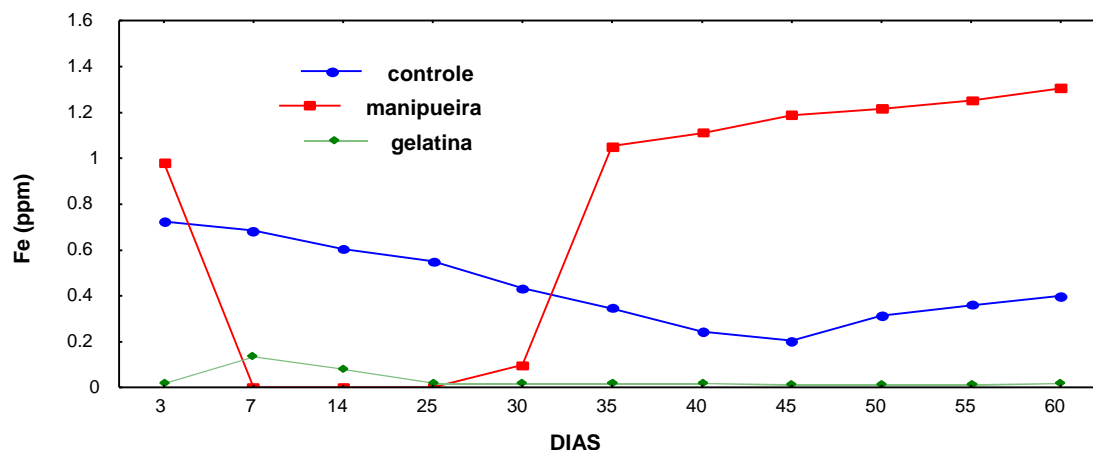


Fig. 4.2.3.1. Média dos valores de ferro (ppm) nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.

O aumento da concentração de ferro em determinados períodos do experimento, nos microcosmos com efluente da industrialização da mandioca, pode ser atribuído à liberação do mesmo pela decomposição dos detritos orgânicos.

Nos microcosmos que sofreram adição do efluente de gelatina as concentrações mantiveram-se em valores médios de 0,020 ppm.

O íon Cu também é um dos elementos essenciais aos seres vivos, porém em pequenas concentrações, possui uma participação no metabolismo dos organismos aquáticos, fazendo parte da cadeia respiratória.

Uma vez que este íon esteja presente em ecossistemas aquáticos em elevadas concentrações, apresentará um alto grau de toxicidade aos organismos vegetais e animais nele existentes. Porém sua toxicidade irá depender das condições físico-químicas da água, pois muitos fatores interferem na sua toxicidade.

Os valores obtidos do íon cobre mostrados na Figura 4.2.3.2., nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca, revelaram um gradual aumento na sua concentração até 25^o dia do experimento. A partir do 25^o dia foi observado um decréscimo nas concentrações de cobre, que pode ser atribuída à capacidade de quelação, formando complexos, favorecendo

dessa forma a diminuição da toxicidade do cobre. Acredita-se que seu efeito tóxico tenha sido atenuado também pelas condições físico-químicas da água, tais como dureza, condições nutricionais e o próprio pH da mesma. Segundo Palmer (1977), algumas espécies de algas são consideradas resistentes para limitadas concentrações desse metal.

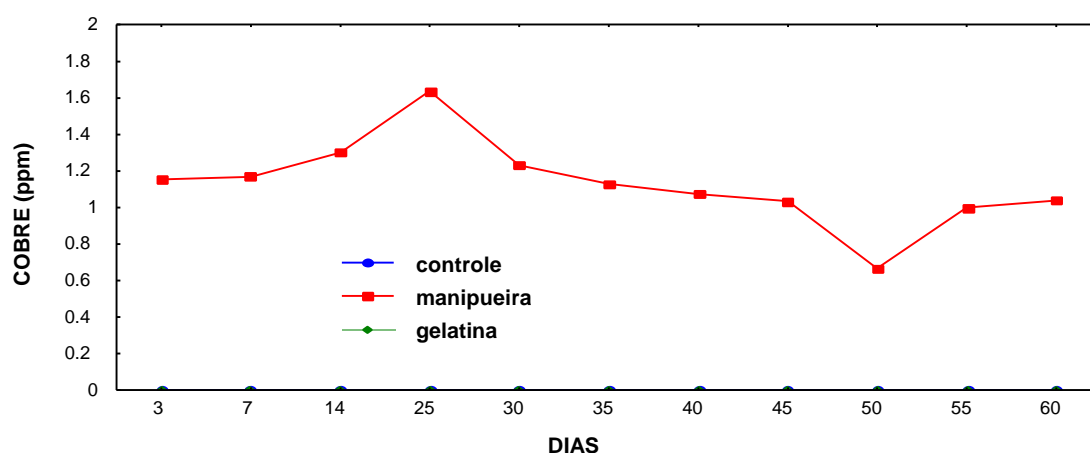


Fig. 4.2.3.2. Média dos valores de cobre (ppm) nos tanques com adição de efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.

Stokes *et al.*(1973) realizaram teste de toxicidade com o objetivo de verificar o efeito tóxico do cobre sobre algas verdes (Scenedesmus e Chlorella). Eles observaram que as concentrações de nitrogênio e fósforo do meio de cultura favoreceram a diminuição da toxicidade do íon cobre.

Swartzman *et al.*(1990) verificaram que o efeito da toxicidade do cobre pode ser influenciado pelo aumento da biomassa algal, isto é, a densidade e a composição de espécies da biota aquática. Estes autores encontraram melhoras nos efeitos tóxicos associadas à produção de agente quelante pelas algas e pela elevação do pH do meio utilizado.

Os resultados estatísticos foram analisados da mesma formas que os parâmetros discutidos anteriormente, encontram-se na tabela 4.3 onde pode ser verificado o grau de significância das variáveis Fe e Cu.

Constatou-se grau de significância dos tratamentos para os valores do íon Fe, sendo que as interações entre os tratamentos X tempo também foram significativas. Essas diferenças ocorreram principalmente no período do 25º ao 45º dia de experimento (Fig. 4.2.3.1).

O íon cobre apresentou grau de significativas em relação ao tratamento ($F=1438,18$ e $P<0,0001$). Essa significância está relacionada com a magnitude dos valores deste parâmetro. Isto era esperado uma vez que esse íon foi encontrado sempre em concentrações não detectáveis nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da gelatina e água do Horto Florestal. A evolução das concentrações do íon cobre mostrou-se significativa também ao longo do tempo, confirmando sua relação com outras variáveis analisadas neste experimento (pH, alcalinidade e íon cálcio). As interações entre tratamento x tempo também foram significativas, porém em menor grau em relação ao íon cobre.

Tabela 4.3. Análise estatística das variáveis dos elementos traço (Fe e Cu).

VARIÁVEIS	TEMPO *	TRATAMENTO**	INTERAÇÃO TRATAMENTO X TEMPO
FERRO	F=227,09 P < 0,0001	F=3072,62 P < 0,0001	F=487,07 P < 0,0001
COBRE	F= 5,13 P < 0,0001	F=1438,18 P < 0,0001	F= 5,61 P < 0,0001

* Dias de experimento

** Tipos de efluentes utilizados (resíduo da industrialização da mandioca e gelatina) e água do Horto Florestal de Maringá - Paraná, utilizada para alimentar o microcosmo controle.

4.2.4. Evolução dos Nutrientes (nitrato, nitrito, fósforo total dissolvido e ortofosfato) e Clorofila *a* (perifiton e fitoplâncton).

O nitrato determinado nos microcosmos com efluente da industrialização da mandioca (Fig. 4.2.4.1) apresenta uma certa relação com a biomassa das algas aquáticas. Houve um decréscimo na concentração de nitrato nos primeiros 25 dias de experimento, provavelmente devido ao aumento de biomassa, tanto do fitoplâncton quanto do perifiton, também nesse período (Figs. 4.2.4.1.E e 4.2.4.1.F).

De acordo com as avaliações de quantificação e identificação das comunidades perífíticas desenvolvidas nos substratos artificiais observou-se a presença preferencial e persistente, em maior abundância, das algas cianofíceas, as quais possuem uma fundamental importância na fixação de nitrogênio em lagos e rios.

Le Gren *et al.* (1980) apud Rocha, *et al.* (1985) ressaltam que valores de clorofila *a* acima de 200µg/L, ocorrem geralmente quando há populações predominantes de cianofíceas. Harrison (1992) encontrou presença em maior abundância cianofíceas no reservatório Ardleigh no leste da Inglaterra que se encontrava eutrofizado.

Foi constatado nos microcosmos que possuíam efluente da industrialização da gelatina um aumento de nitrato ao longo do experimento, apenas com decréscimo a partir do 40º dia. Essa redução pode ter sido basicamente pela assimilação dessa forma de nitrogênio pelas algas fitoplânctônicas e perífíticas, uma vez que verificou-se um aumento da biomassa dessas algas neste mesmo período, nos microcosmos com adição do efluente de gelatina.

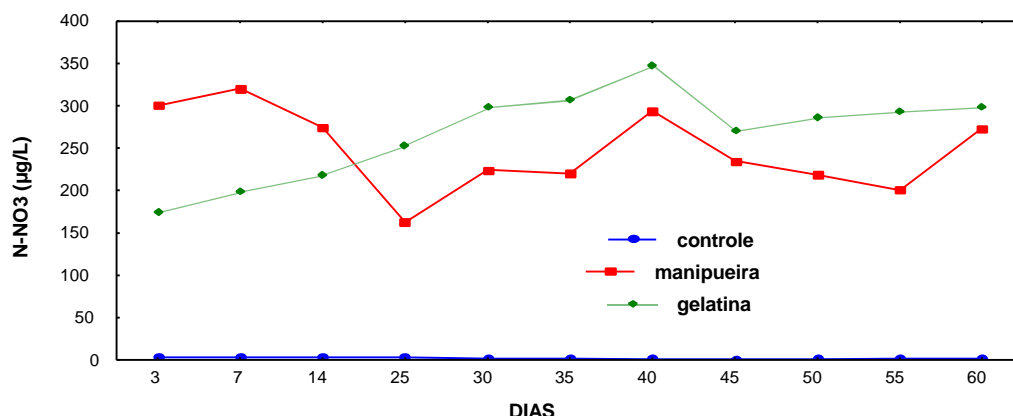


Fig. 4.2.4.1. Médias dos valores da concentração de nitrato ($\mu\text{g/l}$) nos microcosmos com efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.

Na Figura 4.2.4.1.a é possível verificar alteração no fator limitante nos microcosmos com efluente da industrialização da mandioca através da relação molar N:P, pois no intervalo do 14^o ao 40^o dia (N:P= 48:1), o fator limitante era o fósforo. A partir do 45^o dia, essa relação se altera (N:P= 13:1) o nitrogênio tornou-se potencialmente limitante. No entanto deve-se ressaltar que, na prática, esse último elemento não deve ter limitado o desenvolvimento algal, visto que elevadas concentrações de nitrato sempre estiveram presentes nos microcosmos com gelatina.

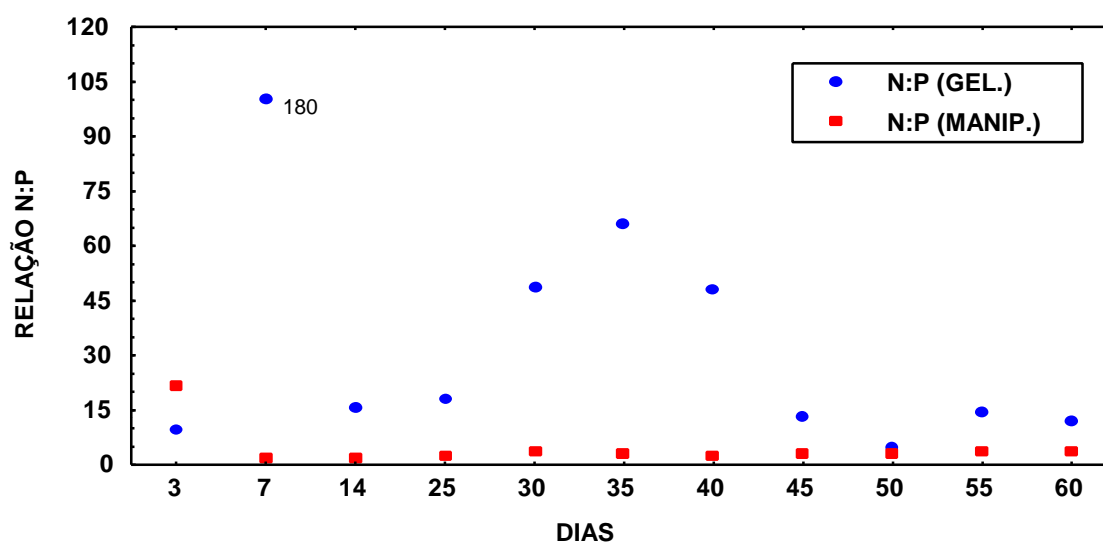


Fig. 4.2.4.1a. Valores da relação N:P, para os microcosmos com adição do resíduo da industrialização da mandioca e da indústria de gelatina. A linha cheia no gráfico representa a relação molar 1P:15N.

Verifica-se, nos microcosmos que sofreram adição de efluente da industrialização da gelatina (Fig. 4.2.4.1.b), um rápido aumento da concentração de nitrito nas primeiras 72 horas, oscilações de valores foram observadas nos intervalos do 7º ao 14º dia de experimento. A partir desse período ocorreu um decréscimo acentuado, perdurando até 45º dia de experimento. Este decréscimo pode ser atribuído a sua forma instável e intermediária nos processos de nitrificação e desnitrificação realizados por bactérias.

Segundo Giancesella (1981) como o nitrito é um composto intermediário e instável, sua presença indica um processo atual de degradação de compostos nitrogenados.

A partir do 45º dia os valores de nitrito aumentaram tanto para os microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca com os de gelatina. Este aumento pode ser atribuído à decomposição da biomassa, promovendo o acúmulo do mesmo. A presença de nitrito não é comum em ambientes aquáticos, porém em ecossistema aquáticos eutrofizados seus valores poderão ser bastante pronunciados.

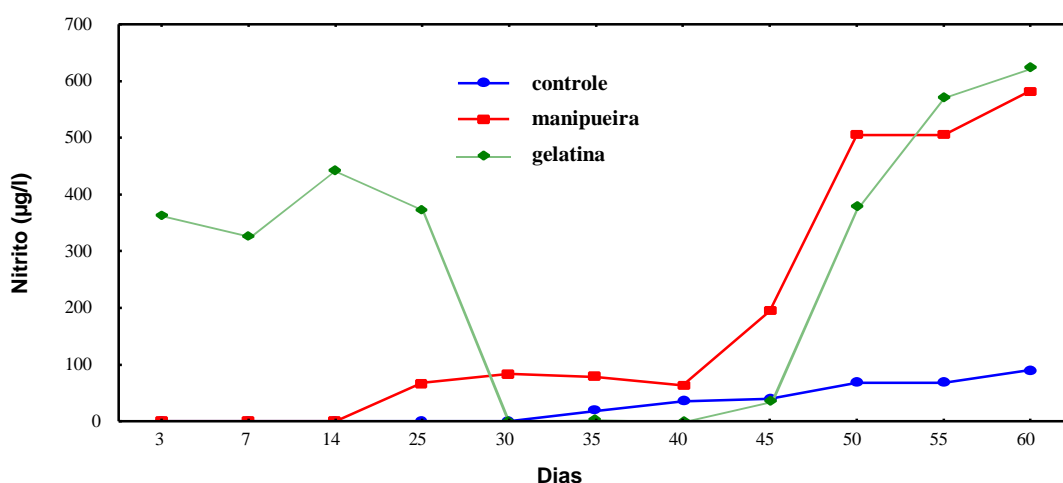


Fig. 4.2.4.1.b. Média dos valores de concentração do nitrito nos microcosmos com efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.

A descarga de matéria orgânica em ecossistemas aquáticos é uma importante fonte de suprimento nutricional. Esta matéria orgânica, em condições aeróbias, decompõe-se e libera fosfato, nitrato e outros nutrientes.

Os valores de fósforo total dissolvido e orto-fosfato determinados no decorrer do experimento segundo as Figuras 4.2.4.1.c e 4.2.4.1.d mostraram valores bastante diferenciados em relação ao tipo de efluente utilizado.

Observou-se que os valores determinados para concentração de fósforo total dissolvido mostrados na fig. 4.2.4.1.c, evidenciaram um acentuado aumento nos primeiros dias de experimento da concentração de fósforo total dissolvido nos microcosmos com efluente da industrialização da mandioca, com oscilações grandes no intervalo de 7^o a 35^o dia. As quedas de concentrações de fósforo total dissolvido sugerem que parte do fósforo dissolvido poderia ter sido hidrolisado a orto-fosfato dissolvido, pois verifica-se uma considerável elevação na concentração de ortofosfato no intervalo entre o 25^o e 35^o dia e/ou associado a frações de fósforo particulado. No entanto, no experimento não foram determinadas as frações de fósforo particulado.

Nos microcosmos que sofreram adição do efluente de gelatina ocorreram pequenas variações de concentração de fósforo total dissolvido na maior parte do tempo. Verificou-se um aumento gradual até o 25^o dia e um pequeno decréscimo no intervalo do 25^o ao 30^o dia de experimento, o qual pode ser atribuído à assimilação do fósforo dissolvido pelas comunidades algais que se desenvolveram ao longo do experimento.

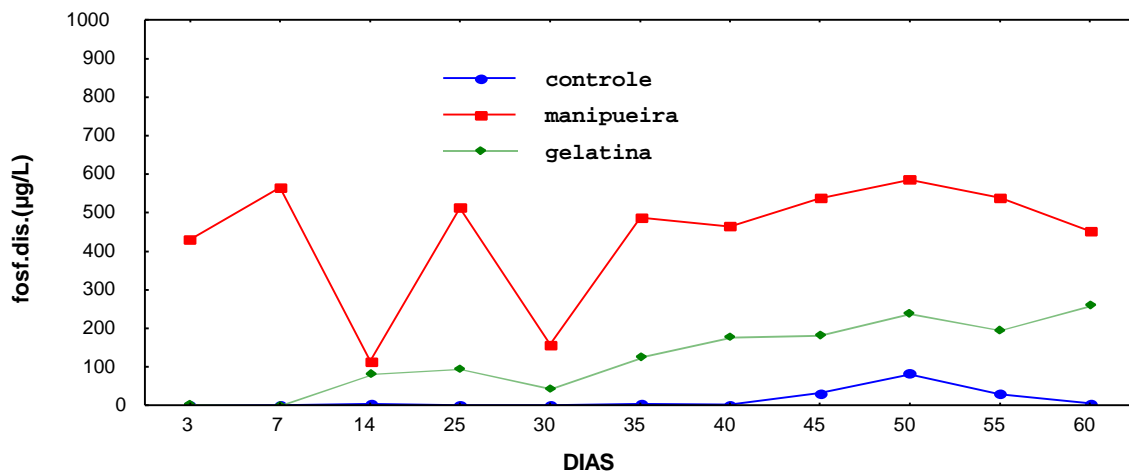


Fig. 4.2.4.1.c. Média dos valores das concentrações de fósforo total dissolvido ($\mu\text{g/L}$) nos microcosmos com efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.

Quanto aos valores das concentrações de orto-fosfato observou-se uma rápida queda entre o 3º e 14º dia de experimento nos microcosmos que sofreram adição do efluente da indústria de gelatina (Fig. 4.2.4.1.d) o que pode ser atribuído ao aumento da clorofila *a* também nesse intervalo. Verifica-se que entre o 14º e 40º dias a relação N:P foi maior que 16:1, indicando que o orto-fosfato possa estar atuando como fator limitante da produção das comunidades perífíticas e fitoplanctônicas neste primeiros dias de experimento.

Quanto aos valores determinados da concentração de orto-fosfato nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca, observou-se um aumento rápido da concentração de orto-fosfato, isto é, aumento em relação ao início do experimento até o 7º dia. A partir do 7º dia até o 35º dia ocorreu uma pequena queda nas concentrações de orto-fosfato. Estas pequenas perdas de frações de orto-fosfato podem ser atribuídas à imobilização do íon fosfato adsorvido pelo íon ferro e precipitado com o material detritico ou mesmo assimilada pelas comunidades algais.

Observa-se que neste período do experimento o íon ferro também sofreu quedas de concentração, bem como decréscimos do pH do meio. Basicamente pode ocorrer a absorção pelo fitoplâncton; adsorção ao material particulado

inorgânico (Thorton, 1990) e precipitação do fósforo com compostos férricos (Wetzel, 1983). Em conjunto com as perdas de orto-fosfato foram observados neste mesmo período decréscimos na condutividade elétrica. Segundo Thorton (1990) as perdas de fósforo e ferro na coluna d' água pelo processo de adsorção ao material particulado, seguida pela precipitação, pode ser extensiva ao manganês e ao carbonato de cálcio.

A ação do íon ferro sobre a dinâmica do fosfato depende do seu estado de oxidação, que por sua vez depende da concentração do oxigênio e do pH do meio (Uhlmann, 1975 apud Esteves, 1988).

As elevadas concentrações de oxigênio dissolvido dos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca podem ser consideradas favoráveis à precipitação do íon fosfato.

Não foi verificada relação entre o orto-fosfato e a biomassa nos microcosmos com efluente da industrialização da mandioca, o que leva a concluir que o orto-fosfato não foi o fator limitante para a produção das comunidades algais.

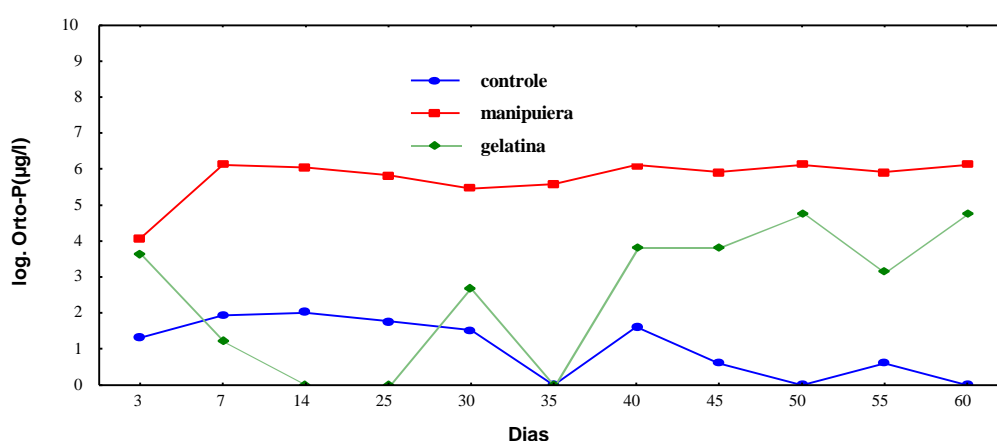


Fig. 4.2.4.1.d. Média log. dos valores de orto-fosfato ($\mu\text{g/L}$) nos microcosmos com efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.

A concentração de clorofila *a* em corpos d'água é freqüentemente tomada como um índice de biomassa das algas presentes no mesmo.

A evolução da biomassa do ecossistema aquático está intimamente associada a disponibilidade de nutrientes no meio. Entre estes nutrientes, o fósforo e o nitrogênio atuam na maioria dos lagos e rios como elementos limitantes para fertilidade destes ambientes.

Os valores de biomassa de algas perifíticas nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca, encontrados no decorrer do experimento conforme a Figura 4.2.4.1.e., mostraram um relativo aumento ao longo do experimento.

Observou-se que o desenvolvimento das comunidades algais tornaram-se mais pronunciadas a partir do 14º dia, principalmente nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca. Este aumento pode ser atribuído às condições nutricionais favoráveis encontradas na água desses microcosmos (elevada concentração de nitrato e ortofosfato).

Observou-se que houve uma diferença de fatores limitantes para produtividade dos microcosmos com adição dos efluentes da industrialização da mandioca e gelatina.

É importante salientar que ambos efluentes possuíam elevada carga de nutrientes (nitrato e ortofosfato dentre outros).

A elevada concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo) justifica-se pelo fato dos microcosmos terem sido saturados com adição de efluentes, uma vez que o volume de água dos microcosmos ficou reduzido em virtude da não reposição da água após a retirada de aliquotas para o monitoramento físico-químico e biológico. Segundo Abel (1989) a transição do estado oligotrófico (pobre em nutrientes) para eutrófico (rico em nutrientes) é acompanhada por mudanças quantitativas e qualitativas na biota aquática.

Os microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca, foram os que apresentaram os maiores incrementos de biomassa de

algas perifíticas. Nesses microcosmos os valores de clorofila *a* da comunidade perifítica (Fig.4.2.4.1.e.) elevaram-se no período de 25^o ao 35^o dia de experimento, oscilando entre 0,6 à 2,8 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$, respectivamente.

Fernandes & Esteves (1996) avaliaram o crescimento de comunidades perifíticas em substrato natural (macrófitas) da lagoa Jacarepaguá no Rio de Janeiro, observaram contínuo aumento da concentração de clorofila *a* + feopigmentos. Observaram que o local onde os valores de clorofila *a* se apresentam elevados (0,06 à 2.41 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$) estava situado a 70 m de um arroio portador de efluentes domésticos e industriais.

Nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca, as concentrações de clorofila *a* do fitoplâncton se elevaram no 35^o dia de experimento, registrou-se um valor de 200 $\mu\text{g}/\text{L}$ (Fig. 4.2.4.1.f).

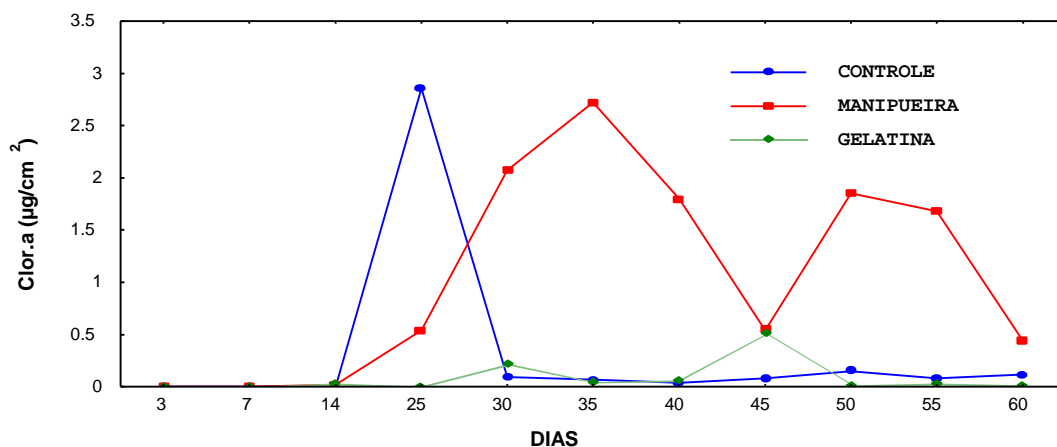


Fig. 4.2.4.1.e. Média dos valores de clorofila *a* do perifiton nos tanques com adição do efluente da industrialização da mandioca, gelatina e controle.

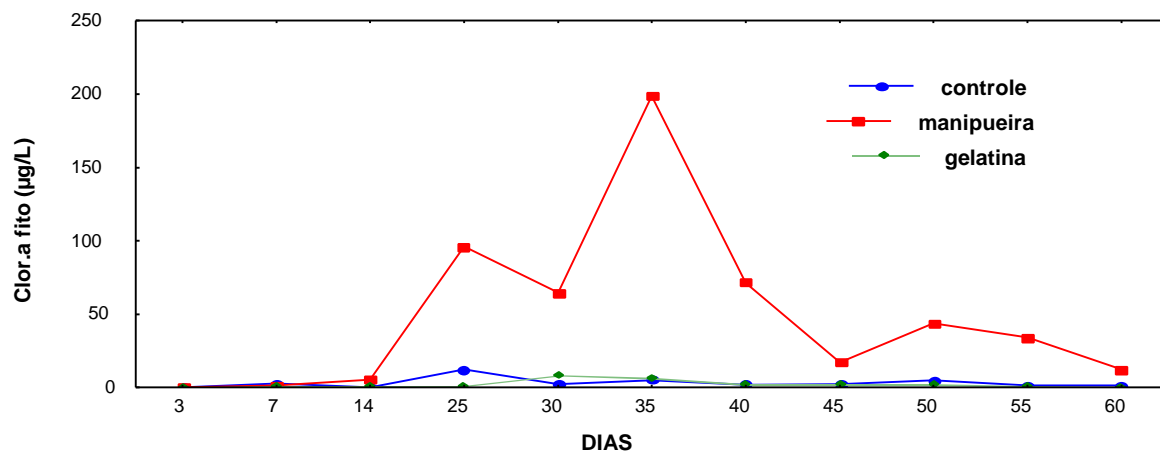


Fig.4.2.4.1.f. Média dos valores de clorofila *a* ($\mu\text{g/l}$) do fitoplâncton nos tanques com adição dos efluentes da industrialização da mandioca, gelatina e controle.

Os valores elevados de clorofila *a* nos microcosmos com efluente da industrialização da mandioca, podem ser atribuídos à elevada carga de nutrientes especialmente nitrogênio e fósforo.

A julgar pelos valores determinados de clorofila *a* neste experimento, tanto para o fitoplâncton como para o perifíton pode-se inferir que o efluente da industrialização da mandioca contribui para a eutrofização artificial em ambientes aquáticos. Harrison (1992) considerou eutróficos lagos e reservatórios que apresentavam valores de clorofila *a* superiores a $10\mu\text{g/L}$.

Segundo Esteves (1988) a eutrofização artificial quebra a estabilidade do ecossistema aquático, caracterizando-se pelo desequilíbrio entre a produção de matéria orgânica e o seu consumo e decomposição. Na eutrofização artificial o que ocorre é uma mudança nas condições ecológicas do meio, acompanhada de profundas alteração no metabolismo de todo o ecossistema.

Segundo Mason (1991) a eutrofização artificial acarreta em decréscimo na diversidade de espécies, ocorrendo mudanças qualitativas nas comunidades do ecossistema aquático. Essas mudanças qualitativas e quantitativas da biota aquática foram evidenciadas nos resultados de identificação e quantificação das comunidades colonizadas nos substratos artificiais utilizados ao longo desse experimento. Os resultado serão mostrados e discutidos posteriormente.

Os valores de clorofila *a* do fitoplâncton nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da gelatina (Fig. 4.2.4.1.f) mostraram que somente no 25^o ocorreu um aumento mais acentuado, acredita-se que esse aumento tenha ocorrido em virtude da decomposição da matéria orgânica com liberação de nutrientes (nitrogênio e fósforo) para a coluna d'água. Entretanto verifica-se que a clorofila *a* destes microcosmos não mostrou grande diferenciação em relação ao controle, embora seus valores de nitrogênio e fósforo estivessem altos. Acredita-se que os outros parâmetros físico-químicos interagindo, justificam estes valores baixos de clorofila *a*.

Na tabela 4.4. estão relacionados o grau de significância das variáveis nutrientes e clorofila *a*. Constatou-se diferenças significativas em todas as formas de nutrientes e clorofila *a*. Observa-se que ao longo do tempo os dois efluentes (gelatina e manipueira), mostraram comportamentos distintos, entre as variáveis mencionadas acima.

A análise estatística confirma os resultados encontrados, os quais mostraram um comportamento significativo em relação ao tratamento principalmente em relação a variável fósforo total dissolvido ($F=1988,42$ e $P<10^{-4}$) e nitrato ($F= 1131,15$ e $P< 10^{-4}$). Porém observa-se que as interações entre os tratamentos e tempo foram mais significativas nos parâmetros orto-fosfato ($F= 8,99$ e $P< 10^{-4}$) e o nitrato ($F=11,63$ e $P<10^{-4}$). Esta diferença significativa confirma a importância destes parâmetros na determinação do fator limitante no desenvolvimento das comunidades algais, bem como sua diferenciação em relação ao tipo de efluente.

Desta forma as variáveis nutrientes e clorofila *a* demonstraram significativas em relação aos efeitos dos tratamentos e tempo, bem como interação entre eles (Tab. 4.4). Logo, pode-se considerar que os efluentes analisados influenciam nos resultados dessas variáveis.

Tabela 4.4. Análise estatística dos parâmetros nutrientes e clorofila *a*.

VARIÁVEL	TEMPO *	TRATAMENTO **	INTERAÇÃO TRATAMENTO X TEMPO
ORTO-P	F=4,75 P < 0,0001	F=62,97 P < 0,0002	F=8,99 P < 0,0001
P-DIS.TOTAL	F= 14,16 P < 0,0001	F=1988,42 P < 0,0001	F=7,77 P < 0,0001
NITRATO	F= 5,44 P < 0,0002	F=1131,42 P < 0,0001	F= 11,63 P < 0,0001
NITRITO	F= 17,20 P < 0,0001	F= 17,10 P < 0,0058	F=6,53 P < 0,0001
CLOR.a PERIF.	F=3,98 P < 0,0004	F=7,90 P < 0,028	F=5,80 P < 0,0001
CLOR.a FITO	F= 4,90 P < 0,0006	F= 44,87 P < 0,0006	F=4,46 P < 0,0001

* Dias de experimento

** Tipos de efluentes utilizados (resíduo da industrialização da mandioca e gelatina) e água do Horto Florestal de Maringá - Paraná, utilizada para alimentar o microcosmo controle.

Os resultados obtidos evidenciam, ainda, que o efluente da industrialização da mandioca (manipueira) é o que mais contribui para elevação da biomassa algal, tanto do perifiton como do fitoplâncton. Desta forma este efluente potencialmente favorece a eutrofização dos ambientes aquáticos sujeitos ao seu aporte.

4.2.5. A evolução das comunidades Fitoplanctônicas e Perifíticas

4.2.5.1. Comunidades fitoplanctônicas

A contagem e identificação das algas fitoplantônicas e perifíticas, foi realizada nos dias em que se registrou os maiores valores de clorofila *a*: 35^o dia de experimento para os microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca e 25^o e 35^o dias para os microcosmos com adição de efluente da industrialização da gelatina.

É importante salientar que a quantificação e identificação das comunidades algais foram feitas em relação à classe (gênero dominante) e aos grupos em maior abundância.

Verificou-se que nos primeiros 35 dias de experimento o aporte do efluente da industrialização da mandioca favoreceu ao desenvolvimento de quatro grupos de algas, que foram: Cyanophyceae, Bacillariophyceae e Chrytophyceae (Tabela 4.2.5.a). A classe dominante foi Cyanoplyceae.

O gênero de Cyanophyceae dominante foi Chroococcum, que apresenta células arredondadas. Esse gênero é normalmente encontrado em ambientes aquáticos poluídos, receptores de resíduos industriais (Palmer, 1977).

Constatou-se que neste período a concentração de clorofila *a* mostrou-se elevada. Dentre as classes encontradas nos microcosmos com adição do resíduo da industrialização da mandioca podem ser destacadas três que habitam ambientes eutrofizados (Cyanophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae), principalmente a classe Cyanophyceae (Esteves, 1988). A presença deste grupo dominante reforça a idéia de que nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca o fator limitante era o nitrogênio.

Tabela 4.2.5.a. Densidade média das comunidades fitoplânctônicas nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca (35^o dia de experimento).

Classe	N ^o de indiv./mL	Gênero	N ^o de indiv./mL
Cyanophyceae	32311,15	Chroococcus	93803,04
Bacillariophyceae	17353,00	Nitzschia	39713,32
Chryptophyceae	325,06	Chryptomonas	97,87

Nos microcosmos que sofreram adição do efluente da indústria de gelatina, foi evidenciada elevação da concentração de clorofila *a*, no 25^o dia de experimento, quando constatou-se a presença de algas Cyanophyceae (3695,86 indiv./mL), e Chlorophyceae (365,10 indiv./mL), entretanto verificou-se no 35^o dia de experimento apenas a presença de Chlorophyceae (3704,34 indiv./mL) (Tabela 4.2.5.b).

Mason (1991) considera que a presença de Chlorophyceae também pode estar associada à ambientes ricos em fósforo e que ocorre preferencialmente em ecossistemas aquáticos eutrofizados.

Tabela 4.2.5.b. Densidade média das comunidades fitoplânctônicas nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da gelatina (25^o e 35^o dia de experimento).

Classe	N ^o de indivíduos/ mL	
	25 ^o dia	35 ^o dia
Cyanophyceae	3695,86	-
Chlorophyceae	365,10	3704,34

O valor de concentração de clorofila *a* no controle, mais acentuado ocorreu no 35^o dia onde constatou-se presença de Chryptophyceae (957,87 indiv./mL) e Chlorophyceae (220,39 indiv./mL). A presença de algas flageladas com as Chryptophyceae em corpos d'água indica a ausência de poluição. Brinley (1942) apud Palmer (1977) considera que a existência de algas do gênero Cryptomonas

em largo número é indicativo de que a decomposição da matéria orgânica do corpo d'água tenha sido completa.

Verifica-se o desenvolvimento de algas Chlorophyceae no controle, a qual não foi possível identificar o gênero dominante, a presença da mesma sugere que o gênero não seja característico de ambientes poluídos.

Comparando os valores de densidade algal do fitoplâncton obtidos nos microcosmos com efluente industriais (gelatina e manipueira) no período de 35 dias de experimento, foi observado diferenciação quanto a abundância de algas, bem como gêneros dominantes.

Acredita-se que a causa desta diferenciação entre tipos de efluentes e o desenvolvimento algal esteja relacionado com a disponibilidade de nutrientes.

Eriksson & Weisner (1996) consideram que as condições nutricionais em ambientes aquáticos afetam tanto as características quantitativas como as funcionais das comunidades microbianas epifíticas em ecossistemas de água doce sujeitos à enriquecimento nutricional (nitrogênio e fósforo).

Observa-se que o aporte dos efluentes industriais se caracteriza de forma distinta em relação aos grupos de algas que se desenvolveram ao longo do experimento. Verifica-se o aparecimento de classes que não se desenvolveram no microcosmo controle, como as Cyanophyceae e Bacillariophyceae encontradas em grande abundância nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca. Observa-se ainda que, nos microcosmos que sofreram adição do resíduo da indústria de gelatina ocorreu o desaparecimento da classe Cyanophyceae detectada no controle.

Em geral, os resultados mostraram que os dois efluentes industriais influenciam diferentemente na composição do fitoplâncton sendo que nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca a classe dominante foi Cyanophyceae, nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da gelatina a classe dominante foi Chlorophyceae e nos

microcosmos que sofreram adição da água do Horto Florestal a classe dominante foi Chryptophyceae.

Segundo Esteves (1988) as Cyanophyceae são importantes componentes do fitoplâncton de lagos eutróficos. Dentre as mais frequentes destacam-se as formas cocóides Microcystis, Aphanothece e Chroococcus. Verifica-se que o processo de eutrofização em lagos, tem como consequência mudanças ecológicas com alterações no parâmetros físico-químicos do ecossistema aquático, promovendo a competição entre comunidades, estimulando o crescimento de umas e desaparecimento de outras mais sensíveis a determinados agentes tóxicos. Conseqüentemente modificando a diversidade de espécies, bem como alterando muitas vezes a qualidade da água.

Portanto, o efluente da industrialização da mandioca parece ser o que mais contribui para o processo de eutrofização artificial. Como comentado anteriormente, este fato deve estar relacionado com o aporte de nitrogênio e fósforo deste efluente. Por outro lado, o efluente da industrialização da gelatina, embora não demonstre favorecimento ao processo de eutrofização, provocou alterações nos gêneros dominantes do fitoplâncton.

4.2.5.2. Comunidade Perifítica

De acordo com Wetzel (1983) apud Watanabe (1990) o perifiton é uma complexa comunidade de microbiota (algas, bactérias, protozoários, animais detritivos orgânicos e inorgânicos) agregados a um substrato orgânico ou inorgânico, vivo ou morto.

Neste experimento foram usados substratos artificiais (lâminas de vidro), devido a facilidade na remoção das comunidades algais aderidas às mesmas, bem como em virtude do tempo de duração do experimento que foi de 60 dias.

Schwarzbald (1990) considera que o uso de substrato natural ou artificial em estudos de comunidades perifíticas é ainda muito controvertido.

As comunidades algais foram identificadas e quantificadas da mesma forma que as comunidades fitoplanctônicas, isto é, tomando-se como referência a concentração de clorofila *a* ao longo do experimento.

Constatou-se picos na concentração de clorofila *a* no 25^o, 35^o, 50^o dia de experimento nos microcosmos com adição do resíduo da industrialização da mandioca. Observa-se elevação na densidade das comunidades algais de três classes e gêneros considerados também nestes dias, como mostrados na tabela 4.2.5.c.

Tabela 4.2.5.c. Densidade média das comunidades perifíticas nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca (25^o, 35^o e 50^o dias de experimento).

Classe	Gênero	N ^o de indivíduos/ cm ²		
		25 ^o dia	35 ^o dia	50 ^o dia
Cyanophyceae*	Chroococcus	218,53	413,82	638,72
Chlorophyceae*	Stigeoclorium	77,94	330,23	482,23
Chrytophyceae*	Chrytomonas	4,73	6,31	6,31

* Não foram quantificadas as classes das comunidades perifíticas nos microcosmos com adição do efluente da industrialização da mandioca.

Capblancq & Cassan (1979) apud Watanabe (1990) consideram que à medida que se aumenta o tempo de imersão dos substratos, pode-se observar um aumento na complexidade das comunidades e as interações inter e intraespecíficas tornam-se mais importantes que os fatores externos do meio. O aumento da espessura do biofilme dificulta as trocas com o meio externo. Estas

observações sugerem que no período do 35º ao 50º dia a modificação da biomassa, não seja mais reflexo das condições físico-química do meio.

Nos microcosmos com efluente da indústria de gelatina foram constatados picos de clorofila *a* no 30º e 45º dia de experimento. Para os grupos Bacillariophyceae, Cyanophyceae e Chlorophyceae, os valores de densidade algal são mostrados na tabela 4.2.5.d.

Tabela 4.2.5.d. Densidade média das comunidades perifíticas nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da gelatina(30º e 45º dias de experimento).

Classe	Gênero	Nº de indivíduos/ cm ²	
		30 dias	45 dias
Bacillariophyceae*	Nitzschia	10,72	21,97
Cyanophyceae*	Chroococcus	8,01	11,96
Chlorophyceae*	Stigeoclonium	3,06	7,21

* Não foram quantificadas as classes das comunidades perifíticas nos microcosmos com adição do efluente da indústria de gelatina.

Observa-se que as Bacillariophyceae do gênero Nitzschia, dominaram no perifíton nesse meio (resíduo da gelatina).

As Bacillariophyceae, em geral, são as mais abundantes sobre o perifíton, e se desenvolvem em uma grande variedade de habitats aquáticos e de condições ecológicas diversas, associadas a uma grande amplitude de tolerância de algumas espécies (Margalef, 1968; Economou-Amilli, 1980 apud Watanabe, 1990. Dessa forma tornam-se indicadores inadequados para caracterizar o nível

de poluição de ecossistemas aquáticos. Entretanto, a nível de espécie são excelentes indicadoras de poluição.

Com relação ao controle, foram encontrados valores de clorofila a elevados, no 25º dia de experimento, quando foram constatadas as presenças de Chryptophyceae (11,7 indiv./cm²), Chlorophyceae (6,99 indiv./cm²) e Bacillariophyceae (5,54 indiv./cm²). Deve-se ressaltar que esses valores de densidade são consideravelmente baixos quando comparados aos microcosmos que receberam o aporte dos efluentes industriais. O gênero dominante do controle foi Chryptomonas, característico de água doce, pobre em nutrientes (oligotrófico). O domínio de diatomáceas em comunidades perifíticas é comum em lagos oligotróficos (Cattaneo, 1987 e Turner et al., 1991 apud Hawes & Schwarz, 1996).

De uma forma geral, observa-se que ocorreu diferença entre gêneros dominantes com relação ao tipo de efluente adicionado. Nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca verifica-se a presença em maior abundância de Chroococcus (Cyanophyceae), nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da gelatina Nitzschia (Bacillariophyceae) e no controle Chryptomonas (Chryptophyceae).

Portanto, acredita-se que a liberação destes efluentes em ambientes aquáticos naturais contribui de maneira diferenciada para a estrutura das comunidades perifíticas.

CONCLUSÕES E SUGESTÕES

CAPÍTULO 5

CONCLUSÕES E SUGESTÕES

Neste capítulo apresentam-se as principais conclusões deste experimento e algumas sugestões para continuidade da pesquisa.

* Características Físico-Químicas

O aporte de efluentes industriais em microcosmo proporcionou a avaliação do comportamento ao longo do tempo de dois efluente (resíduo da industrialização da mandioca e gelatina).

Verificou-se que os parâmetros físico-químicos analisados como pH, alcalinidade, cálcio e condutividade sofreram variações ao longo do tempo, bem como se comportaram de forma diferenciada em relação ao tipo de efluente utilizado. Este tipo de comportamento era esperado uma vez que o meio foi saturado com os efluentes.

Observou-se que a alcalinidade é um importante parâmetro físico-químico e que influencia consideravelmente em outros parâmetros mencionados acima; sua relação como o pH e a disponibilidade de cálcio comprovam esta afirmação.

A concentração do íon Ca^{2+} mostrou-se não significativa com relação aos tipos de efluentes utilizados, porém significativas ao longo do tempo.

A carga de matéria orgânica contribuiu de maneira significativa para o enriquecimento nutricional do meio (nitrogênio e fósforo), no entanto, cada efluente contribuiu de maneira diferenciada quanto a esses nutrientes.

* Elementos Traço

Os resultados mostraram que apenas foram detectadas presença de Fe e Cu nos dois efluentes industriais. Verificou-se que seu comportamento ao longo do tempo foi significativo e diferenciado com relação aos tratamentos.

As concentrações de íon Fe mostraram-se mais significativas nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca, justificada por interferência de alguns parâmetros físico-químicos do meio, principalmente do pH. Observou-se também interações do íon Fe com a comunidade algal desenvolvida.

Quanto ao íon Cu, somente foi detectada sua presença no efluente da industrialização da mandioca. Verificou-se que apesar de sua considerável concentração no efluente, entretanto acredita-se que sua toxicidade tenha sido atenuada em função das condições físico-químicas (pH, alcalinidade e nutrientes), manifestadas ao longo do experimento. Condições estas favoráveis para diminuição do efeito tóxico do cobre.

* Nutrientes e Clorofila a

De acordo com os resultados obtidos para concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo), verificou-se que o aporte dos dois efluentes influenciaram de forma significativa, porém de maneira diferenciada o enriquecimento nutricional do meio.

Verificou-se que o aporte do resíduo da industrialização da mandioca foi o que mais contribuiu para o enriquecimento nutricional do meio, bem como para o favorecimento do desenvolvimento das comunidades algais. A disponibilidade dos nutrientes inorgânicos (nitrogênio e fósforo) levou ao desenvolvimento de um processo de eutrofização artificial.

Os valores obtidos de clorofila *a* demonstraram que houve uma significativa mudança na biomassa algal principalmente nos microcosmos que sofreram adição do efluente da industrialização da mandioca.

* Comunidades Fitoplânctônicas e Perifíticas

Os resultados obtidos das densidades médias das comunidades fitoplânctônicas e perifíticas mostraram que o aporte dos dois efluentes industriais utilizados (gelatina e manipueira), frente ao meio aquático semi-natural, provocou alterações consideráveis na dinâmica do mesmo. Observou-se que ocorreram diferenças nos grupos de algas em relação ao tipo de efluente utilizado e que as condições nutricionais interagem com os parâmetros físico-químicos do meio de forma distinta no desenvolvimento das comunidades algais.

A julgar pelos valores das densidades algais, o efluente da industrialização da mandioca pode ser considerado agente acelerador do processo de envelhecimento de ecossistemas aquáticos (eutrofização).

Como o objetivo principal deste trabalho era testar uma metodologia para bioensaios frente a efluentes industriais (industrialização da gelatina e mandioca), acredita-se que os resultados obtidos contribuirão para futuras investigações referentes ao uso de algas como indicadores de toxicidade.

Como sugestões para a continuidade da pesquisa alguns pontos carecem de maior questionamento :

Uma vez determinada a influencia de alguns parâmetros físico-químicos na dinâmica e estrutura das comunidades algais, novos testes poderão ser feitos com seleção preliminar dos parâmetros mais significativos a fim de otimizar o sistema e conseqüentemente conhecer os reais parâmetros alteradores da dinâmica do sistema em estudo.

Por não ter sido feita a reposição da água nos microcosmos, o meio tornou-se saturado com os efluentes industriais testados, desta forma torna-se oportuno desenvolver bioensaios onde ocorra reposição do volume perdido ao longo dos experimento.

Estudar a influencia do movimento das água em relação a esse tipo de teste.

Estudar a influência da combinação de variáveis influentes na dinâmica do sistema através de um planejamento fatorial.

Analisar os parâmetros físico-químicos e biológicos dos dois efluentes testados, no local de lançamento para confrontar os resultados

Estudar outros níveis tróficos, com a finalidade de explorar possíveis interações entre comunidades distintas.

Portanto, espera-se que este trabalho tenha contribuído para desenvolvimento de novas pesquisas no campo dos bioensaios de toxicidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABEL,P.D.- “ Water Pollution Biology”. New York, John Wiley & Soma, 1989, 231p.
- ALABASTER & LLOYD, - In: BEEBY, A. - “ Applying Ecology”, 1994.
- BARTLETT, L. et al.- “ Effects of copper, zinc and cadmium on *Selenastrum capricornutum*”. Water Research, **8**:179-185, 1974.
- BEEBY, A . - “ Applying Ecology”, 1994.
- BERTOLETTI, E. - “ Toxicidade e concentração de agentes tóxicos em efluentes industriais”. Ciência e Cultura, **42**(3/4): 271-262, 1982.
- BUIKEMA, A.L., ANIEDERHNER,B.R., CAIRNS, Jr. J. - “ Biological Monitoring - Part IV- Toxicity Testing. Water Research, **16**(3): 239-362, 1982.
- CAIRNS, Jr. J. - “ Estimating hazard”. Bioscience, **30**(2): 101-107, 1980.
- CARDOSO, M. DELC. Z. et al.- “ Testes de toxicidade aguda para se determinar o grau de impacto ambiental em um corpo d’água, causado por um efluente de mina de carbono”. Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia , São Carlos - SP, 1996.
- CLAAS, I. C. & MAIA, R. A. M. - Manual básico de resíduos industriais de curtume. Porto Alegre: Senai/RS, 1994.
- CEREDA, M. P. - “ Resíduo da industrialização da mandioca no Brasil. São Paulo, Ed. Paulicéia, pp.174, 1994.
- CETESB, São Paulo. Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos. São Paulo, 1990. pp.17.

- CHEN, CHUNG-YUAN. - "Theoretical evaluation of the inhibitory effects of mercury on algal growth at various orthophosphate levels". *Water Research*, **28** (4): 931-937, 1994.
- CROSSLAND, N. O. - "Aquatic toxicology of Cypermethrin - II - Fate and biological effects in pond experiments", *Aquat. Toxicol.* **2**:205-222, 1982.
- DAMATO, M. et al. - "O sulfato de cobre como agente tóxico". *Ambiente*, **5**(1): 26-31, 1989.
- DUDZIK, M. et al. - "Some considerations in the design of aquatic microcosms for plankton studies". *Intern. J. Environmental Studies*, **13**: 125-130, 1979.
- Environmental Protection Agency - Water Quality Criteria Documents: Availability. *Fed. Reg.* **45**(231), pp. 79318-79379, 1980a.
- ESTEVEES, F. A. - "Fundamentos de Limnologia". (ed.) Interciência/FINEP, p.47, 1988.
- FERNANDES, V. O. & ESTEVES, F. A. - "Temporal variation of dry weight, organic matter, chlorophyll a + phaeopigments and organic carbon of the periphyton on leaves of *Typha dominiguensis*". *Arch. Hidrobiol. Suppl.* **114**, p.85-98, 1996.
- FRANKLIN, F.L. - "Laboratory tests as a basis for the control of sewage sludge dumping at sea". *Marine Pollution Bulletin*, **14**(6): 217-223, 1983.
- GEARING, J. N. - "The role of aquatic microcosms in ecotoxicologic research as illustrated by large marine systems". In: LEVIN S. A. et al., (eds.) - *Ecotoxicology: Problems and Approaches*. Springer-Verlag, New York, pp.547, 1988.

- GIANESELLA-GALVÃO, S.M.F. - “ Produção primária e suas relações com alguns fatores físico-químico em reservatório do estado de São Paulo. Tese de doutorado - Instituto de Oceanografia da Universidade de São Paulo, 1981.
- GOLTERMAN, H. L. , CLYMO, R.S., OHMSTAD, M. A. M. - “ Methods analysis of fresh water “, Blakwell Scientific Publication. Oxford, pp. 214, 1978.
- HARRISON, R. M. - “ Pollution: causes, effects e control. 2^a ed., University of Essex , 1990, 393pp.
- HAWES, I. & SCHWARZ, ANNE-MAREE - “ Epiptytes from a deep-water characean meadow in an oligotrophic New Zealand lake: species composition, biomass and photosynthesis”. *Freshwater Biology*, **36**: 297-317, 1996.
- HENRY, R. - “ Efeito da eutrofização artificial por nutriente inorgânicos na comunidade fitoplanctônica, na Represa do Lobo (Brotas - Itirapina, SP) e nos lagos D. Helvécio (Parque Florestal do rio Doce, MG) - Tese de doutoramento - Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Ciências Biológicas, p. 172, 1981.
- HESS, M. L. - “ Tratamento de despejos de fecularias de mandioca por oxidação biológica”, *Revista do DAE, São Paulo*, **23**(46): 29-35, 1962.
- HUBER-PESTALOZZI, G. *Das phytoplankton des Susswassers: Systematik und Biologie. Die BinnenGewasser, Stuttgart, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.* **5**, 1938.
- HUBER-PESTALOZZI, G. *Das Phytoplankton des Süsswassers. 2. Teil.* In: THIENEMANN, A. *Die Binnengewasser* , Stuttgart, E. Sch. Verl., **16**, 1983. 549p.

- IVORRA, N. et al.- “ Use of lake water in testing copper toxicity, of desmid especies”. *Water Research*, **29**(9): 2113-2217, 1995.
- KIMBALL, K.D. & LEVIN, S.A . - “ Limitations of laboratory bioassays: the need for ecosystem-level testing”. *Bioscience*, **35**(3): 165-171, 1985.
- LAMO, P. R. & MENEZES, T. J. B. - “ Bioconversão das águas residuais do processamento da mandioca para produção de biomassa”. *Col. ITAL*, Campinas, **10**: 1-14, 1979.
- LAWS, E. A . - “ Aquatic Pollution “. 2ª ed., New York, John Wiley & Sons, Inc., 1993.
- LEVIN, S.A . et al. - “ Ecotoxicology: problemas and Approaches”, 1988.
- MACKERETH, F.Y.H. et al. “ Water analysis: Some revised methods for limnologists”. *Freshwater Biological Association*, 1978, 120pp.
- MALONEY, T.E. - “ Detergent phosphorus effect on algae “. *Water Pol. Contr. Fed.* **38**: 38-45, 1966.
- MASON, C.F. - “ Biology de freshwater pollution”, 2ª ed. pp.351, 1991.
- MENZEL, D.W. & CASE, J. - “ Conept and design: Controlled ecosystem pollution experiment”. *Bulletin of Marine Science*, **27**(1):1-7, 1977.
- PALMER , C. M. - “ Algae and Water Pollution”. U. S. Environmetal Protection Agency, Cincinnati, Ohio 45268, 1977.
- PEREIRA, D.N. et al. - “ Bioensaios: um programa a serviço do controle da poluição, resultados iniciais”. *Ambiente*, p.32-36, 1990.
- PRATT, J.R. et al. - “ Effects of chlorine on microbial comunidades in naturally derived microcosm”. *Environ. Toxicol. Chem.* **7**: 679-687, 1988.
- OTTAWAY, J. H. - “ Bioquímica da poluição”. Ed. EPU e EDUSP, 1982, pp.16.

- RIGOLIN, O. S. et al. “Determinação da toxicidade aguda do herbicida Roundup nas primeiras fases de vida do Bagre *Rhamdia hilarie* (Pimelodidae, Siluriformes)”. Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia, São Carlos - SP, 1996.
- ROCHA, A.A., et al. - “Variações dos nutrientes, nitrogênio e fósforo, as algas e a clorofila *a* na Represa Billings. Revista DAE, **45**(143), pp.395-407, 1985.
- SABATINI, S. & MARCOTTE BM. - “Water pollution: a view from ecology”. Mar Pollut Bull, **14**: 254-256, 1983.
- SCHWARZBOLD, A. - “Métodos ecológicos aplicados ao estudo do perifiton “. In: Esteves, F. A. (ed.) -Acta Limnologica Brasiliensia, **3**: 545-592, 1990.
- SHREVE, R. N. & BRINK, J. A . - “Indústrias de processos químicos, (4^o ed.), Ed. Guanabarra, p. 368-370, 1977.
- SPRAGUE, T. B. - “Measurement of pollutant toxicity to fish I - Bioassay methods of acute toxicity”. Water Res. **3**: 793-821, 1969.
- SPERLING, E. V. - “Considerações sobre a saúde de ambientes aquáticos”. Revista Bio, pp.53-56, 1993.
- STOKES, P. M.; HUTCHINSON, T. C. & KRAUTER, K. - Heavy - metal tolerance in algal isolad from contaminated lakes near Subbury, Ontario. Can. J. Bot., **55**: 2155-2166, 1973.
- SWARTZMAN, G. L. - “Modeling the effect of algal biomass on multiespecies aquatic microcosm response to copper toxicity”. Aquatic Toxicology, **17**: 93-118, 1990.
- TAVARES, C.R.G. - “Tratamento aeróbio de efluentes em bio-reatores de leite fluidizado trifásico”. Tese de Doutorado, COPPE/UFRJ, 1992.

- TAKAHASHI, M. - "Aproveitamento da manipueira e de resíduos do processamento da mandioca". *Inf. Agropec.*, **13**(145): 83-87, 1987.
- THOMAZ, S. M. & ESTEVES, F. A. - "Bacterial dynamics in periphyton from different regions of a tropical coastal lagoon". *Arch. Hydrobiol.*, 1997.
- THORNTON, K.W., KIMMEL, B.L., PAYNE, F.E. - "Reservoir Limnology: Ecological perspectives. John Wiley & Sons. New York, , 1990, 246pp.
- VALLE, C.E. - "Qualidade ambiental". Ed. Pioneira, 1995.
- VON ENDE, C. - "Repeat - measures analysis: growth and other time-dependent measures ". In: SCHEINER & GUREVITH (eds.), *Design and Analysis of Ecological Experiments*. Chapman & Hall Inc., New York, pp.113, 1993.
- UTERMOHL, H. - Zur Nervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mit. int. Verum. Theor. angew. Limnol*, **5**(2): 1-38, 1958.
- WATANABE, T. - "Comparação de metodologias empregadas para caracterizar o nível de poluição das águas". In: Esteves, F. A. (ed.) - *Acta Limnologica Brasiliensia*, **3**: 593-615, 1990.
- WETZEL, R.G. - "Limnologia ". Ediciones Omega, S. A., Barcelona, p. 679, 1981.
- WETZEL, R. G., LIKENS, G. - "Limnological Analyses ". 2nd ed. Springer Verlag. Michigan, pp.391, 1991.
- Wetzel, R. G. - "Limnologia". W. B. Saunders, Philadelphia, pp.743, 1993.
- WILHM, J.L. & DORRIS, T.C. - "Biological parameters for water quality criteria". *Bioscience*, **18**(6): 477-481, 1968.
- WONG, S.L. & BEAVER, J.L. - "Algal bioassays to determine toxicity of metal mixtures". *Hydrobiologia*, **74**: 199-208, 1980.

- WONG, S.L. & BEAVER, J.L. - "Metal interactions in algal toxicology: conventional versus in vivo test ". *Hidrobiologia*, **85**: 67-71, 1981.
- ZAGATTO, P. A. & GOLDSTEIN, E.G. - "Toxicidade em águas do estado de São Paulo". *Ambiente*, **5(1)**: 13-20, 1991.
- ZAGATTO, E. A. G. et al. Manual de análises de plantas empregando sistema de injeção de fluxo. Universidade de São Paulo, Piracicaba - SP, pp.45, 1981.

ANEXO

ANEXO

Tabela 5. Valores médios da variável pH nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Dias de experimento	Controle	Manipueira	Gelatina
3	8,54	7,55	8,46
7	8,40	8,10	8,59
14	8,62	8,51	8,67
25	8,54	9,22	8,49
30	8,45	9,29	8,87
35	8,53	9,00	8,60
40	8,40	8,37	8,79
45	8,43	8,58	8,64
50	8,42	8,70	8,68
55	8,47	8,75	8,82
60	8,50	5,26	8,59

Tabela 6. Valores médios da variável alcalinidade total ($\mu\text{eq. /L}$) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Dias de experimento	Controle	Manipueira	Gelatina
3	26,05	98,13	85,10
7	216,75	204,86	337,96
14	351,05	230,43	256,83
25	728,10	751,26	449,23
30	607,70	570,83	631,03
35	558,90	609,63	630,06
40	523,90	511,66	637,66
45	505,85	532,10	315,40
50	527,45	588,33	411,77
55	569,85	644,40	501,90
60	639,95	26,86	600,01

Tabela 7. Valores médios da variável cálcio (ppm) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Dias de experimento	Controle	Manipueira	Gelatina
3	27,05	29,17	19,23
7	28,50	28,33	16,63
14	22,50	35,83	13,86
25	43,75	55,00	57,50
30	47,50	47,50	53,17
35	45,00	40,83	55,00
40	26,25	24,17	25,83
45	22,50	26,67	18,33
50	22,50	25,00	17,50
55	21,25	23,33	20,83
60	20,25	22,03	21,87

Tabela 8. Valores médios da variável condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Dias de experimento	Controle	Manipueira	Gelatina
3	267,00	230,00	320,00
7	286,50	212,00	301,70
14	310,50	528,30	346,30
25	343,50	507,30	679,00
30	374,00	485,30	810,30
35	347,50	509,30	839,30
40	354,00	573,70	1028,00
45	375,00	704,70	1410,00
50	320,50	656,70	1508,30
55	366,00	725,30	733,80
60	329,50	1072,80	275,60

Tabela 9. Valores médios da variável DQO (mg/L) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Dias de experimento	Controle	Manipueira	Gelatina
3	12,70	132,47	210,17
7	19,20	151,20	151,67
14	22,95	172,83	113,71
25	12,48	142,48	112,43
30	5,05	102,42	96,29
35	35,41	137,92	94,62
40	50,09	105,75	128,01
45	0,00	158,02	61,15
50	0,00	461,03	190,28
55	0,00	57,76	90,16
60	0,00	1013,80	467,53

Tabela 10. Valores médios da variável DO (mg/L) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Dias de experimento	Controle	Manipueira	Gelatina
3	6,80	6,70	6,70
7	7,40	6,80	7,20
14	8,10	6,80	8,20
25	6,50	6,50	6,80
30	8,65	8,70	5,66
35	7,25	5,23	6,90
40	6,65	7,70	6,60
45	6,90	6,20	6,90
50	7,70	7,30	6,70
55	8,00	7,30	7,60
60	8,05	8,30	7,50

Tabela 11. Valores médios da variável Fe (ppm) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Dias de experimento	Controle	Manipueira	Gelatina
3	0,72	0,98	0,19
7	0,68	0,00	0,14
14	0,60	0,00	0,08
25	0,55	0,00	0,02
30	0,43	0,09	0,02
35	0,34	1,05	0,01
40	0,16	1,11	0,01
45	0,20	1,18	0,01
50	0,31	1,21	0,01
55	0,36	1,25	0,01
60	0,40	1,30	0,01

Tabela 12. Valores médios da variável Cobre (ppm) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Dias de experimento	Controle	Manipueira	Gelatina
3	0,00	1,15	0,00
7	0,00	1,16	0,00
14	0,00	1,30	0,00
25	0,00	1,53	0,00
30	0,00	1,23	0,00
35	0,00	1,13	0,00
40	0,00	1,07	0,00
45	0,00	1,03	0,00
50	0,00	0,66	0,00
55	0,00	1,00	0,00
60	0,00	1,04	0,00

Tabela 13. Valores médios da variável nitrito ($\mu\text{g/L}$) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Dias de experimento	Controle	Manipueira	Gelatina
3	0,00	0,00	361,87
7	0,00	0,00	325,62
14	0,00	0,00	442,65
25	0,00	67,41	371,78
30	0,00	83,74	0,00
35	18,30	77,75	4,45
40	34,78	63,93	0,00
45	39,56	194,56	36,44
50	62,32	319,56	349,21
55	68,38	505,10	380,21
60	90,62	582,81	23,30

Tabela 14. Valores médios da variável nitrato ($\mu\text{g/L}$) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Dias de experimento	Controle	Manipueira	Gelatina
3	3,07	300,26	175,33
7	3,19	320,13	198,66
14	3,18	274,63	219,00
25	3,21	162,80	253,13
30	1,74	224,26	299,33
35	1,22	220,30	306,63
40	1,04	294,06	346,96
45	0,91	234,76	271,50
50	1,19	218,70	285,66
55	1,29	200,60	294,00
60	1,38	273,26	299,50

Tabela 15. Valores médios da variável fósforo total dissolvido ($\mu\text{g/L}$) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Dias de experimento	Controle	Manipueira	Gelatina
3	0,00	431,14	6,41
7	0,00	565,44	0,00
14	4,47	114,70	69,75
25	0,00	511,98	97,17
30	0,00	158,75	38,89
35	4,10	487,14	125,47
40	1,99	464,20	176,77
45	31,94	537,79	147,38
50	80,72	585,03	240,72
55	29,18	538,17	193,86
60	5,32	451,76	260,04

Tabela 16. Valores médios da variável orto-fosfato ($\mu\text{g/L}$) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Dias de experimento	Controle	Manipueira	Gelatina
3	1,30	3,63	4,07
7	1,93	1,21	6,10
14	2,01	0,00	6,04
25	1,76	0,00	5,82
30	1,52	2,67	5,45
35	0,00	0,00	5,57
40	1,60	3,82	6,10
45	0,59	3,80	5,59
50	0,00	14,28	6,11
55	0,59	3,17	5,90
60	0,00	4,76	6,11

Tabela 17. Valores médios da variável clorofila a do fitoplanctôn ($\mu\text{g/L}$) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Dias de experimento	Controle	Manipueira	Gelatina
3	0,00	0,00	0,00
7	2,68	1,45	0,72
14	0,25	5,27	0,72
25	8,18	96,10	1,09
30	2,18	64,60	8,46
35	5,18	198,76	6,91
40	1,91	71,53	2,18
45	2,99	12,28	1,82
50	4,91	44,00	2,36
55	1,63	34,21	1,45
60	1,64	12,37	0,36

Tabela 18. Valores médios da variável clorofila *a* do perifíton ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) nos microcosmos alimentados com a água do Horto Florestal (Controle), efluente da industrialização da mandioca (manipueira) e industrialização da gelatina.

Dias de experimento	Controle	Manipueira	Gelatina
3	0,00	0,00	0,00
7	0,00	0,00	0,00
14	0,00	0,01	0,03
25	2,85	0,53	0,00
30	0,09	2,07	0,22
35	0,06	2,72	0,04
40	0,02	1,79	0,06
45	0,08	0,54	0,51
50	0,15	1,84	0,01
55	0,08	1,67	0,02
60	0,11	0,43	0,02