

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**ADAPTAÇÃO DO TESTE A-D PARA SUA APLICAÇÃO EM ÁGUAS E
SEDIMENTOS COM ALTA POLUIÇÃO ORGÂNICA**

Dissertação de Mestrado

Alexsandra Cristina Fontanella

Porto Alegre, 2007.

Adaptação do Teste A-D para sua aplicação em águas e sedimentos com alta
poluição orgânica

Alexsandra Cristina Fontanella

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Curso de Pós-Graduação em Ecologia,
do Instituto de Biociências da
Universidade Federal do Rio Grande do
Sul, como parte dos requisitos para
obtenção do título de Mestre em
Ecologia, **áreas de concentração em
Ecotoxicologia e Limnologia.**

Orientadora: Profa. Dra. Maria Teresa
Raya Rodriguez

Co-orientador: Prof. Dr. Alois Eduard
Schäfer

Comissão Examinadora:

Porto Alegre, 2007.

AGRADECIMENTOS

A Deus, acima de tudo, pela luz, força, coragem e perseverança presentes em todos os momentos.

À minha orientadora, Profa. Dra. Maria Teresa Raya Rodriguez, pelo constante apoio e orientação ao longo deste estudo.

Ao meu co-orientador, Prof. Dr. Alois Eduard Schäfer, pelas críticas construtivas e por ceder o Laboratório de Ecotoxicologia e Limnologia da Universidade de Caxias do Sul, para o desenvolvimento do trabalho.

À minha família, pelo auxílio durante toda a caminhada, até no trabalho de campo.

A todos que, de uma forma ou de outra, me ajudaram a realizar este trabalho.

“A perda das raízes e da identidade é muito ligada à perda de uma relação com o meio ambiente.”

Jean Pierre Leroy

RESUMO

A área pesquisada representa uma das regiões mais desenvolvidas do Rio Grande do Sul, caracterizada pelo crescimento exponencial das atividades industriais e da agricultura e conseqüentemente, maior intensidade de urbanização. Resultante desta situação, o despejo de esgotos cloacais e efluentes industriais e da agricultura sobre os corpos d'água, sem um tratamento adequado e um saneamento precário, ocasiona a contaminação do meio e compromete os processos ecológicos nos ecossistemas aquáticos. Assim, os ensaios de toxicidade são ferramentas extremamente úteis na avaliação de potenciais tóxicos, permitindo observar o efeito tóxico total dos efluentes e detectando as possíveis interações entre seus componentes. Este trabalho objetivou adaptar o Teste de Assimilação e Dissimilação (Teste A-D) para sua aplicação em águas e sedimentos altamente poluídos por efluentes cloacais e industriais, como método de orientação para identificação das áreas de risco ecológico e como base para um programa de outros testes mais complexos. Adiciona-se o interesse dos órgãos ambientais municipais diante da inexistência de informação sobre o impacto de metais e nutrientes na região e da possibilidade de melhoria da qualidade de água. Para a padronização do método, havia a necessidade de eliminar as influências dos nutrientes e da alta DBO, responsáveis por uma alta taxa de produção e consumo de oxigênio pelas culturas de Clorofíceas e bactérias aeróbias adaptadas ao consumo de extrato de carne granulada, superando assim, uma provável inibição. Com esta finalidade, as amostras de água superficial foram testadas sem pré-tratamento ou in natura e com os pré-tratamentos: esterelização, decantação e aeração, homogeneização e aeração e filtração e aeração. Com o sedimento superficial, foram desenvolvidos ensaios com a solução elutriato. As amostragens de água e sedimento superficial compreenderam 5 locais no período inverno/05 e verão/06 e as análises físicas e químicas foram comparadas aos valores das normas ambientais nacionais e internacionais vigentes. Os elevados níveis de níquel, cobre, fosfato e condutividade estão associados com a alteração da qualidade da água da BH do Arroio Tega. O grau de contaminação dos sedimentos por metais é compatível com locais fortemente poluídos para cobre, cromo, níquel e zinco. As condições de manutenção do Teste A-D foram aperfeiçoadas em relação à norma original. Com o sedimento, os Testes A apresentaram inibição da fotossíntese e os Testes D, aceleração da respiração, mostrando sensibilidades opostas, não havendo uma complementação dos processos autotrófico e heterotrófico. Com a água, o pré-tratamento esterelizado apresenta as maiores porcentagens de inibição do PPO e PCO. Os resultados apresentam possibilidade de aplicação do Teste A-D na avaliação da toxicidade e monitoramento de efluentes e águas superficiais. Este método mostrou ser um procedimento operacional simples e rápido, aplicável simultaneamente a um grande número de amostras e de baixo custo.

ABSTRACT

The researched area represents one of the most developed areas of Rio Grande do Sul, it is characterized by the exponential growth of the industrial and agriculture activities, thus leading to larger urbanization intensity. As a result of this situation, the spilling of sink sewers, industrial and agriculture sewage in the bodies of water, without an appropriate treatment and a precarious sanitation, causes the contamination of the environment and overturns ecological processes in aquatic ecosystems. To such an extent, toxicity analysis are extremely useful tools in the evaluation of toxicant potentials, allowing to observe the total toxicant effect of the sewage and detecting the possible interactions among their components. This study had the purpose to adapt the Test of Assimilation and Dissimilation (A-D Test) for its application in waters and sediments highly polluted by sink sewage as an orientation method for identification of the areas of ecological risk and as a base for a program of other more complex tests. It's remarkable the sum up interest of the municipal environmental agencies, due to the inexistence of information on the impact of metals and nutrients in the area and the possibility to improve the quality of water. For the standardization of the method, there was the necessity to eliminate the influences of the nutrients and the high BOD (Biochemical Oxygen Demand), responsible for an upper production and consumption rates of oxygen for the cultures of Cloroficeas (freshwater green algae) and aerobic bacterium adapted to the consumption of granulated meat extract, surpassing, in this way, a probable inhibition. Regarding this purpose, the samples of superficial water were tested without pretreatment or *in natura* and with the pretreatments: sterilization, decantation and aeration, homogenization and aeration and filtration and aeration. To the superficial sediment, analysis were developed with the elutriate testing solution. The samplings of water and superficial sediment comprised five places in the period winter/2005 and summer/2006 and the physical and chemical analyses were compared to the values of the national and international environmental norms effective nowadays. The high levels of nickel, copper, phosphate and conductivity are associated with changes in water quality of Tega's HB (Hydrographic Basin). The scale of contamination of the sediments for metals it's compatible with places heavily polluted for copper, chrome, nickel and zinc. The conditions of maintenance of the A-D Test were improved in relation to the original norm. To sediment, the Assimilation tests presented inhibition of the photosynthesis and the Dissimilation tests, acceleration of the breathing, showing opposite sensibilities, so there wasn't a complementation of the autotrophic and heterotrophic processes. To water, sterilized pretreatment presents the largest percentages of inhibition of POP and COP. The results show the possibility of application of the Test A-D in the evaluation of the toxicity and effluents and superficial waters monitoring. This method showed to be a simple and fast operational procedure, applicable simultaneously to a great number of samples and at a very low cost.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. JUSTIFICATIVA	2
3. OBJETIVOS	7
3.1 Objetivo Geral	7
3.2 Objetivos Específicos	7
4. ÁREA DE ESTUDO	8
4.1 Localização	8
4.2 Caracterização da Área	8
4.3 Locais de Amostragem	9
5. MATERIAL E MÉTODOS	16
5.1 Coleta das Amostras	16
5.1.1 Coleta e Análise da Água	16
5.1.2 Coleta e Análise do Sedimento	17
5.2 Testes Ecotoxicológicos – Testes de Assimilação e Dissimilação (Teste A-D)	
5.2.1 Teste de Assimilação (Teste A)	18
5.2.1.1 Manutenção das Culturas de Algas	18
5.2.1.2 Procedimento do Teste A	20
5.2.1.3 Cálculo dos Resultados	21
5.2.2 Teste de Dissimilação (Teste D)	22
5.2.2.1 Manutenção da Culturas de Bactérias	22
5.2.2.2 Procedimento do Teste D	23
5.2.2.3 Cálculo dos Resultados	23
5.3 Pré-tratamentos com as amostras de água superficial	24
5.4 Análises Estatísticas	24
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
6.1 Avaliação dos Parâmetros Químicos e Físicos da Água	26
6.1.1 Metais	28
6.1.2 Nutrientes	32
6.1.3 DBO ₅	35
6.1.4 Oxigênio Dissolvido	37
6.1.5 Potencial Hidrogeniônico	38
6.1.6 Temperatura	38
6.1.7 Condutividade	39
6.2. Avaliação dos Parâmetros Químicos e Físicos do Sedimento	40
6.2.1 Metais Totais	41
6.2.2 Matéria Orgânica	46
6.2.3 Granulometria	47
6.3. Avaliação dos Ensaio Ecotoxicológicos	48
6.3.1 Teste A-D: Manutenção das Culturas	49
6.3.2 Teste de Assimilação com Amostras de Água Superficial	54
6.3.3 Teste de Assimilação com Amostras de Sedimento Superficial	60
6.3.4 Teste de Dissimilação com Amostras de Água Superficial	62

6.3.5 Teste de Dissimilação com Amostras de Sedimento Superficial	68
6.3.6 Outros Testes	70
6.4. Avaliação Estatística	74
6.4.1 Dados da Água Superficial	74
6.4.2 Dados do Sedimento Superficial	75
6.4.3 Dados dos Testes Ecotoxicológicos	75
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	81
8. RECOMENDAÇÕES	83
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	84
10. APÊNDICE	94

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros analisados e metodologia utilizada nas amostras de água.....	17
Tabela 2 - Composição e concentração química utilizada na preparação das soluções nutritivas A e B.....	20
Tabela 3 - Concentração dos parâmetros físicos e químicos nas amostras de água dos locais de coleta da Bacia Hidrográfica do Rio Tega, no 2º semestre/05.....	27
Tabela 4 - Concentração dos parâmetros físicos e químicos nas amostras de água dos locais de coleta da Bacia Hidrográfica do Rio Tega, no 1º semestre/06	27
Tabela 5 - Comparação dos valores de metais totais (mg/Kg) obtidos no sedimento do Arroio Tega com os dados (concentração média) da literatura	43
Tabela 6 - Classificação granulométrica, por frequência simples e textural de Shepard, do sedimento dos locais de coleta da BH do Arroio Tega, no período de inverno/05.....	47
Tabela 7 - DBO ₅ com a água superficial do Arroio Previde, local 4, usando o consumo de O ₂ mg/L como medida, campanha amostral inverno/05.....	72
Tabela 8 - Matriz de correlação (Coeficiente de Spearman) entre os parâmetros físicos e químicos, referente às coletas de amostras de água superficial no período de inverno/05 e verão/06.....	74
Tabela 9 - Matriz de correlação (Coeficiente de Spearman) entre os parâmetros físicos e químicos, referente às coletas de amostras de sedimento superficial, no período de inverno/05.....	75
Tabela 10 – Análise de variância com os dados originais dos Testes A com a água superficial.....	76
Tabela 11 – Teste de comparações múltiplas Dunnett T3 com as concentrações dos Testes A com água superficial.....	77
Tabela 12 – Análise de variância com os dados transformados através do método mínimos quadrados ponderados.....	77
Tabela 13 – Teste de comparações múltiplas de Tukey entre as concentrações dos Testes A com sedimento superficial.....	78

Tabela 14 - Análise de variância com os dados originais dos Testes D com a água superficial..... 79

Tabela 15 – Análise não paramétrica, por rank e rank médio, entre todos os dados químicos e biológicos dos Testes A-D, com a água e o sedimento superficial..... 80

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1 - Localização da área de estudo. Os pontos marcados representam os locais de coleta na Bacia Hidrográfica do Arroio Tega, Caxias do Sul/RS..... 10
- Figura 2 - Identificação dos locais de coleta, na Bacia Hidrográfica do Arroio Tega, Caxias do Sul/RS..... 10
- Figura 3 - Local de Amostragem nº 1, próximo à jusante do Arroio Tega, em estrada de acesso ao Bairro Mariani-Reolon, de frente ao antigo Moinho Germani..... 11
- Figura 4 - Local de Amostragem nº 2, área de forte influência industrial, no curso médio do Arroio Tega, em estrada denominada de Perimetral Norte, ao lado da Escola Estadual Evaristo De Antoni, no Bairro São José..... 12
- Figura 5 - Local de Amostragem nº 3, arroio tributário da Represa São Paulo do Complexo Dal Bó, comprometido por esgotos domésticos..... 13
- Figura 6 - Local de Amostragem nº 4, próximo à estrada denominada Perimetral Norte, anterior ao Residencial Interlagos, corpo receptor de efluentes de origem industrial e cloacal..... 14
- Figura 7 - Local de Amostragem nº 5, dentro da área da Represa São Miguel do Complexo Dal Bó, com modificações antrópicas na área e no seu entorno..... 15
- Figura 8 - Manutenção das culturas mistas de Clorofíceas. Culturas permanentes à esquerda. Pré-culturas, usadas para a realização dos testes, à direita..... 19
- Figura 9 - Aquário de 35 L utilizado para a manutenção da cultura mista de bactérias aeróbias heterotróficas adaptadas ao consumo de extrato de carne granulada..... 22
- Figura 10 - Concentração de Níquel total na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência..... 29
- Figura 11 - Concentração de Cromo total na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência..... 30
- Figura 12 - Concentração de Zinco total na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência..... 31

- Figura 13 - Concentração de Cu dissolvido na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência..... 32
- Figura 14 - Concentração de N-NO₃ na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência..... 33
- Figura 15 - Concentração de N-NH₃ na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal de cor preta representa o limite baseado na respectiva referência para um pH ≤ 7,5. A linha horizontal de cor cinza representa o limite baseado na respectiva referência para 7,5 < pH ≤ 8,0..... 34
- Figura 16 - Concentração de P total na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência, para ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários 35
- Figura 17 - Concentração da DBO₅ na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência..... 36
- Figura 18 - Concentração do OD na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência..... 37
- Figura 19 - Resultados do pH na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. O limite está baseado na respectiva referência..... 38
- Figura 20 - Resultados da temperatura na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06..... 39
- Figura 21 - Resultados da condutividade na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06..... 40
- Figura 22 - Concentração de matéria orgânica no sedimento dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05. O limite de detecção do método é de 0,01%..... 47
- Figura 23 - Curva de crescimento de uma cultura mista de Clorófitas, indicando uma fase estacionária, seguida de um crescimento exponencial pelo 3º e 4º dia, e a fase da morte a partir do 12º dia. Obtidas de 29/08 a 12/09/05..... 50
- Figura 24 - Comportamento do pH durante o crescimento de uma cultura mista de Clorófitas, mostrando uma tendência à estabilização após o crescimento exponencial. Obtidas de 29/08 a 12/09/05..... 51

Figura 25 - Manutenção do CBO médio mensal das bactérias do aquário 1 (A) e do aquário 2 (B) de Dissimilação, durante o ano de 2005.....	52
Figura 26 - Manutenção do CBO médio mensal das bactérias do aquário 1 (A) e do aquário 2 (B) de Dissimilação, no primeiro trimestre de 2006.....	53
Figura 27 - Curva de manutenção do CBO das bactérias do aquário de Dissimilação, no período de 01/03 a 28/03/2005.....	54
Figura 28 - Testes de Assimilação com a água superficial do local 1, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O ₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.....	55
Figura 29 - Testes de Assimilação com a água superficial do local 2, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O ₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.....	56
Figura 30 - Teste de Assimilação com a água superficial do local 3, amostragem de inverno/05. Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O ₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.....	57
Figura 31 - Testes de Assimilação com a água superficial do local 4, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O ₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.....	58
Figura 32 - Testes de Assimilação com a água superficial do local 5, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O ₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.....	59
Figura 33 - Testes de Assimilação com o sedimento superficial do local 1, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O ₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.....	60
Figura 34 - Teste de Assimilação com o sedimento superficial do local 2, amostragem de inverno/05. Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O ₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.....	61
Figura 35 - Teste de Assimilação com o sedimento superficial do local 3, amostragem de inverno/05. Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O ₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.....	61
Figura 36 - Teste de Assimilação com o sedimento superficial do local 5, amostragem de inverno/05. Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O ₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.....	62
Figura 37 - Testes de Dissimilação com a água superficial do local 1, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O ₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.....	63

- Figura 38 - Testes de Dissimilação com a água superficial do local 2, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio..... 64
- Figura 39 - Teste de Dissimilação com a água superficial do local 3, amostragem de inverno/05. Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio..... 65
- Figura 40 - Testes de Dissimilação com a água superficial do local 4, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio..... 66
- Figura 41 - Testes de Dissimilação com a água superficial do local 5, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio..... 67
- Figura 42 - Teste de Dissimilação com o sedimento superficial do local 1, amostragem de verão/06. Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio..... 68
- Figura 43 - Teste de Dissimilação com o sedimento superficial do local 2, amostragem de inverno/05. Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio..... 69
- Figura 44 - Teste de Dissimilação com o sedimento superficial do local 3, amostragem de inverno/05 (A). Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio..... 69
- Figura 45 - Teste de Dissimilação com o sedimento superficial do local 5, amostragem de inverno/05. Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio..... 70
- Figura 46 - Testes A com água superficial do Arroio Previde, local 4, sem a solução nutritiva forte (SNF) e com a solução nutritiva forte (SNF), campanha amostral inverno/05. Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O₂ mg/L em relação ao controle..... 71
- Figura 47 - Testes D, com extrato de carne granulado e água de Dissimilação dos aquários 1 e 2, buscando alcançar um PCO ideal no controle. Sendo A, testes com concentração em g/ 1000 mL e B, testes com concentração em g/ 500 mL 73

1. INTRODUÇÃO

A contaminação ambiental por agentes químicos tem ocorrido de forma intencional ou acidental no desenvolvimento dos processos industrial, urbano e agrícola, principalmente a partir de fontes não naturais decorrentes da atividade antrópica, gerando impactos e promovendo lentas e muitas vezes irreversíveis modificações.

Essas modificações podem ser causadas por um agente químico ou uma mistura destes, podendo ocasionar efeitos tóxicos sinérgicos ou antagônicos. Portanto, uma avaliação ambiental não deve ser baseada somente em análises físico-químicas, mas deve estar combinada com testes biológicos (bioensaios).

Bioensaios ou testes ecotoxicológicos estão se difundindo e ganhando cada vez mais importância no Brasil ao constituir uma análise indispensável no controle da poluição hídrica, pois se fundamentam na utilização de organismos vivos que são diretamente afetados pelos desequilíbrios que ocorrem nos ecossistemas aquáticos.

Os resultados dos testes ecotoxicológicos com organismos provenientes do ambiente em estudo, dificilmente podem ser reproduzidos pela impossibilidade de se repetir um ensaio sob as mesmas condições ambientais e, obviamente, com os mesmos organismos. Por esse motivo, foi criada uma abordagem indicativa com os testes de orientação (screening tests). Eles têm como objetivo a detecção da toxicidade nos sistemas estudados, assim como, a orientação da necessidade de testes mais complexos.

O município de Caxias do Sul localizado na Serra Gaúcha é considerado o segundo maior pólo metal-mecânico do país também caracterizado por intensa produção agrícola, sendo o maior produtor de hortifrutigranjeiros do Estado. A crescente industrialização da região e o conseqüente aumento populacional, muitas vezes sem cumprimento das normas ambientais e saneamento precário, têm comprometido a qualidade das águas superficiais.

Na carência de informações sobre os efeitos ecotoxicológicos nos corpos hídricos da região (avaliação de risco à população humana e aos ecossistemas circundantes), o presente trabalho objetivou adaptar o Teste de Assimilação e Dissimilação (Teste A-D) para sua aplicação em águas e sedimentos contaminados por efluentes cloacais e industriais, simulando efeitos nos processos autotróficos e heterotróficos fundamentais para o funcionamento de um ecossistema límnic. Acrescentado a isto, o interesse do SAMAE (Serviço Autônomo de Água e Esgoto) e da Secretaria Municipal de Meio Ambiente em avaliar a área em estudo, diante da inexistência de informação sobre o impacto de metais e nutrientes na região e da possibilidade de melhoria da qualidade de água, diminuindo o risco ambiental.

Desta maneira, se buscou a possibilidade de utilização do Teste A-D como método de orientação para identificação das áreas de risco ecológico em águas superficiais e como base para um programa de outros testes agudos e crônicos mais complexos, conforme normas nacionais e internacionais.

2. JUSTIFICATIVA

A água doce é um recurso estratégico para a manutenção da vida. As unidades básicas geográficas para a gestão dos recursos hídricos são as bacias hidrográficas. Os homens fizeram alterações nas condições físicas, químicas e biológicas de muitos rios, afetando severamente a potabilidade da água e reduzindo drasticamente as quantidades e variedades de peixes, por exemplo, conduzindo a extinção local de muitas espécies. O uso da terra para a agricultura e a urbanização interferem fortemente nas trocas naturais entre os pequenos divisores de água interconectados, cada um caracterizado por trocas de água e materiais, modificando a hidrologia e morfologia dos rios. Somente nas últimas décadas isto se tornou evidente quando ecossistemas fluviais foram afetados pela grande escala de emissões globais, por exemplo, a chuva ácida que pode alterar a ciclagem mineral (ADMIRAAL *et al.*, 2000).

Nos últimos anos, tem crescido a preocupação sobre os efeitos tóxicos de substâncias químicas no ambiente aquático. Muitas cidades, incluindo as americanas, estão enfrentando sérios problemas ecológicos e toxicológicos resultantes da descarga de efluentes complexos e substâncias químicas tóxicas em lançamentos das águas servidas (HSIEH *et al.*, 2004).

Para diagnosticar os problemas relacionados com a poluição de determinados ambientes, torna-se necessário a adoção de métodos químicos, físicos e biológicos, com técnicas aperfeiçoadas, como uma estratégia de monitoramento da sua qualidade (SCHÄFER, 1985).

Uma avaliação ambiental não deve ser realizada apenas com análises químicas isoladas, pois, normalmente, elas não estabelecem qual a partição química de determinado poluente, verdadeiramente biodisponível, é capaz de interagir com organismos vivos (FENT, 2003).

O despejo deliberado e lançamento acidental de compostos químicos prejudiciais no ambiente tem o potencial para romper a estrutura e funcionamento dos ecossistemas naturais (VYRYAN *et al.*, 1999). Os efeitos tóxicos de substâncias desconhecidas e muitas vezes indeterminadas nas misturas complexas ou com efeitos sinérgicos possíveis entre compostos para efluentes podem ser detectados somente por teste de toxicidade (SPONZA, 2003).

Os ecossistemas aquáticos são formados por compartimentos abióticos básicos: a atmosfera, a coluna d'água e o sedimento. Estes ambientes recebem uma série de influências que devem ser monitoradas, através de avaliações ecotoxicológicas, a fim de avaliar a sua toxicidade.

A preocupação em monitorar os efeitos da ação antrópica, levou a criação da ecotoxicologia, ciência preocupada em estudar os efeitos de agentes químicos tóxicos, em nível de indivíduo, e suas conseqüências na estrutura e funcionamento das populações, comunidades e ecossistemas (SOARES, 1991). Segundo WITTERS (1998) a ecotoxicologia pode ser definida como o estudo do destino e efeitos dos agentes tóxicos em ecossistemas. Uma abordagem interdisciplinar, considerando processos moleculares, biológicos e químicos, assim como mecanismos de toxicidade e processos ecológicos, é requerida, portanto, em pesquisa ecotoxicológica. A ecotoxicologia estuda os efeitos causados por produtos de origem antropogênica ou natural nos organismos em vários níveis de organização (VIDOTTI & ROLLEMBERG, 2004).

Análises químicas fornecem somente parte do conhecimento necessário para avaliar e calcular o potencial tóxico para ecossistemas e humanos. Isto é porque a bioavaliação de compostos não é considerada e cada um dos compostos tem sítios celulares diferentes ligados a atividades biológicas (PISKORSKA-PLISCZYNSKA *et al.*, 1986; BRUNSTRÖM *et al.*, 1991).

Os efeitos potenciais de compostos tóxicos no ambiente são determinados não somente pela sua toxicidade intrínseca e concentração, mas também pelas suas formas físico-químicas (GUÉGUEN *et al.*, 2004).

FENT (2003) sugere, então, que as análises químicas devem ser combinadas com testes biológicos ou bioensaios. Adicionado a esses conceitos, também é importante considerar que a fração biodisponível do produto químico é crítica para a captação e à concentração nos organismos expostos. Dentro desse contexto, verifica-se que os efeitos ecotoxicológicos são dependentes da concentração do produto químico disponível. Essas concentrações atingem sítios alvos específicos nos organismos afetados e produzem efeitos moleculares que se manifestam através de vários sinais tóxicos.

Bioensaios representam um papel crucial na compreensão do funcionamento do ecossistema (WITTERS, 1998). Um bioensaio é um teste usado na determinação de efeito nocivo de um ou mais agente físico, químico ou biológico nos organismos. Existe uma infinidade de tipos de bioensaios que têm sido utilizados na avaliação do impacto de agentes químicos sobre organismos aquáticos, bem como sobre a qualidade de um determinado corpo da água. Portanto, bioensaio é um bom complemento para análises químicas e uma ferramenta útil para prever os efeitos ecológicos ao ambiente (WANG *et al.*, 2003). Além de fornecer informações sobre os níveis iniciais de dano e auxiliar no desenvolvimento de medidas de precaução e estratégias para manejo ambiental (BLAISE *et al.*, 1988; SLABBERT, 1996).

No decorrer da evolução dos testes ecotoxicológicos, que se estenderam por várias décadas, validaram-se alguns bioensaios que hoje são parte integrante de qualquer laboratório ecotoxicológico. Deles fazem parte, para citar alguns exemplos, os testes com as bactérias *Pseudomonas putida* e *Photobacterium phosphoreum* (*Vibrio fischeri*), as algas *Chlorella sorokiniana*, *Scenedesmus subspicatus* ou *Selenastrum capricornutum* (*Pseudokirchneriella subcapitata*), os microcrustáceos *Daphnia magna* e *Ceriodaphnia dubia*, bem como os peixes *Danio rerio* (paulistinha) e *Pimephales promelas* (BOTSFORD, 2002; KNIE, 1998).

Os procedimentos de testes toxicológicos e ecotoxicológicos foram padronizados internacionalmente pela: OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) e USEPA (Environmental Protection Agency USA). A OECD fornece guias de toxicidade aquática, desde 1982:

201 - algas verdes (*Scenedesmus subspicatus*), 1984;

202 - invertebrados aquáticos (*Daphnia magna*), 1982;

203 - peixes (*Leuciscus idus*), 1982.

Em outubro de 2002, com a atualização permanente dos guias, testes com animais aquáticos foram publicados pela British Toxicology Society Working Party on Toxicity (1984).

No Brasil, os bioensaios são realizados de acordo com o Manual de Teste para Avaliação Ecotoxicológica de Agentes Químicos do IBAMA, ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) e guias internacionais (USEPA/ OECD). Sendo que a Portaria Normativa do IBAMA, nº 84, de 15 de outubro de 1996 estabelece critérios

a serem utilizados junto ao IBAMA, para efeitos de registro e avaliação do potencial de periculosidade ambiental (PPA) de agrotóxicos, seus componentes e afins.

Exemplos de testes de toxicidade de acordo com a ABNT:

- Método de Ensaio com Algas (*Chlorophyceae*). Toxicidade Crônica. ABNT (2005);
- Método de Ensaio com *Daphnia spp* (Crustacea, Cladocera). Toxicidade Aguda. ABNT (2004);
- Ensaio de Toxicidade Aguda com Peixes. Parte III – Sistema de Fluxo Contínuo. ABNT (1993);
- Método de Ensaio com *Ceriodaphnia spp* (Crustacea, Cladocera). Toxicidade Crônica. ABNT (2005);
- Método de Ensaio com Peixes. Toxicidade Aguda. ABNT (2004);
- Método de Ensaio com Misidáceos (Crustacea). ABNT (2005);
- Método de Ensaio com Ouriço - do - mar (Echinoderma, Echinoidea). Toxicidade Crônica de Curta Duração. ABNT (2006);
- Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente). Parte I – Método utilizando bactérias recém-cultivadas. ABNT (2006);
- Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente). Parte II – Método utilizando bactérias desidratadas. ABNT (2006);
- Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente). Parte III – Método utilizando bactérias liofilizadas. ABNT (2006);
- Toxicidade em sedimento – Método de Ensaio com *Hyalella spp* (Amphipoda). ABNT (2007).

Dentre os organismos mais usados em testes para avaliação da toxicidade aquática estão as algas e as bactérias.

Exemplos de utilização de algas e bactérias segundo OECD e DIN (Alemanha):

- Inibição do crescimento de *Ankistrodesmus bibráianus*, *Scenedesmus subspicatus*, *Clorolla vulgaris* (OECD, 1984: 201; DIN 1989: W1, 38412 – L9);
- Inibição do crescimento de *Scenedesmus subspicatus* (DIN, 1989: W2, 38412 – L9);
- Redução da fluorescência da clorofila de *Scenedesmus* (DIN 1989: W3, 38412 – L33);
- Redução da clorofila - a em águas superficiais (DIN, 1989: W4, 38412–L16).
- Inibição da respiração do lodo ativado (OECD, 1982:209);
- Inibição do crescimento de *Pseudomonas putida* (DIN, 1991: W19, 38412-L8);
- Inibição da decomposição da substância a ser testada pelo lodo ativado (em laboratório) (DIN, 1991: W20, 38412 – L24);
- Capacidade de decomposição do lodo ativado (DIN, 1991: W21, 38412-L25);
- Medidas bialóricas de inibição do consumo de oxigênio e produção de calor: *Saccharomyces cerevisiae*, *Pseudomonas putida*, *Enterobacter* (tribo 54), *Serratia marcescens*, *Staphylococcus aureus*, *Alcaligenes faecalis*, *Escherichia coli* (026:B6), teste não padronizado ainda.

Independentemente da importância da medição de substâncias e das suas concentrações nos efluentes ou nas águas, a avaliação do seu potencial de risco

para o homem e o meio ambiente é incomparavelmente mais importante. Assim, os métodos da análise ecotoxicológica têm por finalidade saber se e em que medida as substâncias são nocivas, como e onde se manifestam os seus efeitos (KNIE, 1998).

É comum a prática do uso de testes de curto prazo (agudo) para uma avaliação inicial em situações aonde sua rapidez e relativo baixo custo permitem examinar um grande número de amostras para indicação preliminar de toxicidade ou avaliação da redução de toxicidade para efluentes ou variações temporais em água ou esgoto. Os testes de orientação de longo prazo (crônicos) visam confirmação dos propósitos de orientação e quando o regulamento requer o seu uso (GUNATILLEKA & POOLE, 2000).

A classificação dos testes de toxicidade em agudo e crônico está, portanto, relacionada com o ciclo de vida do organismo-teste e com o tempo de exposição dos organismos à amostra durante o teste. Em um teste agudo o efeito está geralmente associado à morte ou imobilidade do organismo. Para avaliar este tipo de efeito, em geral, utiliza-se a concentração letal ou concentração efetiva que causou a morte ou imobilidade a 50% dos organismos, representada respectivamente, por CL (I) 50 ou CE (I) 50. No teste crônico, os efeitos estão mais associados à inibição do crescimento e alterações no comportamento, sendo de modo geral, subletais e observados em situações em que as concentrações do agente tóxico permitem a sobrevivência do organismo. Os resultados no teste crônico podem ser expressos como CENO (maior concentração da amostra que não causa efeito deletérico) e CEO (menor concentração que causa efeito deletérico) (RAND & PETROCELLI, 1985).

Os testes de orientação constituem a primeira fase da avaliação do potencial ecotoxicológico de locais contaminados, na qual fontes e contaminantes de potencial interesse são identificados (FENT, 2003).

A base metodológica do teste de orientação aplicado neste estudo, o “Teste de Assimilação e Dissimilação”, foi desenvolvida nos anos de 1950 a 1960 na Alemanha e foi chamado “Potencial de Produção e de Consumo de Oxigênio”. O objetivo destas primeiras tentativas da quantificação de efeitos nocivos provocados por efluentes tóxicos em rios foi uma complementação da avaliação da qualidade da água baseada na presença ou ausência de bioindicadores da fauna de macroinvertebrados, indicando o efeito da carga de efluentes orgânicos no balanço de oxigênio e nas comunidades autóctones em águas de diferente nível de poluição. As experiências positivas ao longo de duas décadas levaram ao desenvolvimento e a uma proposta de uma norma de avaliação ecotoxicológica de águas superficiais baseada na inibição dos processos de Assimilação e Dissimilação. O autor da norma (KREBS, 1983, 1985) concluiu os resultados com a criação de uma norma nacional, chamada “Teste de Assimilação e Dissimilação como critério de uma avaliação ecotoxicológica da qualidade da água”. (CHIOCHETTA, 2004).

O princípio do teste de orientação A-D (Assimilação e Dissimilação) é a avaliação da inibição da produção de oxigênio (fotossíntese) por uma suspensão de algas verdes (clorofíceas) e do consumo de oxigênio (respiração) por uma cultura de bactérias aeróbias heterotróficas adaptadas ao consumo de extrato de carne granulada, após um período de 24h.

O objetivo é a simulação, ao máximo possível, dos processos de Assimilação e Dissimilação em uma água superficial. Já que os ecossistemas límnicos estão baseados nestes dois processos fundamentais. Trata-se da soma das atividades de transformação de substâncias inorgânicas em biomassa, a Assimilação, e a soma dos processos de sua utilização e decomposição, a Dissimilação. O primeiro

processo libera oxigênio, o segundo ocorre, dependendo de sua disponibilidade, sob consumo de oxigênio. Nos estudos dos corpos hídricos são utilizados métodos de quantificação destes processos baseados na produção de oxigênio pelo fitoplâncton, a Produção Primária, e no consumo de oxigênio por bactérias aeróbias heterotróficas, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (CHIOCHETTA, 2004).

Desse modo, a importância do presente trabalho consistiu em disponibilizar um teste de orientação eficiente, fornecendo um procedimento apropriado para monitoramento ecotoxicológico de águas superficiais e efluentes, de forma rápida e a um baixo custo.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Adaptar o Teste A-D para aplicação em águas e sedimentos altamente poluídos, exemplificado em um estudo ecotoxicológico do Arroio Tega no município de Caxias do Sul/RS.

3.2 Objetivos Específicos

- Determinar parâmetros físico-químicos nas amostras de águas coletadas (temperatura, OD, pH, condutividade, DBO₅, P-PO₄, NO₃, NH₃) e no sedimento (granulometria e matéria orgânica);

- Verificar os níveis dos metais Ni, Cr, Cu e Zn presentes nas águas e no sedimento coletados;

- Adaptar as condições de manutenção do teste A-D para as culturas mistas de Clorofíceas e de bactérias heterotróficas aeróbias, adaptadas ao consumo de extrato de carne granulada;

- Verificar a aplicabilidade do teste A-D;

- Adaptar o teste A-D aos vários tipos de pré-tratamento (não aeração, aeração e homogeneização, aeração e decantação, aeração e filtração, esterilização) das amostras;

- Formular proposta metodológica de adaptação do teste A-D para amostras de água e sedimento com matéria orgânica e metais.

4. ÁREA DE ESTUDO

4.1 Localização

A área estudada, Figura 1, situa-se na região sul do Brasil, no Estado do Rio Grande do Sul, município de Caxias do Sul, faz parte da Bacia Hidrográfica do Arroio Tega, que é um dos formadores da Bacia Hidrográfica do Taquari-Antas, inserida na Região Hidrográfica do Guaíba, constituindo uma das três regiões hidrográficas do Estado.

4.2 Caracterização da Área

A Bacia Hidrográfica do Taquari-Antas situa-se na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul, abrangendo uma área de 26.428 km², equivalente a 9% do território estadual, e 120 municípios, inseridos total ou parcialmente. Limita-se ao norte com a bacia do rio Pelotas, a oeste e ao sul com a bacia do rio Jacuí e a leste com as bacias dos rios Caí e Sinos. Trata-se do principal afluente do rio Jacuí, maior formador do Guaíba.

Devido à sua magnitude, esta bacia possui características físicas e antrópicas diferenciadas: áreas de alto índice de industrialização, áreas com predomínio de produção primária, zonas intensamente urbanizadas e freqüente ocorrência de enchentes, entre outras. Uma das regiões mais desenvolvidas do Estado, o Aglomerado Urbano do Nordeste, encontra-se nesta bacia hidrográfica.

Os municípios integrantes desta bacia concentram 20% do PIB estadual, caracterizando-se por possuírem a base econômica voltada para um setor industrial em crescimento. Representando cerca de 16% da população estadual, os municípios integrantes da bacia do Taquari-Antas caracterizam-se por um elevado grau de urbanização, por uma densidade demográfica de 40 hab/km² e por uma taxa de crescimento populacional próxima à média do Estado (www.fepam.rs.gov.br/qualidade/taquariantas.asp, 20/10/2005).

Conforme mapas do arquivo topográfico do SAMAE, o Arroio Tega era denominado oficialmente de Arroio Marques do Herval. De 1900 até meados da década de 60, alguns o chamavam Arroio Biondo, provavelmente porque passava pelas terras da família Biondo. O Arquivo Histórico Municipal não dispõe de dados sobre o período de utilização do Tega, mas em alguns registros consta que as águas cristalinas foram aproveitáveis até meados da década de 60, e eram carregadas de balde, pois não existia canalização (JORNAL PIONEIRO, 27/10/2005).

O Arroio Tega, após atravessar toda a cidade, no sentido leste/oeste, deságua no Rio das Antas, juntando-se ao Rio Jacuí e posteriormente ao Guaíba. Apresenta uma extensão de 33 km, sendo 12 km na área urbana.

Às margens do Arroio Tega nasceram importantes indústrias, que impulsionaram a economia do município: vinícolas, lanifícios, moinhos, serrarias, ferrarias e uma usina hidrelétrica. Porém sem uma política ambiental definida, o crescimento da cidade aliado à falta de consciência da população, devastaram a mata nativa e poluíram o Arroio Tega com grande quantidade de despejos domésticos, agrícolas e industriais, principalmente o ramo da metalurgia (JORNAL PIONEIRO, 27/10/2005).

A poluição do Arroio Tega já havia sido confirmada em 15/10/1989, através de um documento escrito pela Patrulha Ecológica da época, baseado nas análises físico-químicas e biológicas feitas nos laboratórios da UCS e SAMAE. A análise indicou a presença de 2400 nmpcf/100mL, sendo aceitável, segundo os padrões legais da Resolução nº 286 do CONAMA (1986), até 1000 nmpcf/100mL, para recreação de contato primário. O laudo também constatou a existência de metais pesados como cobre, alumínio, sulfatos, chumbo, cromo, zinco, prata entre outros, tornando a utilização imprópria para qualquer finalidade de consumo. No leito do Arroio Tega também são encontrados plásticos, pneus, latas e outros tipos de resíduos orgânicos que são despejados pela população que se instalou às margens do arroio (REIS, 2002).

Os níveis de poluição e contaminação, principalmente, mudam conforme o clima e o dia da semana. Observa-se uma carga maior durante o final de semana quando há pouca probabilidade de uma fiscalização pelos órgãos ambientais. FONTANELLA (2004) e CHIOCHETTA (2004) realizaram testes de toxicidade com amostras coletadas no final de semana, comprovando sua maior toxicidade.

Há um projeto de tratamento denominado Sistema de Esgotamento Sanitário da Bacia do Arroio Tega que prevê a implantação de uma rede coletora de esgotos ao longo do Arroio e a construção de uma estação de tratamento que incluirá digestores UASB, filtros biológicos e decantadores secundários. O projeto tentará atender inicialmente 80 mil pessoas, podendo chegar a 250 mil, tendo um investimento total de 15 milhões, incluindo a captação e a rede coletora implantada no Arroio. A prioridade inicial será de retirar o esgoto das águas e direcioná-los para a rede coletora. Numa outra etapa, o projeto inclui recuperar totalmente o Arroio. A meta é que em 5 anos o Arroio Tega esteja como nos anos 20, quando as pessoas, além de beber suas águas, também faziam do Arroio um atrativo para a cidade, mas todo esse trabalho dependerá da conscientização das pessoas quanto à importância do Tega (JORNAL PIONEIRO, 27/10/2005).

4.3 Locais de Amostragem

Caxias do Sul está situada sobre um divisor de águas, de um lado a Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas e do outro a Bacia Hidrográfica do Rio Caí. O Arroio Tega percorre a cidade recebendo efluentes de todos os tipos: cloacal, industrial e agrícola, os quais irão desaguar na BH do Rio das Antas. De acordo com os registros do Arquivo Histórico Municipal, o Arroio Tega foi muito importante para o desenvolvimento da região, movimentando moinhos para a geração de energia, servindo como fonte de água e alimento (peixes) para consumo humano e de animais, além de áreas de lazer onde as famílias faziam piqueniques aos finais de semana.

As coletas foram feitas em 5 locais, os quais foram selecionados de acordo com a proximidade da jusante, curso médio e montante do arroio, tipologia e potencial de impactação dos efluentes (predominantemente doméstico e industrial) e acesso para coleta de amostras (trechos não canalizados), tendo sempre o cuidado de se manter na área de abrangência da BH do Arroio Tega.

Os locais selecionados para a amostragem estão indicados nas Figuras 1 e 2.

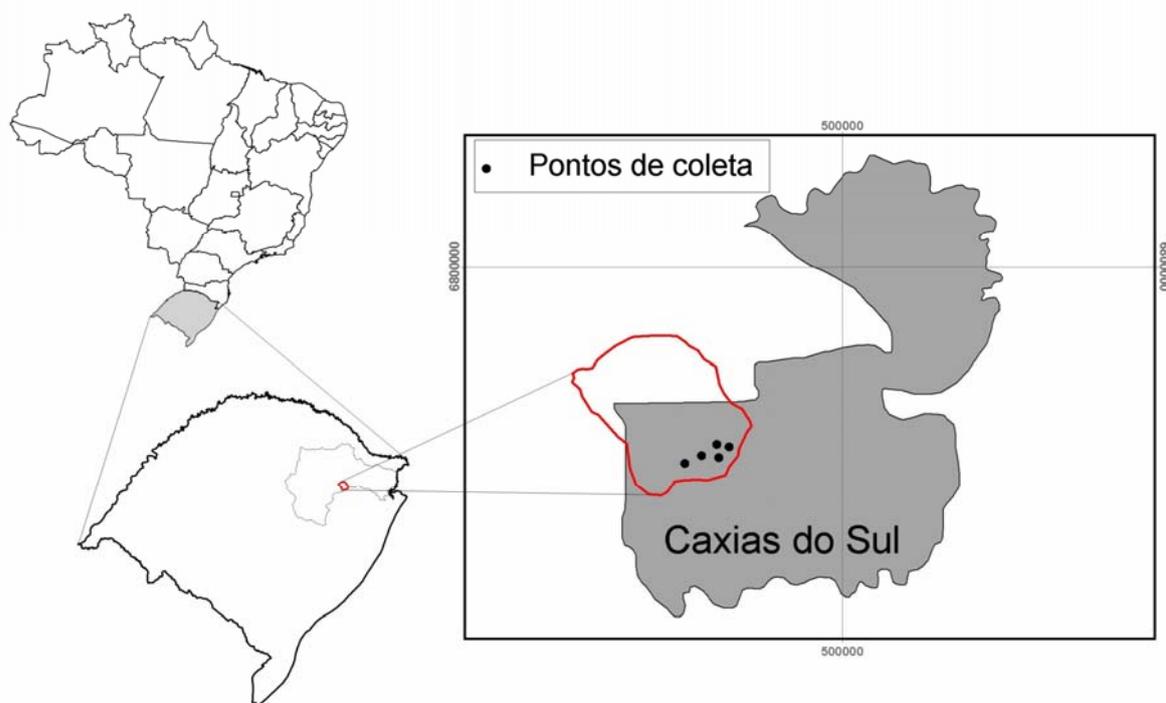


Figura 1 - Localização da área de estudo. Os pontos marcados representam os locais de coleta na Bacia Hidrográfica do Arroio Tega, Caxias do Sul/RS.

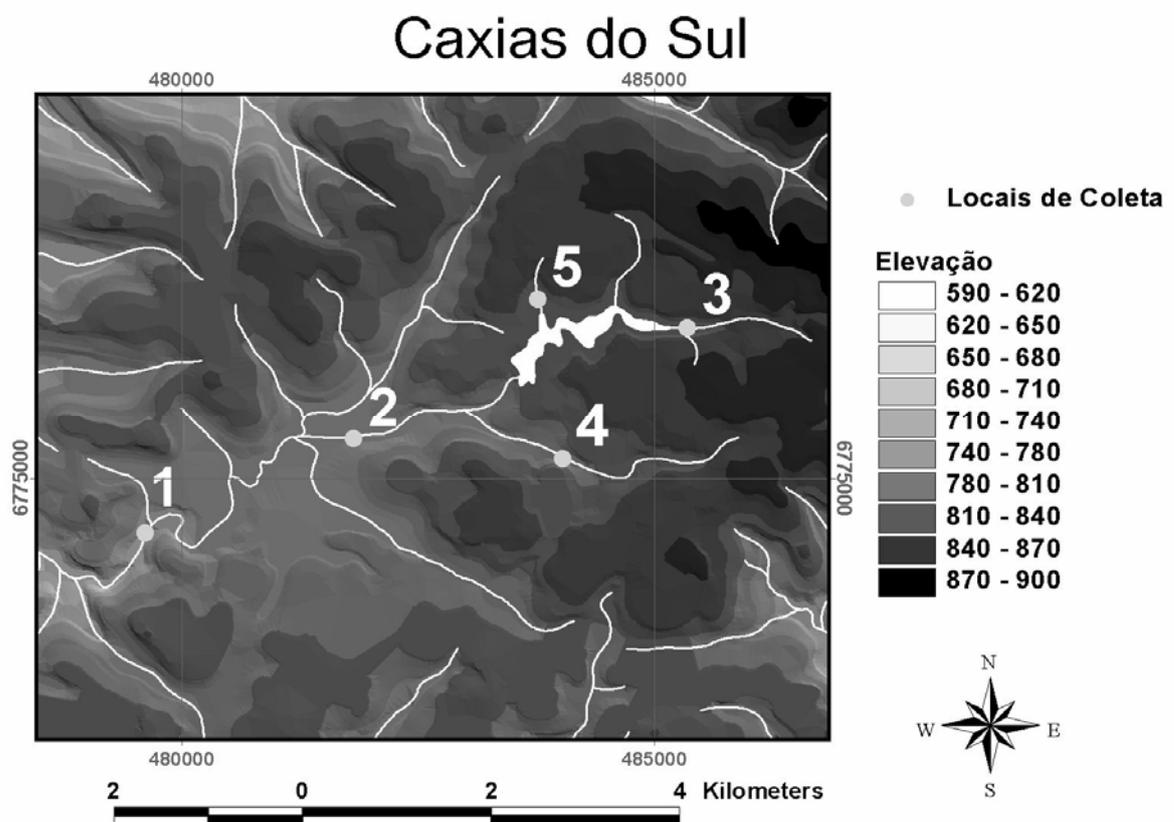


Figura 2 – Identificação dos locais de coleta, na Bacia Hidrográfica do Arroio Tega, Caxias do Sul/RS.

Local 1: UTM 479552 – 6774466. Situado próximo da jusante do Arroio Tega e não está canalizado. Não há mata ciliar, apenas vegetação rasteira, do tipo capoeira. O assoreamento do canal é visível. Recebe a influência tanto de efluentes industriais como domésticos, possui maior correnteza devido ao relevo acidentado, presença de cachoeiras e muitas vezes, há formação de espumas (Figura 3).



Figura 3 - Local de Amostragem nº 1, próximo à jusante da ponte, do Arroio Tega, em estrada de acesso ao Bairro Mariani-Reolon, de frente ao antigo Moinho Germani.

Local 2: UTM 0481822 – 6775426. Localizado na zona industrial, porém também recebe esgoto cloacal dos bairros residenciais próximos e das próprias indústrias. Está canalizado na maior parte do trecho que atravessa a zona industrial, apresentando assoreamento. Não há mata ciliar, pois ele segue seu curso dentro de galerias de concreto (Figura 4).



Figura 4 - Local de Amostragem nº 2, área de forte influência industrial, no curso médio do Arroio Tega, em estrada denominada de Perimetral Norte, ao lado da Escola Estadual Evaristo De Antoni, no Bairro São José.

Local 3: UTM 485359 – 6776643. Situa-se num arroio que deságua dentro da Represa São Paulo do Complexo Dal Bó, que desemboca posteriormente no Arroio Dal Bó tributário do Arroio Tega, recebendo ao longo do seu percurso carga de esgoto doméstico. De acordo com essa característica, ele não pode ser utilizado como ponto controle conforme sugestões recebidas. Por se pensar que poderia ser um ponto controle que se coletou a primeira vez (2º semestre de 2005). Não há canalização, existe uma mata ciliar descontínua e deficiente (Figura 5).



Figura 5 – Local de Amostragem nº 3, arroio tributário da Represa São Paulo do Complexo Dal Bó, comprometido por esgotos domésticos.

Local 4: UTM 04840329 – 6775210. Encontra-se no Arroio Previde, tributário do Arroio Tega. Recebe esgoto cloacal e forte contribuição de efluentes industriais como: mecânicas, posto de combustível, retíficas entre outros. Apresenta trechos canalizados e não canalizados, estes com cobertura vegetal do tipo capoeira (Figura 6).



Figura 6 – Local de Amostragem nº 4, próximo à estrada denominada Perimetral Norte, anterior ao Residencial Interlagos, corpo receptor de efluentes de origem industrial e cloacal.

Local 5 : UTM 483738 – 6776921. Localiza-se num afluente da Represa São Miguel do Complexo Dal Bó, que desemboca posteriormente no Arroio Dal Bó tributário do Arroio Tega, considerado como local controle pelas medições a campo (oxigênio, condutividade, pH) e pelo conjunto de fatores observados: cobertura vegetal (mata ciliar), banhado (nascente) e campo, não sendo constatado recebimento de esgoto cloacal ou industrial no entorno da área. Entretanto, observam-se alterações antrópicas no ambiente como plantio de pinus e eucaliptus, além da presença de banhistas e pescadores no local. Provavelmente, antigamente havia habitação na área, pois se verificou os restos de construção (Figura 7).

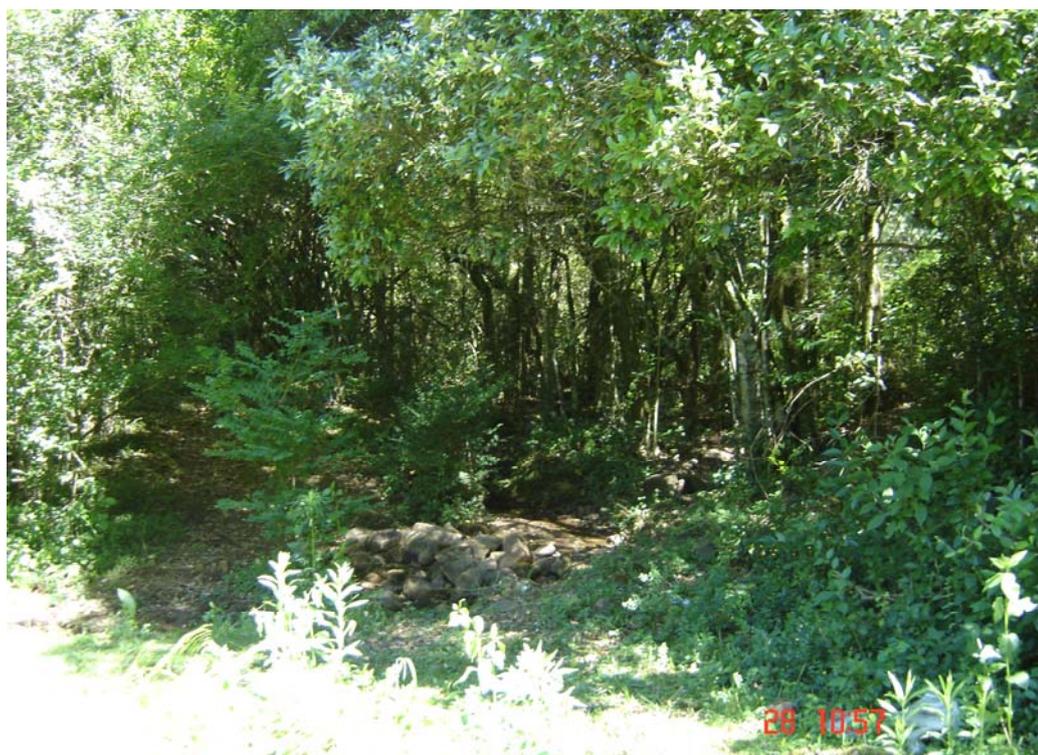


Figura 7 – Local de Amostragem nº 5, dentro da área da Represa São Miguel do Complexo Dal Bó, com modificações antrópicas na área e no seu entorno.

5. MATERIAL E MÉTODOS

O local para a pesquisa, Arroio Tega, foi escolhido devido à importância que representa para o município de Caxias do Sul, não só pelos relatos históricos ou porque como corpo receptor recebe os mais diversos tipos de efluentes líquidos e resíduos sólidos ao longo do percurso, mas também pela sua funcionabilidade, podendo futuramente, vir a fornecer água para abastecimento público se recuperado, bem como, promover o desenvolvimento do turismo e a criação de áreas de lazer.

A escolha dos parâmetros físicos e químicos a serem analisados foi feita buscando a complementação das observações e análises dos ensaios ecotoxicológicos no Teste A-D.

O presente estudo teve um período de amostragem de junho/2005 a março/2006, envolvendo as estações inverno e verão.

5.1 Coleta das Amostras

A amostragem compreendeu a coleta simultânea de água e sedimento superficial, em 5 locais do Arroio Tega e no arroio selecionado como local controle, de modo a possibilitar uma estimativa da contribuição natural, no que tange aos aspectos químicos e físicos, da composição desses compartimentos. Para a coleta, observava-se antes a condição climática, com um mínimo de três dias sem precipitação, de forma a evitar a diluição e a dissolução das amostras.

5.1.1 Coleta e Análise de Água

A coleta de água foi realizada entre a superfície e a aproximadamente 10 cm de profundidade, dependendo o local de amostragem. Para a obtenção e o armazenamento das amostras de água foram utilizados frascos plásticos de 5L previamente lavados com água deionizada e água do local. Estes, foram preenchidos com o auxílio de um becker, esterilizado e também enxaguado com a água do local. Terminada a coleta, as amostras foram identificadas e encaminhadas aos laboratórios, mantidas sob refrigeração, em torno de 4° C.

Nas amostras de água foram determinados os parâmetros: pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e OD (mg/L e % de saturação), fosfato solúvel (mg/L), nitrato (mg/L), amônia (mg/L) e demanda bioquímica de oxigênio - DBO_5 (mg/L). Os quatro primeiros parâmetros foram medidos em campo através dos aparelhos portáteis: pH-metro, termômetro, condutímetro e oxímetro. Os demais foram analisados segundo APHA (2005) por Espectrofotometria de Absorção Atômica utilizando o espectrofotômetro HACH 4000 no Laboratório de Limnologia e Toxicologia da Universidade de Caxias do Sul - UCS,.

Também se determinaram os metais pesados Ni, Cr, Zn (totais) e Cu (dissolvido) pelo método EAS (Espectrofotometria de Absorção Atômica - Chama Ar Acetileno) no Laboratório da Central Analítica da UCS, utilizando o espectrofotômetro SpectrAA 250 Plus Varian.

Os parâmetros físicos e químicos analisados e os procedimentos analíticos

estão descritos a seguir na Tabela 1.

Tabela 1 – Parâmetros analisados e metodologia utilizada nas amostras de água.

Parâmetro Analisado	Metodologia Utilizada	Limite de detecção
N-NO₃	Espectrometria Uv-Vis	0,01 mg/L
N-NH₃	Titulométrico com destilação prévia e Nesslerização	0,01 mg/L
P-PO₄	Colorimétrico do ácido ascórbico	0,01 mg/L
Ni total	Espectrometria de Absorção Atômica Chama Ar Acetileno	0,02 mg/L
Cr total	Espectrometria de Absorção Atômica Chama Ar Acetileno	0,02 mg/L
Zn total	Espectrometria de Absorção Atômica Chama Ar Acetileno	0,01 mg/L
Cu dissolvido	Espectrometria de Absorção Atômica Chama Ar Acetileno	0,01 mg/L
DBO₅	Método de Winkler	0,1 mg/L
OD	Potenciométrico	0,1 mg/L
pH	Potenciométrico	-
Temperatura	Termometria	-
Condutividade	Condutivimetria	1 µs/cm
Altitude	Sistema de Posicionamento Global – GPS	-

5.1.2 Coleta e Análise de Sedimento

O sedimento foi coletado com Draga de Eckmann nos locais 1 e 2, de maior profundidade e, com peneira de 0,63 mm, usada em coleta de macroinvertebrados bentônicos, nos locais rasos 3 e 5. Retirou-se uma fração superficial (± 10 cm), que segundo FORSTNER & WITTMANN (1981) é a camada recente ou biologicamente ativa e que está diretamente em contato com a coluna d'água. A amostragem sempre ocorreu nas margens e no centro do arroio com posterior homogeneização das amostras. O local 4 não foi amostrado pela impossibilidade de coleta e análise, já que os cascalhos e matacões são o seu sedimento característico. Após a coleta, as amostras foram rapidamente armazenadas em sacolas plásticas, identificadas e colocadas em bandejas, para evitar seu deslocamento durante o transporte.

Segundo a literatura, em qualquer circunstância é recomendado evitar o transcurso de tempo prolongado entre a coleta e a análise de amostras ambientais, especialmente de sedimentos destinados a análises de toxicidade (BURTON, 1992). As amostras de sedimentos foram levadas imediatamente, em no máximo 30 min, ao Laboratório de Limnologia e Toxicologia da UCS, pesadas, dispostas em beakers de 500 e 250 mL e colocadas em estufa a 60°C até secagem completa. Após a secagem, o sedimento foi novamente homogeneizado, sendo identificado e separado em saco plástico: uma parcela foi encaminhada à análise de granulometria no Laboratório do Centro de Estudos Costeiros da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, outra para a análise de metais pesados e matéria orgânica nos Laboratórios do Centro de Ecologia da UFRGS e, a maior parte para os testes biológicos (Teste A-D) no Laboratório de Limnologia e Toxicologia da UCS.

A análise granulométrica consistiu na separação das principais classes

texturais dos sedimentos (cascalho, areia, silte e argila) pelo Programa PANICOM/SAG, determinando a classificação textural de SHEPARD.

A extração dos metais totais Ni, Cr, Zn e Cu foi feita por digestão ácida com ácido nítrico e fluorídrico 1:1 em sistema fechado e quantificação por EAA (Espectrofotometria de Absorção Atômica), Chama Ar – Acetileno. Optou-se por medir os metais totais obtendo-se, desta forma, as taxas máximas dos metais presentes, uma vez que a taxa de metais extraíveis está contida na taxa de metais totais do sedimento estudado.

A determinação da matéria orgânica fez-se por Gravimetria, calcinação à 550°C (ALLEN, 1989).

5.2 Testes Ecotoxicológicos -Testes de Assimilação e Dissimilação (Teste A-D)

Com o propósito de verificar a possibilidade de aplicabilidade do Teste de Assimilação e Dissimilação, objetivando a padronização e uma informação preliminar a cerca das características toxicológicas da água e do sedimento, efetuaram-se os testes de toxicidade com culturas mistas de clorófitas e culturas de bactérias aeróbias heterotróficas adaptadas ao consumo de extrato de carne granulada,

O Teste A-D com as amostras de água utilizou vários tipos de tratamento (sem tratamento ou amostra bruta, aeração e homogeneização, aeração e decantação, aeração e filtração, esterilização – autoclavagem a 120°C por 15 min).

Já com as amostras de sedimento, após a completa secagem e realização do quarteamento para homogeneização, seguiu-se o procedimento de preparação do elutriato descrito pela EPA (1991): solução constituída de uma parte de sedimento para quatro partes de água deionizada, agitada manualmente (bastão) por 30 min, deixa-se descansar por 1h, retira-se o sobrenadante e após centrifugada (5.000 rpm/15min) é adicionada às culturas de algas e bactérias para iniciar o Teste A - D.

O Teste de Assimilação e Dissimilação avalia a inibição da atividade fotossintética e da respiração após exposição de 24h das culturas mistas de clorófitas e bactérias aeróbias às diluições de amostras de água superficial, efluente ou elutriato.

5.2.1 Teste de Assimilação (Teste A)

Este estudo utilizou uma suspensão multialgal de Clorófitas obtidas no Laboratório de Toxicologia da Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM) para iniciar a cultura permanente. Devido às condições de manutenção: composição específica da solução nutritiva A (item 5.2.1.1, letras c e d), luminosidade e temperatura obtém-se uma predominância de algas verdes, principalmente do gênero *Scenedesmus*, muito usado em testes toxicológicos padronizados.

5.2.1.1 Manutenção das Culturas de Algas

a) Cultura Permanente

As culturas permanentes servem como matéria-prima para os Testes de

Assimilação. Estas foram mantidas em frascos de vidro cilíndricos de 500 mL, numa temperatura de 20°C, sob aeração e iluminação contínua de 120 $\mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$, com a adição diária de solução nutritiva A, sendo desta forma, necessária a troca de meio a cada semana. O objetivo desta renovação é manter as culturas permanentes em crescimento constante. Tanto a cultura permanente como a pré-cultura (Figura 8) foram mantidas sob as mesmas condições padronizadas.

b) Pré-Cultura

A partir da transferência de 20% da cultura permanente iniciava-se a pré-cultura. A transferência era feita antes da fase de declínio do crescimento da população para obtenção de uma pré-cultura em crescimento acelerado. Para a pré-cultura utilizavam-se cilindros de 1000 mL, onde 900 mL correspondia a solução nutritiva A e 100 mL à suspensão da cultura permanente, contendo em torno de 10^5 células/mL.

Em aproximadamente quatro dias, a pré-cultura atinge o crescimento exponencial e está fisiologicamente adaptada às condições necessárias para a realização do teste.



Figura 8 – Manutenção das culturas mistas de Clorofíceas. Culturas permanentes à esquerda. Pré-culturas, usadas para a realização dos testes, à direita.

c) Solução Nutritiva A – Para a Cultura Permanente e Pré-Cultura

A Solução A é constituída por 5 mL da solução I; 0,5 mL da solução II; 0,5 mL da solução III (a composição das soluções pode ser verificada na Tabela 2); mais 1,5 g de Bicarbonato de Sódio e completa-se o volume de 500 mL com água deionizada, conforme a Tabela 2.

d) Solução Nutritiva B – Para a realização do Teste de Assimilação

A Solução B é constituída por 50 mL da solução I; 5 mL da solução II; 5 mL da solução III; mais 1,5 g de Bicarbonato de Sódio e completa-se o volume de 500 mL com água destilada.

A Solução Nutritiva B, usada para a realização do Teste A, tem uma concentração dez vezes maior que a Solução Nutritiva A. O objetivo é atingir o valor desejado para a validação do Teste A, que no controle deve ter uma produção bioquímica de oxigênio (PBO) de 6 ± 1 mg/L em 24 horas. Este valor é atingido com uma concentração inicial de 50.000 células/mL, em crescimento exponencial, com uma temperatura de 20°C, uma intensidade de luz de 120 $\mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$ e uma concentração 10x mais alta do que na solução nutritiva da manutenção da cultura permanente e da pré-cultura. Não atingindo este valor, a pré-cultura não se encontra em crescimento suficiente. Por causa disto, a manutenção e a observação desta suspensão possuem um papel decisivo para a padronização do Teste A. O número de células de algas por mL é obtido por espectrofotometria após uma correlação entre a absorbância e o número de células de algas. Uma suspensão de 50.000 células de algas por mL corresponde a uma absorbância de $\text{Abs}_{578} = 0,010$ (em cubeta com $d = 1$ cm). Verificada a absorbância da suspensão de pré-cultura, é calculada uma relação de diluição e o volume total necessário para o teste é alcançado através da Solução Nutritiva B, de concentração 10x maior.

Tabela 2 – Composição e concentração química utilizada na preparação das soluções nutritivas A e B.

	Composição Química	Concentração
Solução I	NH_4Cl	1,5 g/L
	$\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	1,2 g/L
	$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	1,8 g/L
	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	1,5 g/L
	KH_2PO_4	0,16 g/L
Solução II	$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	80 mg/L
	$\text{Na}_2\text{EDTA} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	100 mg/L
Solução III	H_3BO_3	185 mg/L
	$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	415 mg/L
	ZnCl_2	3 mg/L
	$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	1,5 mg/L
	$\text{CuCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0,01 mg/L
	$\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	7 mg/L
	NaHCO_3	50 g/L

Seguindo a ISO 8692:E (1989)

5.2.1.2 Procedimentos do Teste A

Na preparação dos testes coloca-se, primeiro, água deionizada correspondente a $\frac{3}{4}$ do volume do balão volumétrico esterilizado de 1 L, para evitar reações de precipitação entre a solução nutritiva B e o meio a ser testado e também,

para evitar o contato direto das algas com o meio. Após são adicionados 100 mL de solução nutritiva B, mais o volume do meio a ser testado (diferentes diluições da água superficial ou do elutriato) e o volume da suspensão de pré-cultura de algas necessário para se obter uma concentração de 50.000 células/mL, completando-se o volume de 1 L com água deionizada. O controle do teste é feito com água deionizada, a mesma quantidade de solução nutritiva B e do volume de suspensão de células de algas. O controle e as diluições, ambos de 1 L, foram distribuídos em 6 frascos de Winkler. Três frascos foram colocados em uma sala climatizada com 20°C e iluminação constante de 120 μ E/m²s, denominados frascos claros, e os outros três foram mantidos no escuro, sob a mesma temperatura de 20°C, denominados frascos escuros. O teor de oxigênio foi medido em todos os frascos antes e depois da exposição de 24 horas.

Em relação às diluições, tanto as amostras de água superficial quanto as de elutriato foram testadas nas concentrações 20%, 40%, 60% e 80% do volume de 1 L do balão volumétrico. Nos ensaios com elutriato, para eliminar a turbidez, de modo a evitar a interferência na taxa de produção bioquímica de oxigênio, antes da realização dos testes, o preparado foi submetido à centrifugação por 15 min a 5000 rpm, em temperatura ambiente.

5.2.1.3 Cálculo dos Resultados

A Produção Bioquímica de Oxigênio (PBO) ou Potencial de Produção de Oxigênio (PPO) é determinada dessa forma:

$$PBO \text{ (mg/L)} = O_2 \text{ (mg/L) final claro} - O_2 \text{ (mg/L) final escuro (após 24 h)}$$

A produção de oxigênio do meio a ser testado e do controle é calculada utilizando a diferença do frasco claro e frasco escuro.

A taxa de PBO de uma dada concentração do meio a ser testado é calculada pela equação:

$$A_{PBO} \text{ (\%)} = \frac{(PBO_n - PBO_c) \times 100}{PBO_c}$$

Onde:

A_{PBO} = Taxa da Produção Bioquímica de Oxigênio

PBO_c = Produção Bioquímica de Oxigênio do Controle

PBO_n = Produção Bioquímica de Oxigênio no Nível de Concentração do Meio a ser Testado

O critério do Teste de Assimilação é a inibição da PBO da concentração do meio a ser testado, em relação ao controle. Trata-se da produção líquida. Assim, valores negativos na PBO ($c > n$) são uma indicação de inibição ou de toxicidade da amostra. Valores positivos, ou seja, favorecimento da Assimilação, podem ocorrer em meios que contêm muitos nutrientes, principalmente fosfatos e nitrogênio inorgânico, onde o efeito de “adubação” do meio a ser testado supera um provável efeito tóxico.

5.2.2 Teste de Dissimilação (Teste D)

Para o Teste de Dissimilação foram obtidas bactérias aeróbias heterotróficas a partir de uma incubação com água do arroio, localizado nas coordenadas UTM 485948 – 6773971, próximo ao Bloco 57 da UCS.

As bactérias oriundas do arroio foram adaptadas ao consumo de extrato de carne granulado. Esta adaptação é feita para reduzir o consumo de eventuais substâncias biodegradáveis no meio a ser testado, causando um aumento da taxa de decomposição aeróbia nas amostras. Este aumento pode mascarar um eventual efeito tóxico. Pela adaptação reduz-se este efeito, porém torna-se impossível eliminá-lo por completo, tendo em vista que, o extrato de carne granulado foi escolhido para a manutenção das bactérias porque apresenta uma composição similar a substâncias orgânicas contidas em esgotos cloacais.

5.2.2.1 Manutenção das Culturas de Bactérias

As culturas de bactérias foram mantidas em dois aquários de vidro, um de 35 L e outro de 50 L, sob aeração contínua em sala acimatizada, com temperatura controlada de 20°C e sem iluminação (em caixa de madeira) para evitar uma contaminação por algas. Deste volume total, 10% compreenderam grânulos de areia lavados e esterelizados, 10% de água do arroio e 80% de água filtrada (Figura 9).



Figura 9 – Aquário de 35 L utilizado para a manutenção da cultura mista de bactérias aeróbias heterotróficas adaptadas ao consumo de extrato de carne granulado.

Diariamente, se fez necessária a retirada de água para as medidas do CBO (Consumo Bioquímico de Oxigênio) e a adição de 0,006 mg de extrato de carne

granulado para o aquário de 35 L e 0,005 mg para o de 50 L. Antes da adição, o extrato de carne granulado foi diluído em água reconstituída. Para o teste, o volume retirado não podia ultrapassar 10% do volume total do aquário, sendo substituído imediatamente com água filtrada.

A água de Dissimilação retirada, correspondente a 1L, era colocada em três frascos de Winkler e medida a concentração de oxigênio inicial. Após um período de 24 h, sob temperatura de 20°C, mantidos no escuro, os frascos eram submetidos à medição do teor de oxigênio final. O valor do CBO diário era obtido pela diferença dos dois valores. O valor desejado do CBO, sob condições controladas, deveria estar em torno de 0,5 mg/L, conforme KREBS (1985).

A água reconstituída tem composição de 4,850 mL de água deionizada, 100 mL de solução 1 e 50 mL de solução 2. A solução 1 tem constituição de 7,5 g de Carbonato de Cálcio (CaCO₃) para um volume de 5 L. E a solução 2, 1 g de Cloreto de Potássio (KCl), 2,4 g de Bicarbonato de Sódio (NaHCO₃) e 30,5 g de Sulfato de Magnésio (MgSO₄) também para um volume de 5 L.

5.2.2.2 Procedimento do Teste D

O Teste de Dissimilação requer um CBO de 5 ± 1 mg/L, no escuro durante 24 horas a uma temperatura de 20°C. Segundo CHIOCHETTA (2004), este valor, normalmente, seria alcançado com uma concentração de peptona 100x maior no que na água de Dissimilação. Para o Teste D se utilizaram as mesmas diluições do Teste A (concentrações 20, 40, 60 e 80%). As diluições foram feitas com água de Dissimilação, adição de 0,006 g extrato de carne granulado e mais o volume do meio a ser testado (diferentes diluições da água superficial ou do elutriato) em um balão volumétrico esterelizado de 500 mL. O controle foi feito com água de Dissimilação e a adição de 0,006 g de extrato de carne granulado. Depois de preparada a diluição, esta foi distribuída em três frascos de Winkler, mantidos em uma estufa sem iluminação, com temperatura a 20°C. O teor de oxigênio foi medido em todos os frascos, antes e depois da exposição de 24 horas.

5.2.2.3 Cálculo dos Resultados

O Consumo Bioquímico de Oxigênio (CBO) ou Potencial de Consumo de Oxigênio (PCO) é determinado dessa forma:

$$CBO \text{ (mg/L)} = O_2 \text{ (mg/L) inicial} - O_2 \text{ (mg/L) final após 24 horas}$$

A taxa do CBO de uma dada concentração do meio a ser testado se calcula pela seguinte equação:

$$D_{CBO} \text{ (\%)} = \frac{(CBO_n - CBO_c) \times 100}{CBO_c}$$

Onde:

D_{CBO} = Taxa do Consumo Bioquímico de Oxigênio

CBO_n = CBO da Concentração do Meio a ser Testado
CBO_c = CBO do Controle

O critério do Teste de Dissimilação é a inibição do CBO e, depende da comparação entre a concentração do meio a ser testado e o controle. Assim, valores negativos do CBO ($c > n$) indicam inibição ou toxicidade da amostra. Valores positivos, favorecimento ou aceleração dos processos de Dissimilação, podem ocorrer em esgotos biodegradáveis não tóxicos e também nos casos onde o CBO no meio a ser testado supera um provável efeito tóxico.

Amostras com valores finais de oxigênio abaixo de 1 mg/L não devem ser utilizados para a interpretação da inibição, devido à ocorrência de processos anaeróbios. Os testes têm validade quando o consumo de oxigênio previsto no controle for alcançado.

Valores de inibição e aceleração da PBO e do CBO até 10% são considerados NOEL (no observed effect level). Nesta faixa torna-se difícil diferenciar entre efeitos tóxicos e casuais dos ensaios. Então, são considerados acima de 10%.

5.3 Pré - tratamentos com as amostras de água superficial

Com o objetivo de eliminar interferências da DBO no Teste D e dos nutrientes no Teste A, foram realizados os seguintes pré-tratamentos: sem aeração, aeração e homogeneização, aeração e decantação, aeração e filtração, esterilização das amostras. Também foram realizados os Testes A-D com as amostras brutas (referência) que ocorreram no dia da coleta.

A amostra esterilizada era submetida a 120°C por 15 min em autoclave.

A amostra decantada era obtida após aeração com bombas de ar durante 5 dias, em temperatura ambiente, simulando a DBO₅ e decantação de forma natural por 1 hora.

A amostra homogeneizada era obtida após aeração com bombas de ar durante 5 dias, em temperatura ambiente, simulando a DBO₅ e homogeneização manual com bastão de vidro antes da utilização nos testes.

A amostra filtrada era obtida após aeração com bombas de ar durante 5 dias, em temperatura ambiente, simulando a DBO₅ e filtração em membrana de 0,45 µm. Este pré-tratamento foi em seguida abandonado pelo fato de apresentar resultados semelhantes ao pré-tratamento aerado decantado.

5.4 Análises Estatísticas

Os testes estatísticos foram realizados no Núcleo de Assessoria Estatística (NAE) do Departamento de Estatística, Instituto de Matemática, da UFRGS.

Os dados obtidos foram organizados em matrizes, onde as unidades amostrais foram dispostas em linhas e as variáveis em colunas.

A mensuração dos testes biológicos foram descritos da seguinte forma: 0 = quando não ocorreu inibição nem aceleração, 1 – quando ocorreu inibição e 2 – quando ocorreu aceleração, de modo a conservar as informações dos dados originais.

Para tabulação e processamento dos dados, foram utilizados os programas

estatísticos SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) versão 8.0 e SAS (Statistical Analysis System) versão 9.1.

Como primeira análise empregou-se a estatística descritiva, com obtenção da média e desvio padrão.

A análise estatística utilizada foi a Análise de Medidas Repetidas. Os dados apresentaram heterogeneidade de variâncias tanto para os Testes A-D com as amostras de água superficial como com as de sedimento (elutriato). Devido a variabilidade dos dados do Teste A com as amostras de água superficial, aplicou-se o Teste de Comparações Múltiplas Dunnett T3, no nível de significância de 5%.

Os dados dos Testes A com as amostras de sedimento (elutriato) foram transformados através do método de Mínimos Quadrados Ponderados, cuja variância dos grupos entrou na composição da ponderação. Foi aplicado o Teste de Comparações Múltiplas de Tukey (aplicado sempre no caso de rejeição da hipótese de nulidade para ANOVA), no nível de significância de 5%.

Utilizou-se o Teste Kruskal – Wallis que é um teste não-paramétrico equivalente ao ANOVA para distribuição assimétrica. O Teste Qui-Quadrado mais especificamente o Teste Exato de Fisher foi utilizado para verificar associações entre as variáveis.

Nos testes estatísticos foram comparados os dados entre os níveis de concentração, época de coleta, pré-tratamentos. .

Para a comparação geral, entre os locais de coleta, dados das análises químicas da água (metais pesados e nutrientes), dados químicos do sedimento (metais pesados, matéria orgânica e granulometria) e dados dos Testes A-D com água superficial e sedimento foi realizada a análise não paramétrica.

Na avaliação das relações entre as variáveis das amostras de água superficial e sedimento foi utilizado a Correlação de Spearman.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Avaliação dos Parâmetros Físicos e Químicos da Água Superficial

De acordo com RAND & PETROCELLI (1985), no ambiente aquático, um poluente pode existir sob três diferentes formas, que determina a sua disponibilidade para os organismos: *dissolvido*, onde pode ser prontamente incorporado, *adsorvido a um componente biótico ou abiótico*, podendo permanecer suspenso na coluna d'água ou depositar-se no sedimento de fundo, onde estará temporariamente ou permanentemente indisponível e *incorporado aos organismos*, podendo ser metabolizado e novamente excretado para a água.

A poluição das águas tem como origem diversas fontes, dentre as quais se destacam os efluentes domésticos, os efluentes industriais e a carga difusa urbana e agrícola. Essas fontes estão associadas ao tipo de uso e ocupação do solo, sendo responsável junto com a natureza geológica do terreno e a cobertura vegetal pela qualidade das águas na Bacia Hidrográfica. Cada uma dessas fontes possui características próprias relacionadas aos poluentes presentes. Por exemplo, os esgotos domésticos apresentam contaminantes orgânicos biodegradáveis, nutrientes e bactérias.

Os rios vêm sendo depositários de rejeitos por muitos anos, alterando profundamente o estado natural do meio aquático. As alterações da qualidade da água representam uma das maiores evidências do impacto das atividades humanas sobre a biosfera (PORTO *et al.*, 1991). Assim, a qualidade da água superficial de um rio em qualquer ponto reflete muitas influências, sendo importante a sua identificação e quantificação como forma de gerenciamento dos recursos da terra e águas (MARKICH & BROWN, 1998).

Os parâmetros físicos e químicos da água superficial da Bacia Hidrográfica do Arroio Tega, referente ao 2º semestre/05 (Tabela 3) e 1º semestre/06 (Tabela 4), estão apresentados para os locais de coleta. Os resultados, com exceção da temperatura (°C), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e altitude (m), estão expressos em mg/L e são comparados à Classe 2 (quando não há classificação definida) - águas que podem ser destinadas: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui-aquático e mergulho e Classe 4 (para mostrar elevados níveis de metais) - águas que podem ser destinadas à navegação e à harmonia paisagística, da Resolução CONAMA nº 357/ 2005.

Tabela 3 - Concentração dos parâmetros físicos e químicos nas amostras de água dos locais de coleta da Bacia Hidrográfica do Arroio Tega, no 2º semestre/05:

Parâmetros	Unidades	Classe 2	Classe 4	L1	L2	L3	L4	L5
N-NO ₃	mg/L	10,0	10,0	5,5	7,6	0,16	10,2	1,0
N-NH ₃	mg/L	2,0	5,6	5,9	3,2	-	70,2	0,01
P-PO ₄	mg/L	0,10	0,15	0,51	0,64	-	0,82	0,01
Ni total	mg/L	0,025	0,025	0,14	0,47	<0,02	0,77	0,04
Cr total	mg/L	0,05	0,05	< 0,03	0,34	<0,04	2,32	<0,04
Zn total	mg/L	0,18	5,0	0,19	0,18	0,04	0,20	0,09
Cu dissolvido	mg/L	0,009	0,013	< 0,01	0,04	0,02	0,08	<0,01
DBO ₅	mg/L	5,0	10,0	6,4	5,1	6,8	6,9	0,8
OD	mg/L	5,0	>2,0	7,7	5,2	6,1	7,1	8,3
pH	mg/L	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	7,67	7,2	7,10	7,36	6,65
Temperatura	°C	-	-	15,2	12,5	17,5	18,6	23
Condutividade	µS/cm	-	-	45	65,4	32	113	13,8
Altitude	m	-	-	694	704	777	755	778

Tabela 4 - Concentração dos parâmetros físicos e químicos nas amostras de água dos locais de coleta da Bacia Hidrográfica do Arroio Tega, no 1º semestre/06:

Parâmetros	Unidades	Classe 2	Classe 4	L1	L2	L4	L5
N-NO ₃	mg/L	10,0	10,0	4,21	8,3	0,09	<0,01
N-NH ₃	mg/L	2,0	5,6	12,54	7,1	8,47	0,14
P-PO ₄	mg/L	0,10	0,15	0,83	0,80	0,67	<0,01
Ni total	mg/L	0,025	0,025	0,06	0,20	0,20	<0,03
Cr total	mg/L	0,05	0,05	0,06	0,19	3,68	< 0,02
Zn total	mg/L	0,18	5,0	0,51	0,22	0,05	0,03
Cu dissolvido	mg/L	0,009	0,013	0,03	0,05	< 0,01	< 0,01
DBO ₅	mg/L	5,0	10,0	27,0	27,0	45,0	20,0
OD	mg/L	5,0	>2,0	2,0	2,8	6,9	7,6
pH	mg/L	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	7,00	6,72	7,81	7,20
Temperatura	°C	-	-	21,2	20	21,9	18,7
Condutividade	µS/cm	-	-	348	305	348	23,5
Altitude	m	-	-	694	704	755	778

Obs.: Resultados comparados a condição de qualidade Classe 2 e Classe 4 da Resolução CONAMA nº 357/05.

6.1.1 Metais

A toxicidade dos metais é uma questão de dose ou tempo de exposição, da forma física e química do elemento e da via de administração/adsorção. Os níveis máximos permitidos pelos órgãos de controle ambiental, EPA (Environmental Protection Agency, EUA), WHO (World Health Organization, ONU) e CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente), quanto à qualidade da água superficial variam entre si, sendo as diferenças reflexos do potencial toxicológico do metal e da qualidade ambiental de cada país (PIRES *et al.*, 2000).

Quando comparada à legislação de outros países, como por exemplo, Canadá, EUA e organizações internacionais como a World Health Organization, o Brasil, de certo modo, tem os seus limites alinhados e, em alguns casos, mais restritivos (LEMES, 2001).

A água é a principal via de transporte de metais. O transporte de metais pesados ou elementos-traço pode ser realizado de duas formas físicas: as espécies dissolvidas e as espécies associadas a partículas sólidas (FÖRSTNER & WITTMANN, 1981; LACERDA, 1983; RUBESKA, 1988).

A análise quantitativa de metais totais na água bruta representa o somatório da concentração de um dado elemento na fração dissolvida mais o seu conteúdo ligado à fração suspensa.

Os metais totais níquel, cromo, zinco e o cobre dissolvido foram escolhidos para serem avaliados baseado na toxicidade potencial para a biota aquática e para o homem. Estes metais também são os lançados pelas empresas situadas na região de estudo.

Para melhor compreensão da toxicidade e mobilidade dos metais, pode-se considerar a classificação segundo BORG (1995): zinco e níquel são elementos presentes principalmente na forma dissolvida, sendo muito suscetíveis ao decréscimo de pH, relativo à mobilidade, sedimentação, concentração e especiação; cromo é um elemento presente principalmente adsorvido às partículas; cobre é um elemento presente principalmente na forma de complexos coloidais ou dissolvidos.

a) Níquel total

O níquel ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 75 mg/kg. Em ambientes reduzidos, forma sulfetos insolúveis. Em condições aeróbias e pH inferior a 9 se complexa com hidróxidos, carbonatos, sulfatos e ligantes orgânicos. Também, pode se aderir reversivelmente a compostos de alumínio e manganês. Há uma significativa correlação entre as concentrações de níquel e alumínio. Também se adere a argilas e outras partículas finas (CETESB, 2001). O níquel é encontrado em despejos industriais resultantes das atividades de galvanoplastia/ galvanização e tinta invisível (BRAILE & CAVALCANTI, 1993).

O Ni total (Figura 10) foi detectado em todas as coletas amostrais. Somente na amostra do local de coleta 3, em sua única campanha amostral (inverno/05), o metal apresentou-se abaixo (<0,02 mg/L) do valor de referência das Classe 2 e 4 da Resolução nº 357/05 do CONAMA (0,025 mg/L) e junto com o local de coleta 5, considerado local controle, (<0,03 mg/L) no período de verão/06, apresentou valores menores que o limite de detecção do método analítico (0,02 mg/L).

Conforme Relatório da CETESB (2001), na água, a concentração de níquel

tipicamente varia entre 0,001 e 0,003 mg/L, porém entradas antropogênicas podem aumentar para 0,01 a 0,05 mg/L. É o que se constata, embora de forma bem mais expressiva, com os valores elevados do metal registrados para os locais 2 (0,47 e 0,2 mg/L, respectivamente inverno/05 e verão/06) e 4 (0,77 e 0,2 mg/L respectivamente inverno/05 e verão/06), situados na zona industrial. O local 1 (0,14 e 0,06 mg/L, respectivamente inverno/05 e verão/06), localiza-se mais distante da zona industrial propriamente dita, aproximando-se da jusante da ponte do Arroio Tega, e apresenta menor teor de níquel em relação aos locais que se destacaram pelos níveis mais elevados.

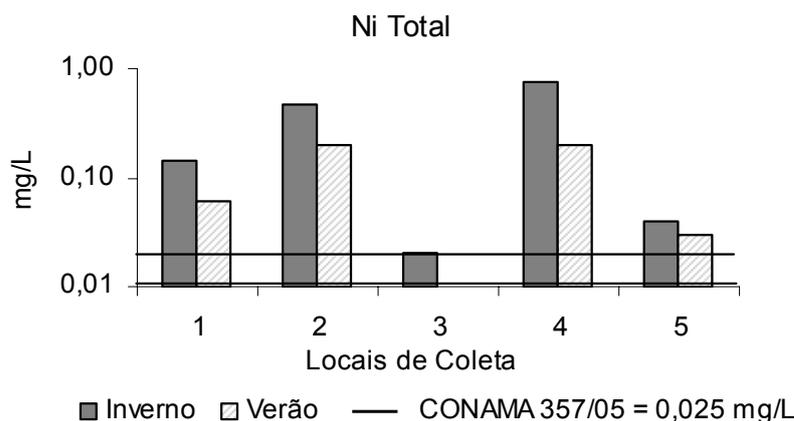


Figura 10: Concentração de Níquel total na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência, condição de qualidade Classe 2 e 4.

b) Cromo total

O cromo ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 100 mg/kg. Na água, o teor natural é baixo entre 0,001 a 0,010 mg/L (MUDROCH *et al*, 1988 *apud* MOORE, 1990).

Muitas nações usam o padrão de potabilidade recomendado pela Organização Mundial de Saúde de 0,05 mg/L, neste caso é assumido que o Cr^{+6} é a espécie dominante. A EPA (1989b) desenvolveu padrão menos restritivo de 0,12 mg/L, que foi derivado com base em ingestão crônica de água contendo Cr^{3+} e Cr^{6+} .

O conteúdo de Cr total (Figura 11) foi detectado em todas as amostras coletadas. O local de coleta 5 apresentou nas duas campanhas amostrais, inverno/05 e verão/06, o metal com valores abaixo (0,04 e 0,02 mg/L) do valor de referência das Classe 2 e 4 da Resolução nº 357/05 do CONAMA (0,05 mg/L), assim como, as amostras dos locais de coleta 1 (0,03 mg/L) e 3 (0,04 mg/L). Já os valores do metal para os locais de coleta 2 (0,34 e 0,19 mg/L) e 4 (2,32 e 3,68 mg/L), demonstraram estar acima da referência nas duas campanhas amostrais.

A justificativa para os elevados índices de cromo nos locais 2 e 4, situados na zona industrial do município, dá-se pelo ramo industrial das atividades industriais localizadas nesta área. CETESB (2001) explica que o uso primário metalúrgico do cromo é a produção de ligas usadas em aço inox e outros produtos especializados.

Os cromitos são primeiramente convertidos em dicromato de sódio e depois usados na manufatura de ácido crômico, pigmentos e agentes tânicos para couro. O trabalho de BRAILE & CAVALCANTI (1993), acrescenta que a ocorrência natural de sais de cromo hexavalente, os cromatos, é muito rara, de modo que quando estão presentes na água, devem originar-se da poluição por despejos industriais. Os sais de cromo hexavalente são largamente usados nas operações de piquelagem e cromagem de metais (galvanização), corantes, explosivos, cerâmica, papel, tinturaria em indústrias têxteis, fotografia, etc.

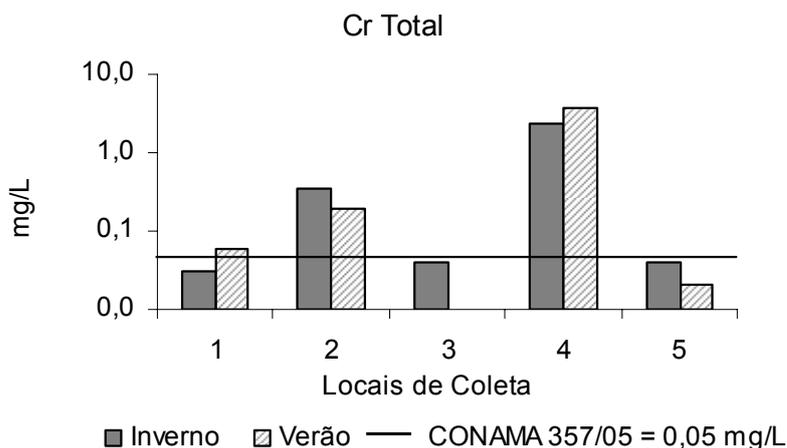


Figura 11: Concentração de Cromo total na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência, onde a condição de qualidade Classe 1 a 4 é a mesma.

c) Zinco total

O zinco ocorre na crosta terrestre em uma concentração de 70 mg/kg. Os maiores usos do zinco são para revestimento de proteção do ferro e aço e fabricação de ligas e latão. Aproximadamente 34% do total emitido de zinco na atmosfera são de fonte natural, o restante tem origem em produção do metal, queima de carvão e óleo, fertilizantes e produção de cimento (MOORE, 1991).

A ocorrência de Zn total (Figura 12) acima do limite de detecção do método analítico (0,01 mg/L) se verificou em todas as amostras. O local 1 apresentou nas duas campanhas amostrais, inverno/05 e verão/06, o metal com valores superiores (0,19 e 0,51 mg/L) ao de referência da Classe 2 da Resolução nº 357/05 do CONAMA (0,18 mg/L), bem como, o local 2 na amostragem de verão/06 (0,22 mg/L) e com valor igual ao da norma no período de inverno/05 (0,18 mg/L) e o local 4 no inverno/05 (0,2 mg/L). Já em comparação ao limite estabelecido na Classe 4 (5 mg/L), nenhum dos locais atingiu esta condição de qualidade. Isto pode ter ocorrido, pois conforme MOORE (1991), o zinco se adere rapidamente a muitos ligantes orgânicos, principalmente na presença de compostos de nitrogênio e enxofre doadores de átomos. Em condições aeróbias, Zn^{+2} é espécie predominante para pH ácido. Em condições anaeróbias, forma ZnS entre pH 1 a 14.

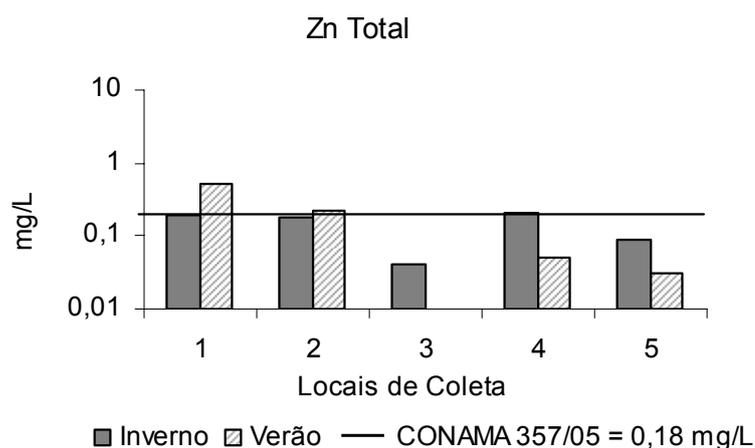


Figura 12: Concentração de Zinco total na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência, condição de qualidade Classe 2 .

d) Cobre dissolvido

O cobre ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 50 mg/Kg. Na água, o cobre total é detectado em baixas concentrações, geralmente inferior a 0,020 mg/L. Na água o fator de concentração sedimento/água típico excede 100. Quando o pH está em torno do neutro, a maioria do cobre inorgânico da solução está complexado em carbonatos, nitratos, sulfatos e cloretos. Em algumas águas, mais de 90% pode estar aderido a ácidos húmicos. Existem poucos casos reportados para efeitos agudos e, raramente para efeitos crônicos. Muitas nações usam como limite máximo na água, para proteção à saúde humana, 1,0 mg/L. Utilizando-se estudos toxicológicos, resulta-se no valor para a água potável de 1,3 mg/L (MOORE, 1990).

O Cu dissolvido (Figura 13) foi detectado próximo dos valores do limite de detecção (0,01 mg/L) e dos valores de referência da Classe 4 da Resolução nº 357/05 do CONAMA (0,013 mg/L) nas amostras dos locais de coleta 5 (<0,01 mg/L) nas duas campanhas amostrais, 1 (<0,01 mg/L) no inverno/05 e 4 (<0,01 mg/L) no verão/06. Em comparação a condição de qualidade Classe 2 (0,009 mg/L), todos os locais apresentaram concentrações acima do valor limite, o qual é restritivo demais. Então, os menores níveis do metal são apresentados pelo local 5, de desempenho constante em ambas as amostragens, provavelmente porque este se encontra mais distante da zona industrial.

Os valores mais elevados de cobre dissolvido são observados para os locais 1 (0,03 mg/L, verão/06), 2 (0,04 e 0,05 mg/L, respectivamente inverno/05 e verão/06), 3 (0,02 mg/L, inverno/05) e 4 (0,08 mg/L, inverno/05), provavelmente por estarem situados na zona industrial do município, já que conforme MOORE (1990), o cobre é utilizado para fiação elétrica, galvanização, produção de ligas, conservante de pintura, em construção e tubulações hidráulicas e na forma de sulfato de cobre é usado como algicida e fungicida. BRAILE & CAVALCANTI (1993) relatam também curtimento, tinturas têxteis, impressões fotográficas, pigmentos e tintas indelévels.

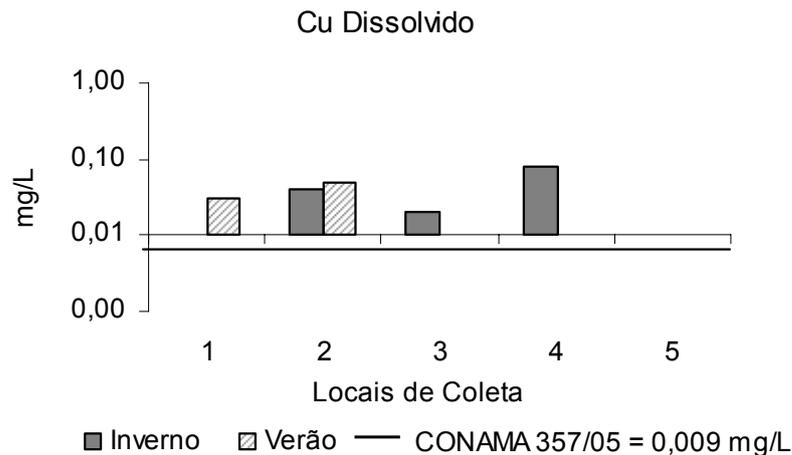


Figura 13: Concentração de Cu dissolvido na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência, condição de qualidade Classe 2.

6.1.2 Nutrientes

Os nutrientes provocam inicialmente o aumento na produção primária do ecossistema e, numa fase posterior, passam a ocorrer modificações significativas na taxa de sedimentação, na dinâmica de oxigênio, alterações nas comunidades e na redução da qualidade da água para fins econômicos e de lazer. No entanto, quando a fonte de nutrientes são esgotos domésticos e industriais não tratados, o processo de deterioração do ecossistema é mais rápido. Isto ocorre porque estes efluentes são ricos em matéria orgânica, que em pouco tempo, após seu lançamento, começa a ser decomposta, acarretando altos déficits de oxigênio, além de reduzir a profundidade média do corpo d'água em consequência do acúmulo do material não decomposto no sedimento e pelo aumento da taxa de sedimentação de detritos (ESTEVES, 1998).

O mesmo autor relata que a eutrofização artificial quebra a estabilidade do ecossistema (homeostasia) provocando profundas mudanças no metabolismo e podendo tornar um corpo d'água inaproveitável para o abastecimento, geração de energia e área de lazer. Durante este processo, observa-se um aumento da concentração de quase todos os elementos químicos essenciais à produtividade primária, sendo o fosfato o nutriente mais importante.

Os nutrientes nitrato, nitrogênio amoniacal e fósforo total foram escolhidos para serem avaliados, pois compõem os efluentes de esgotos cloacais e industriais não tratados e da lixiviação de áreas agriculturáveis lançados na região de estudo.

a) Nitrato

O nitrogênio assume grande importância nos ambientes aquáticos por ser um dos nutrientes essenciais para o desenvolvimento de biomassa. Por isso o nitrogênio é considerado como um dos nutrientes chave no processo de eutrofização de lagos

e rios (BARTRAM & BALLANCE, 1996).

O íon nitrato (NO_3^-) é a forma comum do nitrogênio combinado encontrado em águas naturais, sendo o produto final da oxidação bioquímica da amônia. Ele pode ser bioquimicamente reduzido a nitrito (NO_2^-) por processos de desnitrificação, geralmente em condições anaeróbias. O íon nitrito é rapidamente oxidado a nitrato. Fontes naturais de nitrato incluem rochas ígneas, drenagem da terra e de restos de plantas e animais (CHAPMAN, 1992).

Águas superficiais contendo altas concentrações de nitratos e nitritos não podem ser consideradas seguras devido a lançamentos recentes de contaminantes. Por outro lado, amostra sem nitrogênio orgânico, sem nitrogênio amoniacal e com algum nitrato pode ser considerada relativamente segura pelo fato de que a nitrificação já ocorreu e a poluição não é recente (PAIVA & PAIVA, 2001).

O nitrato foi encontrado (Figura 14) em todas as amostras coletadas acima do limite de detecção do método analítico (0,01 mg/L) com exceção do local de coleta 5 (<0,01 mg/L). O nitrato foi detectado acima do valor de referência da Classe 2 e 4 da Resolução nº 357/05 do CONAMA (10,0 mg/L) para o local de coleta 4, na campanha amostral do inverno/05 (10,2 mg/L). O local de coleta 2 (7,6 e 8,3 mg/L, inverno /05 e verão/06, respectivamente) chama a atenção, porque mesmo não tendo ultrapassado o valor estabelecido pela norma, que é absurdamente permissivo, apresenta uma quantidade de nitrato muito próxima do limite referenciado. Segundo os autores BRAILE & CAVALCANTI (1993) e CHAPMAN (1992), águas residuárias domésticas e industriais podem elevar as concentrações naturais de nitrato na água, localizando-se quase sempre abaixo de 1 mg/L. Concentrações próximas de 5 mg/L indicam poluição excessiva, por matéria orgânica, ou ainda, aplicação excessiva de fertilizantes que são parcialmente carregados pelas águas de infiltração do solo.

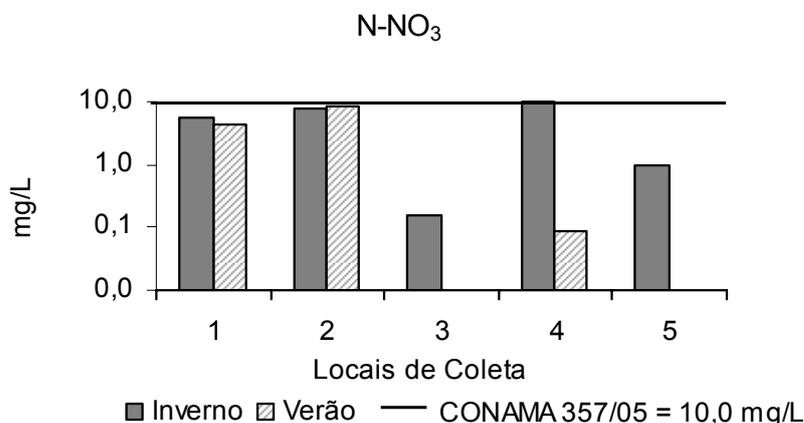


Figura 14: Concentração de N-NO_3 na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência, condição de qualidade Classe 2.

b) Nitrogênio Amoniacal

Segundo CHAPMAN (1992), a amônia ocorre naturalmente em corpos d'água vindo da quebra de matéria orgânica nitrogenada orgânica e inorgânica no solo e na água, excreção pela biota, redução do gás nitrogênio pelos microorganismos e pela

troca de gás com a atmosfera. É também descartada nos corpos d'água por alguns processos industriais, e também é um componente dos efluentes municipais. Conforme o pH altas concentrações de amônia são tóxicas à vida aquática.

A amônia é um útil indicador de poluição urbana. Altas concentrações podem indicar poluição orgânica de esgotos domésticos, efluentes industriais ou escoamento superficial com fertilizantes. Variações sazonais também ocorrem, como resultado da morte e decaimento de organismos aquáticos, particularmente fitoplâncton e bactérias em águas ricas em nutrientes (CHAPMAN, 1992).

O nitrogênio amoniacal (Figura 15) foi detectado em todas as amostras coletadas estando acima do valor limite de detecção (0,01 mg/L) com exceção do local de coleta 5 (<0,01 mg/L), no inverno/05. Quanto aos valores de referência da Classe 2 da Resolução nº 357/05 do CONAMA (3,7 mg/L para um pH ≤ 7,5 e 2,0 mg/L para 7,5 < pH ≤ 8,0), observa-se que o local de coleta 4 apresentou valores acima dos referidos pela Resolução, 70,2 mg/L num pH = 7,36 no inverno/05 e 8,47 mg/L num pH = 7,81 no verão/06, assim como, o local de coleta 1 com 5,9 mg/L num pH = 7,67 no inverno/05 e 12,54 mg/L num pH = 7 no verão/06 e o local de coleta 2, que registrou valor próximo do citado na referência, 3,2 mg/L num pH = 7,2 no inverno/05 e valor mais elevado 7,1 mg/L num pH = 6,72 no verão/06.

Em comparação as concentrações limites estabelecidas na Classe 4 da Resolução nº 357/05 do CONAMA (13,3 mg/L para um pH ≤ 7,5 e 5,6 mg/L para 7,5 < pH ≤ 8,0), os locais de coleta 4 (inverno/05 e verão/06) e 1 (inverno/05 e quase se equipareceu no verão/06), também apresentaram os valores acima dos citados pela referência.

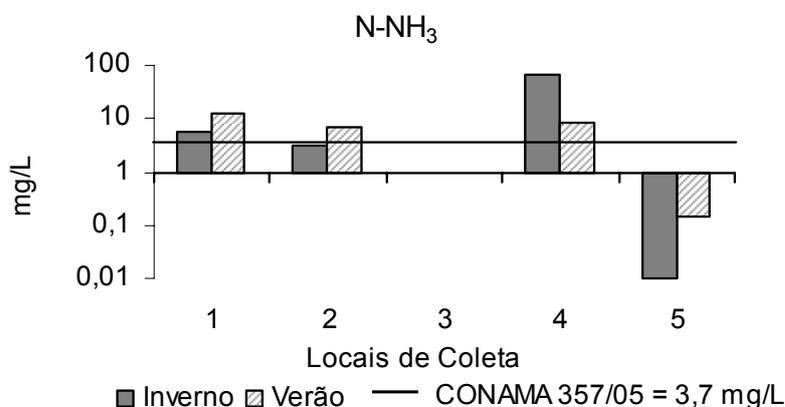


Figura 15: Concentração de N-NH₃ na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência, condição de qualidade Classe 2.

c) Fósforo Total

O fósforo é um nutriente essencial para organismos vivos e existe nos corpos d'água nas formas dissolvida e particulada. É geralmente o nutriente limitante para o crescimento algal e controla a produtividade primária de um corpo d'água. Nas águas naturais e residuárias a maior parte do fósforo ocorre como ortofosfatos e polifosfatos dissolvidos, bem como fosfatos organicamente ligados. Mudanças entre essas formas ocorrem continuamente, e o equilíbrio entre as diferentes formas

depende do pH (CHAPMAN, 1992).

Em águas naturais a disponibilidade de fosfato é geralmente o fator limitante (PAIVA & PAIVA, 2001). O fósforo, analogamente ao nitrogênio, é um nutriente muito importante para o crescimento e reprodução dos microrganismos que promovem a estabilização da matéria orgânica presente nos esgotos sanitários e despejos industriais biodegradáveis (BRAILE & CAVALCANTI, 1993).

Fontes naturais de fósforo são principalmente o intemperismo de rochas fosfóricas e a decomposição de matéria orgânica. Efluentes domésticos (particularmente aqueles que contêm detergentes), efluentes industriais e escoamento com fertilizantes contribuem para elevados níveis de fósforo nas águas superficiais. O fósforo associado com constituintes orgânicos e minerais dos sedimentos nos corpos d'água pode ser mobilizado pelas bactérias e liberado na coluna d'água. O fósforo raramente é encontrado em grandes concentrações nas águas naturais, pois ele é assimilado pelas plantas. Como resultado podem existir consideráveis variações sazonais na concentração de fósforo. Na maioria das águas naturais o fósforo varia de 0,005 a 0,020 mg/L (CHAPMAN, 1992).

O conteúdo de fósforo total (Figura 16) foi detectado em níveis mais elevados em comparação referido pela Classe 2 (0,10 mg/L) e Classe 4 (0,15 mg/L), de valores restritivos, da Resolução nº 357/05 do CONAMA, para ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários, em quase todas as amostras coletadas, somente as do local 5, mostraram valores que não ultrapassam o limite de detecção do método analítico (0,01mg/L) nas duas campanhas amostrais.

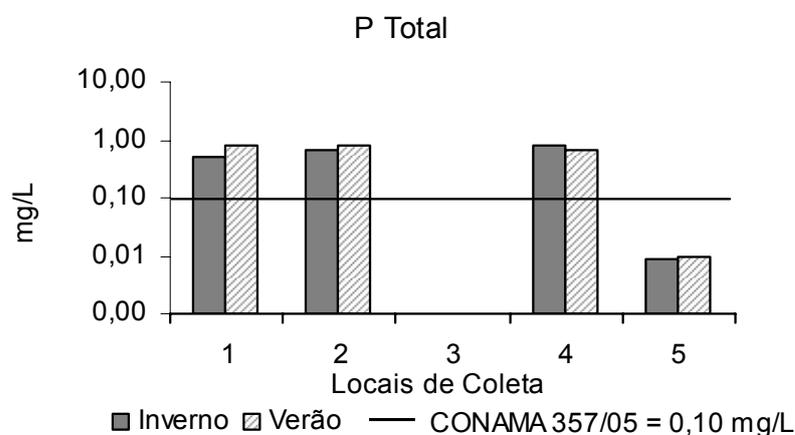


Figura 16: Concentração de P total na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência, para ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários, condição de qualidade Classe 2.

6.1.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio

BRANCO (1986) conceitua Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de uma água como a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável.

Segundo CHAPMAN (1992), procedimentos laboratoriais padronizados são usados para determinar a DBO pela medida da quantidade de oxigênio consumido

após incubação da amostra no escuro a uma temperatura específica, usualmente a 20°C, por um período de tempo específico, freqüentemente usado e referido como DBO_{5,20}. O consumo de oxigênio é determinado a partir da diferença entre as concentrações de oxigênio dissolvido na amostra antes e depois do período de incubação. Se a concentração de material orgânico nas amostras for muito alta, essas podem requerer diluição com água destilada antes da incubação, para que o oxigênio não seja totalmente reduzido.

O método de incubação com diluição aplica-se a águas superficiais poluídas, efluentes e águas residuais que têm microorganismos próprios, mas não oxigênio suficiente para que, após cinco dias de incubação, ainda haja oxigênio dissolvido na amostra.

Admite-se que nestas condições 80 % da matéria orgânica carbonatada já estejam mineralizadas e começando a nitrificação. Uma oxidação total, em geral, leva cerca de 20 dias (ABNT, 1992).

A Figura 17 mostra a DBO₅ das amostras de água coletadas nas duas campanhas amostrais. Com exceção do valor apresentado pelo local de coleta 5 (0,8 mg/L) no período de inverno/05, os outros valores foram maiores em comparação ao referenciado pela Classe 2 da Resolução nº 357/05 do CONAMA (5,0 mg/L), principalmente no período de verão/06. E se comparado ao valor referenciado pela Classe 4 (10,0 mg/L), todos os valores correspondentes a coleta verão/06 também apresentaram-se maiores. Tal fato pode ser explicado pelo aumento de temperatura característico desta estação, o que ocasiona uma diminuição do oxigênio dissolvido na água e também, pela possível redução do volume de chuvas, acumulando maior porcentagem de matéria orgânica no meio.

Esta é uma variável utilizada para o controle da carga poluidora dos efluentes. Para esse fim, pode-se utilizar também a medição dos metais pesados, sólidos em suspensão e outros agentes tóxicos. Porém, existe uma grande variedade de substâncias químicas de composição indefinida nos efluentes (CETESB, 1994) e foi para superar essas limitações e complementar as informações obtidas com os métodos físicos e químicos que foram desenvolvidos os ensaios de toxicidade que utilizam organismos vivos como indicadores de efeitos tóxicos (DIAMOND & DALEY, 2000; MA *et al.*, 2002a; AIT-AISSA *et al.*, 2003).

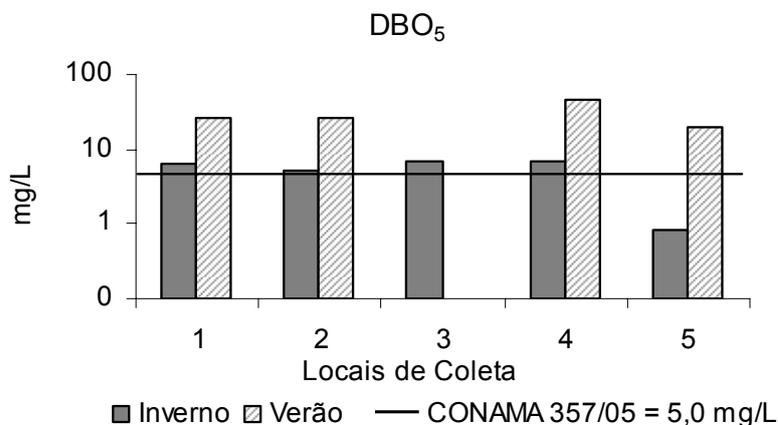


Figura 17: Concentração da DBO₅ na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência, condição de qualidade Classe 2.

6.1.4 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) é um indicador muito utilizado no controle da poluição da água e um dos mais importantes gases dissolvidos para caracterização e dinâmica de um ecossistema aquático, sua concentração varia em função da temperatura, altitude e aeração da água (APHA, 2005).

As principais fontes de oxigênio para a água são: a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas são: o consumo pela decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de organismos e oxidação de íons metálicos como, por exemplo, o ferro e o manganês (ESTEVES, 1998).

CHAPMAN (1992) considera que a determinação da concentração de OD é fundamental para o controle da qualidade da água, já que o oxigênio geralmente está envolvido ou influencia todos os processos químicos e biológicos em um corpo d'água. A medida de OD pode ser utilizada para medir o grau de poluição por matéria orgânica, a destruição de substâncias orgânicas ou o nível de autopurificação da água. Para águas não poluídas, o valor de oxigênio dissolvido é geralmente um valor um pouco inferior a 10 mg/L.

As amostras de água coletadas na estação inverno/05 continham maior quantidade de oxigênio dissolvido, conforme Figura 18. Se observa que com exceção das amostras do local 1 (2,0 mg/L) e 2 (2,8 mg/L), coletadas no verão/06, todas as outras apresentaram valores maiores em comparação ao referenciado pela Classe 2 da Resolução nº 357/05 do CONAMA (≥ 5 mg/L) e não inferiores ao da Classe 4 (2,0 mg/L). O comportamento verificado na amostra coletada no local 1, provavelmente tenha ocorrido por lançamento significativo de efluentes domésticos e industriais, causando depleção de oxigênio pela decomposição de uma acentuada quantidade de matéria orgânica.

De forma generalizada, os locais de coleta apresentaram uma boa quantidade de oxigênio dissolvido, que pode ser explicada pela influência da topografia da região. O relevo acidentado ocasiona maior movimentação das águas, proporcionando uma melhor dissolução do oxigênio no meio.

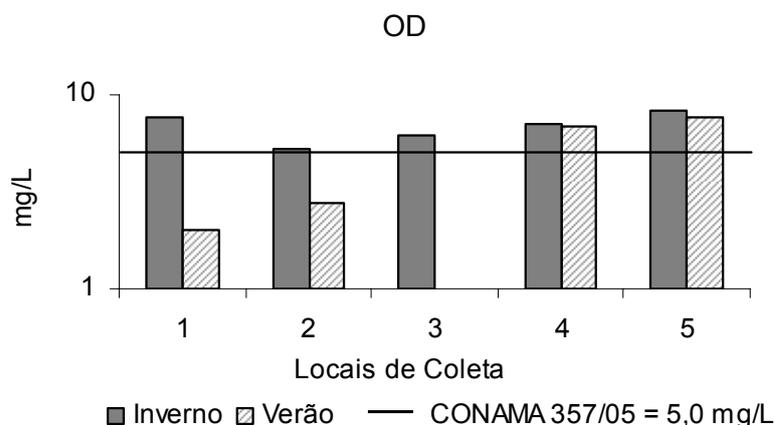


Figura18: Concentração de OD na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. A linha horizontal representa o limite baseado na respectiva referência (concentração mínima de OD), condição de qualidade Classe 2.

6.1.5 Potencial Hidrogeniônico

O potencial hidrogeniônico (pH) é a medida do balanço de ácidos e bases de uma solução e é definido como o logaritmo negativo na base dez do íon hidrogênio. A escala de pH varia de 0 a 14, onde $\text{pH} < 7$ indica águas ácidas, $\text{pH} > 7$ indica águas básicas e $\text{pH} = 7$ indica águas neutras. Águas com pH baixo são corrosivas e agressivas, enquanto que o pH alto possibilita a formação de incrustações. Já nos corpos d'água pHs elevados podem estar associados à proliferação de algas. BRANCO (1986), comenta que variações muito grandes no pH do meio podem afetar a fauna e a flora de uma massa d'água. Os peixes podem agüentar variações de pH entre os valores 5 e 9.

SPERLING (1995), refere que valores de pH afastados da neutralidade, pH 7, podem afetar a vida aquática.

Este parâmetro é importante no controle da precipitação, mobilidade e biodisponibilidade dos íons metálicos, quando em pH básico a maioria destes íons precipita na forma de hidróxido ou sais básicos (ESTEVES, 1998).

LAYBAUER (1995) acrescenta que em pH básico são freqüentes as formas particulada e coloidal dos metais, o que favorece a decantação destes, para o compartimento sedimentar, onde podem ficar retidos e pouco biodisponíveis. Já em pH ácido, predominam as formas iônicas do metal, na fase dissolvida.

CHEUNG *et al.* (1993), reportam que o pH afeta indiretamente a toxicidade das amostras, podendo controlar a forma com que muitas substâncias se apresentam, como a amônia e metais.

Entretanto, os valores de pH encontrados para as amostras de água, Figura 19, estão na faixa considerada normal para águas doces, de Classes 1 a 4, de acordo com a Resolução nº 357/05 do CONAMA (pH: 6,0 a 9,0).

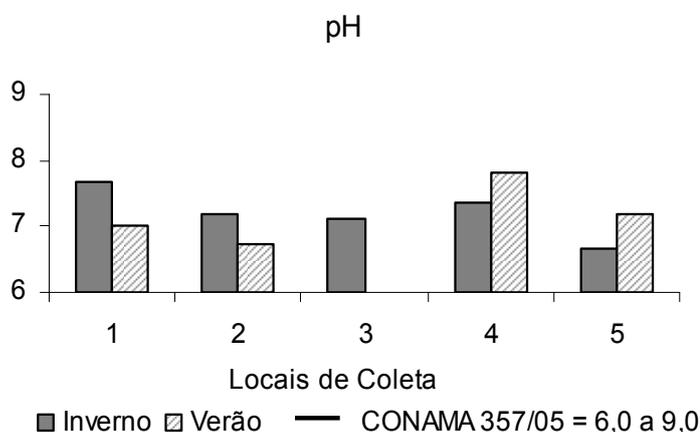


Figura 19: Resultados do pH na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06. O limite está baseado na respectiva referência.

6.1.6 Temperatura

A temperatura da água é uma das mais importantes características que determina, em uma quantidade considerável, as tendências de mudanças na sua qualidade. Conforme CHAPMAN (1992) os corpos d'água sofrem variações de

temperatura com as variações climáticas. Essas variações podem ser sazonais, e em alguns corpos d'água essa variação pode ser diária. A temperatura é influenciada pela latitude, altitude, estação, hora do dia, circulação de ar, vazão e profundidade.

Um aumento na temperatura da água pode afetar processos físicos, químicos e biológicos, como por exemplo, assimilação de metais pelo organismo, aumento da decomposição de matéria orgânica por microrganismos e diminuição da quantidade de oxigênio dissolvido (ESTEVES, 1998).

Segundo BRANCO (1986), os seres habitantes de uma massa d'água podem ser diversamente afetados pelo que se poderia chamar de poluição térmica, causada pelo lançamento, num manancial, de despejos muito aquecidos. Os efeitos podem ser diretos, pela coagulação das proteínas que constituem a matéria viva, ou indiretos, seja através de um aumento da capacidade tóxica de certas substâncias que se encontram dissolvidas na água, como a rotenona, etc., ou por propiciar a proliferação de organismos concorrentes (parasitas), seja pela diminuição que a temperatura provoca na capacidade da água dissolver e reter oxigênio, ao mesmo tempo em que aumenta a atividade fisiológica dos organismos aquáticos, condicionando asfixia nos mesmos. Os peixes são muito sensíveis a variações bruscas de temperatura.

A variação de temperatura na camada superficial da água seguiu, evidentemente, o mesmo padrão da variação sazonal, aumentando na estação mais quente, verão/06 e diminuindo na estação mais fria, inverno/05, conforme Figura 20, com exceção do local 5, devido a uma grande variação climática no dia da coleta.

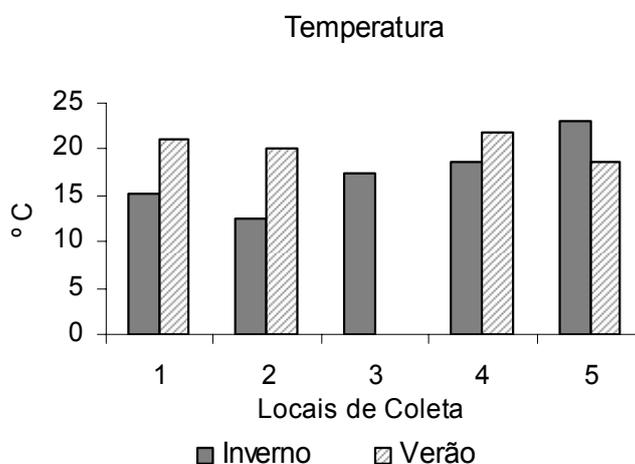


Figura 20: Resultados da temperatura na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06.

6.1.7 Condutividade

A condutividade é a medida da capacidade da água de conduzir uma corrente elétrica. Ela é sensível a variações nos sólidos dissolvidos, a maioria sais minerais. O grau em que esses sais se dissociam em íons, a quantidade de carga elétrica em cada íon, a mobilidade do íon e a temperatura da solução possuem influência sobre a condutividade. Ela é expressa como microsiemens por centímetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$), e nas águas naturais seu valor varia entre 10 e 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Em águas poluídas,

especialmente que recebem o escoamento de áreas rurais, o valor da condutividade pode vir a exceder os 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (CHAPMAN, 1992).

A condutividade é um grande indicador da quantidade total de substâncias dissolvidas nas águas. Neste caso a medição da condutividade elétrica pode ser utilizada para estabelecer uma zona poluída, como nas proximidades do descarte de um efluente, como também a zona de influência desse descarte, as condições de mistura, a descoberta de ação de jato da corrente, etc. (IHD-WHO, 1978).

A condutividade da água se mostrou mais elevada na estação verão/06, conforme Figura 21. No local de coleta 5, pode se verificar a menor condutividade, estando abaixo de 14 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no inverno/05 e abaixo de 24 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no verão/06. O que indica ser o local menos contaminado dos amostrados e mais próximo de sua situação natural. Pode-se afirmar que, a condutividade é um indicador sensível para uma mesma bacia hidrográfica.

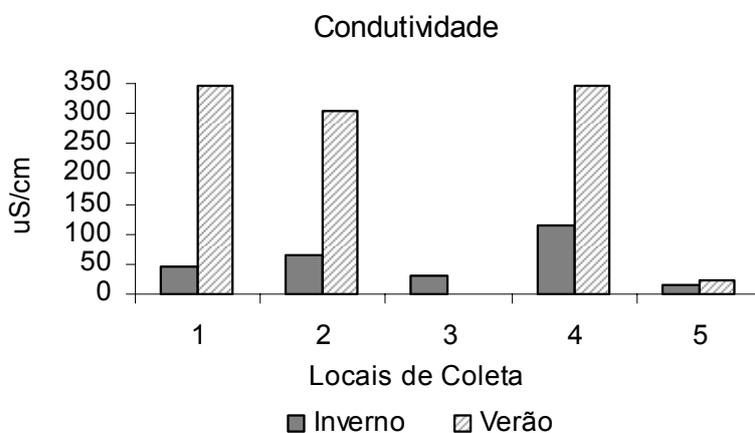


Figura 21: Resultados da condutividade na água superficial dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05 e verão/06.

A avaliação física e química da água superficial revela a situação da Bacia Hidrográfica do Arroio Tega quanto à contaminação dos seus afluentes através dos locais estudados. Dessa forma, evidencia-se o comprometimento da qualidade da água pela contaminação ambiental e o potencial para causar efeitos tóxicos adversos numa escala decrescente de intensidade: local 4, local 2, local 1, local 3 e local 5, conforme a análise estatística por ranks apresentados pela Tabela 15, item 6.4.3. O estudo de REIS (2002), do índice de qualidade da água, também aponta que a maioria dos locais amostrados da BH do Arroio Tega satisfaz somente as condições de qualidade Classe 4. Nesse caso, essa discriminação poderá ser utilizada como ferramenta auxiliar na indicação daquelas áreas que devem ser priorizadas ou mais profundamente avaliadas.

E embora em alguns casos a qualidade física e química do efluente não viole os limites de descarga, este pode ser tóxico SPONZA (2003).

6.2 Avaliação dos Parâmetros Químicos e Físicos do Sedimento

O sedimento reflete a qualidade corrente do sistema aquático e pode ser usado para detectar a presença de contaminantes que não permaneçam solúveis

após seu lançamento em águas superficiais (CORBI *et al.*, 2006). Além disso, de acordo com MARGALEF (1998), o sedimento pode ser considerado como o compartimento resultante da integração de todos os processos que ocorrem em um ecossistema aquático.

Os sedimentos, além de fornecerem habitat, alimentação e áreas de criação para muitos organismos aquáticos (GUCHTE & LEEUWEN, 1988), têm fundamental importância no estudo da evolução histórica de ecossistemas aquáticos e dos ecossistemas terrestres adjacentes (ESTEVES, 1998). De acordo com este autor, também são importantes para a avaliação da intensidade e formas de impacto a que os ecossistemas estão ou estiveram submetidos.

Em ecossistemas aquáticos, o sedimento de fundo representa o principal compartimento de acumulação, reprocessamento e transferência dos elementos metálicos, funcionando como depósito e fonte dos mesmos. Reflete a qualidade em torno de poluição pelos metais e possibilita a avaliação da intensidade de um impacto ambiental (FÖRSTNER & WITTMANN, 1981). Esses elementos, potencialmente disponíveis para a biota, podem ser liberados pela atividade microbiana e mudanças nos vários fatores físico-químicos que afetam o meio, incluindo pH, salinidade e condições de óxido-redução (MOREIRA & BOAVENTURA, 2003), alterando a qualidade da água, levando à bioacumulação e transferência na cadeia trófica (HOROWITZ, 1991). Desta forma, a contaminação de sedimentos representa um grande problema de poluição ambiental em todo o mundo (LIMA *et al.*, 2001) e, por esse motivo, são muito utilizados como material de amostragem, tanto em pesquisa de prospecção mineral como em estudos ambientais (ROBAINA *et al.*, 2002), registrando em caráter mais permanente os efeitos da contaminação (BEVILACQUA, 1996).

O material inorgânico e orgânico nos sedimentos de rios e lagos pode ser um importante meio de avaliação da poluição já que estão predispostos a rápidas trocas da composição com a coluna de água (LEMES, 2001).

Os parâmetros físicos e químicos do sedimento superficial da Bacia Hidrográfica do Arroio Tega, compreendem os metais totais, a matéria orgânica e a granulometria e se referem as amostras coletadas no 2º semestre/05.

6.2.1 Metais Totais

SOARES *et al.* (2004) indica que um dos meios para se avaliar o grau de impacto por *input* antropogênico ou natural em uma área é a determinação da concentração de elementos químicos, principalmente metais pesados, nos sedimentos.

Os metais são oriundos de fontes naturais e/ou antrópicas como intemperismo de rochas, deposição atmosférica, lançamento de efluentes urbanos, agrícolas, industriais, mineração, além da lixiviação de resíduos contaminados, possuem baixa degradabilidade, alto poder de bioacumulação e potenciais tóxicos (FÖRSTNER & WITTMANN, 1981).

Segundo GAMBRELL (1976) *apud* MALM (1986), em relação à disponibilidade para o meio, os metais no sistema água – particulado em suspensão – sedimento de fundo, podem ser classificados de um modo geral em três grupos:

- Disponíveis: metais dissolvidos nas águas superficiais e intersticiais e os facilmente trocáveis (troca catiônica), adsorvidos à fase sólida, mineral ou orgânica;

- Potencialmente disponíveis: metais complexados com a matéria orgânica, na forma de sulfetos insolúveis, carbonatos, hidróxidos insolúveis e co-precipitados com óxidos de ferro e manganês;

- Não disponíveis: metais ligados à estrutura cristalina de minerais primários e secundários. Estes últimos podem tornar-se disponíveis para o meio somente após longos períodos por ação de intemperismo (LEINZ & AMARAL, 1978 *apud* MALM, 1986).

Os metais são retidos no compartimento sedimentar por processos de adsorção (sorção física), troca catiônica (sorção química), precipitação, complexação, floculação ou são incorporados em posições inertes do sedimento (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

Estes podem estar dissolvidos, sendo então prontamente incorporados aos organismos que em contato direto ou indireto com os recursos hídricos, ou ainda, adsorvidos em compartimentos abióticos (RAND & PETROCELLI, 1985).

Após a incorporação biológica, os elementos-traço podem retornar à forma dissolvida, através da excreção e decomposição microbiana de detritos orgânicos, completando o ciclo destes elementos (AMAZARRAY, 1992).

A descarga de metais em ambientes aquáticos (provenientes da atividade antrópica somam-se àqueles de origem natural) resulta em respostas físicas, químicas e biológicas, ocasionando mudanças nos processos enzimáticos e acumulação nos tecidos, provocando profundas alterações no metabolismo e até causando a morte do organismo (ESTEVES, 1998). Mudanças ocorrem também na densidade, diversidade, estrutura da comunidade e composição das espécies de populações (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984). Através da cadeia alimentar, os elementos-traço são distribuídos pela biota do ambiente aquático, podendo atingir as populações humanas, que potencialmente, são as mais prejudicadas, devido à concentração na rede trófica (ESTEVES, 1998).

Assim sendo, a determinação de metais traço em sedimentos nos permite detectar o acréscimo de contaminação que a água está sujeita, bem como aos organismos bentônicos (LIMA *et al.*, 2001). Não esquecendo, porém, que para tal, além das análises químicas de sedimentos, deve-se levar em conta a origem e composição química da rocha fonte, evitando uma superestimação da contribuição antropogênica de um metal em particular (WHITEHEAD *et al.*, 1986).

As concentrações (mg/kg) dos metais totais Cu, Cr, Ni e Zn analisados no sedimento dos locais de coleta da Bacia Hidrográfica do Arroio Tega encontram-se na Tabela 5 e são comparados com as concentrações obtidas com os níveis indicados pelas referências específicas para sedimentos.

Tabela 5 - Comparação dos valores de metais totais (mg/Kg) obtidos no sedimento do Arroio Tega com os dados (concentração média) da literatura.

LOCAIS	Cu	Cr	Ni	Zn
Arroio Tega – Local 1 (a)	89,4	*	111	626
Arroio Tega – Local 2 (a)	164	405	353	412
Arroio Tega – Local 3 (a)	977	5,65	25,6	339
Arroio Tega – Local 5 – Controle (a)	61,5	*	26	73,2
Rio Caí – Média (b)	102	117	50,2	136
Nível Basal – Sedimento do Rio Caí (c)	69	61	117,5	#
Crosta Terrestre – Média (d)	50	100	80	75
Folhelho Médio (e)	39	90	68	120
Basalto (e)	90	90	150	100
Basalto (f)	87	170	130	105
Rocha Ígnea Máfica – Média (d)	90	200	150	100
Média Mundial dos Sedimentos (e)	33	90	52	95
Solos Brasileiros (g)	65±7,4	#	18±12	39±24
Baixa Probabilidade de Efeito – Nível 1 (h)	35,7	37,3	18	123
Provável Efeito Adverso à Biota – Nível 2 (h)	197	90	35,9	315
Nível de Baixo Efeito – LEL (i)	16	26	16	120
Nível de Severo Efeito – SEL (i)	110	110	75	820
Sedimentos Fortemente Poluídos (j)	> 50	> 75	> 50	> 200
Sedimentos Moderadamente Poluídos (j)	25 a 50	25 a 75	20 a 50	90 a 200
Sedimentos Não Poluídos (j)	< 25	< 25	< 20	< 90

* Não Detectado (c) TRAVASSOS (1994) (f) DREVER (1982)
 # Ausência do Dado (d) ALLOWAY (1990) (g) CAMPOS *et al.* (2003)
 (a) Este Estudo (e) BOWEN (1979) (h) CONAMA (2004)
 (b) RODRIGUES (1997) (i) MACDONALD *et al.* (2000b) *apud* BURTON (2002)
 (j) Classificação EPA para disposição de sedimentos dragados (THOMAS, 1987)

a) Cobre total

O cobre é um dos metais pesados que ocorre em todas as rochas da crosta terrestre, com uma concentração variando de 3 a 15 mg/Kg (arenitos, areias e calcários) e de 100 a 200 mg/Kg (eruptivas básicas), conforme citado em AUBERT & PINTA (1977).

A concentração de cobre total (limite de quantificação = 0,6 mg/kg), para os locais de coleta 1, 2 e 3 variou de 89,4 a 977 mg/Kg. A comparação destes valores com o encontrado para o sedimento do local controle (61,5 mg/Kg), demonstra um enriquecimento do metal, porém com uma diminuição em direção à foz do Arroio Tega. Tal redução estaria associada à menor quantidade de silte no local 2 e ausência de silte e argila no local 1, pois segundo ADRIANO (1986) e MOORE (1990), minerais de argila, óxidos de Fe, Al e Mn, materiais carbonatados e matéria orgânica fixam fortemente o cobre, sendo por isso, considerado o mais imóvel dos metais pesados e sua concentração em sedimentos ser geralmente elevada.

As concentrações do metal são superiores ao nível basal de 69 mg/Kg para o Rio Caí, ao teor médio para rochas basálticas de 87-90 mg/Kg, ao encontrado em

solos brasileiros ($65 \pm 7,4$ mg/Kg) com exceção para o local controle (61,5 mg/Kg), ao valor obtido para a crosta terrestre de 50 mg/Kg. Os sedimentos dos locais 2 e 3 também apresentaram valores acima dos referenciados para o nível de efeito severo (SEL) de 110 mg/Kg. De acordo com a classificação da EPA, estes sedimentos estariam fortemente poluídos por cobre.

Os alteritos das rochas basalto-riolíticas que formam a região do Planalto, percorrida pelo Arroio Tega e tributários, constituem uma fonte considerável de cobre (BAISCH, 1994). Então, cabe a observação, de que a concentração do metal no sedimento do local controle deve estar associada à litologia formadora dos solos da região e não com contribuição antrópica.

A contaminação por cobre é resultante da utilização de materiais que contêm este elemento, tais como fertilizantes, resíduos municipais e industriais e por emissões atmosféricas (MELO *et al.*, 2005).

O cobre é essencial para todos os organismos, sendo co-fator em enzimas redox e no transporte de O_2 . A toxicidade relativa para plantas varia de moderada a alta (20-100 mg/Kg), moderada para mamíferos e a classificação de risco à saúde humana situa-se de 129-141 mg/Kg, de acordo com o trabalho de GUILHERME *et al.* (2005).

b) Cromo total

O cromo é encontrado em todas as rochas da crosta terrestre, daí estar difundido no solo, na água e nos materiais biológicos. Nas rochas eruptivas ácidas (granito), a concentração de Cr é de 20-40 mg/Kg, atingindo valores de 2000 a 3000 mg/Kg em rochas ultrabásicas (diorito, peridotito) e rochas derivadas de seu metamorfismo (serpentina), como se pode observar em AUBERT & PINTA (1977).

O conteúdo de cromo total não foi detectado (limite de quantificação = 2 mg/kg) no sedimento dos locais 1 e controle. No local 3, a concentração de 5,65 mg/Kg é bastante inferior a todos os valores limites estipulados pela literatura e no local 2, o teor do metal (405 mg/kg) mostrou estar bem acima de todos os referidos nas normas. Assim, conforme a classificação da EPA, estes sedimentos não estariam poluídos por cromo, com exceção do local 2, que estaria fortemente poluído para este metal.

BAISCH (1994) refere que os alteritos das rochas basalto-riolíticas do Planalto são pobres em cromo. Na maioria dos solos ocorre em baixas concentrações, de 2 a 60 mg/kg. A concentração basal no sedimento varia de 9 a 86 mg/kg (MUDROCH *et al.*, 1988 *apud* MOORE, 1990). Então, o comportamento apresentado pelo local 2, indica LEMES (2001), pode ser atribuído à contribuição de possíveis despejos de curtumes, indústrias que utilizam processos de cromagem de metais, galvanoplastias, indústria de corantes, explosivos, cerâmica, vidro, papel e têxteis, cujos efluentes podem conter cromo, já que este local está situado na zona industrial.

GUILHERME *et al.* (2005) relata que o cromo parece estar envolvido no metabolismo de açúcares em mamíferos. A toxicidade relativa para plantas varia de moderada a alta (5-30 mg/Kg), moderada de Cr^{3+} e alta de Cr^{6+} para mamíferos e a classificação de risco à saúde humana para Cr^{3+} está entre 17 e 18 mg/Kg e para Cr^{6+} , 76 mg/Kg.

c) Níquel total

A maioria das rochas da crosta terrestre contém Ni na sua composição, cuja concentração nas eruptivas básicas (basalto, gabro) é mais elevada que nas eruptivas ácidas (granito), da ordem de 150 e 5-10 mg/Kg, respectivamente. Em rochas sedimentares o teor varia de 2 a 70 mg/Kg (MELO *et al.*, 2005).

A quantidade de níquel total (limite de quantificação = 2 mg/kg) encontrado no sedimento dos locais 1, 2 e 3, foi de 111, 353 e 25,6 mg/Kg, respectivamente. A comparação destes valores com o apresentado pelo local controle (26 mg/Kg) demonstra um enriquecimento do metal ao longo da área de estudo.

No sedimento dos locais 1 e 2, as concentrações são superiores às obtidas para o Rio Caí de 50,2 mg/Kg, ao encontrado em solos brasileiros (18±12 mg/Kg) e ao valor obtido para a crosta terrestre de 80 mg/Kg. Estes também apresentaram valores acima dos referenciados para provável efeito adverso à biota (35,9 mg/Kg) e nível de efeito severo (75 mg/Kg). De acordo com a classificação da EPA, estes sedimentos estariam fortemente poluídos por níquel. Enquanto que os sedimentos dos locais 3 e controle estariam moderadamente poluídos.

Com relação às rochas basálticas da Bacia do Paraná, CORDANI & VANDOROS (1967) citam concentrações de 36 até 76 ppm para níquel, enquanto BAISCH (1994) refere que os alteritos das rochas basalto-riolíticas do Planalto são pobres em níquel. Então, apesar de os níveis do metal para os locais 3 e controle serem considerados pela EPA como moderadamente poluídos, estes são naturalmente elevados com origem nas rochas basálticas (rocha-base) da região.

É um elemento utilizado na fabricação de várias ligas, moedas, magnetos, baterias de acumulação, etc. Maiores concentrações provêm de efluentes de fábricas de tintas e de processos de galvanoplastia (LEMES, 2001). A aplicação de resíduos e de certos fertilizantes fosfatados também pode ser uma fonte importante de Ni (MELO *et al.*, 2005).

Segundo GUILHERME *et al.* (2005), o metal não apresenta nenhuma função biológica conhecida em mamíferos, parece ser essencial para plantas. A toxicidade relativa para plantas varia de moderada a alta (10-100 mg/Kg) e a classificação de risco à saúde humana de 51a a 53 mg/Kg.

d) Zinco total

A maioria das rochas da crosta terrestre contém Zn em concentrações variáveis: eruptivas básicas (basalto, gabro) de 70 a 130 mg/Kg; eruptivas ácidas (granito, riolito) de 50 a 60 mg/Kg; metamórficas (xistos) e algumas sedimentares (argilitos) em torno de 80 mg/Kg; arenitos em torno de 16 e calcários, aproximadamente 20 mg/Kg (MALAVOLTA, 1994).

O teor de zinco total quantificado (limite de quantificação = 0,5 mg/kg), para o sedimento dos locais 1, 2 e 3 foi de 626, 412 e 339 mg/Kg, respectivamente. A comparação destes valores com o encontrado para o local controle (73,2 mg/Kg), demonstra um crescente incremento do metal no substrato sedimentar em direção à foz do Arroio Tega.

As concentrações do metal para os locais 1, 2 e 3 são superiores às apresentadas para o Rio Caí (136 mg/Kg), ao teor médio para rochas basálticas (100-105 mg/Kg) e ao valor obtido para a crosta terrestre (75 mg/Kg). Estes também

apresentaram valores acima dos referenciados para provável efeito adverso à biota (315 mg/Kg). De acordo com a classificação da EPA, estes sedimentos estariam fortemente poluídos por zinco. Enquanto que o sedimento do local controle não estaria poluído.

BAISCH (1994) destaca que os alteritos das rochas basalto-riolíticas do Planalto são uma fonte de zinco para os rios da região, porém em menor grau do que o cobre.

As principais fontes antropogênicas para o solo são as atividades de mineração, o uso agrícola de lodo de esgoto, de resíduos e subprodutos de processos industriais e o uso de agroquímicos como fertilizantes (MELO *et al.*, 2001b). RODRIGUES (1997) acrescenta as indústrias metalúrgicas e as galvanoplastias.

O zinco é essencial para todos os organismos, sendo co-fator em muitas enzimas como a anidrase carbônica; a atividade da insulina depende da sua presença. A toxicidade relativa para plantas varia de baixa a moderada (100-400 mg/Kg), baixa a moderada para mamíferos e a classificação de risco à saúde humana é de 73 mg/Kg (GUILHERME *et al.*, 2005).

6.2.2 Matéria Orgânica

CHAO (1983) *apud* LICHT (1998) relata que a matéria orgânica (MO) no solo e sedimentos é constituída por um complexo grupo de componentes de origem biológica. Pode conter complexos organometálicos e quelatos, formados por retenção de íons metálicos ou solubilização de compostos metálicos.

A matéria orgânica é um suporte geoquímico importante das frações disponíveis de metais no sedimento (fração trocável e extraível) (LAYBAUER, 1995). De acordo com TESSIER *et al.* (1979), sob condições oxidantes, a matéria orgânica presente nos sedimentos pode ser degradada, levando à liberação de traços metálicos solúveis. LICHT (1998) afirma que elementos de transição com orbitais eletrônicos internos incompletos, como o Fe, Cu, Cr, Al e outros do centro da tabela periódica, tendem a ser menos solúveis e mais fortemente adsorvidos que os íons de não-transição, de carga e raio iônico similares. Diferenças no estado de oxidação (valência) também resultam em mobilidades diferentes. LIVENS (1991) acrescenta que o controle da mobilidade e/ou retenção dos metais pesados na interface sedimento-água, pode estar relacionado aos diferentes teores de matéria orgânica e substâncias húmicas existentes no substrato sedimentar.

A MO desempenha um papel importante na adsorção de certos elementos, muito embora as opiniões sejam contraditórias entre diversos autores: alguns acreditam que a ligação seja feita simplesmente através de adsorção, enquanto que outros, acreditam que esse mecanismo não seja um controle importante para alguns elementos como Co, Ni, Cu e Zn. As camadas orgânicas no solo e sedimentos acumulam certos metais, atingindo uma capacidade de troca catiônica (CTC) dos húmus de 500 meq/100g, enquanto a das argilas raramente excede os 150 meq/100g, destacando desse modo, a influência da matéria orgânica (LICHT, 1998).

Os teores de matéria orgânica obtidos na amostra total homogeneizada de sedimento estão ilustrados na Figura 22. Observa-se que todos os locais de coleta apresentaram uma porcentagem de matéria orgânica superior a 10%, o que

caracteriza como orgânico o sedimento, ou seja, oriundo de fontes naturais como detritos orgânicos de contribuição animal e vegetal e principalmente, de fontes antropogênicas, como os efluentes domésticos. Isto vem confirmar o que ESTEVES (1998) destaca: quando os sedimentos apresentam valores de matéria orgânica acima de 10% são considerados orgânicos, e abaixo de 10% são considerados sedimentos inorgânicos ou minerais, locais com predominância de sílica, argila e compostos como cálcio, ferro, manganês e outros.

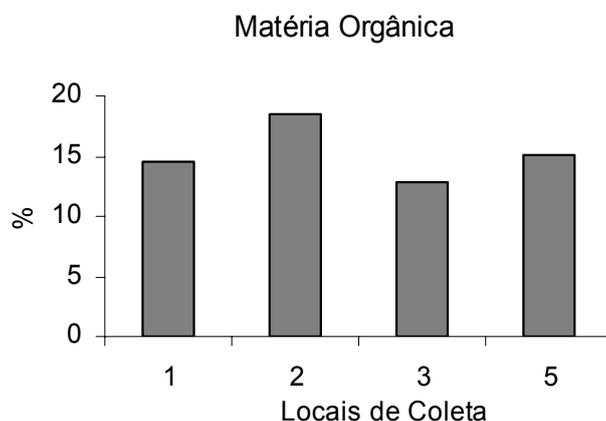


Figura 22: Concentração de matéria orgânica no sedimento dos locais de coleta da área de estudo, no período de inverno/05. O limite de detecção do método é de 0,01%.

6.2.3 Granulometria

Neste estudo foi selecionada a análise de matéria orgânica e metais na totalidade do sedimento, pois se entende que, por exemplo, a biota se relaciona e interage com o todo do ambiente e não apenas com uma fração granulométrica em específico, mesmo que muitos estudos priorizem a fração silte e argila (< 63 µm).

A análise granulométrica do sedimento foi baseada na classificação textural de Shepard, conforme ilustra a Tabela 6.

Tabela 6: Classificação granulométrica, por frequência simples e textural de Shepard (%), do sedimento dos locais de coleta da BH do Arroio Tega, no período de inverno/05.

COMPOSIÇÃO	L1	L2	L3	L5
Cascalho	8.6	2.9	0	0.4
Areia	91.4	61.6	40.2	20.7
Silte	0	24	48.1	48.2
Argila	0	11.5	11.7	30.7

No local 1, próximo da foz, segundo a classificação textural de Shepard, o sedimento foi considerado como “areia” ou arenoso, pois caracterizou-se pela presença de frações grosseiras: areia principalmente e cascalho. No local 2, curso médio do arroio, classificado quanto a textura como “areia com argila”, também arenoso, predominaram a areia e o silte, mas também apareceram a argila e o cascalho, respectivamente nesta ordem.

O local 3, tributário do arroio, classificado como “lama com areia” ou silto arenoso, foi caracterizado pela maior ocorrência de silte e areia, e logo após, argila.

No local 5, local controle e tributário do arroio, próximo de sua nascente, classificado como “lama” ou areno siltoso, ocorreu em maior quantidade o silte, seguido de argila, areia e cascalho.

De acordo com a análise dos dados, o Arroio Tega, Sub Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas, demonstrou condições adversas às descritas por SUGUIO & BIGARELLA (1979) e PRESS & SIEVER (1986). Pode-se observar um aumento progressivo na granulometria, de montante para jusante. Via de regra, os sedimentos mais grosseiros são encontrados no trecho superior do arroio, em ambientes de maior energia e mais próximos da rocha-mãe, enquanto que os sedimentos mais ricos em finos estão localizados nos ambientes de menor energia, nas proximidades da foz, onde o gradiente é mais suave e o vale mais largo, favorecendo a sedimentação.

A sedimentação de partículas é grandemente controlada pela força das correntes que as transportam. Quanto maior é a partícula, mais forte deve ser a corrente para transportá-la. Por exemplo, a presença de lama sugere águas calmas, que permitem a sedimentação de partículas mais finas, segundo PRESS & SIEVER (1986). O fato da BH do Arroio Tega apresentar um perfil diferenciado (partículas maiores próximo ao trecho final), sendo este arroio de 3ª ordem no máximo e de platô, possivelmente seja decorrente das características do ambiente, onde a energia do sistema se mantém elevada pela constante declividade, largura do arroio e períodos de chuva intensa. Também nos locais mais próximos da foz, o arroio se encontra canalizado, com trechos abertos e outros fechados, proporcionando tanto a entrada de material fino como grosseiro no sistema.

A avaliação dos parâmetros físicos e químicos do sedimento indica que esse compartimento do ecossistema aquático, na região abrangida pela BH do Arroio Tega, apresenta contaminação e potencial para causar efeitos tóxicos adversos através dos contaminantes analisados. Por meio da hierarquização dos locais de coleta em função da intensidade de comprometimento (estatística por ranks, Tabela 15, item 6.4.3): local 2, 1, 3 e 5, pode-se usar como subsídio na escolha das áreas que devem ser priorizadas ou mais profundamente avaliadas.

6.3. Avaliação dos Ensaios Ecotoxicológicos

A sensibilidade do Teste de Assimilação e Dissimilação foi testada em relação ao herbicida glifosato nos trabalhos de dissertação de mestrado de CHIOCHETTA (2004) e de conclusão de curso de FONTANELLA (2004). Já a base metodológica do teste de orientação A-D foi desenvolvida por KREBS (1985) na Alemanha, onde utilizou como critério de avaliação ecotoxicológica a qualidade da água de Classe 2. Entretanto, em águas mais poluídas, Classe 3 e 4, o teste D evidenciou problemas na interpretação dos resultados em função da interferência da alta DBO da água a ser testada, e no teste A, o teor de nutrientes influenciou na avaliação da toxicidade da água. Desta forma, estas deficiências limitam a aplicabilidade do Teste A-D em águas altamente poluídas com esgotos cloacais e industriais.

Então, na tentativa de eliminação das interferências para a adaptação do método, as amostras do compartimento água, da Bacia Hidrográfica do Arroio Tega, foram testadas in natura (amostra bruta) e com quatro pré-tratamentos distintos:

esterelização, aerado decantado, aerado homogeneizado e aerado filtrado. Este último, não foi aplicado a partir dos testes realizados com o local 3, pois se observou que o método estaria excluindo a participação do material particulado, onde poderiam estar adsorvidas substâncias e metais de potencial tóxico, não retratando a realidade da amostra.

Os resultados e a avaliação da manutenção das culturas do Teste A-D e dos ensaios com pré-tratamentos realizados com a água e o sedimento superficial, no período do 2º semestre/05 e 1º semestre/06, estão apresentados respectivamente a seguir.

6.3.1 Teste A-D: Manutenção das Culturas

A comunidade de algas (perifíticas e planctônicas) é de grande relevância na diversidade biológica dos ecossistemas aquáticos continentais, devido ao grande número de espécies e alta proporção na diversidade total destes sistemas (CARNEY, 1998). Além disso, são importantes funcionalmente, devido à produção primária, biomassa e seu papel na ciclagem biogeoquímica. Segundo ANDERSEN (1998), as algas chegam a contribuir com 40% da produção primária do planeta. As clorófitas de água doce compreendem ao redor de 520 gêneros com 7800 espécies no mundo, divididas em 4 classes e 14 ordens (BOURRELLY, 1990). O fitoplâncton pode servir de alimento para outros grupos de microorganismos. Existe evidência de que grandes proporções de matéria orgânica produzida pelas algas podem ser usadas pelo bacterioplâncton. Também protozoários e zooplâncton se utilizam do fitoplâncton como fonte de alimento (MOSS, 1998).

As bactérias desempenham um papel de fundamental importância no ambiente aquático. Através do processo de decomposição e mineralização da matéria orgânica, as bactérias suprem nutrientes aos produtores primários. Além disso, estudos realizados em ambientes pelágicos naturais revelam que as bactérias consomem uma fração significativa da produção fotossintética total (WILLIAMS, 1981; AZAM *et al.*, 1983). O processo de mineralização da matéria orgânica autóctone ou alóctone na massa de água resulta em biossíntese de proteína particulada, composta pela célula bacteriana que, por sua vez, constitui excelente alimento ao zooplâncton (ROCHA, 2000).

Assim, o Teste de Assimilação envolve culturas de algas de várias espécies de Clorófitas e o Teste de Dissimilação, bactérias aeróbias heterotróficas. Ambas apresentam uma rápida resposta fisiológica e a avaliação da manutenção das culturas encontra-se na seqüência:

a) Teste A – Cultura Mista de Clorófitas

O Teste de Assimilação utiliza culturas mistas de Clorófitas com predominância do gênero *Scenedesmus*, conforme mostraram as análises por microscopia, durante todo o período de manutenção da suspensão. A escolha pela utilização de culturas mistas se justifica pela facilidade de mantê-las em relação às culturas axênicas (maior probabilidade de infecção bacteriana e contaminação com outras espécies de algas) e pelo “endpoint” do teste, onde a taxa de produção primária não varia muito com a composição de diferentes espécies do mesmo gênero, de forma a poderem compensar eventuais modificações. LEWIS (1995) e MA *et al.* (2002b) afirmam que testes com espécies únicas de algas são de

aplicabilidade limitada na avaliação de efeitos de contaminantes ambientais em comunidades, visto que na natureza as comunidades de algas são compostas por um conjunto de espécies com diferentes sensibilidades.

As culturas permanente e pré-cultura foram observadas diariamente através de medidas de absorvância e pH, visando alcançarem uma PBO (Produção Bioquímica de Oxigênio) mínima necessária de 6,0 mg/L para a validação dos testes. Para tal propósito, as Clorofíceas devem atingir um crescimento exponencial anterior à realização do teste, que é em média, de três dias posteriores à incubação da pré – cultura (Figura 23), resultado apresentado pelos estudos de CHIOCHETTA (2004) e FONTANELLA (2004), através do acompanhamento das curvas de crescimento, redução da intensidade de aeração e testes com número de células para verificar o crescimento, demonstrando qual seria o melhor momento para a realização dos testes e confirmando assim, o estudo realizado por KREBS (1985). Esse padrão de crescimento já foi observado por outros autores e é recomendado por métodos oficiais de ensaios de toxicidade com algas (ISO, 1989; REGINATTO, 1998).

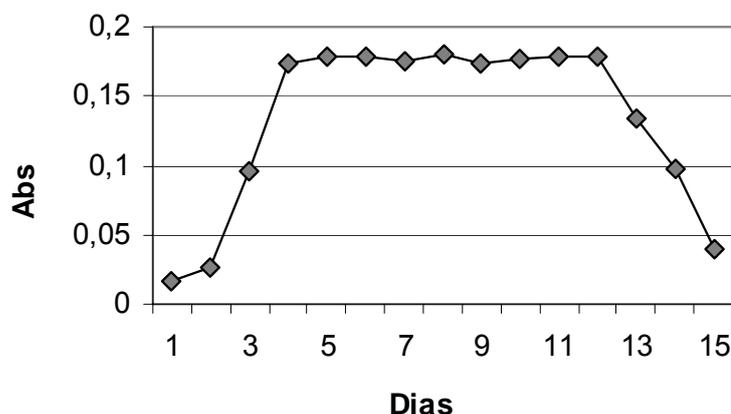


Figura 23: Curva de crescimento de uma cultura mista de Clorofíceas, indicando uma fase estacionária, seguida de um crescimento exponencial pelo 3º e 4º dia, e a fase da morte a partir do 12º dia. Obtidas de 29/08 a 12/09/05.

Com o acompanhamento do pH (Figura 24), observou-se um aumento da alcalinidade durante o crescimento das algas e a sua estabilização a partir da fase de morte algácea. Conforme MARGALEF (1998), esta alcalinidade é explicada pelo sistema carbônico-carbonatos, já que num pH = 9,0 e temperatura de 15°C tem-se 96,6% de íons bicarbonato e 3,1% de íons carbonato.

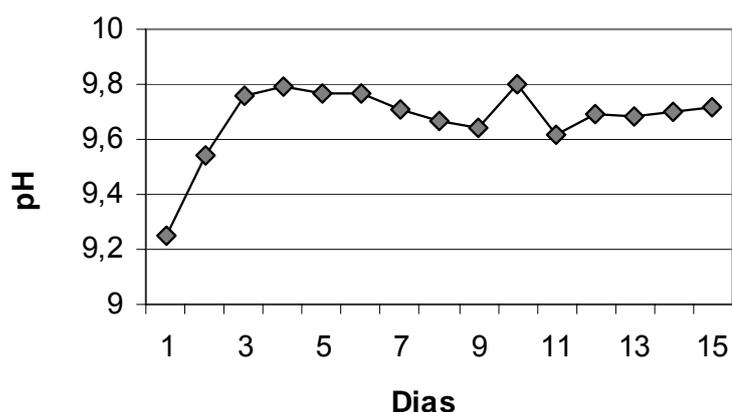


Figura 24: Comportamento do pH durante o crescimento de uma cultura mista de Clorofíceas, mostrando uma tendência à estabilização após o crescimento exponencial. Obtidas de 29/08 a 12/09/05.

b) Teste D - Cultura de Bactérias Aeróbias Heterotróficas Adaptadas ao Consumo de Extrato de Carne Granulado

O Teste de Dissimilação utiliza culturas de bactérias aeróbias adaptadas ao consumo de extrato de carne granulado e avalia a inibição do CBO (Consumo Bioquímico de Oxigênio) dessas bactérias em relação ao meio a ser testado, em um período de 24 h.

A média anual em 2005 do CBO das bactérias do aquário 1 de Dissimilação foi de 0,4 mg/L e das bactérias do aquário 2 de Dissimilação, 0,5 mg/L (Figura 25). O CBO diário dos aquários mostrou-se relativamente constante principalmente nos últimos meses do ano. A média anual situa-se em torno do valor desejado de 0,5 mg/L variando entre 0,3 e 0,8 mg/L de oxigênio.

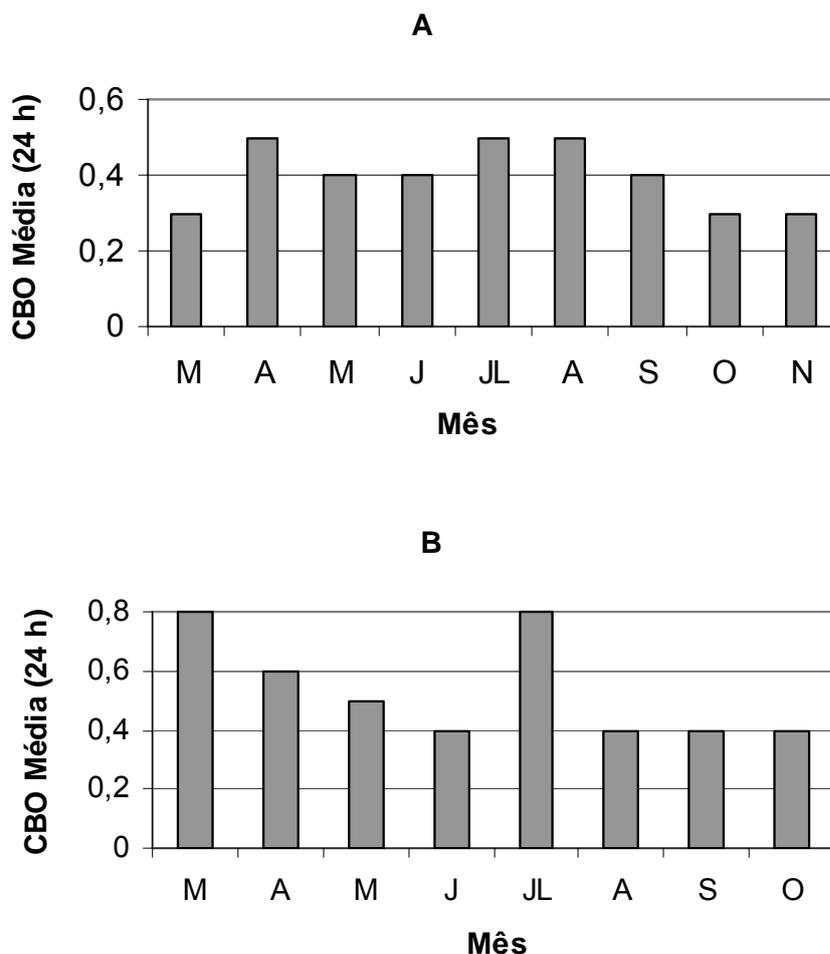


Figura 25: Manutenção do CBO médio mensal das bactérias do aquário 1 (A) e do aquário 2 (B) de Dissimilação, durante o ano de 2005.

A média do CBO, no primeiro trimestre de 2006 (período de término dos testes), das bactérias do aquário 1 de Dissimilação foi de 0,5 mg/L e das bactérias do aquário 2 de Dissimilação, 0,4 mg/L (Figura 26). As culturas apresentaram um potencial de CBO contínuo em comparação ao desempenho de 2005, com uma variação entre 0,4 e 0,7 mg/L de oxigênio e média trimestral em torno do valor desejado de 0,5 mg/L.

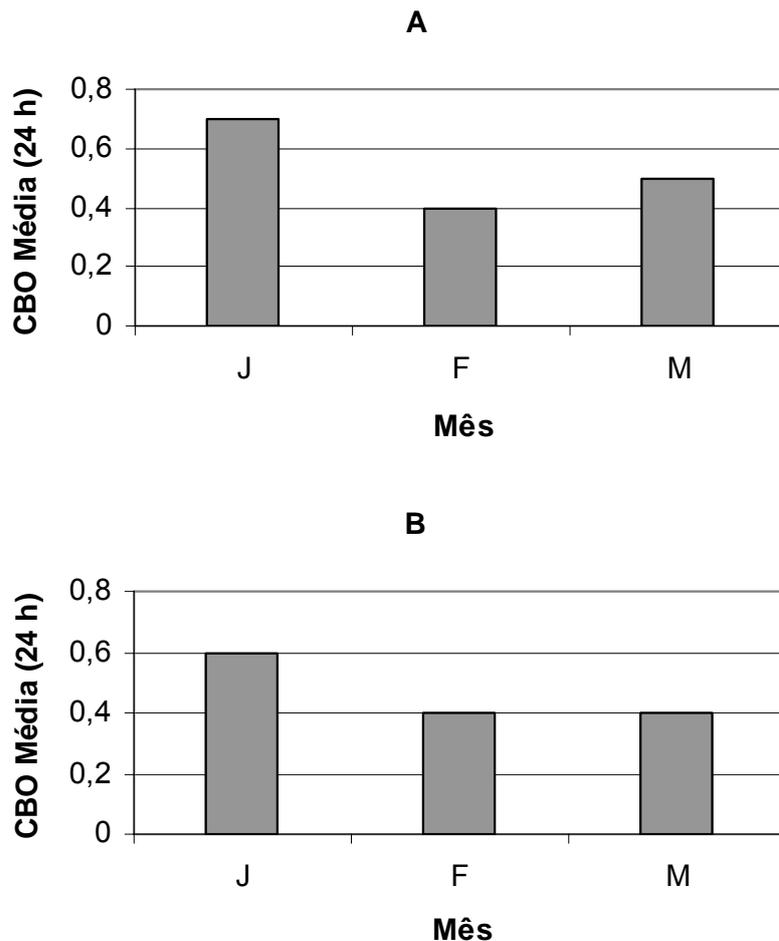


Figura 26: Manutenção do CBO médio mensal das bactérias do aquário 1 (A) e do aquário 2 (B) de Dissimilação, no primeiro trimestre de 2006.

A oscilação do CBO mensal durante a manutenção das bactérias, usadas para a realização do Teste D, provavelmente deve-se à formação de biofilmes laterais nos aquários de Dissimilação, alterações de temperatura na sala de cultivo e à condição higroscópica do extrato de carne granulada, mesmo que de pequena proporção.

Conforme KREBS (1985) o aquário com água de Dissimilação sofre modificações permanentes devido à baixa concentração da suspensão de bactérias. A manutenção de uma baixa taxa de consumo de oxigênio nos aquários, condição prévia para conseguir um aumento necessário do CBO durante o teste de 24 h, faz com que mínimas diferenças na alimentação provoquem uma oscilação da atividade das bactérias. A solução encontrada por este autor foi a colocação de cascalho para se criar um ambiente favorável. No presente estudo, este artefato não contribuiu satisfatoriamente na estabilidade do aquário.

O substrato pode ter interferido na intensidade de formação dos biofilmes. Um biofilme é uma matriz de algas microbênticas, bactérias fototróficas e heterotróficas organizadas em diferentes camadas incluindo uma estrutura polimérica de produtos de excreção (PISTOCCHI *et al.*, 2000). Fortes interações entre os níveis tróficos de algas microbênticas e bactérias heterotróficas estão provavelmente ocorrendo no

biofilme (BARRANGUET *et al.*, 2003), a influência da mudança da comunidade algal sobre as bactérias heterotróficas tem sido previamente observada por WATSON & BOLLEN (1952).

A temperatura por algumas vezes não se manteve constante, devido a falhas de funcionamento do aparelho de ar condicionado e a queda de luz/ desligamentos na rede de energia pela empresa responsável.

Observou-se o aumento da absorção de água pelo extrato de carne granulada a partir de agosto/05 e então, se fez a encomenda de novo material, chegado em janeiro/06.

Para alcançar um CBO em torno de 0,5 mg/L pelas bactérias dos aquários de Dissimilação foram testadas diferentes maneiras e quantidades diárias de extrato de carne granulada (CHIOCHETTA, 2004). A adição diária de 0,1 mg/L permitiu um CBO relativamente constante e próximo do valor desejado 0,5 mg/L, variando entre 0,2 e 0,7 mg/L de oxigênio (Figura 27).

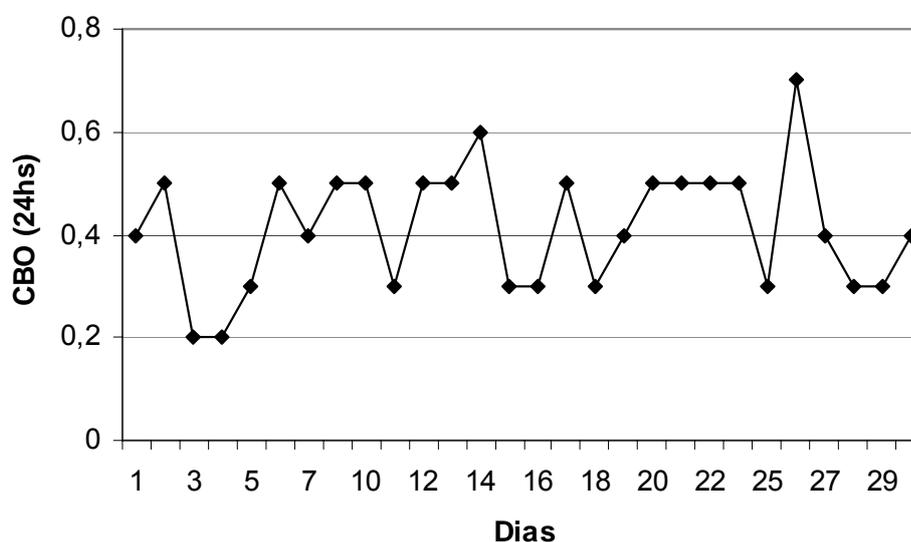


Figura 27 – Curva de manutenção do CBO das bactérias do aquário de Dissimilação, no período de 01/03 a 28/03/2005.

Através de pesquisa do material utilizado por último para a alimentação das bactérias, descobriu-se que não era peptona seca granulada como afirmado por CHIOCHETTA (2004), mas extrato de carne seco e granulada. Então, o valor desejado de 0,5 mg/L de consumo de oxigênio pelas bactérias aeróbias dos aquários de Dissimilação, foram obtidos com a adição de 0,1 mg/L de extrato de carne seco e granulada, já que não existe peptona seca granulada, apenas em pó.

6.3.2 Teste de Assimilação com Amostras de Água Superficial

Os Testes de Assimilação com as amostras de água superficial (Apêndice 1) dos locais 1 e 2 utilizaram os pré-tratamentos: esterelização, aeração e decantação, aeração e homogeneização, aeração e filtração e a amostra bruta ou in natura como referência, imediatamente após a coleta. Para os locais 3, 4 e 5 se utilizaram os pré-

tratamentos: esterelização, aeração e decantação, aeração e homogeneização e também a amostra bruta ou in natura.

Os Testes A com a água superficial do local 1, com a amostra bruta e os pré-tratamentos aeração e decantação, aeração e homogeneização, comportaram-se de forma similar, mostrando inibição da PBO após 24h (Figura 28).

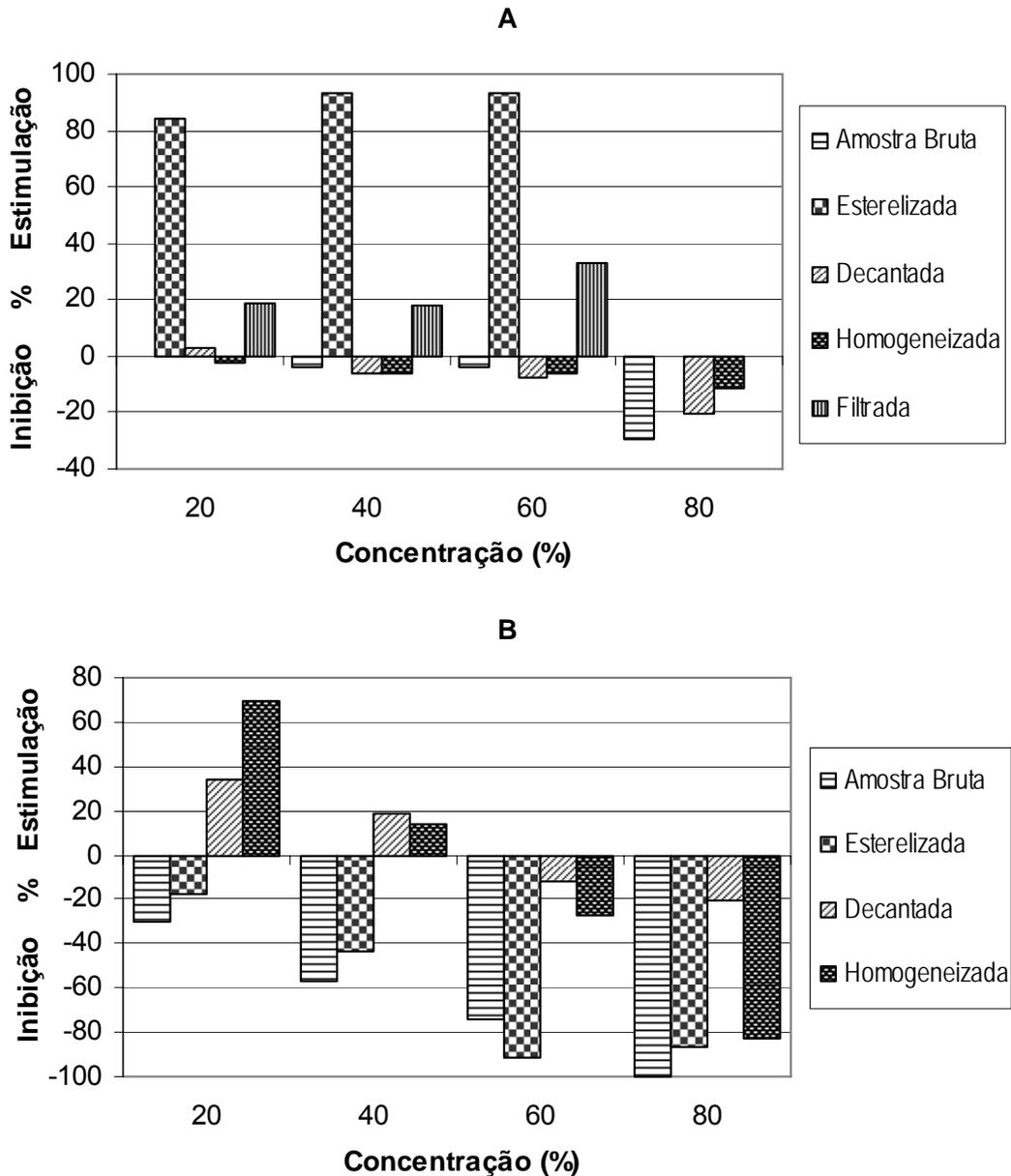


Figura 28 - Testes de Assimilação com a água superficial do local 1, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

Os Testes A com a água superficial do local 2 obtiveram valores de 8,8 (inverno/05) e 12,3 (verão/06) mg/L de oxigênio no controle, acima do recomendável 6,0 + - 1 mg/L. Os pré-tratamentos aeração e decantação e aeração e homogeneização apresentaram um comportamento semelhante quanto à inibição da

PBO após 24h, com destaque para o último (Figura 29).

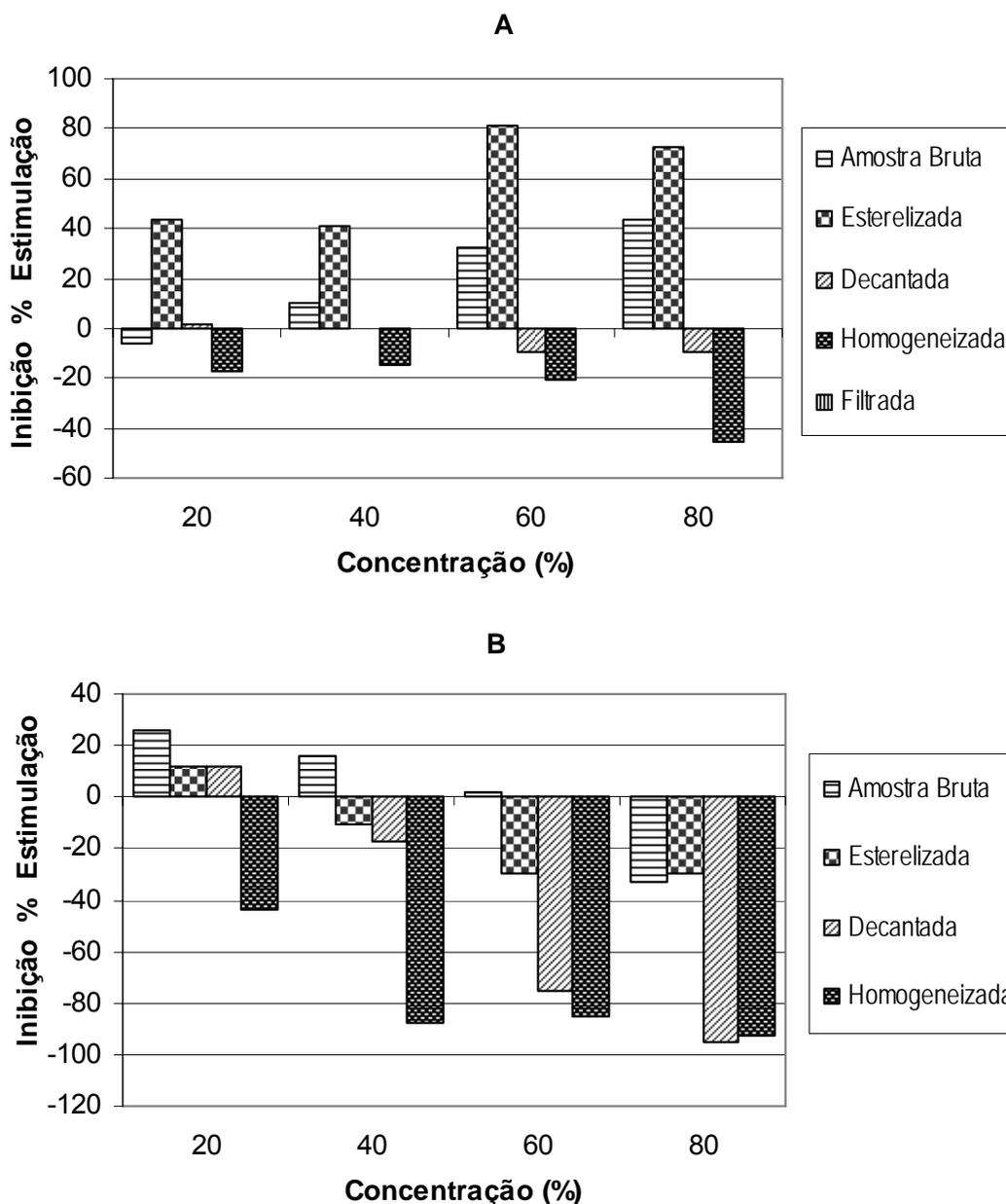


Figura 29 - Testes de Assimilação com a água superficial do local 2, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

Os Testes A com a água superficial do local 3 obtiveram 11 mg/L de oxigênio no controle, acima do recomendável 6,0 + - 1 mg/L, mesmo que considerada a faixa de erro do aparelho e do operador. Neste caso, novamente os pré-tratamentos aeração e decantação e aeração e homogeneização apresentaram um comportamento semelhante, com destaque para o último, a respeito da inibição da PBO após 24h (Figura 30).

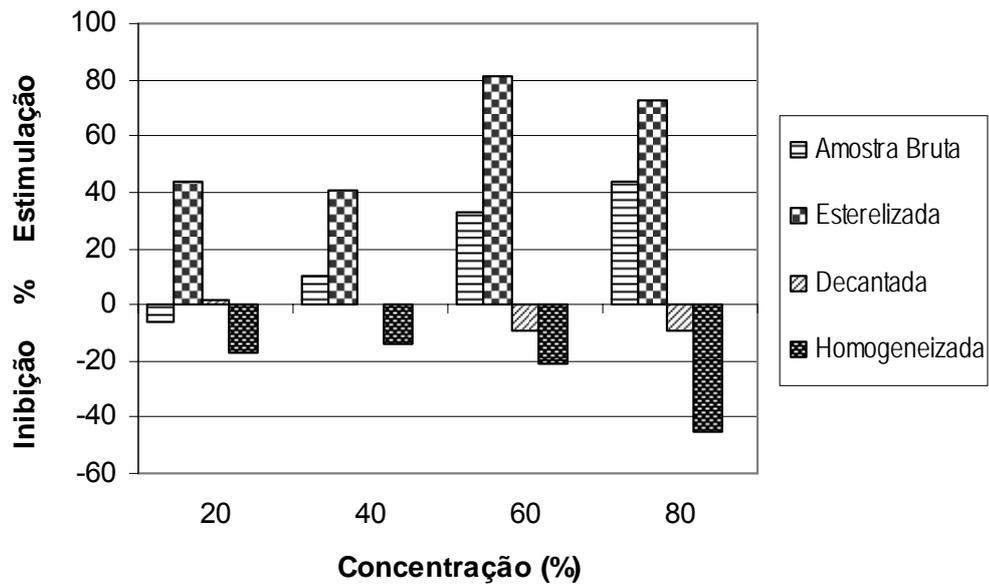


Figura 30 - Teste de Assimilação com a água superficial do local 3, amostragem de inverno/05. Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

Os Testes A com a água superficial do local 4 alcançaram 5,6 (inverno/05) e 10,3 (verão/06) mg/L de oxigênio no controle. Todos os 4 pré-tratamentos apresentaram desenvolvimento semelhante quanto à inibição da PBO após 24h, com destaque para amostra bruta e esterelização (Figura 31).

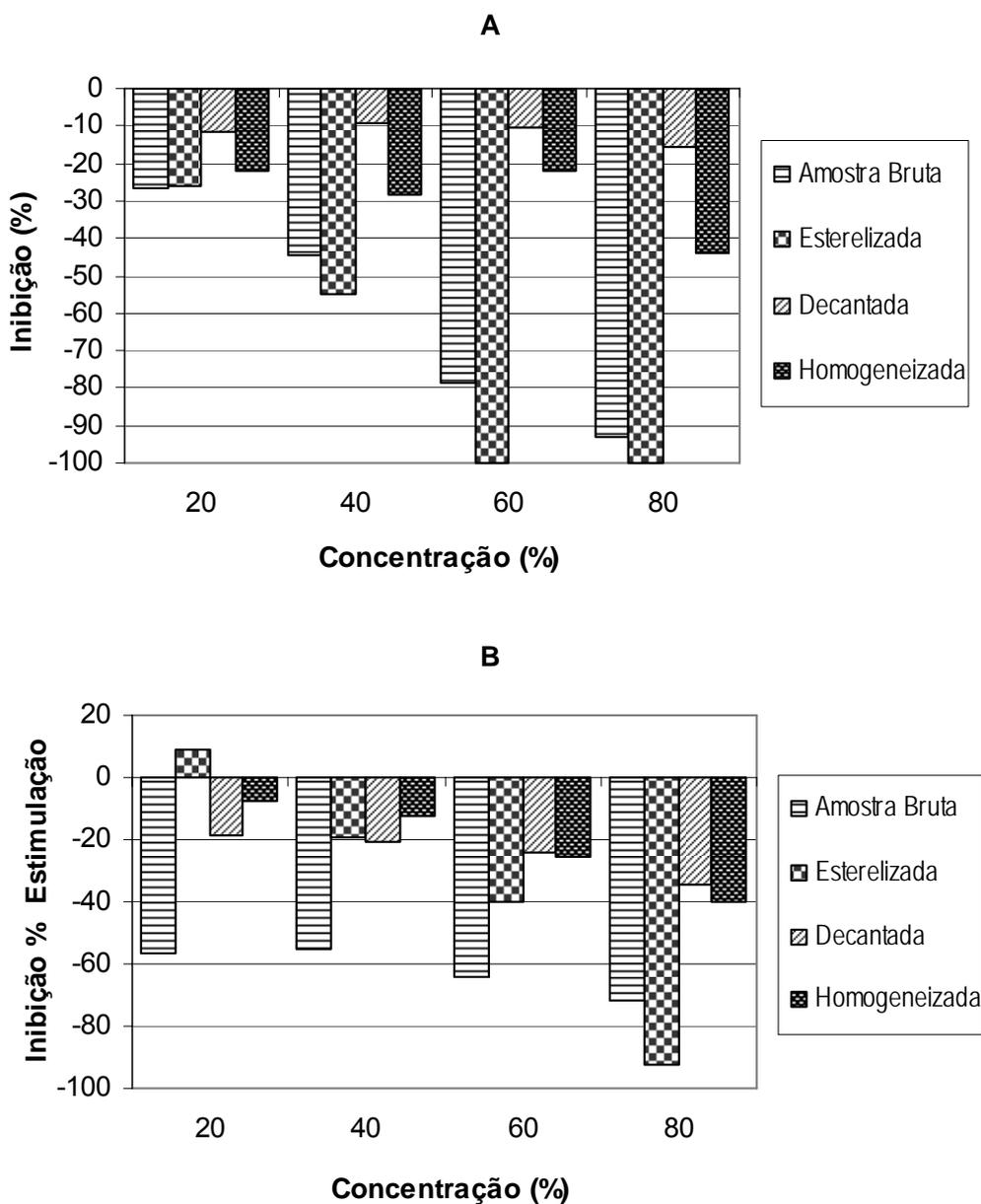


Figura 31 - Testes de Assimilação com a água superficial do local 4, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

Os Testes A com a água superficial do local 5 atingiram 3,3 e 10,3 mg/L de oxigênio no controle, sendo o primeiro valor, um pouco abaixo e o segundo, acima da faixa recomendável de 6,0 + - 1 mg/L. A amostra bruta e o pré-tratamento aeração e decantação apresentaram inibição da PBO após 24 h, porém seus comportamentos mostraram-se distintos da amostragem do inverno/05 para a do verão/06 (Figura 32).

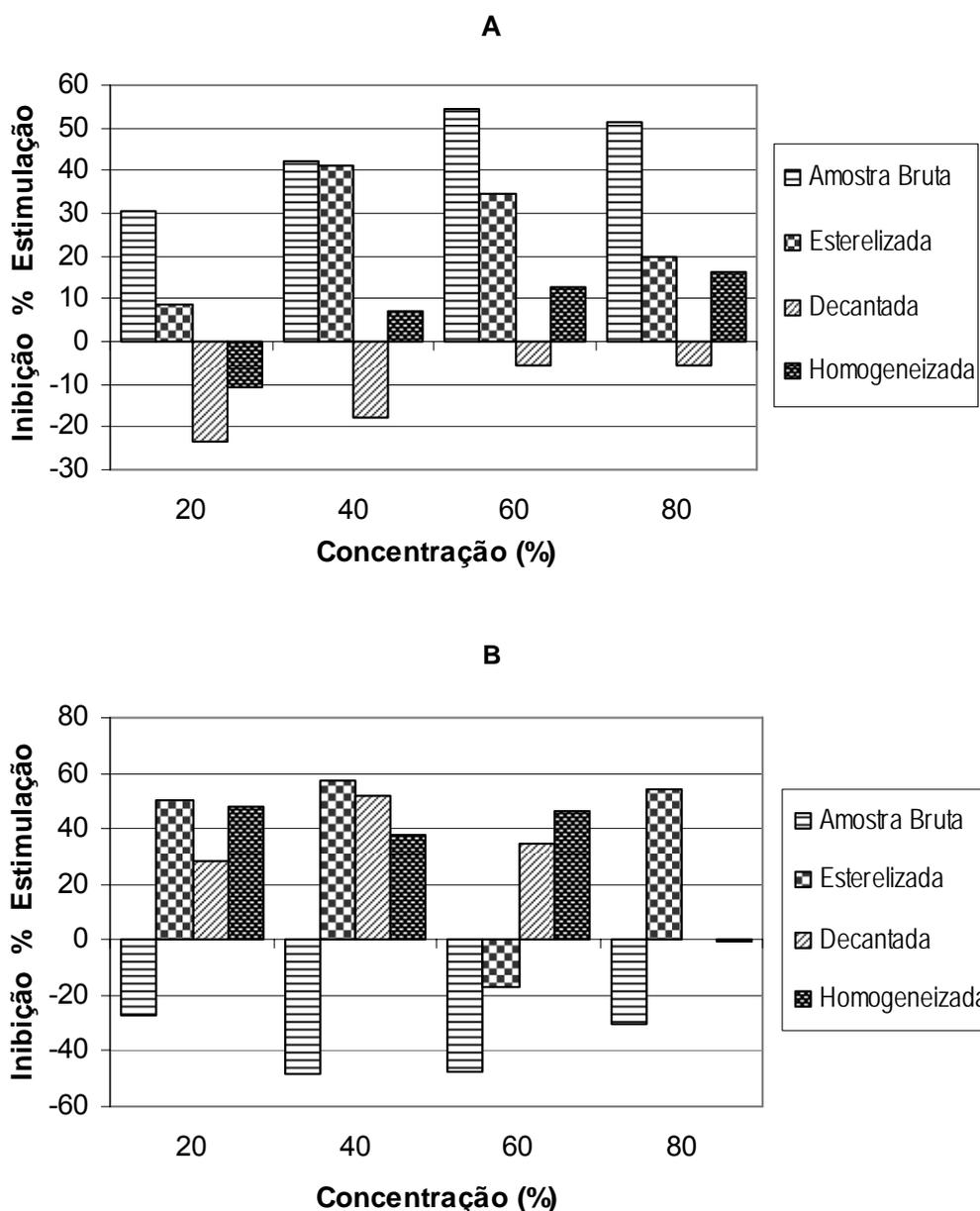


Figura 32 - Testes de Assimilação com a água superficial do local 5, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

A inibição do potencial de produção de oxigênio nos Testes de Assimilação referente à água superficial, considerando todos os pré-tratamentos, segue estatisticamente a ordem decrescente local 4 > local 2 > local 3 > local 1 > local 5.

Para avaliar qual pré-tratamento mostra-se mais expressivo quanto à inibição da PBO após 24h, isto é, mais eficiente na eliminação da interferência dos nutrientes presentes nas amostras de água superficial, adiante serão feitas as análises estatísticas dos dados.

6.3.3 Teste de Assimilação com Amostras de Sedimento Superficial

As amostragens de sedimento superficial foram realizadas junto com as de água superficial, nos locais 1, 2, 3 e 5 (Apêndice 3). No local 4 não há condições de coleta de sedimento, pois existem grandes fragmentos de rochas. Para os testes se utilizou a metodologia denominada elutriato (EPA, 1991).

Os Testes A com o sedimento superficial do local 1 obtiveram 8,6 (inverno/05) e 9,8 (verão/06) mg/L de oxigênio no controle, valores um tanto acima da faixa recomendável de 6,0 + - 1 mg/L. Em todas as concentrações de elutriato e nas duas campanhas amostrais ocorreu inibição da PBO após 24 h (Figura 33). No local 1 foram realizadas duas campanhas amostrais, inverno/05 e verão/06, pois na primeira não foi possível realizar a concentração de 80% no Teste D por falta de material, já que esta foi a primeira coleta e não havia experiência anterior.

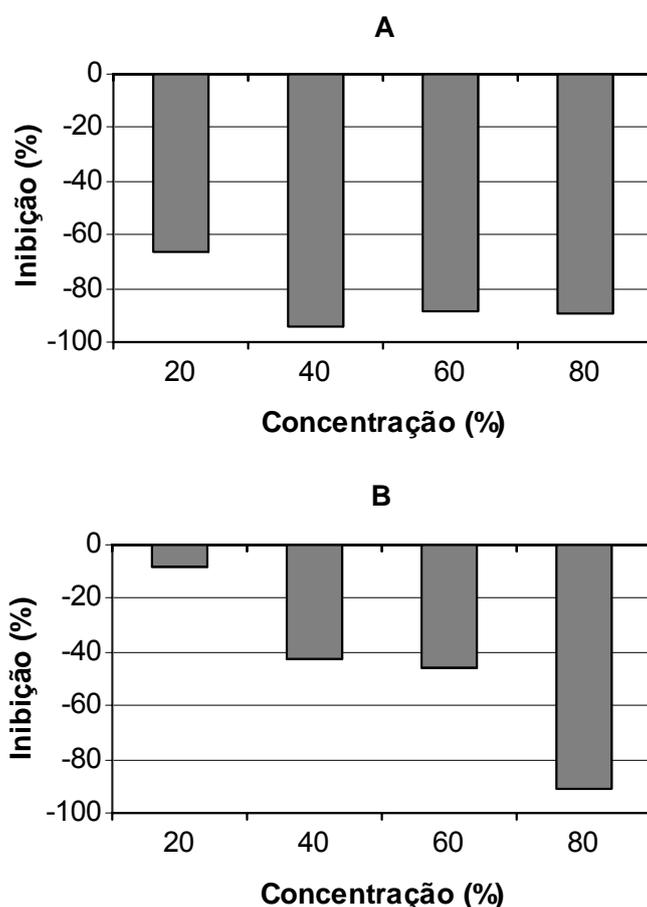


Figura 33 - Testes de Assimilação com o sedimento superficial do local 1, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

O Teste A com o sedimento superficial do local 2 alcançou 7,0 mg/L de oxigênio no controle, valor que está dentro da faixa recomendável de 6,0 + - 1 mg/L. Ocorreu inibição da PBO após 24h, a partir da concentração de 40 %, chegando a 100% nas concentrações de 60 e 80 % de elutriato (Figura 34).

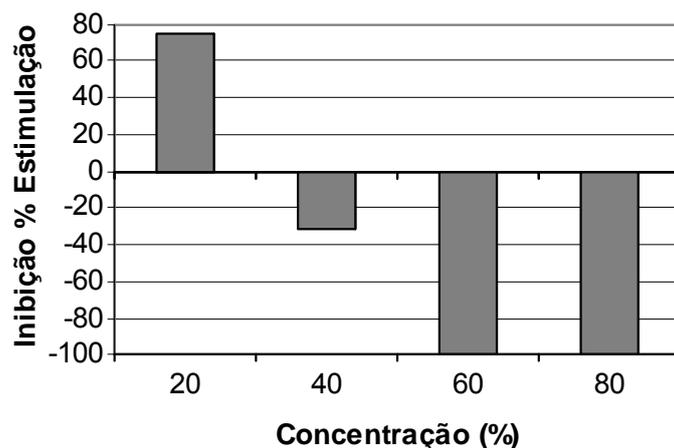


Figura 34 - Teste de Assimilação com o sedimento superficial do local 2, amostragem de inverno/05. Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

O Teste A com o sedimento superficial do local 3 atingiu 3,3 mg/L de oxigênio no controle, valor abaixo da faixa recomendável de 6,0 + - 1 mg/L, mas que pode estar dentro da faixa de erro do aparelho e do operador. Ocorreu inibição da PBO após 24h, em todas as concentrações de elutriato (Figura 35).

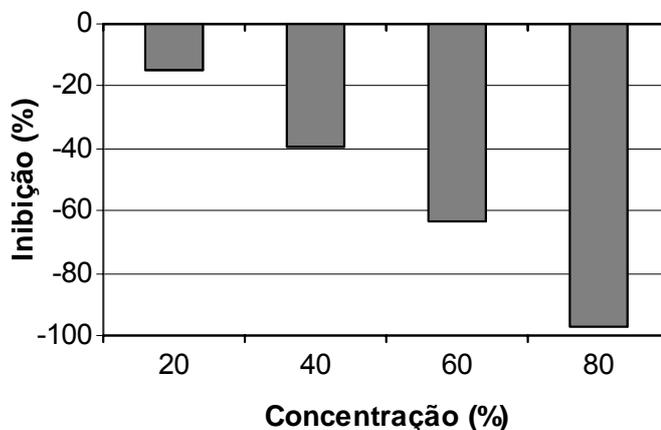


Figura 35 - Teste de Assimilação com o sedimento superficial do local 3, amostragem de inverno/05. Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

O Teste A com o sedimento superficial do local 5 obteve 9,8 mg/L de oxigênio no controle, valor acima da faixa recomendável de 6,0 + - 1 mg/L. A inibição da PBO após 24h ocorreu em todas as concentrações de elutriato e apresentou desempenho crescente como o mostrado pelo local 3 anteriormente (Figura 36).

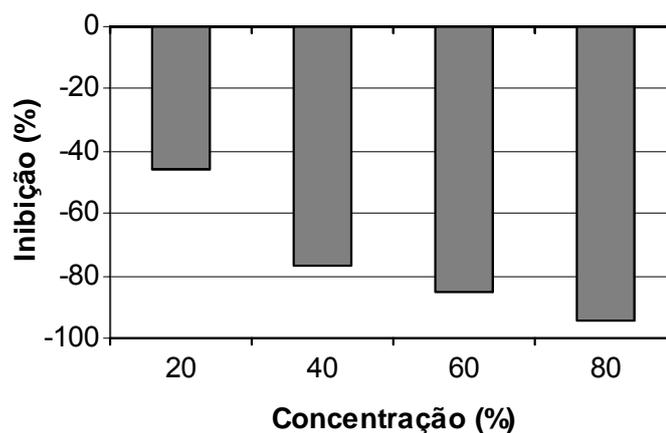


Figura 36 - Teste de Assimilação com o sedimento superficial do local 5, amostragem de inverno/05. Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

Os Testes de Assimilação com o sedimento superficial apresentaram maior inibição da produção de oxigênio do que com a água superficial, porém para verificar a eficiência e a sensibilidade deste método há necessidade de compará-lo com os resultados dos Testes D, de modo a ver se existe ou não complementação da atividade autotrófica pela atividade heterotrófica.

6.3.4 Teste de Dissimilação com Amostras de Água Superficial

O Teste D avalia a toxicidade da água superficial dentro dos processos de autodepuração de esgotos biodegradáveis. Os Testes de Dissimilação foram realizados com a água superficial coletada em cinco locais da BH do Arroio Tega (Apêndice 2). Com a amostragem dos locais 1 e 2 foram testados os pré-tratamentos: esterelização, aeração e decantação, aeração e homogeneização, aeração e filtração e a amostra sem pré-tratamento, ou seja, bruta ou in natura, como referência. Com a amostra de água superficial do local 3, o pré-tratamento esterelização. Com a amostragem do local 4 foram feitos dois Testes de Dissimilação, um com o pré-tratamento esterelização e o outro com três pré-tratamentos: esterelização, aeração e decantação e aeração e homogeneização. E com a amostra de água superficial do local 5 foram feitos testes com os pré-tratamentos: esterelização, aeração e decantação, aeração e homogeneização, e também com a amostra bruta.

Os Testes de Dissimilação com a água superficial do local 1 obtiveram 5,6 (inverno/05) e 6,4 (verão/06) mg/L de oxigênio no controle, dentro da faixa recomendável 5,0 + - 1 mg/L (de erro do aparelho e do operador). O pré-tratamento esterelização apresentou comportamento similar e constante nas duas campanhas amostrais, inibindo o CBO, após 24h, no Teste D (Figura 37).

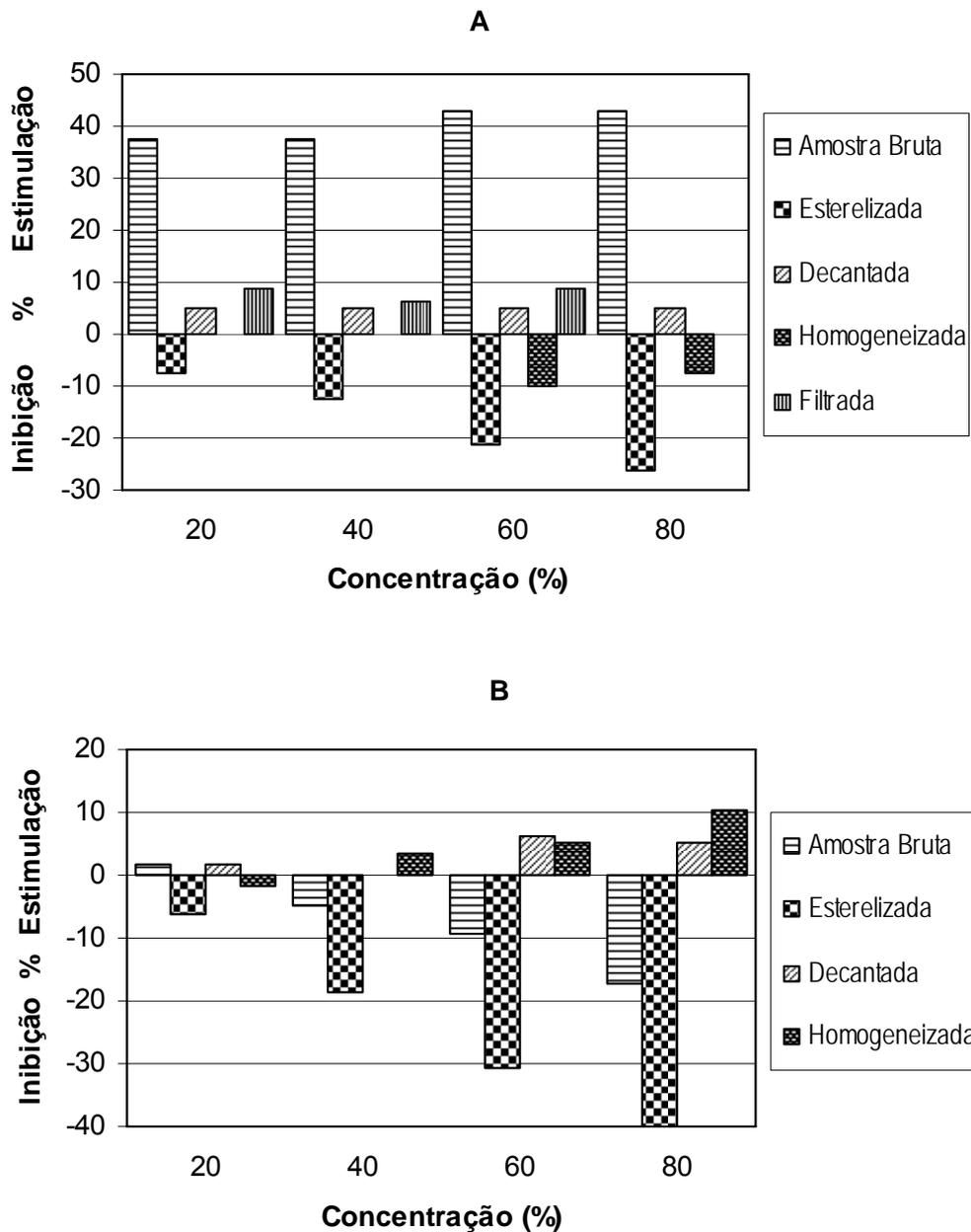


Figura 37 - Testes de Dissimilação com a água superficial do local 1, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

Os Testes de Dissimilação com água superficial do local 2 alcançaram valores de 8,4 (inverno/05) e 4,8 (verão/06) mg/L de oxigênio no controle, o primeiro um pouco acima e o segundo, dentro do recomendável 5,0 + - 1 mg/L. A amostra esterelizada apresentou comportamento semelhante quanto à inibição do CBO, após 24h (Figura 38).

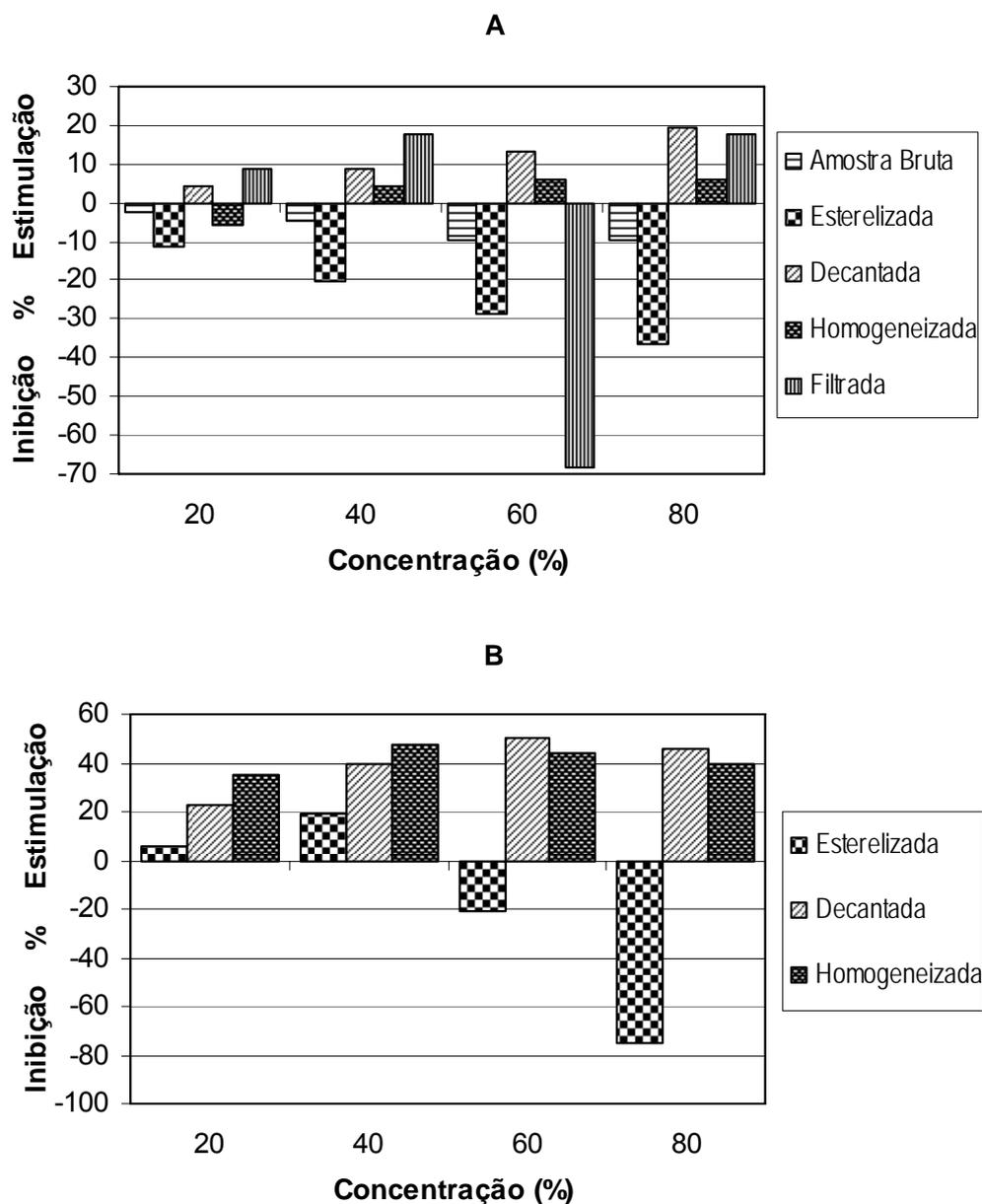


Figura 38 - Testes de Dissimilação com a água superficial do local 2, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

O Teste de Dissimilação com a água superficial do local 3 atingiu 3,0 mg/L de oxigênio no controle, um pouco abaixo do recomendável 5,0 + - 1 mg/L, mas deve estar dentro da faixa de erro do aparelho e do operador. Optou-se pelo pré-tratamento esterelização, pois o mesmo demonstrou nos testes anteriores, ser provavelmente o mais eficiente na eliminação da interferência da alta DBO na amostra, no Teste D. Entretanto, neste teste seu desempenho não correspondeu aos testes anteriores, sendo ineficiente, já que ocorreu aceleração, em quase todas as concentrações (Figura 39).

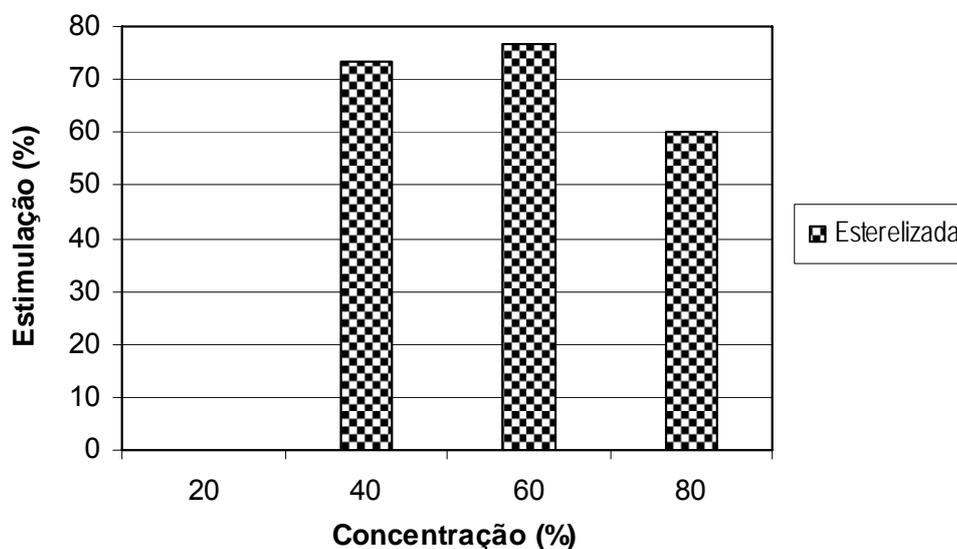


Figura 39 - Teste de Dissimilação com a água superficial do local 3, amostragem de inverno/05. Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

Os Testes de Dissimilação com a água superficial do local 4, obtiveram 3,0 (inverno/05) e 4,6 (verão/06) mg/L de oxigênio no controle, sendo o primeiro um pouco abaixo e o segundo, dentro da faixa recomendável 5,0 + - 1 mg/L. Na primeira campanha amostral, a inibição do CBO após 24h ocorreu somente no pré-tratamento esterelização. E na segunda, a inibição do CBO após 24h ocorreu somente no pré-tratamento aeração e decantação (Figura 40).

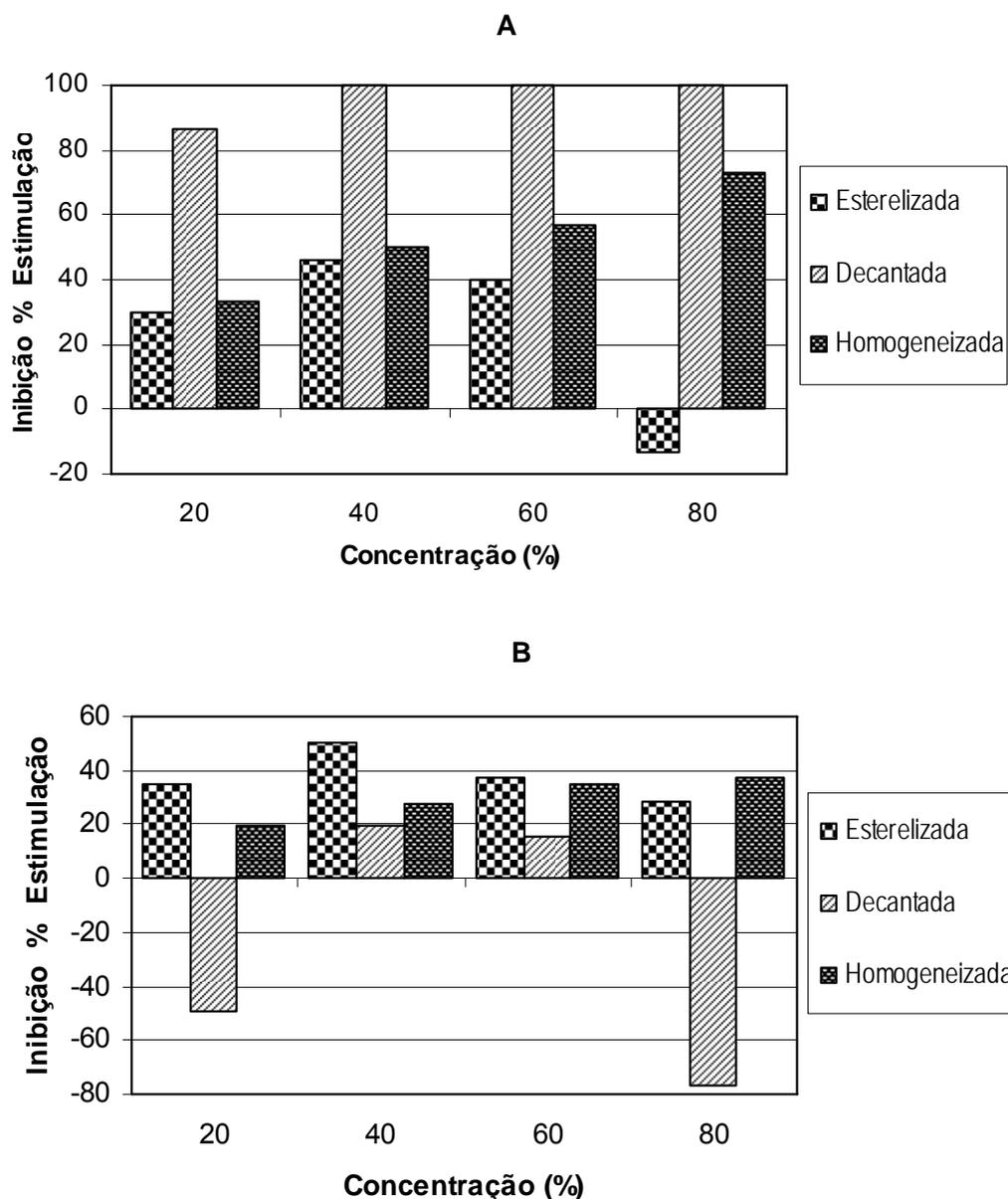


Figura 40 - Testes de Dissimilação com a água superficial do local 4, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O_2 mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

Os Testes de Dissimilação com a água superficial do local 5 obtiveram 1,5 (inverno/05) e 4,6 (verão/06) mg/L de oxigênio no controle, o primeiro ficando abaixo e o segundo, dentro da faixa recomendável $5,0 \pm 1$ mg/L. Dentre os pré-tratamentos testados a esterelização e a aeração e decantação foram os que apresentaram inibição do CBO, após 24h, em ambas as campanhas amostrais (Figura 41).

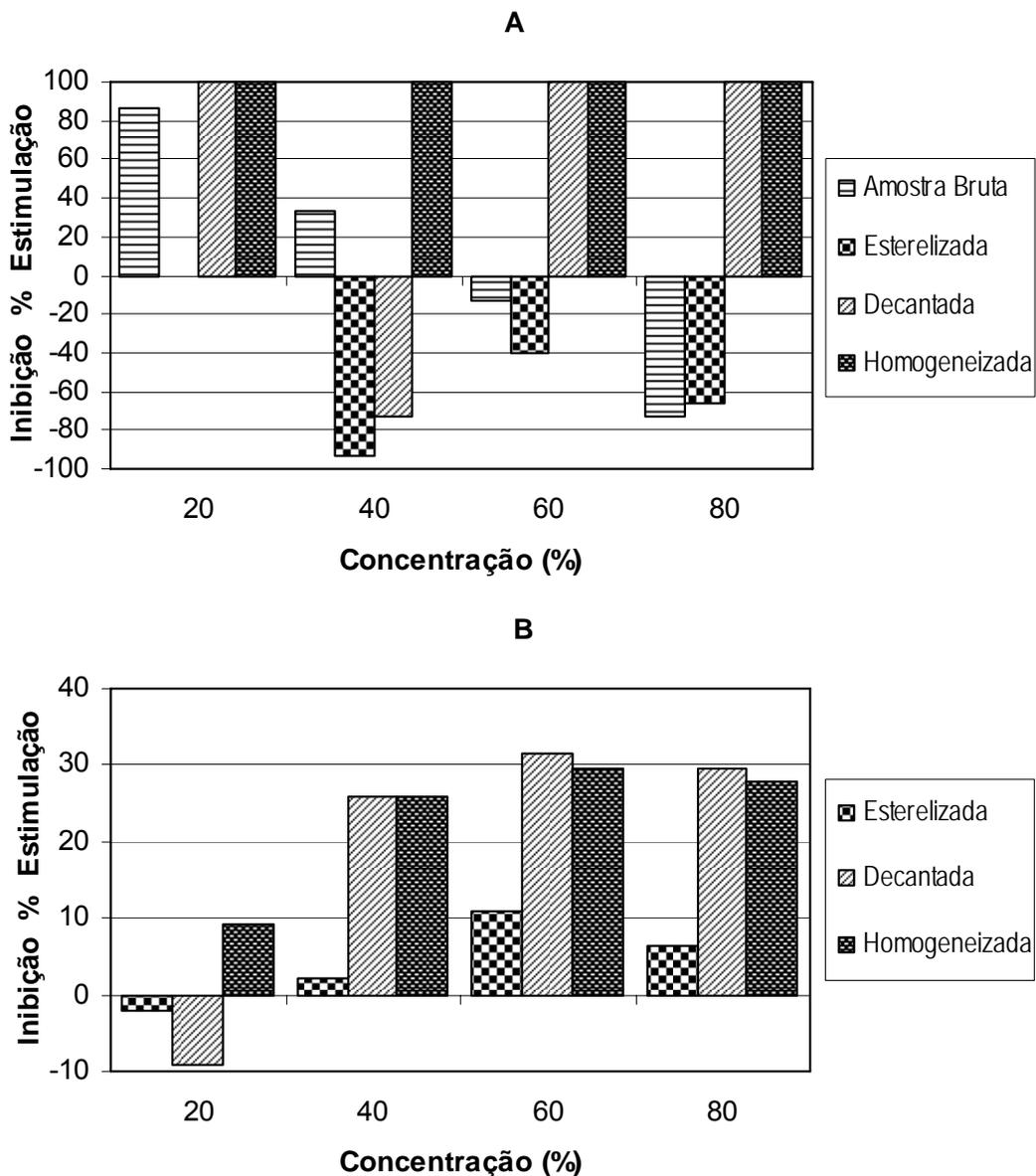


Figura 41 - Testes de Dissimilação com a água superficial do local 5, amostragem de inverno/05 (A) e verão/06 (B). Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

A inibição do consumo de oxigênio nos Testes de Dissimilação referente à água superficial, considerando todos os pré-tratamentos, segue estatisticamente a ordem decrescente: local 5 > local 2 > local 1 > local 4 > local 3. O local 5 que deveria ser o menos tóxico, devido à menor poluição e interferência antrópica, pode ter apresentado uma toxicidade maior no Teste D ocasionada por um valor de consumo de oxigênio não satisfatório no controle (instabilidade da cultura de bactérias).

O pré-tratamento esterelização mostrou ser o mais expressivo quanto à inibição do CBO após 24h, o que indica também ser o mais eficiente na eliminação da interferência da alta DBO nas amostras de água superficial, porém há necessidade de análises estatísticas dos dados para ter a confiabilidade do resultado e verificar se serão precisos mais testes para sua comprovação ou não.

6.3.5 Teste de Dissimilação com Amostras de Sedimento Superficial

A primeira coleta de sedimento superficial, para a execução dos Testes D (Apêndice 4) foi realizada no local 1. Então, não se tinha a noção de quanto sedimento úmido seria necessário para obter a quantidade desejada de sedimento seco visando a posterior elaboração do Teste D. O Teste A foi o primeiro a ser executado, utilizando a maior parte do sedimento seco. O elutriato não foi centrifugado, pois conforme a metodologia da EPA (1991) este procedimento não obrigatório dependeria da condição de turbidez da solução após a agitação manual. Isto pode ter influenciado no Teste D com o local 1, provocando inibição do consumo de O_2 nas concentrações maiores de amostra (60 e 80%), de acordo com a Figura 42. A partir das demais amostragens a centrifugação foi adotada como obrigatória, pois a solução apresentava certa turbidez podendo interferir no desempenho da fotossíntese pela cultura mista de Clorófitas (Teste A).

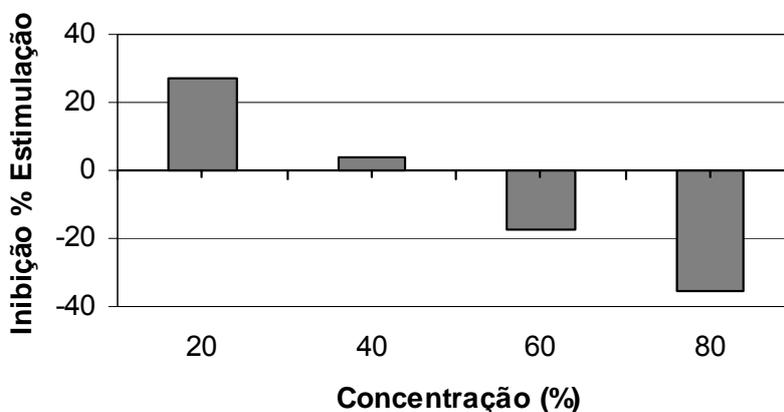


Figura 42 - Teste de Dissimilação com o sedimento superficial do local 1, amostragem de verão/06. Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O_2 mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

O Teste de Dissimilação com o sedimento superficial do local 2 obteve 4,3 mg/L de oxigênio no controle, dentro da faixa recomendável de $5,0 \pm 1$ mg/L. Ocorreu estimulação, de aproximadamente 80%, do CBO após 24h, em todas as concentrações de elutriato (Figura 43).

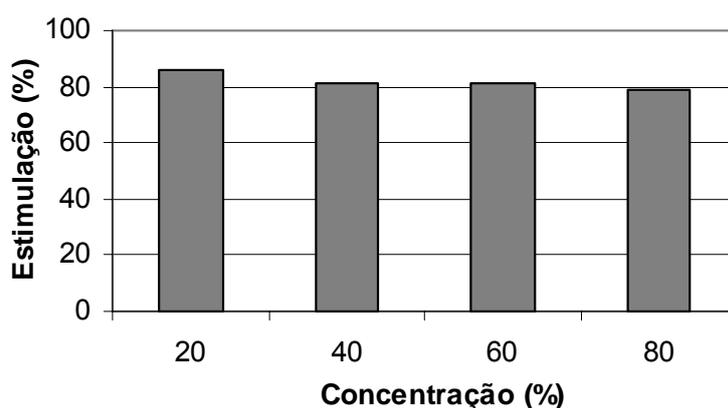


Figura 43 - Teste de Dissimilação com o sedimento superficial do local 2, amostragem de inverno/05. Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

O Teste de Dissimilação com o sedimento superficial do local 3 alcançou 1,5 mg/L de oxigênio no controle, valor abaixo da faixa recomendável de 5,0 + - 1 mg/L, devido a um provável erro do aparelho e/ou do operador. Apresentou um comportamento de aceleração, assim como o local 2, de 100%, do CBO após 24h, em todas as concentrações de elutriato (Figura 44).

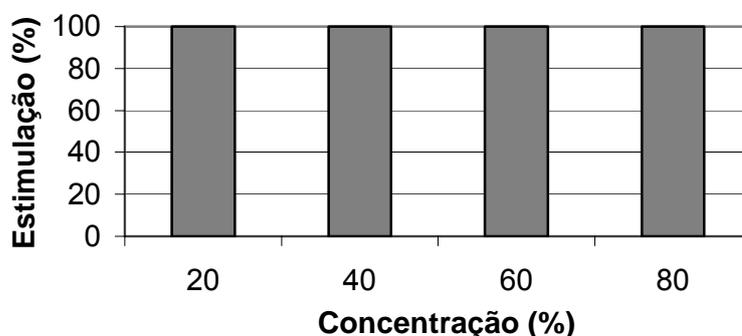


Figura 44 - Teste de Dissimilação com o sedimento superficial do local 3, amostragem de inverno/05 (A). Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

O Teste de Dissimilação com o sedimento superficial do local 5 obteve 5,1 mg/L de oxigênio no controle, valor recomendável. Todas as concentrações apresentaram estimulação do CBO após 24h (Figura 45).

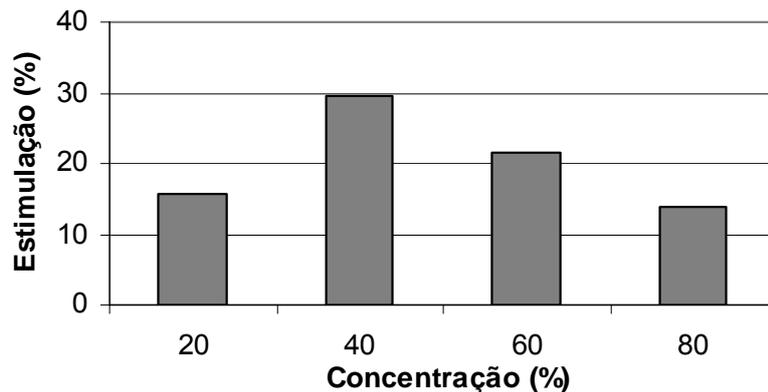


Figura 45 - Teste de Dissimilação com o sedimento superficial do local 5, amostragem de inverno/05. Dados referentes à diferença percentual (%) do consumo de O₂ mg/L em relação ao controle de cada ensaio.

Os Testes de Dissimilação com o elutriato do sedimento superficial não apresentaram, com exceção do local 1, inibição do CBO após 24h pela cultura de bactérias aeróbias heterotróficas adaptadas ao consumo de extrato de carne granulada, ao contrário da sensibilidade demonstrada pelos Testes A. Deste modo, não ocorre complementação das atividades autotrófica e heterotrófica. Assim, com base nos resultados dos testes realizados por este estudo, a metodologia de elutriato do sedimento superficial no Teste A-D não oferece condições de padronização. O mesmo desempenho é confirmado por GUZZELLA (1998), onde os resultados do teste elutriato com a bactéria *Vibrio fischeri* foram insatisfatórios em prever a toxicidade do sedimento. Ele foi útil em expor a bactéria a substâncias solúveis em água, fornecendo uma estimativa real de biodisponibilidade e a desvantagem foi a falta de sensibilidade.

O mesmo autor declara que lamentavelmente, o melhor procedimento - teste para salvaguardar o ambiente aquático não existe. Somente com metodologias de abordagens comprometidas com esta causa é possível alcançar um conhecimento completo do potencial de toxicidade do sedimento.

6.3.6 Outros Testes

Teste A

Para investigar a influência da solução nutritiva forte na cultura mista de clorofíceas (Teste A), durante o período de 24h, foram realizados Testes de Assimilação com a água superficial do Arroio Previde (local 4) sem a solução nutritiva forte nas diluições, apenas no controle e com a solução nutritiva forte nas diluições e no controle. Em ambos os Testes A, a amostra de água foi aerada por 5 dias e decantada por 30 min antes do ensaio (Apêndice 5).

Suspeitava-se que com a solução nutritiva forte haveria um efeito de adição de nutrientes aos da amostra de água superficial coletada, ocasionando aceleração do metabolismo, isto é, aumento do Potencial de Produção de Oxigênio (PPO). Entretanto, o Teste de Assimilação com solução nutritiva forte apresentou um PPO

menor em todas as diluições, chegando a mais de 15% de inibição, enquanto que, o Teste de Assimilação sem solução nutritiva forte resultou numa aceleração de até 20%, com um maior PPO nas concentrações. Todavia, pode-se afirmar através desta comparação que a solução nutritiva forte no Teste A não provoca a aceleração da fotossíntese da cultura mista de Clorofíceas, ao contrário, se ausente no meio, as algas utilizam os nutrientes da amostra, causando a estimulação do seu metabolismo (Figura 46).

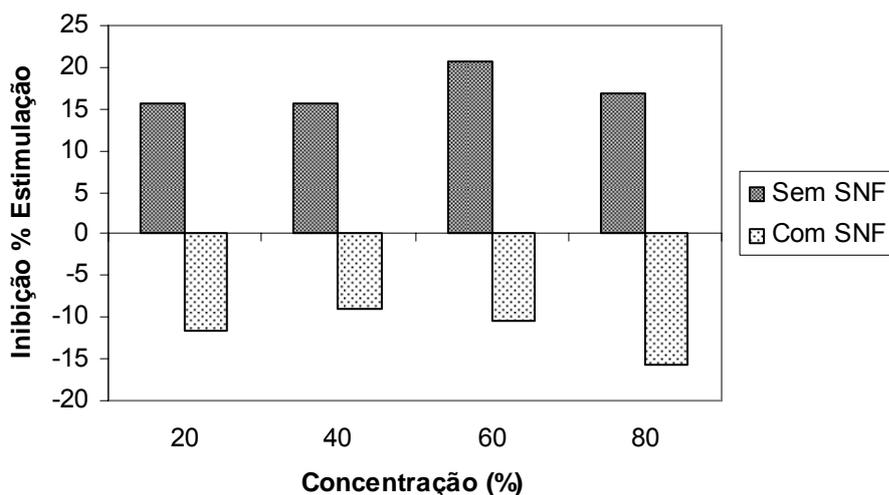


Figura 46 - Testes A com água superficial do Arroio Previde, local 4, sem a solução nutritiva forte (SNF) e com a solução nutritiva forte (SNF), campanha amostral inverno/05. Dados referentes à diferença percentual (%) da produção de O₂ mg/L em relação ao controle.

Através de teste realizado, em relação à quantidade de solução nutritiva ISO 8692 : E (1989) administrada à cultura permanente de clorofíceas, se constatou uma rápida adaptação, no período de uma semana, a valores 10 vezes menores ao recomendado pela norma. Esta adaptação pode ser percebida pelo desenvolvimento da cultura, que nesse período conseguiu atingir um crescimento exponencial comparável ao daquela que recebia uma solução nutritiva 10 vezes mais enriquecida.

Teste D

Para a verificação da Demanda Bioquímica de Oxigênio, transcorridos 5 dias a 20°C, optou-se pelas diluições 10x, 20x e 50x com água deionizada aerada por 24h para que o oxigênio não fosse totalmente reduzido pelas bactérias aeróbias heterotróficas, já que a concentração de material orgânico nas amostras costuma ser elevada (Apêndice 5). O PCO, com exceção do controle, se manteve aproximadamente o mesmo nas diluições (Tabela 7). Contudo, percebe-se através da indiferença entre os resultados necessidade de proceder com diluições maiores.

Tabela 7: DBO₅ com a água superficial do Arroio Previde, local 4, usando o consumo de O₂ mg/L como medida, campanha amostral inverno/05.

Controle e C (%)	O ₂ inicial	O ₂ final escuro	PCO
C	7,1	5,2	1,9
10x	7,2	0,2	7,0
20x	7,2	0,2	7,0
50x	7,1	0,2	6,9

DBO₅ = água de diluição aerada por 24h (água reconstituída). Diluições: 10x (50 mL água do Arroio Previde + 450 mL água reconstituída); 20x (25 mL água do Arroio Previde + 475 mL água reconstituída) e 50x (10 mL água do Arroio Previde + 490 mL água reconstituída). Duração: 14/10/05 a 19/10/05.

Para determinar a quantidade de extrato de carne granulado necessário para obter um PCO ideal de 5,0 mg/L de O₂ no controle do Teste de Dissimilação foram realizados vários testes, com diferentes concentrações e água de Dissimilação dos aquários 1 e 2 (Figura 47). Os primeiros Testes D (A), com concentrações de 1 a 80% (em g/ 1000 mL), mostraram um PCO acima do valor ideal. Então, foram testadas concentrações menores (B), 0,2 a 2,0% (em g/ 500 mL), onde se obteve um PCO = 5,0 e 5,7mg/L de O₂, nas concentrações 1,5% (correspondendo a 0,0045 g) e 2,0% (0,0060 g), respectivamente. Portanto, esta última concentração de extrato de carne granulado, foi utilizada nos Testes D por apresentar um PCO mais próximo do ideal, com uma margem mais confiável para padronização do método.

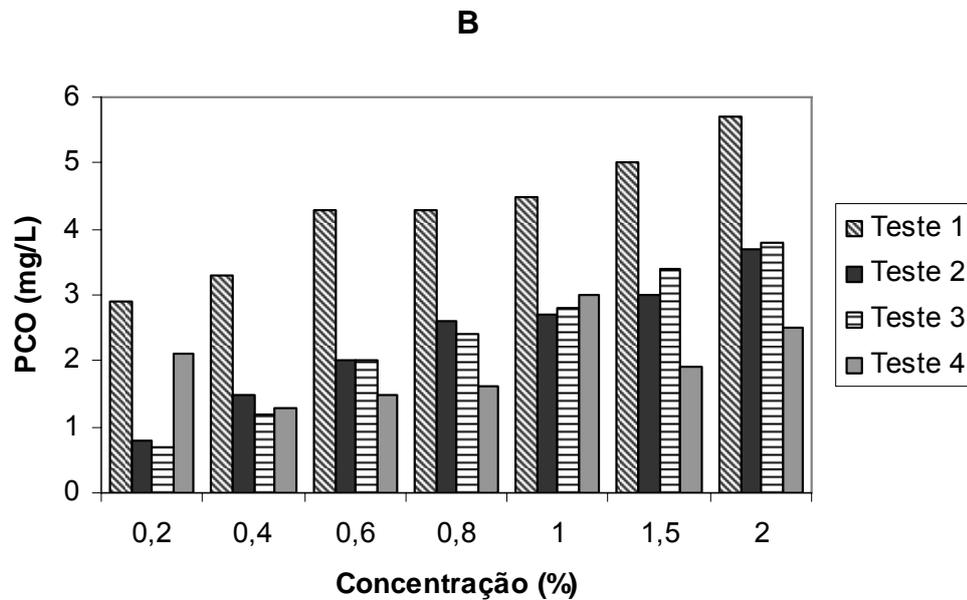
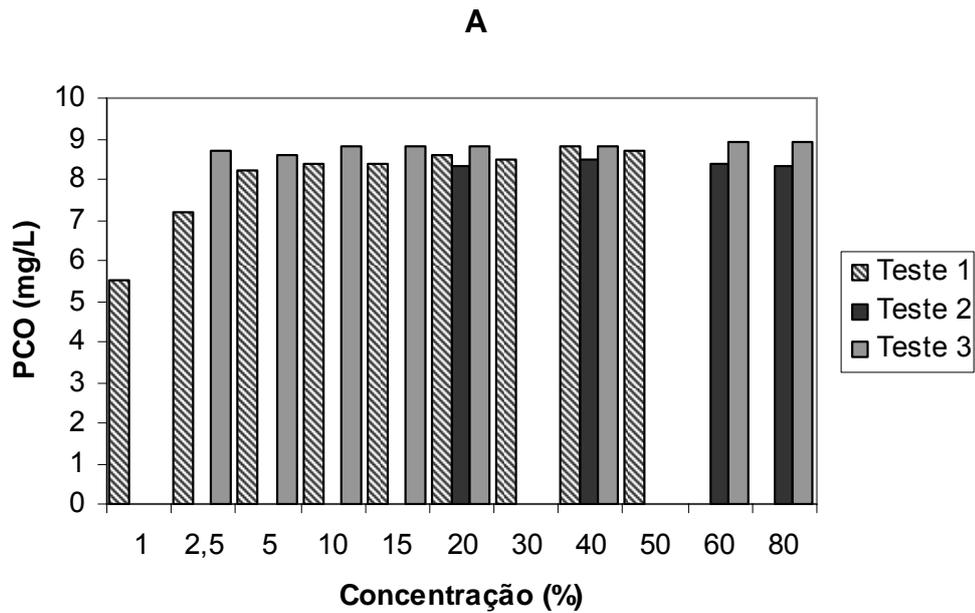


Figura 47 - Testes D, com extrato de carne granulado e água de Dissimilação dos aquários 1 e 2, buscando alcançar um PCO ideal no controle. Sendo A, testes com concentração em g/ 1000 mL e B, testes com concentração em g/ 500 mL.

Preliminarmente, ao que indicam os testes, a solução nutritiva forte não é responsável pela aceleração da fotossíntese da cultura mista de Clorofíceas no Teste A e a melhor concentração de extrato de carne granulado para obtenção de um PCO ideal no controle do Teste D = 5 mg/L O₂ é 0,0060 g para um volume de 500mL. Para verificar se os resultados dos Testes A e D, discutidos acima, são significativos estatisticamente, há necessidade de realização de mais testes.

6.4. Avaliação Estatística

6.4.1 Dados da Água Superficial

Com o objetivo de avaliar se existe correlação entre os parâmetros físicos e químicos da água superficial, realizou-se a análise do Coeficiente de Spearman, obtida com os dados originais, conforme a Tabela 8.

Pode-se observar uma forte correlação positiva entre nitrato com níquel total (0,74), com zinco total (0,78) e com cobre dissolvido (0,81), nitrogênio amoniacal com fosfato (0,90), com condutividade (0,83), fosfato com zinco total (0,81), com cobre dissolvido (0,70), com condutividade (0,85), níquel total e cromo total (0,78), cromo total e condutividade (0,72), demanda bioquímica de oxigênio e condutividade (0,75). Uma correlação positiva mediana entre nitrato e fosfato (0,57), nitrogênio amoniacal com níquel total (0,59), com cromo total (0,62), com zinco total (0,62), com cobre dissolvido (0,57), com demanda bioquímica de oxigênio (0,60), fosfato com níquel total (0,56), com cromo total (0,62), com demanda bioquímica de oxigênio (0,50), níquel total com zinco total (0,53), com cobre dissolvido (0,60), com condutividade (0,57), cromo total e cobre dissolvido (0,53), zinco total com cobre dissolvido (0,63), com condutividade (0,60) e oxigênio dissolvido e altitude (0,52).

Estes resultados entre nutrientes e metais possivelmente estejam relacionados à contribuição de efluentes domésticos não tratados e de atividades industriais como o ramo metal-mecânico e a galvanoplastia. Uma forte correlação negativa entre zinco total e altitude (-0,77) e oxigênio dissolvido e condutividade (-0,70). Nesta situação, a maior altitude é próxima do local controle, de menor influência das atividades industriais, provavelmente por isso seja menor a quantidade de zinco presente, porém à medida que se aproxima em direção à foz, a sua quantidade aumenta devido ao maior número de indústrias. E o local controle, de maior concentração de oxigênio, apresentou a menor condutividade, possivelmente, devido à baixa interferência antrópica.

Tabela 8 - Matriz de correlação (Coeficiente de Spearman) entre os parâmetros físicos e químicos, referente às coletas de amostras de água superficial no período de inverno/05 e verão/06.

	NO ₃	NH ₃	PO ₄ ³⁻	NiT	CrT	ZnT	CuD	DBO ₅	OD	pH	TEM	CON	ALT
NO ₃	1	0,48	0,57	0,74*	0,41	0,78*	0,81**	-0,17	-0,27	-0,08	-0,35	0,31	-0,54
NH ₃		1	0,90**	0,59	0,62	0,62	0,57	0,60	-0,57	0,40	-0,05	0,83*	-0,44
PO ₄ ³⁻			1	0,56	0,62	0,81*	0,70*	0,50	-0,76	0,04	0,05	0,85**	-0,54
NiT				1	0,78*	0,53	0,60	0,12	-0,21	0,40	-0,20	0,57	-0,44
CrT					1	0,34	0,53	0,37	-0,43	0,28	0,13	0,72*	-0,22
ZnT						1	0,63	0,18	-0,48	-0,22	0,03	0,60	-0,77*
CuD							1	0,11	-0,62	-0,19	-0,3	0,43	-0,33
DBO ₅								1	-0,51	0,22	0,40	0,75*	-0,2
OD									1	0,22	0,08	-0,70*	0,52
pH										1	-0,37	0,28	-0,19
TEM											1	0,16	0,32
COM												1	-0,65
ALT													1

* Nível de significância = 0,05 ** Nível de significância = 0,01

6.4.2 Dados do Sedimento Superficial

Com o objetivo de avaliar se existe correlação entre os parâmetros físicos e químicos do sedimento superficial, realizou-se a análise do Coeficiente de Spearman, obtida com os dados originais, conforme a Tabela 9.

Pode-se observar uma forte correlação positiva entre cobre e cromo total (0,74), níquel com matéria orgânica (0,80), com cascalho (0,80), zinco com cascalho (0,80), com areia (1,0), cascalho e areia (0,80), silte e argila (1,0). Uma correlação positiva mediana de níquel com zinco (0,60) e com areia (0,60). Estes resultados provavelmente estejam relacionados às interações entre metais e nutrientes, e destes, com a fração granulométrica de maior afinidade. Uma forte correlação negativa de zinco com silte (-1,0) e com argila (-1,0) indicando que, os locais (destacam-se 1 e 2) com menor quantidade de silte e argila no meio apresentaram maior concentração de zinco, isto porque este se adere a ligantes orgânicos que geralmente estão associados a partículas de menor granulometria. Por apresentarem maior área específica, as partículas menores favorecem processos que se desenvolvem na interface sedimento/água, como adsorção, interação com a matéria orgânica e precipitação dos metais. A correlação negativa de cascalho com silte (-0,80) e com argila (-0,80) é porque quanto maior a presença da classificação granulométrica cascalho, menor será a porcentagem de silte e argila na amostra, da mesma forma, areia com silte (-1,0) e argila (-1,0) e silte com argila (1,0), refletindo a dinâmica do rio.

Tabela 9 - Matriz de correlação (Coeficiente de Spearman) entre os parâmetros físicos e químicos, referente às coletas de amostras de sedimento superficial, no período de inverno/05.

	Cu	Cr T	Ni	Zn	MO	CAS	ARE	SIL	ARG
Cu	1	0,74	-0,20	0,20	-0,40	-0,40	0,20	-0,20	-0,20
Cr T		1	0,32	0,10	0,32	-0,21	0,10	-0,10	-0,10
Ni			1	0,60	0,80	0,80	0,60	-0,60	-0,60
Zn				1	0	0,80	1,0**	-1,0**	-1,0**
MO					1	0,40	0	0	0
CAS						1	0,80	-0,80	-0,80
ARE							1	-1,0**	-1,0**
SIL								1	1,0**
ARG									1

** Nível de significância = 0,01

6.4.3 Dados dos Testes Ecotoxicológicos

a) Teste de Assimilação com Amostras de Água Superficial

A análise estatística do Teste A com a água superficial compreendeu a comparação entre concentrações (20, 40, 60 e 80%) dentro de pré-tratamentos (sem pré-tratamento ou amostra bruta, esterelizado, decantado aerado e homogeneizado

aerado) e épocas (verão e inverno) através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente Teste Exato de Fisher (Apêndice 6). Neste teste, as maiores porcentagens de inibição nos ensaios ecotoxicológicos de assimilação foram 68,8% com os pré-tratamentos esterelizado e homogeneizado aerado, na época verão; 80% com os pré-tratamentos decantado e homogeneizado aerados, ambos na época inverno, e 81,3% com a amostra bruta ou sem pré-tratamento, na época verão; apesar de apenas as amostras decantadas aeradas, época inverno, apresentarem diferença significativa entre as concentrações e a inibição do PPO, após 24 horas ($p=0,037$).

A análise descritiva dos dados, sem ter significância estatisticamente, apresentou como melhores desempenhos na eliminação da interferência dos nutrientes na amostra (inibição do PPO), os pré-tratamentos na época verão: esterelizado, concentração 80%, média de inibição 69,53 e desvio padrão 34,94; amostra bruta ou sem pré-tratamento, 40%, média de inibição 53,43, desvio padrão 4,31, na concentração 60%, média de inibição 61,86, desvio padrão 13,29 e na concentração 80%, média de inibição 58,80, desvio padrão 33,36.

Também foi utilizada a análise de medidas repetidas, onde o fator pré - tratamento possui 4 níveis (1- dec, 2 – est, 3 - hom e 4 - st), o fator concentração tem 4 níveis (20, 40, 60 e 80), enquanto que o fator época de coleta possui 2 níveis (1- inverno e 2- verão). Os dados apresentaram heterogeneidade de variâncias e como não se tem uma análise estatística não-paramétrica adequada para este tipo de análise, a análise de variância foi realizada com os dados originais, conforme a Tabela 10.

Através da análise de variância, pode-se concluir que há diferença significativa ($p=0,0054$) para uma probabilidade de erro de $p = 0,05$ ou nível de significância de 5%, entre as médias de concentração, em relação à inibição do potencial de produção de oxigênio, após 24 horas.

Tabela 10 – Análise de variância com os dados originais dos Testes A com a água superficial.

CAUSAS DE VARIAÇÃO	GRAUS DE LIBERDADE	SOMA DE QUADRADOS	QUADRADO MÉDIO	VALOR DE F	Pr > F
PRE_TRAT	3	3138.31525	1046.10508	2.28	0.094
CONCENT	3	6753.61116	2251.20372	4.91	0.0054
PRE_TRAT*CONCENT	9	2239.01216	248.77913	0.54	0.8347
ERRO (A)	40	18351.34875	458.78372		
EPOCA	1	4609.54003	4609.54003	3.71	0.067
PRE_TRAT*EPOCA	3	1680.33936	560.11312	0.45	0.719
CONCENT*EPOCA	3	177.22028	59.07343	0.05	0.9859
PRE_TR*CONCENT*EPOCA	8	946.92858	118.36607	0.1	0.999
ERRO (B)	22	27305.45958	1241.15725		
TOTAL CORRIGIDO	93	75328.40809			

Como os dados apresentaram variabilidade e existe diferença significativa entre as médias de concentração entre os pré-tratamentos foi utilizado o teste de comparações múltiplas Dunnett T3, no nível de significância de 5%.

Para determinar qual média de concentração difere uma da outra, a variável resposta compreendeu a inibição do potencial de produção de oxigênio após 24 horas, mostrado pela Tabela 11.

Através do Teste Dunnett T3, pode-se concluir que a inibição média na concentração 80 (maior média de inibição) deve diferir significativamente da inibição média da concentração 20 (menor média de inibição), em relação à inibição do potencial de produção de oxigênio, após 24 horas.

Tabela 11 – Teste de comparações múltiplas Dunnett T3 com as concentrações dos Testes A com água superficial.

Concentração	n	Média	Erro Padrão da Média	Agrupamento Dunnett T3
80	28	46.43	6.31	A
60	27	35.50	5.76	AB
40	23	26.35	4.63	AB
20	16	21.72	3.50	B

Todos dos dados referentes à análise estatística descritiva encontram-se no Apêndice 7.

b) Teste de Assimilação com Amostras de Sedimento Superficial

Na comparação entre concentrações (20, 40, 60 e 80%) e épocas (inverno e verão) através do Teste Qui-Quadrado (Teste Exato de Fisher), concluiu-se não haver diferença significativa ($p=1,000$) entre as concentrações em relação às proporções de inibição do potencial de produção de oxigênio, após 24 horas (Apêndice 6). Entretanto, neste teste, a inibição alcançou 95% quando incluídas as duas épocas de coleta cruzadas com as concentrações, mesmo sem significância estatística. Observou-se que na época de coleta verão, em todas as concentrações, só ocorreu inibição do PPO, por isto, não foi realizado o Teste Qui-Quadrado.

A análise de medidas repetidas (Tabela 12) considerou os fatores: concentração com 4 níveis (20, 40, 60 e 80) e época que possui 2 níveis (inverno, verão). Os dados apresentaram heterogeneidade de variâncias, portanto, estes foram transformados através do método de mínimos quadrados ponderados, cuja variância dos grupos entrou na composição da ponderação.

De acordo com a análise de variância apresentada, pode-se concluir que deve haver diferença significativa entre as médias de concentração ($p=0,0096$), em relação à inibição do potencial de produção de oxigênio, após 24 horas, para uma probabilidade de erro de $p = 0,05$ ou nível de significância de 5%.

Tabela 12 – Análise de variância com os dados transformados através do método mínimos quadrados ponderados.

CAUSAS DE VARIÇÃO	GRAUS DE LIBERDADE	SOMA DE QUADRADOS	QUADRADO MÉDIO	VALOR DE F	Pr > F
Concent	3	25.15891226	8.38630409	8.58	0.0096
Erro (A)	7	6.83979759	0.97711394		
Epoca	1	0.94917924	0.94917924	0.91	0.3935
Concent*Epoca	3	1.34785443	0.44928481	0.43	0.7418
Erro (B)	4	4.16020241	1.0400506		

Total Corrigido	18	37.8327133		
-----------------	----	------------	--	--

Para determinar qual média de concentração difere uma da outra foi utilizado o Teste de Comparações Múltiplas de Tukey, no nível de significância de 5%, tendo como variável resposta a inibição do potencial de produção de oxigênio, após 24 horas.

Através do Teste de Tukey, a maior diferença entre as médias foi 61,094 na comparação entre as concentrações 80 e 20% (Tabela 13). Desta maneira, pode-se concluir que a inibição média na concentração 80 (maior média de inibição) deve diferir significativamente da inibição média da concentração 20 (menor média de inibição), em relação à inibição do potencial de produção de oxigênio, após 24 horas. Na análise estatística descritiva dos dados, mesmo sem significância estatisticamente, apresenta a concentração 80% com melhor desempenho de inibição (94,24) do PPO, após 24h, e menor desvio padrão (4,33).

Tabela 13 – Teste de comparações múltiplas de Tukey entre as concentrações dos Testes A com sedimento superficial.

Comparação entre as Concentrações	Diferença entre as médias	Intervalo de confiança 95%	
80 – 60	13,357	-17,712	44,426
80 – 40	35,283	-6,892	77,459
80 – 20	61,094	11,254	110,934
60 – 40	21,927	-30,062	73,915
60 – 20	47,737	-10,641	106,115
40 – 20	25,811	-39,162	90,784

Todos dos dados referentes à análise estatística descritiva encontram-se no Apêndice 8.

c) Teste de Dissimilação com Amostras de Água Superficial

Comparando as concentrações dentro dos pré-tratamentos e épocas, através do Teste Qui-Quadrado (Teste Exato de Fisher), pode-se concluir que não há diferença significativa entre as concentrações em relação às proporções de inibição do potencial de consumo de oxigênio, após 24 horas (Apêndice 6). Neste teste, a maior porcentagem de inibição nos ensaios ecotoxicológicos de dissimilação foi 54,2% com o pré-tratamento esterelizado, época inverno, e 75% com a amostra bruta ou sem pré-tratamento, época verão, apesar de não apresentarem diferenças significativas entre as concentrações e a inibição do PCO.

A estatística descritiva dos dados, sem ter significância estatisticamente, mostra o pré-tratamento esterelizado com a concentração 80% na época de coleta verão com o melhor desempenho, 57,5 de inibição e 24,74 de desvio padrão, na comparação geral.

A análise de medidas repetidas envolveu os fatores: pré-tratamento possui 4 níveis (1 - dec, 2 - est, 3 - hom e 4 - st), concentração tem 4 níveis (20, 40, 60 e 80%) e época possui 2 níveis (1- inverno e 2- verão). Os dados apresentaram heterogeneidade de variâncias e como não se tem uma análise estatística não-paramétrica adequada para este tipo de análise, a análise de variância foi realizada

com os dados originais, conforme a Tabela 14.

Através da análise de variância, pode-se concluir que não há diferença significativa entre as médias de inibição no pré-tratamento, concentração e nem na época, assim como não há diferença significativa entre as médias de inibição na interação desses fatores, ao nível de significância de 5%, em relação à inibição do potencial de consumo de oxigênio, após 24 horas.

Tabela 14 - Análise de variância com os dados originais dos Testes D com a água superficial.

CAUSAS DE VARIAÇÃO	GRAUS DE LIBERDADE	SOMA DE QUADRADOS	QUADRADO MÉDIO	VALOR DE F	Pr > F
PRE_TRAT	3	4073.552424	1357.850808	1.77	0.2066
CONCENT	3	4853.763718	1617.921239	2.11	0.1528
PRE_TRAT*CONCENT	6	1220.326565	203.387761	0.26	0.943
ERRO (A)	12	9214.887833	767.907319		
EPOCA	1	44.276312	44.276312	0.55	0.5136
PRE_TRAT*EPOCA	2	66.349833	33.174917	0.41	0.6965
CONCENT*EPOCA	3	408.786011	136.262004	1.68	0.3402
PRE_TR*CONCENT*EPOCA	2	52.949091	26.474545	0.33	0.7443
ERRO (B)	3	243.3225	81.1075		
TOTAL CORRIGIDO	36	23742.70108			

Todos dos dados referentes à análise estatística descritiva encontram-se no Apêndice 8.

d) Teste de Dissimilação com Amostras de Sedimento Superficial

Os Testes D com as amostras de sedimento superficial apresentaram aceleração do PCO, após 24h, em praticamente todas as concentrações e locais, com exceção das concentrações 60 (-17,6%) e 80% (-35,3%) do local 1. O que leva a pensar que as bactérias aeróbias heterotróficas adaptadas ao consumo de extrato de carne granulada não são sensíveis ao elutriato quanto à inibição do PCO após 24h, pelo contrário, têm seu metabolismo estimulado, comportamento oposto ao apresentado pelas culturas de Clorófitas. Desta forma, pode-se dizer que o método do Teste D com elutriato não demonstra uma sensibilidade para a sua padronização.

Observa-se que o Teste A-D com água superficial, mesmo não apresentando significância estatisticamente, mostraram que a maior inibição do PBO e PCO, foi com o pré-tratamento esterelizado na concentração 80%, apesar deste apresentar maior desvio padrão que o Teste A com a amostra bruta. Tal comportamento na eliminação das interferências do Teste A-D, respectivamente os nutrientes e a alta DBO na amostra, seja devido à fervura a 120°C/15 min em autoclave por eliminar a concorrência com as bactérias existentes na amostra e por provocar a liberação e/ou a decomposição dos nutrientes e substâncias orgânicas biodegradáveis, mas não dos compostos persistentes e metais pesados do meio, revelando assim, os efeitos de potencial tóxico da água superficial.

Para a comparação geral, entre os locais de coleta, dados químicos da água

(metais pesados e nutrientes) e do sedimento (metais pesados, matéria orgânica e granulometria), dados biológicos dos Testes de Assimilação e Dissimilação com água e sedimento superficial foi realizada a análise não paramétrica (Tabela 15). Nos dados biológicos os valores utilizados para a análise foram os de inibição.

Os ranks estão na mesma ordem de grandeza dos valores registrados para cada variável em estudo. O local 4 apresenta os maiores ranks para as variáveis água – metais pesados, Teste D – água, Teste A – água, significando em geral, que os metais pesados e a inibição no Teste A-D com água superficial apresentaram os maiores valores em comparação aos demais locais de amostragem. O local 2 mostra os maiores ranks para as variáveis água – nutrientes, sedimento – metais pesados, sedimento – matéria orgânica e Teste A – sedimento, significando em geral, que os nutrientes da água superficial, os metais pesados e a matéria orgânica do sedimento superficial e a inibição no Teste A com o sedimento superficial apresentaram os maiores valores em comparação aos outros locais. Os locais 1 e 2 apresentaram uma proximidade quanto ao desempenho nos resultados das variáveis água – metais pesados, água – nutrientes e Teste A – água, demonstrando serem os locais mais impactados pela contaminação de metais pesados e nutrientes, e que o nível de concentração destes na água superficial influencia diretamente a inibição do potencial de produção de oxigênio após 24h, no Teste A com a água superficial. O local 1 obteve o maior rank para a variável sedimento – granulometria, significando que este local possui o maior tamanho de grânulos no sedimento superficial.

Tabela 15 – Análise não paramétrica, por rank e rank médio, entre todos os dados químicos e biológicos dos Testes A-D, com a água e o sedimento superficial.

Locais	Água metais (rank médio)	Água nutrien (rank médio)	Sedim metais (rank)	Sedim mat org (rank)	Sedim granulo (rank)	Água Teste D (rank médio)	Água Teste A (rank médio)	Sedim Teste A (rank médio)
1	6	6	2	2	4	15,04	43,2	9,56
2	6,5	7	4	4	3	16,73	50,78	13,33
3	3	3	3	1	2	#	30,21	7,75
4	7	6,5	*	*	*	28,63	56,06	*
5	1,5	1,5	1	3	1	24,25	36,09	10,63

Neste local não houve inibição.

* Impossibilidade de amostragem do sedimento superficial do local 4.

- Obs.: Nos dados biológicos, Teste D, sedimento superficial, em nenhum momento foi analisado pois não houve inibição. Só há o local 1 com duas informações de inibição.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos no presente trabalho permitem inferir que na (o):

AVALIAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DA ÁGUA SUPERFICIAL

A água superficial da BH do Arroio Tega, quanto aos parâmetros físicos e químicos avaliados, atende apenas a Classe 3 ou 4 da Resolução CONAMA 357/05, salientando níquel, cobre e fosfato (menos local 5) com teores muito acima dos da norma. A condutividade também é bastante elevada, mostrando o comprometimento dos corpos d'água da área de estudo. Tudo isso revela contaminação, alteração da qualidade e potencial para causar efeitos tóxicos adversos na seguinte escala decrescente de intensidade (integração dos parâmetros físicos, químicos e biológicos): local 4, local 2, local 1, local 3 e local 5. Essa discriminação poderá ser utilizada como ferramenta auxiliar na indicação daquelas áreas que devem ser priorizadas ou mais profundamente avaliadas (ex. tratamento da água).

AVALIAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DO SEDIMENTO SUPERFICIAL

O sedimento superficial da BH do Arroio Tega, no que tange aos parâmetros físicos e químicos avaliados, apresenta contaminação e potencial para causar efeitos tóxicos adversos. A ordem decrescente quanto à impactação por fontes antrópicas segue: local 2, local 1, local 3 e local 5. Essa hierarquização pode ser usada como subsídio na escolha das áreas que devem ser priorizadas ou mais profundamente avaliadas.

Quanto ao grau de contaminação por metais, pode-se estabelecer a seguinte classificação: cobre – locais 2 e 3 fortemente poluídos e local 1 moderadamente poluído; cromo – local 2 fortemente poluído; níquel – locais 1 e 2 fortemente poluídos; zinco – locais 1, 2 e 3 fortemente poluídos.

As avaliações da água e do sedimento superficial refletem a utilização do recurso hídrico como depositário direto das atividades desenvolvidas na área de estudo – efluentes industriais e cloacais não tratados e a agricultura - modificando fortemente as condições ambientais.

MANUTENÇÃO DO TESTE DE ASSIMILAÇÃO (TESTE A)

As culturas mistas de Clorofíceas atingem a fase exponencial em três dias, na média, posteriores à incubação.

Este estudo revela uma elevada e desconhecida capacidade de adaptação das culturas à solução nutritiva ISO 8692/1989 (E) 10 vezes menos enriquecida (modificação da norma original), no alcance do crescimento exponencial.

MANUTENÇÃO DO TESTE DE DISSIMILAÇÃO (TESTE D)

As culturas de bactérias aeróbias heterotróficas com uma concentração de 0,0001 g/L ou 0,005 g em 50 L) de extrato de carne granulado fornecida diariamente

alcançam um CBO médio diário de 0,5 mg/L (valor desejado).

A concentração de 0,012 g/L de extrato de carne granulada no controle do Teste-D mostrou ser ideal para atingir um PCO desejado de 5 mg/L, após 24h.

TESTE A – D COM ÁGUA SUPERFICIAL

O pré-tratamento esterilizado, estatisticamente sem significância, foi o que apresentou maior inibição do consumo e produção de oxigênio, na concentração 80%, após 24h, nos Testes A e D com amostras de água superficial da Bacia Hidrográfica do Arroio Tega.

Quanto à aplicabilidade dos Testes A e D, na eliminação da interferência dos nutrientes e da alta DBO, o pré-tratamento esterilizado apresenta as maiores porcentagens de inibição do PPO e PCO, mas para a obtenção da significância estatística, devem ser feitos mais testes.

Na análise estatística dos Testes de Assimilação com água superficial, há diferença significativa entre as médias de concentração ($p=0,0054$), em relação à inibição do potencial de produção de oxigênio, após 24 horas, para uma probabilidade de erro de $p = 0,05$ ou nível de significância de 5%, diferindo significativamente a inibição média na concentração 80 (maior média de inibição) da inibição média da concentração 20 (menor média de inibição).

Contudo, os resultados apresentam possibilidade de aplicação do Teste A-D na avaliação da toxicidade e monitoramento de efluentes e águas superficiais. Este método mostrou ser um procedimento operacional simples e rápido, aplicável simultaneamente a um grande número de amostras e de baixo custo.

TESTE A – D COM SEDIMENTO SUPERFICIAL

Através dos Testes A e D realizados com o sedimento superficial, se verificou a necessidade de centrifugar a solução de elutriato por um período de 15 min a 5000 rpm de modo a eliminar a interferência da turbidez.

Na análise estatística dos Testes A com sedimento superficial, há diferença significativa entre as médias de concentração ($p=0,0096$), em relação à inibição do potencial de produção de oxigênio, após 24 horas, para uma probabilidade de erro de $p = 0,05$ ou nível de significância de 5%, diferindo significativamente a inibição média na concentração 80 (maior média de inibição) da inibição média da concentração 20 (menor média de inibição).

No Teste A, o rank dos locais de coleta quanto à inibição da PPO, após 24h, se mostrou na seguinte ordem decrescente $2 < 5 < 1 < 3$. No Teste D, apenas o local 1, nas concentrações 60 e 80%, mostrou inibição do PCO, após 24h.

Os Testes A e D, com a solução de elutriato, responderam de forma diferenciada quanto às taxas de PPO e PCO após 24h. Os Testes A apresentaram inibição da fotossíntese e os Testes D, aceleração da respiração, mostrando sensibilidades diferentes, não havendo uma complementação dos processos autotrófico e heterotrófico.

Assim, os resultados não apresentam possibilidade de aplicação dos Testes A-D com elutriato na avaliação da toxicidade de sedimentos superficiais.

8. RECOMENDAÇÕES

- Este estudo poderá servir como subsídio para futuras investigações geoquímicas e ambientais na região, uma vez que estabeleceu faixas de concentração e relações de referência para os elementos químicos cobre, níquel, cromo e zinco, presentes na água e sedimentos superficiais da Bacia Hidrográfica do Arroio Tega, em Caxias do Sul, RS.

- Sugerir a elaboração de um plano de trabalho conjunto entre o órgão de abastecimento de água e esgotamento sanitário, secretaria de meio ambiente, secretaria da educação, ongs e associações de bairro do município, com base neste estudo integrado dos parâmetros químicos e biológicos da água e do sedimento superficial e de outros estudos afins, enfatizando-se a situação dos locais mais críticos, isto é, de maior poluição ambiental, na BH do Arroio Tega, de modo a definir ações direcionadas à educação ambiental (estudo de percepção e sensibilização ambiental), ao controle das possíveis fontes poluidoras através da fiscalização (quanto ao tratamento e destino adequado dos seus efluentes), ao monitoramento da qualidade ambiental (determinação de locais ao longo da BH) e busca de investimentos para implantação e/ou ampliação de um sistema de tratamento de esgoto cloacal.

- Realizar ensaios ecotoxicológicos com a água e o sedimento superficial em outros organismos da cadeia trófica, como por exemplo, consumidores primários (crustáceos) e secundários (peixes), pois estes podem refletir sensibilidades complementares às mostradas neste trabalho.

- Desenvolver estudos objetivando conhecer os mecanismos de transporte dos elementos-traço, identificação das suas possíveis formas tóxicas e medidas saneadoras em ecossistemas aquáticos.

- A variabilidade dos resultados químicos e ecotoxicológicos observada durante o trabalho pode indicar a necessidade de intervalos menores entre as campanhas amostrais e/ou maior quantidade de testes (mínimo de 32 combinações). Desta forma, sugere-se a adoção de um número maior de testes e amostragens mais frequentes.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12648**: Ecotoxicologia aquática. Toxicidade crônica. Método de ensaio com algas (*Chlorophyceae*). 24p., 2005.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12713**: Ecotoxicologia aquática. Toxicidade aguda. Método de ensaio com *Daphnia spp* (Crustacea, Cladocera). 21p. 2004.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12716**: Água. Ensaio de Toxicidade Aguda com Peixes. Parte III – Sistema de Fluxo Contínuo. 17p., 1993.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13373**: Ecotoxicologia aquática. Toxicidade crônica. Método de ensaio com *Ceriodaphnia spp* (Crustacea, Cladocera). 15p., 2005.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 15088**: Ecotoxicologia aquática. Toxicidade aguda. Método de ensaio com Peixes. 19p., 2004.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 15308**: Ecotoxicologia aquática. Toxicidade aguda. Método de ensaio com Misidáceos (Crustacea). 17p., 2005.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 15350**: Ecotoxicologia aquática. Toxicidade crônica de curta duração. Método de Ensaio com Ouriço - do - mar (*Echinoderma, Echinoidea*). 17p., 2006.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 15411-1**: Ecotoxicologia aquática. Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente). Parte I – Método utilizando bactérias recém-cultivadas. 18p., 2006.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 15411-2**: Ecotoxicologia aquática. Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente). Parte II – Método utilizando bactérias desidratadas. 14p., 2006.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 15411-3**: Ecotoxicologia aquática. Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente). Parte III – Método utilizando bactérias liofilizadas. 15p., 2006.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 15470**: Ecotoxicologia aquática. Toxicidade em sedimento – Método de Ensaio com *Hyalella spp* (Amphipoda). 20p., 2007.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12614: Águas. Determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Método de Incubação (20 graus Celsius, 5 dias).** 5 p., 1992.

ADMIRAAL, W.; BARRANGUET, C.; VAN BEUSEKOM, S. A. M.; BLEEKER, E. A. J.; VAN DEN ENDE, F. P.; VAN DER GEEST, H. G.; GROENENDIJK, D.; IVORRA, N.; KRAAK, M. H. S.; STUIJFZAND, S. C. Linking ecological and ecotoxicological techniques to support river rehabilitation. **Chemosphere**, nº 41, p. 289-295, 2000.

ADRIANO, D. C., **Trace elements in the terrestrial environment.** New York: Springer-Verlag, 147 p., 1986.

AIT-AISSA, S.; PANDARD, P.; MAGAUD, H.; ARRIGO, A. P., THYBAUD, E., PORCHER, J. M. Evaluation of an in vitro hsp 70 induction test for toxicity assessment of complex mixtures: comparison with chemical analysis and ecotoxicity tests. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. nº 54, p. 92-104, 2003.

ALLEN, S. E. **Chemical Analysis of Ecological Materials.** 2 ed. London: Blackwell Scientific Publications. 368 p. 1989.

ALLOWAY, B. J. The origin of heavy metals in soils. In: ALLOWAY, B. J. ed. **Heavy metals in soils.** New York, John Wiley & Sons, p. 29-39, 1990.

AMAZARRAY, M. T. R. **Origem, distribuição e formas de transferência de elementos-traço na lagoa Emboaba: uma lagoa costeira do Estado do Rio Grande do Sul.** São Carlos, 1992. Tese de Doutorado em Ecologia. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, 234p., 1992.

ANDERSEN, R. A. Algal biodiversity, with remarks on the ecological and economic significance on algae. **Anais do IV Congresso Latino-Americano.** II Reunião Ibero-Americana. VII Reunião Brasileira de Ficologia, nº 1, p. 13-29, 1998.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 21^a ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, DC, 2005.

AUBERT, H.; PINTA, M. **Trace elements in soils.** Amsterdam: Elsevier Scientific Publ., Co., 395 p., 1977.

AZAM, F.; FENCHEL, T.; FIELD, J. G.; GRAY, J. S.; MEYER-REIL, L. A.; THINGSTAD, F. The ecological role of water-column microbes in the sea. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, nº 10, p. 257-263, 1983.

BAISCH, P. Les oligo-elementsmetalliques du systeme fluvio-lagunaire dos Patos (Bresil): flux et devenir. Bordeaux, 1994. **Tese de Doutorado em Geologia Marinha.** L'Université de Bordeaux I, 358 p., 1994.

BARRANGUET, C., VAN DEN ENDE, F. P.; RUTGERS, M.; BREURE, A. M.; GREIJANUS, M.; SINKE, J. J.; ADMIRAAL, W. Cooper-induced modifications of the

trophic relations in riverine algal-bacterial biofilms. **Environmental Toxicology Chemistry**. nº 22, p. 1340-1349, 2003.

BARTRAM, J.; BALLANCE, R. **Water Quality Monitoring**: A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes. London: E&FN Spon, 383 p., 1996.

BEVILACQUA, J. E. Estudos sobre a Caracterização e Estabilidade de Amostras de Sedimento do Rio Tiete, SP. **Tese de Doutorado** – IQ-USP, 1996.

BLAISE, C.; SERGEY, G.; WELLS, P.; BERMINGHAM, N.; VAN COILLIE, N. Biological testing-development, application and trends in Canadian Environmental Protection laboratories. **Toxicology Assessment**, nº 3, p. 385-406, 1988.

BORG, H. Trace Elements in Lakes. In: SALBU, B. & STEINNES, E. (eds.) **Trace Elements in Natural Waters**. Boca Raton: CRC Press, p. 177-201, 1995.

BOTSFORD, J. L. Acomparison of ecotoxicological tests. **Alternatives to Laboratory Animals**, nº 30, p. 539-550, 2002.

BOURRELLY, P. **Les algues d'eau douce**. Initiation à la systématique. I. Algues vertes. Paris: Nouvelle Boubée, 572 p., 1990.

BOWEN, H. J. M. **Environmental chemistry of the elements**. London: Academic Press, 333 p., 1979.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. São Paulo: CETESB, 764 p., 1993.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. 3. ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB; 616p., 1986.

BRASIL. CONAMA. Resolução nº 20, de 18 de junho de 1986 – **Classificação das águas doces, salobras e salinas do território nacional**. Brasília, 1986.

BRASIL. CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 – **Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e condições e padrões de lançamento de efluentes**. Brasília, 2005.

BRASIL. CONAMA. Resolução nº 344, de 25 de março de 2004 – **Diretrizes gerais e procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras**. Brasília, 2004.

British Toxicology Society Working Party on Toxicity. Special Report: a new approach to the classification of substances and preparations on the basis of their acute toxicity. **Biometrics**, nº 20, p. 385, 1984.

BRUNSTRÖM, B.; BROMAN, D.; NÄF, C. Toxicity and EROD inducing potency of 24 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in chick embryos. **Arch. Toxicol.**, nº 65, p.

363-375, 1991.

BURTON, G. A. Assessing contaminated aquatic sediments. **Environmental Sciences Technology**. v. 26, nº 10, p. 1862-1863, 1992.

BURTON, G. A. Sediment quality criteria in use around the world. **Limnology**. Tokyo: Springer Verlag, v. 3, nº 2, p. 65-75. 2002.

CAMPOS, M. L.; PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N. Baseline concentration of heavy metals in Brazilian latosols. **Comm. Soil Sci. Plant Anal.**, nº 34, p. 547-557, 2003.

CARNEY, H. J. Biodiversity, conservation and global change: an algal perspective. **Anais do IV Congresso Latino-Americano**. II Reunião Ibero-Americana, VII Reunião Brasileira de Ficologia, nº 1, p. 31-42, 1998.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Técnicas de Investigação de Mortandade de Peixes**. São Paulo, 1994.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. CASARINI, D. C. P. *et al.* 73 p. + ap. São Paulo: CETESB, 2001.

CHAPMAN, D. **Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2 ed. London, E & F. Spon, 626 p., 1992.

CHEUNG, K. C.; CHU, L. M.; WONG, M. H. Toxic effect of landfill leachate on microalgae. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 69, nº 3-4, p. 337-349, 1993.

CHIOCHETTA, C. G. Avaliação Ecotoxicológica de águas superficiais no município de Caxias do Sul. **Dissertação de Mestrado em Biotecnologia**. Universidade de Caxias do Sul. Caxias do Sul, 91 p, 2004.

CORBI, J. J.; STRIXINO, S. T.; SANTOS, A.; DEL GRANDE, M. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Química Nova**, v. 29, nº 1, p. 1-9, 2006.

CORDANI, U. G.; VANDOROS, P. Basaltic rocks of the Paraná basin. In: **Problems in Brazilian Gondwana geology**. Edited by BIGARELLA, J. J., BECKER, R. D., PINTO, J. D. Curitiba: Imprensa da Universidade Federal do Paraná, p. 207-231, 1967.

DIAMOND, J.; DALEY, C. What is the relationship between whole effluent toxicity and instream biological condition? **Environmental Toxicology and Chemistry**. nº 9, p. 158-168, 2000.

DIN. Deutsches Institut für Normung. DIN 38412: **Testverfahren mit Wasserorganismen (gruppel)**. Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Daphnien über Verdünnungsstufen. Deutschland, 13p., 1989.

DREVER, J. I. **The geochemistry of natural waters**. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 388 p., 1982.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Risk assessment guidance for superfund: human health evaluation manual**. v.1, Washington, DC: EPA, 1989b. (EPA/540/1-89/002).

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Evaluation of Dredged Material Proposed for Ocean Disposal**. EPA 503/8-91/001, 1991.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 602 p., 1998.

FENT, F. Ecotoxicological problems associated with contaminated sites. **Toxicology Letters**, nº 140-141, p. 353-365, 2003.

FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental. Disponível em: www.fepam.rs.gov.br/qualidade/taquariantas.asp [Acessado em 20/10/2005]

FONTANELLA, A. C. Inibição da fotossíntese em clorófitas como indicador de toxicidade em águas superficiais. **Trabalho de Conclusão de Curso de Bacharel em Ciências Biológicas**. Universidade de Caxias do Sul. Caxias do Sul, 2004.

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G. T. W. **Metal pollution in the aquatic environment**. 2. ed. Berlin: Springer-Verlag, 486 p., 1981.

GUCHTE, C. van de; LEEUVEN, C. J. Sediment pollution. In: **Manual on aquatic ecotoxicology**. Edited by Kruijf, H. A. M.; Zwart, D.; Viswanathan, P. N.; Ray, P. K. New Delhi: Allied Publishers Private, cap. 29, p. 180-191. (Proceedings of the Indo-Dutch Training Course on Aquatic Ecotoxicology, 1988, India), 1988.

GUÉGUEN, C.; GILBIN, R.; PARDOS, M.; DOMINIK, J. Water toxicity and metal contamination assessment of a polluted river: the Upper Vistula River (Poland). **Applied Geochemistry**, nº 19, p. 153-162, 2004.

GUILHERME, L. R. G., MARQUES, J. J., PIERANGELI, M. A. P., ZULIANI, D. Q., CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos Ci. Solo**, v. 4, p. 345-390, 2005. Disponível em: www.geocities.com/giuliano_marchi/Top_v4_n9.pdf [Acessado em 17/12/2005]

GUNATILLEKA, A. D.; POOLE, C. F. Models for estimating the non-specific toxicity of organic compounds in short-term bioassays. **The Analyst**, nº 125, p. 127-132, 2000.

GUZZELLA, L. Comparison of test procedures for sediment toxicity evaluation with

Vibrio fischeri bacteria. **Chemosphere**, v. 37, nº 14-15, p. 2895-2909, 1998.

HOROWITZ, A. **A primer on sediment - trace element chemistry**. 2 ed. Lewis Publishers, 1991.

HSIEH, C. Y.; TSAI, M. H.; RYAN, D. K.; PANCORBO, O. C. Toxicity of the 13 priority pollutant metals to *Vibrio fischeri* in the Microtox® chronic toxicity test. **The Science of the Total Environment**, nº 320, p. 37-50, 2004.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Renováveis. Portaria Normativa nº 84, de 15 de outubro de 1996. **Estabelece critérios a serem utilizados junto ao IBAMA, para efeitos de registro e avaliação potencial de periculosidade ambiental (ppa) de agrotóxicos, seus componentes e afins**. 33 p., 1996.

IHD-WHO WORKING GROUP ON THE QUALITY OF WATER. **Water quality surveys: a guide for the collection and interpretation of water quality data**. Paris: UNESCO, 350 p., 1978.

ISO. International Standardization Organization. **ISO 8692**. Water quality – Fresh algal growth inhibition test with *Scenedesmus subspicatus* e *Selenastrum capricornutum*. Geneva, 1989.

JORNAL PIONEIRO. **Caderno Bairro São José**. Caxias do Sul, p. 6-7, 27/10/2005.

KNIE, J. Proteção ambiental com testes ecotoxicológicos. **Experiências com a análise das águas e dos efluentes no Brasil**. Fundação do Meio Ambiente de Florianópolis/ Santa Catarina (FATMA), 1998.

KREBS, F. Der Assimilations-Zehrungstest (A-Z Test): Durchführung und apparative Ausstattung. **Gewässerschutz, Wasser und Abwasser**. nº 63, p. 125-171, 1983.

KREBS, F. **Ökotoxikologische Bewertung von Abwässern und Umweltchemikalien Umweltforschungsplan des Bundesministeriumn des Inner**, Wasserwirtschaft Forschungsvorhaben 102 05 115, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 134p., 1985.

LACERDA, L. D. Aplicação da metodologia de abordagem pelos parâmetros críticos no estudo da poluição por metais pesados na Baía de Sepetiba. **Tese de Doutorado em Biofísica**. Rio de Janeiro: UFRJ, 166 p., 1983.

LAYBAUER, L. Análise de transferências de metais pesados em águas e sedimentos fluviais na região das minas de Camaquã, RS. **Dissertação de Mestrado em Geociências**. Porto Alegre: UFRGS, 164 p., 1995.

LEMES, M. J. L. Avaliação de Metais e Elementos-Traço em Águas e Sedimentos das Bacias Hidrográficas dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo, São Paulo. **Dissertação de Mestrado em Ciências, Área de Tecnologia Nuclear**. São Paulo: IPEN, 145 p., 2001.

LEWIS, M. A. Use of freshwater plants for phytotoxicity testing: a review. **Environmental Pollution**, nº 87, p. 319-336, 1995.

LICHT, O. A. B. **Prospecção Geoquímica: princípios, técnicas e métodos**. Rio de Janeiro: CPRM, 236p.

LIMA, M. C.; GIACOMELLI, M. B. O.; STÜPP, V.; ROBERGE, F. D. Especiação de cobre e chumbo em sedimento do Rio Tubarão (SC) pelo método Tessier. **Química Nova**, v. 24, nº 6, p. 734-742, 2001.

LIVENS, F. R. Chemical Reactions of Metals with Humic Material. **Environmental Pollution**, v. 70, p.183-208, 1991.

MA, J.; XU, L.; WANG, S.; ZHENG, R.; JIN, S.; HUANG, Y. Toxicity of 40 herbicides to green algae *Chlorella vulgaris*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, nº 51, p. 128-132, 2002a.

MA, J.; ZHENG, R.; WANG, S. Differential sensitivity of two green algae, *Scenedesmus obliquus* and *Chlorella pyrenoidosa*, to 12 pesticides. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, nº 52, p. 57-61, 2002b.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificação e fatos**. São Paulo: Produquímica, p. 40-62, 1994.

MALM, O. Estudo da poluição ambiental por metais pesados no sistema rio Paraíba do Sul – rio Guandu (RPS-RG) através da metodologia de abordagem pelos parâmetros críticos. **Dissertação de Mestrado em Biofísica**. Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 152 p., 1986.

MARGALEF, R. **Ecologia**. Barcelona: Ediciones Omega, 1998.

MARKICH, S. J.; BROWN, P. L. Relative Importance of Natural and Anthropogenic Influence on the Fresh Surface Water Chemistry of the Hawkesbury-Nepean River, South-Eastern , Australia. **The Science of the Total Environment**, nº 217, p. 201-230, 1998.

MELO, W. J.; MELO, G. M. P.; MELO, V. P. Metais pesados no ambiente decorrente da aplicação de lodo de esgoto em solo agrícola. 98p. Disponível em: www.ambientenet.eng.br/TEXTOS/LODO20%ESGOTO.pdf [Acessado em 10/07/2005]

MOORE, J. W.; RAMAMOORTHY, S. **Heavy metals in natural waters**. Berlin: Springer-Verlag, 268p., 1984.

MOORE, J. J. **Chemical metallurgy**. 2 ed. London: Butterworths, 435p., 1990.

MOORE, J. W. **Inorganic Contaminants of Surface Water**. New York: Springer-Verlag, 334 p., 1991.

MOSS, B. **Ecology of Fresh Waters: Man and Medium, Past to Future**. 3rd ed. London:Blackwell Science, 557 p., 1998.

MOREIRA, R. C. A.; BOAVENTURA, G. R. Referência geoquímica regional para a interpretação das concentrações de elementos químicos nos sedimentos da bacia do Lago Paranoá – DF. **Química Nova**, v. 26, nº 6, p. 1-19, 2003.

OECD. Organization for Economic Cooperation and Development. **Guidelines for Testing of Chemicals**. Paris, 1982.

OECD. Organization for Economic Cooperation and Development. **Guidelines for Testing of Chemicals**. Paris, 1984.

PAIVA, J. B. D. & PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. FINEP/ABRH/UFSM, Porto Alegre, 623 p., 2001.

PIRES, M. A. F.; KATSUÓKA, L.; COTRIM, M. E. B; MARTINS, E. A. J.; BITENCOURT, M.; IGNÁCIO, M. **Avaliação de Riscos de Contaminação de Áreas Destinadas à Captação de Água Superficial para Abastecimento Público nos Municípios de São João da Boa Vista, Águas da Prata, Espírito Santo do Pinhal e Santo Antônio do Jardim, SP**. VI Encontro de Ecotoxicologia. Realizado de 3 a 6 de Setembro de 2000, p. 76, 2000.

PISKORSKA-PLISCZZYNSKA, J.; KEYS, B.; SAFE, S.; NEWMAN, M. S. The cytosolic receptor binding affinities and AHH induction potencies of 29 polynuclear aromatic hydrocarbons. **Toxicology Letters**, nº 34, p. 67-74, 1986.

PISTOCCHI, R.; MORMILE, M. A.; GUERRINI, F.; ISANI, G.; BONI, L. Increased production of extra- and intracellular metal-ligands in phytoplankton exposed to copper and cadmium. **J. Appl. Phycol.** nº 12, p. 469-477, 2000.

PORTO, R. L. L.; BRANCO, S. M.; CLEARY, R. W.; COIMBRA, R. M.; EIGER, S.; LUCA, S. J.; NOGUEIRA, V. P. Q.; PORTO, M. F. A. **Hidrologia Ambiental**, 3 ed. Edusp, São Paulo, 414 p., 1991.

PRESS, F.; SIEVER, R. **Earth**. New York: W. H. Freeman and Company. 4. ed. 656 p., 1986.

RAND, G. M.; PETROCELLI, J. R. **Fundamentals of Aquatic Toxicity**. McGraw Hill International Book Company, 666 p., 1985.

REGINATTO, V. **Avaliação do ensaio de toxicidade com a alga *Scenedesmus subspicatus* para o estudo de efluentes industriais**. Tese. Instituto de Química. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 1998.

REIS, A. C. M. **Índice de Qualidade do Arroio Tega**. Estágio Supervisionado em

Engenharia Química. Caxias do Sul: UCS, 2002.

ROBAINA, L. E.; FORMOSO, M. L. L.; PIRES, C. A. F. Metais pesados nos sedimentos de corrente, como indicadores de risco ambiental – Vale do Rio dos Sinos, RS. **Revista do Instituto Geológico**. São Paulo, v. 23, nº 2, p. 35-47, 2002.

ROCHA, O. Perfil do Conhecimento de Biodiversidade em Águas Doces no Brasil. Relatório Final. São Carlos, SP, 69p., 2000.

RODRIGUES, M. L. K. Diagnóstico da Poluição por Elementos-Traço no Sedimento da Bacia Hidrográfica do Rio Caí (RS). **Dissertação de Mestrado em Ecologia** Porto Alegre: UFRGS, 124 p., 1997.

RUBESKA, I. Determination of Trace Elements in Natural Waters by Atomic Absorption Spectrometry. In: WEST, T. S.; NURNBERG, H. W. (eds.) **The Determination of Trace Metals in Natural Waters**. London: Blackwell Scientific Publications, p. 91-104, 1988.

SLABBERT, J. L. **Guidelines for toxicity bioassaying of water and effluents in South Africa**. Contact Report for the Water Research Commission. Project No. K5/358/0/1. Division of Water Technology, Pretoria, South África, 1996.

SCHÄFER, A. E. **Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais**. Porto Alegre: Ed. da Universidade (UFRGS), 523 p., 1985.

SOARES, A. M. V. M. Ecotoxicologia e determinação de riscos ecológicos: prática e perspectivas. In: **Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente**. Lisboa: Universidade de Lisboa, v. 1, p. 43-52, 1991.

SOARES, M. C. C.; MIZUSAKI, A. M. P.; GUERRA, T.; VIGNOL, M. L. Análise geoquímica dos sedimentos de fundo do Arroio do Salso, Porto Alegre – RS – Brasil. **Pesquisas em Geociências**. Porto Alegre, v. 31, nº 1, p. 39-50, 2004.

SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: FCO, 239 p., 1995.

SPONZA, D. T. Application of toxicity tests into discharges of the pulp-paper industry in Turkey. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, nº 54, p. 74-86, 2003.

SUGUIO, K.; BIGARELLA, J. J. **Ambiente Fluvial: ambientes de sedimentação, sua interpretação e importância**. Paraná: Editora da Universidade Federal do Paraná; Associação de Defesa e Educação Ambiental, 183 p., 1979.

TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G. C.; BISSON, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. **Analytical Chemistry**, v. 51, nº. 7, p. 844-851, 1979.

THOMAS, R. L., FRANK, R. Introduction to ecological effects in situ sediment contaminants. **Hydrobiologia**, v. 149, p. 1-4, 1987.

TRAVASSOS, M. P. Gestão em poluição ambiental: caso da poluição por metais pesados no Rio Caí – RS. Niterói, 1994. **Dissertação de Mestrado em Geoquímica Ambiental**. Universidade Federal Fluminense, 207 p., 1994.

USEPA. Biological testing to control toxic water pollutants: the United States experience. In: **International seminar on the use of biological testes for water pollution assessment and control**. ISPRA Research Centre, Varese, 1986.

VIDOTTI, E. C.; ROLLEMBERG, M. C. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à bioremediação e à química analítica. **Química Nova**, nº 27, p. 139-145, 2004.

VYRYAN, T.; COOMBE, S.; KEITH, M.; MATTHEW, J. An abbreviated guide to dealing with toxicity. **Water Science Technology**, nº 39, p. 91-97, 1999.

WANG, C.; WANG, Y.; KIEFER, F.; YEDILER, A.; WANG, Z.; KETTRUP, A. Ecotoxicological and chemical characterization of selected treatment process effluents of municipal sewage treatment plant. Ecotoxicology and Environmental Safety, nº 56, p. 211-217, 2003.

WATSON, G. H.; BOLLEN, W. B. Effect of copper sulphate weed treatment on bacteria in lake bottoms. Ecology. nº 33, p. 522-529, 1952.

WHITEHEAD, N. E.; OREGONI, B.; FUKAI, R. Background levels of trace metals in Mediterranean sediments. In: **7TH Workshop Marine Pollution**. Mediterranean. I.C.S.E.M./UNEP, Lucerne 11-13 October, p. 233 – 240, 1986.

WHO (World Health Organization). **Selected Non-Heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons**. IPCS (International Programme on Chemical Safety). Geneva, 1988.

WILLIAMS, P. J. LeB. **Incorporation of microheterotrophic processes into the classical paradigm of the planktonic food web**. Kieler Meeresforsch. Sonderh, nº 5, p. 1-28, 1981.

WILSON, E. O. **Biodiversity**. Washington: National Academy Press, 512 p., 1988.

WITTERS, H. E. Chemical speciation dynamics and toxicity assessment in aquatic systems. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, nº 41, p. 90-95, 1998.

10. APÊNDICES

APÊNDICE 1

Testes de Assimilação com as amostras de água superficial da BH do Arroio Tega,
nas duas campanhas amostrais (2º semestre/05 e 1º semestre/06)

Testes de toxicidade com 4 pré-tratamentos da amostra de água superficial do Arroio Tega, local 1, usando a produção de O₂ mg/L como medida, campanha amostral inverno/05 .

PT	Data	Abs	Cresc.	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final claro	pH final	O ₂ final escuro	pH final	PPO	% de Inibição
R	20/06	0,078	3° dia	C	8,3	9,57	12,3	*	7,2	*	5,1	-
				20	8,3	9,42	12,0	*	6,9	*	5,1	0
				40	8,2	9,38	11,5	*	6,6	*	4,9	-3,9
				60	8,1	9,30	10,9	*	6,0	*	4,9	-3,9
				80	8,2	9,24	9,3	*	5,7	*	3,6	-29,4
1	22/06	0,059	3° dia	C	8,8	9,26	16,5	9,51	7,7	9,1	8,8	-
				20	9,0	9,23	23,7	9,51	7,5	9,1	16,2	84,1
				40	8,8	9,24	24,3	9,48	7,3	9,1	17,0	93,2
				60	8,3	9,24	23,4	9,40	6,4	9,1	17,0	93,2
				80	#	#	#	#	#	#	#	#
2	25/06	0,100	3° dia	C	8,8	9,20	17,3	9,16	7,7	9,09	9,6	-
				20	8,8	9,13	17,8	9,32	7,9	9,05	9,9	3,1
				40	8,8	9,04	16,9	9,21	7,9	8,96	9,0	-6,3
				60	8,9	8,99	16,7	9,17	7,8	8,90	8,9	-7,3
				80	8,9	8,97	14,7	9,08	7,1	8,86	7,6	-20,8
3	25/06	0,100	3° dia	C	8,8	9,20	17,3	9,16	7,7	9,09	9,6	-
				20	8,8	9,08	16,3	9,25	6,9	9,00	9,4	-2,1
				40	8,8	9,04	15,7	9,23	6,7	8,93	9,0	-6,3
				60	8,8	9,00	15,1	9,15	6,1	8,87	9,0	-6,3
				80	8,8	8,98	14,4	9,10	5,9	8,80	8,5	-11,5
4	25/06	0,100	3° dia	C	8,8	9,20	17,3	9,16	7,7	9,09	9,6	-
				20	8,8	9,12	18,2	9,33	6,8	9,02	11,4	18,7
				40	8,8	9,08	17,5	9,21	6,2	8,88	11,3	17,7
				60	8,9	9,02	19,0	9,20	6,2	8,82	12,8	33,3
				80	#	#	#	#	#	#	#	#

Nota: coleta em 20/06/05 às 08h:50min, após a coleta o teste foi realizado o mais breve possível (bactérias pela manhã e algas pela tarde). Semana anterior foi de muita chuva.

Referência:

PPO =Potencial de Produção de Oxigênio

R - *Não Aerado*: feito no mesmo dia da coleta.

Pré-Tratamentos (PT):

1- *Esterilizado*: autoclavado a 120°C por 15 min no mesmo dia da coleta, teste realizado no dia seguinte.

2- *Aerado Decantado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.

3- *Aerado Homogeneizado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

4- *Filtrado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, filtra-se em membrana 0,45 µm.

Obs.: * pHmetro com problemas (dava erro na calibração), por isso não se realizou a medição. # quantidade de amostra insuficiente para fazer a concentração de 80%.

Testes de toxicidade com 4 pré-tratamentos da amostra de água superficial do Arroio Tega, local 2, usando a produção de O₂ mg/L como medida, campanha amostral inverno/05.

PT	Data	Abs	Cresc.	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final claro	pH final	O ₂ final escuro	pH final	PPO	% de Inibição
R	06/07	0,127	3º dia	C	8,6	9,10	16,4	9,42	7,6	8,98	8,8	-
				20	8,1	8,93	16,0	9,24	5,6	8,78	10,4	18,2
				40	8,0	8,81	11,9	9,00	3,6	8,55	8,3	-5,7
				60	7,3	8,65	9,2	8,73	2,0	8,31	7,2	-18,2
				80	7,1	8,54	7,8	8,58	1,2	8,14	6,6	-25,0
1	06/07	0,127	3º dia	C	8,8	9,05	15,0	9,27	6,9	8,82	8,1	-
				20	7,8	9,05	14,5	9,25	5,4	8,91	9,1	12,3
				40	7,0	9,07	11,4	9,19	3,9	8,91	7,5	-7,4
				60	5,9	9,10	10,2	9,17	3,0	9,00	7,2	-11,1
				80	5,4	9,07	8,6	9,19	1,6	8,99	7,0	-13,6
2	11/07	0,166	3º dia	C	9,3	9,13	11,0	9,23	6,3	8,78	4,7	-
				20	9,3	9,06	14,0	9,23	7,7	8,90	6,3	34,0
				40	9,2	9,01	11,9	9,09	8,0	8,90	3,9	-17
				60	9,3	8,96	11,4	8,97	7,8	8,83	3,6	-23,4
				80	9,2	8,93	11,0	8,92	7,4	8,78	3,6	-23,4
3	11/07	0,166	3º dia	C	9,3	9,13	11,0	9,23	6,3	8,78	4,7	-
				20	8,8	9,12	13,3	9,36	7,4	8,90	5,9	25,5
				40	8,8	9,03	10,6	9,06	6,8	8,75	3,8	-19,1
				60	8,8	8,97	9,6	8,91	6,3	8,66	3,3	-29,8
				80	8,7	8,93	7,8	8,77	5,6	8,57	2,2	-53,2
4	11/07	0,166	3º dia	C	9,3	9,13	11,0	9,23	6,3	8,78	4,7	-
				20	8,1	9,08	11,3	9,20	6,7	8,91	4,6	-2,1
				40	8,0	9,00	10,9	9,16	6,3	8,84	4,6	-2,1
				60	8,1	8,94	9,5	8,93	5,1	8,74	4,4	-6,4
				80	8,1	8,89	8,9	8,87	4,7	8,64	4,2	-10,6

Nota: coleta em 06/07/05 às 11h, o teste foi realizado à tarde (bactérias e algas).

Referência:

PPO =Potencial de Produção de Oxigênio

R - *Não Aerado*: feito no mesmo dia da coleta.

Pré-Tratamentos:

1- *Esterilizado*: autoclavado a 120°C por 15 min no mesmo dia da coleta, depois foi realizado o teste.

2- *Aerado Decantado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.

3- *Aerado Homogeneizado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

4- *Filtrado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, filtra-se em membrana 0,45 µm.

Testes de toxicidade com 3 pré-tratamentos da amostra de água superficial do arroio tributário da Represa São Paulo que desemboca no Arroio Dal Bó – tributário do Arroio Tega, local 3, usando a produção de O₂ mg/L como medida, campanha amostral inverno/05.

PT	Data	Abs	Cresc.	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final claro	pH final	O ₂ final escuro	pH final	PPO	% de Inibição
R	30/09	0,148	4° dia	C	8,0	9,06	17,8	9,30	6,8	8,96	11,0	-
				20	8,0	9,01	16,8	9,26	6,5	8,89	10,3	-6,4
				40	8,1	8,93	18,6	9,18	6,5	8,81	12,1	+10,0
				60	8,0	8,88	20,7	9,20	6,1	8,73	14,6	+32,7
				80	7,9	8,88	21,4	9,19	5,6	8,62	15,8	+43,6
1	30/09	0,148	4° dia	C	8,0	9,06	17,8	9,30	6,8	8,96	11,0	-
				20	8,5	9,08	21,3	9,39	5,5	8,94	15,8	+43,6
				20	8,0	9,07	20,8	9,41	5,3	9,00	15,5	+40,9
				60	7,0	9,06	24,3	9,43	4,4	9,03	19,9	+80,9
				80	6,3	9,06	22,8	9,43	3,8	9,03	19,0	+72,7
2	04/10	0,197	3° dia	C	7,4	8,89	13,9	9,06	6,2	8,80	7,7	-
				20	7,1	8,84	13,9	9,02	6,1	8,76	7,8	+1,3
				40	7,1	8,81	13,8	9,02	6,1	8,73	7,7	0
				60	7,3	8,80	13,2	8,93	6,2	8,70	7,0	-9,1
				80	7,5	8,79	12,4	8,94	6,4	8,72	7,0	-9,1
3	04/10	0,197	3° dia	C	7,4	8,89	13,9	9,06	6,2	8,80	7,7	-
				20	7,5	8,83	11,8	8,94	5,4	8,68	6,4	-16,9
				40	7,5	8,79	11,4	8,87	4,8	8,58	6,6	-14,3
				60	7,4	8,74	10,1	8,75	4,0	8,49	6,1	-20,8
				80	7,4	8,70	7,4	8,52	3,2	8,34	4,2	-45,4

Nota: coleta em 29/09/05 às 16:45h, as amostras foram colocadas na geladeira e o teste foi feito no dia seguinte (bactérias e algas). Os testes R e 1, no claro apresentaram 28,9°C (sala a 28°C) e escuro 19,5°C. Os testes 2 e 3 foram feitos em temperatura de 20 a 23°C no câmara com lâmpadas fluorescentes fora da sala aclimatizada. O testes 4 não foi realizada devido falta de espaço nesta câmara.

Referência:

PPO =Potencial de Produção de Oxigênio

R - *Não Aerado*: feito no mesmo dia da coleta.

Pré-Tratamentos:

1- *Esterilizado*: autoclavado a 120°C por 15 min no mesmo dia da coleta, depois foi realizado o teste.

2- *Aerado Decantado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.

3- *Aerado Homogeneizado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

Testes de toxicidade com 3 pré-tratamentos da amostra de água superficial do Arroio Previde tributário do Arroio Tega, local 4, usando a produção de O₂ mg/L como medida, campanha amostral inverno/05.

PT	Data	Abs	Cresc.	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final claro	pH final	O ₂ final escuro	pH final	PPO	% de Inibição
R	16/10	0,152	3° dia	C	8,5	9,00	13,3	8,99	7,7	8,87	5,6	-
				20	8,1	8,92	10,7	8,84	6,6	8,74	4,1	-26,8
				40	7,4	8,40	8,2	8,69	5,1	8,63	3,1	-44,6
				60	6,7	8,77	5,0	8,55	3,8	8,53	1,2	-78,6
				80	6,1	8,69	3,1	8,42	2,7	8,42	0,4	-92,9
1	17/10	0,152	3° dia	C	8,4	8,93	11,4	8,96	7,2	8,77	4,2	-
				20	8,8	8,96	10,7	8,94	7,6	8,84	3,1	-26,2
				20	8,7	8,89	8,4	8,81	6,5	8,77	1,9	-54,8
				60	9,3	8,87	7,4	8,74	7,4	8,76	0	-100,0
				80	10,3	8,95	8,8	8,84	8,8	8,87	0	-100,0
2	18/10	0,139	3° dia	C	8,2	9,04	14,9	9,21	7,2	8,94	7,7	-
				20	8,2	8,98	13,8	9,09	7,0	8,87	6,8	-11,7
				40	8,3	8,92	13,9	9,01	6,9	8,80	7,0	-9,1
				60	8,2	8,87	13,4	8,93	6,5	8,75	6,9	-10,4
				80	8,3	8,82	12,8	8,86	6,3	8,68	6,5	-15,6
3	18/10	0,139	3° dia	C	8,2	9,04	14,9	9,21	7,2	8,94	7,7	-
				20	8,0	8,99	12,4	9,03	6,4	8,84	6,0	-22,1
				40	8,1	8,94	11,2	8,93	5,7	8,76	5,5	-28,6
				60	8,1	8,87	11,0	8,84	5,0	8,64	6,0	-22,1
				80	8,1	8,82	8,5	8,72	4,2	8,59	4,3	-44,2

Nota: coleta em 13/10/05 às 17:30h somente água. As amostras foram colocadas na geladeira a -4°C. Teste realizado em paralelo com moluscos (Marina).

Referência:

PPO =Potencial de Produção de Oxigênio

R - *Não Aerado*: feito no mesmo dia da coleta.

Pré-Tratamentos:

1- *Esterilizado*: autoclavado a 120°C por 15 min no mesmo dia da coleta, depois foi realizado o teste.

2- *Aerado Decantado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.

3- *Aerado Homogeneizado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

Testes de toxicidade com 3 pré-tratamentos da amostra de água superficial do afluyente da Represa São Miguel do Complexo Dal Bó, que desemboca posteriormente no Arroio Dal Bó tributário do Arroio Tega, local 5 – controle, usando a produção de O₂ mg/L como medida, campanha amostral inverno/05.

PT	Data	Abs	Cresc.	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final claro	pH final	O ₂ final escuro	pH final	PPO	% de Inibição
R	03/11	0,161	3° dia	C	8,1	-	10,3	-	7,0	-	3,3	-
				20	8,3	-	11,0	-	6,7	-	4,3	+30,3
				40	8,3	-	11,5	-	6,8	-	4,7	+42,4
				60	8,3	-	12,0	-	6,9	-	5,1	+54,5
				80	8,3	-	11,9	-	6,9	-	5,0	+51,5
1	04/11	0,179	4° dia	C	8,0	8,88	11,1	9,07	6,5	8,90	4,6	-
				20	7,3	8,90	10,8	9,07	5,8	8,94	5,0	+8,7
				20	7,5	8,87	12,0	9,12	5,5	8,92	6,5	+41,3
				60	7,6	8,87	11,8	9,14	5,6	8,93	6,2	+34,8
				80	6,9	8,80	10,2	9,04	4,7	8,86	5,5	+19,6
2	08/11	0,166	3° dia	C	8,3	-	12,3	-	6,7	-	5,6	-
				20	7,8	-	8,1	-	3,8	-	4,3	-23,2
				40	8,0	-	8,6	-	4,0	-	4,6	-17,8
				60	8,3	-	10,2	-	4,9	-	5,3	-5,4
				80	8,5	-	11,1	-	5,8	-	5,3	-5,4
3	08/11	0,166	3° dia	C	8,3	-	12,3	-	6,7	-	5,6	-
				20	7,7	-	9,2	-	4,2	-	5,0	-10,7
				40	7,9	-	10,1	-	4,1	-	6,0	+7,1
				60	7,9	-	11,0	-	4,7	-	6,3	+12,5
				80	8,2	-	12,0	-	5,5	-	6,5	+16,1

Nota: coleta em 03/11/05 às 15h. Uma semana com sol e temperaturas baixas de 27/10 a 01/11.

Referência:

PPO =Potencial de Produção de Oxigênio

R - *Não Aerado*: feito no mesmo dia da coleta.

Pré-Tratamentos:

1- *Esterilizado*: autoclavado a 120°C por 15 min no mesmo dia da coleta, depois foi realizado o teste.

2- *Aerado Decantado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.

3- *Aerado Homogeneizado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

Testes de toxicidade com 3 pré-tratamentos da amostra de água superficial do Arroio Tega, local 1, usando a produção de O₂ mg/L como medida, campanha amostral verão/06.

PT	Data	Abs	Cresc.	Controle e C (%)	O ₂ inicial	O ₂ final claro	O ₂ final escuro	PPO	% de Inibição
R	02/02	0,089	3° dia	C	7,0	8,1	5,8	2,3	-
				20	6,5	6,9	5,3	1,6	-30,4
				40	6,1	6,1	5,1	1,0	-56,5
				60	5,7	4,5	3,9	0,6	-73,9
				80	5,5	2,9	3,2	-0,3	-100
1	02/02	0,089	3° dia	C	7,0	8,1	5,8	2,3	-
				20	6,1	6,7	4,8	1,9	-17,4
				40	5,4	5,5	4,2	1,3	-43,5
				60	4,7	3,8	3,6	0,2	-91,3
				80	4,4	3,5	3,2	0,3	-87,0
2	07/02	0,084	3° dia	C	7,0	11,8	5,9	5,9	-
				20	6,8	12,6	4,7	7,9	33,9
				40	6,8	11,1	4,1	7,0	18,6
				60	6,6	8,6	3,4	5,2	-11,9
				80	6,7	7,5	2,8	4,7	-20,3
3	07/02	0,084	3° dia	C	7,0	11,8	5,9	5,9	-
				20	7,0	13,5	3,5	10,0	69,5
				40	6,8	8,5	1,8	6,7	13,6
				60	6,8	5,3	1,0	4,3	-27,1
				80	6,8	1,4	0,4	1,0	-83,1

Nota: coleta em 02/02/06 às 08:30h. Problemas com temperatura para os frascos “claros”, houve queda de luz e temperatura ambiente muito elevada (sem condições controladas), fazendo o experimento chegar a 30°C (R e 1). Temperatura nos pré-tratamentos 2 e 3 estava em torno de 26°C.

Referência:

PPO =Potencial de Produção de Oxigênio

R - *Não Aerado*: feito no mesmo dia da coleta.

Pré-Tratamentos:

1- *Esterilizado*: autoclavado a 120°C por 15 min no mesmo dia da coleta, depois foi realizado o teste.

2- *Aerado Decantado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.

3- *Aerado Homogeneizado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

Testes de toxicidade com 3 pré-tratamentos da amostra de água superficial do Arroio Tega, local 2, usando a produção de O₂ mg/L como medida, campanha amostral verão 2006.

PT	Data	Abs	Cresc.	Controle e C (%)	O ₂ inicial	O ₂ final claro	O ₂ final escuro	PPO	% de Inibição
R	14/02	0,058	3° dia	C	6,8	18,2	5,9	12,3	-
				20	6,6	20,8	5,3	15,5	26,0
				40	6,3	19,1	4,8	14,3	16,3
				60	6,0	16,5	4,0	12,5	1,6
				80	5,8	11,8	3,6	8,2	-33,3
1	14/02	0,058	3° dia	C	6,8	18,2	5,9	12,3	-
				20	6,6	18,4	4,6	13,8	12,2
				40	5,8	15,0	4,0	11,0	-10,6
				60	5,3	12,2	3,5	8,7	-29,3
				80	3,8	11,1	2,4	8,7	-29,3
2	19/02	0,108	3° dia	C	7,0	10,2	6,1	4,1	-
				20	7,1	9,8	5,2	4,6	12,2
				40	7,0	7,4	4,0	3,4	-17,1
				60	6,9	4,0	3,0	1,0	-75,6
				80	6,9	2,6	2,4	0,2	-95,1
3	19/02	0,108	3° dia	C	7,0	10,2	6,1	4,1	-
				20	7,3	6,5	4,2	2,3	-43,9
				40	7,2	3,0	2,5	0,5	-87,8
				60	7,1	2,1	1,5	0,6	-85,4
				80	7,1	1,3	1,0	0,3	-92,7

Nota: coleta em 02/02/06 às 08:30h. Temperatura nos frascos “claros” de 28 a 30 °C

Referência:

PPO =Potencial de Produção de Oxigênio

R - *Não Aerado*: feito no mesmo dia da coleta.

Pré-Tratamentos:

1- *Esterilizado*: autoclavado a 120°C por 15 min no mesmo dia da coleta, depois foi realizado o teste.

2- *Aerado Decantado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.

3- *Aerado Homogeneizado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

Testes de toxicidade com 3 pré-tratamentos da amostra de água superficial do Arroio Previde tributário do Arroio Tega, local 4, usando a produção de O₂ mg/L como medida, campanha amostral verão/06.

PT	Data	Abs	Cresc.	Controle e C (%)	O ₂ inicial	O ₂ final claro	O ₂ final escuro	PPO	% de Inibição
R	03/03	0,147	3° dia	C	7,4	16,7	6,4	10,3	-
				20	6,9	9,4	4,9	4,5	-56,3
				40	6,4	8,0	3,4	4,6	-55,3
				60	5,7	5,1	1,4	3,7	-64,1
				80	5,4	3,1	0,2	2,9	-71,8
1	04/03	0,144	4° dia	C	7,2	13,8	6,0	7,8	-
				20	6,8	13,6	5,1	8,5	9,0
				40	6,1	10,8	4,5	6,3	-19,2
				60	5,9	8,6	3,9	4,7	-39,7
				80	5,7	4,4	3,8	0,6	-92,3
2	08/03	0,121	3° dia	C	6,2	16,8	6,1	10,7	-
				20	5,9	15,0	6,3	8,7	-18,7
				40	5,9	14,8	6,3	8,5	-20,6
				60	5,9	14,4	6,3	8,1	-24,3
				80	5,9	13,1	6,1	7,0	-34,6
3	08/03	0,121	3° dia	C	6,2	16,8	6,1	10,7	-
				20	5,9	15,8	5,9	9,9	-7,5
				40	5,9	15,0	5,6	9,4	-12,1
				60	5,8	13,2	5,2	8,0	-25,2
				80	5,9	11,2	4,8	6,4	-40,2

Nota: coleta em 03/03/06 às 08:30h. Temperatura nos frascos “claros” de 26 a 28,3°C. Chuva em 01/03/06, dois dias anteriores estavam limpos e nublados.

Referência:

PPO =Potencial de Produção de Oxigênio

R - *Não Aerado*: feito no mesmo dia da coleta.

Pré-Tratamentos:

1- *Esterilizado*: autoclavado a 120°C por 15 min no mesmo dia da coleta, depois foi realizado o teste.

2- *Aerado Decantado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.

3- *Aerado Homogeneizado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

Testes de toxicidade com 3 pré-tratamentos da amostra de água superficial do afluyente da Represa São Miguel do Complexo Dal Bó, que desemboca posteriormente no Arroio Dal Bó tributário do Arroio Tega, local 5 – controle, usando a produção de O₂ mg/L como medida, campanha amostral verão/06.

PT	Data	Abs	Cresc.	Controle e C (%)	O ₂ inicial	O ₂ final claro	O ₂ final escuro	PPO	% de Inibição
R	03/03	0,147	3° dia	C	7,4	16,7	6,4	10,3	-
				20	7,5	14,3	6,8	7,5	-27,2
				40	7,6	12,1	6,8	5,3	-48,5
				60	7,7	12,4	7,0	5,4	-47,6
				80	7,8	14,1	6,9	7,2	-30,1
1	04/03	0,144	4° dia	C	7,2	13,8	6,0	7,8	-
				20	6,6	16,8	5,1	11,7	50,0
				40	6,2	17,1	4,8	12,3	57,7
				60	5,6	10,9	4,4	6,5	-16,7
				80	4,5	15,4	3,4	12,0	53,8
2	08/03	0,136	4° dia	C	8,3	17,1	5,4	11,7	-
				20	8,2	20,3	5,3	15,0	28,2
				40	7,9	22,7	4,9	17,8	52,1
				60	8,0	20,0	4,2	15,8	35,0
				80	7,8	15,0	3,3	11,7	0
3	08/03	0,136	4° dia	C	8,3	17,7	5,4	11,7	-
				20	7,8	22,6	5,3	17,3	47,9
				40	8,0	21,0	4,9	16,1	37,6
				60	7,9	21,5	4,4	17,1	46,2
				80	7,9	15,0	3,4	11,6	-0,8

Nota: coleta em 03/03/06 às 09h. Temperatura nos frascos “claros” de até 27,8°C. Chuva em 01/03/06, dois dias anteriores estavam limpos e nublados.

Referência:

PPO =Potencial de Produção de Oxigênio

R - *Não Aerado*: feito no mesmo dia da coleta.

Pré-Tratamentos:

1- *Esterilizado*: autoclavado a 120°C por 15 min no mesmo dia da coleta, depois foi realizado o teste.

2- *Aerado Decantado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.

3- *Aerado Homogeneizado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

APÊNDICE 2

Testes de Dissimilação com as amostras de água superficial da BH do Arroio Tega,
nas duas campanhas amostrais (2º semestre/05 e 1º semestre/06)

Testes de toxicidade com 4 pré-tratamentos da amostra de água superficial do Arroio Tega, local 1, usando o consumo de O₂ mg/L como medida (aquário 2), campanha amostral inverno/05.

PT	Data	Extrato de Carne (g/L)	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final	pH final	PCO	% de Inibição
R	20/06	0,5	C	8,5	8,4	2,8	8,0	5,6	-
			20	8,4	8,5	0,7	8,0	7,7	37,5
			40	8,4	8,3	0,7	7,9	7,7	37,5
			60	8,5	8,2	0,5	7,7	8,0	42,8
			80	8,5	8,2	0,5	7,5	8,0	42,8
1	21/06	0,5	C	8,5	*	0,5	*	8,0	-
			20	7,9	*	0,5	*	7,4	-7,5
			40	7,5	*	0,5	*	7,0	-12,5
			60	7,0	*	0,7	*	6,3	-21,2
			80	6,6	*	0,7	*	5,4	-26,2
2	25/06	0,5	C	8,7	7,43	0,8	7,54	7,9	-
			20	8,8	7,45	0,5	7,36	8,3	5,1
			40	8,8	7,41	0,5	7,30	8,3	5,1
			60	8,9	7,40	0,6	7,25	8,3	5,1
			80	8,9	7,39	0,6	7,23	8,3	5,1
3	25/06	0,5	C	8,7	7,43	0,8	7,54	7,9	-
			20	8,7	7,43	0,8	7,25	7,9	0
			40	8,7	7,47	0,8	7,31	7,9	0
			60	8,7	7,43	0,6	7,29	7,1	-10,1
			80	8,7	7,40	0,4	7,19	7,3	-7,6
4	25/06	0,5	C	8,7	7,43	0,8	7,54	7,9	-
			20	9,0	7,43	0,4	7,20	8,6	8,9
			40	8,9	7,42	0,5	7,22	8,4	6,3
			60	9,0	7,39	0,6	7,23	8,6	8,9
			80	#	#	#	#	#	#

Nota: a quantidade de extrato de carne corresponde a 100x o valor diário (0,005 g/L).

Referência:

PCO = Potencial de Consumo de Oxigênio

R - Não Aerado: feito no mesmo dia da coleta.

Pré-Tratamentos (PT):

1-Esterilizado: autoclavado a 120°C por 15 min no mesmo dia da coleta, teste realizado no dia seguinte.

2-Aerado Decantado: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.

3-Aerado Homogeneizado: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

4-Filtrado: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, filtra-se em membrana 0,45 µm.

Obs.: * pHmetro com problemas (dava erro na calibração), por isso não se realizou a medição. # quantidade de amostra insuficiente para fazer a concentração de 80%.

Testes de toxicidade com 4 pré-tratamentos da amostra de água superficial do Arroio Tega, local 2, usando o consumo de O₂ mg/L como medida (aquário 2), campanha amostral inverno/05.

PT	Data	Extrato de Carne (g/L)	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final	pH final	PCO	% de Inibição
R	06/07	0,5	C	8,7	7,45	0,3	7,28	8,4	-
			20	8,4	7,40	0,2	7,29	8,2	-2,4
			40	8,2	7,38	0,2	7,26	8,0	-4,8
			60	7,8	7,32	0,2	7,23	7,6	-9,5
			80	7,9	7,28	0,3	7,20	7,6	-9,5
1	06/07	0,5	C	9,0	7,48	0,2	7,41	8,8	-
			20	8,0	7,51	0,2	7,38	7,8	-11,4
			40	7,2	7,57	0,2	7,39	7,0	-20,4
			60	6,5	7,68	0,2	7,55	6,3	-28,4
			80	5,8	7,76	0,2	7,62	5,6	-36,4
2	11/07	0,5	C	7,1	7,49	0,4	7,29	6,7	-
			20	7,4	7,44	0,4	7,43	7,0	4,5
			40	7,7	7,43	0,4	7,43	7,3	9,0
			60	7,9	7,46	0,3	7,41	7,6	13,4
			80	8,2	7,47	0,2	7,47	8,0	19,4
3	11/07	0,5	C	7,1	7,49	0,4	7,29	6,7	-
			20	7,3	7,39	1,0	7,46	6,3	-6,0
			40	7,4	7,40	0,4	7,33	7,0	4,5
			60	7,5	7,40	0,3	7,27	7,2	6,0
			80	7,4	7,41	0,3	7,27	7,1	6,0
4	11/07	0,5	C	7,1	7,49	0,4	7,29	6,7	-
			20	7,6	7,43	0,3	7,31	7,3	9,0
			40	8,0	9,00	0,1	7,42	7,9	17,9
			60	8,1	8,94	6,0	7,78	2,1	-68,6
			80	8,1	8,89	0,2	7,41	7,9	17,9

Nota: a quantidade de extrato de carne corresponde a 100x o valor diário (0,005 g/L).

Referência:

PCO = Potencial de Consumo de Oxigênio

R - Não Aerado: feito no mesmo dia da coleta.

Pré-Tratamentos:

1- Esterilizado: autoclavado a 120°C por 15 min, teste realizado no mesmo dia da coleta.

2- Aerado Decantado: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.

3- Aerado Homogeneizado: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

4- Filtrado: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, filtra-se em membrana 0,45µ.

Obs.: * pHmetro com problemas (dava erro na calibração), por isso não se realizou a medição. # quantidade de amostra insuficiente para fazer a concentração de 80%.
 Teste de toxicidade com pré-tratamento esterilizado da amostra de água superficial do Arroio Previde tributário do Arroio Tega, local 4, usando o consumo de O₂ mg/L como medida (aquário 1), campanha amostral inverno/05.

PT	Data	Extrato de Carne (g/L)	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final	pH final	PCO	% de Inibição
1	30/09	0,00900	C	8,0	8,5	5,0	8,00	3,0	-
			20	7,8	8,6	3,2	7,95	4,6	+53,3
			40	7,5	8,8	3,4	7,91	4,1	+36,6
			60	7,3	8,9	3,8	8,22	3,5	+16,6
			80	6,9	9,0	5,5	8,50	1,4	-53,3

Nota: a amostra foi coletada em 29/09/05 às 16:45h e levada para autoclavar, sendo o teste realizado no dia seguinte. Coleta apenas de água e teste realizado em conjunto com postura de moluscos (Marina). A quantidade de extrato de carne corresponde a 150% de 0,006 g/L.

PCO = Potencial de Consumo de Oxigênio

Pré-Tratamento:

1- *Esterilizado:* autoclavado a 120°C por 15 min, teste realizado no dia seguinte a coleta.

Teste de toxicidade com pré-tratamento esterilizado da amostra de água superficial do arroio tributário da Represa São Paulo que desemboca no Arroio Dal Bó – tributário do Arroio Tega, local 3, usando o consumo de O₂ mg/L como medida (aquário 1), campanha amostral inverno/05.

PT	Data	Extrato de Carne (g/L)	Controle e C (%)	O ₂ Inicial	pH inicial	O ₂ Final	pH final	PCO	% de Inibição
1	27/10	0,01200	C	8,0	8,50	5,0	8,00	3,0	-
			20	7,4	8,20	3,4	8,00	3,0	0
			40	7,0	8,50	1,8	7,92	5,2	+73,3
			60	6,3	8,70	1,0	7,92	5,3	+76,6
			80	5,6	8,80	0,8	8,14	4,8	+60,0

Nota: a amostra foi coletada em 13/10/05 às 17:30h e levada para autoclavar, após a amostra foi congelada a -4°C. A quantidade de extrato de carne corresponde a 200% de 0,006 g/L.

PCO = Potencial de Consumo de Oxigênio

Pré-Tratamento:

1- *Esterilizado:* autoclavado a 120°C por 15 min, teste realizado no mesmo dia da coleta.

Teste de toxicidade com 3 pré-tratamentos da amostra de água superficial do Arroio Previde tributário do Arroio Tega, local 4, usando o consumo de O₂ mg/L como medida (aquário 1), campanha amostral inverno/05.

PT	Data	Extrato de Carne (g/L)	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final	pH final	PCO	% de Inibição
1	27/10	0,01200	C	7,7		4,7		3,0	-
			20	8,0		4,1		3,9	+30,0
			40	8,3		3,9		4,4	+46,0
			60	8,6		4,4		4,2	+40,0
			80	9,0		6,3		2,6	-13,3
2	27/10	0,01200	C	7,7		4,7		3,0	-
			20	7,5		3,4		4,0	+33,3
			40	7,2		2,6		4,5	+50,0
			60	6,9		2,1		4,7	+56,6
			80	6,7		1,4		5,2	+73,3
3	27/10	0,01200	C	7,7		4,7		3,0	-
			20	7,5		1,8		5,6	+86,6
			40	7,2		1,1		6,0	+100,0
			60	7,0		0,4		6,6	+100,0
			80	6,9		0,4		6,4	+100,0

Nota: a amostra foi coletada em 13/10/05 às 17:30h e levada para autoclavar. A amostra foi congelada a -4°C, sendo o realizado o teste em 27/10/05. Coleta apenas de água e teste realizado em conjunto com postura de moluscos (Marina). A quantidade de extrato de carne corresponde a 200% de 0,006 g/L.

PCO = Potencial de Consumo de Oxigênio

Pré-Tratamentos:

1- *Esterilizado:* autoclavado a 120°C por 15 min no mesmo dia da coleta, teste realizado no dia seguinte.

2- *Aerado Decantado:* aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.

3- *Aerado Homogeneizado:* aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

Teste de toxicidade com 3 pré-tratamentos da amostra de água superficial do afluente da Represa São Miguel do Complexo Dal Bó, que desemboca posteriormente no Arroio Dal Bó tributário do Arroio Tega, local 5 – controle, usando o consumo de O₂ mg/L como medida (aquário 1), campanha amostral inverno/05.

PT	Data	Extrato de Carne (g/L)	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final	pH final	PCO	% de Inibição
R	09/11	0,01200	C	8,0		6,5		1,5	-
			20	9,2		6,4		2,8	+86,6
			40	8,8		6,8		2,0	+33,3
			60	8,5		7,2		1,3	-13,3
			80	8,2		7,8		0,4	-73,3
1	09/11	0,01200	C	8,0		6,5		1,5	-
			20	8,1		6,6		1,5	0
			40	7,0		7,1		0,1	-93,3
			60	6,7		5,8		0,9	-40,0
			80	6,2		5,7		0,5	-66,6
2	10/11	0,01200	C	8,0		6,5		1,5	-
			20	7,9		0,3		7,6	+100,0
			40	8,0		7,6		0,4	-73,3
			60	8,1		1,1		7,0	+100,0
			80	8,2		0,3		7,9	+100,0
3	10/11	0,01200	C	8,0		6,5		1,5	-
			20	8,0		0,8		7,2	+100,0
			40	8,1		0,3		7,8	+100,0
			60	8,2		0,3		7,9	+100,0
			80	8,3		1,6		6,7	+100,0

Nota: a amostra foi coletada em 03/11/05 às 15h e levada para autoclavar. A amostra foi congelada a -4°C, sendo o realizado o teste em 09/11/05. A quantidade de extrato de carne corresponde a 200% de 0,006 g/L.

Referência:

PCO = Potencial de Consumo de Oxigênio

R - Não Aerado: sem pré-tratamento.

Pré-Tratamentos:

1- Esterilizado: autoclavado a 120°C por 15 min no mesmo dia da coleta, teste realizado no dia seguinte.

2- Aerado Decantado: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.

3- Aerado Homogeneizado: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

Testes de toxicidade com 4 pré-tratamentos da amostra de água superficial do Arroio Tega, local 1, usando o consumo de O₂ mg/L como medida (aquário 1), campanha amostral verão/06.

PT	Data	Extrato de Carne (g/L)	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final	pH final	PCO	% de Inibição
R	02/02	0,01200	C	6,8		0,4		6,4	-
			20	6,8		0,3		6,5	1,6
			40	6,3		0,2		6,1	-4,7
			60	6,0		0,2		5,8	-9,4
			80	5,4		0,1		5,3	-17,2
1	02/02	0,01200	C	6,9		0,4		6,5	-
			20	6,4		0,3		6,1	-6,2
			40	5,5		0,2		5,3	-18,5
			60	4,7		0,2		4,5	-30,8
			80	4,1		0,2		3,9	-40,0
2	07/02	0,02000	C	7,0		1,1		5,9	-
			20	6,8		0,8		6,0	1,7
			40	6,6		0,5		5,9	0
			60	6,6		0,3		6,3	6,3
			80	6,4		0,2		6,2	5,1
3	07/02	0,02000	C	7,0		1,1		5,9	-
			20	7,1		1,3		5,8	-1,7
			40	6,9		0,8		6,1	3,4
			60	6,8		0,6		6,2	5,1
			80	6,8		0,3		6,5	10,2

Nota: A quantidade de extrato de carne corresponde de 200% (R e 1) a 166% (2 e 3) de 0,006 g/L.

Referência:

PCO = Potencial de Consumo de Oxigênio

R - *Não Aerado*: feito no mesmo dia da coleta.

Pré-Tratamentos:

- 1- *Esterilizado*: autoclavado a 120°C por 15 min no mesmo dia da coleta, teste realizado no dia seguinte.
- 2- *Aerado Decantado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.
- 3- *Aerado Homogeneizado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

Testes de toxicidade com 4 pré-tratamentos da amostra de água superficial do Arroio Tega, local 2, usando o consumo de O₂ mg/L como medida (aquário 2), campanha amostral verão/06.

PT	Data	Extrato de Carne (g/L)	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final	pH final	PCO	% de Inibição
1	14/02	0,01200	C	7,7		2,9		4,8	-
			20	7,1		2,0		5,1	6,2
			40	6,1		0,4		5,7	18,8
			60	5,0		1,2		3,8	-20,8
			80	3,7		2,5		1,2	-75,0
2	19/02	0,01200	C	7,6		2,8		4,8	-
			20	7,7		1,8		5,9	22,9
			40	7,5		0,8		6,7	39,6
			60	7,4		0,2		7,2	50,0
			80	7,2		0,2		7,0	45,8
3	19/02	0,01200	C	7,6		2,8		4,8	-
			20	7,5		1,0		6,5	35,4
			40	7,3		0,2		7,1	47,9
			60	7,1		0,2		6,9	43,8
			80	6,9		0,2		6,7	39,6

Nota: a quantidade de extrato de carne corresponde a 120% o valor diário (0,005 g/L).

Referência:

PCO = Potencial de Consumo de Oxigênio

R - *Não Aerado*: feito no mesmo dia da coleta.

Pré-Tratamentos:

1- *Esterilizado*: autoclavado a 120°C por 15 min, teste realizado no mesmo dia da coleta.

2- *Aerado Decantado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.

3- *Aerado Homogeneizado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

Testes de toxicidade com 4 pré-tratamentos da amostra de água superficial do Arroio Previde, tributário do Arroio Tega, local 4, usando o consumo de O₂ mg/L como medida (aquário 2), campanha amostral verão/06.

PT	Data	Extrato de Carne (g/L)	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final	pH final	PCO	% de Inibição
1	04/03	0,01200	C	8,0		3,4		4,6	-
			20	7,4		1,2		6,2	34,8
			40	7,1		0,2		6,9	50,0
			60	6,5		0,2		6,3	37,0
			80	6,0		0,1		5,9	28,3
2	08/03	0,01200	C	7,6		2,5		5,1	-
			20	7,5		1,9		2,6	-49,0
			40	7,4		1,3		6,1	19,6
			60	7,4		1,5		5,9	15,7
			80	7,4		6,2		1,2	-76,5
3	08/03	0,01200	C	7,6		2,5		5,1	-
			20	7,5		1,4		6,1	19,6
			40	7,4		0,9		6,5	27,4
			60	7,3		0,4		6,9	35,3
			80	7,2		0,2		7,0	37,2

Nota: a quantidade de extrato de carne corresponde a 120% o valor diário (0,005 g/L).

Referência:

PCO = Potencial de Consumo de Oxigênio

R - *Não Aerado*: feito no mesmo dia da coleta.

Pré-Tratamentos:

1- *Esterilizado*: autoclavado a 120°C por 15 min, teste realizado no mesmo dia da coleta.

2- *Aerado Decantado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.

3- *Aerado Homogeneizado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

Testes de toxicidade com 4 pré-tratamentos da amostra de água superficial do afluente da Represa São Miguel do Complexo Dal Bó, que desemboca posteriormente no Arroio Dal Bó tributário do Arroio Tega, local 5 – controle, usando o consumo de O₂ mg/L como medida (aquário 2), campanha amostral verão/06.

PT	Data	Extrato de Carne (g/L)	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final	pH final	PCO	% de Inibição
1	04/03	0,01200	C	8,0		3,4		4,6	-
			20	7,4		2,9		4,5	-2,2
			40	6,7		2,0		4,7	2,2
			60	6,4		1,3		5,1	10,9
			80	5,9		1,0		4,9	6,5
2	09/03	0,01200	C	7,4		2,0		5,4	-
			20	7,3		2,4		4,9	-9,2
			40	7,3		0,5		6,8	25,9
			60	7,3		0,2		7,1	31,5
			80	7,2		0,2		7,0	29,6
3	09/03	0,01200	C	7,4		2,0		5,4	-
			20	7,3		1,4		5,9	9,2
			40	7,3		0,5		6,8	25,9
			60	7,2		0,2		7,0	29,6
			80	7,1		0,2		6,9	27,8

Nota: a quantidade de extrato de carne corresponde a 120% o valor diário (0,005 g/L).

Referência:

R - *Não Aerado*: feito no mesmo dia da coleta.

Pré-Tratamentos:

- 1- *Esterilizado*: autoclavado a 120°C por 15 min, teste realizado no mesmo dia da coleta.
- 2- *Aerado Decantado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e espera-se decantar em torno de 30 min.
- 3- *Aerado Homogeneizado*: aerado por 5 dias, a T ambiente, no escuro, desliga-se a aeração e agita-se manualmente a amostra por uns 5 min.

APÊNDICE 3

Testes de Assimilação com as amostras de sedimento superficial da BH do Arroio Tega, nas duas campanhas amostrais (2º semestre/05 e 1º semestre/06)

Teste de toxicidade com elutriato (EPA, 1991), preparado a partir do sedimento superficial do Arroio Tega, local 1, usando a produção de O₂ mg/L como medida, campanha amostral inverno/05.

Data	Abs	Cresc.	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final claro	pH final	O ₂ final escuro	pH final	PPO	% de Inibição
16/06	0,123	4° dia	C	8,1	9,50	14,8	9,73	6,2	9,36	8,6	-
			20	8,2	9,30	6,4	9,11	3,5	9,05	2,9	-66,3
			40	8,3	9,08	1,7	8,63	1,2	8,73	0,5	-94,2
			60	8,3	8,88	1,5	8,41	0,5	8,50	1,0	-88,4
			80	8,3	8,75	1,2	8,18	0,3	8,32	0,9	-89,5

Nota: coleta em 08/06/05 das 09h:15min às 09h:30min, colocado para secar às 12h:40min em estufa a 60°C em beckers de 40mL. Retirado às 14h:30min de 16/06/05.

PPO = Potencial de Produção de Oxigênio

Teste de toxicidade com elutriato (EPA, 1991), preparado a partir do sedimento superficial do Arroio Tega, local 2, usando a produção de O₂ mg/L como medida, campanha amostral inverno/05.

Data	Abs	Cresc.	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final claro	pH final	O ₂ final escuro	pH final	PPO	% de Inibição
03/08	0,159	3° dia	C	8,3	9,20	14,6	10,10	7,6	9,16	7,0	-
			20	9,0	8,70	12,5	9,28	0,3	8,24	12,2	74,3
			40	9,5	8,48	5,0	8,29	0,2	7,85	4,8	-31,4
			60	8,9	8,39	0,1	7,46	0,1	7,99	0	-100
			80	8,4	8,33	0,1	7,28	0,1	7,33	0	-100

Nota: coleta em 06/07/05 das 11h:15min às 11h:30min, colocado para secar às 16h em estufa a 60°C em beckers de 250 e 500mL. Retirado às 15h de 20/07/05. A amostra foi centrifugada a 5000 rpm/15 min.

PPO = Potencial de Produção de Oxigênio

Teste de toxicidade com elutriato (EPA, 1991), preparado a partir do sedimento superficial do arroio tributário da Represa São Paulo que desemboca no Arroio Dal Bó – tributário do Arroio Tega, local 3, usando a produção de O₂ mg/L como medida, campanha amostral inverno/05.

Data	Abs	Crescimento	Controle e C (%)	O ₂ inicial	O ₂ final claro	O ₂ final escuro	PPO	% de Inibição
03/11	0,161	3º dia	C	8,1	10,3	7,0	3,3	-
			20	8,2	7,7	4,9	2,8	-15,2
			40	8,2	4,8	2,8	2,0	-39,4
			60	8,1	1,6	0,4	1,2	-63,6
			80	8,0	0,3	0,2	0,1	-97,0

Nota: coleta em 03/11/05 das 15h às 15h:30min com peneira de 125 µm, colocado para secar às 19:40h em estufa a 60°C em beckers de 250mL. Retirado às 10h de 14/11/05. A amostra foi centrifugada a 5000 rpm/15 min em temperatura ambiente. Quantidade de extrato de carne equivalente a 1,5% de 0,6g/L.

PPO = Potencial de Produção de Oxigênio

Teste de toxicidade com elutriato (EPA, 1991), preparado a partir do sedimento superficial do afluente da Represa São Miguel do Complexo Dal Bó, que desemboca posteriormente no Arroio Dal Bó tributário do Arroio Tega, local 5 – controle, usando a produção de O₂ mg/L como medida, campanha amostral inverno/05.

Data	Abs	Crescimento	Controle e C (%)	O ₂ inicial	O ₂ final claro	O ₂ final escuro	PPO	% de Inibição
27/02/06	0,070	4º dia	C	7,7	16,8	7,0	9,8	-
			20	7,4	10,6	5,3	5,3	-45,9
			40	7,0	5,7	3,4	2,3	-76,5
			60	6,8	2,9	1,4	1,5	-84,7
			80	6,4	1,0	0,4	0,6	-93,9

Nota: coleta em 03/11/05 às 15h com peneira de 125 µm, colocado para secar às 19:40h em 03/11/05 estufa a 60°C em beckers de 250 e 500mL. Retirado às 10h de 14/11/05. A amostra foi centrifugada em um liofilizador sem o funcionamento da bomba de vácuo/60 min, pois a centrífuga estava estragada. Não se sabe de quanto é a rotação.

PPO = Potencial de Produção de Oxigênio

Teste de toxicidade com elutriato (EPA, 1991), preparado a partir do sedimento superficial do Arroio Tega, local 1, usando a produção de O₂ mg/L como medida, campanha amostral verão/06.

Data	Abs	Crescimento	Controle e C (%)	O ₂ inicial	O ₂ final claro	O ₂ final escuro	PPO	% de Inibição
27/02	0,070	4º dia	C	7,7	16,8	7,0	9,8	-
			20	6,9	13,4	4,4	9,0	-8,2
			40	6,1	7,0	1,4	5,6	-42,8
			60	5,6	5,6	0,3	5,3	-45,9
			80	4,7	1,3	0,2	0,9	-90,8

Nota: coleta em 02/02/06 às 10h, colocado para secar às 10h em 03/02/06 estufa a 60°C em beakers de 250 e 500mL. Retirado às 14h de 22/02/06. A amostra foi centrifugada em um liofilizador sem o funcionamento da bomba de vácuo/60 min, pois a centrífuga estava estragada. Não se sabe de quanto é a rotação.

PPO = Potencial de Produção de Oxigênio

APÊNDICE 4

Testes de Dissimilação com as amostras de sedimento superficial da BH do Arroio Tega, nas duas campanhas amostrais (2º semestre/05 e 1º semestre/06)

Teste de toxicidade com elutriato (EPA, 1991), preparado a partir do sedimento superficial do Arroio Tega, local 2, usando o consumo de O₂ mg/L como medida (aquário 1), campanha amostral inverno/05.

Data	Extrato de Carne (g/L)	Controle e C (%)	O ₂ inicial	pH inicial	O ₂ final	pH final	PCO	% de Inibição
01/09	0,00900	C	8,5	8,12	4,2	7,47	4,3	-
		20	8,4	7,67	0,4	7,01	8,0	+86
		40	8,2	7,50	0,4	6,91	7,8	+81,4
		60	8,1	7,36	0,3	6,83	7,8	+81,4
		80	8,0	7,26	0,3	6,75	7,7	+79,1

Nota: Nota: coleta em 06/07/05 das 11h:15min às 11h:30min com a Draga de Eckmann, colocado para secar às 16h em estufa a 60°C em beakers de 250mL. Retirado às 15h de 20/07/05. A amostra foi centrifugada a 5000 rpm/15 min a temperatura ambiente. Quantidade de extrato de carne equivalente a 1,5% de 0,6g/L.
PCO = Potencial de Consumo de Oxigênio

Teste de toxicidade com elutriato (EPA, 1991), preparado a partir do sedimento superficial do arroio tributário da Represa São Paulo que desemboca no Arroio Dal Bó – tributário do Arroio Tega, local 3, usando o consumo de O₂ mg/L como medida (aquário 1), campanha amostral inverno/05 .

Data	Extrato de Carne (g/L)	Controle e C (%)	O ₂ inicial	O ₂ final	PCO	% de Inibição
10/11	0,00900	C	8,0	6,5	1,5	-
		20	7,8	4,2	3,6	+100,0
		40	8,1	4,3	3,8	+100,0
		60	8,0	4,0	4,0	+100,0
		80	7,9	1,2	6,7	+100,0

Nota: coleta em 03/11/05 das 15h às 15h:30 min com peneira de 125 µm, colocado para secar às 19:40h em estufa a 60°C em beakers de 250mL. Retirado às 10h de 14/11/05. A amostra foi centrifugada a 5000 rpm/15 min em temperatura ambiente. Quantidade de extrato de carne equivalente a 1,5 % de 0,6 g/L.
PCO = Potencial de Consumo de Oxigênio

Teste de toxicidade com elutriato (EPA, 1991), preparado a partir do sedimento superficial do afluente da Represa São Miguel do Complexo Dal Bó, que desemboca posteriormente no Arroio Dal Bó tributário do Arroio Tega, local 5 – controle, usando o consumo de O₂ mg/L como medida (aquário 2), campanha amostral inverno/05.

Data	Extrato de Carne (g/L)	Controle e C (%)	O ₂ inicial	O ₂ final	PCO	% de Inibição
27/02/06	0,01200	C	7,8	2,7	5,1	-
		20	7,4	1,5	5,9	15,7
		40	7,0	0,4	6,6	29,4
		60	6,5	0,3	6,2	21,6
		80	6,0	0,2	5,8	13,7

Nota: coleta em 03/11/05 às 15h, 30 min com peneira de 125 µm, colocado para secar às 19:40h em 03/11/05 estufa a 60°C em beakers de 250 e 500mL. Retirado às 10h de 14/11/05. A amostra foi centrifugada em um liofilizador sem o funcionamento da bomba de vácuo/60 min, pois a centrífuga estava estragada. Não se sabe de quanto é a rotação. Quantidade de extrato de carne equivalente a 2,4% de 0,5g/L.

PCO = Potencial de Consumo de Oxigênio

Teste de toxicidade com elutriato (EPA, 1991), preparado a partir do sedimento superficial do Arroio Tega, local 1, usando o consumo de O₂ mg/L como medida (aquário 2), campanha amostral verão/06.

Data	Extrato de Carne (g/L)	Controle e C (%)	O ₂ inicial	O ₂ final	PCO	% de Inibição
27/02/06	0,01200	C	7,8	2,7	5,1	-
		20	6,7	0,2	6,5	27,4
		40	5,5	0,2	5,3	3,9
		60	4,4	0,2	4,2	-17,6
		80	3,5	0,2	3,3	-35,3

Nota: coleta em 02/02/06 às 10 h, colocado para secar às 10h:40min em 03/02/06 estufa a 60°C em beakers de 250 e 500mL. Retirado às 14h de 22/02/06. A amostra foi centrifugada em um liofilizador sem o funcionamento da bomba de vácuo/60min, pois a centrífuga estava estragada. Não se sabe de quanto é a rotação. Quantidade de extrato de carne equivalente a 2,4% de 0,5g/L.

PCO = Potencial de Consumo de Oxigênio

APÊNDICE 5

Outros Testes com as amostras de água superficial da BH do Arroio Tega, nas duas campanhas amostrais (2º semestre/05 e 1º semestre/06)

Teste A

Testes A com água superficial do Arroio Previde, local 4, sem a solução nutritiva forte e com a solução nutritiva forte, usando a produção de O₂ mg/L como medida, campanha amostral inverno/05.

Data	Abs	Cresc.	Controle e C (%)	O ₂ inicial	O ₂ final claro	O ₂ final escuro	PPO	% de Inibição	
S/SNF	18/10	0,139	3º dia	C	8,2	14,9	7,2	7,7	-
				20	7,8	15,7	6,8	8,9	+15,6
				40	7,7	15,0	6,1	8,9	+15,6
				60	7,6	14,9	5,6	9,3	+20,8
				80	7,4	14,2	5,2	9,0	+16,9
C/SNF	18/10	0,139	3º dia	C	8,2	14,9	7,2	7,7	-
				20	8,2	13,8	7,0	6,8	-11,7
				40	8,3	13,9	6,9	7,0	-9,1
				60	8,2	13,4	6,5	6,9	-10,4
				80	8,3	12,8	6,3	6,5	-15,6

Nota: coleta em 13/10/05 às 17h:30min, somente de água superficial. A amostra foi congelada a -4°C.

S/SNF = sem solução nutritiva forte nas diluições, apenas no controle. A amostra foi aerada por 5 dias e decantada por 30 min antes do teste.

C/SNF = com solução nutritiva forte nas diluições e controle. A amostra foi aerada por 5 dias e decantada por 30 min antes do teste.

PPO = Potencial de Produção de Oxigênio

Teste D

DBO₅ com a água superficial do Arroio Previde, local 4, usando o consumo de O₂ mg/L como medida, campanha amostral inverno/05 (14/10/05).

Controle e C (%)	O2 inicial	O2 final escuro	PCO
C	7,1	5,2	1,9
10x	7,2	0,2	7,0
20x	7,2	0,2	7,0
50x	7,1	0,2	6,9

DBO₅ = água de diluição aerada por 24h (água reconstituída). Diluições: 10x (50 mL água do Arroio Previde + 450 mL água reconstituída); 20x (25 mL água do Arroio Previde + 475 mL água reconstituída) e 50x (10 mL água do Arroio Previde + 490 mL água reconstituída). Duração: 14/10/05 a 19/10/05.

PCO = Potencial de Consumo de Oxigênio

Testes D com diferentes concentrações de extrato de carne granulado, com a água de dissimilação do aquário 1.

Data	C (%)	C (g/1000mL)	O ₂ Inicial	O ₂ Final	PCO
	2,5	0,015	9,0	0,3	8,7
	5	0,030	9,0	0,4	8,6
	10	0,060	9,1	0,2	8,8
11/08/05	15	0,090	9,0	0,2	8,8
	20	0,120	9,0	0,2	8,8
	40	0,240	9,0	0,2	8,8
	60	0,360	9,1	0,2	8,9
	80	0,480	9,1	0,2	8,9

Nota: o extrato de carne granulado foi pesado em balança de 3 dígitos.

Testes D com diferentes concentrações de extrato de carne granulado, com a água de dissimilação do aquário 1.

Data	C (%)	C (g/500mL)	O ₂ Inicial	O ₂ Final	PCO
	1	0,00300	8,3	2,8	5,5
	2,5	0,00700	8,4	1,2	7,2
	5	0,01500	8,6	0,4	8,2
	10	0,03000	8,7	0,3	8,4
18/08/05	15	0,04500	8,8	0,4	8,4
	20	0,06000	8,8	0,2	8,6
	30	0,09000	8,8	0,3	8,5
	40	0,12000	9,0	0,2	8,8
	50	0,15000	8,9	0,2	8,7

	60	0,18000	8,8	0,2	8,6
--	----	---------	-----	-----	-----

Nota: o extrato de carne granulado foi pesado em balança de 5 dígitos.

Testes D com diferentes concentrações de extrato de carne granulado, com a água de dissimilação do aquário 1.

Data	C (%)	C (g/500mL)	O ₂ Inicial	O ₂ Final	PCO
	0,2	0,00060	9,5	6,6	2,9
	0,4	0,00120	9,5	6,2	3,3
	0,6	0,00180	9,8	5,5	4,3
25/08/05	0,8	0,00240	9,7	5,4	4,3
	1,0	0,00300	9,6	5,1	4,5
	1,5	0,00450	9,6	4,6	5,0
	2,0	0,00600	9,3	3,6	5,7

Nota: a peptona bacteriológica foi pesada em balança de 5 dígitos.

Testes D com diferentes concentrações de extrato de carne granulado, com a água de dissimilação do aquário 1.

Data	C (%)	C (g/500mL)	O ₂ Inicial	O ₂ Final	PCO
	0,2	0,00060	8,0	7,1	0,8
	0,4	0,00120	8,0	6,5	1,5
	0,6	0,00180	8,0	6,1	2,0
20/10/05	0,8	0,00240	8,0	5,5	2,6
	1,0	0,00300	8,0	5,3	2,7
	1,5	0,00450	8,0	5,0	3,0
	2,0	0,00600	8,0	4,3	3,7

Nota: a peptona bacteriológica foi pesada em balança de 5 dígitos.

Testes D com diferentes concentrações de extrato de carne granulado, com a água de dissimilação do aquário 1.

Data	C (%)	C (g/500mL)	O ₂ Inicial	O ₂ Final	PCO
	0,2	0,00060	8,1	7,4	0,7
	0,4	0,00120	8,2	7,0	1,2
	0,6	0,00180	8,3	6,3	2,0
04/11/05	0,8	0,00240	8,4	6,0	2,4
	1,0	0,00300	8,4	5,6	2,8
	1,5	0,00450	8,4	5,0	3,4
	2,0	0,00600	8,4	4,6	3,8

Nota: o extrato de carne granulado foi pesado em balança de 5 dígitos.

Testes D com diferentes concentrações de extrato de carne granulado, com a água de dissimilação do aquário 2.

Data	C (%)	C (g/L)	O ₂ Inicial	O ₂ Final	PCO
	20	0,1	8,8	0,5	8,3
09/08/05	40	0,2	8,9	0,4	8,5
	60	0,3	8,9	0,5	8,4
	80	0,4	8,9	0,6	8,3

Nota: a peptona bacteriológica foi pesada em balança de 3 dígitos.

Testes D com diferentes concentrações de extrato de carne granulado, com a água de dissimilação do aquário 2.

Data	C (%)	C (g/500mL)	O ₂ Inicial	O ₂ Final	PCO
	0,2	0,00050	8,3	6,2	2,1
	0,4	0,00100	8,2	6,9	1,3
	0,6	0,00150	8,2	6,7	1,5
25/08/05	0,8	0,00200	8,2	6,6	1,6
	1,0	0,00250	9,4	6,4	3,0
	1,5	0,00375	8,8	6,9	1,9
	2,0	0,00500	9,2	6,7	2,5

Nota: a peptona bacteriológica foi pesada em balança de 5 dígitos.

APÊNDICE 6

Dados estatísticos do Teste Qui-Quadrado (Teste Exato de Fisher) com os Testes A (água e sedimento superficial) e D (água superficial) das amostras da BH do Arroio Tega, amostragens inverno/05 e verão/06

Dados do Teste A com a água superficial - Teste Qui-Quadrado (Teste Exato de Fisher)

Crosstabs: Concentração dentro de Prétrat =1 (dec) e Época =1 (i-inverno)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

		CONCENT					
		20	40	60	80	Total	
CÓDINIB	0	Count	0	1	0	0	1
		% within CONCENT	.0%	20.0%	.0%	.0%	5.0%
		Adjusted Residual	-.6	1.8	-.6	-.6	
1	Count	2	4	5	5	16	
		% within CONCENT	40.0%	80.0%	100.0%	100.0%	80.0%
		Adjusted Residual	-2.6	.0	1.3	1.3	
2	Count	3	0	0	0	3	
		% within CONCENT	60.0%	.0%	.0%	.0%	15.0%
		Adjusted Residual	3.3	-1.1	-1.1	-1.1	
Total	Count	5	5	5	5	20	
	% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	99% Confidence Interval		Sig.	99% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	13.500 ^a	6	.036	.037 ^b	.032	.042			
Likelihood Ratio	12.781	6	.047	.037 ^b	.032	.042			
Fisher's Exact Test	9.357			.037 ^b	.032	.042			
Linear-by-Linear Association	3.200 ^c	1	.074	.118 ^b	.110	.127	.058 ^b	.052 .064	
N of Valid Cases	20								

a. 12 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is .25.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 1156607048.

c. The standardized statistic is -1.789.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição da produção de oxigênio após 24 horas ($p=0,037$). Os resíduos ajustados indicam que a proporção de inibição da

produção de oxigênio após 24 horas na concentração 20 é significativamente menor do que nas outras concentrações ($p=0,005$). Através dos resíduos ajustados podemos verificar que a inibição e a aceleração estão mais associadas à concentração 20.

Crosstabs: Concentração dentro de Prétrat =1 (dec) e Época =2 (v-verão)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

		CONCENT				Total
		20	40	60	80	
CÓDINIB	0	Count				1
		% within CONCENT				25.0%
	1	Count	1	2	3	3
		% within CONCENT	25.0%	50.0%	75.0%	75.0%
	2	Count	3	2	1	
		% within CONCENT	75.0%	50.0%	25.0%	
Total		Count	4	4	4	4
		% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	99% Confidence Interval		Sig.	99% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	7.556 ^a	6	.273	.344 ^b	.332	.356			
Likelihood Ratio	8.630	6	.195	.344 ^b	.332	.356			
Fisher's Exact Test	7.094			.344 ^b	.332	.356			
Linear-by-Linear Association	5.828 ^c	1	.016	.021 ^b	.017	.024	.010 ^b	.008 .013	
N of Valid Cases	16								

a. 12 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is .25.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 1634676757.

c. The standardized statistic is -2.414.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição da produção de oxigênio após 24 horas ($p=0,344$).

Crosstabs: Concentração dentro de Prétrat =2 (est) e Época =1 (i-inverno)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

			CONCENT				
			20	40	60	80	Total
CÓDINIB	1	Count	1	2	2	2	7
		% within CONCENT	20.0%	40.0%	40.0%	50.0%	36.8%
	2	Count	4	3	3	2	12
		% within CONCENT	80.0%	60.0%	60.0%	50.0%	63.2%
Total		Count	5	5	5	4	19
		% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	99% Confidence Interval		Sig.	99% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	.950 ^a	3	.813	.919 ^b	.912	.926			
Likelihood Ratio	.999	3	.802	.919 ^b	.912	.926			
Fisher's Exact Test	1.233			.919 ^b	.912	.926			
Linear-by-Linear Association	.758 ^c	1	.384	.407 ^b	.394	.420	.258 ^b	.247	.270
N of Valid Cases	19								

a. 8 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 1.47.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 846668601.

c. The standardized statistic is -.871.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição da produção de oxigênio após 24 horas ($p=0,919$).

Crosstabs: Concentração dentro de Prétrat =2 (est) e Época =2 (v-verão)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

			CONCENT				
			20	40	60	80	Total
CÓDINIB	1	Count	1	3	4	3	11
		% within CONCENT	25.0%	75.0%	100.0%	75.0%	68.8%
	2	Count	3	1		1	5
		% within CONCENT	75.0%	25.0%		25.0%	31.3%
Total		Count	4	4	4	4	16
		% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	99% Confidence Interval		Sig.	99% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	5.527 ^a	3	.137	.250 ^b	.238	.261			
Likelihood Ratio	6.379	3	.095	.250 ^b	.238	.261			
Fisher's Exact Test	4.774			.250 ^b	.238	.261			
Linear-by-Linear Association	2.673 ^c	1	.102	.163 ^b	.153	.172	.083 ^b	.076 .090	
N of Valid Cases	16								

a. 8 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 1.25.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 391318613.

c. The standardized statistic is -1.635.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição da produção de oxigênio após 24 horas ($p=0,250$).

Crosstabs: Concentração dentro de Prétrat =3 (hom) e Época =1 (i-inverno)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

			CONCENT				
			20	40	60	80	Total
CÓDINIB	1	Count	4	4	4	4	16
		% within CONCENT	80.0%	80.0%	80.0%	80.0%	80.0%
	2	Count	1	1	1	1	4
		% within CONCENT	20.0%	20.0%	20.0%	20.0%	20.0%
Total		Count	5	5	5	5	20
		% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	99% Confidence Interval		Sig.	99% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	.000 ^a	3	1.000	1.000 ^b	1.000	1.000			
Likelihood Ratio	.000	3	1.000	1.000 ^b	1.000	1.000			
Fisher's Exact Test	.638			1.000 ^b	1.000	1.000			
Linear-by-Linear Association	.000 ^c	1	1.000	1.000 ^b	1.000	1.000	.604 ^b	.591 .616	
N of Valid Cases	20								

a. 8 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 1.00.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 263739791.

c. The standardized statistic is .000.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição da produção de oxigênio após 24 horas ($p=1,000$).

Crosstabs: Concentração dentro de Prétrat =3 (hom) e Época =2 (v-verão)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

		CONCENT				Total	
		20	40	60	80		
CÓDINIB	1	Count	2	2	3	4	11
		% within CONCENT	50.0%	50.0%	75.0%	100.0%	68.8%
	2	Count	2	2	1		5
		% within CONCENT	50.0%	50.0%	25.0%		31.3%
Total		Count	4	4	4	4	16
		% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	99% Confidence Interval		Sig.	99% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	3.200 ^a	3	.362	.644 ^b	.632	.657			
Likelihood Ratio	4.286	3	.232	.644 ^b	.632	.657			
Fisher's Exact Test	3.152			.644 ^b	.632	.657			
Linear-by-Linear Association	2.673 ^c	1	.102	.160 ^b	.151	.169	.082 ^b	.075	.089
N of Valid Cases	16								

a. 8 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 1.25.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 1110856691.

c. The standardized statistic is -1.635.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição da produção de oxigênio após 24 horas ($p=0,644$).

Crosstabs: Concentração dentro de Prétrat =4 (st) e Época =1 (i-inverno)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

		CONCENT				
		20	40	60	80	Total
CÓDINIB 0	Count	1				1
	% within CONCENT	20.0%				5.0%
1	Count	2	3	3	3	11
	% within CONCENT	40.0%	60.0%	60.0%	60.0%	55.0%
2	Count	2	2	2	2	8
	% within CONCENT	40.0%	40.0%	40.0%	40.0%	40.0%
Total	Count	5	5	5	5	20
	% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	99% Confidence Interval		Sig.	99% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	3.273 ^a	6	.774	1.000 ^b	1.000	1.000			
Likelihood Ratio	3.065	6	.801	1.000 ^b	1.000	1.000			
Fisher's Exact Test	3.458			1.000 ^b	1.000	1.000			
Linear-by-Linear Association	.261 ^c	1	.609	.740 ^b	.729	.751	.372 ^b	.360 .385	
N of Valid Cases	20								

a. 12 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is .25.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 1831435319.

c. The standardized statistic is .511.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição da produção de oxigênio após 24 horas ($p=1,000$).

Crosstabs: Concentração dentro de Prétrat =4 (st) e Época =2 (v-verão)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

		CONCENT					
		20	40	60	80	Total	
CÓDINIB	1	Count	3	3	3	4	13
		% within CONCENT	75.0%	75.0%	75.0%	100.0%	81.3%
	2	Count	1	1	1		3
		% within CONCENT	25.0%	25.0%	25.0%		18.8%
Total		Count	4	4	4	4	16
		% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	99% Confidence Interval		Sig.	99% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	1.231 ^a	3	.746	1.000 ^b	1.000	1.000			
Likelihood Ratio	1.946	3	.584	1.000 ^b	1.000	1.000			
Fisher's Exact Test	1.697			1.000 ^b	1.000	1.000			
Linear-by-Linear Association	.692 ^c	1	.405	.600 ^b	.587	.612	.307 ^b	.295 .318	
N of Valid Cases	16								

a. 8 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is .75.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 1810951851.

c. The standardized statistic is -.832.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição da produção de oxigênio após 24 horas ($p=1,000$).

de Fisher)

Crosstabs: Concentração dentro de Época =1 (Inverno)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	99% Confidence Interval		Sig.	99% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	3.273 ^a	3	.351	1.000 ^b	1.000	1.000			
Likelihood Ratio	3.065	3	.382	1.000 ^b	1.000	1.000			
Fisher's Exact Test	3.065			1.000 ^b	1.000	1.000			
Linear-by-Linear Association	1.800 ^c	1	.180	.505 ^b	.492	.518	.257 ^b	.246	.268
N of Valid Cases	12								

a. 8 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is .25.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 2000000.

c. The standardized statistic is -1.342.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição da produção de oxigênio após 24 horas (p=1,000).

Crosstabs: Concentração dentro de Época =2 (Verão)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

		CONCENT					
		20	40	60	80	Total	
CÓDINIB	1	Count	2	2	2	2	8
		% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
Total		Count	2	2	2	2	8
		% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value
Pearson Chi-Square	. ^a
N of Valid Cases	8

a. No statistics are computed because CÓDINIB is a constant.

Teste Qui-Quadrado não realizado, visto que só temos o código de inibição (código=1), ou seja, no verão, em qualquer uma das quatro concentrações, só ocorreu inibição.

Crosstabs: Concentração (Geral: misturadas as estações verão e inverno)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

		CONCENT					
		20	40	60	80	Total	
CÓDINIB	1	Count	4	5	5	5	19
		% within CONCENT	80.0%	100.0%	100.0%	100.0%	95.0%
	2	Count	1				1
		% within CONCENT	20.0%				5.0%
Total		Count	5	5	5	5	20
		% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)		
				Sig.	95% Confidence Interval	Sig.	95% Confidence Interval	
				Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	3.158 ^a	3	.368	1.000 ^b	1.000	1.000		
Likelihood Ratio	2.937	3	.402	1.000 ^b	1.000	1.000		
Fisher's Exact Test	2.958			1.000 ^b	1.000	1.000		
Linear-by-Linear Association	1.800 ^c	1	.180	.498 ^b	.485	.510	.251 ^b	.240 .262
N of Valid Cases	20							

a. 8 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is .25.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 624387341.

c. The standardized statistic is -1.342.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição da produção de oxigênio após 24 horas ($p=1,000$).

Fisher)

Crosstabs: Concentração dentro de Pretrat =1 (dec) e Epoca =1 (i-inverno)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

		CONCENT					
		20	40	60	80	Total	
CÓDINIB	1	Count	1				1
		% within CONCENT	25.0%				6.3%
	2	Count	4	3	4	4	15
		% within CONCENT	100.0%	75.0%	100.0%	100.0%	93.8%
Total		Count	4	4	4	4	16
		% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	99% Confidence Interval		Sig.	99% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	3.200 ^a	3	.362	1.000 ^b	1.000	1.000			
Likelihood Ratio	2.983	3	.394	1.000 ^b	1.000	1.000			
Fisher's Exact Test	2.998			1.000 ^b	1.000	1.000			
Linear-by-Linear Association	.200 ^c	1	.655	1.000 ^b	1.000	1.000	.504 ^b	.491	
N of Valid Cases	16								

a. 8 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is .25.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 2000000.

c. The standardized statistic is .447.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição do consumo de oxigênio após 24 horas ($p=1,000$).

Crosstabs: Concentração dentro de Pretrat =1 (dec) e Epoca =2 (v-verão)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

		CONCENT				
		20	40	60	80	Total
CÓDINIB	0	Count		1		1
		% within CONCENT		25.0%		6.3%
	1	Count	2		1	3
		% within CONCENT	50.0%		25.0%	18.8%
	2	Count	2	3	4	3
		% within CONCENT	50.0%	75.0%	100.0%	75.0%
Total		Count	4	4	4	4
		% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	99% Confidence Interval		Sig.	99% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	7.333 ^a	6	.291	.546 ^b	.533	.559			
Likelihood Ratio	7.951	6	.242	.546 ^b	.533	.559			
Fisher's Exact Test	6.287			.546 ^b	.533	.559			
Linear-by-Linear Association	.862 ^c	1	.353	.496 ^b	.483	.509	.246 ^b	.235	
N of Valid Cases	16								

a. 12 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is .25.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 624387341.

c. The standardized statistic is .928.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição do consumo de oxigênio após 24 horas ($p=0,546$).

Crosstabs: Concentração dentro de Pretrat =2 (est) e Epoca =1 (i-inverno)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

		CONCENT				
		20	40	60	80	Total
CÓDINIB 0	Count	2				2
	% within CONCENT	33.3%				8.3%
1	Count	2	3	3	5	13
	% within CONCENT	33.3%	50.0%	50.0%	83.3%	54.2%
2	Count	2	3	3	1	9
	% within CONCENT	33.3%	50.0%	50.0%	16.7%	37.5%
Total	Count	6	6	6	6	24
	% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	99% Confidence Interval		Sig.	99% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	8.684 ^a	6	.192	.218 ^b	.208	.229			
Likelihood Ratio	8.310	6	.216	.304 ^b	.292	.316			
Fisher's Exact Test	6.140			.379 ^b	.367	.392			
Linear-by-Linear Association	.193 ^c	1	.661	.773 ^b	.762	.784	.382 ^b	.370 .395	
N of Valid Cases	24								

a. 12 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is .50.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 957002199.

c. The standardized statistic is .439.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição do consumo de oxigênio após 24 horas ($p=0,379$).

Crosstabs: Concentração dentro de Pretrat =2 (est) e Epoca =2 (v-verão)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

			CONCENT				
			20	40	60	80	Total
CÓDINIB	1	Count	2	1	2	2	7
		% within CONCENT	50.0%	25.0%	50.0%	50.0%	43.8%
	2	Count	2	3	2	2	9
		% within CONCENT	50.0%	75.0%	50.0%	50.0%	56.3%
Total		Count	4	4	4	4	16
		% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	99% Confidence Interval		Sig.	99% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	.762 ^a	3	.859	1.000 ^b	1.000	1.000			
Likelihood Ratio	.796	3	.850	1.000 ^b	1.000	1.000			
Fisher's Exact Test	1.087			1.000 ^b	1.000	1.000			
Linear-by-Linear Association	.048 ^c	1	.827	1.000 ^b	1.000	1.000	.506 ^b	.493 .519	
N of Valid Cases	16								

a. 8 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 1.75.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 92208573.

c. The standardized statistic is -.218.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição do consumo de oxigênio após 24 horas ($p=1,000$).

Crosstabs: Concentração dentro de Pretrat =3 (hom) e Epoca =1 (i-inverno)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

		CONCENT				
		20	40	60	80	Total
CÓDINIB 0	Count	1	1			2
	% within CONCENT	25.0%	25.0%			12.5%
1	Count	1		1	1	3
	% within CONCENT	25.0%		25.0%	25.0%	18.8%
2	Count	2	3	3	3	11
	% within CONCENT	50.0%	75.0%	75.0%	75.0%	68.8%
Total	Count	4	4	4	4	16
	% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	99% Confidence Interval		Sig.	99% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	3.273 ^a	6	.774	1.000 ^b	1.000	1.000			
Likelihood Ratio	4.791	6	.571	1.000 ^b	1.000	1.000			
Fisher's Exact Test	3.894			1.000 ^b	1.000	1.000			
Linear-by-Linear Association	1.157 ^c	1	.282	.382 ^b	.369	.394	.186 ^b	.176	.196
N of Valid Cases	16								

a. 12 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is .50.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 1993510611.

c. The standardized statistic is 1.076.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição do consumo de oxigênio após 24 horas ($p=1,000$).

Crosstabs: Concentração dentro de Pretrat =3 (hom) e Epoca =2 (v-verão)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

			CONCENT				
			20	40	60	80	Total
CÓDINIB	1	Count	1				1
		% within CONCENT	25.0%				6.3%
	2	Count	3	4	4	4	15
		% within CONCENT	75.0%	100.0%	100.0%	100.0%	93.8%
Total		Count	4	4	4	4	16
		% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	99% Confidence Interval		Sig.	99% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	3.200 ^a	3	.362	1.000 ^b	1.000	1.000			
Likelihood Ratio	2.983	3	.394	1.000 ^b	1.000	1.000			
Fisher's Exact Test	2.998			1.000 ^b	1.000	1.000			
Linear-by-Linear Association	1.800 ^c	1	.180	.496 ^b	.483	.509	.250 ^b	.239	.261
N of Valid Cases	16								

a. 8 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is .25.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 79654295.

c. The standardized statistic is 1.342.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição do consumo de oxigênio após 24 horas ($p=1,000$).

Crosstabs: Concentração dentro de Pretrat =4 (st) e Epoca =1 (i-inverno)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

			CONCENT				
			20	40	60	80	Total
CÓDINIB	1	Count	1	1	2	2	6
		% within CONCENT	33.3%	33.3%	66.7%	66.7%	50.0%
	2	Count	2	2	1	1	6
		% within CONCENT	66.7%	66.7%	33.3%	33.3%	50.0%
Total		Count	3	3	3	3	12
		% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	95% Confidence Interval		Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	1.333 ^a	3	.721	1.000 ^b	1.000	1.000			
Likelihood Ratio	1.359	3	.715	1.000 ^b	1.000	1.000			
Fisher's Exact Test	1.604			1.000 ^b	1.000	1.000			
Linear-by-Linear Association	.978 ^c	1	.323	.474 ^b	.461	.486	.232 ^b	.221 .243	
N of Valid Cases	12								

a. 8 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 1.50.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 475497203.

c. The standardized statistic is -.989.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição do consumo de oxigênio após 24 horas ($p=1,000$).

Crosstabs: Concentração dentro de Pretrat =4 (st) e Epoca =2 (v-verão)

CÓDINIB * CONCENT Crosstabulation

		CONCENT				
		20	40	60	80	Total
CÓDINIB 1	Count		1	1	1	3
	% within CONCENT		100.0%	100.0%	100.0%	75.0%
2	Count	1				1
	% within CONCENT	100.0%				25.0%
Total	Count	1	1	1	1	4
	% within CONCENT	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Chi-Square Tests

	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Monte Carlo Sig. (2-sided)		Monte Carlo Sig. (1-sided)			
				Sig.	99% Confidence Interval		Sig.	99% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound		Lower Bound	Upper Bound
Pearson Chi-Square	4.000 ^a	3	.261	1.000 ^b	1.000	1.000			
Likelihood Ratio	4.499	3	.212	1.000 ^b	1.000	1.000			
Fisher's Exact Test	3.667			1.000 ^b	1.000	1.000			
Linear-by-Linear Association	1.800 ^c	1	.180	.499 ^b	.486	.511	.245 ^b	.234 .256	
N of Valid Cases	4								

a. 8 cells (100.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is .25.

b. Based on 10000 sampled tables with starting seed 726961337.

c. The standardized statistic is -1.342.

Através do Teste Qui-Quadrado, mais especificamente através do Teste Exato de Fisher, podemos concluir que não deve haver diferença significativa entre as concentrações em relação as proporções de inibição do consumo de oxigênio após 24 horas ($p=1,000$).

APÊNDICE 7

Estatística descritiva com os dados dos Testes A com as amostras de água superficial e sedimento da BH do Arroio Tega, amostragens inverno/05 e verão/06

Estatística descritiva realizada com os dados originais, não transformados, dos Testes A com água superficial durante o estudo.

Level of PRE_TRAT		-----INIBICAO-----		
		N	Mean	Std Dev
1	25	21.3280000	20.7716457	
2	18	43.8555556	34.3894516	
3	27	31.8222222	27.3307285	
4	24	42.9333333	27.6970673	

Level of CONCENT		-----INIBICAO-----		
		N	Mean	Std Dev
20	16	21.7187500	13.9905310	
40	23	26.3521739	22.1828736	
60	27	35.5000000	29.9266025	
80	28	46.4321429	33.4092918	

Level of EPOCA		-----INIBICAO-----		
		N	Mean	Std Dev
1	50	24.3380000	24.1515867	
2	44	45.3477273	29.1012306	

Level of PRE_TRAT	Level of CONCENT	-----INIBICAO-----		
		N	Mean	Std Dev
1	20	3	17.8666667	5.7951129
1	40	6	14.6500000	5.6102585
1	60	8	20.9250000	23.1935798
1	80	8	28.0375000	28.5356387
2	20	2	21.8000000	6.2225397
2	40	5	27.1000000	20.9702170
2	60	6	48.0166667	38.3112734
2	80	5	64.4400000	39.9035462
3	20	6	17.2000000	14.8414285
3	40	6	28.0333333	30.2224861
3	60	7	30.9571429	25.1759712
3	80	8	46.3875000	31.3470635
4	20	5	29.4200000	17.7848812
4	40	6	35.7500000	24.3765256
4	60	6	47.7166667	30.6558586
4	80	7	54.6428571	32.6318279

Level of PRE_TRAT	Level of EPOCA	-----INIBICAO-----		
		N	Mean	Std Dev
1	1	16	13.4375000	6.6878871

1	2	9	35.3555556	29.4045962
2	1	7	44.7285714	40.9224761
2	2	11	43.3000000	31.6988328
3	1	16	22.0875000	14.9225054
3	2	11	45.9818182	35.1557909
4	1	11	30.4909091	30.3538945
4	2	13	53.4615385	20.9889470

Level of CONCENT	Level of EPOCA	-----INIBICAO-----		
		N	Mean	Std Dev
20	1	9	16.2333333	8.9582364
20	2	7	28.7714286	16.7084524
40	1	13	18.0692308	15.8258430
40	2	10	37.1200000	25.3177935
60	1	14	24.7428571	28.7515274
60	2	13	47.0846154	27.6503721
80	1	14	34.9642857	29.7457588
80	2	14	57.9000000	33.9139409

Level of PRE_TRAT	Level of CONCENT	Level of EPOCA	-----INIBICAO-----		
			N	Mean	Std Dev
1	20	1	2	17.4500000	8.1317280
1	20	2	1	18.7000000	.
1	40	1	4	12.5500000	5.7250910
1	40	2	2	18.8500000	2.4748737
1	60	1	5	11.1200000	7.1187780
1	60	2	3	37.2666667	33.7716350
1	80	1	5	14.8600000	7.6064446
1	80	2	3	50.0000000	39.7068004
2	20	1	1	26.2000000	.
2	20	2	1	17.4000000	.
2	40	1	2	31.1000000	33.5168614
2	40	2	3	24.4333333	17.0629228
2	60	1	2	55.5500000	62.8617928
2	60	2	4	44.2500000	32.7460430
2	80	1	2	56.8000000	61.0940259
2	80	2	3	69.5333333	34.9437167
3	20	1	4	12.9500000	8.6044562
3	20	2	2	25.7000000	25.7386868
3	40	1	4	17.0750000	9.3225086
3	40	2	2	49.9500000	53.5279833
3	60	1	4	19.7500000	9.8069703
3	60	2	3	45.9000000	34.2211923
3	80	1	4	38.5750000	18.4857377
3	80	2	4	54.2000000	42.2887692

4	20	1	2	16.6000000	14.4249783
4	20	2	3	37.9666667	15.9575478
4	40	1	3	18.0666667	22.9961591
4	40	2	3	53.4333333	4.3143172
4	60	1	3	33.5666667	39.6500105
4	60	2	3	61.8666667	13.2914760
4	80	1	3	49.1000000	37.9956576
4	80	2	4	58.8000000	33.3685481

Estatística descritiva realizada com os dados originais dos Testes A com sedimento superficial durante o estudo.

Level of CONCENT		-----INIBICAO-----		
		N	Mean	Std Dev
20	4	33.9000000	27.1043662	
40	5	56.8600000	27.0682101	
60	5	76.5200000	21.5862688	
80	5	94.2400000	4.3362426	

Level of EPOCA		-----INIBICAO-----		
		N	Mean	Std Dev
1	11	71.3636364	30.4909912	
2	8	61.0875000	30.1127139	

Level of CONCENT	Level of EPOCA	-----INIBICAO-----		
		N	Mean	Std Dev
20	1	2	40.7500000	36.1331565
20	2	2	27.0500000	26.6579257
40	1	3	55.0000000	34.1830367
40	2	2	59.6500000	23.8294985
60	1	3	84.0000000	18.5946229
60	2	2	65.3000000	27.4357431
80	1	3	95.5000000	5.4083269
80	2	2	92.3500000	2.1920310

Estatística descritiva realizada com os dados transformados dos Testes A com sedimento superficial durante o estudo.

Level of CONCENT	N	Sum of Weights	-----INIBICAO----- Mean	Std Dev
20	4	0.0043462016	31.8786852	0.85365436
40	5	0.0060895259	57.6894883	0.87064756
60	5	0.0113335691	79.6159909	0.96323817
80	5	0.5187971931	92.9727422	0.97679305

Level of EPOCA	N	Sum of Weights	-----INIBICAO----- Mean	Std Dev
1	11	0.1153399361	93.0062358	1.27409836
2	8	0.4252265536	91.4779433	1.74795925

Level of CONCENT	Level of EPOCA	N	Sum of Weights	-----INIBICAO----- Mean	Std Dev
20	1	2	0.0015318569	40.7500000	1.00000000
20	2	2	0.0028143447	27.0500000	1.00000000
40	1	3	0.002567438	55.0000000	1.00000000
40	2	2	0.0035220879	59.6500000	1.00000000
60	1	3	0.0086765386	84.0000000	1.00000000
60	2	2	0.0026570305	65.3000000	1.00000000
80	1	3	0.1025641026	95.5000000	1.00000000
80	2	2	0.4162330905	92.3500000	1.00000000

APÊNDICE 9

Estatística descritiva com os dados originais dos Testes D com as amostras de água superficial da BH do Arroio Tega, amostragens inverno/05 e verão/06

Estatística descritiva realizada com os dados originais, não transformados, dos Testes D com água superficial durante o estudo.

Level of PRE_TRAT		-----INIBICAO-----		
		N	Mean	Std Dev
1	4	52.0000000	31.0632688	
2	20	31.2000000	24.3950599	
3	4	6.3500000	3.5294003	
4	9	16.0111111	21.9606719	

Level of CONCENT		-----INIBICAO-----		
		N	Mean	Std Dev
20	9	10.6222222	14.7660741	
40	7	32.5000000	35.6927163	
60	9	20.3888889	10.9168957	
80	12	41.2416667	26.8805931	

Level of EPOCA		-----INIBICAO-----		
		N	Mean	Std Dev
1	23	27.8391304	26.3599169	
2	14	25.8000000	25.4496789	

Level of PRE_TRAT	Level of CONCENT	-----INIBICAO-----		
		N	Mean	Std Dev
1	20	2	29.1000000	28.1428499
1	40	1	73.3000000	.
1	80	1	76.5000000	.
2	20	4	6.8250000	3.7933055
2	40	4	36.1750000	38.2318693
2	60	5	28.2400000	7.9024047
2	80	7	44.4000000	21.9477410
3	20	2	3.8500000	3.0405592
3	60	1	10.1000000	.
3	80	1	7.6000000	.
4	20	1	2.4000000	.
4	40	2	4.7500000	0.0707107
4	60	3	10.7333333	2.2233608
4	80	3	33.3333333	34.8256132

Level of PRE_TRAT	Level of EPOCA	-----INIBICAO-----		
		N	Mean	Std Dev
1	1	1	73.3000000	.

1	2	3	44.9000000	33.8368143
2	1	13	33.1153846	25.0467512
2	2	7	27.6428571	24.6404719
3	1	3	7.9000000	2.0663978
3	2	1	1.7000000	.
4	1	6	18.8000000	26.9756928
4	2	3	10.4333333	6.3137416

Level of CONCENT	Level of EPOCA	-----INIBICAO-----		
		N	Mean	Std Dev
20	1	4	6.8250000	3.7259227
20	2	5	13.6600000	19.9926987
40	1	5	40.8600000	39.7666066
40	2	2	11.6000000	9.7580736
60	1	6	20.4166667	12.0341874
60	2	3	20.3333333	10.7076297
80	1	8	35.7750000	26.0407236
80	2	4	52.1750000	28.7759593

Level of PRE_TRAT	Level of CONCENT	Level of EPOCA	-----INIBICAO-----		
			N	Mean	Std Dev
1	20	2	2	29.1000000	28.1428499
1	40	1	1	73.3000000	.
1	80	2	1	76.5000000	.
2	20	1	2	9.4500000	2.7577164
2	20	2	2	4.2000000	2.8284271
2	40	1	3	42.0666667	44.5448463
2	40	2	1	18.5000000	.
2	60	1	3	29.8666667	9.4854274
2	60	2	2	25.8000000	7.0710678
2	80	1	5	39.1600000	21.1967686
2	80	2	2	57.5000000	24.7487373
3	20	1	1	6.0000000	.
3	20	2	1	1.7000000	.
3	60	1	1	10.1000000	.
3	80	1	1	7.6000000	.
4	20	1	1	2.4000000	.
4	40	1	1	4.8000000	.
4	40	2	1	4.7000000	.
4	60	1	2	11.4000000	2.6870058
4	60	2	1	9.4000000	.
4	80	1	2	41.4000000	45.1134126
4	80	2	1	17.2000000	.