

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

Dissertação de Mestrado

**Avaliação de metais na água, no sedimento e nos peixes da lagoa Azul,
formada por lavra de mineração de carvão a céu aberto, Siderópolis-SC**

JACIRA SILVANO

Porto Alegre (RS), fevereiro de 2003.

**Avaliação de metais na água, no sedimento e nos peixes da lagoa Azul,
formada por lavra de mineração de carvão a céu aberto, Siderópolis-SC**

Jacira Silvano

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.

Orientadora: Profa. Dra. Maria Teresa Raya-Rodriguez

Comissão Examinadora

Dra. Teresinha Guerra

Dr. Albano Schwarzbald

Dra. Clarice B. Fialho

Porto Alegre (RS), fevereiro de 2003.

"A terra não pertence ao homem; o homem pertence à terra. Todas as coisas estão conectadas como o sangue que nos une a todos. O homem não teceu a teia da vida; ele, é meramente um de seus fios. O que quer que seja que ele faça à teia, ele está fazendo a si mesmo".

(Gralla)

AGRADECIMENTOS

- A minha família pelo apoio concedido, em especial a minha mãe que muito torceu e torce pelo meu sucesso.
- A minha irmã Gilda Silvano, pelo auxílio no trabalho de campo e incentivo durante toda a caminhada.
- A minha orientadora Dra. Maria Teresa Raya Rodriguez, pela atenção e orientação durante a execução deste estudo.
- As professoras Sandra Hartz e Teresinha Guerra pelas leituras críticas do trabalho.
- A CAPES, pelo suporte financeiro.
- A UNESCO, pelo incentivo à capacitação.
- As amigas do laboratório de Águas da UNESCO: Luciana Vefago Cascaes pelo auxílio nas análises e Maria da Glória da Silva Santos pela contribuição na discussão.
- Ao amigo Eduardo de Oliveira Nosse pelo incentivo e auxílio em todas as etapas deste trabalho. Valeu a força!!
- A colega Tatiana Schmidt Dias do laboratório de Ictiologia da UFRGS, pelo auxílio na análise do conteúdo estomacal das espécies.
- E a Deus que iluminou meu caminho...

RESUMO

Entre maio de 2001 e janeiro de 2002, foram realizadas coletas sazonais na lagoa Azul, Siderópolis, SC. Esta lagoa formou-se por lavra de mineração de carvão a céu aberto desativada. Foram avaliadas as concentrações de Cr, Mn, Ni, Zn e Fe na água e no sedimento. Estes metais, exceto o Fe, foram também analisados no músculo e no fígado das espécies dos peixes *Oreochromis niloticus* (tilápia) e *Geophagus brasiliensis* (acará). O objetivo foi avaliar a qualidade da lagoa, bem como, das espécies de peixes predominantes, devido a preocupação quanto ao consumo potencial das mesmas pela população do entorno. As análises do sedimento, quando comparada a locais não contaminados, indicam concentração elevada para Fe, Mn, Cr e Zn. No compartimento água as concentrações de Fe, Mn e Ni estão acima do estabelecido para a classe 2 da Resolução CONAMA 20/86. Conforme análise estatística, em ambos os compartimentos abióticos ocorrem diferenças significativas entre os 4 pontos amostrados, porém diferença sazonal ocorre somente para o compartimento água. O conteúdo de metais em peixes não apresenta diferença significativa entre as espécies analisadas, todavia entre os diferentes tecidos analisados, o fígado apresentou a maior concentração em ambas as espécies. Através das análises do músculo (parte comestível), foi possível avaliar o risco à saúde humana. Segundo a estimativa da ingestão diária, os peixes analisados não propiciam risco aparente de contaminação à população do entorno, conforme os critérios adotados para o teor dos metais avaliados.

ABSTRACT

Seasonal samples were taken between May 2001 and January 2002 in lake Azul, Siderópolis, SC. This lake was originally an open-air coalmine, which is presently disused. Concentrations of Cr, Mn, Ni, Zn and Fe were measured in water and sediment, and also in the muscle and liver of the following fish species (except Fe): *Oreochromis niloticus* (tilapia) and *Geophagus brasiliensis* (pearl cichlid). The objective of this work was to evaluate water quality in lake Azul, as well as health of the dominant fish species, which are fished and consumed by the local people. The sediment analyses, when compared to non-contaminated sites, indicated a high concentration of Fe, Mn, Cr and Zn. In water the concentration of Fe, Mn and Ni this is higher up established to Class 2, according to the CONAMA 20/86 Resolution. The statistical analysis indicated that both abiotic compartments present significant differences among the 4 sampling stations, however differences seasonal was detected only for water samples. Differences between metal content between fish species were not significant, however, liver samples presented higher metal concentrations than muscles in both species. Risk analysis for human health was based on metal concentration in fish muscles. According to an estimated daily consumption rate and to the criteria adopted, the analyzed fish species do not represent risk to human health.

SUMÁRIO

1. Introdução.....	1
2. Objetivos.....	7
2.1. Objetivo Geral.....	7
2.2. Objetivos Específicos.....	7
3. Descrição da Área de Estudo	8
3.1. Espécies analisadas	10
3.2. População humana do entorno	11
4. Material e Métodos	12
4.1. Coleta e Análise da Coluna d'água.....	12
4.2. Coleta e Análise de Sedimento.....	14
4.3. Coleta e Análise de Peixes	14
4.4. Exatidão Relativa e Precisão	16
4.5. Testes de Lixiviação e Solubilização	16
4.6. Análises Estatísticas	17
4.7. Levantamento dos dados sócio-ambientais.....	18
5. Resultados e Discussão.....	19
5.1. Clima.....	19
5.2. Coluna d'água e Sedimento.....	20
5.2.1. Dureza	21
5.2.2. Condutividade Elétrica	22
5.2.3. Oxigênio Dissolvido	23
5.2.4. Saturação de Oxigênio	25
5.2.5. Potencial Hidrogeniônico (pH)	25
5.2.6. Sulfato.....	27
5.2.7. Temperatura da Água	28
5.2.8. Turbidez.....	29
5.2.9. Cromo	30
5.2.10. Ferro	31
5.2.11. Manganês	33
5.2.12. Níquel	35
5.2.13. Zinco	36
5.2.14. Coeficiente de concentração (Kd) entre sedimento e água	38

5.2.15. Teste de Lixiviação e Solubilização	38
5.2.16. Análise Estatística referente aos dados de água e sedimento	39
5.3. Peixes.....	43
5.3.1. Cromo	43
5.3.2. Manganês	44
5.3.3. Níquel	45
5.3.4. Zinco	46
5.3.5. Avaliação do Risco pelo Consumo das Espécies	49
5.3.6. Fator de Bioconcentração (Fc).....	50
5.3.7. Análise Estatística referente aos dados do peixe	52
5.4. Percepção ambiental da população do entorno.....	54
6. Considerações Finais	61
7. Referências Bibliográficas.....	63
8. Apêndice.....	69

LISTA DE TABELAS

- 1: Valor do Kd, obtido através da média das concentrações sedimento/água, em cada ponto de coleta da lagoa Azul, Siderópolis, SC, durante maio/2001 a janeiro/2002.38

- 2: Concentração média dos metais em peso úmido no músculo de *Geophagus brasiliensis* e *Oreochromis niloticus* da lagoa Azul, Siderópolis, SC entre maio/2001 a janeiro/2002. A dose ingerida (DI), supondo ingestão diária de 50 g por uma pessoa de 70 Kg e a dose aceitável (DA) pela USEPA, segundo FERNANDES *et al.*, (1994).50

- 3: Fator de bioconcentração dos metais no músculo em relação ao fígado e de ambos em relação à água, nas espécies de *Geophagus brasiliensis* e *Oreochromis niloticus* da lagoa Azul, Siderópolis, SC, durante o período de estudo maio/2001 a janeiro/2002 (F=fígado, M=músculo; A=água).51

LISTA DE FIGURAS

1:	Localização do município de Siderópolis, SC, juntamente com a lagoa Azul e seus respectivos pontos de coleta. Fonte: Centro de Cartografia da Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC.	9
2:	Espécime de Acará, <i>Geophagus brasiliensis</i> , capturado na lagoa Azul.	10
3:	Espécime de Tilápia, <i>Oreochromis niloticus</i> , capturado na lagoa Azul.	11
4:	Dados meteorológicos fornecidos pela estação Agrometeorológica da EPAGRI/Urussanga, referente ao período de estudo, maio de 2001 a janeiro de 2002.	19
5:	Variação da dureza da água, na lagoa Azul, Siderópolis-SC, em maio de 2001 a janeiro de 2002.	21
6:	Variação da condutividade elétrica (à 20°C) na água da lagoa Azul, Siderópolis,SC, em maio de 2001 a janeiro de 2002.	23
7:	Variação da condutividade elétrica (à 20°C) no sedimento da lagoa Azul, Siderópolis, SC, em maio de 2001 e janeiro de 2002.	23
8:	Variação de oxigênio dissolvido na água da lagoa Azul, Siderópolis-SC, no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.	24
9:	Variação da saturação de oxigênio dissolvido na água da lagoa Azul, Siderópolis-SC, no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.	25
10:	Variação de pH na água da lagoa Azul, Siderópolis, SC, durante o período de maio de 2001 a janeiro de 2002.	27
11:	Variação de pH no sedimento da lagoa Azul, Siderópolis, SC, em maio de 2001 e janeiro de 2002.	27
12:	Variação de sulfato na água, da lagoa Azul, Siderópolis-SC, durante o período de maio de 2001 a janeiro de 2002.	28
13:	Variação da temperatura da água na lagoa Azul, Siderópolis,SC, durante maio de 2001 a janeiro de 2002.	29
14:	Variação da turbidez na água da lagoa Azul, Siderópolis,SC, em maio de 2001 a janeiro de 2002.	30
15:	Concentração de cromo no sedimento da lagoa Azul, Siderópolis, SC, em maio de 2001 e janeiro de 2002.	31

16: Concentração de ferro na água da lagoa Azul, Siderópolis, SC, entre maio de 2001 a janeiro de 2002.....	32
17: Concentração de ferro no sedimento da lagoa Azul, Siderópolis, SC, em maio de 2001 e janeiro de 2002.....	33
18: Concentração de manganês na água da lagoa Azul, Siderópolis, SC, no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.....	34
19: Concentração de manganês no sedimento da lagoa Azul, Siderópolis, SC, em maio de 2001 e janeiro de 2002.....	34
20: Concentração de níquel na água da lagoa Azul, Siderópolis, SC, no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.....	36
21: Concentração de níquel no sedimento da lagoa Azul, Siderópolis, SC, em maio de 2001 e janeiro de 2002.....	36
22: Concentração de zinco na água da lagoa Azul, Siderópolis, SC, no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.....	37
23: Concentração de zinco no sedimento da lagoa Azul, Siderópolis, SC, em maio de 2001 e janeiro de 2002.....	37
24: Dendrograma com os resultados do compartimento água, mostrando o agrupamento obtido através da variância mínima (soma dos quadrados) baseada em distância euclidiana, entre unidades amostrais. As unidades amostrais estão descritas pela estação do ano OUT, INV, PRI, VER e pelos pontos de coleta P1, P2, P3, P4.	41
25: Dendrograma com os resultados do sedimento, mostrando o agrupamento obtido através de variância mínima (soma dos quadrados) baseado em distância euclidiana, entre unidades amostrais. As unidades amostrais estão descritas pela estação do ano OUT e VER e pelos pontos de coleta P1, P2, P3, P4.....	41
26: Diagrama de dispersão das unidades amostrais da água nos eixos I e II, obtidos por análise de coordenadas principais, com base em distância euclidiana. As unidades amostrais estão descritas pela estação do ano OUT, INV, PRI, VER e pontos de coleta P1, P2, P3, P4.	42
27: Diagrama de dispersão das unidades amostrais do sedimento nos eixos I e II, obtidos por análise de coordenadas principais, com base em distância euclidiana. As unidades amostrais estão descritas pela estação do ano OUT e VER e pontos de coleta P1, P2, P3, P4.....	42

28: Concentração de cromo (peso seco), no fígado e músculo de <i>G. brasiliensis</i> e <i>O. niloticus</i> , no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.	44
29: Concentração de manganês (peso seco) no fígado e músculo de <i>G. brasiliensis</i> e <i>O. niloticus</i> , no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.	45
30: Concentração de níquel (peso seco), no fígado e músculo de <i>G. brasiliensis</i> e <i>O. niloticus</i> , no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.	46
31: Concentração de zinco (peso seco), no fígado e músculo de <i>G. brasiliensis</i> e <i>O. niloticus</i> , no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.	48
32: Dendrograma com os resultados dos peixes, mostrando o agrupamento obtido através de variância mínima (soma dos quadrados) baseada em distância euclidiana, entre unidades amostrais. As unidades amostrais estão descritas pela estação do ano OUT, INV, PRI, VER, pelos tecidos F, M (fígado e músculo) e pelas espécies A, T (acará e tilápia).	53
33: Diagrama de dispersão das unidades amostrais do peixe nos eixos I e II, obtidos por análise de coordenadas principais, com base em distância euclidiana. As unidades amostrais estão descritas pela estação do ano OUT, INV, PRI, VER; pelos tecidos F, M (fígado e músculo) e pelas espécies A, T (acará e tilápia)...	53
34: Sexo da população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.	56
35: Idade da população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.	56
36: Grau de escolaridade da população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.	56
37: Renda familiar da população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.	57
38: Utilização da lagoa para banho pela população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.....	57
39: Frequência do banho pela população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.	57
40: Consideração da água pela população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.	58
41: Utilização da lagoa para pesca pela população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.....	58
42: Tempo de pesca na lagoa pela população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.	58

43: Freqüência de pesca pela população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.	59
44: Arte de pesca utilizada pela população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.	59
45: Como surgiram os peixes na lagoa Azul, Siderópolis,SC.....	59
46: Qual a abundância dos peixes na lagoa Azul, Siderópolis,SC.	60
47: Como surgiu a lagoa Azul, Siderópolis,SC.....	60
48: A lagoa Azul, Siderópolis,SC, deve ser.....	60

1. INTRODUÇÃO

Problemas ambientais oriundos da mineração de carvão modificam o ambiente, causando alteração na atmosfera pela poeira, perda de solo fértil e contaminação de água superficial e subterrânea (SANCHEZ & FORMOSO, 1990).

O carvão mineral, segundo LEINZ (1963 *apud* DNPM, 1987), é uma substância sólida, formada pela decomposição parcial de restos vegetais, com enriquecimento em carbono e litificada, isto é, endurecida por um processo lento, sendo necessário dezenas de milhões de anos para que se dê sua formação. O processo de carbonização dá-se pela acumulação, alteração e compactação da matéria orgânica situada em um meio apropriado.

São várias as camadas de carvão da bacia carbonífera de Santa Catarina, as quais estão inseridas na formação Rio Bonito, sendo mais facilmente explotável a camada Barro Branco. Esta camada oferece maior recuperação de carvão do tipo Metalúrgico ou Betuminoso e ocorre em toda a extensão da bacia com espessura aproximada de 2,2 m, constituída por leito de carvão intercalado por siltitos e folhelhos carbonosos em proporções aproximadamente equivalentes e apresenta teor regular de pirita (LOPES, 2000).

A exploração do carvão no século passado gerou prosperidade e rápido desenvolvimento para a região carbonífera de Santa Catarina. Esta exploração era feita de forma inapropriada e sem preocupação com o ambiente, resultando numa superfície totalmente irregular e com uma série de depressões. Devido ao quadro de degradação, esta região foi enquadrada como 14ª área crítica nacional, para fins de controle da poluição ambiental, segundo o Decreto Federal 85.206 de 25/09/80.

A mineração de carvão iniciou-se no município de Siderópolis, SC, em 1941, quando surgiu a primeira mina de carvão da Companhia Siderúrgica Nacional, CSN. As camadas de carvão ficavam relativamente próximas à superfície e a mineração processava-se a céu aberto (SANTA CATARINA, 1997).

Na extração a céu aberto ocorre a inversão de camadas, devido à forma desordenada da remoção do capeamento. As camadas sobrepostas ao carvão são simplesmente removidas e amontoadas em pilhas cônicas de até 30 m de altura,

dispostas simetricamente em linhas e filas paralelas, utilizando um equipamento chamado "Drag-line". Este processo gerou inúmeras cavas com dimensões que chegam a atingir de 50 a 70 m de largura e 20 a 45 m de profundidade, tendo como fundo a camada de folhelho carbonoso ou siltito argiloso impermeável, originalmente denominado de lapa de carvão, onde a vida vegetal não se faz presente (PFADENHAUER & WINKLER, 1978).

Quando não ocorre a cobertura do subsolo original pelo solo vegetal logo após a lavra, há um aumento de acidez pela percolação das águas de precipitação sobre a camada descoberta, surgindo assim as lagoas ácidas (VAZ & MENDES, 1997).

A reação de formação das lagoas ácidas consiste da dissolução da pirita, a qual está associada ao carvão, sendo o principal composto de enxofre: $2 \text{FeS}_2 + 7 \text{O}_2 + 2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2 \text{FeSO}_4 + 2 \text{H}_2\text{SO}_4$. Quando exposta ao oxigênio atmosférico ou dissolvido na água, a pirita (FeS_2) oxida o sulfeto a sulfato, que na presença de umidade libera cátions hidrogênio, tendo como produtos principais o sulfato ferroso (FeSO_4) e o ácido sulfúrico (H_2SO_4), acidificando a água e possibilitando a lixiviação de uma ampla gama de metais presentes no carvão, afetando o ecossistema de toda a região (FÖRSTNER & WITTMANN, 1981, VELASQUES, *et al.*, 1983 e DANG *et al.*, 2001).

Esta acidez afeta uma grande variedade de organismos aquáticos, devido à redução do ciclo de nutrientes e da ação direta sobre os peixes, ovos e desovas destes (SANCHEZ & FORMOSO, 1990).

Os compostos contidos no carvão apresentam risco potencial de poluição, pois podem ser convertidos de um estado inerte para um estado ativo durante o intemperismo, mesmo com a paralisação da atividade de mineração (DANG *et al.*, 2001). Para o meio ambiente, dependendo da quantidade de material exposto, tipo de rejeito e grau de compactação, o dano pode perdurar por muitas décadas ou até centenas de anos (ZIM-ALEXANDRE, 1996).

Na região carbonífera os efeitos negativos da exploração do carvão sobressaem-se, tornando as águas contaminadas por metais como o ferro, cromo, manganês, alumínio, cobre, chumbo, cádmio, zinco, dentre outros (FATMA, 1982 e DNPM, 1986).

Os metais são oriundos de fontes naturais e/ou antrópicas como intemperismo de rochas, deposição atmosférica, lançamento de efluentes urbanos,

agrícolas e industriais, mineração, além da lixiviação de resíduos contaminados, possuem baixa degrabilidade e alto poder de bioacumulação e potenciais tóxicos (FÖRSTNER & WITTMANN, 1981).

A biodisponibilidade e toxicidade nos ecossistemas aquáticos está relacionada com a composição física e química do metal na coluna d'água, material em suspensão e sedimento. Depende de fatores abióticos, como concentração dissolvida, partição entre a fase dissolvida e particulada, bem como, salinidade, dureza, temperatura, pH e concentração de carbono orgânico dissolvido (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984; ROESIJADI & ROBINSON, 1994 e REINFELDER *et al.*, 1998).

Segundo ESTEVES (1988), zinco, manganês, cobre, cobalto e magnésio são essenciais aos seres vivos, atuando como cofatores em rotas metabólicas de organismos aquáticos, porém indesejáveis e tóxicos quando presentes em altas concentrações. Enquanto mercúrio, chumbo, cádmio, cromo, níquel, estanho e prata são geralmente tóxicos a uma grande variedade de organismos.

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

A absorção de contaminantes, através do meio circundante, não considerando a alimentação, define-se como bioconcentração, enquanto a absorção via meio circundante e alimento é definida como bioacumulação (DALLINGER *et al.*, 1987 e MANCE, 1990). Quando a concentração no tecido de um organismo excede aquele no alimento ou no nível trófico adjacente, ocorre a biomagnificação (REINFELDER *et al.*, 1998).

O sedimento é importante por ser o compartimento de maior acumulação, reprocessamento e transferência de metais, 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).

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).

Portanto os organismos aquáticos são considerados como componentes ativos, transformando o equilíbrio químico estático da água e do sedimento em um equilíbrio biológico dinâmico (FÖRSTNER & WITTMANN, 1981).

A descarga de metais em ambientes aquáticos resulta em respostas físicas, químicas e biológicas, ocasionando mudanças nos processos enzimáticos e acumulação nos tecidos (ESTEVES, 1988). Mudanças ocorrem também na densidade, diversidade, estrutura da comunidade e composição das espécies e populações (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

Devido às características ecológicas como período de vida, ocupação de vários níveis tróficos, tipo de alimentação, distribuição espacial, longevidade, sensibilidade, fácil identificação e ainda seu interesse econômico, os peixes podem ser uma ferramenta de confiança no monitoramento dos ecossistemas aquáticos, servindo como bioindicadores. Segundo CHEVREUIL *et al.*, (1995), são os indicadores biológicos dos efeitos adversos ao ecossistema.

Alguns peixes apresentam concentrações de metais no músculo aptas para o consumo humano, porém suas vísceras podem conter níveis acima do permitido, podendo causar problemas às indústrias de óleo de fígado e ração animal que utilizam estas vísceras (FÖRSTNER & WITTMANN, 1981).

Segundo DALLINGER *et al.* (1987), o alimento é uma importante fonte de contaminação para os peixes, sendo o órgão mais afetado o trato digestivo, enquanto a fração solúvel é acumulada via brânquia. Portanto, as brânquias e trato digestivo são sítios potenciais de absorção de contaminantes.

A concentração de metal no organismo do peixe é função do balanço entre velocidade de absorção e excreção, tamanho do corpo, hábito alimentar, habitat, variação sazonal e afinidade individual para absorção do metal (MANCE, 1990 e JALLEL TARIQ *et al.*, 1996). Portanto o fluxo de incorporação e excreção do metal é diferenciado devido à capacidade de regulação osmótica dos organismos (FÖRSTNER & WITTMANN, 1981).

Alguns animais são capazes de excretar uma proporção de metal maior do que a absorvida do meio contaminado, mantendo a concentração no corpo a nível normal, evitando o efeito patológico que ocorre quando a velocidade de absorção excede a detoxificação e excreção (RAND & PETROCELLI, 1985).

Peixes e algumas outras espécies de animais aquáticos dispõem de mecanismos naturais de defesa contra elementos estranhos, principalmente metais.

São as proteínas conhecidas como metalotioneínas, que possuem elevado teor de cisteína e capacidade de formar complexos, auxiliando na remoção de metais através das fezes e urina (RAND & PETROCELLI, 1985).

Períodos de rápido crescimento estão associados com a redução da concentração de metal no tecido dos organismos aquáticos. Enquanto baixo crescimento resulta em aumento desta concentração (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984 e MANCE, 1990).

A exposição a metais afeta a hematologia e a osmoregulação, conforme comprovado por NUSSEY *et al.*, (1995) que testaram a absorção de cobre em *Oreochromis mossambicus*, verificando redução na resistência a organismos patogênicos, bem como na reprodução e sobrevivência.

Em peixes, como em mamíferos, o fígado exerce um papel importante na estocagem, redistribuição e detoxificação de contaminantes, sendo responsável por diversos mecanismos bioquímicos de “defesa” e biotransformação de xenobióticos, tais como a produção do grupo de citocromo P450, além de apresentar um dos mais elevados fatores de bioacumulação teciduais (FORSTNER & WITTMANN, 1981). Ressalta-se que rins e brânquias também são locais de potencial acumulação de metais em peixes (SPRY & WIENER, 1991).

Para a população humana, os metais podem causar intoxicações agudas ou crônicas, pois tendem a acumular-se no organismo, muitas vezes manifestando-se apenas anos mais tarde. A exposição pode ocorrer por inalação, ingestão de alimento ou água contaminada.

Na avaliação de risco toxicológico à saúde humana e ao meio ambiente, a US.EPA (1989) utiliza modelos biológicos e estatísticos, resultando em uma estimativa numérica ou índice que relaciona a intensidade da poluição aos riscos à saúde humana.

Para avaliação de risco é necessário conhecer o hábito da população, os compartimentos ambientais envolvidos na exposição, as características físicas do local, da biota, vias de exposição, bem como fatores ambientais que contribuem ou inibem a toxicidade dos contaminantes (BIDONE *et al.*, 2000).

A complexidade para se obter um índice de tolerância, provém dos diferentes níveis e diversidade do contaminante nos peixes e a quantidade consumida destes. Incertezas na avaliação de risco podem ocorrer, devido à

variabilidade na persistência e bioacumulação potencial dos contaminantes (US.EPA, 1995a).

WHO (1986 *apud* KUNO *et al.*, 1993) afirma que uma dieta restrita a uma única espécie de peixe, pode apresentar risco específico para a saúde se a concentração do elemento tóxico for alta nessas espécie.

Quando há exposição por mais de um contaminante, pode haver interação entre eles podendo alterar a absorção, biotransformação ou excreção de um ou ambos os contaminantes que estão interagindo.

Os dados para população humana variam conforme consumo, idade, estado nutricional, podendo haver super ou sub estimação em caso de pobre nutrição, ou ainda, no modo de preparo do peixe na hora de comer. O risco de contaminação pode ser reduzido, retirando a pele e a gordura, pois o contaminante tende a se acumular na gordura, exceto o mercúrio que se impregna no tecido muscular e não pode ser removido (USEPA 1995b).

O indivíduo que ingere peixe contaminado está exposto, simultaneamente, a diferentes contaminantes químicos, pois uma espécie pode ter vários contaminantes, ou ainda, uma dieta pode conter várias espécies, cada qual com seu contaminante (USEPA 1995a).

Neste contexto, torna-se importante avaliar a concentração de metais no fígado e no músculo de *Geophagus brasiliensis* (acará) e *Oreochromis niloticus* (tilápia), bem como, nos compartimentos abióticos da lagoa Azul, formada por lavra de mineração de carvão à céu aberto, no município de Siderópolis, estado de Santa Catarina.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo avaliar a qualidade do sedimento, da água e dos peixes da lagoa Azul, bem como analisar a percepção ambiental por parte da comunidade do entorno.

2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar a qualidade da água e do sedimento através de análises físicas e químicas;
- Avaliar a concentração de cromo, manganês, níquel e zinco no músculo e fígado de *Geophagus brasiliensis* e *Oreochromis niloticus*;
- Avaliar o risco à população humana, do entorno da lagoa, pelo consumo destas espécies;
- Diagnosticar a percepção ambiental da população do entorno, em relação à lagoa.

3. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo situa-se na região sul do Estado de Santa Catarina, no município de Siderópolis, situado nas coordenadas 28°26'S e 49°25'W e com uma área de 261 km², sendo aproximadamente 9,3 km² degradados pela extração do carvão, pelo processo de lavra a céu aberto. Os recursos hídricos deste município pertencem a sub-bacia do rio Mãe Luzia, parte integrante da bacia do rio Araranguá, que juntamente com as bacias dos rios Urussanga e Tubarão formam a bacia carbonífera (SANTA CATARINA, 1997).

Predomina na região, segundo o sistema de classificação climático de Köppen, o clima mesotérmico úmido com verões quentes (Cfa), temperatura média anual em torno de 16°C a 20°C, com elevações entre dezembro a fevereiro, diminuindo em junho e julho. A pluviosidade total anual varia entre 1400 a 1600 mm, sendo a máxima intensidade pluviométrica no verão e a mínima no inverno (SANTA CATARINA, 1997).

A lagoa Azul, como é conhecida, situa-se na parte nordeste do município de Siderópolis (figura 1). Formou-se em 1976 a partir da desativação de uma mina de carvão mineral a céu aberto, pertencente à extinta Companhia Siderúrgica Nacional, CSN (FATMA, 1984).

Segundo LOPES (2000), esta lagoa apresenta uma área de 3,55 ha, volume de 284.000 m³, largura média de 45 m, extensão de 880 m, profundidade média de 30 m e vazão de aproximadamente 200 m³/h. Conforme levantamento preliminar realizado pelo Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas (IPAT), a lagoa recebe suprimento de água das bocas de mina de subsolo desativadas, bem como, de outros afloramentos do lençol freático.

Para melhor caracterização da lagoa, foram escolhidos quatro pontos de amostragem ao longo da mesma (figura 1).

O ponto 1 localiza-se nas coordenadas 653.917 X e 6.836.630 Y. Neste ponto percebe-se um assoreamento, devido a uma recuperação parcial do local, envolvendo o desmonte das pilhas e regularização da topografia, sem as devidas medidas para evitar a erosão. A pouca vegetação existente neste ponto possui desenvolvimento espontâneo, constitui-se basicamente por pioneiras e ruderais, pouco exigentes em fertilidade do solo.

O ponto 2, nas coordenadas 653.908 X e 6.836.551 Y, caracteriza-se principalmente pela influência do ponto 1, por estar em uma cota mais baixa em relação a este ponto. Neste local ocorre a maior área de contato com as pilhas de estéreis, bem como uma contribuição de rejeito de carvão que foi disposto como base lateral da estrada de ferro, que passa bem próximo à lagoa. A ocorrência de vegetação assemelha-se ao ponto 1.

O ponto 3, coordenadas 654.219 X e 6.836.228 Y, fica próximo à saída de água da lagoa, e apresenta uma vegetação mais acentuada em relação aos anteriores.

O ponto 4, coordenadas 654.543 X e 6.836.579 Y, situa-se próximo ao fluxo de abastecimento de água da lagoa. Diferencia-se dos demais por apresentar vegetação aquática e terrícola bastante acentuada.

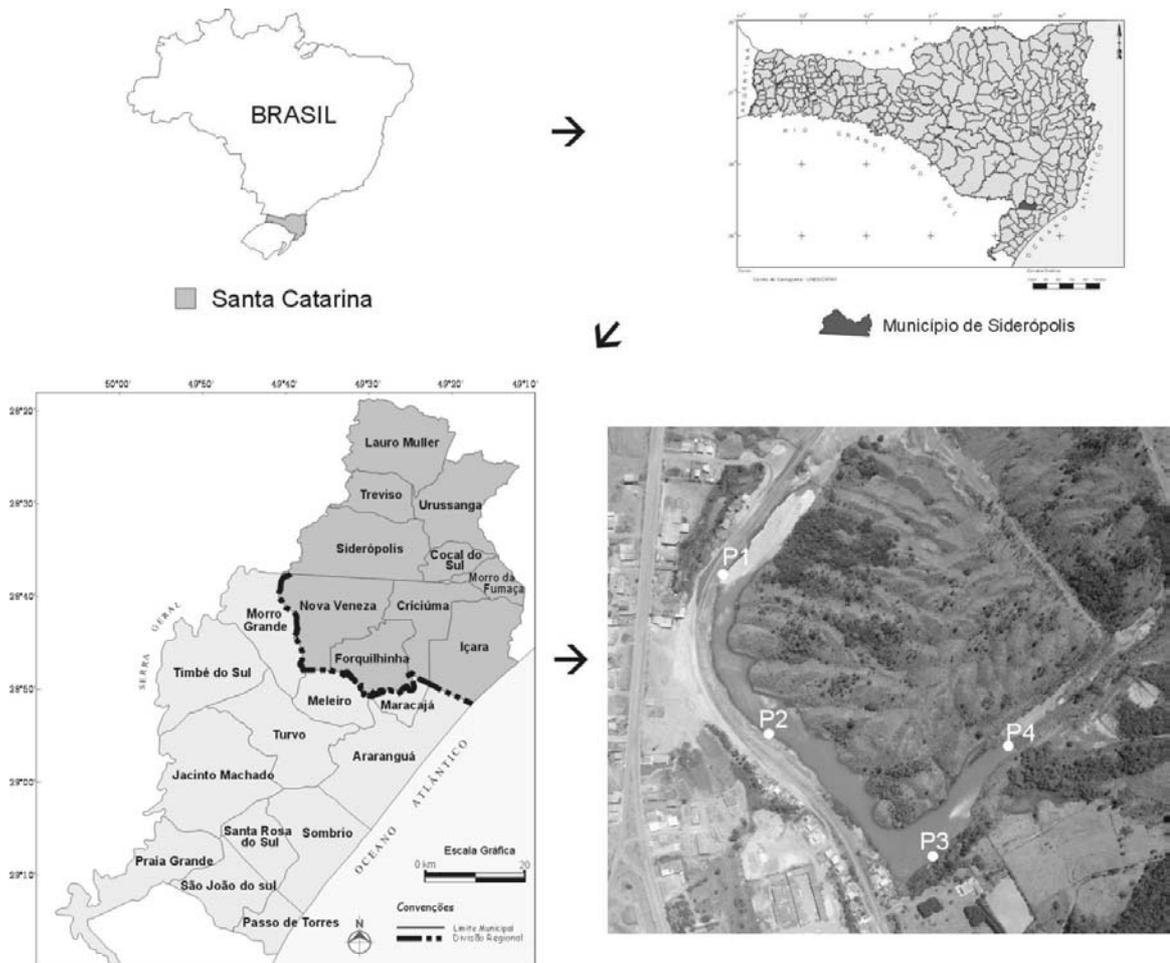


Figura 1: Localização do município de Siderópolis, SC, juntamente com a lagoa Azul e seus respectivos pontos de coleta. Fonte: Centro de Cartografia da Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC.

3.1. Espécies analisadas

O *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824), figura 2, é vulgarmente conhecido como acará, cará, acará-topete ou papaterra (HITOSHI, 1984). Segundo TAGLIANI (1989), a etimologia do nome advém do grego (geo = terra e phaigen = comer), referindo-se ao fato de revolver o substrato com a boca.

Espécie da família Cichlidae (segunda maior família entre os Perciformes), apresenta cuidado parental, corpo coberto por escamas, desova parcelada e fecundidade baixa (AZEVEDO, 1972; TAGLIANI, 1989). É um peixe territorialista encontrado em lagos e rios e muito indicado para aquário devido sua coloração (HITOSHI, 1984).

O *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), figura 3, conhecido como tilápia, é um peixe introduzido proveniente do continente africano e também pertence à família Cichlidae (AZEVEDO, 1972). Esta espécie é muito utilizada em piscicultura, porém já ocorrendo em ambientes naturais.



Figura 2: Espécime de Acará, *Geophagus brasiliensis*, capturado na lagoa Azul.



Figura 3: Espécime de Tilápia, *Oreochromis niloticus*, capturado na lagoa Azul.

3.2. População humana do entorno

A população do entorno é caracterizada basicamente por trabalhadores de baixa renda, que sofrem com problemas sociais, tais como pobreza, má situação sanitária e nutricional e pela própria ocupação que em alguns casos é terreno invadido. A maioria das residências não é contemplada com o sistema de esgoto, fossas, banheiros e algumas nem tampouco com água encanada e outras necessidades básicas, embora esta lagoa esteja situada em área urbana e zona de expansão residencial, segundo o plano diretor do município (SANTA CATARINA, 1997).

4. MATERIAL E MÉTODOS

O local de estudo foi escolhido por ser utilizado como área de lazer (banho e pesca), podendo expor os usuários a riscos por falta de conhecimento das condições ambientais.

A escolha dos parâmetros a serem analisados foi feita após uma caracterização preliminar da lagoa, levando-se em consideração a relevância para o monitoramento de ambientes impactados por mineração de carvão e o nível de concentração apresentado. Para melhor caracterização da lagoa, optou-se por analisar 4 pontos ao longo da mesma (figura 1).

Os dados climatológicos compreendidos no período de maio de 2001 a janeiro de 2002, como temperatura do ar (máxima e mínima) e precipitação mensal, foram fornecidos pela Estação meteorológica da EPAGRI de Urussanga, SC, situada a aproximadamente 21 Km da área em estudo, pois o município de Siderópolis não possui este tipo de estação.

4.1. Coleta e Análise da Coluna d'água

As coletas sub-superficiais da coluna d'água foram realizadas no outono (11/05/2001), inverno (03/08/2001), primavera (02/11/2001) e verão (06/01/2002).

Os procedimentos para coleta seguiram as recomendações estabelecidas em APHA (1998). A coleta de água foi próxima à margem da lagoa, aproximadamente a 20 cm de profundidade, em frascos de polietileno, exceto para oxigênio dissolvido que foi coletado em frasco de vidro. As amostras foram preservadas, codificadas e acondicionadas sob refrigeração.

Imediatamente após a chegada ao laboratório do Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas (IPAT), da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), iniciou-se a realização das análises. Os procedimentos analíticos basearam-se em APHA (1998) e o princípio do método para cada parâmetro analisado está descrito a seguir.

A **Condutividade Elétrica** ($\mu\text{S}/\text{cm}$) corrigida para 20°C , o **Potencial Hidrogeniônico (pH)** e a **Turbidez (NTU)** foram medidos por condutivimetria, potenciometria e nefelometria, respectivamente. Os respectivos aparelhos utilizados foram condutivímetro (marca Hach, modelo CO 150), pHmetro digital (marca Hach, modelo CE 93) e turbidímetro (marca Hach, modelo 2100 P).

A **Dureza Total** (mg.L^{-1} de CaCO_3) foi determinada pelo método de titulometria complexométrica com EDTA.

O **Sulfato** (mg.L^{-1}) foi determinado pelo método espectrofotométrico com cloreto de bário, sendo a leitura feita em espectrofotômetro digital marca Hach, modelo DR/2000.

Para o **Oxigênio Dissolvido** (mg.L^{-1} de O_2), as amostras foram conservadas no momento da coleta, com azida sódica e sulfato manganoso e armazenadas sob refrigeração. No laboratório, foi utilizado o método titulométrico com tiosulfato de sódio, baseado na técnica de WINKLER modificado por GOLTERMAN et al., (1978). A porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido foi calculada através da dependência deste gás com a temperatura da água e comparada a tabela de saturação.

A **Temperatura** da água ($^\circ\text{C}$) foi medida no local, utilizando um termômetro de mercúrio.

Os metais cromo, ferro, manganês, níquel e zinco (mg.L^{-1}) foram analisados quanto à fração total, que consiste da fração dissolvida e fração suspensa, englobando as fontes de contaminação natural e antrópica. Seguindo metodologia de APHA (1998), o procedimento analítico teve início com uma digestão nítrica lenta e a quente, para decomposição do material biológico e solubilização dos metais. Seguido de filtração, avolumação, transferência para frasco de polietileno e acondicionamento sob refrigeração até o momento da leitura, através de espectrofotometria de absorção atômica (AAS), utilizando um equipamento de chama ar acetileno (FAAS), marca Zass, modelo AAS 4. O mínimo detectável pelo método de análise para cada metal foi: $\text{Cr}=0,02 \text{ mg.L}^{-1}$; $\text{Fe}=0,02 \text{ mg.L}^{-1}$; $\text{Mn}=0,01 \text{ mg.L}^{-1}$; $\text{Ni}=0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ e $\text{Zn}=0,01 \text{ mg.L}^{-1}$, ressaltando que estes limites também valem para as análises de sedimento e peixes.

4.2. Coleta e Análise de Sedimento

As coletas foram realizadas nos mesmos pontos coletados para água no outono (11/05/2001) e verão (06/01/2002), compreendendo o início e final do estudo pois segundo a literatura a acumulação no sedimento é lenta e gradual.

Com uma draga tipo Ekman, em aço inoxidável de alta resistência, retirou-se uma fração superficial (± 10 cm) do sedimento, que segundo FORSTNER & WITTMANN (1981) é a camada recente ou biologicamente ativa e que está diretamente em contato com a coluna d'água. Apenas a parte central do material coletado foi utilizada, a fim de evitar a contaminação com vestígios da liga metálica que compõe o amostrador. As amostras foram depositadas em frascos de polietileno de boca larga, codificadas e acondicionadas sob refrigeração, conforme recomendações da CETESB (1987) e encaminhadas ao laboratório do IPAT/UNESC.

Após a coleta, já no laboratório, foram medidos pH e condutividade elétrica segundo ALLEN (1989). Ainda segundo este mesmo autor, para as análises de cromo, ferro, manganês, níquel e zinco as amostras foram colocadas em estufa a 60°C até secagem completa. Foram então pulverizadas, em almofariz de porcelana, para posterior digestão ácida (ácido nítrico e fluorídrico) em cápsulas de teflon, e colocadas em digestor de microondas marca Provecto, modelo DGT 100. Em meio ácido e em condição de alta pressão, toda a amostra é digerida e os metais presentes são solubilizados. Após a digestão foram adotados os mesmos procedimentos, bem como, o mesmo equipamento descrito anteriormente para água. Os resultados são expressos em mg.kg^{-1} de peso seco.

4.3. Coleta e Análise de Peixes

Devido à abundância de *Oreochromis niloticus* (tilápia) e *Geophagus brasiliensis* (acará) e o potencial uso como complemento alimentar da população do entorno da lagoa Azul, exemplares foram coletados no outono (11/05/2001), inverno (03/08/2001), primavera (02/11/2001) e verão (06/01/2002). Os indivíduos foram capturados, em pontos aleatórios, utilizando como material de pesca o covó, armadilha feita com tela de arame, seguido de armazenamento sob refrigeração até o momento da análise.

Entre os indivíduos coletados foram selecionados dez exemplares de cada uma das espécies, obtendo-se um “pool” para realização das análises em cada estação. A escolha destes foi baseada no tamanho corporal, evitando a influência de diferenças provocadas pela faixa etária dos espécimes. Estes indivíduos foram medidos, pesados, sexados e dissecados.

O procedimento de dissecação foi conduzido de acordo com FAO (1976 *apud* FERNANDES *et al.*, 1994), iniciando com a extração do fígado e uma amostra padronizada da musculatura lateral ao longo do corpo de cada exemplar. Os materiais utilizados para estes procedimentos eram de polietileno e limpos a cada extração para evitar contaminações.

Após a dissecação, as amostras foram encaminhadas ao laboratório do Centro de Ecologia (CENECO) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e colocadas em estufa a 60 °C até secagem completa. Seguindo recomendações de ALLEN (1989), fez-se a digestão das amostras utilizando ácido nítrico e cápsula de teflon, as quais foram colocadas em digestor de microondas, marca CEM, modelo MDS 2000. Após a digestão, foram adotados os mesmos procedimentos citados anteriormente para água.

A leitura de cromo, manganês, níquel e zinco foi realizada através de espectrofotometria de absorção atômica (AAS). Ressalta-se que o ferro não foi avaliado nos peixes devido a sua baixa toxicidade à população humana. Conforme a sensibilidade de cada elemento foram utilizados: forno de grafite (GFAAS) marca PERKIN ELMER, modelo SIMAA 6000 para cromo e níquel; e chama ar-acetileno (FAAS), marca PERKIN ELMER, modelo 3300, para manganês e zinco.

Os resultados são expressos em mg.kg^{-1} de peso seco, exceto para as amostras de músculo, expressas na mesma unidade, porém também em peso úmido para poder compará-las com as doses aceitáveis para o consumo humano. A concentração por peso úmido nas amostras de músculo, foi obtida pela porcentagem de umidade perdida durante permanência das mesmas em estufa. Também foram calculados os fatores de bioconcentração do fígado em relação ao músculo e de ambos em relação ao meio.

4.4. Exatidão Relativa e Precisão

A fim de estimar a precisão da metodologia analítica empregada, as amostras de água, sedimento e peixe foram analisadas em duplicata. Ressaltando que todo material utilizado foi colocado primeiramente em recipiente contendo ácido nítrico 20% por 48 horas, após foi lavado em água corrente e passado três vezes em água destilada para evitar contaminações.

A cada bateria de amostras também foi analisada uma prova em branco, onde se realiza o mesmo procedimento de digestão, porém, sem a presença da amostra. Esta prova tem por finalidade verificar possíveis erros durante o procedimento analítico devido à contaminação.

Os aparelhos foram devidamente calibrados com a curva padrão para cada metal. Os ajustes para a quantificação dos metais seguem as determinações e metodologias recomendadas pelo fabricante do equipamento, pois para cada metal variam as condições de operação do aparelho, limite de detecção, sensibilidade e forma de atomização. A sensibilidade para cada metal, determinada através do “sensitivity check”, constitui-se numa forma de determinar a exatidão relativa para as análises químicas.

4.5. Testes de Lixiviação e Solubilização

Fez-se coletas em vários pontos das pilhas de estéreis próximas à lagoa, a aproximadamente 30 cm de profundidade utilizando um coletor do tipo “corer sampler”, obtendo-se uma amostra composta.

Para o teste de lixiviação, que visa analisar as concentrações dos metais obtidas por lavagem ou percolação dos resíduos, os procedimentos analíticos seguiram as normas da NBR 10005 (ABNT, 1987a), cuja metodologia consiste em extrair o produto com água deionizada, durante 24 horas, a pH 5 corrigindo quando necessário com ácido acético e com agitação contínua e constante.

No teste de solubilização foi empregada a norma NBR 10006 (ABNT, 1987c), cuja metodologia consiste em extrair o produto com água deionizada, durante 7 dias, com agitação mecânica somente no início do processo.

As soluções obtidas do lixiviado e do solubilizado foram separadas por filtração com membrana de éster celulose 0,45 μm e preservada em pH < 2 com

HNO₃ para posterior leitura, realizada através de espectrofotometria de absorção atômica (AAS), pelo laboratório do Centro de Ecologia da UFRGS, utilizando o mesmo equipamento citado anteriormente.

Os resultados obtidos nestes dois testes foram comparados com a listagem fornecida na norma NBR 10004 (ABNT, 1987b). Esta norma refere-se à classificação dos resíduos sólidos, dividindo-os em: Classe I (perigoso); Classe II (não inerte) e Classe III (inerte).

4.6. Análises Estatísticas

Os dados obtidos neste estudo foram submetidos à análise multivariada, utilizando o aplicativo MULTIV (PILLAR, 1997; PILLAR 2000). Através deste aplicativo, fizeram-se análises de ordenação e agrupamento, bem como testes de significância dos eixos de ordenação (PILLAR, 1999b), nitidez dos grupos nas análises de agrupamento (PILLAR, 1999a) e aleatorização (PILLAR & ORLÓCI, 1996).

Primeiramente os dados brutos foram organizados em tabelas, sendo então consideradas matrizes. A matriz com os dados da água teve como unidades amostrais: P1, P2, P3, P4 no OUT, INV, PRI, VER e como variáveis: condutividade elétrica, dureza, oxigênio dissolvido, pH, sulfato, temperatura, saturação de oxigênio, turbidez, cromo, ferro, manganês, níquel e zinco. Para a matriz dos dados de sedimento as unidades amostrais foram: P1, P2, P3, P4 no OUT, VER e as variáveis: condutividade elétrica, pH, cromo, ferro, manganês, níquel e zinco. Para os dados dos peixes a matriz teve como unidades amostrais: fígado e músculo de acará e tilápia (FA, MA e FT, MT) no OUT, INV, PRI e VER e as variáveis: cromo, manganês, níquel e zinco.

Aos componentes das matrizes foi aplicada transformação escalar (raiz quadrada) a fim de evitar disparidade entre os valores e dentro de variáveis aplicou-se transformação vetorial (centralização e normalização). Exceto para os dados de peixes, pois, por estarem nas mesmas unidades, não se fez necessária esta última transformação. A cada matriz também foram aplicadas medidas de semelhança (distância euclidiana) entre unidades amostrais.

A análise de agrupamento das unidades amostrais obtida a partir da matriz de semelhança, foi utilizada para detectar padrões de distribuição, através do critério de soma dos quadrados (variância mínima), por produzir o melhor resultado. A nitidez dos grupos obtidos a partir desta análise foi testada pela aplicação de auto-reamostragem *bootstrap*, segundo PILLAR (1999a), fornecendo a probabilidade necessária para avaliar a estabilidade da partição, indicando o grupo ao qual cada unidade amostral pertence.

A associação das unidades amostrais no espaço abstrato foi obtida através de análise de ordenação, a partir da matriz de semelhança, empregando a técnica de coordenadas principais, baseada em distância euclidiana. Esta análise distribuiu as unidades amostrais ao longo de eixos que representam a escala de abundância, revelando tendências e reduzindo a dimensionalidade (número de eixos), facilitando a interpretação dos resultados. Para analisar a significância dos eixos de ordenação, foi também utilizado uma auto-reamostragem através de programa de computador (PILLAR 2000) que após várias iterações, gera uma probabilidade utilizada para aceitar ou rejeitar a hipótese geradora do teste.

Os resultados são apresentados sob a forma de dendrograma para análises de agrupamento e diagrama de dispersão para análise de ordenação. Nestas figuras as unidades amostrais são identificadas pela estação do ano (OUT, INV, PRI, VER) e o número do ponto de coleta (P1, P2, P3, P4) para água e sedimento e estação do ano (OUT, INV, PRI, VER), tipo de tecido (F e M) e espécie analisada (A e T) para o peixe.

4.7. Levantamento dos dados sócio-ambientais

A caracterização do sexo, grau de instrução, situação sócio-econômica e relação com a lagoa, foi obtida por meio de enquete aplicada junto à população do entorno da lagoa Azul, Siderópolis-SC, no dia dois de fevereiro de 2002. O questionário aplicado (apêndice 7) continha 15 questões, visando avaliar a condição social e a interação com a lagoa. Ao todo foram aplicados 56 questionários, sendo um em cada residência disposta na margem da lagoa, e aleatoriamente foram também aplicados alguns questionários nas ruas adjacentes. A análise dos dados foi realizada através do software Sphanix.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Clima

Os dados referentes ao clima encontram-se no apêndice 1. A precipitação durante o período de estudo foi de 1310 mm, o maior registro foi em outubro de 2001 (220 mm) e o menor em setembro de 2001 (33 mm), conforme observado na figura 4.

As temperaturas mais elevadas foram registradas entre outubro a dezembro/2001 e janeiro/2002 e os meses mais frios em junho e julho/2001, figura 4. As médias anuais da temperatura máxima e mínima foram 23,11 e 13,6°C, respectivamente. Esta temperatura juntamente com a obtida da água, mostram um ciclo anual bem característico, com maior valor na estação quente e menor na estação fria.

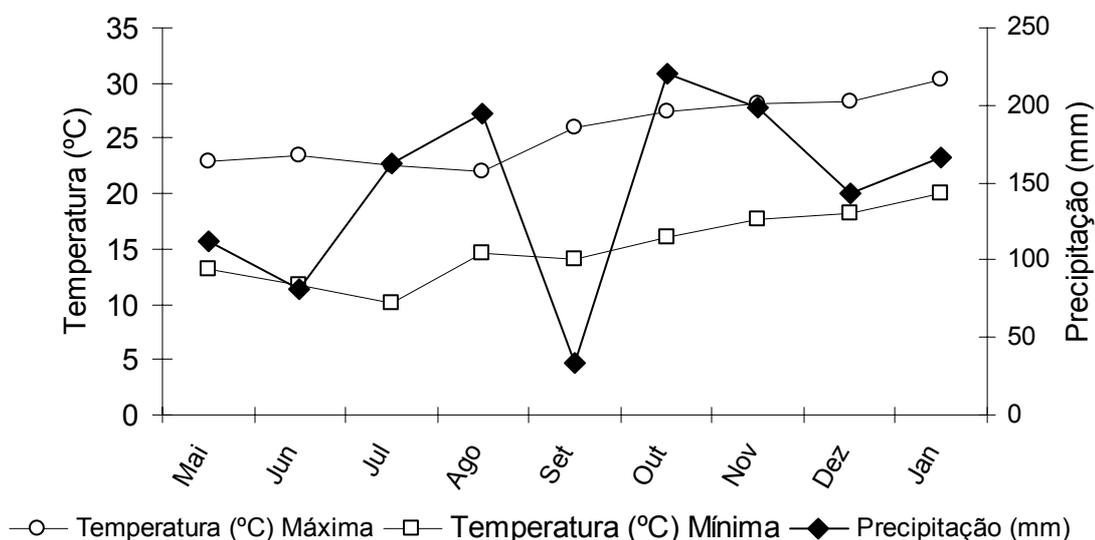


Figura 4: Dados meteorológicos fornecidos pela estação Agrometeorológica da EPAGRI/Urussanga, referente ao período de estudo, maio de 2001 a janeiro de 2002.

5.2. Coluna d'água e Sedimento

Os resultados obtidos, para estes compartimentos, foram comparados com dados de outros autores que têm avaliado a concentração de metais, relacionados à mineração de carvão: ZANARDI Jr. & PORTO (1991) em uma lagoa de mineração da mina Recreio, no município de Butiá, RS; MARTINELLO (1998) em uma lagoa (coordenadas 28°32'S e 49°27'W) em Siderópolis, SC; LOPES (2000) em análise pontual na lagoa Azul, Siderópolis, SC; RAYA-RODRIGUEZ *et al.*, (2000) e MACHADO *et al.*, (2000) na bacia do Arroio do Conde, distribuídas em seis estações de coletas, as quais são fontes potenciais de impacto relacionado à extração, estoque e uso do carvão; KIM & CHON (2001) drenagem de minas de carvão abandonadas na Coréia e CYMERMAN (2001) antigas lagoas de mineração na Polônia.

Para avaliar a qualidade da água da lagoa, os resultados foram comparados com os da Classe 2 da Resolução CONAMA 20 (BRASIL, 1986), que permite o uso da água para proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário e criação natural ou intensiva de peixes destinados à alimentação humana, embora esta legislação não contemple todos os parâmetros analisados.

Na avaliação da qualidade do sedimento, os resultados foram comparados a bibliografias específicas para sedimentos não poluídos: BOWEN (1979) e FÖRSTNER & WITTMANN (1981), pois a Resolução CONAMA 20 (BRASIL, 1986) não contempla este tipo de compartimento ambiental. Segundo MACHADO *et al.*, (2000) isto ocorre por não haver indicadores de qualidade que sejam modelos a serem aplicados a qualquer situação flúvio-sedimentar.

Cabe ressaltar a dificuldade em relacionar os valores entre água e sedimento, pois conforme MACHADO *et al.*, (2000) as estruturas bioquímicas e coloidais existentes na água são diferentes do sedimento, implicando em uma diferenciação relativa dos elementos químicos existentes entre um e outro compartimento.

Os resultados obtidos para água e sedimento, encontram-se nos apêndices 2 e 3, respectivamente.

5.2.1. Dureza

A dureza reflete o teor de cálcio e magnésio que estão combinados a carbonato ou bicarbonato (ESTEVES, 1988). O grau de dureza influencia a toxicidade e conseqüentemente, a atividade do metal pesado pela formação de carbonato insolúvel, ou pela adsorção no carbonato de cálcio (FÔRSTNER & WITTMANN, 1981).

A variação da dureza durante o período de estudo, está apresentada na figura 5. As médias obtidas para os pontos 1, 2, 3 e 4 foram: 451; 455; 425 e 385 $\text{mg.L}^{-1}\text{CaCO}_3$ respectivamente, com uma média geral de 429 $\text{mg.L}^{-1}\text{CaCO}_3$. Percebe-se pouca variação entre os pontos, bem como, entre as estações do ano.

Segundo SPERLING (1995), a água é classificada quanto à dureza em: mole ($< 50 \text{ mg.L}^{-1}\text{CaCO}_3$); dureza moderada (entre 50 e 150 $\text{mg.L}^{-1}\text{CaCO}_3$); água dura (entre 150 a 300 $\text{mg.L}^{-1}\text{CaCO}_3$) e água muito dura ($> 300 \text{ mg.L}^{-1}\text{CaCO}_3$). De acordo com este autor, podemos classificar a água da lagoa Azul, Siderópolis, SC, como muito dura.

Percebe-se que a dureza é alta quando comparada a RAYA-RODRIGUEZ et al., (2000), com média de 78 $\text{mg.L}^{-1}\text{CaCO}_3$, e amplitude de variação de 5,4 a 260 $\text{mg.L}^{-1}\text{CaCO}_3$. Segundo estes autores, uma dureza aumentada reflete a presença de cálcio, magnésio e também sulfato, proveniente das atividades de mineração.

Cabe ressaltar que a Resolução CONAMA 20 (BRASIL, 1986), não contempla este parâmetro.

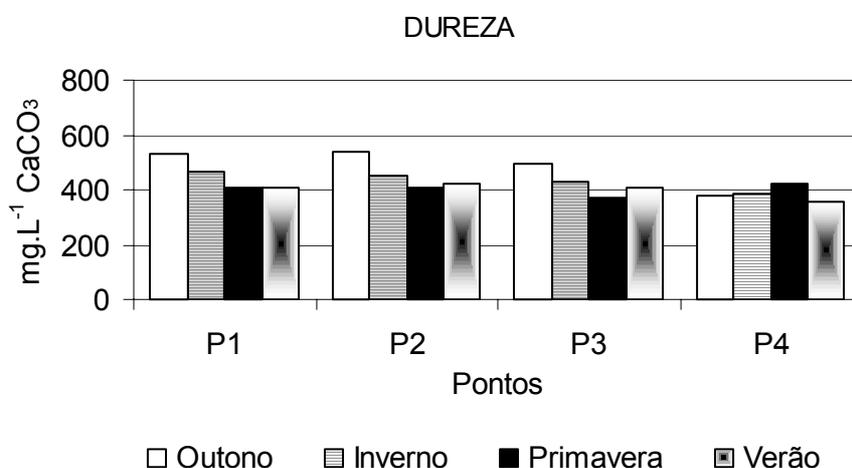


Figura 5: Variação da dureza da água, na lagoa Azul, Siderópolis-SC, em maio de 2001 a janeiro de 2002.

5.2.2. Condutividade Elétrica

É a capacidade da água de conduzir corrente elétrica em função da concentração iônica, sendo diretamente proporcional a esta e à sua mobilidade. Este parâmetro revela a concentração de sais dissolvidos, sendo afetado pelos íons dos metais pesados dissolvidos nas águas ácidas de mineração (BRANCO, 1978 e ESTEVES, 1988).

Na água a média da condutividade elétrica em cada ponto foi de 705; 708; 675 e 614 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente, não denotando variação entre eles, conforme figura 6. A média geral obtida durante o período de estudo foi 675 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Observou-se um valor relativamente maior na primeira coleta, em quase todos os pontos, corroborando os resultados de pH que foram menores nesta coleta. Outro fator que também pode influenciar na condutividade é a precipitação, pois quanto menor este fator, menor a diluição e conseqüentemente maior o valor da condutividade, por isso os maiores valores ocorreram em maio/2001, mês de pouca chuva.

Para este parâmetro na água, ZANARDI Jr. & PORTO (1991), obtiveram valor médio de 1543 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e MARTINELLO (1998) encontrou 1148 $\mu\text{S}/\text{cm}$, aumentando no verão e diminuindo no inverno. Este fato, segundo os autores, deve-se às fortes chuvas que ocorreram neste período, contribuindo para diluição dos sais dissolvidos. Os baixos valores encontrados neste estudo em comparação a estes autores, podem ser devido ao pH, pois quanto maior este parâmetro, menor a concentração de sais dissolvidos, justificando estes menores valores. RAYA-RODRIGUEZ *et al.*, (2000) encontraram um valor médio bem baixo em torno de 217 $\mu\text{S}/\text{cm}$, também aumentando no verão e diminuindo no inverno, com uma amplitude de variação de 20 a 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$, atribuindo esta alta variabilidade do sistema ao impacto antrópico nesta bacia.

Para o sedimento as médias da Condutividade Elétrica em cada ponto foram de 232; 300; 270 e 134 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Os resultados não indicam variação entre as coletas, conforme figura 7, porém uma pequena variação entre os pontos pode ser observada.

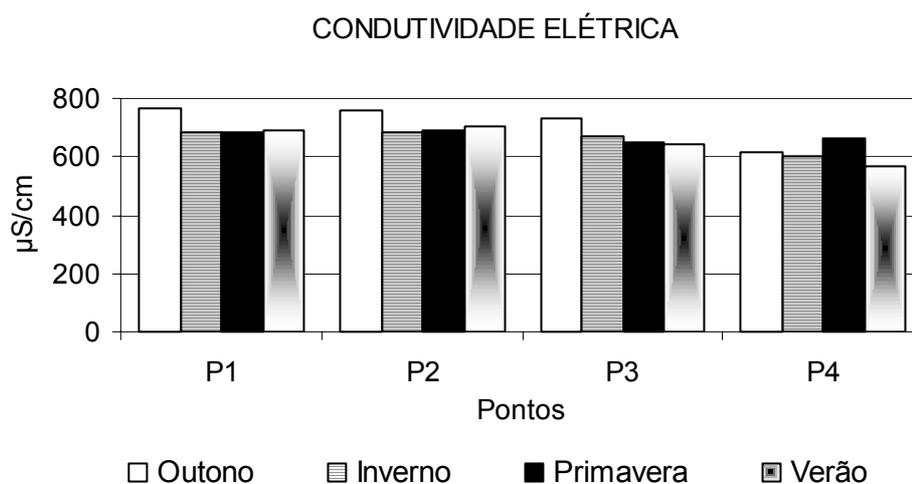


Figura 6: Variação da condutividade elétrica (à 20°C) na água da lagoa Azul, Siderópolis, SC, em maio de 2001 a janeiro de 2002.

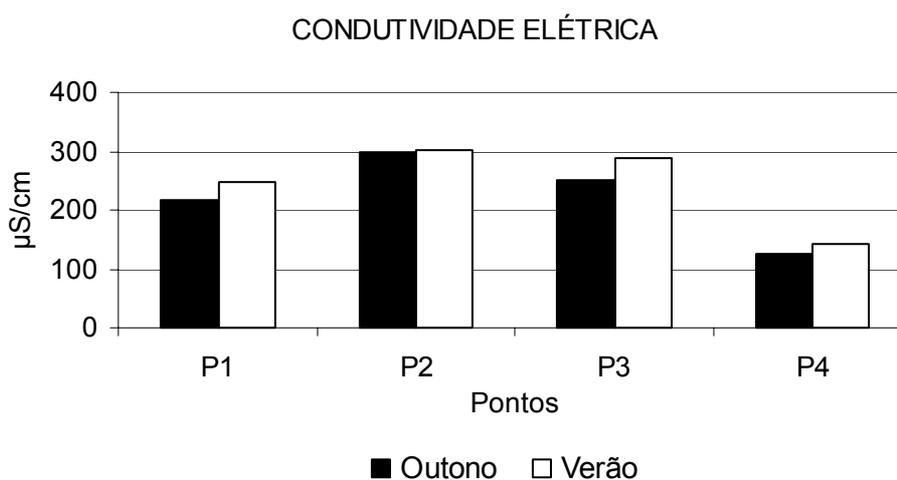


Figura 7: Variação da condutividade elétrica (à 20°C) no sedimento da lagoa Azul, Siderópolis, SC, em maio de 2001 e janeiro de 2002.

5.2.3. Oxigênio Dissolvido

É um teste padrão 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, 1998).

A média das concentrações obtidas nos pontos foi de 8,6; 8,7; 8,5 e 3,2 mg.L⁻¹, com uma média geral de 7,2 mg.L⁻¹. LOPEZ (2000) em análise pontual na mesma lagoa, obteve valor ainda maior 11,9 mg.L⁻¹.

Observa-se que não houve muita variação entre os pontos 1 a 3, conforme figura 8, apenas o ponto 4 apresentou acentuada diminuição em todas as coletas. Isto pode ocorrer devido à presença de muitas macrófitas, neste ponto, causando depleção deste gás pela acentuada quantidade de matéria orgânica.

Em geral ocorreram valores maiores na primeira e segunda coletas, que correspondem ao outono e inverno, quando as baixas temperaturas das águas superficiais aumentaram sua disponibilidade, ou seja, quanto menor a temperatura da água, maior será o percentual de oxigênio dissolvido.

Estes resultados são compatíveis com o padrão Classe 2 da Resolução CONAMA 20 (BRASIL, 1986) que é >5 mg.L⁻¹, indicando condições favoráveis à biota, exceto no ponto 4. Estima-se que o consumo de oxigênio nesta lagoa pode ocorrer, em grande parte, pelo processo de oxidação de íons metálicos solubilizados, provenientes da mineração.

Valores semelhantes à média geral deste estudo foram encontrados por: ZANARDI Jr & PORTO (1991) 7,0 mg.L⁻¹ com aumento da taxa no inverno; MARTINELLO (1998) 7,5 mg.L⁻¹ atribuindo este valor à presença de algas e ao pH perto da neutralidade e RAYA-RODRIGUEZ et al., (2000) 8,3 mg.L⁻¹, com valores menores no verão.

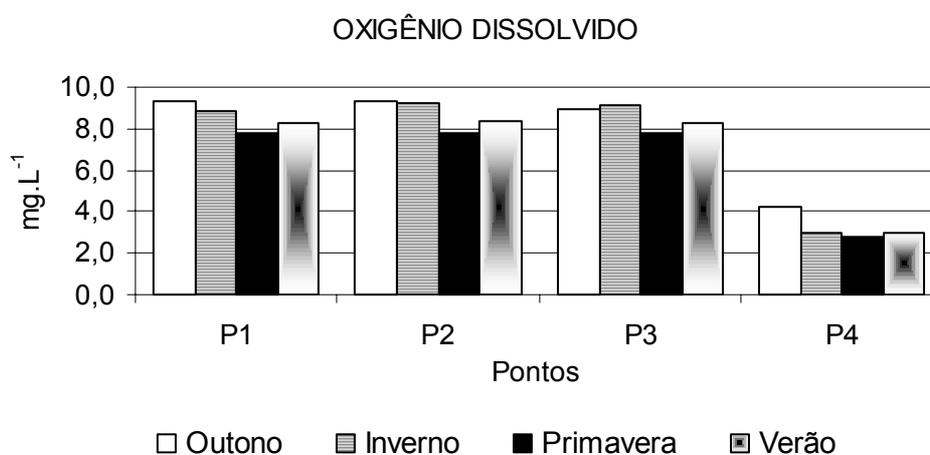


Figura 8: Variação de oxigênio dissolvido na água da lagoa Azul, Siderópolis-SC, no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.

5.2.4. Saturação de Oxigênio

Segundo ESTEVES (1988), a saturação de oxigênio é a quantidade máxima deste gás, que pode ser dissolvida na água em determinada temperatura.

Conforme os resultados obtidos, esta lagoa não apresenta “déficit” de oxigênio, pois 75% dos resultados apresentam valores entre 80 e 99% de saturação, evidenciando um bom grau de oxigenação da lagoa. Apenas 6,7% dos resultados, que representam as coletas no ponto 4, apresentam valores entre 30 a 40% de saturação, conforme verificado na figura 9. Neste local há elevada quantidade de macrófitas que geram matéria orgânica e consomem bastante oxigênio, diminuindo assim a saturação.

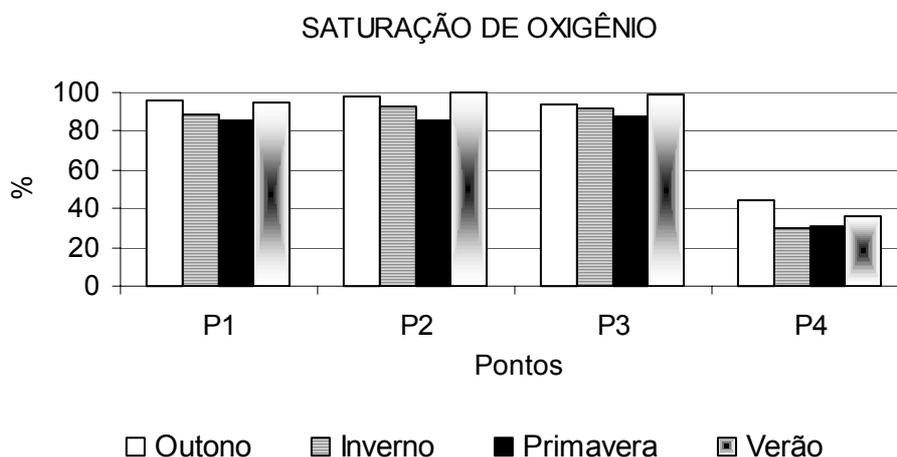


Figura 9: Variação da saturação de oxigênio dissolvido na água da lagoa Azul, Siderópolis-SC, no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.

5.2.5. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH indica a concentração dos íons hidrogênio H^+ em uma solução e expressa a intensidade da condição ácida (< 7) ou alcalina (> 7), sendo que valores de pH afastados da neutralidade (pH 7) podem afetar a vida aquática (SPERLING, 1995).

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, 1988).

Segundo FERNANDES *et al.*, (1994), um valor elevado de pH pode reduzir a concentração de metal na água, corroborando os resultados obtidos neste estudo, onde os altos valores de pH podem ter reduzido a concentração de metais na água com conseqüente aumento do teor no sedimento.

Na água os valores de pH foram semelhantes entre os pontos, com uma média em torno de 6,8. Percebe-se uma pequena diminuição no outono (primeira coleta) e uma neutralidade na maioria das vezes, conforme figura 10. Estes resultados são compatíveis com o padrão Classe 2 da Resolução CONAMA 20 (BRASIL, 1986) que atribui uma faixa de pH entre 6,0 e 9,0.

Resultados similares foram obtidos por CYMERMAN (2001), em estudos sobre mineração de carvão na Polônia. Este autor relata que a elevação de pH em lagoas de mineração antigas pode ser causada por processos naturais de neutralização, talvez a presença de rochas contendo carbonatos. Segundo KIM & CHON (2001), quando o pH de uma lagoa de mineração é alto, indica que a quantidade de pirita exposta é pequena.

Os resultados são também semelhantes ao encontrado por MARTINELLO (1998) que obteve pH de 6,4, diminuindo no período de seca e aumentando no período de chuva. Porém, bastante diferente do valor médio 2,7 encontrado por ZANARDI Jr. & PORTO (1991), este baixo valor pode ocorrer em função da grande quantidade de pirita ainda exposta. RAYA-RODRIGUEZ *et al.*, (2000) obtiveram uma média de pH de 5,8 variando de 2,6 a 7,3, segundo estes autores, este comportamento evidencia a influência de processos ativos de mineração sobre o sistema hídrico da região.

Para o sedimento a média de pH obtida em cada ponto foi de 4,8; 6,0; 4,8 e 6,4, respectivamente. Estes baixos valores de pH no sedimento são responsáveis pelos altos teores de alguns metais, pois auxiliam sua dessorção. Os resultados não denotam variação entre as coletas, conforme figura 11, embora tal qual o pH da água, na primeira coleta o pH do sedimento foi um pouco menor, porém esta variação é bastante pequena e não significativa.

ZANARDI Jr. & PORTO (1991) encontraram um valor ainda menor 3,2. Segundo estes autores, isto é conseqüência do meio ácido em que se encontram, permitindo que os cátions ligados às argilas sejam trocados por íons hidrogênio.

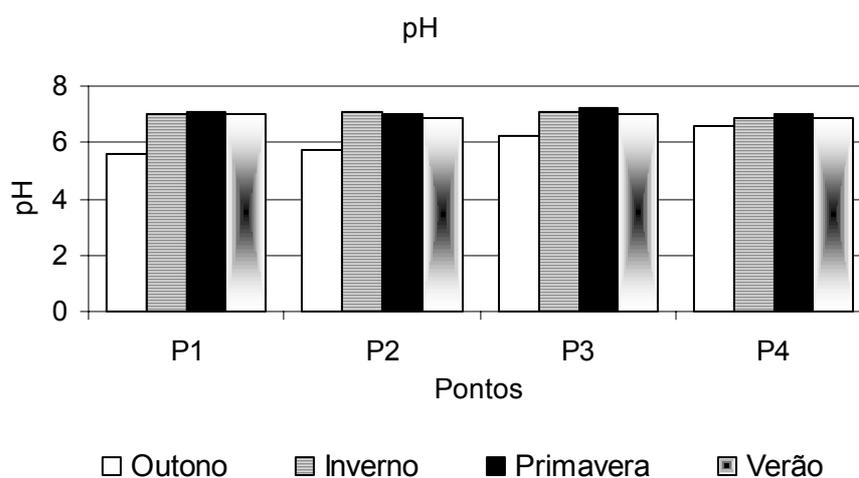


Figura 10: Variação de pH na água da lagoa Azul, Siderópolis, SC, durante o período de maio de 2001 a janeiro de 2002.

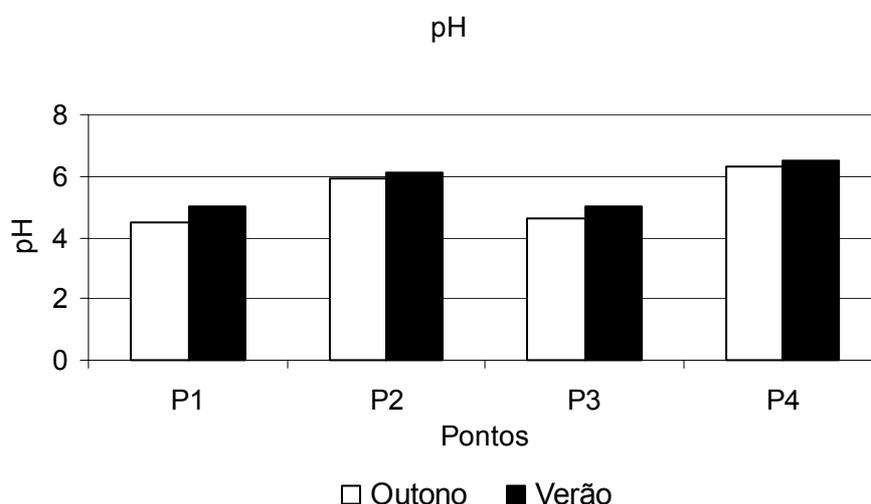


Figura 11: Variação de pH no sedimento da lagoa Azul, Siderópolis, SC, em maio de 2001 e janeiro de 2002.

5.2.6. Sulfato

Os sulfatos estão distribuídos na natureza e podem estar presentes em águas naturais, porém em regiões de mineração ocorrem em altas concentrações, decorrentes da oxidação do enxofre contido na pirita. Segundo RAYA-RODRIGUEZ *et al.*, (2000) as formas mais freqüentes de enxofre presentes na água, são o gás sulfídrico e o íon sulfato, este último constituindo sua principal fonte.

De acordo com KIM & CHON (2001) este parâmetro é um dos mais elevados em drenagens de mina de carvão, ratificando os resultados obtidos neste

estudo, cujo valor médio foi de 409 mg.L⁻¹. LOPEZ (2000), também na lagoa Azul, encontrou resultado semelhante de 458 mg.L⁻¹ de sulfato.

A concentração de sulfato, conforme figura 12, aumentou no período mais seco (primeira coleta), atingindo um valor máximo de 593 mg.L⁻¹ no ponto 1 e mínimo de 385 mg.L⁻¹ no ponto 4, e diminuiu no período mais chuvoso (terceira coleta). Em todas as coletas a maior concentração pode ser observada nos pontos 1 e 2, os quais têm maior contato com os rejeitos e estéreis. Os valores obtidos estão muito acima do estabelecido para Classe 2 da Resolução CONAMA 20 (BRASIL, 1986) que atribui um máximo de 250 mg.L⁻¹.

Valores elevados foram também encontrados por ZANARDI Jr & PORTO (1991) em torno de 709 mg.L⁻¹ e MARTINELLO (1998) 673 mg.L⁻¹. Enquanto, RAYA-RODRIGUEZ *et al.*, (2000), encontraram valor médio de 67 mg.L⁻¹, variando de 0,1 a 435 mg.L⁻¹, atribuindo esta variação à fontes antrópicas, através da mineração do carvão com conseqüente oxidação da pirita.

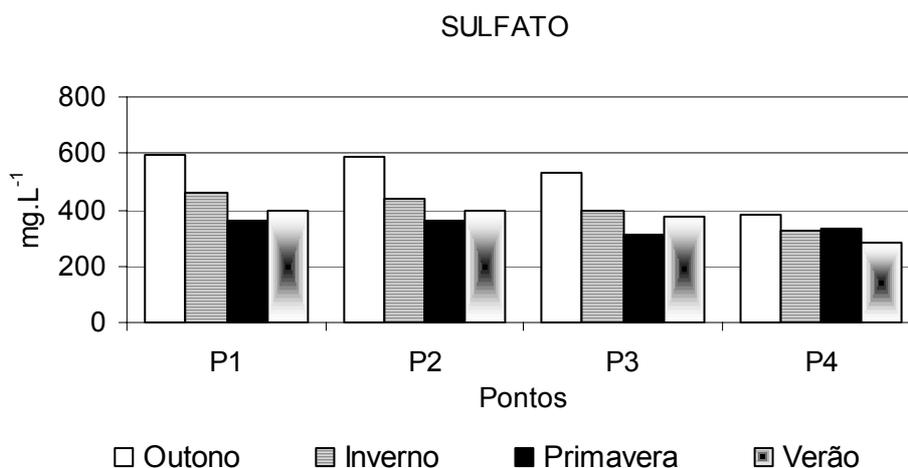


Figura 12: Variação de sulfato na água, da lagoa Azul, Siderópolis-SC, durante o período de maio de 2001 a janeiro de 2002.

5.2.7. Temperatura da Água

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 microorganismos e diminuição da quantidade de oxigênio dissolvido (ESTEVES, 1988).

A variação da temperatura na camada superficial da água obedeceu, evidentemente, ao mesmo padrão da variação sazonal, aumentando nos meses mais quentes e diminuindo nos meses mais frios, conforme figura 13.

As temperaturas mínima e máxima registradas durante o período de estudo foram de 16°C no inverno e 24°C no verão, com uma média geral de 19,5°C.

Valores semelhantes foram encontrados por ZANARDI Jr & PORTO (1991) 16,8°C no inverno e 26,5°C no verão e por RAYA-RODRIGUEZ *et al.*, (2000) com valores maiores no verão e menores no inverno, acompanhando a variação climático-sazonal.

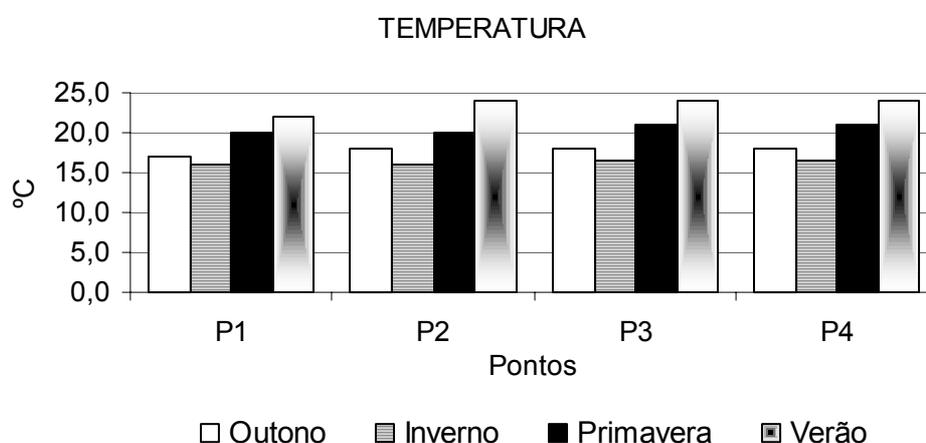


Figura 13: Variação da temperatura da água na lagoa Azul, Siderópolis, SC, durante maio de 2001 a janeiro de 2002.

5.2.8. Turbidez

A turbidez da água é a medida de sua capacidade em dispersar a radiação luminosa, deve-se principalmente às partículas suspensas (bactérias, fitoplâncton, detritos orgânicos e inorgânicos) e em menor proporção aos compostos dissolvidos (ESTEVES, 1988).

As médias observadas nos quatro pontos analisados foram de 3,2; 3,1; 2,9 e 5,9 NTU, respectivamente, sendo possível observar uma acentuada elevação no ponto 4, em todas as coletas, conforme figura 14. Este comportamento pode ser justificado pelo grande número de macrófitas neste ponto, contribuindo para o aumento de matéria orgânica, sólidos suspensos e conseqüentemente maior turbidez.

A Resolução CONAMA 20 (BRASIL, 1996), estabelece para águas de Classe 2 um máximo de 100 NTU. Portanto, os valores obtidos neste estudo estão de acordo com esta resolução.

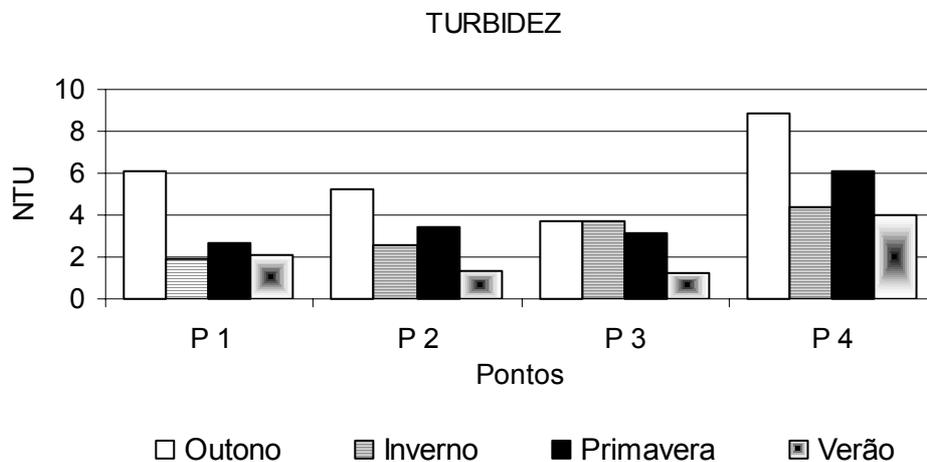


Figura 14: Variação da turbidez na água da lagoa Azul, Siderópolis, SC, em maio de 2001 a janeiro de 2002.

5.2.9. Cromo

O cromo é encontrado na natureza sob diversas formas, sendo mais comum nas formas trivalente e hexavalente. Sua toxicidade depende de sua valência no composto, sendo o cromo hexavalente extremamente tóxico ao homem (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

Na água a concentração deste elemento foi menor que o mínimo detectável pelo método de análise ($0,01 \text{ mg.L}^{-1}$), ratificando os estudos de MARTINELLO (1998), que também não detectou concentração para este elemento.

No sedimento a concentração de cromo não variou entre as coletas, conforme figura 15. A média em cada ponto foi de 215; 290; 330 e 325 mg.kg^{-1} . Estes valores estão bem acima dos encontrados por ZANARDI & PORTO (1991) de 9 mg.kg^{-1} ; MARTINELLO (1998) com 80 mg.kg^{-1} ; CYMERMAN (2001) com 66 mg.kg^{-1} ; KIM & CHON (2001) $24,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ e MACHADO *et al.*, (2000) com $2,54 \text{ mg.kg}^{-1}$. Tal fato pode ocorrer em função das diferenças entre a geologia das regiões estudadas e o nível de impacto ocorrido.

O valor encontrado para o sedimento está acima do nível basal apresentado por BOWEN (1979) de 72 mg.kg^{-1} e por FÖRSTNER & WITTMANN

(1981) para locais não poluídos 77 mg.kg^{-1} . Portanto podemos considerar o sedimento contaminado para o parâmetro Cromo.

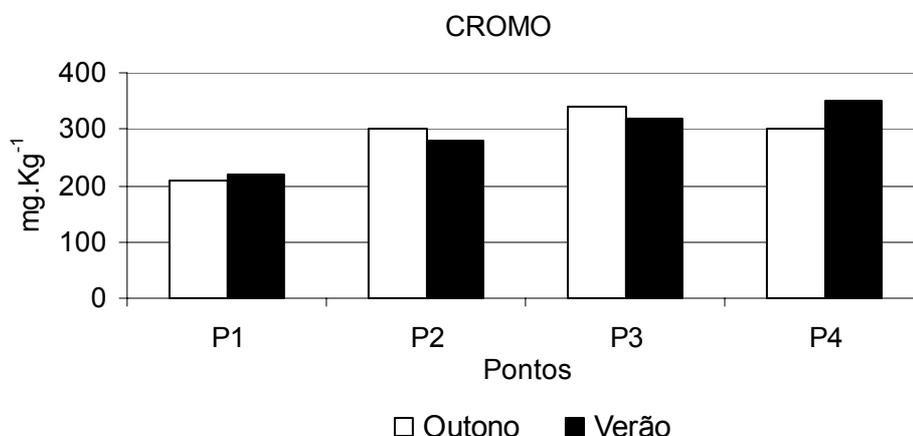


Figura 15: Concentração de cromo no sedimento da lagoa Azul, Siderópolis, SC, em maio de 2001 e janeiro de 2002.

5.2.10. Ferro

É o elemento de transição mais abundante e o mais conhecido no sistema biológico, sendo vital a todos os organismos (TOMA, 1985). É encontrado na crosta terrestre na forma de minérios, sendo os mais freqüentes a Hematita, a Magnetita e a Pirita (FÖRSTNER & WITTMANN, 1981).

No ambiente aquático o ferro aparece basicamente nas formas bivalente ou reduzida (íon ferroso, Fe^{++}) e trivalente ou oxidada (íon férrico, Fe^{+++}). No fundo de lagoas a presença de sulfeto de hidrogênio (H_2S) pode resultar em sulfeto ferroso (FeS), que é uma lama mineral de cor escura. Na presença de oxigênio pode haver a formação de hidróxido de ferro $\text{Fe}(\text{OH})_3$ que precipita como uma lama de cor amarelada ou ocre. Ocasionalmente temos a precipitação de óxido férrico (Fe_2O_3) que dá um tom avermelhado à água (FUNDATEC, 1987).

Ferro total é uma denominação dada à concentração dos íons férricos e ferrosos medidos em conjunto. Neste estudo a concentração média de ferro total na água, conforme figura 16, foi de 0,20; 0,43; 0,28 e 0,95 mg.L^{-1} em cada ponto respectivamente, obtendo-se uma média geral de 0,46 mg.L^{-1} . LOPES (2000) encontrou valor semelhante de 0,30 mg.L^{-1} . Apenas os pontos 2 e 4 encontram-se acima do estabelecido para Classe 2 da Resolução CONAMA 20 (BRASIL, 1986) que atribui 0,3 mg.L^{-1} .

O baixo valor encontrado para o ferro na água da lagoa em estudo, segundo ESTEVES (1988), pode ser devido ao oxigênio da coluna d'água e o pH próximo da neutralidade, precipitando o ferro sob a forma de Hidróxido de Ferro (III) e/ou fosfato férrico.

ZANARDI Jr. & PORTO (1991) encontraram resultado bastante superior, em torno de $13,3 \text{ mg.L}^{-1}$ e atribuem este valor ao pH 2,7, favorecendo a solubilidade dos metais. Enquanto, RAYA-RODRIGUEZ et al., (2000) obtiveram uma média de $3,7 \text{ mg.L}^{-1}$, também para valores ácidos de pH.

Entre os elementos analisados no sedimento, o ferro apresentou a maior concentração, conforme figura 17. Em cada ponto foi obtida uma média de 85.450; 139.450; 179.865 e $158.770 \text{ mg.kg}^{-1}$. Segundo KIM e CHON (2001), valores altos são esperados, pois este metal é um dos constituintes com maior presença em drenagens de minas de carvão. Os resultados aqui obtidos corroboram também CYMERMAN (2001) e MARTINELLO (1998), que encontraram entre todos os metais analisados as maiores concentrações para o ferro, evidenciando a maior presença deste em local de mineração.

Segundo BOWEN (1979), o valor basal é de $41.000 \text{ mg.kg}^{-1}$ e FÔRSTNER & WITTMANN (1981) entre 11.500 a $67.300 \text{ mg.kg}^{-1}$, indicando o sedimento contaminado por este elemento.

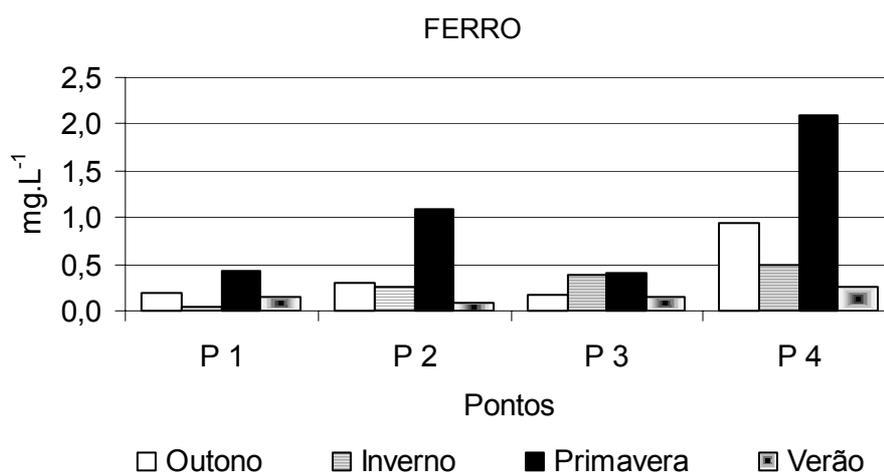


Figura 16: Concentração de ferro na água da lagoa Azul, Siderópolis, SC, entre maio de 2001 a janeiro de 2002.

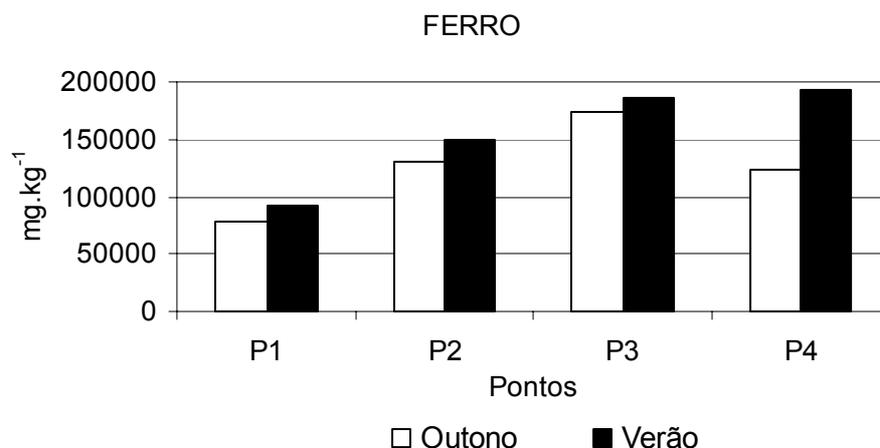


Figura 17: Concentração de ferro no sedimento da lagoa Azul, Siderópolis, SC, em maio de 2001 e janeiro de 2002.

5.2.11. Manganês

O manganês é importante na ciclagem de nutrientes, embora em termos funcionais, nos ecossistemas aquáticos os íons de manganês se comportem também como elementos-traço (ESTEVES, 1988). É o segundo metal mais abundante na natureza, perdendo apenas para o ferro, forma vínculo estável com fosfatos e grupos carboxílicos e é indispensável ao metabolismo dos seres vivos (FÔRSTNER & WITTMANN, 1981).

Na água, conforme figura 18, percebe-se uma variação entre as coletas. A média da concentração em cada ponto, foi de 5,4; 5,4; 4,4 e 0,6 mg.L⁻¹, com uma média geral de 3,9 mg.L⁻¹. Valor semelhante 3,2 mg.L⁻¹ foi encontrado por LOPEZ (2000). Os valores estão muito acima do estabelecido para Classe 2 da Resolução CONAMA 20 (BRASIL, 1986) que é 0,1 mg.L⁻¹, indicando uma concentração acima do permitido para este metal. A elevação da concentração de manganês na primeira coleta (exceto no ponto 4) pode ter ocorrido devido à baixa precipitação durante este período.

MARTINELLO (1998), encontrou valores em torno de 5,9 mg.L⁻¹, sendo a maior concentração entre os metais analisados na água. Segundo esta autora, o manganês começa a precipitar na forma de hidróxido somente com pH a partir de 8.

Conforme ZIM-ALEXANDRE (1996), tanto o ferro quanto o manganês, provêm da lixiviação de minérios que contêm estes metais. Como junto às camadas

de carvão é freqüente a presença de nódulos de óxido de ferro e manganês, é de se esperar a presença destes em locais impactados pela extração de carvão mineral, corroborando os maiores valores para estes metais neste estudo.

No sedimento, conforme figura 19, não houve variação entre as coletas. A média da concentração de manganês foi de 2.445; 2.430; 1.650 e 1.900 mg.kg^{-1} em cada ponto, respectivamente. O valor basal apresentado por BOWEN (1979) é 770 mg.kg^{-1} , indicando sedimento contaminado por este metal.

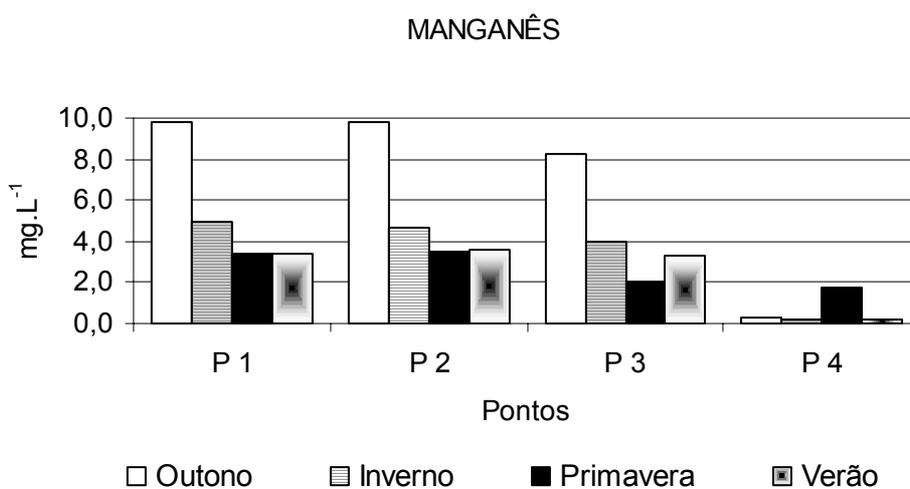


Figura 18: Concentração de manganês na água da lagoa Azul, Siderópolis, SC, no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.

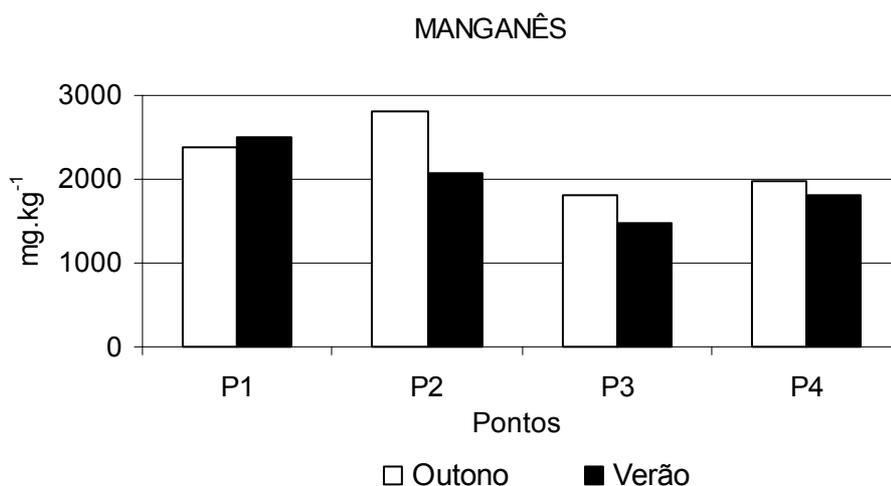


Figura 19: Concentração de manganês no sedimento da lagoa Azul, Siderópolis, SC, em maio de 2001 e janeiro de 2002.

5.2.12. Níquel

É um dos maiores constituintes da crosta terrestre e seus sais são altamente solúveis. Sua concentração e especiação dependerão de processos como coagulação, precipitação, absorção e complexação/quelação com ligantes orgânicos e inorgânicos dissolvidos (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

Na água a concentração média de Níquel foi de 0,05 mg.L⁻¹ nos pontos 1 a 3 e 0,02 mg.L⁻¹ no ponto 4, com uma média geral de 0,04 mg.L⁻¹. Um valor maior foi obtido no outono (primeira coleta), conforme figura 20, o qual pode estar relacionado com a pluviosidade que foi menor neste período. Valores baixos foram também obtidos por MARTINELLO (1998) em torno de 0,04 mg.L⁻¹ e RAYA-RODRIGUEZ *et al.*, (2000) com 0,02 mg.L⁻¹.

A Resolução CONAMA 20 (BRASIL, 1986) estabelece para Classe 2 o limite de 0,025 mg.L⁻¹ de níquel. Portanto, os resultados indicam concentração acima do permitido para este parâmetro nas águas analisadas.

No sedimento, conforme figura 21, a concentração média de níquel foi de 25; 52; 50 e 35 mg.kg⁻¹ em cada ponto respectivamente. Segundo BOWEN (1979) a média mundial de níquel para sedimento é 52 mg.kg⁻¹. FÖRSTNER & WITTMANN (1981) para locais não contaminados encontrou 54 mg.kg⁻¹. Portanto os resultados obtidos neste estudo não indicam contaminação do sedimento por este metal.

A fixação do níquel no sedimento é determinada principalmente pela presença de óxidos e hidróxidos de manganês. Este elemento é freqüentemente encontrado na forma de sulfeto, arsenito e teluritos (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984). Ainda segundo estes autores, embora a toxicidade de níquel seja relativamente baixa em relação a outros metais, sua capacidade de associar-se a enxofre faz dele um poluente em potencial, especialmente na síntese e degradação de grupos de heme celulares. Sendo o enxofre um significativo subproduto da mineração de carvão era de se esperar uma concentração elevada deste elemento.

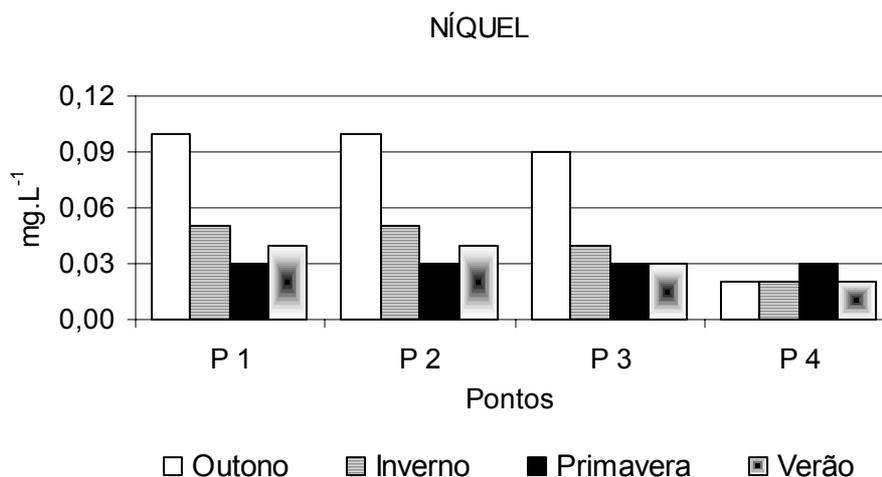


Figura 20: Concentração de níquel na água da lagoa Azul, Siderópolis, SC, no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.

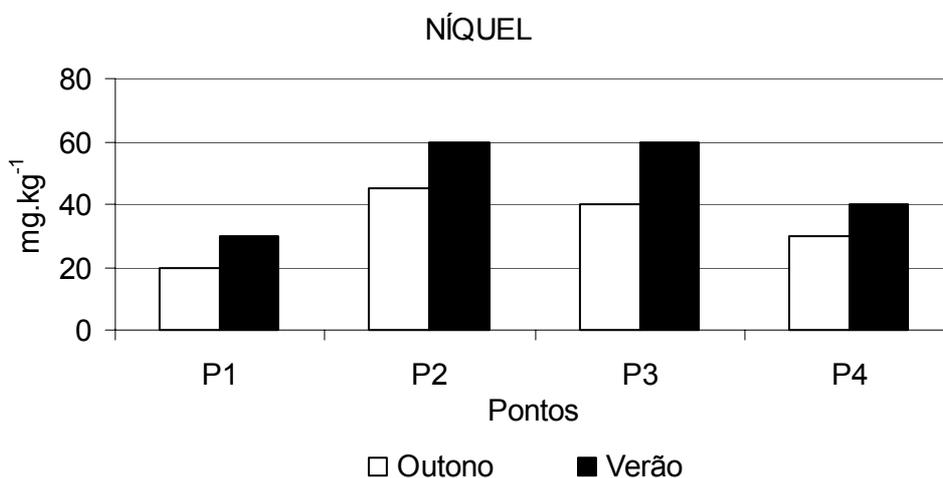


Figura 21: Concentração de níquel no sedimento da lagoa Azul, Siderópolis, SC, em maio de 2001 e janeiro de 2002.

5.2.13. Zinco

O zinco é um elemento relativamente abundante constituindo cerca de 0,02% da crosta terrestre, sendo cerca de 100 vezes mais abundante que o cobre. A dureza da água exerce um efeito antagônico sobre a toxicidade do zinco (GIANOTI, 1986).

De acordo com ALLEN (1989), a concentração de zinco em águas naturais é normalmente baixa, mas efluentes industriais e áreas de drenagem de minas de carvão podem ser fontes potenciais deste elemento.

Na água a concentração de zinco entre os pontos não variou muito, conforme figura 22. A média em cada ponto foi de 0,09; 0,09; 0,07 e 0,05 mg.L⁻¹, respectivamente, e a média geral em torno de 0,07 mg.L⁻¹. Estes valores estão dentro do atribuído para Classe 2 da Resolução CONAMA 20 (BRASIL, 1986) que é 0,18 mg.L⁻¹, não indicando contaminação por este elemento.

Neste estudo o zinco apresentou as menores concentrações dentre os metais analisados na água.

No sedimento, figura 23, a média para zinco em cada ponto foi de 140; 325; 295 e 50 mg.kg⁻¹, estes valores foram maiores que o encontrado por KIM e CHON (2001) de 49,66 mg.Kg⁻¹. Estas diferenças podem ocorrer em função da geografia e geologia das regiões de estudo.

BOWEN (1979), apresenta como nível basal 95 mg.kg⁻¹ e FÖRSTNER & WITTMANN (1981) 120 mg.kg⁻¹. Indicando sedimento contaminado por este metal.

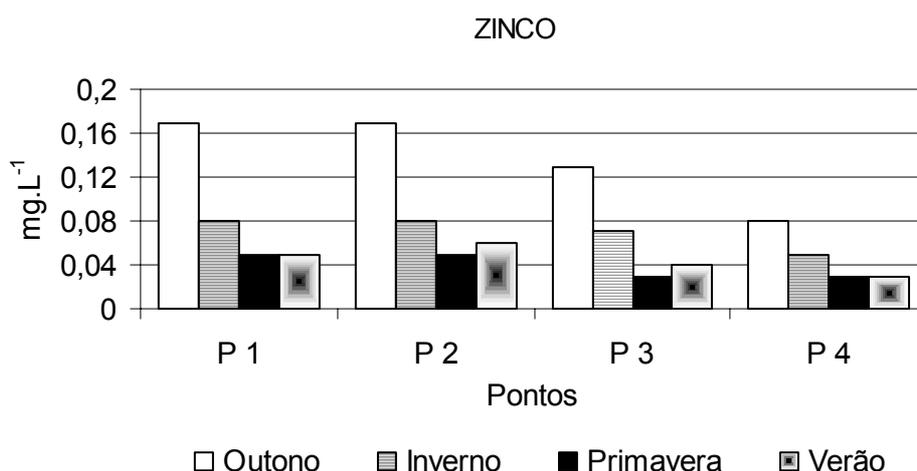


Figura 22: Concentração de zinco na água da lagoa Azul, Siderópolis, SC, no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.

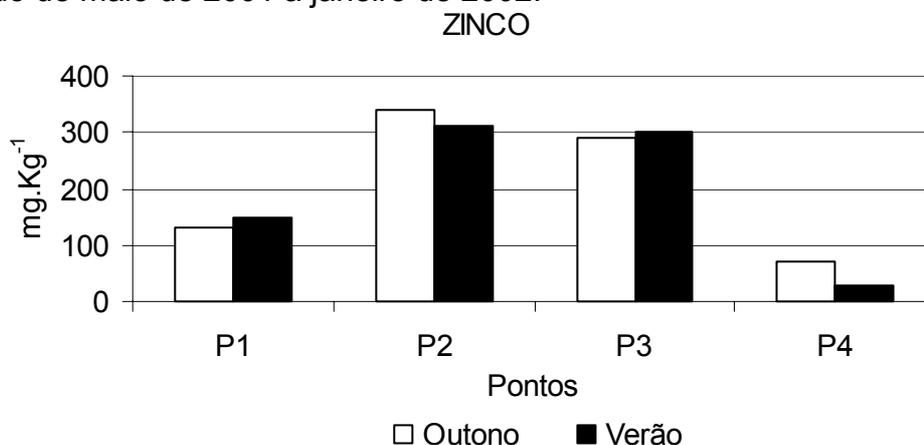


Figura 23: Concentração de zinco no sedimento da lagoa Azul, Siderópolis, SC, em maio de 2001 e janeiro de 2002.

5.2.14. Coeficiente de concentração (Kd) entre sedimento e água

A média obtida das análises do sedimento em cada ponto da lagoa, foi comparada à média da água, obtendo-se o valor do Kd, que segundo FERNANDES *et al.*, (1994), é a relação da concentração dos metais entre estes dois compartimentos.

O valor de Kd, tabela 1, apresentou valores bastante altos, confirmando o sedimento como o principal compartimento deposicional para os metais analisados, corroborando FÖRSTNER & WITTMANN (1981) e RAND & PETROCELLI (1985).

Os resultados indicam para o sedimento nos pontos 1 a 3, maior fator de concentração para o ferro, seguido do zinco, níquel e manganês. Esta ordem difere apenas para o ponto 4, com Kd em ordem decrescente ferro, manganês, níquel e zinco, esta diferença pode ocorrer em função da idiosincrasia deste ponto, ou seja sua característica física bastante diferente dos demais.

Tabela 1: Valor do Kd, obtido através da média das concentrações sedimento/água, em cada ponto de coleta da lagoa Azul, Siderópolis, SC, durante maio/2001 a janeiro/2002.

	Valores de Kd			
	P1	P2	P3	P4
Ferro	427.250	324.302	642.375	167.126
Manganês	453	449	375	3.167
Níquel	500	1.040	1.000	1.750
Zinco	1.555	3.611	4.214	1.000

5.2.15. Teste de Lixiviação e Solubilização

De acordo com o teste de lixiviação, apêndice 4, os parâmetros analisados no extrato obtido estão abaixo do limite máximo permitido pela listagem 7 da NBR 10004 (ABNT, 1987b). Portanto, os resíduos de carvão analisados não apresentam risco tóxico potencial ao meio ambiente na atualidade. Provavelmente as baixas concentrações obtidas estão relacionadas com o tempo de exposição dos resíduos às intempéries, pois o material das pilhas já foi praticamente lixiviado ao longo dos 26 anos de existência.

A maioria dos parâmetros analisados para o teste de solubilização, apêndice 5, estão abaixo do mínimo detectável pelo método. Para os parâmetros quantificados apenas o alumínio ($1,33 \text{ mg.L}^{-1}$), está acima do permitido pela NBR 10006 (ABNT, 1987c) que é $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$, indicando tratar-se de Resíduo Não Inerte. Os altos teores de Alumínio provavelmente estão ligados à solubilidade de argilo-minerais ricos em alumínio, os chamados alumino-silicatos, presentes em abundância em rochas argilosas como os folhelhos. Embora os teores de alumínio sejam naturalmente elevados na região, os ensaios de solubilização indicam que a exposição de rochas, pelo processo de extração de carvão, à ação do intemperismo pode proporcionar um potencial poluidor por meio dos metais presentes na estrutura destes minerais.

Estes testes mostram que os estéreis do entorno da lagoa, atualmente não contribuem significativamente como fonte de metais para a mesma, com exceção apenas do alumínio, ressalta-se que foi realizada apenas uma amostragem.

5.2.16. Análise Estatística referente aos dados de água e sedimento

A análise de agrupamento dos dados da água e sedimento mostra a ocorrência de quatro grupos nítidos para cada um dos compartimentos, conforme definido pelo teste de nitidez de grupos (PILLAR, 1999a), usando um limiar de probabilidade ($\alpha = 0,1$). De acordo com este teste, a probabilidade estabilizou em 0,112 para água e 0,167 para o sedimento, valores maiores que o α adotado, aceitando a hipótese nula (H_0) de que 4 grupos são nítidos.

Para o compartimento água a análise de agrupamento (figura 28), mostra que a divisão em quatro grupos é baseada na época da coleta, grupo 1 primavera e verão, grupo 2 inverno e o grupo 4 outono. Exceto o grupo 3, onde a estação do ano não interfere, para este grupo o fator relevante é o ponto de coleta. A forte separação do grupo 3 deve-se a idiosincrasia do P4, que apresenta muitas macrófitas e matéria orgânica, conseqüentemente depleção de oxigênio e maior turbidez, e ainda elevada concentração de ferro e baixa concentração de manganês, níquel e zinco, estas variáveis o diferem dos demais pontos. Analisando a figura 29, análise de agrupamento do sedimento, a divisão em quatro grupos está baseada

apenas no ponto coletado, não havendo interferência da época da coleta, ratificando o conceito de que neste compartimento a acumulação é lenta e gradual.

A análise de ordenação para o compartimento água (figura 30), confirma que algumas variáveis estão fortemente correlacionadas com a época da coleta, enquanto outras ao ponto coletado. A porcentagem de variação total representada nos eixos é de 60,56% no eixo I e 22,81% no eixo II. No eixo I há uma tendência das unidades amostrais serem agrupadas positivamente na ordem decrescente pelo pH e temperatura, e negativamente pelo níquel, manganês, dureza, condutividade, zinco e sulfato. Para o eixo II as unidades amostrais tendem a se agrupar positivamente pela saturação e oxigênio dissolvido, e negativamente pela turbidez e ferro.

A análise de ordenação para o sedimento mostra uma forte correlação das variáveis ao ponto de coleta (figura 31). A porcentagem de variação total representada nos eixos é de 44,18% no eixo I e 34,68% no eixo II. No eixo I há uma tendência das variáveis serem agrupadas negativamente pelo níquel, zinco, condutividade e manganês. No eixo 2 a tendência de agregação negativa é representada pelo cromo, ferro e pH. O teste de significância dos eixos ($\alpha=0,1$) para as análises de ordenação da água e sedimento aponta significância de ambos os eixos, pois a curva estabilizou abaixo do α adotado.

O teste de aleatorização aplicado ao compartimento água utilizando um limiar ($\alpha = 0,05$), apontou diferença significativa ($P<0,05$) entre as coletas ($P=0,009$), ressaltando a diferença entre outono e inverno ($P=0,05$), outono e primavera ($P=0,018$) e outono e verão ($P=0,004$), provavelmente a diferença entre outono e as demais estações, deve-se ao fato da baixa pluviosidade neste período. Diferenças significativas também foram obtidas entre os pontos coletados ($P=0,027$), evidenciando diferença entre os pontos 1 e 4 ($P= 0,008$); pontos 2 e 4 ($P=0,007$) e pontos 3 e 4 ($P=0,024$). Para o sedimento houve diferença significativa somente entre os pontos coletados ($P<0,05$), pontos 1 e 2 ($P= 0,01$); pontos 1 e 4 ($P=0,02$) e pontos 2 e 4 ($P=0,006$).

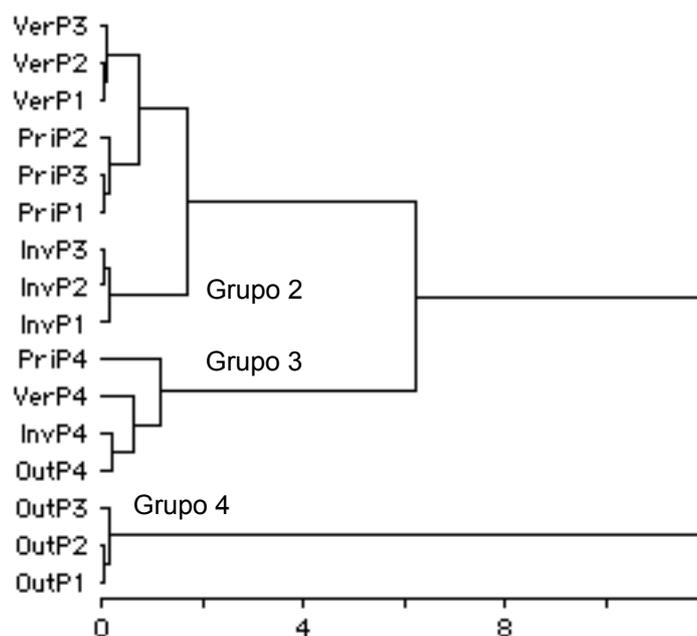


Figura 24: Dendrograma com os resultados do compartimento água, mostrando o agrupamento obtido através da variância mínima (soma dos quadrados) baseada em distância euclidiana, entre unidades amostrais. As unidades amostrais estão descritas pela estação do ano OUT, INV, PRI, VER e pelos pontos de coleta P1, P2, P3, P4.

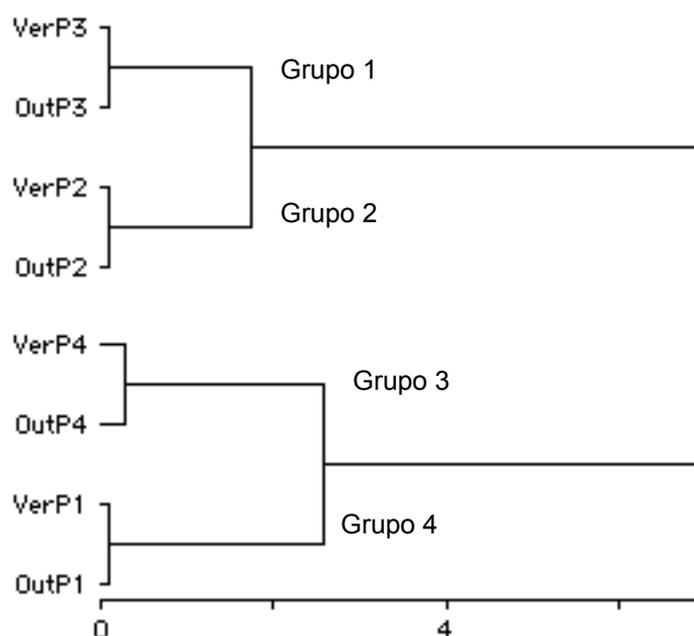


Figura 25: Dendrograma com os resultados do sedimento, mostrando o agrupamento obtido através de variância mínima (soma dos quadrados) baseado em distância euclidiana, entre unidades amostrais. As unidades amostrais estão descritas pela estação do ano OUT e VER e pelos pontos de coleta P1, P2, P3, P4.

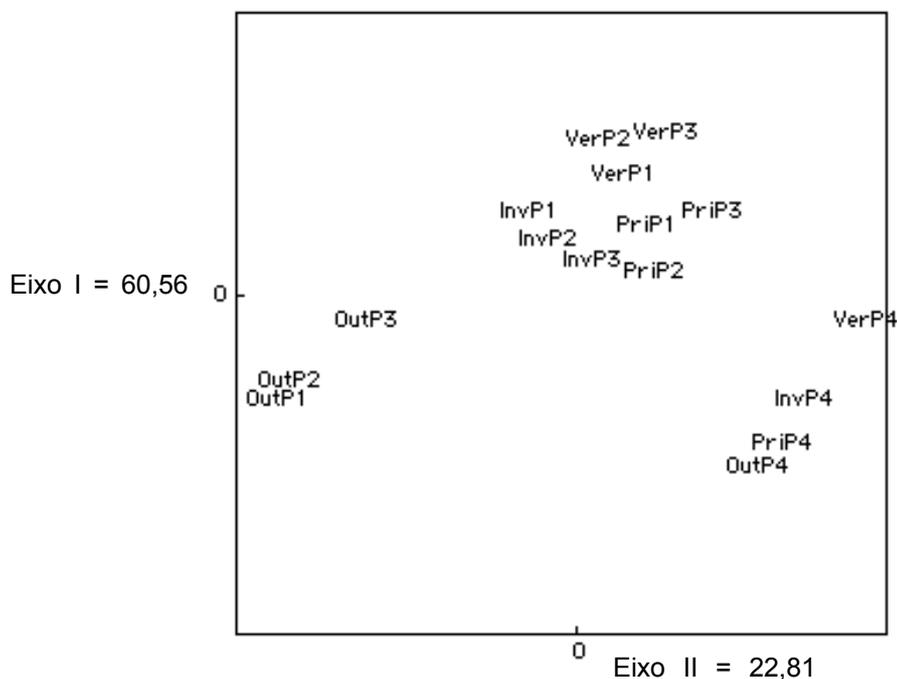


Figura 26: Diagrama de dispersão das unidades amostrais da água nos eixos I e II, obtidos por análise de coordenadas principais, com base em distância euclidiana. As unidades amostrais estão descritas pela estação do ano OUT, INV, PRI, VER e pontos de coleta P1, P2, P3, P4.

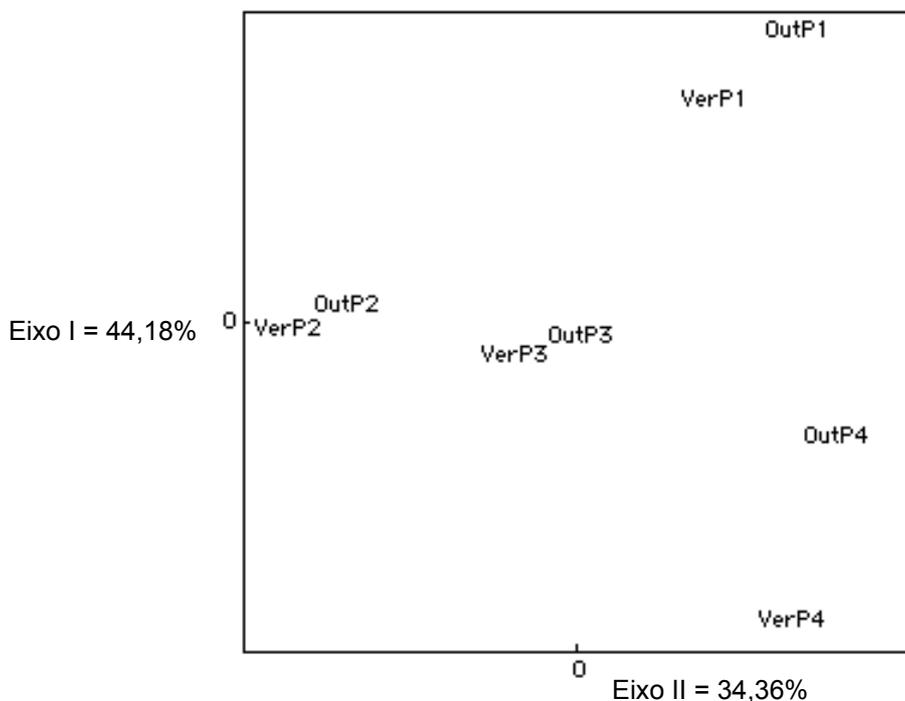


Figura 27: Diagrama de dispersão das unidades amostrais do sedimento nos eixos I e II, obtidos por análise de coordenadas principais, com base em distância euclidiana. As unidades amostrais estão descritas pela estação do ano OUT e VER e pontos de coleta P1, P2, P3, P4.

5.3. Peixes

Os resultados obtidos para a análise de metais em fígado e músculo de *O. niloticus* e *G. brasiliensis*, encontram-se no apêndice 6.

5.3.1. Cromo

Os peixes são relativamente tolerantes ao cromo, porém podem bioacumular este metal, tornando sua concentração bastante superior à concentração presente na água (FUNDATEC, 1987).

MOORE & RAMAMOORTHY (1984), relatam que alguns fatores como dureza, salinidade, temperatura e pH afetam a suscetibilidade de absorção de cromo pelos peixes, porém a extensão e natureza do efeito dependem da espécie.

Os resultados obtidos não indicam variação sazonal, conforme figura 24, exceto para o fígado de *G. brasiliensis* que apresentou elevada concentração na primavera. Segundo MANCE (1990), a concentração do metal no organismo é função do mecanismo homeostático, isto é, balanço entre absorção e excreção. Portanto uma elevada concentração pode ter ocorrido em função do metabolismo deste peixe, assimilando mais e excretando menos naquela época do ano, ou ainda uma diminuição na síntese de metalotioneínas.

A média da concentração em peso seco para o fígado e músculo foi de 0,63 e 0,19 mg.kg⁻¹ para *G. brasiliensis* e 0,45 e 0,21 mg.kg⁻¹ para *O. niloticus*. Este parâmetro não foi detectado na água, apenas no sedimento, sugerindo que a incorporação deste elemento seja predominantemente via alimento, ratificando o hábito alimentar, além de onívoro também iliófago, das espécies.

Para o fígado e músculo de *Loricariichthys anus*, espécie iliófaga da lagoa Peixoto, ALBRECHT (1996), obteve 5,26 e 0,87 mg.kg⁻¹ de peso seco, respectivamente, ressaltando que esta lagoa é impactada por efluente doméstico e industrial, o que pode explicar a diferença entre os resultados. Enquanto AMAZARRAY (1992), também para *Loricariichthys anus*, na lagoa Emboaba, considerada classe especial pela Resolução CONAMA 20, obteve apenas 0,61 mg.kg⁻¹ para o fígado e 0,21 mg.kg⁻¹ para o músculo.

Em ambas as espécies a média da concentração de cromo foi menos pronunciada no músculo em relação ao fígado, corroborando os dados da literatura.

Os resultados demonstram que não houve diferença entre as espécies e que a concentração deste metal foi menor entre os analisados.

Para o cromo em peso úmido no músculo de *G. brasiliensis* e *O. niloticus* foi obtido o valor de 0,07 mg.Kg⁻¹. Valores abaixo dos obtidos por FERNANDES *et al.*, (1994), na lagoa Jacarepaguá, RJ, para *G. brasiliensis* e *Tilapia sp* 0,9 e 0,08 mg.kg⁻¹ de peso úmido, respectivamente. Esta diferença pode ocorrer em função do aporte de efluentes industriais e domésticos recebidos pela lagoa Jacarepaguá.

O valor de cromo em peso úmido para o músculo, obtido em ambas as espécies deste estudo, está de acordo com a concentração habitual no músculo de espécies onívoras de locais não contaminados, apresentados por FÖRSTNER & WITTMANN (1981), que é de 0,02 a 0,46 mg.kg⁻¹. Portanto ambas as espécies não apresentam concentrações elevadas para este tecido.

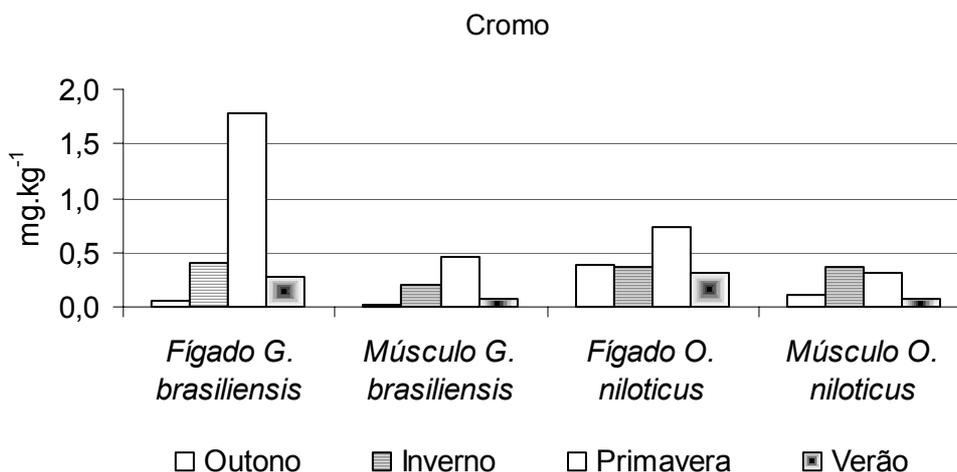


Figura 28: Concentração de cromo (peso seco), no fígado e músculo de *G. brasiliensis* e *O. niloticus*, no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.

5.3.2. Manganês

O Manganês é essencial para plantas e animais e está envolvido na ativação de enzimas e em algumas das reações necessárias para fotossíntese e metabolismo do nitrogênio (ALLEN, 1989).

Observando a figura 25, é possível perceber que a acumulação deste metal é semelhante entre as espécies, evidenciando valores maiores para o fígado.

A média da concentração de manganês em peso seco para o fígado e músculo foi de 25,7 e 5,06 mg.kg⁻¹ para *G. brasiliensis* e 35,3 e 4,84 mg.kg⁻¹ para *O.*

niloticus. Estes valores relativamente altos, provavelmente deve-se ao fato deste elemento estar presente em concentração elevada, tanto na água quanto no sedimento.

No músculo em peso úmido foi obtido 1,97 e 1,60 mg.kg⁻¹ para *G. brasiliensis* e *O. niloticus*, respectivamente. Valores maiores que os apresentados como habitual, por FÔRSTNER & WITTMANN (1981), para espécies onívoras de locais não contaminados de 0,5 mg.kg⁻¹ em peso úmido. Indicando que ambas as espécies encontram-se com concentrações elevadas para este elemento no músculo.

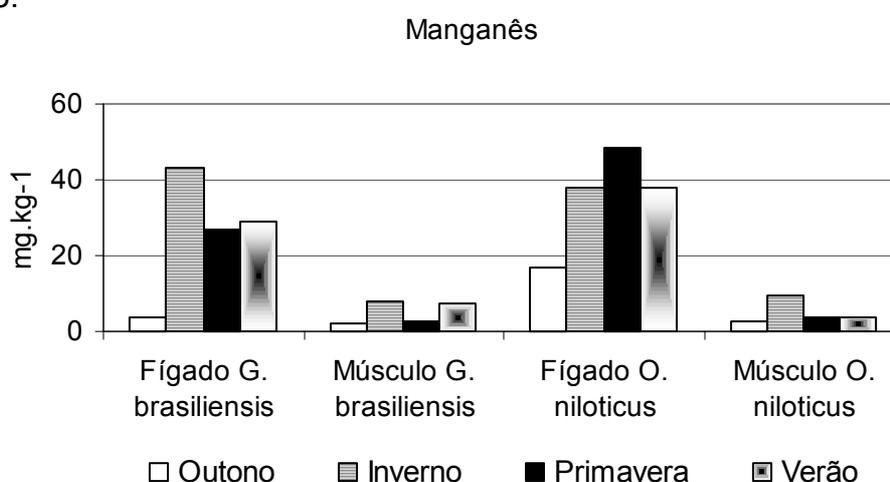


Figura 29: Concentração de manganês (peso seco) no fígado e músculo de *G. brasiliensis* e *O. niloticus*, no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.

5.3.3. Níquel

Para peixes a toxicidade de níquel pode ser aguda ou letal, porém este metal é menos tóxico que zinco e cromo e sua toxicidade diminui com aumento da dureza (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

Os resultados obtidos não indicam variação sazonal, conforme figura 26, exceto para o fígado de *O. niloticus* que apresentou elevada concentração no inverno. Segundo EASTWOOD & COUTURE (2002), diferenças na concentração dos metais durante as estações do ano, sugerem que em alguns períodos, a capacidade homeostática destes metais é ultrapassada no peixe. Portanto esta concentração elevada pode ser uma inibição do mecanismo homeostático, propiciando ao peixe maior absorção e menor excreção.

A média da concentração de níquel em peso seco para o fígado e músculo foi de 0,51 e 0,23 mg.kg⁻¹ para *G. brasiliensis* e 1,70 e 0,23 mg.kg⁻¹ para *O. niloticus*. Estes baixos valores refletem o ambiente, pois a concentração deste parâmetro foi, relativamente, baixa na água e no sedimento.

Os valores obtidos são menores que os encontrados por ALBRECHT (1996) no fígado e músculo de *Loricariichthys anus* 30,18 e 3,99 mg.kg⁻¹, da lagoa Peixoto, Osório, RS. Como citado anteriormente, tal diferença pode ocorrer em função do aporte de efluentes domésticos e industriais recebidos pela lagoa Peixoto.

Para o níquel no músculo de *G. brasiliensis* e *O. niloticus* foi obtido 0,09 e 0,07 mg.kg⁻¹ de peso úmido, respectivamente. Estes valores estão de acordo com os apresentados por FÔRSTNER & WITTMANN (1981) como valor habitual em espécies onívoras de locais não contaminados que é de 0,04 a 0,28 mg.kg⁻¹. Portanto as espécies analisadas não se encontram com concentrações elevadas para este metal no músculo.

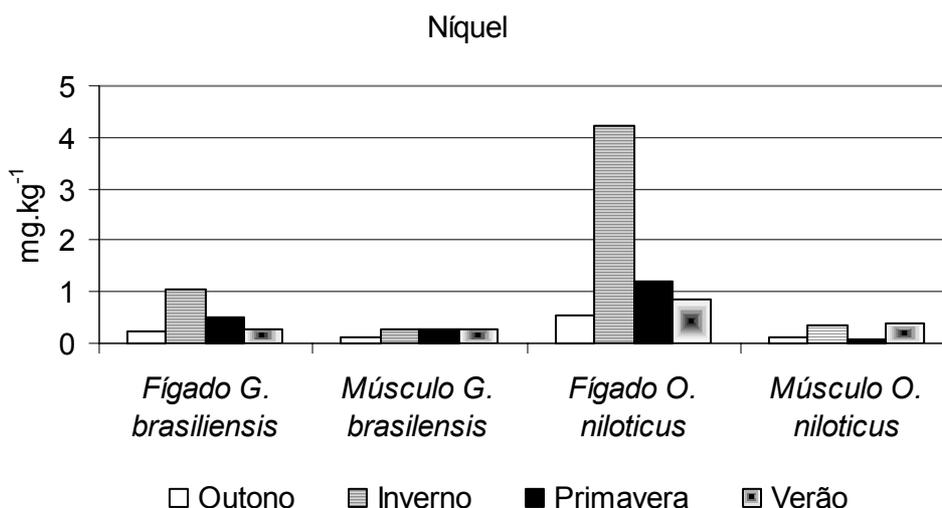


Figura 30: Concentração de níquel (peso seco), no fígado e músculo de *G. brasiliensis* e *O. niloticus*, no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.

5.3.4. Zinco

Exposição ao zinco provoca alterações nas brânquias, diminuindo o consumo de oxigênio e a habilidade de transportar íons, além de aumento na amplitude opercular, na produção de ácido láctico e pirúvico, diminuição do pH do sangue, disfunção de tecidos e enzimas, diminuição no crescimento e alteração na reprodução (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

De acordo com TOMA (1985), este metal é componente de um grande número de enzimas hidrolíticas e desidrogenases, além de ligar-se a uma diversidade de proteínas, como a insulina onde apresenta função estrutural. A toxicidade de zinco pode ser aguda para o peixe pelo efeito da interferência deste metal com a absorção de sódio e cálcio (MATTICE *et al.*, 1997).

A média da concentração de zinco em peso seco para o fígado e músculo foi de 39,4 e 27,2 mg.kg⁻¹ para *G. brasiliensis* e 59,9 e 26,4 mg.kg⁻¹ para *O. niloticus*. Estes altos valores podem advir do sedimento, visto que este compartimento obteve valor elevado para este metal. Para zinco no fígado e músculo de *Loricariichthys anus* ALBRECHT (1996) obteve 49,23 e 13,59 mg.kg⁻¹ e AMAZARRAY (1992) obteve 52,08 e 14,77 mg.kg⁻¹, respectivamente.

Segundo MOORE & RAMAMOORTHY (1984), com exceção dos períodos em que não se alimentam, os peixes obtêm a maior parte da concentração de zinco via alimentação e em menor proporção via água. Confirmando novamente o hábito alimentar das espécies, pois a água não apresenta concentrações elevadas para zinco, isto ocorre apenas para o sedimento. Embora na ausência de alimento contaminado a proporção de absorção dependerá diretamente da duração da exposição e nível na água.

A concentração de zinco quando comparada aos demais metais, foi maior em ambas as espécies. Tal fato pode ocorrer devido ao papel do zinco como metal essencial. Na figura 27, observa-se uma pequena elevação na concentração de zinco no fígado de *O. niloticus*, quando comparado ao *G. brasiliensis*. Embora com mesmo hábito alimentar, a diferença entre as espécies pode ocorrer em função de mudanças no metabolismo do peixe.

Segundo KOVCHOVDOVA & SIMOKON (2002), órgãos responsáveis por processos de excreção e acumulação de substâncias no peixe, são geralmente caracterizados por maior concentração de zinco, corroborando a maior concentração deste metal no fígado, em relação aos demais.

Em peso úmido no músculo foram obtidos 10,6 e 8,7 mg.kg⁻¹ em *G. brasiliensis* e *O. niloticus* respectivamente, estes valores estão de acordo com FÖRSTNER & WITTMANN (1981) que apresentam como valor habitual em espécies onívoras de locais não contaminados 4,1 a 16,1 mg.kg⁻¹ de peso úmido. Portanto, não indicando concentrações elevadas por este elemento.

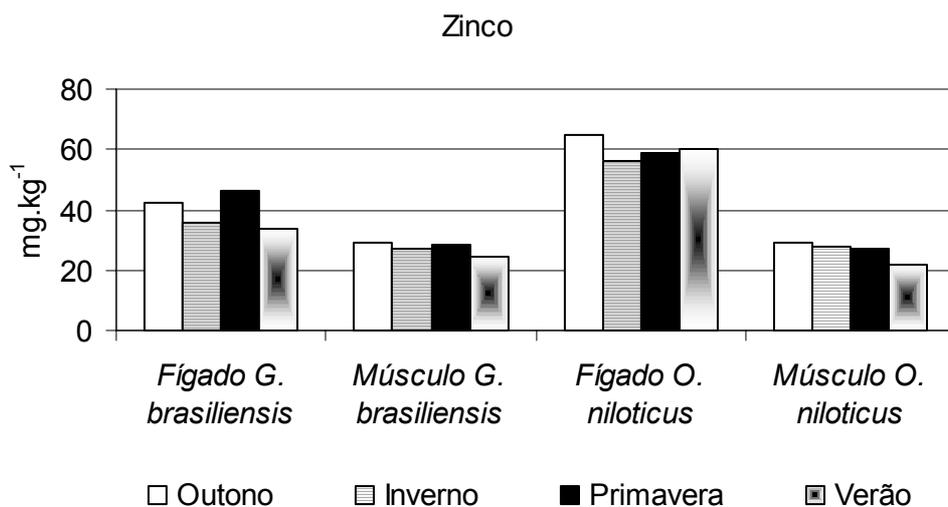


Figura 31: Concentração de zinco (peso seco), no fígado e músculo de *G. brasiliensis* e *O. niloticus*, no período de maio de 2001 a janeiro de 2002.

Segundo TAYLOR (1983) e MANCE (1990), a bioconcentração de metais em animais aquáticos, ocorre em águas de baixa dureza e alta temperatura. Portanto o valor não muito elevado das concentrações na maioria dos metais analisados nos peixes, pode ser em função da alta dureza da água.

Em relação à dieta das espécies, foi observada uma grande quantidade de matéria orgânica em decomposição, sedimento, fragmentos de peixes, insetos e algas unicelulares, nas análises do conteúdo estomacal de ambas as espécies estudadas. Isto fornece uma idéia da posição destas na coluna d' água. Talvez elas estejam forrageando além da coluna d' água e também no fundo, uma vez que há uma predominância de sedimento nas análises estomacais, indicando uma plasticidade no hábito alimentar destas espécies.

Quanto ao hábito alimentar de *G. brasiliensis* MAGALHÃES (1931), considera-o como um peixe iliófago, GUIMARÃES (1938) como larvófago, NOMURA & CARVALHO (1972), HITOSHI (1984), TAGLIANI (1989), HARTZ *et al.*, (2000) como onívoro, alimentando-se de crustáceos, copépodos, insetos (odonatos e megalópteros) e algas. Porém, o *G. brasiliensis* da lagoa Azul pode ser considerado como onívoro e iliófago, conforme análise do conteúdo estomacal, pois foram encontradas além de algas, insetos e restos de outros peixes, também bastante sedimento.

O hábito alimentar de *O. niloticus*, segundo MARTINS (1972), é fitoplanctônico, sendo então considerado herbívoro. Outros autores, como MILSTEIN

(1992), afirmam um hábito onívoro, fazendo parte de sua dieta além de plantas, zooplâncton e fitoplâncton, bem como, alimentos disponíveis no sedimento, corroborando as análises do conteúdo estomacal dos espécimes analisados. Ressaltando inclusive a presença de bastante sedimento, sendo portanto, além de onívoro, também considerado iliófago.

Segundo FERNANDES *et al.*, (1994), a concentração do metal contido na camada biologicamente ativa do sedimento, pode ser prontamente redissolvida na coluna d'água. Conseqüentemente, organismos em contato com o sedimento como o *G. brasiliensis* e *O. niloticus*, tendem a ter maior concentração, pois a absorção provém de ambas as vias, sedimento e água. Portanto o caráter onívoro e iliófago das espécies analisadas, conferem maior concentração dos metais zinco e manganês, uma vez que estes se apresentam em elevadas concentrações no sedimento.

A concentração dos metais no músculo foi similar entre as espécies, com valores maiores para manganês e zinco. Segundo RAND & PETROCELLI (1985), o músculo não é um tecido ativo para acumulação de metais pesados, justificando o baixo valor encontrado para este tecido. Para AMAZARRAY (1992), FERNANDES *et al.*, (1994) e ALBRECH (1996), o músculo também apresentou os menores valores.

Concentrações maiores de metais foram encontradas no fígado. Segundo RAND & PETROCELLI (1985), isto pode ocorrer em função deste órgão apresentar alta taxa metabólica e contribuir na excreção de xenobióticos. Uma outra hipótese segundo ROESIJADI & ROBINSON (1994) é a produção no fígado de metalotioneínas, proteínas com função de ligar metais bivalentes, que auxiliam na regulação dos metais essenciais e na detoxificação dos não essenciais. No fígado, entre os metais analisados, as maiores concentrações também foram para manganês e zinco em ambas as espécies.

5.3.5. Avaliação do Risco pelo Consumo das Espécies

Para avaliar o impacto causado pelos metais sobre a população humana, utilizou-se o método preconizado pela U.S.EPA, United States Environmental Protection Agency, supondo ingestão diária de 50 g de peixe por uma pessoa de 70 kg. Com base nestas premissas, foi calculada a Dose Ingerida (DI) estimada em

mg/kg.dia, não levando em conta o efeito antagônico ou sinérgico dos diferentes metais, nem de outras vias de exposição como inalação e contato dermal. Foi considerada apenas a concentração no músculo, por ser a parte comestível enfoque deste estudo, embora de acordo com a literatura ocorra maior afinidade de metais pelo fígado.

Os resultados obtidos, conforme tabela 2, foram comparados com as doses aceitáveis adotadas pela US.EPA, segundo FERNANDES *et al.*, (1994), pois o Ministério da Saúde através da resolução nº 18/75, estabelece apenas a quantidade de mercúrio em alimentos. Enquanto a Agência Nacional de Vigilância Sanitária, ANVISA, através da portaria nº 685/98 (BRASIL, 1998), estabelece limite somente para arsênio, chumbo, cádmio e mercúrio em alimentos.

Tabela 2: Concentração média dos metais em peso úmido no músculo de *Geophagus brasiliensis* e *Oreochromis niloticus* da lagoa Azul, Siderópolis, SC entre maio/2001 a janeiro/2002. A dose ingerida (DI), supondo ingestão diária de 50 g por uma pessoa de 70 Kg e a dose aceitável (DA) pela USEPA, segundo FERNANDES *et al.*, (1994).

Metais	Concentração (mg.kg ⁻¹ peso úmido)		D.A USEPA mg/dia	D. I (mg/dia)	
	<i>G. brasiliensis</i>	<i>O. niloticus</i>		<i>G. brasiliensis</i>	<i>O. niloticus</i>
Cr	0,07	0,07	0,35	0,0035	0,0035
Mn	1,97	1,60	14	0,09	0,08
Ni	0,09	0,08	1,4	0,004	0,004
Zn	10,6	8,7	14	0,53	0,43

Os resultados indicam valores de dose ingerida bastante inferiores em comparação aos apresentados como toleráveis pela US.EPA. Portanto, as espécies analisadas não propiciam, segundo estes critérios, risco aparente de contaminação por estes metais à população.

5.3.6. Fator de Bioconcentração (Fc)

O fator de bioconcentração é a relação entre a concentração do metal entre os compartimentos bióticos e abióticos (WIENER & GIESY, 1979; DALLINGER *et al.*, 1987 e REINFELDER *et al.*, 1998).

Segundo FERNANDES *et al.*, (1994), altas concentrações de metais nos músculos dos peixes, são detectadas apenas quando há elevada contaminação dos órgãos acumuladores e/ou do ambiente aquático. Por isso calcula-se o fator de bioconcentração e, quanto maior este fator, maior a disponibilidade do metal.

Na tabela 3 é apresentado o fator de bioconcentração do fígado em relação ao músculo e de ambos em relação à água (Fc F/M; F/A e M/A) para ambas as espécies analisadas. Para a obtenção deste fator foi considerada a lagoa como um só corpo, utilizando-se a média de cada metal obtida durante o período de estudo.

Tabela 3: Fator de bioconcentração dos metais no músculo em relação ao fígado e de ambos em relação à água, nas espécies de *Geophagus brasiliensis* e *Oreochromis niloticus* da lagoa Azul, Siderópolis, SC, durante o período de estudo maio/2001 a janeiro/2002 (F=fígado, M=músculo; A=água).

	Cr	Mn	Ni	Zn
Fc F/M <i>G. brasiliensis</i>	3	5	2	1
Fc F/M <i>O. Niloticus</i>	2	7	7	2
Fc M/A <i>G. brasiliensis</i>	-	1	6	389
Fc M/A <i>O. niloticus</i>	-	1	6	377
Fc F/A <i>G. brasiliensis</i>	-	7	13	563
Fc F/A <i>O. Niloticus</i>	-	9	42	856

O fator de bioconcentração do fígado em relação ao músculo variou de 1 a 5 vezes em *G. brasiliensis* e 2 a 7 vezes em *O. niloticus*, sendo semelhantes entre as espécies. Estes valores confirmam a maior concentração de metal no fígado. A relação músculo-água foi semelhante para ambas as espécies, sendo bastante elevada para o zinco. A relação fígado-água foi mais elevada para *O. niloticus* em todos os metais, com valores maiores também para o zinco em ambas as espécies.

Para ambas as espécies analisadas, o manganês apresentou o menor fator de bioconcentração nos tecidos em relação à água, enquanto o zinco apresentou o mais elevado. Este resultado indica uma maior incorporação de Zinco em relação aos demais, provavelmente pela maior associação deste ao carvão. Segundo FERNANDES *et al.*, (1994), fator de bioconcentração elevado, associado a uma maior ingestão de peixe, podem causar aumento na exposição da população a riscos de contaminação.

5.3.7. Análise Estatística referente aos dados do peixe

Para os peixes a análise de agrupamento mostra a existência de 4 grupos distintos, conforme definido pelo teste de nitidez dos grupos utilizando um limiar de probabilidade ($\alpha=0,1$). De acordo com este teste a probabilidade estabilizou em 0,107 valor maior que o α adotado, aceitando a hipótese nula (H_0) de que quatro grupos são nítidos.

De acordo com o dendrograma (figura 32), percebe-se que a divisão está fortemente baseada na distinção entre fígado e músculo, corroborando os dados da literatura, não importando a espécie analisada. O grupo 1 é formado pelo fígado de ambas as espécies. O grupo 2 apenas por uma amostra de fígado de acará no inverno, tal fato deve-se ao valor elevado obtido para Zn e Mn neste período. O grupo 3, músculo de ambas as espécies e grupo 4 músculo de ambas as espécies com uma fraca agregação de uma amostra de fígado do acará.

A análise da ordenação (figura 33), indica que as variáveis estão fortemente correlacionadas ao tipo de tecido analisado. A porcentagem de variação total representada nos eixos é de 93,98% no eixo I e 3,13% no eixo II. A tendência de agregação positiva das variáveis no eixo I é pelo zinco e negativa pelo manganês. Para o eixo II as unidades amostrais estão sendo influenciadas positivamente pelo cromo e negativamente pelo níquel. O teste de significância dos eixos de ordenação ($\alpha=0,1$) aponta significância, pois a curva estabilizou abaixo do α adotado.

O teste de aleatorização, utilizando um limiar ($\alpha = 0,05$), mostrou que entre as espécies analisadas e entre as estações do ano não há diferença significativa ($P>0,05$). Porém, entre fígado e músculo, ocorre diferença significativa ($P<0,05$), comprovando os resultados obtidos neste estudo.

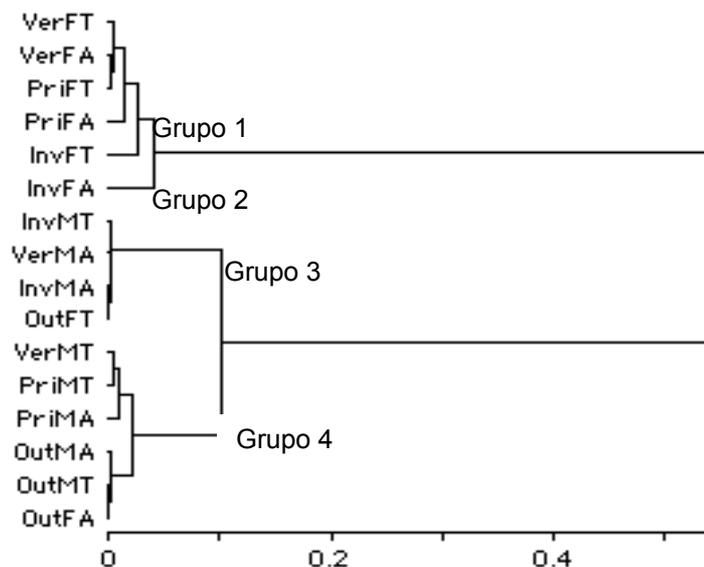


Figura 32: Dendrograma com os resultados dos peixes, mostrando o agrupamento obtido através de variância mínima (soma dos quadrados) baseada em distância euclidiana, entre unidades amostrais. As unidades amostrais estão descritas pela estação do ano OUT, INV, PRI, VER, pelos tecidos F, M (fígado e músculo) e pelas espécies A, T (acarú e tilápia).

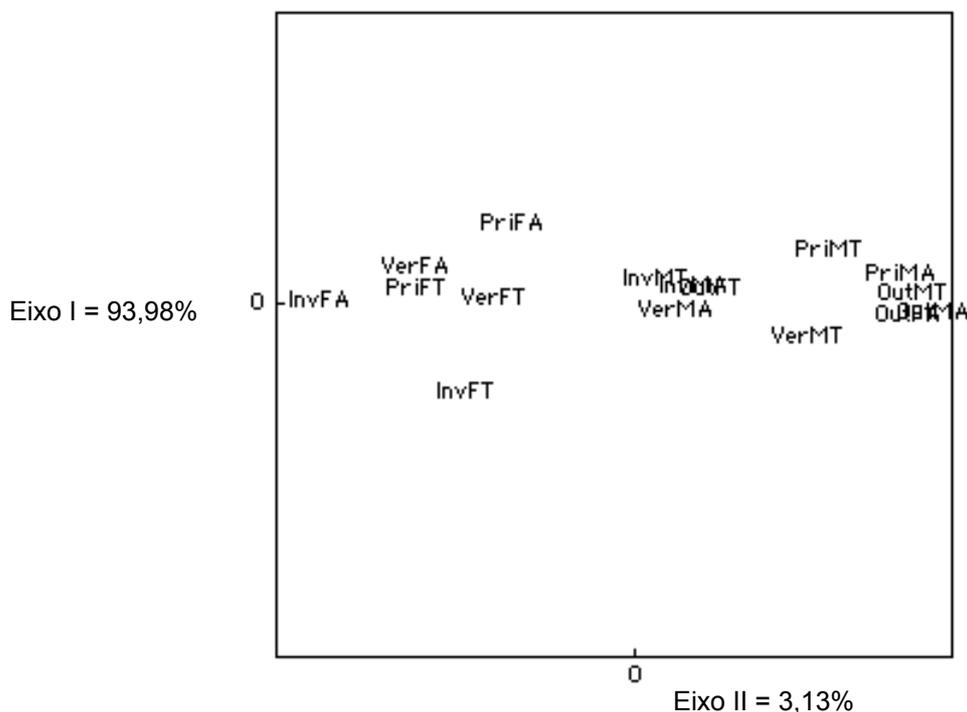


Figura 33: Diagrama de dispersão das unidades amostrais do peixe nos eixos I e II, obtidos por análise de coordenadas principais, com base em distância euclidiana. As unidades amostrais estão descritas pela estação do ano OUT, INV, PRI, VER; pelos tecidos F, M (fígado e músculo) e pelas espécies A, T (acarú e tilápia).

5.4. Percepção ambiental da população do entorno

Através de questionários aplicados junto à população do entorno da lagoa Azul, município de Siderópolis-SC, foi possível diagnosticar a condição sócio-econômica, bem como a interação da população com a lagoa. Os resultados obtidos são apresentados a seguir nas figuras 34 a 48.

Verifica-se que entre a população entrevistada, 60,71% são do sexo masculino e 39,29% do sexo feminino (figura 34).

Para atingir o objetivo, ou seja, avaliar a percepção ambiental, optou-se por entrevistar adultos (figura 35), onde 32,14% possuem de 20 a 30 anos; 26,79% 41 a 50 anos; 21,43% 51 a 60 anos e 19,64% 31 a 40 anos, percebe-se portanto um equilíbrio na distribuição das faixas-etárias.

Quanto ao grau de escolaridade (figura 36), observa-se que a maioria (98,21%) possui apenas o 1º grau, enquanto 1,79% possui o 2º grau. O baixo grau de escolaridade pode refletir na dificuldade de percepção quanto aos possíveis problemas ligados ao uso e ao manejo da referida lagoa.

De acordo com a figura 37, percebe-se a carência da população, pois a renda da maioria (83,91%) não ultrapassa 3 salários mínimos e apenas 16,09% recebe de 4 a 6 salários mínimos.

A maior parte (73,21%) utiliza a lagoa para banho (figura 38), sendo a frequência destes banhos (figura 39), 35,71% semanal; 21,43% mensal e 16,07% raramente, demonstrando assim uma grande interação entre a população e a lagoa.

Dentre os 73,21% que utilizam a lagoa para banho, 62,50% empiricamente, consideram a água limpa (figura 40) e uma pequena parcela (10,71%) considera a água poluída.

A pesca é praticada por 64,29% dos entrevistados (figura 41), sendo uma outra forma, bastante relevante de interação com a lagoa.

Dentre os que pescam é possível perceber que 7,86% pescam há pelo menos 8 anos (figura 42), 27,12% pescam de 4 a 7 anos e 29,31% há apenas 1 a 3 anos. Este tempo de pesca reflete o tempo de residência dos moradores no local.

A frequência da pesca pode ser observada na figura 43, com 26,79% semanal; 33,93% mensal e 3,57% raramente.

A arte de pesca mais utilizada (figura 44) é o caniço com 60,72%, seguido pelo covo com 3,57%, indicando uma pesca do tipo artesanal.

Quando perguntado sobre o surgimento dos peixes, 64,29% afirmam serem introduzidos (figura 45). Segundo eles, a introdução foi feita há aproximadamente dez anos em toda a região de Siderópolis, em um projeto entre a associação de moradores e a prefeitura daquele município. Afirmam também que na maioria das lagoas as espécies não sobreviveram. Tal fato pode ser explicado pela condição ácida da maioria das lagoas existentes neste município em função da mineração do carvão.

Entre os peixes (figura 46), o mais abundante é a tilápia (26,15%), seguido do acará (17,19%), bagre (12,28%) e carpa (8,67%).

A maioria da população (96,43%) sabe que a lagoa é decorrente de lavra de mineração de carvão abandonada (figura 47), embora 3,57% ainda pense que a mesma surgiu naturalmente, provavelmente este percentual é consequência da população chegada recentemente no local.

Quando questionado sobre o futuro da lagoa (figura 48), 12,50% preferem o aterramento da mesma; 19,64% prefere deixar como está e a maioria (67,86%) gostaria que a mesma fizesse parte de um parque municipal. Este resultado mostra a grande interação da população com a lagoa.

Após a análise destes resultados, percebe-se a importância de se respeitar os anseios da população, bem como, esclarecer eventuais problemas. O objetivo deste trabalho segue nesta direção e pretende avançar no sentido de buscar ao máximo o conhecimento em benefício e a serviço da qualidade de vida.

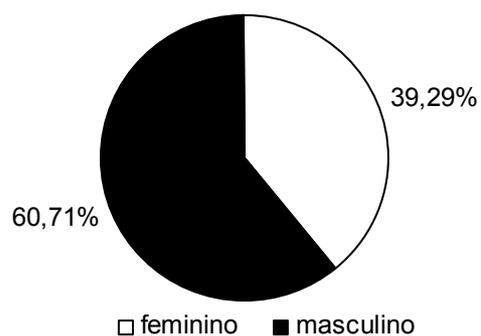


Figura 34: Sexo da população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.

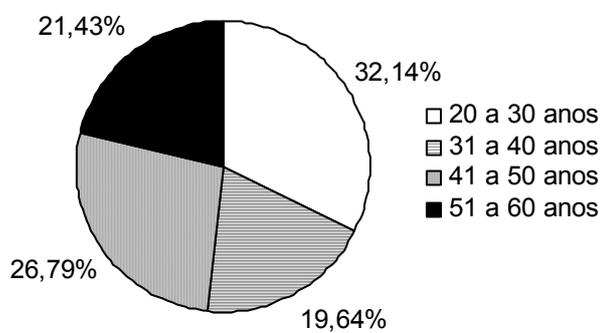


Figura 35: Idade da população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.

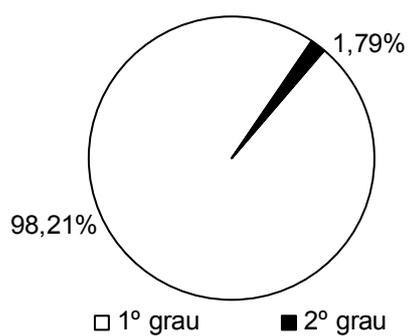


Figura 36: Grau de escolaridade da população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.

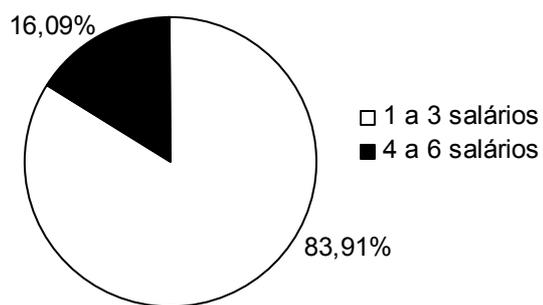


Figura 37: Renda familiar da população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.

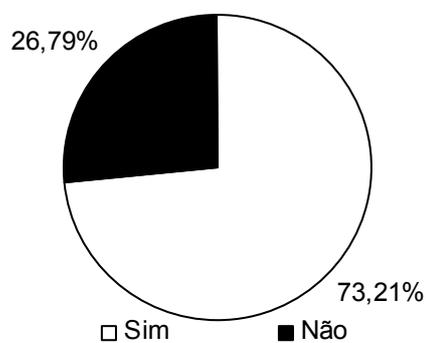


Figura 38: Utilização da lagoa para banho pela população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.

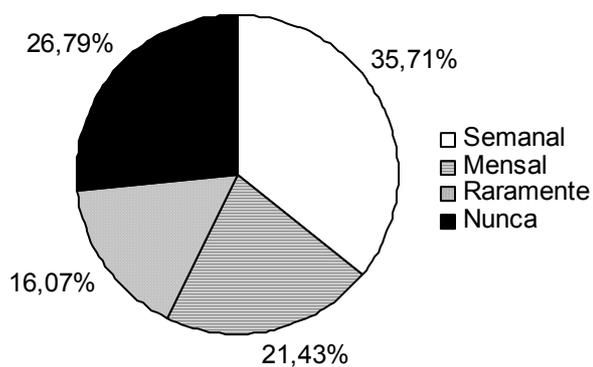


Figura 39: Frequência do banho pela população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.

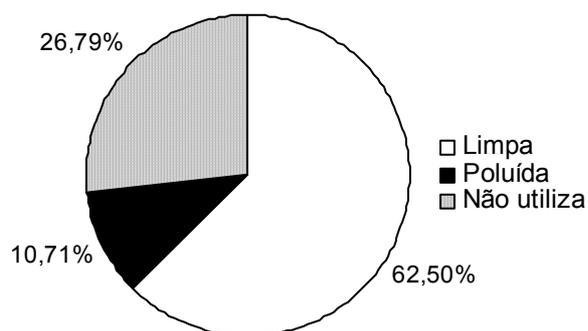


Figura 40: Consideração da água pela população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.

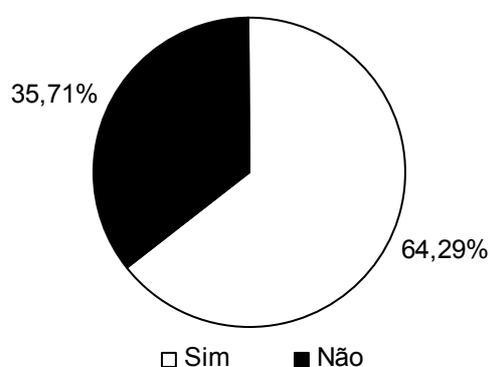


Figura 41: Utilização da lagoa para pesca pela população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.

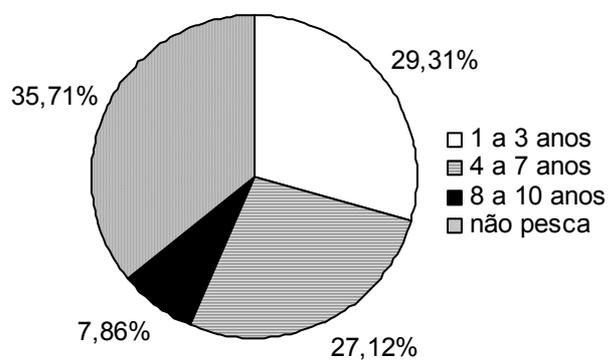


Figura 42: Tempo de pesca na lagoa pela população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.

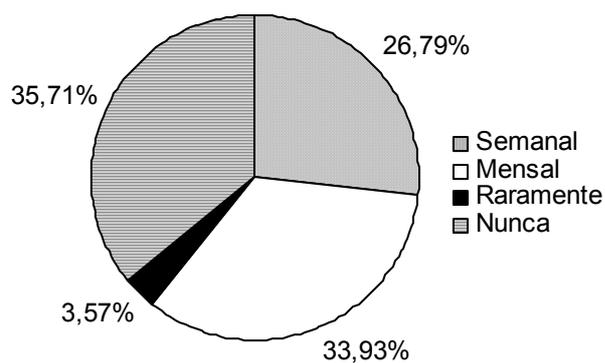


Figura 43: Freqüência de pesca pela população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.

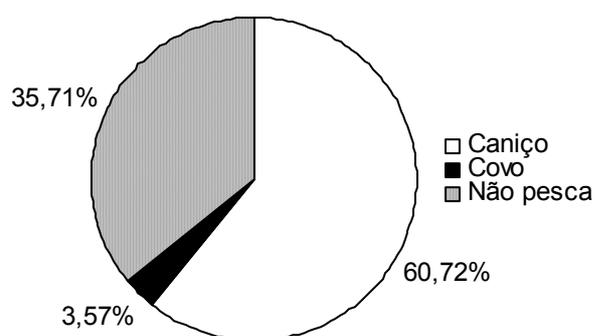


Figura 44: Arte de pesca utilizada pela população entrevistada no entorno da lagoa Azul, Siderópolis,SC.



Figura 45: Como surgiram os peixes na lagoa Azul, Siderópolis,SC.

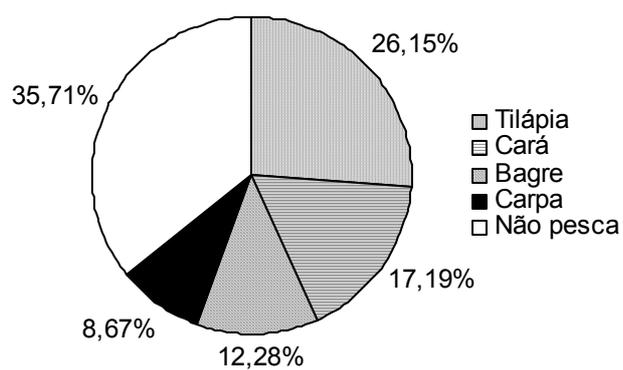


Figura 46: Qual a abundância dos peixes na lagoa Azul, Siderópolis,SC.

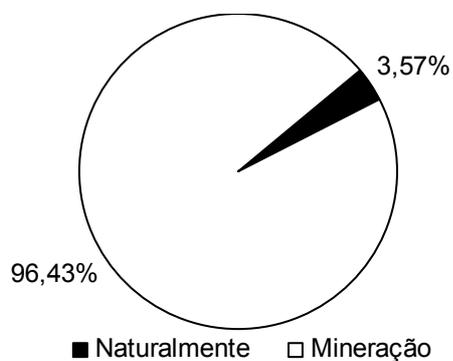


Figura 47: Como surgiu a lagoa Azul, Siderópolis,SC.

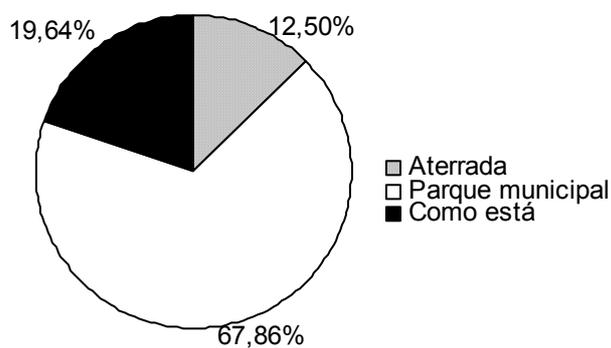


Figura 48: A lagoa Azul, Siderópolis,SC, deve ser.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Na água a ordem de concentração em relação a presença de metais foi: $Mn > Fe > Zn > Ni$, onde Fe, Mn e Ni encontram-se acima do indicado para a Classe 2 da Resolução CONAMA 20;
- No sedimento a concentração de metais apresentou a seguinte ordem decrescente de quantidade: $Fe > Mn > Cr > Zn > Ni$. Este compartimento encontra-se com as concentrações destes metais elevadas, em relação a locais não contaminados, exceto para o Ni;
- Entre as análises físicas e químicas, apenas o sulfato apresentou concentrações acima do indicado para a Classe 2 da Resolução CONAMA 20, corroborando o impacto da mineração do carvão;
- A dureza da água é bastante elevada, contribuindo para minimizar os efeitos de toxicidade para a biota;
- Os resultados confirmam a maior acumulação de metal no fígado em relação ao músculo, para ambas as espécies de peixes analisadas, indicando incorporação através da digestão e a importância do fígado no armazenamento destes elementos. Neste órgão a concentração para *G. brasiliensis* foi: $Zn > Mn > Cr > Ni$ e para *O. niloticus* foi: $Zn > Mn > Ni > Cr$.
- O músculo de ambas as espécies, apresenta concentrações de Mn elevadas, em relação a espécies onívoras de locais não contaminados. Para *G. brasiliensis* e *O. niloticus* a presença das concentrações de metais neste tecido foi: $Zn > Mn > Ni > Cr$.

- Não houve diferença significativa de contaminação por metais entre as espécies analisadas, nas diferentes estações do ano, conforme análise estatística.
- A estimativa da ingestão diária dos peixes capturados na lagoa, não propicia risco aparente de contaminação pelos metais analisados, indicando que as espécies encontram-se aptas para o consumo humano.
- Através do estudo de percepção ambiental com a comunidade do entorno, percebe-se uma estreita relação destes com a lagoa Azul, embora a falta de informação sobre a qualidade ambiental, possa interromper esta relação. Percebe-se também, uma grande carência sócio-econômica influenciando diretamente na desordenada ocupação do entorno.

Em relação à continuidade dos estudos:

- Este trabalho pode servir de referência em relação às concentrações de metais, oriundos de mineração de carvão, em água, sedimento e peixes, pois há uma grande carência de estudos nesta ênfase, motivo pelo qual foram citados trabalhos relativos a metais em peixes de outros ambientes, que não o de mineração de carvão. Baseado nisto, sugere-se mais estudos sobre este tópico, que é de importância bastante relevante.
- Seria importante analisar a concentração de metais em outros organismos da cadeia trófica, como algas, macrófitas, entre outros, pois estes podem refletir o movimento do contaminante dentro dos compartimentos e onde eles residem.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10005: **Lixiviação de resíduos**. Rio de Janeiro, 10 p. 1987a.

_____ NBR 10004: **Resíduos sólidos: classificação**. Rio de Janeiro, 63 p. 1987b.

_____ NBR 10006: **Solubilização de resíduos**. Rio de Janeiro, 2 p. 1987c.

ALBRECHT, M.P. **Bioacumulação de elementos-traço por peixes frente a diferentes graus de impacto ambiental**. 1996. 98f. Dissertação (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

ALLEN, S.E. **Chemical analysis of ecological materials**. 2. ed. London: Blackwell Scientific Publications, 1989. 368p.

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

APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: AWWA, 1998. 1530p.

AZEVEDO, P. de. **Principais peixes de águas interiores de São Paulo. Hábitos de vida**. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP, Instituto de Pesca da CPRM da Secretaria de Agricultura, 1972. 135 p.

BIDONE, D.E.; CASTILHOS, Z.C.; GUERRA, T. Integração dos estudos através de uma abordagem (sócio)-econômico-ambiental. In: **Carvão e Meio Ambiente**. Porto Alegre, Editora da Universidade/UFRGS, 2000. p.271-439.

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

BRANCO, S.M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 2 ed. São Paulo: CETESB, 1978. 620p.

BRASIL. Secretaria Especial do Meio Ambiente. Resolução CONAMA 20. **Diário Oficial da União**, Brasília, 30 jun.1986.

BRASIL.Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Portaria nº 685 de 27 de ago. de 1998. Regulamento técnico. Princípios gerais para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes químicos em alimentos.

Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, DF, 28 ago. 1998. n 165, p 28-29. Disponível em: <<http://www.anvisa.gov.br/legis/portaria/68598.htm>>. Acesso em: 17 jul. 2001.

CETESB, Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. Edmundo Garcia Agudo. São Paulo: CETESB, 1987. 150p.

CHEVREUIL, M.; CARRU, A. M.; CHESTERIKOFF, A.; BOET, P.; TALES, E.; ALLARDI, J. Contamination of fish from different areas of the river seine (France) by organic (PCB and pesticides) and metallic (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn) micropollutants. **Science of the Total Environment**. França, n. 162, p.31-42, 1995.

CYMERMAN, A.S.; KEMPERSB. A.J. Concentrations of heavy metals and plant nutrients in water, sediments and aquatic macrophytes of anthropogenic lakes former open cut brown coal/mines differing in stage of acidification. **The Science of the Total Environment**. n. 281, p.87-98, 2001.

DALLINGER, R.; PROSI, F.; SEGNER, H.; BACK H. Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. **Oecologia**. Berlin, n. 73, p.91-98, 1987.

DANG. Z.; LIU. C.; HAIGH. M. J. Mobility of heavy metals associated with the natural weathering of coal mine spoils. **Environmental Pollution**. n.118, p.419-426, September, 2001.

DNPM, Departamento Nacional de Produção Mineral. Controle de poluição hídrica decorrente da atividade de mineração / Programa de estudo de casos – **Diagnóstico da qualidade da água na bacia do Rio Araranguá**. Relatório final. 199p, 1986.

DNPM, Departamento Nacional de Produção Mineral. **Curso de controle da poluição na mineração: alguns aspectos**. 3. ed. Brasília: DNPM, 1987. 411p.

EASTWOOD. S.; COUTURE. P. Seasonal variations in condition and liver metal concentrations of yellow perch (*Perca fla_escens*) from a metal-contaminated environment. **Aquatic Toxicology**. Canadá, n.58, p.43-56, 2002.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1988. 575p.

FATMA, Fundação de Amparo à Tecnologia e ao Meio Ambiente. **Programa de conservação e recuperação ambiental da região sul de Santa Catarina: Fiorita/Mãe Luzia – Correção da Poluição do Sistema Hídrico**. Florianópolis, v. 2, 143p. 1984.

_____. ECP, Engenheiros Consultores e Projetistas. **Projeto E**. Florianópolis, 261p. 1982.

FERNANDES, H. M.; BIDONE, E. D.; VEIGA, L. H. S.; PATCHINEELAM, S. R. Heavy-metal pollution assessment in the coastal lagoons of Jacarepaguá. **Environmental Pollution**. Rio de Janeiro, v. 85, p.259-264, 1994.

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G.T.W. **Metal pollution in the aquatic environmental**. Berlin: Spriger-Verlag, 1981. 397p.

FUNDATEC, Fundação Universitária Empresa de Tecnologia e Ciências (Escola de Engenharia da UFRGS). **Relatório de impacto ambiental, centrais elétricas do sul do Brasil S.A.** Porto Alegre. 1987.

GIANOTTI, E. P. Contaminação das águas pelo zinco – a dureza da água como um fator de modificação da toxicidade do zinco a peixes. **Revista DAE**. São Paulo, vol.46, n. 145, p.187-208, 1986.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. **Methods for physical and chemical analysis of fresh waters**. Oxford: Blackwell Scientific Publication, 2º ed., 1978. 213p.

GUIMARÃES, J.R.A. **O acará *Geophagus brasiliensis* Quoy & Gaimard, 1823**. 1º Congresso nacional de pesca. Rio de Janeiro, n. 1, p.263-276, 1938.

HARTZ, S.M.; VERANI, J.R.; BARBIERI, G. Partilha de Recursos entre as Espécies de Ciclídeos (Teleostei, Perciformes) em uma Lagoa no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências**. Porto Alegre, vol. 8, n. 1, p.33-58, 2000.

HITOSHI, N. **Dicionário dos Peixes do Brasil**. Brasília: Editerra Editorial, 1984. 482p.

JALLEL TARIQ, M.; ASHRAF, M.; AFZAL, M. Pollution status of the Indus river, Pakistan, through heavy metal and macronutrient contents of fish, sediment and water. **Pergamon**. Paquistão, n. 6, p.1337-1344, 1996.

KIM, J.Y.; CHON, H.T. Pollution of a water course impacted by acid mine drainage in the Imgok creek of the Gangreung coal field, Korea. **Applied Geochemistry**. n. 16, p.1387-1396, 2001.

KOVCHOVDOVA, L.T.; SIMOKON, M.V. Heavy metals in the tissues of commercially important fish of Amurskii Bay, sea of Japan. **Russian Journal of Marine Biology**. vol. 28, n. 2, p.113-119, 2002.

KUNO, R.; FERNÍCOLA, N.A.G.G.; QUEIROZ, I.R.; BARROS, R. **O Conteúdo de Chumbo nos Peixes Consumidos pela População e os Efeitos para a Saúde**. CETESB, Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. Relatório Técnico. São Paulo, 13p. 1993.

LOPES, C. Projeto Técnico de Recuperação de Áreas Degradadas. **Gleba Lagoa Azul (Lotes 45, 52, 57 e 59)**. Companhia Siderúrgica Nacional, CSN e Universidade do Extremo Sul Catarinense, 63 p. 2000.

MACHADO, N.A.F.; RODRIGUEZ, M.T.R.; LEONARDI, S.M. Avaliação sedimentológica de uma área carbonífera. In: **Carvão e Meio Ambiente**. Porto Alegre, Editora da Universidade/UFRGS, 2000. p.554-594.

MAGALHÃES, A.C.de. **Monografia brasileira de peixes fluviais**. São Paulo: Graphicars Romiti, 1931. 260p.

MANCE, G. **Pollution threat of heavy metals in aquatic environments**. London: Elsevier Applied Science, 1990. 372p.

MARTINELLO, C.M. **Avaliação microbiológica e físico-química de lagoas ácidas na área de mineração de carvão a céu aberto**. 1998. 88f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola e do Ambiente)-Faculdade de Agronomia-Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

MARTINS, M.A.B. **Poluição e Piscicultura**. Plâncton-Generalidades e sua importância na alimentação dos peixes. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, USP, 1972. 110p.

MATTICE, J.S.; PORCELLA, D.B.; BROCKSEN. Sediment-water interactions affect assessments of metals discharges at electric utilities. **Water, Air and Soil Pollution**. Netherlands, n. 99, p.187-199, 1997.

MILSTEIN, A. Ecological aspects of fish species interactions in polyculture ponds. **Hydrobiologia**. USA, n. 231, p.177-186, 1992.

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

NOMURA, H.; CARVALHO, S.C.de. Biologia e número de rastros do acará, *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824). **Revista brasileira de biologia**. São Paulo, n. 32 (2), p.169-176, 1972.

NUSSEY, G.; VAN VUREN, J.H.J.; PREEZ, H.H. Effect of copper on the haematology and osmoregulation of the Mozambique tilapia, *Oreochromis mossambicus* (Cichlidae). **Comp. Biochem. Physiol.** África do sul, n. 3, p.369-380, 1995.

PFADENHAUER, R.S.; WINKLER, S. **Estudos sobre a problemática ecopaisagística das áreas de deposição de mineração**. Curso de pós-graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul e Fundação de Amparo a Tecnologia e Meio Ambiente. Porto Alegre, p. 241-269, 1978.

PILLAR, V.D.P.; ORLÓCI, L. On randomization testing in vegetation science: Multifactor comparison of relevé groups. **Journal of Vegetation Science**. Uppsala, n.7, p.585-592, 1996.

PILLAR, V.D.P. Multivariate exploratory analysis and randomization testing with MULTIV. **Coenoses**. Gorizia, n.12, p.145-148, 1997.

PILLAR, V.D.P. How sharp are classifications. **Ecology**. Washington, DC, n.80, v.8, p.2508-2516, 1999a.

PILLAR, V.D.P. The bootstrapped ordination re-examined. **Journal of Vegetation Science**. Uppsala, n.10, p.895-902, 1999b.

PILLAR, V.D.P. MULTIV: Aplicativo para análise multivariada e testes de hipóteses. Departamento de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2000.

RAND, G.M.; PETROCELLI, S.R. **Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications**. Washington: Hemisphere Publishing Corporation, 1985. 656p.

RAYA-RODRIGUEZ, M.T.; MACHADO, N.A.F.; LEONARDI, S.M.; PELLINI, G.F.; ABEL, L.; PEDROZO, C.; BRUSCHI, Jr.W.; FONSECA, O.M.; OLIVEIRA, M.E.; ATZ, V.L. Parâmetros físicos e químicos das águas superficiais e avaliação da atividade bacteriana em ambientes lóticos receptores da drenagem de mineração de carvão. In: **Carvão e Meio Ambiente**. Porto Alegre, Editora da Universidade, 2000. p.492-553.

REINFELDER, J. R.; FISHER, N.S.; LUOMA, S.N.; NICHOLS, J.W.; WANG, W.X. Trace element trophic transfer in aquatic organisms: A critique of the kinetic model approach. **Science of the Total Environment**. USA, n. 219, p.117-135, 1998.

ROESIJADI, G.; ROBINSON, W.E. Metal regulation in aquatic animals: mechanisms of uptake, accumulation, and release. **Aquatic Toxicology**. USA, n. 102, p.125-133, 1994.

SANCHES, J.C.D.; FORMOSO, M.L.L. Utilização do carvão e meio ambiente. **Boletim Técnico**. Porto Alegre, n.20, 34p, 1990.

SANTA CATARINA, Secretaria de Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Diretoria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos; AMREC, Associação de Municípios da Região Carbonífera; UNESCO, Universidade do Extremo Sul Catarinense. **Plano básico de desenvolvimento ecológico-econômico, PBDEE**. Florianópolis, IOESC, 628p. 1997.

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

SPRY, D.J.; WIENER, J.G. Metal bioavailability and toxicity to fish in low alkalinity lakes: a critical review. **Environmental Pollution**. v.71, p.243-304, 1991.

TAGLIANI, P. R. A. **Respostas respiratórias do acará *Geophagus brasiliensis* a hipoxia ambiental**. 1989. 105f. Dissertação (Mestrado em Biologia). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

TAYLOR, D. The significance of the accumulation of cadmium by aquatic organisms. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. London, n.7, p.33-42, 1983.

TOMA, H.E. Bioinorgânica – os elementos inorgânicos em sistemas biológicos. **Revista Ciência e Cultura**. São Paulo, v. 37, n. 1, p.1-15, 1985.

US.EPA, Environmental Protection Agency. Guidance for Assessing Chemical Contamination Data for Use in Fish Advisories: **Fish Sampling and Analysis**. 2th ed. EPA 823-R-95-007. Office of Science and Technology. Washington, DC, vol. 1, September, 1995a.

US.EPA, Environmental Protection Agency. Guidance for Assessing Chemical Contamination Data for Use in Fish Advisories: **Risk Communication**. EPA 823-R-95-001. Office of Science and Technology. Washington, DC, vol.4, March, 1995b.

US.EPA, United States Environmental Protection Agency. Risk Assessment Guidance for Superfund: **Human Health Evaluation Manual**. Washington, DC, vol.1, 1989.

WIENER, J.G.; GIESY Jr. J.P. Concentrations of Cd, Cu, Pb and Zn in fishes in a Highly Organic Softwater Pond. **Environmental Sciences Division**. França, n. 1309, p.270-279, 1979.

VAZ, P.A.B.; MENDES,M. Meio ambiente e mineração. **Revista de Tecnologia e Ambiente**. Criciúma, v.3, n.1, p.55-67, 1997.

VELASQUES, I. L. F.; SANBERG, J. R. D.; PAESE, S. **Recuperação de Áreas Mineradas de Carvão a Céu Aberto**. Porto Alegre: Departamento do Meio Ambiente, 17p. Trabalho apresentado no Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiente, Camboriú, 1983.

ZANARDI Jr., V.; PORTO, M.L. Avaliação do sistema de lagoas em área de mineração de carvão a céu aberto: metais pesados na água, plantas e substrato. **Boletim do Instituto de Biociências**. Porto Alegre, n.49, p.1-83, 1991.

ZIM-ALEXANDRE, N. Influência da mineração do carvão na qualidade das águas superficiais–revisão bibliográfica. **Revista Tecnologia e Meio Ambiente**. Criciúma, v.2, n.1, p.53-61, 1996.

8. APÉNDICE

Apêndice 1: Dados meteorológicos de maio de 2001 a janeiro de 2002, fornecidos pela Estação Agrometeorológica da EPAGRI/Urussanga, SC.

Meses	Precipitação (mm)	Temperatura Média (°C)	
		Máxima	Mínima
Maio	111	23,0	13,1
Junho	80,7	23,4	11,7
Julho	163	22,6	10,1
Agosto	194	22,0	14,7
Setembro	33	25,9	14,1
Outubro	220	27,4	16,1
Novembro	198	28,2	17,6
Dezembro	143	28,3	18,2
Janeiro	166	30,3	20,0

Apêndice 2: Resultado das análises de água da lagoa Azul, Siderópolis, SC, no outono (11/05/01), inverno (03/08/01), primavera (02/11/01) e verão (06/01/02).

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
	530	536	496	380
Dureza (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	466	453	426	382
	405	409	370	424
	404	422	408	356
Média	451	455	425	385
	764	756	729	617
Condutividade (µS/cm) (a 20°C)	685	682	673	605
	685	689	652	665
	688	704	646	569
Média	705	708	675	614
	9,3	9,3	8,9	4,2
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	8,8	9,2	9,1	3,0
	7,8	7,8	7,8	2,8
	8,3	8,4	8,3	3,0
Média	8,6	8,7	8,5	3,2
	96,2	98,2	94,0	44,4
Saturação de oxigênio (%)	89,2	93,2	92,2	30,4
	85,8	85,8	87,5	31,4
	94,9	99,8	98,6	35,6
Média	91,5	94,2	93,1	35,4

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
pH	5,6	5,7	6,2	6,6
	7,0	7,1	7,1	6,9
	7,1	7,0	7,2	7,0
	7,0	6,9	7,0	6,9
Média	6,7	6,7	6,9	6,9
Sulfato (mg.L ⁻¹)	593	590	530	385
	457	437	397	325
	363	362	315	331
	400	400	377	283
Média	453	447	405	331
Temperatura água (°C)	17,0	18,0	18,0	18,0
	16,0	16,0	16,5	16,5
	20,0	20,0	21,0	21,0
	22,0	24,0	24,0	24,0
Média	18,8	19,5	19,9	19,9
Turbidez (NTU)	6,1	5,2	3,7	8,9
	1,9	2,6	3,7	4,4
	2,7	3,4	3,1	6,1
	2,1	1,3	1,2	4,0
Média	3,2	3,1	2,9	5,9
Cromo (mg.L ⁻¹)	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Média	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Ferro (mg.L ⁻¹)	0,19	0,29	0,17	0,95
	0,05	0,26	0,38	0,49
	0,42	1,10	0,41	2,10
	0,14	0,08	0,14	0,26
Média	0,20	0,43	0,28	0,95
Manganês (mg.L ⁻¹)	9,85	9,85	8,30	0,30
	4,95	4,68	4,00	0,20
	3,40	3,50	2,03	1,75
	3,42	3,62	3,30	0,17
Média	5,40	5,41	4,40	0,60

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Níquel (mg.L ⁻¹)	0,10	0,10	0,09	0,02
	0,05	0,05	0,04	0,02
	0,03	0,03	0,03	0,03
	0,04	0,04	0,03	0,02
Média	0,05	0,05	0,05	0,02
Zinco (mg.L ⁻¹)	0,17	0,17	0,13	0,08
	0,08	0,08	0,07	0,05
	0,05	0,05	0,03	0,03
	0,05	0,06	0,04	0,03
Média	0,09	0,09	0,07	0,05

Apêndice 3: Resultado das análises de sedimento da lagoa Azul, Siderópolis, SC, no outono (11/05/01) e verão (06/01/02).

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Condutividade (µS/cm)	217	299	252	127
	248	302	289	142
Média	232	300	270	134
pH	4,5	5,9	4,6	6,3
	5,0	6,1	5,0	6,5
Média	4,8	6,0	4,8	6,4
Cromo (mg.kg ⁻¹)	210	300	340	300
	220	280	320	350
Média	215	290	330	325
Ferro (mg.kg ⁻¹)	78.600	130.000	174.000	124.000
	92.300	148.900	185.730	193.540
Média	85.450	139.450	179.865	158.770
Manganês (mg.kg ⁻¹)	2.380	2.800	1.820	1.980
	2.510	2.060	1.480	1.820
Média	2.445	2.430	1.650	1.900
Níquel (mg.kg ⁻¹)	20	45	40	30
	30	60	60	40
Média	25	52	50	35
Zinco (mg.kg ⁻¹)	130	340	290	70
	150	310	300	30
Média	140	325	295	50

Apêndice 4: Análise do lixiviado obtido nos estéreis da encosta da lagoa Azul, Siderópolis, SC. Teste de lixiviação.

Parâmetros	Concentração ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Bário	97
Cádmio	< 16,0
Chumbo	< 40,0
Cromo	< 40,0
Mercúrio	< 0,30
Prata	< 0,90
Fluoreto	100

Apêndice 5: Análise do solubilizado obtido nos estéreis da encosta da lagoa Azul, Siderópolis, SC. Teste de solubilização.

Parâmetros	Concentração (mg.L^{-1})
Alumínio	1,33
Bário	< 0,016
Cádmio	< 0,010
Chumbo	< 0,040
Cobre	< 0,010
Cromo	< 0,040
Ferro	< 0,020
Manganês	0,130
Mercúrio	< 0,0003
Prata	< 0,009
Sódio	0,134
Zinco	< 0,010
Cianeto	< 0,015
Cloreto	38,4
Dureza	30,2
Fenóis	< 0,001
Fluoreto	< 0,10
Nitrato	5,29
Nitrito	0,09
Sulfato	41,1
Surfactantes	< 0,05

Apêndice 6: Concentração de metais em fígado e músculo de *Geophagus brasiliensis* e *Oreochromis niloticus* da lagoa Azul, Siderópolis, SC, no outono (11/05/01), inverno (03/08/01), primavera (02/11/01) e verão (06/01/02).

Coletas/ Tecido	<i>G. brasiliensis</i> (mg.kg ⁻¹)				<i>O. niloticus</i> (mg.kg ⁻¹)			
	Cr	Mn	Ni	Zn	Cr	Mn	Ni	Zn
Out. Fígado	0,05	3,86	0,22	42,2	0,38	16,8	0,53	64,5
Inv. Fígado	0,41	43,1	1,04	35,8	0,37	38,0	4,21	56,5
Pri. Fígado	1,78	27,0	0,52	46,2	0,73	48,6	1,21	58,6
Ver. Fígado	0,27	28,8	0,27	33,5	0,31	37,7	0,85	60,0
Média	0,63	25,7	0,51	39,4	0,45	35,3	1,70	59,9
Out. Músculo	0,02	2,28	0,10	29,0	0,10	2,58	0,13	29,1
Inv. Músculo	0,21	7,78	0,26	27,2	0,36	9,24	0,35	27,7
Pri. Músculo	0,46	2,62	0,27	28,5	0,31	3,94	0,09	26,8
Ver. Músculo	0,08	7,55	0,29	24,3	0,07	3,60	0,37	22,0
Média	0,19	5,06	0,23	27,2	0,21	4,84	0,23	26,4

Obs: Valores em peso seco.

Apêndice 7: Questionário aplicado à população do entorno da lagoa Azul, Siderópolis, SC.

1. Entrevistado: Feminino Masculino
2. Idade: 20 a 30 31 a 40 41 a 50 51 a 60 61 a 80
3. Escolaridade: 1º grau 2º grau 3º grau outros
4. Renda: 1 a 5 salário 5 a 10 salário 10 a 15 salário outros
5. Utilizam a lagoa para banho: Sim Não
- 5.1. Frequência: diária semanal mensal raramente outros
- 5.2. Considera a água: limpa poluída
6. Utiliza a lagoa para pesca: sim não
- 6.1. Há quanto tempo: 1 a 3 anos 4 a 7 anos 8 a 10 anos não pesca
- 6.2. Frequência: diária semanal mensal raramente outros
- 6.3. Arte de pesca: caniço covo tarrafa rede
- 6.4. Como surgiram: naturalmente introduzidos outros não sabe
- 6.5. Qual peixe mais abundante?
7. Surgimento da lagoa: natural mineração não sabe outros
8. A lagoa dever ser: Aterrada Parque municipal Como está não sabe