

**Universidade do Extremo Sul Catarinense
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais**

**EFEITOS DA CONCENTRAÇÃO DE Zn E Mn NOS EFLUENTES DA
EXPLOTAÇÃO DE CARVÃO NA ANATOMIA DE *Typha domingensis* Pers.
(TYPHACEAE)**

Micheli de Freitas

**Orientador:
Prof. Dr. Jairo José Zocche**

**Criciúma, SC.
2007**

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**EFEITOS DA CONCENTRAÇÃO DE Zn E Mn NOS EFLUENTES DA
EXPLOTAÇÃO DE CARVÃO NA ANATOMIA DE *Typha domingensis* Pers.
(TYPHACEAE)**

Micheli de Freitas

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul Catarinense para obtenção do Título de Mestre em Ciências Ambientais

Área de concentração:
Ecologia e Gestão de Ambientes Alterados

Orientador:
Prof. Dr. Jairo José Zocche

Criciúma, SC
2007

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Professor Dr. Jairo José Zocche, que não mediu esforços, quanto sua dedicação, empenho, ensinamentos e experiências, durante o desenvolvimento deste estudo.

A minha família pelo apoio prestado, em especial a minha mãe que mesmo “longe” está perto, me dando força e ao Jaime que sempre esteve torcendo pelo meu sucesso.

A professora Dr^a. Karin Esemann de Quadros, pela sua amizade e dedicação na colaboração dos trabalhos anatômicos.

Ao professor Dr. Álvaro Back pelas explicações e apoio nos trabalhos estatísticos.

Ao Laboratório de Botânica da FURB pelo acesso a realização das análises anatômicas, em especial a bióloga Beta e Ana Paula, e principalmente ao acadêmico Morilo Rigon, pelo grande auxílio nas leituras dos trabalhos anatômicos.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia de Paisagem da Unesc, Polliana, Alex, Fernando (tomate) e Samuel pela amizade e pelo auxílio nos trabalhos.

Ao professor Francisquez, pelo incentivo, companheirismo e grande aprendizado que me proporcionou.

À Paula, pela amizade e ajuda durante as disciplinas.

À minha grande amiga Elisandra, pela especial amizade nos últimos anos de convivência.

As Empresas Rio Deserto Ltda., pela disponibilização da área para os estudos.

Ao Sindicato da Indústria de Extração de Carvão do Estado de Santa Catarina (SIECESC) pela concessão de bolsa de mestrado.

E a todos que de alguma maneira contribuíram para a realização desse estudo.

RESUMO

Foram realizados estudos, com o objetivo de investigar a relação entre a ocorrência de modificações anatômicas em *Typha domingensis* Pers. e a concentração de metais pesados (manganês e zinco), na água e no sedimento de uma bacia de decantação de efluentes da mineração e beneficiamento de carvão. A área estudada localiza-se no município de Siderópolis, SC, S 28°35' e W 49° 25'. As coletas de sedimento, água, raízes, caules e folhas (n = 8) foram realizadas em uma bacia de decantação de efluentes no Lavador da Mina do Trevo e em uma área sem influência da mineração, localizada em São Martinho Baixo a aproximadamente 05 km da área minerada. O conteúdo disponível de Mn e Zn no sedimento, dissolvido na água e total nas raízes, caules e folhas foram determinados por meio espectrofotometria de absorção atômica, com uso de forno de grafite a partir da extração a frio com HNO₃ (0,1 N) e digestão total a quente com HNO₃ suprapuro, respectivamente. As características quali-quantitativas anatômicas foram obtidas a partir da análise das lâminas histológicas com o uso de microscopia de luz. Os dados de concentração de metais, nos diferentes compartimentos e as características anatômicas foram submetidos à análise estatística univariada, análise de variância ANOVA I e análise de correlação de Pearson (r). A significância estatística entre as diferenças verificadas, foi avaliada por meio do teste "t" e do teste SNK (Student-Newman-Keuls-Test) $P \leq 0,05$ e $0,01$. Os valores de concentração média de Mn e Zn foram comparados com as médias mundiais propostas pela literatura. Mn e Zn foram detectados em concentrações mais elevadas na área minerada do que na área controle no compartimento água, enquanto que no sedimento, apenas o Zn foi detectado em concentrações superiores na área minerada. Ambos metais apresentaram-se em concentrações mais elevadas no sedimento do que na água em ambas as áreas. *Typha domingensis* concentrou Zn em valores mais elevados na raiz, enquanto Mn nas folhas. Evidenciou ainda, concentrações mais elevadas de Zn na área minerada do que na área controle, apresentando também, correlação positiva estatisticamente significativa entre a concentração de Zn na água e em seus tecidos, na área minerada. A espécie estuda apresentou redução no número de pólos de protoxilema das raízes, no diâmetro radial do feixe vascular e no diâmetro tangencial do elemento de vaso do metaxilema das folhas, assim como, aumento na espessura do parênquima paliçádico foliar na área minerada, em função da presença de metais pesados, especialmente o Zn. Comportou-se como espécie concentradora de metais pesados, apresentando potencial para o uso em banhados biológicos construídos para fitorremediação de drenagem ácida de mina.

ABSTRACT

This study aimed at investigating the relation between the occurrence of anatomic modifications in *Typha domingensis* Pers. and the concentration of heavy metals (Mn and Zn) in the water and sediment of a decantation basin of mining effluents and coal beneficiation. The study area is located in Siderópolis, SC, S 28°35' e W 49° 25'. The collect of sediment, water, roots, stems and leaves (n+8) was performed in an effluent decantation basin in Mina do Trevo Coal Washer and in an area free of mining influence, located in São Martinho Baixo, around 5 km far from the mining area. The available contents of Mn and Zn in the sediment, dissolved in water and total in the roots, stems and leaves were determined by Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrophotometry (GFAAS) with cold HNO₃ (0,1N) and hot digestion with HNO₃ suprapur, respectively. The quali-quantitative anatomic characteristics were obtained through the analysis of the histological cross section with the use of light microscopy. The data regarding the concentration of metals in the different compartments and the anatomic characteristics were submitted to the univariate statistical analysis, ANOVA I (analysis of variance) and Pearson correlation analysis (r) methods. The statistical significance between the differences verified was evaluated by means of the t-test and the Student-Newman-Keuls-Test P < 0,05 e 0,01. The average values of Mn and Zn were compared to the average rates proposed in the literature world wide. The levels of both Mn and Zn in water compartment showed to be higher in the mining area in comparison to the control area, while only Zn presented higher concentration in the sediment of the mining area. In both areas, the two metals presented concentrations that were higher in the sediments than in the water. *Typha domingensis* concentrated higher levels of Zn in the root and of Mn in the leaves. Moreover it evidenced higher concentration of Zn in the mining area than in the control area, also showing statistically significant positive correlation between Zn concentration in water and in its tissues in the mining area. The species studied demonstrated a decrease in the number of protoxylem poles in the roots, in the radial diameter of the vascular bundle and in the tangential diameter of the vessel element of the metaxylem of leaves, as well as an increase in the thickness of the foliar palisade parenchyma in the mining area, due to the presence of heavy metals, specially Zn. It showed to be a heavy metal-accumulating species, offering potential for its use in biological wetlands built for the phytoremediation of acid mine drainage.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Localização do município de Siderópolis, coordenadas S 28°35' e W 49° 25' e da área de estudos entre as coordenadas: N 6.837.000 – 6.836.000 e E 650.500 – 652.500. Em destaque no centro da fotografia aérea, na cor preta, o último corte da mineração a céu aberto, no Campo Vila Funil, denominado de Língua do Dragão, onde se localiza o lavador da Mina do Trevo. Fonte: Programa de recuperação ambiental da Bacia Carbonífera de Santa Catarina (2002).....15
- Figura 2 - Perfil esquemático do fluxo superficial e sub-superficial da água junto ao Campo Vila Funil. Fonte: Smanioto 2004.....18
- Figura 3 - Croqui demonstrativo da compartimentação da Língua do Dragão, Campo Vila Funil. Na cor verde área de 11 ha em processo de recuperação. Fonte: Smanioto 2004.....19
- Figura 4 - Perfil esquemático do preenchimento de parte da Lagoa 02 e reconstrução do solo junto à área de 11 ha em processo de recuperação no Campo Vila Funil. Fonte: Smanioto (2004).....20
- Figura 5 - Detalhe de parte da lagoa 03. Em primeiro plano à direita, se observa a transparência da água, além da presença de macrófitas aquáticas.....20
- Figura 6 - Detalhe da bacia de finos. Ao fundo draga removendo finos para as margens.....21
- Figura 7 - Detalhe da bacia de decantação. Ao fundo aglomerado de *T. domingensis* que cresce espontaneamente na margem da lagoa.....21
- Figura 8 - Detalhe da bacia de precipitação. Ao fundo detalhe da adição de soda caustica e cal.....22
- Figura 9 - Detalhe da bacia de captação de água para o lavador da Mina do Trevo.....22
- Figura 10 - Bacia de decantação, com destaque de aglomerado de *T. domingensis* que cresce espontaneamente na margem.....23
- Figura 11 - Ao fundo em segundo plano, detalhe do banhado coberto por *T. domingensis* (área controle), circundado pelo campo antrópico, sobre a planície de inundação de um dos tributários do rio Mãe Luzia, localidade de São Martinho Baixo, Siderópolis SC.....24
- Figura 12 - Detalhe do banhado coberto por *T. domingensis* na área controle.....24
- Figura 13 – Croqui demonstrativo da localização dos pontos de coleta de *T. domingensis*, água e sedimento na área controle. Em amarelo, transecção de 40 metros sobre a qual foram distribuídos os 8 pontos de coletas. Fonte Google Earth.....27

Figura 14 – Croqui demonstrativo da localização dos pontos de coleta de *T. domingensis*, água e sedimento na área minerada. Circulado em amarelo, o local de disposição das 4 transecções sobre as quais foram distribuídos os 8 pontos de coletas. Fonte Google Earth.....27

Figura 15 A – F - Seções transversais da raiz de *Typha domingensis* Pers. A, C, E: Área Controle. B, D, F: Área Minerada A-B: vista geral do córtex e cilindro vascular. C-D: Detalhe do cilindro vascular e córtex. E-F: detalhe dos pólos de protoxilema (PX), metaxilema (MX), periciclo (P), endoderme (E), córtex (C), medula (M) e lacunas (L). A-B: 60 μm . C-D: 30 μm . E-F: 10 μm52

Figura 16 A – H - Seções transversais da folha de *Typha domingensis* Pers. A, C, E, G: Área Controle. B, D, F, H: Área Minerada. A-B: Vista geral. C-D: Lado plano. E-F: Lado convexo. G-H: feixe vascular. Xilema (X), floema (F), bainha do feixe (B), parênquima (P), lacuna (L), diafragma (D). A-B: 60 μm . C-F: 30 μm . G-H: 10 μm 56

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 - Valor médio do potencial hidrogeniônico (pH) da água da bacia decantação de efluentes do beneficiamento de carvão do Lavador da Mina do Trevo, extraído da série histórica de monitorado efetuado pela Empresa Rio Deserto no ano de 2005 (n = 11) e valor médio medido março/2006 (n = 3) no momento das coletas neste corpo d'água e no corpo d'água da área controle na localidade de São Martinho Baixo, Siderópolis, SC.....31
- Tabela 2 - Parâmetros estatísticos referentes ao conteúdo dissolvido de Zn e Mn (mg.L^{-1}) na água do corpo d'água da área controle (n = 8), localidade de São Martinho Baixo e da área minerada (n = 8), bacia de decantação de efluentes do beneficiamento de carvão do Lavador da Mina do Trevo, Siderópolis, SC.....34
- Tabela 3 - Parâmetros estatísticos referentes ao conteúdo trocável de Zn e Mn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nos sedimentos do corpo d'água da área controle (n = 8), localidade de São Martinho Baixo e da área minerada (n = 8), bacia de decantação de efluentes do beneficiamento de carvão do Lavador da Mina do Trevo, Siderópolis, SC.....36
- Tabela 4 - Significância estatística entre as diferenças de concentração média de metais no sedimento ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e na água ($\mu\text{g.L}^{-1}$) coletadas no corpo d'água da área controle (n = 8), localidade de São Martinho Baixo e da área minerada (n = 8), bacia de decantação de efluentes do beneficiamento de carvão do Lavador da Mina do Trevo, Siderópolis, SC, determinada por meio do Student test ($P \leq 0,05$).....39
- Tabela 5 - Parâmetros estatísticos referentes ao conteúdo total de Zn e Mn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nos tecidos das raízes de *Typha domingensis* Pers. coletadas no corpo d'água da área controle (n = 8), localidade de São Martinho Baixo e da área minerada (n = 8), bacia de decantação de efluentes do beneficiamento de carvão do Lavador da Mina do Trevo, Siderópolis, SC..... 41
- Tabela 6 - Parâmetros estatísticos referentes ao conteúdo total de Zn e Mn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nos tecidos dos caules de *Typha domingensis* Pers. coletadas no corpo d'água da área controle (n = 8), localidade de São Martinho Baixo e da área minerada (n = 8), bacia de decantação de efluentes do beneficiamento de carvão do Lavador da Mina do Trevo, Siderópolis, SC.....42
- Tabela 7 - Parâmetros estatísticos referentes ao conteúdo total de Zn e Mn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nos tecidos das folhas de *Typha domingensis* L. coletadas no corpo d'água da área controle (n = 8), localidade de São Martinho Baixo e da área minerada (n = 8), bacia de decantação de efluentes do beneficiamento de carvão do Lavador da Mina do Trevo, Siderópolis, SC.....44
- Tabela 8 - Significância estatística entre a concentração média de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nas raízes, caules e folhas de *T. domingensis* Pers. coletadas no corpo d'água da área controle (n = 8), localidade de São Martinho Baixo e da área minerada (n = 8), bacia de decantação de efluentes do beneficiamento de carvão do Lavador da Mina

do Trevo, Siderópolis, SC, determinadas por meio de ANOVA I e testadas por meio do SNK ($P \leq 0,01$).....47

Tabela 9 - Análise de Correlação de Pearson (r) entre a concentração de metais ($\mu\text{g/g}^{-1}$) nas raízes, caules e folhas de *T.domingensis* com a concentração desses elementos na água e no sedimento dos corpos d'água da área controle (n = 8), localidade de São Martinho Baixo e da área minerada (n = 8), bacia de decantação de efluentes do beneficiamento de carvão do Lavador da Mina do Trevo, Siderópolis, SC.....49

Tabela 10 – Parâmetro estatísticos e significância entre as diferenças das médias observadas nas estruturas anatômicas das raízes de *T. domingensis*, coletadas na área minerada e na área controle, determinada por meio do Student test ($P \leq 0,05$). Características analisadas: número de pólos de protoxilema (n = 40); diâmetro tangencial de elementos de vaso do metaxilema tardio (n = 200).....53

Tabela 11 – Parâmetro estatísticos e significância entre as diferenças das médias observadas no diâmetro radial do feixe vascular (n = 40) das folhas de *T. domingensis* (lados plano e convexo) coletadas na área minerada e na área controle, determinada por meio do Student test ($P \leq 0,05$).....58

Tabela 12 – Parâmetro estatísticos e significância entre as diferenças das médias observadas no diâmetro tangencial do elemento de vaso do metaxilema (n = 40) das folhas de *T. domingensis* (lados plano e convexo) coletadas na área minerada e na área controle, determinada por meio do Student test ($P \leq 0,05$).....59

Tabela 13 – Parâmetro estatísticos e significância entre as diferenças das médias observadas na espessura do parênquima paliçádico (n = 8) das folhas de *T. domingensis* (lados plano e convexo) coletadas na área minerada e na área controle, determinada por meio do Student test ($P \leq 0,05$).60

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1 - Certificado de Ensaio nº 3075/06, determinação de metais pesados por Espectrofotometria de Absorção Atômica/ ALAC.

LISTA DE ABREVIATURAS

ANOVA – Análise de Variância

APHA – American Public Health Association

CETEM – Centro de Tecnologia Mineral

cm – centímetro

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DAM – Drenagem Ácida de Mina

E - Leste

EPAGRI – Empresa de Pesquisas Agropecuária e de Extensão Rural de Santa Catarina

FATMA – Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina

FURB – Universidade Regional de Blumenau

g – grama

Kg – quilograma

Km – quilometro

L – litro

m – metro

mg – miligrama

mg.L⁻¹ – miligramas por litro

mm – milímetros

N – Norte

pH – Potencial Hidrogênionico

S – Sul

Unesc – Universidade do Extremo Sul Catarinense

µg. L⁻¹ – Micrograma por litro

µg – Micrograma

µm – Mícron

W – Oeste

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	ii
RESUMO.....	iii
ABSTRACT.....	iv
LISTA DE FIGURAS.....	v
LISTA DE TABELAS.....	vii
LISTA DE ANEXOS.....	ix
LISTA DE ABREVIATURAS.....	x
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DA LITERATURA	5
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	13
3.1 Localização e descrição da região estudada	13
3.1.1 Clima	13
3.1.2 Geologia, Geomorfologia, Solos e Hidrografia	13
3.1.3 Vegetação	16
3.2 Localização e descrição da área estudada	17
3.2.1 Área minerada	17
3.2.2 Área controle	23
3.3 Descrição da espécie estudada	25
3.4 Estudo da concentração de metais pesados no sedimento, na água e em <i>Typha domingensis</i>	25
3.4.1 Coleta e preparo do material para análise do conteúdo de Mn e Zn	25
3.4.2 Obtenção de dados do pH da água, determinação do conteúdo de Mn e Zn no sedimento, na água e em <i>Typha domingensis</i>	28
3.4.3 Análise estatística do conteúdo de Mn e Zn.....	28
3.5 Estudo de modificações na estrutura anatômica.....	29
3.5.1 Coleta e preparo do material para análise anatômica	29
3.5.2 Análises anatômicas.....	29
3.5.3 Análise estatística dos dados anatômicos.....	30
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	31
4.1 Potencial hidrogeniônico (pH)	31
4.2 Concentração de Zn e Mn na água e no sedimento	33
4.3 Concentração de Zn e Mn em <i>Typha domingensis</i>	40
4.4 Alterações anatômicas em <i>Typha domingensis</i> e a concentração de Zn e Mn nos efluentes da mineração e do beneficiamento de carvão	50
5 CONCLUSÕES	61
6 REFERÊNCIAS.....	62

1 INTRODUÇÃO

A mineração de carvão a céu aberto, embora seja a mais antiga das minerações de carvão, só se desenvolveu em maior escala após o aparecimento de equipamentos apropriados (escavadeiras mecânicas), no final do século XIX.

A lavra mecanizada de carvão a céu aberto no estado de Santa Catarina teve início na década de 1940 (CETEM, 2001) e desde então têm provocado alterações físicas, químicas e biológicas nos ecossistemas associados às áreas de mineração, comprometendo os recursos hídricos, o solo e a biota (COSTA; ZOCCHÉ, 2004; 2005).

As áreas de mineração de carvão e depósitos de rejeitos apresentam uma série de alterações: físicas, por alterar as condições de hábitat do ambiente físico como suporte de vida; químicas, pois expõem materiais tóxicos, os quais entram em contato com outros elementos, ocasionando mudanças no ambiente e conseqüentemente nas espécies que neles se instalam e; biológicas, pois eliminam espécies, limitam o estabelecimento de novas e restabelecimento de antigas, interferindo nas cadeias alimentares e nas relações de interdependência (LAWREY, 1976).

Em Santa Catarina o processo de mineração de carvão a céu aberto [sem cuidados ambientais], executado até meados da década de 1980, consistia na retirada da cobertura vegetal, do solo e de estéreis da mineração, com o uso de escavadeiras mecânicas, até encontrar as camadas de carvão, formando cavas. O solo e a vegetação foram depositados na base das pilhas, geralmente cônicas com até 20 m de altura, e as camadas superiores de estéreis da mineração no topo, gerando a inversão de camadas litológicas, resultando em áreas desérticas denominadas de paisagem lunar (SANTA CATARINA, 1991; ZIM- ALEXANDRE, 2000).

Nos dias atuais, muitas frentes de lavra mineradas sem cuidados ambientais já não se encontram mais ativas. Infelizmente, o término da lavra não significa o fim do processo poluidor, nem o esgotamento da fonte geradora de poluição, pois os rejeitos carbonosos oriundos do processo, os quais compõem o passivo ambiental gerado, continuam reativos por muito tempo. Observa-se que áreas mineradas há muito tempo na Bacia Carbonífera Catarinense ainda contribuem para geração de drenagens ácidas de mina (DAM), comprometendo os recursos hídricos das bacias

hidrográficas que têm contato com as mesmas (ZOCCHÉ, 2005). A DAM contém íons metálicos dissolvidos (As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Al, Cr, Mn, Mg, etc) em composições e concentrações que dependem de condições geológicas específicas. As várias combinações de acidez e íons metálicos fazem com que cada efluente de mineração seja único (FUNGARO; IZIDORO, 2006).

Conforme assinala Fonseca (1991), a mineração de carvão é uma atividade que causa impactos muito densos, porém pouco extensos. A extensão a que se refere o autor depende do grau de isolamento que a área minerada apresenta. Como se tem observado na Bacia Carbonífera Catarinense, normalmente as áreas mineradas a céu aberto têm contato com drenagens superficiais, o que acaba disseminando os contaminantes e aumentando a extensão dos impactos.

Rejeitos recentes da mineração do carvão têm, usualmente, pH neutro ou levemente alcalino, que começa a decrescer quando a pirita se oxida (PROCHNOW; PORTO, 2000). O processo de oxidação da pirita contribui para abaixamento dos níveis de pH do solo e das águas, acelerando o intemperismo das argilas contidas nos estéreis e rejeitos da mineração, fazendo com que a drenagem superficial contenha, além dos contaminantes típicos dos rejeitos da mineração, elevados teores de metais pesados, cálcio e magnésio (ECP,1982; ZIM-ALEXANDRE, 2000).

Dados de 1991 da região sul de Santa Catarina revelavam que o sistema hidrográfico (representado pelas bacias dos rios Tubarão, Urussanga e Araranguá), se encontrava comprometido em 2/3 de sua extensão, devido ao lançamento de mais de 300.000 m³ diários de despejos ácidos gerados pela indústria do setor carbonífero, os quais, enriquecidos com a DAM, representavam a geração de efluentes equivalente a um total de 9 milhões de habitantes, enquanto a população regional era de apenas 620 mil (SANTA CATARINA, 1991).

O diagnóstico elaborado pela Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina – FATMA em 1991 dava conta que estas bacias recebiam diariamente 3.370 toneladas de sólidos totais, 320 toneladas de sulfato e 35,5 toneladas de ferro total. Com relação aos padrões de qualidade da água, as concentrações de poluentes ultrapassavam em muito os parâmetros estabelecidos pela legislação ambiental vigente à época (SANTA CATARINA, 1991).

Esta situação ainda permanece nos dias atuais em muitos locais da Bacia Carbonífera, muito embora, a partir de 1986, com a promulgação da Resolução CONAMA 001/86, a exploração do carvão passou a ser executada com maiores

cuidados ambientais, quando foram tomadas várias providências no sentido de diminuir os impactos gerados. No entanto, a maior parte das áreas com passivos ambientais ainda não foram recuperadas, o que continua gerando impacto.

No ano de 2000 o Ministério Público Federal determinou por meio de ação civil pública, que as empresas mineradoras da Bacia Carbonífera Catarinense deveriam recuperar as áreas com passivo ambiental de suas responsabilidades. De lá pra cá, várias empresas iniciaram a recuperação de suas áreas degradadas.

A exemplo do que aconteceu em outros países, conforme assinala Coates (1956), tentativas iniciais para recompor as áreas mineradas tendiam a ser rudimentares e seguirem práticas agrícolas conhecidas. Alguns trabalhos de recuperação de áreas degradadas na Bacia Carbonífera Catarinense foram realizados por empresas mineradoras, visando à recuperação da área do empreendimento de mineração. Estes trabalhos muitas vezes não seguiam técnicas adequadas, ou não foram monitorados por um período suficientemente longo para avaliar os resultados das mesmas (ZOCCHÉ, 1989).

Recentemente, os estudos em áreas de mineração de carvão têm se desenvolvido no sentido de: relacionar a presença de componentes tóxicos no substrato com a sucessão vegetal (COSTA, 2004; 2005; ZOCCHÉ, 2005; KLEIN, 2006); de verificar o desenvolvimento de mecanismos de tolerância das espécies a metais pesados (ANZOLLINI et al., 2006); de promover a fitorremediação e biopolimento de efluentes, utilizando-se *wetlands* (MOTTA-MARQUES, 2000; FREITAS; ZOCCHÉ; QUADROS, 2006; ZOCCHÉ-DE-SOUZA; COSTA; ZOCCHÉ, 2006; COSTA; ZOCCHÉ; ZOCCHÉ-DE-SOUZA, 2006a; MENDES; ZOCCHÉ, 2006; BITENCOURT et al., 2006).

Vários estudos revelam que as plantas que crescem sobre áreas ricas em metais pesados podem apresentar adaptações morfológicas e anatômicas em resposta ao estresse provocado pela ação destes. Ao mesmo tempo, esta resposta pode se manifestar na forma de produção de compostos orgânicos secundários, como mecanismos de tolerância, conferindo à planta maior resistência ao estresse, pelo acúmulo de metais pesados, assim como propiciando alternativas para o desenvolvimento de tecnologias para o saneamento do ambiente como a fitorremediação (ZOCCHÉ, 2002).

Apesar das condições extremas geradas nos ecossistemas aquáticos de áreas de mineração de carvão no sul de Santa Catarina, observa-se que uma série de macrófitas aquáticas, como poáceas, ciperáceas, juncáceas, ninfeáceas e

tifáceas entre outras, se desenvolvem espontaneamente nesses ambientes. Estas plantas são o ponto de partida para o desenvolvimento de projetos de fitorremediação, que visem à diminuição da geração de DAM e disseminação de compostos tóxicos nos ecossistemas aquáticos (ZOCCHÉ, 2005).

Assim sendo, o presente trabalho fundamenta-se nas seguintes hipóteses: 1 - que a macrófita aquática *Typha domingensis* Pers. ao crescer na presença de drenagem ácida de mina, acumula quantidades anômalas de Zn e Mn em seus tecidos; 2 – que a macrófita aquática *T. domingensis* apresenta modificações anatômicas em suas folhas e raízes ao crescer na presença de drenagem ácida de mina; 3 - que tais modificações anatômicas se dão em função da presença de metais pesados na drenagem ácida de mina.

Para testar tais hipóteses, o estudo tem por objetivos: 1 - determinar a concentração de Zn e Mn na forma disponível no sedimento e dissolvido na água da bacia de decantação de efluentes do beneficiamento de carvão e em banhados naturais; 2 - verificar a concentração total desses metais nas folhas e raízes de *Typha domingensis* Pers, nas duas situações acima definidas; 3 - verificar a ocorrência de modificações anatômicas em *T. domingensis* e correlacioná-las com a concentração de metais pesados no sedimento e na água.

2 REVISÃO DE LITERATURA

A contaminação das bacias hidrográficas do Sul de Santa Catarina por efluentes da mineração do carvão é um problema real em nosso ambiente nos últimos anos (ZOCHE, 2002). As altas concentrações de metais pesados presentes em efluentes industriais e domésticos, muitas vezes descarregados *in natura* nos sistemas aquáticos, podem provocar transformações bioquímicas nos micronutrientes e conduzir o sistema ao processo de biomagnificação, ou seja, o incremento da concentração ao longo da cadeia alimentar, pondo em risco a saúde humana (ANJOS, 2003).

Na região sul do Brasil, vários estudos técnicos e científicos tem sido desenvolvidos com o intuito de subsidiar projetos de recuperação de áreas degradadas pela mineração do carvão, dentre os quais, destacam-se os trabalhos realizados por: ECP (1982a; 1982b; 1982c; 1982e; 1982g; 1982h); Porto (1989a; 1989b); Porto; Silva (1989); Zanardi Jr; Porto (1991); Zocche (1989); JICA (1998); Zim-Alexandre (2000); Silvano (2003); Rodrigues (2006), entre outros.

Apesar de toda a pesquisa científica desenvolvida, a recuperação de ambientes aquáticos como as últimas cavas de mineração de carvão a céu aberto, as lagoas ácidas que se formaram entre as pilhas de estéreis, rejeitos e os rios contaminados, ainda carecem de trabalhos experimentais de longa duração que estabeleçam diretrizes básicas para o saneamento de tais ambientes.

Há muito tempo os *wetlands* (sistemas de terras baixas inundáveis), vem sendo utilizados para o tratamento de efluentes domésticos, industriais e da mineração. Em 1990 ocorreu nos EUA a conferência “*The 1990 Mining and Reclamation Conference and Exhibition*”, para tratar da recuperação de áreas degradadas pela mineração. Entre os vários trabalhos apresentados, são dignos de destaque os de: Wester (1990); Behling (1990); Calabresi et al. (1990), Nawrot; Klimstra (1990); Lacki; Hummer; Webster (1990); Brenner Hofius (1990), os quais, tinham em comum o desenvolvimento de pesquisas para analisar a eficiência dos no tratamento de efluentes, muitos destes construídos especificamente para o tratamento de DAMs oriundas de áreas de mineração de carvão.

Segundo Anjos (2003), os *wetlands* são considerados como “rins” na ciclagem das águas globais, pelo fato de melhorarem a qualidade das mesmas. Constituem-se em áreas de baixa declividade cobertas com água temporária ou

intermitente, podendo ser naturais ou construídas. São utilizados de forma global como técnica saneamento de efluentes domésticos e industriais.

Knight e Kadlec (apud ANJOS, 2003) destacam a existência de mais de 7000 *wetlands* em todo o mundo, a maior parte na Europa para tratamento de efluentes domésticos e em menor percentual na América do Norte, para tratamentos de resíduos domésticos e industriais, sobretudo da mineração de carvão.

No Brasil, os *wetlands* têm sido empregados para tratamento de efluentes industriais e domésticos, e mais recentemente para o tratamento de DAM. Pode-se citar o trabalho desenvolvido em escala piloto por Motta Marques et al. (2000), que utilizou *Typha latifolia* em *wetlands* para o tratamento de DAM, visando à recuperação de áreas degradadas pela mineração do carvão.

Nesta mesma linha de trabalho Firpo (2007) estudou a eficiência do tratamento aeróbico e anaeróbico de DAM em banhados construídos e Zocche-de-Souza e Zocche (2007) a capacidade de *Typha domingensis* de biopolimento da drenagem ácida de mina tratada por processos físico-químicos.

Entre os estudos que tratam de efluentes industriais e domésticos, Mossé et al. (1980), Rodrigues (1985), Ribeiro et al. (1986) e Granato (1995) investigaram a capacidade de remoção de elementos tóxicos dos efluentes por *Eichhornia crassipes* (aguapé); Branco e Bernardes (1983) desenvolveram sistema de tratamento de efluentes composto por fezes de porcos diluídas em água, para tratamento de esgotos domésticos; Santos (1994) estudou a viabilidade da utilização de *Salvinia mínima* Baker (salvinia) para depuração de efluentes que continham herbicidas; Araújo (2005) estudou a eficiência *wetlands* na depuração de efluentes da suinocultura; Dinard et al. (2003) apresentou diferentes técnicas de fitorremediação de efluentes industriais e domésticos, com o objetivo de remover, capturar ou degradar substâncias tóxicas do ambiente, apresentando-a como alternativa para a despoluição ambiental.

A fitorremediação usa plantas para estabilizar, colher ou mudar quimicamente os contaminantes para formas não perigosas (CUNNINGHAM; BERTI, 1993). Por meio de culturas sucessivas, os metais podem ser translocados do solo (sedimento ou água) para a planta, que pode então ser colhida e fundida para reciclar os metais.

Esta técnica mostra-se como um avanço biotecnológico para tratamento de solo e água contaminados por dejetos antropogênicos. Segundo Dinard et al.

(2003), esta técnica já sofreu avanços significativos, podendo ser classificada, de acordo com a natureza química ou propriedade do poluente como: fitoextração (acumulação de altas concentrações de metais nas porções aéreas de plantas visando a sua remoção ou redução do ambiente contaminado); fitoadsorção (adsorção dos metais pesados no sistema radical, imobilizando os contaminantes); fitoestabilização (liberação para o solo de oxigênio e outros compostos que imobilizam os metais pesados) e; rizorremediação (biorremediação por fungos ou outros microorganismos ao nível da interface solo-raiz).

Chaney et al. (1997) fazem uma revisão sobre fitorremediação, historiando o surgimento, desenvolvimento e pressupostos básicos e projeção do emprego desta técnica de utilização de plantas para o saneamento ambiental. Matagi et al. (1998) apresentam revisão detalhada dos mecanismos de remoção de metais pesados em *wetlands*. Ressaltam que os ecossistemas aquáticos são normalmente os corpos receptores finais de efluentes líquidos, tendo como receptores intermediários às terras baixas úmidas (*wetlands*).

O emprego de plantas aquáticas como agentes purificadores em processos de fitorremediação justifica-se pela sua intensa absorção de nutrientes e pelo seu rápido crescimento, assim como, por oferecer facilidades na sua retirada dos corpos d'água e, ainda, pelas amplas possibilidades de aproveitamento da biomassa produzida (GRANATO, 1995).

Os *wetlands* são capazes de remover grandes quantidades de elementos traço dos efluentes que passam através deles. Entretanto há uma variação considerável no tipo e na forma química dos metais presentes nos efluentes, assim como, nos tipos de *wetlands*, especificamente no que se refere à capacidade de remoção dos metais pela vegetação (YE et al., 2001a).

Ye et al. (2001b) verificaram alta eficiência na remoção de metais pesados oriundos de efluentes da mineração de carvão por *Typha latifolia* L. e *Juncus effusus* L em *wetlands*. Trabalhos envolvendo a utilização de macrófitas aquáticas, principalmente *Typha* spp., no tratamento de DAM, têm sido desenvolvidos no Canadá na região de Ontário por: Taylor e Crowder (1982); Taylor e Crowder (1983a; 1983b); nos EUA, na região de Alabama e Pensilvânia, por Ye et al. (2001a; 2001b) e; na África do Sul por Matagi et al. (1998), entre outros.

Os metais pesados, quando em concentrações anômalas na forma disponível ou dissolvida, provocam restrições fisiológicas, diminuem o vigor e inibem o crescimento das plantas (WU; LIN, 1990). Modificações morfológicas em

espécies vegetais foram observadas por diversos autores (BROOKS; 1972; 1983; BELL; CLARKE; MARSHALL, 1991), anatômicas (MALYUGA, 1964; PORTO, 1981; OUZOUNIDOU; ELEFTHERIOU; KARATAGLIS, 1992; NEUMANN et al., 1995; 1997; SANTOS, 2000) e, fisiológicas (BAKER, 1981; 1984; SANTOS, 2000; AZZOLINI et al., 2005; 2006).

No tratamento passivo de efluentes industriais, Weatherford, Hammond e Ratliff (1997) relatam o uso de células vegetais vivas ou mortas, para acumular metais presentes em soluções aquosas. Outros métodos baseavam-se em plantas geneticamente alteradas para produzirem fitorremediadores mais eficientes (DUSHENKOV et al., 1995).

A maioria das plantas superiores encontradas em solos impactados por metais pesados são ervas perenes, hábito que provavelmente facilita a colonização assegurando a persistência. Nos ambientes terrestres predominam as plantas rosetadas e aquelas com parte vegetativa intensamente ramificada, nas quais, a produção contínua de novos órgãos proporciona novas células para a acumulação de metais pesados (BUSTAMANTE, 1993). Nos ambientes aquáticos, por sua vez, predominam as espécies com crescimento rápido, rizoma vigoroso e com reprodução vegetativa rápida, características das macrófitas aquáticas.

As plantas aquáticas, independentemente do grupo ecológico ao qual pertençam, usualmente colonizam ambientes que apresentam concentrações médias a altas de metais pesados, podendo acumular elementos em valores elevados, porém, tal acúmulo ocorre até um certo limiar, resultando em diferentes efeitos sobre diferentes espécies, que pode tolerar às altas doses de metais ou morrer (DOMINGOS, et al., 2005)

Em áreas impactadas por metais pesados espécies não tolerantes não sobrevivem, enquanto que as espécies tolerantes ocorrem com grande número de indivíduos, gerando assim uma dominância dos tipos tolerantes que passam a não encontrar competição por parte de outras espécies (LIMA-E-CUNHA, 1980; 1982). Este é caso, por exemplo, das macrófitas aquáticas que colonizam as lagoas ácidas em áreas de mineração de carvão, restringindo-se a não mais do que poucas espécies.

Entender os mecanismos que regem a tolerância de plantas a metais pesados é algo fundamental para o sucesso dos trabalhos de recuperação de áreas degradadas (ZOCHE, 2002). Segundo Anderson (1993), uma cultura para ser utilizada com sucesso na recuperação de áreas contaminadas deve ser eficiente na

acumulação de metais, produzir grandes quantidades de biomassa e ser capaz de se adaptar às condições do ambiente impactado. Uma espécie que se enquadra neste perfil é *T. domingensis*, utilizada em seus trabalhos como planta bioindicadora.

A absorção e o acúmulo de metais pesados em concentrações elevadas pode ser citotóxica para muitas espécies vegetais, levando a mudanças estruturais e ultra-estruturais que afetam o crescimento e a fisiologia das plantas (BARCELÓ; VASQUÉZ; POSCHENRIEDER, 1988; VALQUÉZ; BARCELÓ; POSCHENRIEDER, 1992; HAN et al., 2004).

Reduções no diâmetro dos elementos de vaso do metaxilema das raízes de plantas que crescem em locais impactados por metais pesados, podem estar relacionadas a deposições destes nas paredes, o que afeta a translocação de metais e de água para a parte aérea da planta (SRIDHAR et al., 2005).

As raízes possuem barreiras fisiológicas as quais exercem papéis importantes na proteção contra estresses diversos (ENSTONE, PETERSON, MA 2003). A epiderme da raiz estabelece uma barreira ao Pb. Além disso, as estrias de Caspary da endoderme impedem o movimento efetivo dos metais pesados via apoplasto em direção ao cilindro vascular. Este fato foi verificado por Chabbi (2002 apud SILVA, 2006) que observou maior concentração de metais nas barreiras apoplásticas de raízes de *Juncus bulbosus* reduzindo a concentração destes em regiões de parênquima cortical.

A parede celular das células de raízes e folhas pode desempenhar um papel importante contra os efeitos adversos dos metais para a planta (SILVA, 2006). Embora existam poucas evidências, mudanças na composição ou no arranjo molecular das membranas da célula, previnem a passagem passiva de íons, desempenhando papel importante na resistência celular a metais (VERKLEIJ; SHAT, 1990).

De modo geral no Brasil, há uma escassez de trabalhos científicos que relacionam a concentração de metais pesados em *wetlands* com modificações anatômicas em macrófitas aquáticas, especialmente tratando-se de DAM.

Os trabalhos que mais se aproximam são os que envolvem o tratamento de efluentes industriais e domésticos como os de: Santos et al. (2006) que avaliaram o potencial estrutural de *Typha elephantina* Roxb., para a fitorremediação de solos contaminados por petróleo; Barros; Azevedo (2006) que estudaram a morfo-anatomia do caule de *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb utilizada no

tratamento de água residuária de suinocultura e; a morfo-anatomia do sistema subterrâneo de *Typha latifolia* L. utilizada na despoluição de ambientes aquáticos, respectivamente.

Nos processos de fitorremediação são largamente utilizadas espécies de monocotiledôneas como *Eichornia*, *Juncus* e *Typha*. São plantas helófitas que apresentam seu sistema radical e caulinar em contato com o solo ou água e as folhas são aéreas. Em tais espécies, o desenvolvimento das raízes primárias em geral se dá por um curto período de tempo, sendo o sistema radical formado pelas raízes adventícias que se originam no caule, formando o sistema radical fasciculado. O caule é um rizoma, e as folhas apresentam um ângulo variado em relação ao solo ou a água, tendendo à verticalidade; são paralelógramos e com mesofilo simétrico na maioria das vezes (APPEZZATO-DA-GLÓRIA; CARMELLO-GUERREIRO, 2003; PIL, BOEGER, 2005).

Anatomicamente, as raízes de espécies de *Eichornia*, *Juncus* e *Typha*, apresentam uma rizoderme, tecido protetor de revestimento constituído por uma única camada de células, as quais se encontram suberificadas. Abaixo deste tecido há uma região pluriestratificada, o córtex, constituído por células parenquimáticas, pouco especializadas e com espaços intercelulares, ocupando a maior área da estrutura primária da raiz. Em plantas aquáticas, estes espaços são muito desenvolvidos, formando um aerênquima típico. A formação do aerênquima acontece pela expansão dos espaços intercelulares em lacunas, pela divisão e expansão das células. A presença do aerênquima no córtex da raiz é responsável pelo sucesso das plantas com flores encontradas em ambientes aquáticos (FAHN, 1978; APEZZATTO-DA-GLÓRIA; CARMELLO-GUERREIRO, 2003; SEAGO Jr. et al., 2005).

Durante o desenvolvimento do córtex, o tamanho das células corticais em diferenciação aumenta consideravelmente, antes de tornar-se evidente a vacuolação. Em algumas raízes, notavelmente em plantas aquáticas, as células do córtex estão arranjas de forma muito regular, tanto radialmente como em círculos concêntricos. A camada mais interna do córtex é a endoderme, internamente à qual está o periciclo, que é a camada mais externa do cilindro vascular. Este ocupa a região central da raiz que em corte transversal, consiste de um número variável de cordões de xilema, com elementos traqueais lignificados, de parede espessada, alternados com cordões de floema com células de parede delgada e o centro

ocupado por medula, estrutura sifonostélica (CUTTER, 1986; APEZZATTO-DA-GLÓRIA; CARMELLO-GUERREIRO, 2003).

As folhas são órgãos laterais do caule, tipicamente de crescimento determinado e de simetria dorsiventral. Compreende três sistemas principais de tecidos: o sistema dérmico, que se origina da protoderme e constitui a epiderme; o tecido fundamental, que se origina do meristema fundamental e forma o mesofilo e; o sistema vascular, que se origina do procâmbio e constitui os feixes vasculares (CUTTER, 1986; APEZZATTO-DA-GLÓRIA; CARMELLO-GUERREIRO, 2003).

Em relação à epiderme, as folhas são distintas, variando quanto à forma das células, estrutura, número de camadas, disposição dos estômatos, tipos e disposição dos tricomas e existência de células especializadas. Na macrófita aquática *Typha domingensis*, as folhas são anfiestomáticas e a epiderme é uniestratificada, composta por células que variam de quadradas a retangulares, com paredes retas e pouco espessadas, em seção transversal (FAHN, 1978; PIL, BOEGER, 2005).

O mesofilo da *T. domingensis* é isolateral, ou seja, tem parênquima paliçádico em ambas as faces, constituído de células alongadas, dispostas perpendiculares à epiderme, entremeado por parênquima lacunoso, com células de diferentes formatos, e aspecto de uma rede tridimensional entre as quais ocorrem grandes espaços intercelulares. Nas folhas emergentes, estes espaços representam o maior volume do mesofilo. Em alguns tecidos, notavelmente em plantas aquáticas, os espaços intercelulares podem estar bem desenvolvidos e formar um sistema de ligação por toda a planta, interligando as folhas às raízes. Entre as células do parênquima paliçádico ocorrem grupos de fibras esclerenquimáticas, logo abaixo da epiderme entre os feixes vasculares. Em alguns tecidos, notavelmente em plantas aquáticas, os espaços intercelulares podem estar bem desenvolvidos e formar um sistema de ligação por toda a planta (HENRY, 2003; PIL, BOEGER, 2005; APEZZATTO-DA-GLÓRIA; CARMELLO-GUERREIRO, 2003; ESAÚ, 1976; CUTTER, 1986).

O sistema vascular da folha constitui as nervuras, onde cada feixe representa um eustelo; este é uma unidade do sistema vascular, sendo geralmente formado por endoderme, periciclo, xilema e floema primários. Em geral nas monocotiledôneas, o periciclo apresenta-se formado por fibras, sendo de fácil observação no pecíolo e nas nervuras medianas das folhas. Em folhas de plantas

aquáticas, o xilema é comumente muito reduzido e o floema pode ser abundante e grande (ESAÚ, 1976; MENEZES; SILVA ;MELO-DE-PINA, 2003).

Segundo Pill, Boeger (2005), os feixes vasculares de *T. domingensis* são colaterais, formados por poucos elementos de vaso de grande diâmetro e células do floema, menores e mais numerosas, envolvidos por uma bainha não contínua de células esclerenquimáticas.

T.domingensis apresenta uma série de características que a qualificam como sendo de elevado potencial para a fitorremediação, tais como a tolerância a ambientes impactados, crescimento vegetativo rápido e alta produção de biomassa. As modificações na estrutura anatômica de suas raízes e folhas, órgãos mais sujeitos as alterações ambientais, podem ser utilizados como indicadores da concentração anômala de metais pesados no sedimento e na água.

A recuperação de áreas degradadas pela mineração implica na definição do uso futuro da área, para que possa por si, após os trabalhos de recuperação, manter-se de forma economicamente viável, não contribuindo como fonte poluidora, podendo ser utilizada como bem natural pela população, para que não continue gerando passivo ambiental.

A utilização de diferentes técnicas de fitorremediação pode ser a chave para a recuperação de ecossistemas aquáticos de áreas degradadas pela mineração do carvão. A combinação de tratamentos físico químicos convencionais de DAMs com a fitorremediação em *wetlands* construídos, pode aumentar eficiência dos trabalhos de recuperação de áreas degradadas, sobretudo pela eliminação de metais pesados da água que ainda nela permanecem, após o tratamento convencional.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e descrição da região estudada

A Bacia Carbonífera Catarinense encontra-se no sudeste do Estado, ocupando uma faixa de 95 x 20 km, tendo seu eixo de maior comprimento orientado na direção Norte-Sul (HORBACH et al., 1986). O município de Siderópolis, integrante da Associação dos Municípios da Região Carbonífera (AMREC), localiza-se a S 28°35' e W 49°25' (Figura 1), e ocupa área de 262 Km² (SANTA CATARINA, 2000), dentre os quais, aproximadamente 9,3 Km² foram degradados pela extração do carvão a céu aberto (SANTA CATARINA, 1997).

3.1.1 Clima

O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa (mesotérmico úmido sem estação seca definida), cuja temperatura média normal anual varia de 17,0 a 19,3 °C, ficando a média normal das máximas entre 23,4 e 25,9 °C e das mínimas entre 12,0 a 15,1 °C. A umidade relativa do ar gira em torno de 82 %, e as chuvas distribuem-se regularmente ao longo do ano. A precipitação pluviométrica total normal anual pode variar de 1.220 a 1.660 mm, com o total anual de dias de chuva entre 102 e 150 dias (SANTA CATARINA, 1991; EPAGRI, 2001).

3.1.2 Geologia, Geomorfologia, Solos e Hidrografia

No município de Siderópolis ocorrem as formações geológicas: Serra Geral; Irati; Palermo e Rio Bonito (HORBACH et al., 1986; SILVA; BORTOLUZZI, 1987; KAUL, 1990; SILVA, 2000).

A Formação Serra Geral, pertencente ao Grupo São Bento, é constituída por uma seqüência vulcânica que compreende desde rochas de composição básica até

rochas com elevado teor de sílica e baixos teores de ferro e magnésio (HORBACH et al., 1986; SILVA ; BORTOLUZZI, 1987; KAUL, 1990; SILVA, 2000).

A Formação Irati, pertencente ao Grupo Passa Dois, é constituída pelas litologias dos tipos folhelhos e siltitos pretos, com níveis pirobetuminosos e lentes de calcário. Sua espessura na Bacia Carbonífera Catarinense é de 40 m (HORBACH et al., 1986; SILVA; BORTOLUZZI, 1987; KAUL, 1990; SILVA, 2000).

A Formação Rio Bonito, cuja origem é fluvial, lacustre e palustre, consta de uma sessão basal arenosa, uma intermediária argilosa e de uma superior areno-argilosa contendo camadas de carvão. Sobre esta formação, sem que haja um limite nítido, ocorre a Formação Palermo, que é composta por siltitos arenosos, siltitos e folhelhos silticos. Estas duas formações compõem o Grupo Guatá, que engloba os sedimentos não glaciais e camadas de carvão (HORBACH et al., 1986; SILVA; BORTOLUZZI, 1987; KAUL, 1990; SILVA, 2000).

No terço superior da Formação Rio Bonito, representado pelo membro Siderópolis é que se encontram as camadas de carvão explotadas na região. Ao todo são 10, dentro as quais, se destacam por sua espessura, persistência lateral e melhor recuperação as camadas: Barro Branco; Irapuá; Ponte Alta e Bonito (HORBACH et al., 1986, SILVA; BORTOLUZZI, 1987; KAUL, 1990; SILVA, 2000).

O relevo se apresenta colinoso, com vales encaixados e vertentes íngremes, com espesso manto de intemperismo, da cidade de Siderópolis para norte. Já para o sul, as formas são côncavo-convexas com vales abertos, cuja dissecação resulta dos processos fluviais (JUSTUS; MACHADO; FRANCO, 1986; KAUL, 1990). Encontram-se município solos dos tipos: Cambissolos, Cambissolos Distróficos, Gleissolos, Podzólicos Vermelho, Podzólicos Vermelho Escuro e Neossolos Litólicos (EPAGRI, 2001).

A drenagem superficial da região de estudo é representada por afluentes da bacia do rio Mãe Luiza, tributário da bacia do rio Araranguá. O escoamento superficial da área de estudo é constituído por pequenos cursos d'água pertencentes à bacia do rio Fiorita.

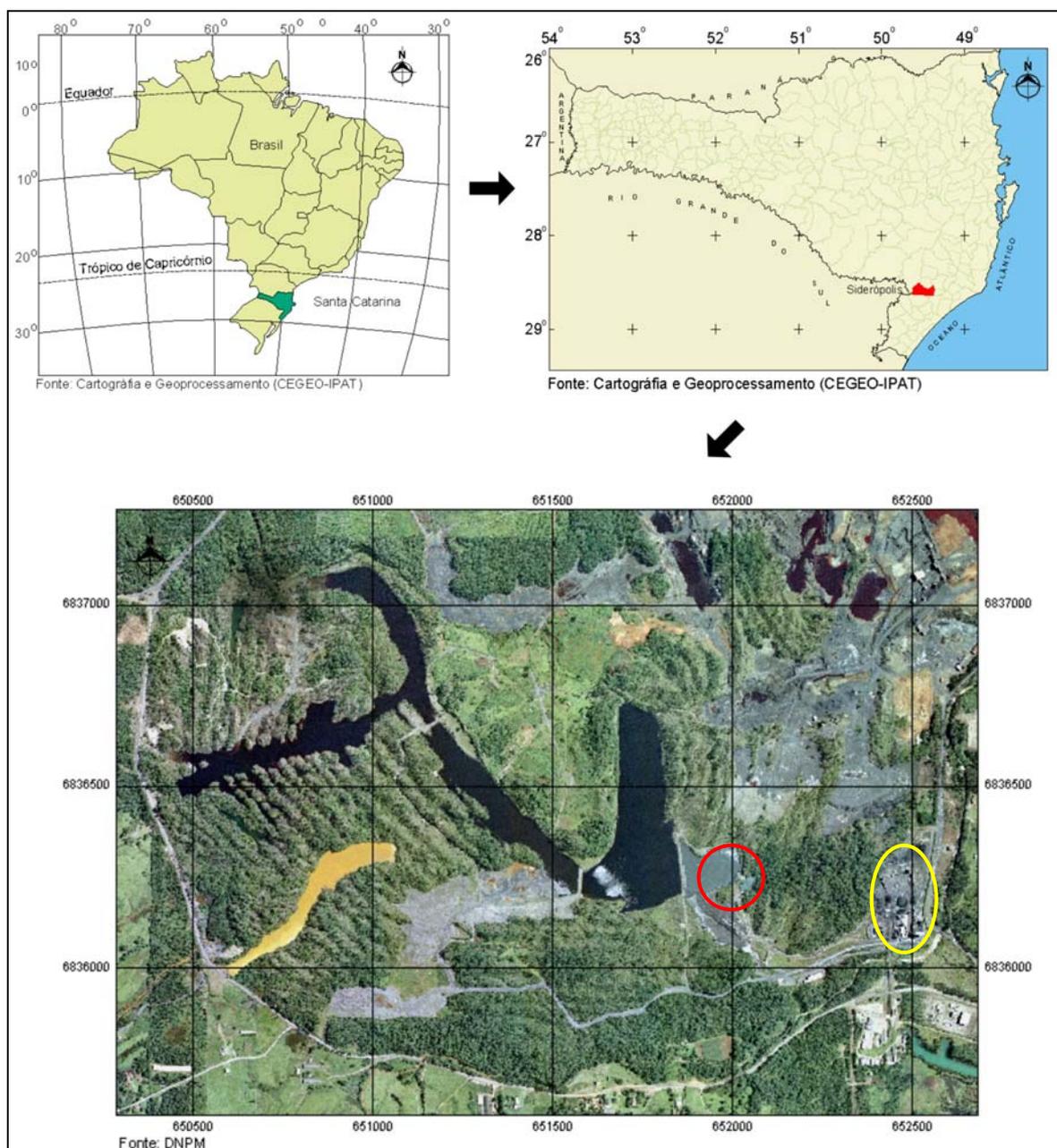


Figura 1 – Localização do município de Siderópolis, coordenadas S 28°35' e W 49° 25' e da área de estudos entre as coordenadas: N 6.837.000 – 6.836.000 e E 650.500 – 652.500. Em destaque na fotografia aérea: na cor cinza, estéreis e rejeitos da mineração de carvão; na cor amarela, cava preenchida por drenagem ácida de mina; na cor preta, o último corte da mineração a céu aberto - Campo Vila Funil, denominado de Língua do Dragão, onde se localiza o lavador da Mina do Trevo que está circundado em amarelo e; a esquerda deste, circundado em vermelho, local de coletas - bacia de decantação de efluentes. Fonte: DNP - Programa de Recuperação Ambiental da Bacia Carbonífera de Santa Catarina (2002).

3.1.3 Vegetação

As florestas são formações originais do Sul do Estado de Santa Catarina, predominando sobre outros tipos de vegetação. A cobertura vegetal original nessa parte do Estado está representada pela Floresta Ombrófila Densa, cuja composição florística varia com a mudança nas cotas altimétricas, caracterizando três tipos de formações distintas: Floresta de Terras Baixas (05 a 30 m); Floresta Submontana (30 a 400 m) e Floresta Montana (acima de 450 m) (VELOSO; GOES FILHO, 1982; TEIXEIRA et al., 1986).

A Floresta Submontana, formação vegetal que originalmente cobria o município de Siderópolis, encontrava-se revestindo desde áreas planas até áreas bem acidentadas, em altitudes que variam de 30 a 400 m. As condições topográficas, climáticas e litológicas, favoreceram para que, em épocas pretéritas, houvesse o assentamento de inúmeras correntes migratórias de colonos de origem européia, sendo esses os primeiros a iniciarem os desflorestamentos, desenvolvendo o início de uma agricultura rudimentar com povoados circunvizinhos (TEIXEIRA et al., 1986).

A floresta foi eliminada para dar lugar às atividades agrícolas, agropecuárias e carboníferas. Na atualidade, os fragmentos florestais ocorrem como mosaicos, predominantemente formados por florestas secundárias, restando apenas manchas descontínuas de floresta, particularmente em locais de topografia acidentada.

Espécies exóticas como as de eucalipto, foram introduzidas e disseminadas na região para suprir a demanda de madeira nas propriedades rurais. Nas áreas abandonadas pela mineração de carvão encontram-se plantios homogêneos com eucaliptos e algumas poucas espécies nativas oriundas do processo de regeneração natural, denotando indícios de um lento processo de reversão do quadro crítico gerado pela mineração (FATMA, 1991).

3.2 Localização e descrição da área estudada

3.2.1 Área minerada

A área escolhida para realização do presente trabalho, de propriedade das Empresas Rio Deserto, localiza-se junto ao Lavador da Mina do Trevo, Siderópolis, SC, coordenadas N 6.836.125 e E 652.500 (Figura 1). O lavador entrou em operação em 1998, quando a Carbonífera Rio Deserto adquiriu áreas mineradas a céu aberto, abandonadas e não recuperadas, pela Carbonífera Próspera no Campo Vila Funil, ficando com a responsabilidade de recuperá-las como medida compensatória à instalação da Mina do Trevo (SMANIOTO, 2004).

Parte da área deste Campo era composta por antigas cavas de mineração alagadas com DAM, parte estava coberta por estéreis e por rejeitos de mineração e parte havia sido utilizada pela Prefeitura Municipal de Siderópolis, como lixão (COSTA, 2005). Toda a drenagem superficial e sub-superficial do entorno da Vila Funil flui para o último corte deixado pela mineração a céu aberto, denominada de “Língua do Dragão” (Figura 2), aflorando junto ao mesmo com características de águas ácidas, após se infiltrar pelos estéreis depositados a céu aberto (Figura 3) (SMANIOTO, 2004).

A recuperação executada pela Carbonífera Rio Deserto em parte da área teve como objetivos: aproveitar as cavas resultantes da mineração a céu aberto, para deposição dos rejeitos do beneficiamento da Mina do Trevo; reduzir o volume de DAM estocada nas cavas e sem perspectivas de tratamento ($2.000.000 \text{ m}^3$) e; reintegrar as áreas ocupadas pelas bacias ácidas, à paisagem local (SMANIOTO, 2004; COSTA, 2005).

Os trabalhos de recuperação foram iniciados em 2000, com a compartimentação da Língua do Dragão em várias lagoas: Lagoa 01, Lagoa 02, Lagoa 03 (Figuras 2 e 3) (SMANIOTO, 2004). Parte da Lagoa 02, correspondente a 11 ha, foi preenchida com rejeitos da mineração do carvão desde o fundo até aproximadamente 0,80 m da superfície (Figura 4). Esses rejeitos foram cobertos com uma camada de estéril de 0,80 m até atingir o nível superficial da água, e sobre estes foi depositada uma camada de argila de 0,80 m, oriunda de área de empréstimo presente entre os escombros da mineração. A camada de argila

recebeu a adição de matéria orgânica (cama de aviário), calcário e adubo químico, foi descompactada por meio gradagem, recebendo em seguida, o plantio de mudas de espécies arbóreas nativas e exóticas, de *Axonopus obtusifolius* (grama-da-folha-larga) e *Axonopus* spp. na forma de touceiras.

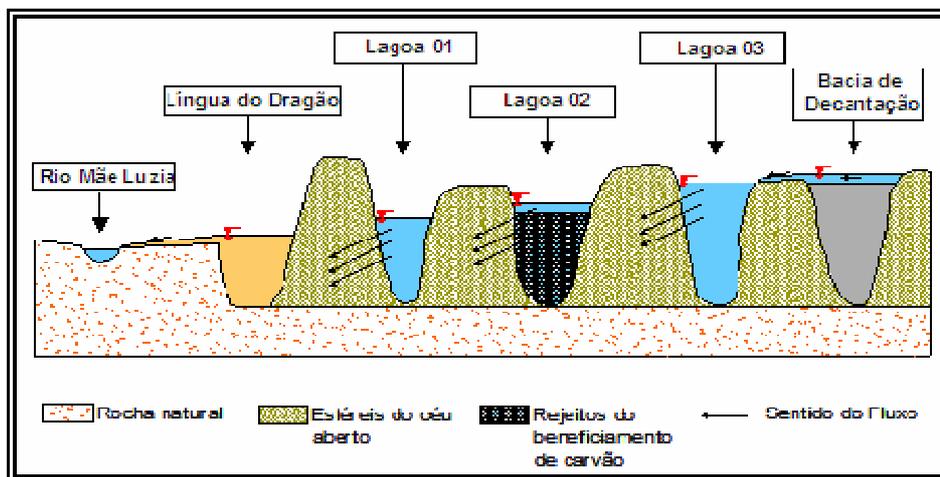


Figura 2 – Perfil esquemático do fluxo superficial e subsuperficial da água junto ao Campo Vila Funil. Fonte: Smanioto (2004).

A camada de 0,80 m de estéreis, depositada sobre os rejeitos, tem a função de agir como camada de segurança para a possível flutuação do nível do lençol freático, de forma que os rejeitos não entrem em contato com o oxigênio atmosférico (SMANIOTO, 2004).

A Lagoa 03 foi compartimentada em 05 corpos (Figura 3): a porção maior constitui a própria Lagoa 03 (Figuras 3 e 5) e os demais, constituem a bacia de finos (Figuras 03 e 06); bacia de decantação (Figuras 3 e 7), as quais recebem os efluentes do beneficiamento do carvão; bacia de precipitação, que recebe tratamento químico a base de soda caustica e cal (Figuras 3 e 8); e bacia de captação de água para o lavador (Figuras 3 e 9). Os efluentes oriundos do lavador passam pela bacia de finos, são conduzidos para a bacia de decantação, passam para a bacia de precipitação, recebem tratamento químico a base de soda caustica e cal, para se enquadrar nos parâmetros de qualidade de efluentes exigidos pela Legislação, antes de serem descartados na Lagoa 03.

Nas margens da bacia de decantação ocorrem agrupamentos de *T. domingensis* Pers (taboa), onde foram coletadas amostras de água, sedimento, raízes e folhas de taboa, para análises do conteúdo de metais pesados (Figuras 8 e 10).

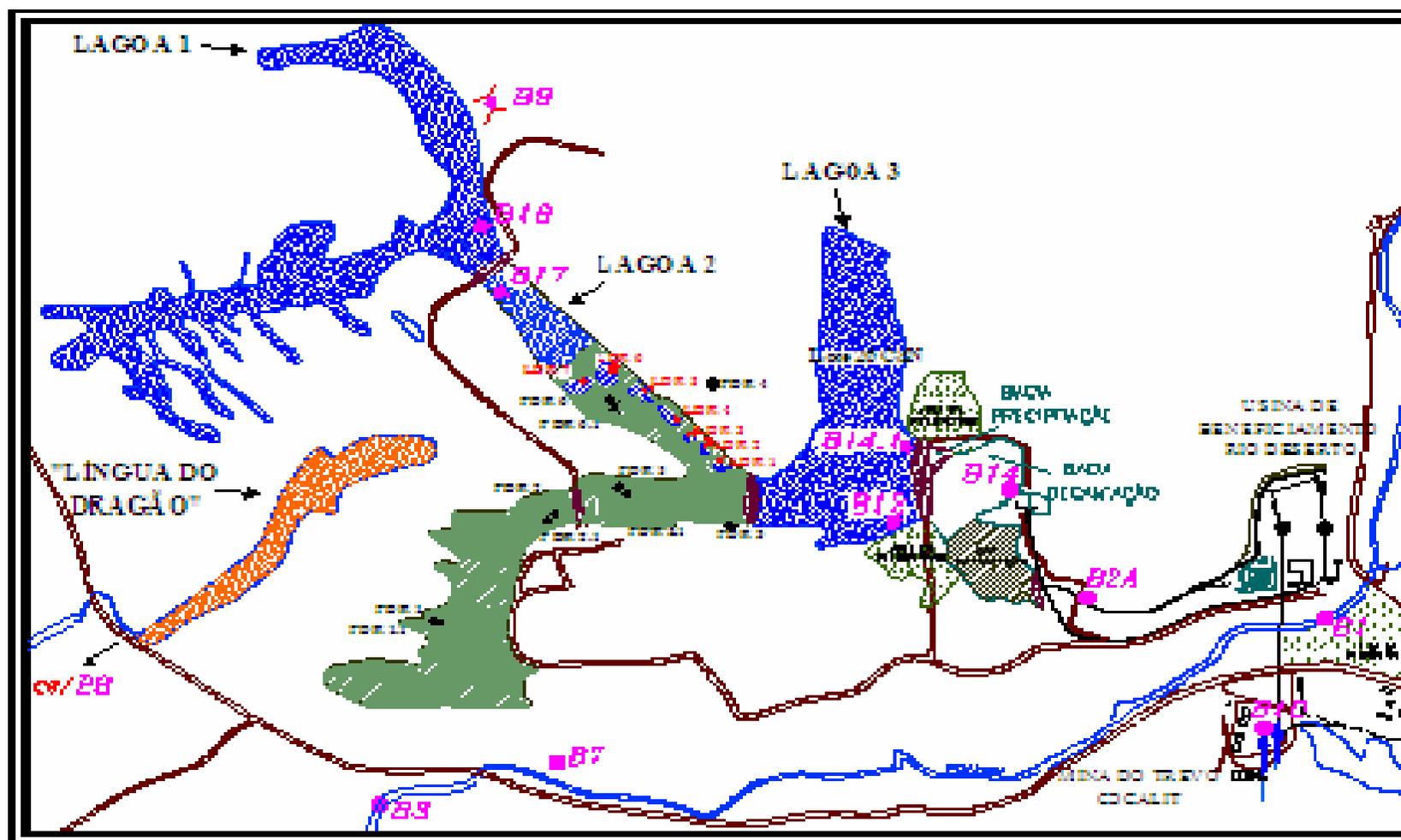


Figura 3 – Croqui demonstrativo da compartimentação da Língua do Dragão, Campo Vila Funil. Na cor verde área de 11 ha em processo de recuperação. Fonte: Smanioto (2004).

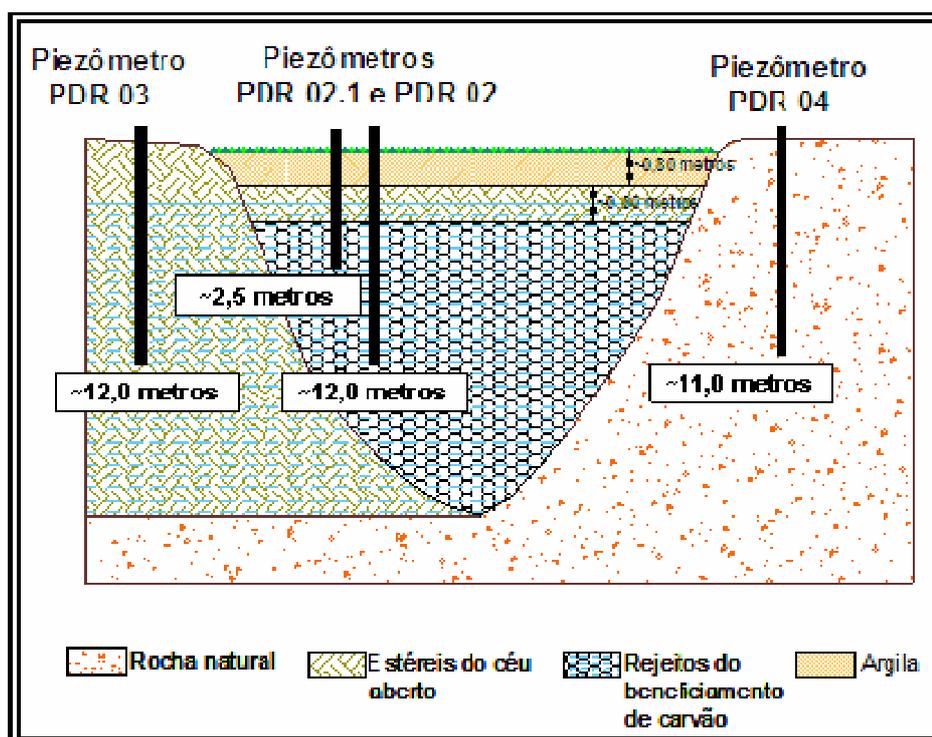


Figura 4 – Perfil esquemático do preenchimento de parte da Lagoa 02 e reconstrução do solo junto à área de 11 ha em processo de recuperação no Campo Vila Funil. Fonte: Smanioto (2004).



Figura 5 – Detalhe de parte da lagoa 03. Em primeiro plano à direita, se observa a transparência da água, além da presença de macrófitas aquáticas. Fonte: Jairo José Zocche e Micheli de Freitas.



Figura 6 – Detalhe da bacia de finos. Ao fundo draga removendo finos para as margens.
Fonte: Jairo José Zocche e Micheli de Freitas.



Figura 7 – Detalhe da bacia de decantação. Ao fundo aglomerado de *T. domingensis* que cresce espontaneamente na margem da lagoa. Fonte: Jairo José Zocche e Micheli de Freitas.



Figura 8– Detalhe da bacia de precipitação. Ao fundo detalhe da adição de soda caustica e cal. Fonte: Jairo José Zocche e Micheli de Freitas.



Figura 9 – Detalhe da bacia de captação de água para o lavador da Mina do Trevo.
Fonte: Jairo José Zocche e Micheli de Freitas.



Figura 10 – Bacia de decantação, com destaque ao aglomerado de *T. domingensis*, que crescem espontaneamente na margem. Fonte: Jairo José Zocche e Micheli de Freitas.

3.2.2 Área controle

A área controle está localizada aproximadamente 05 km da Mina do Trevo, na comunidade de São Martinho Baixo, Município de Siderópolis, na propriedade do Senhor Ângelo de Bona, coordenadas N 6.834.502 e E 649.691.

É constituída por um pequeno banhado, coberto por *T. domingensis* (Figura 11), localizado junto a uma planície de inundação de um dos tributários do rio Mãe Luzia, ao pé de uma pequena elevação, coberta por vegetação de campo antrópico (Figura 12).



Figura 11 – Ao fundo em segundo plano, detalhe do banhado coberto por *T. domingensis* (área controle), circundado pelo campo antrópico, sobre a planície de inundação de um dos tributários do rio Mãe Luzia, localidade de São Martinho Baixo, Siderópolis SC. Fonte: Jairo José Zocche e Micheli de Freitas.



Figura 12 – Detalhe do banhado coberto por *T. domingensis* na área controle. Fonte: Jairo José Zocche e Micheli de Freitas.

3.3 Descrição da espécie estudada

Typhaceae é uma pequena família botânica que engloba um único gênero *Typha*, com cerca de 15 espécies, conhecidas popularmente como taboas, distribuídas em todo o mundo entre o círculo polar Ártico e o paralelo 30 no hemisfério Sul (REITZ, 1984).

Segundo o mesmo autor, o gênero é representado por:

“ERVAS aquáticas, ou paludosas, ou lacustres, nos mais às vezes insignes, perenes, com rizoma rasteiro, abundante em amido, catafilos dísticos, caducos. CAULES eretos, simples, cilíndricos, anodos, maciços, na base, em geral submersos. FOLHAS dísticas, linear-alongadas, coriáceas, ou tanto grossamente esponjosas, espiraladas e levemente tortas, as caulinares envolvendo as espádices antes da ântese. LÂMINAS com secção transversa plano-convexa, semicilíndricas, ou quase plana, ou biconvexa, ou elíptica, ou triquetra”.

Em linhas gerais, *T. domingensis* Pers é uma planta de 1,10 a 2,50 m de altura, com folhas que sobrepassam, igualam ou não alcançam a inflorescência; bainhas inferiores paulatinamente continuadas na lâmina, e as superiores mais auriculadas; aurículas simétricas ou assimétricas; lâmina de 34 a 120 cm de comprimento por 0,5 – 1,6 cm de largura, anverso plano, verso suavemente convexo. Floresce e frutifica de julho a fevereiro (REITZ, 1984).

Dentre as espécies de taboas, *T. domingensis* é a mais tolerante a água salobra. Não raramente se observam várias espécies deste gênero ocorrendo juntas, o que provoca a hibridização, tornando difícil a identificação (CORDAZZO; SEELIGER, 1995).

3.4 Estudo da concentração de metais pesados no sedimento, na água e em *Typha domingensis*

3.4.1 Coleta e preparo do material para análise do conteúdo de Mn e Zn

As amostras de água sub-superficial, sedimento e plantas, tanto na área minerada (bacia de decantação) quanto na área controle (banhado), foram coletadas no período de 15 a 30 de março de 2006, em número de 08 repetições, para cada corpo estudado.

Na área controle, a 5,0 m de distância da margem do banhado, foi estabelecida uma transecção longitudinal de 40 m (Figura 13) de comprimento, sobre a qual, a intervalos de 5,0 m foram efetuadas as coletas de água, sedimento, raízes, caules e folhas de *T. domingensis*.

Na área minerada, junto ao aglomerado de *T. domingensis* presente na bacia de decantação, foram estabelecidas 4 transecções transversais, paralelas e distantes entre si em 5,0 m, onde, a intervalos de 5,0 m a partir da margem (Figura 14), foram coletadas 2 amostras de água superficial, sedimento, raízes, caules e folhas da planta estudada, por transecção.

As amostras de água foram coletadas manualmente, com auxílio de um frasco de polietileno previamente lavado em água destilada. Após o frasco ter sido submerso a profundidade de 0,10 a 0,15 m, foi retirada a tampa, para a coleta de água.

No momento das coletas de água, junto ao local de coleta (área controle e área minerada) foram efetuadas três leituras do pH para cada área estudada, com o auxílio de pHmetro digital de campo (marca METRON 632). Dos resultados das três leituras, foi calculada a média aritmética simples, sendo adotado tal valor de pH para o local de coleta das amostras (água, sedimento e plantas) do respectivo corpo d'água.

Além das três leituras do pH efetuadas no momento das coletas de água na área minerada, foi analisada a série histórica de monitoramento do pH realizado pela Empresa no ano de 2005, para se ter uma idéia do comportamento dessa variável a longo do ano.

As amostras de sedimento foram coletadas manualmente, a uma profundidade de 0,10 a 0,20 m, a partir da extração de vários "punhados", sendo transferidos para frascos de polietileno, previamente lavados em água destilada. Tanto as coletas de água quanto sedimento, foram conservadas sob refrigeração até as análises.

As amostras de raízes, caules e folhas de *T. domingensis* foram obtidas a partir da coleta manual de plantas adultas, que após a coleta, foram embaladas separadamente em sacos plásticos, devidamente etiquetados. Em laboratório foram lavadas em água corrente, separados os órgãos, desidratadas em estufa a 60 °C por 48 horas e encaminhadas para análises do conteúdo de metais pesados.



Figura 13 – Croqui demonstrativo da localização dos pontos de coleta de *T. domingensis*, água e sedimento na área controle. Em amarelo, transecção de 40 metros sobre a qual foram distribuídos os 8 pontos de coletas. Fonte Google Earth.



Figura 14 – Croqui demonstrativo da localização dos pontos de coleta de *T. domingensis*, água e sedimento na área minerada. Circulado em amarelo, o local de disposição das 4 transecções sobre as quais foram distribuídos os 8 pontos de coletas. Fonte Google Earth.

3.4.2 Obtenção de dados do pH da água, determinação do conteúdo de Mn e Zn no sedimento, na água e em *Typha domingensis*

O conteúdo de metais pesados (Mn e Zn) na água foi analisado quanto à fração dissolvida, seguindo a metodologia de APHA – Standard Methods (1998). No sedimento, o conteúdo extraível foi determinado por meio de extração a frio com HNO₃ (0,1 N) e; o total nos tecidos vegetais foi determinado por meio de digestão total a quente com HNO₃ supra puro. (KOTZ et al. 1972, modificado por PORTO, 1981).

As leituras do conteúdo de metais pesados nos diferentes compartimentos estudados foram efetuadas por meio de espectrofotometria de absorção atômica (EAA) com o uso do forno de grafite.

3.4.3 Análise estatística do conteúdo de Mn e Zn

Foram aplicados aos dados relativos à concentração de metais pesados no sedimento, água, nas raízes, caules e folhas de *T. domingensis*, cálculos estatísticos básicos: média, mediana, desvio padrão e coeficiente de variação de acordo com Riboldi (1993) e Zar (1985).

As concentrações médias de Zn e Mn na água, no sedimento, nas raízes, caules e folhas de *T. domingensis* foram submetidos ao teste “t” segundo Centeno (1999), com o objetivo de verificar se há diferença estatisticamente significativa, ao nível de confiabilidade de 95%, entre as áreas estudadas. Assim como as concentrações médias de Zn e Mn das raízes, caules e folhas de *T. domingensis* foram submetidas à análise de variância ANOVA I, com o objetivo de verificar se há diferença estatisticamente significativa na concentração média de cada metal em cada área entre os diferentes órgãos. A significância estatística entre as diferenças verificadas pela análise de variância ANOVA I, foi testada por meio do teste SNK (Student-Newman-Keuls-Test) (ZAR 1985), ao nível de confiabilidade de 95% e 99%.

Com a finalidade de verificar se há correlação entre o conteúdo disponível dos metais (Mn e Zn) nos diferentes compartimentos (sedimento e água) dos corpos d’água amostrados e o conteúdo total em *T. domingensis* (raízes, caules e

folhas), foi empregado Coeficiente de Correlação de Pearson (r), conforme sugestão de Brooks (1983) e Zar (1985), considerando-se como valores críticos, aqueles que diferiram significativamente de Zero, a um índice de confiabilidade de 95%.

Pelo fato do número de amostras ser considerado pequeno ($n = 8$) para se testar a normalidade da distribuição dos dados, foi optado por considerar que os mesmos seguiam distribuição normal, conduzindo-se a análise estatística dentro das pressuposições dos testes paramétricos.

3.5 Estudo de modificações na estrutura anatômica

3.5.1 Coleta e preparo do material para análise anatômica

As amostras de raiz e folhas de *T. domingensis*, foram coletadas conforme descrito no item 3.4.1. Para o estudo de modificações na estrutura anatômica, o material foi lavado em água corrente, fixado em FAA (formaldeído 40%, ácido acético glacial e álcool etílico 50%, 1:1:18 v/v) por 48 horas e conservado em etanol 70% até a preparação de lâminas histológicas, seguindo-se técnicas usuais de microscopia (JOHANSEN, 1940).

Todos os cortes amostrais foram obtidos à mão livre com lâmina de barbear, a partir de cortes transversais no terço médio de 5 folhas e a 5 cm do ápice de 5 raízes de cada uma das 8 plantas coletadas. Estes foram clarificados em água sanitária, lavados em água destilada, corados com safranina (1% em etanol 50%) e azul de astra (0,5% aquoso), desidratadas em série etanólica e montados em resina sintética, seguindo as técnicas usuais, segundo Gerlach (1984, modificado).

3.5.2 Análises anatômicas

À 5 cm do ápice das 5 raízes de cada uma das 8 plantas foram obtidas medidas do diâmetro tangencial de 5 elementos de vaso do metaxilema tardio, totalizando 200 medidas para cada área. De cada uma destas raízes foi contado o

número de pólos de protoxilema, obtendo-se 40 medidas, para cada respectiva área.

No terço médio das 5 folhas de cada uma das 8 plantas, de cada área, foram obtidas medidas da espessura do parênquima paliçádico das faces plana e convexa (40 medidas), o diâmetro radial de 5 feixes vasculares (200 medidas) e o diâmetro tangencial de 5 elementos de vaso do metaxilema (200 medidas) de cada face.

As características anatômicas qualitativas como: estrutura e distribuição dos feixes vasculares; disposição do xilema e floema; tipo de parênquima, foram coletadas usando-se microscopia de luz, por meio da análise das lâminas histológicas, sendo analisadas de acordo com o que indica a literatura específica.

O registro das características anatômicas foi efetuado por meio de imagens capturadas por câmera digital Cânon POWERSHOT G6, acoplada ao microscópio CARL ZEISS AXIOSTAR PLUS – TRANSMITTED-LIGHT MICROSCOPE.

3.5.3 Análise estatística dos dados anatômicos

Foram realizadas comparações da estrutura anatômica das raízes e folhas entre as áreas estudadas, obtendo-se desta forma, o padrão estrutural de cada órgão para a espécie e, as diferenças apresentadas em função dos ambientes de coleta (área minerada e controle). A probabilidade estatística ($P \leq 0,05 \%$) entre tais diferenças, foram testadas por meio da aplicação do teste “t” conforme Centeno (1999).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico (pH) indica a concentração de íons de H^+ em uma solução, representando a intensidade da condição ácida ($pH < 7$) ou alcalina ($pH > 7$) (ESTEVES, 1988). Pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes nos ecossistemas aquáticos, pois interfere na definição do tipo de comunidade, em processos bioquímicos, no balanço de CO_2 , na natureza química da água e na solubilidade de metais (RAYA-RODRIGUEZ et al., 2000).

A tabela 1 sumariza os valores médios do pH, obtidos a partir da série histórica fornecida pela Empresa Rio Deserto para o ano de 2005, quando o lavador da Mina do Trevo já estava trabalhando há pelo menos 6 anos, assim como valores medidos no momento das coletas de água, sedimento e plantas. Foi evidenciado que para a área minerada o pH médio foi de 5,2, enquanto para a área controle, o pH mostrou-se superior em torno de 6,0.

Tabela 1 – pH da água da bacia decantação de efluentes do beneficiamento de carvão do Lavador da Mina do Trevo, extraído da série histórica de monitoramento ($n = 11$) e $n = 3$ no momento das coletas neste corpo d'água e no corpo d'água da área controle na localidade de São Martinho Baixo, Siderópolis, SC.

Época da tomada de dados	Área Minerada	Área Controle
Janeiro a Dezembro/2005		
Amplitude	4,3 – 6,8	
Média	5,2	
Mediana	4,8	
Desvio Padrão	0,88	
Março – 2006		
Média	5,2	6,0
Desvio Padrão	0,1	0,1

O pH de águas continentais livres de contatos com áreas de mineração situa-se entre 6,0 e 8,0. As comunidades vegetais aquáticas podem interferir nos valores de pH do meio, principalmente por meio da assimilação de CO_2 , durante o processo fotossintético, elevando-o especialmente em águas de baixa alcalinidade (ESTEVES, 1988).

No caso da área controle, o valor médio de 6,0 observado pode ser resultado da elevada taxa de produção vegetal e baixa taxa de decomposição, o

que gera uma leve acidez em função da presença de matéria orgânica vegetal em decomposição, fato que leva o corpo d'água a condição de eutrofização, promovendo a sucessão vegetal do tipo banhado para mata paludosa.

O pH é um importante parâmetro que atua no controle da precipitação, mobilidade e biodisponibilidade dos íons metálicos. Quando em pH básico a maior parte dos íons metálicos se precipita na forma de hidróxido ou de sais básicos (ESTEVES, 1988). Elevados valores de pH podem reduzir a disponibilidade de determinados metais na água (FERNANDES et al., 1994), fato também verificado por Silvano (2003) em estudos em ambientes aquáticos em área de mineração a céu aberto em Siderópolis, SC, que ressalta que os elevados valores de pH observados podem ter aumentado os níveis de metais registrados nos sedimentos.

Na área minerada, o pH da água da bacia de decantação de efluentes do lavador variou de 4,3 a 6,8 durante o ano de 2005, apresentando o valor médio de 5,2, o qual, ficou muito próximo do valor mediano o que resultou em um baixo desvio padrão 0,88 (Tabela 1).

Foi observado que ao longo do ano, o pH variou de muito ácido (4,3) a levemente ácido (6,8), comportando-se na média como medianamente ácido (5,2). A variação no pH da bacia de decantação pode ser explicada pela contribuição que esse corpo d'água recebe do entorno, pois conforme assinala Smanioto (2005), toda a água superficial e sub-superficial do Campo Vila Funil, flui por entre as camadas de rejeitos depositados, aflorando junto ao último corte conhecido como Língua do Dragão, do qual, a Lagoa 3 faz parte e foi compartimentada quando da instalação do Lavador da Mina do Trevo.

Essa compartimentação, porém, não isenta a bacia de decantação de receber contribuição de drenagem ácida do entorno, o que acaba por influenciar nos níveis de pH da água, que variam de acordo com o aporte maior ou menor de água do entorno, conforme se observa na tabela 1.

Em áreas de mineração de carvão, a dissociação do ácido sulfúrico produzido a partir da oxidação da pirita (FeS_2) presente nos rejeitos de carvão, provoca o abaixamento dos níveis do pH, tornando o meio ácido (ZANARDI JR; PORTO, 1991). Essas reações fazem com que a água da chuva, que se precipita sobre áreas de mineração, se acidifique, lixiviando o solo, solubilizando os nutrientes, dificultando o estabelecimento da vegetação, e conduzindo cargas tóxicas aos corpos d'água. Esse fato resulta em uma seleção de um baixo número de espécies vegetais que são capazes de colonizar tanto ambientes terrestres

quanto aquáticos, o gera comunidades com baixa diversidade e com elevado número de indivíduos por espécies, gerando uma dominância de espécies tolerantes em relação às não tolerantes, fato observado na bacia de decantação estudada, onde poucas espécies se estabeleceram.

4.2 Concentração de Zn e Mn na água e no sedimento

A remoção de metais pesados de efluentes é uma importante etapa das atividades industriais. A Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes além de definir valores específicos de concentração de 17 metais, de fluoreto, de cianeto e de nitrogênio amoniacal para qualquer fonte poluidora.

Analisando-se o anexo 1, foi observado que tanto o elemento zinco quanto o manganês na forma dissolvida na água da área controle (não minerada) mostraram valores de concentração inferiores ao limite de detecção do aparelho. Sendo, portanto, assumido nesses casos específicos (Tabela 2), os valores mínimos de detecção do aparelho ($Zn = 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ e $Mn = 0,003 \text{ mg.L}^{-1}$), evidenciando ser esta, uma área livre de contaminação, pelo menos para esses dois elementos, nesse compartimento, conforme Allen (1989) e Resolução CONAMA 357/2005.

Na área minerada, o valor de concentração do Zn variou de 1,13 a 7,53 mg.L^{-1} enquanto o do Mn variou de 11,10 a 22,60 mg.L^{-1} (Tabela 2). Ambos elementos mostraram valores médios e medianos próximos entre si em cada respectiva área de estudo, no entanto, apenas o Mn mostrou baixo desvio padrão (3,60), evidenciando ser o valor médio, um bom parâmetro a ser analisado já que houve uma baixa variação nos dados, comprovada pelo coeficiente de variação que girou em torno de 25%, considerado como baixo por Riboldi (1993).

Foi observado ainda que ambos elementos mostraram valores médios de concentração mais elevados na bacia de decantação de efluentes da mineração (Lagoa 3) do que na área controle, evidenciando diferença estatística altamente significativa ($t_{0,01;7} = 3,49$) para Mn e significativa ($t_{0,05;14} = 2,14$) para Zn, o que evidencia que as atividades de mineração do carvão estão disponibilizando os mesmos para o meio.

Tabela 2 - Conteúdo dissolvido de Zn e Mn (mg.L^{-1}) na água do corpo d'água da área controle (n = 8) e da área minerada (n = 8).

Parâmetros Estatísticos e Padrões	Zinco (mg.L^{-1})		Manganês (mg.L^{-1})	
	Área Controle	Área Minerada	Área Controle	Área Minerada
Amplitude	0,01 – 0,01	1,13 – 7,53	0,003 – 0,18	11,10 – 22,60
Média	0,01	2,36	0,02	14,01
Mediana,	0,01	1,62	0,003	13,2
Desvio Padrão	1,24E-10	2,12	0,06	3,60
Coefficiente de Variação (%)	1,24E-6	89,83	249,07	25,69
"t" calculado ("t" tabelado)	3,14 * (2,14)		10,97 (3,49) **	
P	0,0072		1,16E-05	
Médias Mundiais (água doce) ^a	0,005 – 0,05		0,001 – 0,08	
CONAMA 357/2005 (água doce) ^c	0,18		0,1	
CONAMA 357/2005 (efluentes) ^b	5,0 ^c		1,0 ^d	

^a Segundo Allen (1989); ^b Segundo Resolução CONAMA 357/2005; ^c Conteúdo Total; ^d Conteúdo dissolvido; * significativo ($P \leq 0,05$); ** altamente significativo ($P \leq 0,01$).

Com relação aos níveis de concentração de metais em águas continentais livres de contaminação, conforme Allen et al (1989), foi observado que ambos elementos estão muito acima dos limites de normalidade nos efluentes do beneficiamento de carvão despejados na bacia de decantação (área minerada) para posterior liberação na Lagoa 3 (Tabela 2).

De outro modo, conforme a Resolução CONAMA 357/2005, foi observado que, apesar do tratamento químico aplicado aos efluentes do beneficiamento do carvão no Lavador da Mina do Trevo, os valores de concentração de Mn estão muito acima dos limites estabelecidos pela legislação vigente. Segundo essa resolução, o valor máximo de concentração de Mn admissível nos efluentes é de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (conteúdo dissolvido) enquanto o valor médio detectado foi de $14,01 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 2). Em relação ao Zn, não é possível estabelecer comparações, pois no presente estudo foi determinado o conteúdo dissolvido, enquanto a Resolução CONAMA, estabelece para o mesmo, o conteúdo total.

Ye et al. (2001a) ao estudarem *wetlands* contaminados por metais pesados provenientes da mineração de carvão nos EUA, constituídos de macrófitas aquáticas (*Typha latifolia* L. e *Juncus effusus* L.) constataram a presença de $6,4 \text{ mg.L}^{-1}$ de Mn (conteúdo total) na água que fica entre os poros do sedimento. Estes valores, no entanto não podem ser diretamente comparados aos do presente estudo, pois além de ter sido lido o conteúdo dissolvido, a água foi coletada a uma profundidade de 0 a 20 cm abaixo da superfície, enquanto o valor dado pelos autores op. cit., além de ser o conteúdo total, refere-se à água que está entre os poros do sedimento.

A flutuação do volume de água na bacia de decantação é outro fator que pode influenciar na concentração de metais na água. Além do aporte sub-superficial que

percola pelas pilhas de rejeitos do entorno da bacia de decantação, a elevação no nível da lagoa, pela maior entrada de efluentes, ou pela deposição de sedimentos, leva a lagoa a extravasar em alguns pontos, colocando a “água” em contato com rejeitos sob diferentes estados de intemperização. Assim, carreando para dentro da lagoa, valores maiores de metais pesados, do que aqueles estariam propriamente nos efluentes.

O zinco é um elemento essencial à vida das plantas e dos animais. Em águas naturais, a concentração de zinco é normalmente baixa, no entanto, áreas de drenagem ácida de mina de carvão e efluentes industriais, podem ser fontes potenciais deste elemento (ALLEN, 1989).

O manganês é um elemento essencial às plantas e raramente aparece em águas superficiais, ocorrendo em concentrações abaixo de $100 \mu\text{g. L}^{-1}$ (ANJOS, 2003) o que corrobora os dados obtidos para a área controle, muito embora os valores detectados tenham sido infinitamente menores do que $100 \mu\text{g. L}^{-1}$. Ocorre tipicamente como Mn^{+4} , sendo relativamente instável, passando para Mn^{+3} na forma de óxidos e hidróxidos insolúveis (KADLEC e KNIGHT, 1998 apud ANJOS, 2003). Pode tornar-se poluente sob determinadas circunstâncias, geralmente estando associado com o ferro e com processos de queima de carvão (ALLEN, 1989).

A sorção é o destino dominante do zinco em ambientes aquáticos e ocorre por meio de óxidos e hidróxidos de ferro e manganês, argilo-minerais e matéria orgânica. O zinco é sorvido em condições de pH abaixo de 7, sendo prontamente transportado para águas superficiais devido sua mobilidade (SMITH et al., 1995 apud ANJOS, 2003). A disponibilidade do Mn é mais elevada em meios medianamente ácidos e, assim como o Zn, pode ser muito baixa em meios fortemente ácidos (ALLEN, 1989).

Silvano (2003) registrou valores médios de Zn e Mn na água de lagoas artificiais em áreas de mineração de carvão em Siderópolis iguais a 0,07 e 3,9 mg.L^{-1} , respectivamente, enquanto Martinello (1998) registrou valores 5,9 mg.L^{-1} de Mn, valores esses muito inferiores (Tabela 2) aos detectados no presente estudo.

Pompêo et al. (2004), ao estudarem a qualidade da água dos corpos contaminados pela mineração do carvão da bacia do rio Fiorita, em Siderópolis, SC, encontraram valores para manganês total, que variaram de 0,001 a 90 mg.L^{-1} . No entanto, o conteúdo total de um determinado elemento pouco informa sobre seu *status* de toxidez no meio, pois representa o valor potencial e não o valor real disponível para ser absorvido pelos organismos. A disponibilidade dependerá das

variações nos parâmetros físicos e químicos, que poderão ou não gerar concentrações na forma trocável que virão a comprometer os processos biológicos. Por isso, é sempre preferível analisar a fração dissolvida ou trocável ao invés do conteúdo total.

Quanto ao conteúdo na forma trocável (biodisponível) no sedimento (Tabela 3), foi verificado que o elemento Zn mostra valores médios de concentração mais elevados na bacia de decantação de efluentes da mineração (Lagoa 3) em comparação à área controle, valor esse na ordem de 5,8 vezes (de $1,96 \mu\text{g.g}^{-1}$ para $11,41 \mu\text{g.g}^{-1}$), evidenciando diferença estatística altamente significativa ($t_{0,01;7} = 3,49$), o que evidencia que as atividades de mineração do carvão estão disponibilizando esse elemento para o meio.

Tabela 3 - Conteúdo trocável de Zn e Mn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nos sedimentos do corpo d'água da área controle (n = 8) e da área minerada (n = 8).

Parâmetros Estatísticos	Zinco		Manganês	
	Área Controle	Área Minerada	Área Controle	Área Minerada
Amplitude	0,66 – 6,40	7,00 – 18,10	7,17 – 27,00	14,20 – 33,20
Média	1,96	11,41	19,01	22,78
Mediana	1,47	9,63	20,85	19,55
Desvio Padrão	1,83	4,05	6,73	7,88
Coeficiente de Variação (%)	93,74	35,49	35,40	34,59
“t” calculado (“t” tabelado)	6,01 ** (3,49)			1,03 (2,14)
P	0,0005		0,3070	
Máximo permissível ^a	620		-	

^a Segundo Crommentuijn et al (2000); ** altamente significativo ($P \leq 0,01$).

Apesar do elemento Zn ter se apresentado em concentração média mais elevada na área minerada (de 7,00 a $18,10 \mu\text{g.g}^{-1}$) do que na área controle ($0,66$ a $6,40 \mu\text{g.g}^{-1}$), foi observado que em ambas áreas os valores estão bem abaixo dos limites permissíveis nos sedimentos, conforme Crommentuijn et al (2000). Em relação ao Mn, não foi possível estabelecer comparações, pois não se encontraram na literatura consultada, valores estabelecidos como permissíveis (aceitáveis ou normais) para os sedimentos (Tabela 3).

No ambiente aquático o zinco prende-se, predominantemente, ao material suspenso antes de ser acumulado ao sedimento (Soares et. al., 2001). No entanto, a ressolubilização em fase aquosa é possível, sob certas condições físico-químicas, como na presença de ânions solúveis, na ausência de matéria orgânica, minerais de argila e hidróxidos de ferro e manganês, baixo pH e salinidade aumentada.

Os valores médios e medianos de Zn e de Mn nos sedimentos, mostraram muito próximos entre si (em cada respectiva área estudada) e com valores de

desvios padrão médios, evidenciando serem bons parâmetros a serem analisados, já que os coeficientes de variação ficaram em torno de 35%. Excetua-se, no entanto, o caso de Zn na área controle (Tabela 3), o qual, apresentou um desvio padrão muito elevado, produzindo igualmente, um coeficiente de variação muito elevado (93,74), conforme Riboldi (1993).

A discrepância assumida pelo coeficiente de variação de dados de Zn na área controle foi dada em função de uma das amostras que mostrou nível de concentração de $6,40 \mu\text{g.g}^{-1}$, enquanto que as 7 demais variaram de 0,66 a $1,94 \mu\text{g.g}^{-1}$. Caso fosse retirada da análise essa amostra, considerada como *outlier* (discrepante), a diferença entre o valor médio da área controle e da área minerada seria ainda maior.

Haddad, Maine e Boneto (2006) avaliaram a concentração de metais pesados (Zn, Cr e Ni) no sedimento de fundo, nas folhas e raízes de *T. domingensis* em um *wetland* em escala piloto, para avaliar a eficiência do tratamento de efluentes de uma metalúrgica na Argentina. Detectaram concentrações de Zn de 30,3 a $189 \mu\text{g.g}^{-1}$ na entrada e na saída do banhado no início do experimento e concentrações de 30,3 a $75,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ na entrada e na saída no final do experimento.

Silvano (2003) em áreas de mineração de carvão em Siderópolis, SC, em área próxima ao presente estudo, registrou valores médios do conteúdo total de Zn e Mn nos sedimentos que variaram de 50 a $325 \mu\text{g.g}^{-1}$ e de 1.650 a $2.445 \mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente, o que evidencia a ocorrência de sedimentos contaminados por esses metais, quando se comparam tais valores com o *background* apresentado por Bowen (1979) para o conteúdo total de Zn e Mn em sedimentos ($95 \mu\text{g.g}^{-1}$ e $770 \mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente).

Machado, Raya-Rodriguez e Leonardi (2000) detectaram concentrações de Zn e Mn na forma extraível, nos sedimentos de fundo dos cursos d'água mais importantes da região carbonífera, RS, que variaram de 0,81 a $9,78 \mu\text{g.g}^{-1}$ e de 5,23 a $110,72 \mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente. Se os compararmos com os valores detectados no presente estudo (Tabela 2), verifica-se que nos sedimentos da Lagoa 3 na Mina do Trevo foram evidenciados valores de Zn superiores, na ordem de 2 vezes e Mn inferiores, na ordem de 3,3 vezes.

Estas variações podem ser explicadas pelo fato de que, nas áreas estudadas no RS, as coletas foram feitas em vários pontos em drenagens naturais e no presente estudo, diretamente junto à bacia de decantação dos efluentes do

lavador. Essa situação pode influenciar na geoquímica dos sedimentos, uma vez que as drenagens naturais recebem aporte de materiais diversos, além de conterem uma biota muito mais diversificada, o que influencia a dinâmica do corpo d'água que é totalmente diferente da dinâmica de uma bacia de decantação.

Mecanismos físico-químicos de retenção de metais em sedimentos incluem a imobilização via precipitação oxidativa, sedimentação de partículas, adsorção sobre sítios de trocas de cátions, complexação com matéria orgânica e redução a sulfatos (SKOUSEN et al., 1994).

O baixo pH médio (5,2) da bacia de decantação (Tabela 1), pode favorecer a solubilização dos metais, enquanto que na área controle, uma maior parte deve estar adsorvida à matéria orgânica ou inorgânica particulada ou, ainda, sob a forma de complexos. Essa constatação encontra respaldo nos estudos de Zanardi Jr e Porto (1993), que encontraram a mesma tendência ao comparar parâmetros físico-químicos de um reservatório livre de contaminação por mineração com bacias de decantação de efluentes em áreas de mineração em Butiá, RS.

Ao serem solubilizados, os metais passam do compartimento dos sedimentos ou da solução do solo para a água. Conforme os autores op. cit., baixos níveis de pH tendem a aumentar a solubilidade de metais. De outra forma, níveis elevados de pH, tendem a favorecer a complexação de metais, conduzindo-os a precipitação nos sedimentos.

Analisando-se a tabela 4, foi observado que tanto na área controle quanto na área minerada, valores mais elevados de Zn e Mn foram detectados nos sedimentos, evidenciando ainda, diferença estatística significativa. Os dados aqui encontrados corroboram com os de Duó et al (2006). Este fato pode ser explicado pela presença de maior quantidade de partículas de argila no compartimento dos sedimentos em relação à água.

Segundo Brooks (1983), a fração mais fina do solo tem importante papel na dinâmica dos metais no solo. As argilas agem como resinas trocadoras de íons, normalmente com alta capacidade de troca catiônica. Kabata Pendias e Pendias (1986) afirmam que os ácidos húmicos, devido a sua relativa insolubilidade em meios ácidos, podem ser considerados como depósitos orgânicos de metais pesados. Assim sendo, é de se supor que no compartimento onde haja maior teor de argila ou de matéria orgânica, haja também maiores concentrações de metais, corroborando a tendência observada no presente estudo, conforme demonstra a tabela 4.

Há de levar em conta também que os metais podem ser acumulados nos sedimentos de lagos e rios, e mudanças nas condições ambientais podem afetar sua biodisponibilidade. Uma vez sedimentados esses metais podem ser novamente disponibilizados para a coluna d'água, graças a reações de oxi-redução, ou a processos de re-suspensão de origem física (correnteza), biológica (atividade dos organismos que vivem nos sedimentos) e humana (dragagem e navegação) (COTTA, REZENDE, PIOVANI, 2006)

Tabela 4 - Significância estatística entre as diferenças de concentração média de metais no sedimento ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e na água ($\mu\text{g.L}^{-1}$) coletadas no corpo d'água da área controle (n = 8) e da área minerada (n = 8), determinada por meio do Student test ($P \leq 0,05$).

Áreas de Coletas	Concentração Média Zinco		Concentração Média Manganês	
	Sedimento	Água	Sedimento	Água
Área Controle	1,96a	0,01b	19,00c	0,25d
"t" calculado ("t" tabelado)	3,00 (2,36)		7,97 (2,36)	
P	0,0095		6,66373E 05	
Área Minerada	11,41a	2,36b	22,78c	14,0d
"t" calculado ("t" tabelado)	5,59 (2,14)		2,86 (2,22)	
P	1,43064E 06		0,0125	

Letras iguais nas linhas, indicam que não há diferença estatística significativa entre as médias em uma mesma área ($P \leq 0,05$).

Além da presença das argilas, deve-se levar em conta que nos sedimentos o teor de matéria orgânica é elevado favorecendo, assim, a complexação de elementos e depositando-os em maiores quantidades nesse compartimento.

Os compostos orgânicos têm, assim como as argilas, importante papel na dinâmica dos metais pesados em processos de transporte e acumulação de íons metálicos presentes no solo e na água, pois formam quelatos de diversas estabilidades e, em função das condições do meio (oxidante, redutor, ácido ou básico), podem precipitar ou entrar em solução (ZANARDI JR; PORTO, 1993).

Se levarmos em conta que as macrófitas aquáticas absorvem elementos tanto pelas raízes quanto pelas folhas, em processos de fitorremediação de áreas degradadas, apresentariam maiores vantagens às espécies fixas, pois as flutuantes não alcançariam as camadas dos sedimentos, não realizando a absorção de elementos precipitados.

A relação entre os valores de metais presentes na água e sedimento deve, entretanto, ser feita com ressalvas, pois as estruturas bioquímicas e coloidais existentes na água são diferentes daquelas presentes nos sedimentos, o que implica em uma diferenciação relativa da forma química dos elementos existentes

em um ou outro compartimento (MACHADO; RAYA-RODRIGUEZ; LEONARDI, 2000).

4.3 Concentração de Zn e Mn em *Typha domingensis*

As macrófitas aquáticas são estreitamente relacionadas às plantas terrestres, do ponto de vista taxonômico. No entanto, são predominantemente fanerógamas aquáticas, as quais, vivem em um ambiente completamente distinto do ambiente terrestre. Suas habilidades para acumular metais, as tornam um interessante objeto de pesquisa para testar e modelar teorias ecológicas sobre a evolução e sucessão vegetal, tanto quanto, sobre a ciclagem de nutrientes e de metais (FÖSTNER; WHITMAN, 1979 apud VARDANYAN; INGOLE, 2006).

A água, os sedimentos e as plantas de *wetlands*, que recebem efluentes urbanos e industriais contêm níveis de metais pesados mais elevados do que aqueles que não recebem descargas de efluentes. Várias plantas aquáticas são reconhecidas como acumuladoras de metais pesados em seus tecidos. As macrófitas aquáticas os absorvem principalmente pelas raízes, muito embora possa ser igualmente significativa a absorção pelas folhas (VARDANYAN; INGOLE, 2006).

Os mecanismos que regem a remoção dos contaminantes dos efluentes e as interações entre os mesmos ainda não são bem compreendidas (FAULKNER; RICHARDSON, 1988). Acredita-se que a depuração da água seja realizada por uma variedade de processos químicos, físicos e biológicos, que operam independentemente uns dos outros em algumas situações e de modo interativo em outras (DUNBABIN; BOWNER, 1992; HAMMER, 1993).

Diferentes espécies apresentam diferentes formas de absorção e de acumulação de metais pesados em seus órgãos. A absorção dos metais, é portanto espécie específica (BROOKS, 1983; ERNST; SCHAT; VERKLEIJ, 1990). Além disso, indivíduos da mesma espécie apresentam variações quanto ao grau de tolerância à variação de fatores ambientais, sobretudo se estiverem sob condições estressantes.

A tabela 5 resume os parâmetros estatísticos analisados em relação à concentração de Zn e Mn nas raízes de *T. domingensis*, evidenciando que os valores de concentração de Zn na área controle e de Mn na área minerada são bons parâmetros a serem analisados, pois os valores médio e mediano estão muito próximos entre si, mostrando pequeno desvio padrão e baixo coeficiente de

variação.

Tabela 5 - Conteúdo total de Zn e Mn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nos tecidos das raízes de *Typha domingensis* Pers. coletadas no corpo d'água da área controle (n = 8) e da área minerada (n = 8).

Parâmetros Estatísticos	Zinco		Manganês	
	Área Controle	Área Minerada	Área Controle	Área Minerada
Amplitude	8,42 – 17,40	153,00 – 508,00	145,00 – 480,00	109,00 – 207,00
Média	13,72	247,50	262,87	161,50
Mediana	14,15	176,50	246,00	169,00
Desvio Padrão	2,82	146,06	106,01	35,46
Coefficiente de Variação (%)	20,55	59,01	40,32	21,95
"t" calculado ("t" tabelado)	4,62 ** (3,49)		2,56 * (2,36)	
P	0,0024		0,0375	
Médias Mundiais ^a	15 – 100		50 – 1000	

^a Segundo Allen (1989); * Significativo ($P \leq 0,05$); ** Altamente significativo ($P \leq 0,01$)

A concentração média de Zn nas raízes na área minerada ($247,50 \mu\text{g.g}^{-1}$) mostrou-se mais elevada do que na área controle na ordem de 18 vezes (tabela 5), evidenciando diferença estatística altamente significativa ($t_{0,01;7} = 3,49$), sendo inclusive mais elevada do que às médias mundiais, consideradas como normais por Allen 1989). O Mn por sua vez, além de evidenciar valores médios de concentração mais baixos do que as médias mundiais, foi registrado na área minerada, com valor médio mais baixo do que na área controle na ordem de 40%, demonstrando diferença estatisticamente significativa ($t_{0,5;7} = 2,36$).

Tanto a concentração média do Zn na área minerada quanto a de Mn na área controle não são bons parâmetros estatísticos a serem analisados, pois apresentaram desvios padrão muito elevados, o que resultou em elevados coeficientes de variação de dados. Este comportamento pode ter se dado em função da alta variação das características físico-químicas que os corpos d'água em áreas de mineração estão submetidos, principalmente no que se refere ao nível de flutuação da lâmina d'água, causado pelo aporte de água da chuva, ou pela variação na descarga da água oriunda do lavador, o que resulta em uma heterogeneidade, que se reflete na concentração de elementos nas plantas.

O aumento da concentração de Zn nas raízes de *T. domingensis* na área minerada, acompanha a mesma tendência observada para o sedimento e para água, pois embora os valores desse elemento, nesses compartimentos estivessem abaixo dos limites de normalidade, foi verificado que as atividades de mineração têm aumentado a disponibilidade do mesmo para sistemas biológicos, nas áreas mineradas.

Haddad, Maine e Boneto (2006) detectaram variação na concentração

média de Zn nas raízes de *Typha domingensis* de $56,7 \mu\text{g.g}^{-1}$ a $67,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ entre o início e o final do período de exposição aos efluentes (425 dias).

No que se refere à concentração de Zn e Mn nos caules de *T. domingensis*, a tabela 6 apresenta os respectivos parâmetros estatísticos de cada área analisada, demonstrando que em ambas situações as concentrações médias para os dois metais estão abaixo dos limites de normalidade em relação às médias mundiais conforme Allen (1989).

Tabela 6 - Conteúdo total de Zn e Mn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nos tecidos dos caules de *Typha domingensis* Pers. coletadas no corpo d'água da área controle (n = 8) e da área minerada (n = 8).

Parâmetros Estatísticos	Zinco		Manganês	
	Área Controle	Área Minerada	Área Controle	Área Minerada
Amplitude	0,01 – 7,99	16,7 – 95,90	98,70 – 299,00	135,00 – 271,00
Média	1,39	43,85	200,46	212,5
Mediana	0,01	23,4	183,00	212,5
Desvio Padrão	2,77	25,80	94,96	46,80
Coefficiente de Variação (%)	199,38	58,85	47,37	22,02
“t” calculado (“t” tabelado)	4,62 ** (3,49)		0,32 (2,36)	
P	0,0024		0,7536	
Médias Mundiais ^a	5 – 100		50 – 1000	

^a Segundo Allen (1989); ** Altamente significativo ($P \leq 0,01$)

Apenas a concentração média de Mn na área minerada ($212,5 \mu\text{g.g}^{-1}$) evidenciou ser um bom parâmetro estatístico a ser analisado, pois coincidiu com a mediana, apresentando baixo desvio padrão e coeficiente de variação. As demais variáveis analisadas, mostraram valores medianos e médios muito discrepantes e elevados coeficientes de variação.

Comparando-se área minerada com a área controle, foi observado que apenas o elemento Zn apresenta grande elevação na taxa de concentração nos caules de *T. domingensis*, resultando em uma diferença altamente significativa ($t_{0,01;7} = 3,49$), seguindo a mesma tendência observada para as raízes. Este fato, ao contrário de ser ruim, oferece boas perspectivas de utilização da espécie em trabalhos de fitorremediação de áreas degradadas, por meio do biopolimento de efluentes tratados por processos físico-químicos convencionais, em função da capacidade de bioacumulação desse elemento em seus tecidos foliares.

O papel desempenhado pelos metais pesados no metabolismo vegetal, determina o padrão de absorção e de translocação dos mesmos nos tecidos vegetais, assim como sua condição de micronutriente ou elemento tóxico (BROOKS, 1972; 1983). Alguns são considerados bioelementos essenciais (como o

Fe, Mn, Zn, Cu e Mo), enquanto outros (como Ni e V) têm apenas uma significância biológica limitada (BROOKS, 1972; 1983). Certos elementos (como Cd, Pb, As, Hg e Th) não têm função fisiológica conhecida e são tóxicos em qualquer concentração (KINZEL, 1982 apud BUSTAMANTE, 1993).

O limite entre a essencialidade e a toxidez, freqüentemente dependem da dose de concentração do elemento no meio (KUNTZE, 1986), assim como da forma química na qual o mesmo se apresenta (ZOOCHÉ, 2002).

Manganês e Zinco em concentrações anômalas provocam clorose nas folhas, e aparecimento de manchas brancas semelhantes a pústulas que ocorrem na epiderme dos animais. O zinco além da clorose provoca ainda sintomas de deficiência de manganês nas plantas, nesse caso, na forma de manchas brancas ao invés do amarelecimento total das folhas (BROOKS, 1972; 1983).

A clorose pode ser definida como o amarelecimento característico das partes fotossintetizantes das plantas, sobretudo as folhas, em função da deficiência do ferro. Esta, raramente é causada pelos baixos teores de ferro no substrato, mas, sobretudo pela baixa absorção desse elemento provocada pelo efeito antagônico exercido por outros elementos. É um indicador da ocorrência de concentrações excessivas de Cr, Co, Cu, Mn, Ni ou Zn no solo, uma vez que todos esses exercem antagonismo à absorção do Fe pelas plantas (BROOKS, 1983). Ressalta-se, contudo, que na área minerada estudada, não se observaram sintomas de clorose nas folhas de *T. domingensis*.

Quanto ao conteúdo de Zn e Mn nas folhas de *T. domingensis* (Tabela 7), foi observado que o valor médio de Zn na área controle ($7,87 \mu\text{g.g}^{-1}$) e de Mn ($815,75 \mu\text{g.g}^{-1}$) na área minerada, são bons parâmetros a serem analisados, uma vez que ambos ficaram próximos às respectivas medianas, evidenciaram baixos desvios padrão, o que resultou em baixos coeficientes de variação. Para os demais casos, os elevados coeficientes de variação refletem a variação nos dados, resultando em desvios padrão muito elevados, não sendo portanto bons parâmetros a serem analisados.

Em relação às médias mundiais, conforme Allen (1989), foi observado que os valores médios de ambos elementos estão dentro dos limites de normalidade, muito embora os valores máximos detectados para Zn na área minerada ($141,00 \mu\text{g.g}^{-1}$) e Mn em ambas áreas ($1.831,00$ e $1260 \mu\text{g.g}^{-1}$) estejam acima dos valores considerados normais. Especificamente com relação ao Mn, observa que os valores máximos detectados foram encontrados quase duas vezes mais elevados na área

controle e em valores levemente superiores aos limites de normalidade na área minerada.

Tabela 7 - Conteúdo total de Zn e Mn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nos tecidos das folhas de *Typha domingensis* Pers. coletadas no corpo d'água da área controle (n = 8) e da área minerada (n = 8).

Parâmetros Estatísticos	Zinco		Manganês	
	Área Controle	Área Minerada	Área Controle	Área Minerada
Amplitude	5,57 – 11,3	31,70 – 141,00	318,00 – 1.831,00	308,00 – 1.260,00
Média	7,87	52,36	803,75	815,75
Mediana	7,08	41,75	681,00	800,00
Desvio Padrão	2,28	36,09	474,44	272,63
Coeficiente de Variação (%)	28,97	68,93	59,03	33,42
"t" calculado ("t" tabelado)	3,47 * (2,36)		0,06 (2,14)	
P	0,0104		0,9530	
Médias Mundiais ^a	15 – 100		50 – 1000	

^a Segundo Allen (1989); * Significativo ($P \leq 0,05$).

Esse fato pode ser explicado por vários motivos: um deles que o *background* da área (padrão) para esse elemento seja maior do que a média mundial citada; outro que a área controle não seja verdadeiramente isenta de contaminação no sedimento; e um terceiro que o processo adotado pela Carbonífera Rio Deserto para o tratamento da DAM esteja indisponibilizando esse elemento para planta (FREITAS, ZOCHE, QUADROS, 2006).

O elemento Zn, na área minerada apresentou-se em concentrações 6,5 vezes mais elevadas do que na área controle, evidenciando diferença estatística significativa ($t_{0,05;7} = 2,36$) enquanto que a concentração média de Mn praticamente não diferiu entre as áreas estudadas (Tabela 7).

Foi observado que o elemento Zn nas folhas de *T. domingensis* segue o mesmo padrão verificado para a água e o sedimento na bacia de decantação de efluentes da mineração (Tabelas 2 e 3), isto é; os valores médios detectados estão mais elevados nesta do que na área controle. Isto significa dizer que as atividades de mineração do carvão estão disponibilizando Zn para o meio e a planta por sua vez está absorvendo e concentrando-os em valores mais elevados principalmente nas raízes e folhas.

Haddad, Maine e Boneto (2006) detectaram variação na concentração média de Zn nas folhas de *T. domingensis* de $6,1 \mu\text{g.g}^{-1}$ a $39,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ entre o início e o final do período de exposição aos efluentes (425 dias). Concluíram que *T. domingensis* dentre outras espécies, alcançou a taxa de produção de biomassa mais elevada em ambientes alterados por efluentes ácidos do que em ambientes naturais sem alteração antrópica. Afirmam que esta espécie é altamente eficiente para o tratamento de efluentes enriquecidos com metais pesados e baixo pH.

Ye et al. (2001b) verificaram que a concentração de Fe, S, Cd, B e Zn foram mais elevadas nos tecidos das raízes e do caule do que dos brotos e folhas, em alguns casos inclusive, maiores do que 60 vezes, ocorrendo o inverso para Mn, que mostrou concentrações mais elevadas nas raízes e caules. Detectaram concentrações de Zn iguais a 27 e 42 $\mu\text{g.g}^{-1}$ nos brotos e raízes respectivamente, enquanto que de Mn iguais a 1.097 e 200 $\mu\text{g.g}^{-1}$ respectivamente. Observaram ainda que *Typha latifolia* acumulou manganês em maiores concentrações nas folhas e brotos do que nos rizomas e raízes, resultado também obtido por Taylor e Crowder (1983a) e Fernandes e Henriques (1990).

As espécies vegetais, de modo geral, apresentam grande variação quanto à absorção de metais pesados (Hart et al., 1998). As raízes, geralmente, constituem o principal órgão envolvido na absorção e, portanto, quase sempre, as maiores concentrações de metais pesados são, também, encontradas nesta parte da planta (Grant et al., 1998). Em plantas aquáticas, entretanto, as folhas estabelecem contato direto com a solução que contem o metal pesado e portanto, teoricamente podem absorver tanto quanto as raízes (SANTOS, 2000).

Plantas aquáticas, pela própria condição do meio, absorvem elementos pela raiz, pelo caule e pelas folhas, dependendo muito do contato que cada órgão tem com a água ou com o sedimento. A absorção de metais pesados por folhas é pouco conhecida e, menos ainda, a influência que isto teria sobre a absorção pelas raízes e a subsequente translocação para a parte aérea (CAKMAK et al., 2000).

A absorção ao nível do sistema radical envolve tanto a difusão do meio para dentro da planta, quanto à troca catiônica entre a raiz e as superfícies minerais. A troca catiônica é o mais importante dos dois processos, e ocorre a partir da produção de CO_2 , como resultado do processo de respiração. O dióxido de carbono reage com as moléculas de água e libera íons de hidrogênio, os quais são permutados com os cátions que estão sobre os argilo-minerais. Quando os cátions atingem as pontas das raízes eles são novamente permutados por íons de hidrogênio e o ciclo recomeça. Alguma absorção também ocorre por difusão simples nas células das extremidades das raízes (BROOKS, 1983).

A absorção de um elemento pelas células de um determinado órgão da planta, não implica diretamente na acumulação desse metal no referido órgão. Brooks (1983) enfatiza que os íons absorvidos pelas raízes freqüentemente são translocados para as folhas. O xilema parece ser o principal meio desse transporte. Há evidências do fluxo reverso, via floema, de alguns nutrientes das folhas para os

ramos ou para folhas jovens, comumente imediatamente antes da desfoliação (BROOKS, 1983).

T. domingensis evidenciou tendências à acumulação de Zn em concentrações mais elevadas na seguinte ordem: raiz > folha > caule; tanto na área controle quanto na área minerada (Tabela 8). O Mn por sua vez, além de não seguir o mesmo padrão, mostrou comportamento distinto nas duas áreas. Enquanto que na área minerada a concentração de Mn foi: folha > caule > raiz, na área controle, houve alteração entre a raiz e o caule, mostrando valores de concentração na seguinte ordem: folha > raiz > caule.

Na área controle, as concentrações médias de Zn nos três órgãos de *T. domingensis*, evidenciaram diferença estatística significativa entre si. De outro modo, na área minerada, apenas as concentrações médias das raízes diferiram estatisticamente das concentrações dos caules e folhas, cujos valores detectados nesses dois últimos órgãos, não evidenciaram diferença estatística significativa entre si (Tabela 8). Em relação ao Mn, foi observado que tanto na área minerada, quanto na área controle, apenas a concentração média das folhas evidenciou diferença significativa em relação aos outros dois órgãos.

O Zn é classificado como um elemento que tem distribuição uniforme na planta (SIEDLECKA, 1995 apud SANTOS, 2000). Concentrações desse metal são encontradas em valores mais elevados nas raízes do que nas folhas e brotos, particularmente em plantas de solos mineralizados, o qual pode ser translocado da raiz e acumulado no ápice foliar (KABATA-PENDIAS, PENDIAS, 1986).

Tabela 8 – Significância estatística entre a concentração média de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nas raízes, caules e folhas de *T. domingensis* Pers. coletadas na área controle (n = 8) e na área minerada (n = 8), determinadas por meio de ANOVA I e testadas por meio do SNK ($P \leq 0,01$).

Áreas de Coletas	Concentração Média Zinco			Concentração Média Manganês		
	Raiz	Caule	Folha	Raiz	Caule	Folha
Área Controle	13,72a	1,39b	7,87c	262,87d	200,46d	803,75e
Área Minerada	247,50a	43,85b	52,36b	161,50c	212,50c	815,75d
Médias Mundiais ¹		15 – 100			50 – 1000	

¹ Segundo Allen (1989); Letras iguais nas linhas, indicam que não há diferença estatística significativa entre as médias ($P \leq 0,01$).

A distribuição do Zn difere muito de espécie para espécie. Plantas de clima temperado, freqüentemente acumulam Zn na raiz durante a primavera e o translocam para as partes aéreas que serão removidas no outono, funcionando assim, como uma forma de desintoxicação (BAKER, 1981).

Espécies herbáceas, principalmente gramíneas e ciperáceas tendem a acumular metais pesados em valores mais elevados nas raízes do que nas folhas, no entanto, não é regra geral, dependendo muito do tipo de metal, da espécie vegetal e principalmente da concentração do metal no meio.

Zocche (1989) verificou concentrações mais elevadas de Co, Cu, Cr e Fe nas raízes de *Cynodon dactylon* e Co, Cu, Cr, Pb, Mn e Fe nas raízes de *Piptochaetium montevidense* coletados em áreas de mineração de carvão a céu aberto em Butiá, RS. Zanardi-Junior e Porto (1991) trabalhando nessa mesma área, também detectaram concentrações médias de metais pesados (Fe, Pb, Cr, Hg e Co) mais elevadas nas raízes do que nas folhas de *Eleocharis obtuse-trigona* coletadas em lagoa de áreas mineradas.

Zocche (2005) e Costa; Zocche e Zocche-de-Souza (2006) ao estudarem respectivamente, a concentração de Fe Mn e Zn em *Brachiaria decumbens* e Zn e Pb em *Axonopus obtusifolius*, sobre áreas de depósitos de cinza de carvão e áreas mineradas a céu aberto, verificaram concentrações mais elevadas nas raízes do que nas folhas.

Larcher (2000) cita que o Mn acumula-se preferencialmente nas folhas das plantas, fato também observado por Zocche (1989) em *Cynodon dactylon*, *Baccharis dracunculifolia* e em *Mimosa bimucronata* em áreas de mineração de carvão a céu aberto no RS, assim como, por Zocche-de-Souza; Costa e Zocche (2006) ao analisar a concentração de metais pesados em *Baccharis trimera* que se desenvolve espontaneamente sobre área mineradas de carvão em Santa Catarina.

O fato de se encontrar maiores concentrações de metais nas raízes, demonstra que estes são imobilizados, na maior parte, nos locais de absorção, provocando menores danos nas partes superiores das plantas estressadas (QUARITI et al., 1997). A imobilização de metais-traço nas raízes das plantas é um fenômeno comum, especialmente quando os suprimentos de micro e macronutrientes são suficientes (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1986).

Estudos sobre fitotoxicidade dos metais pesados, assim como da tolerância das espécies aos estresses impostos pelo excesso destes, são essenciais para a seleção de plantas tolerantes e ao desenvolvimento da fitorremediação. Estudos bioquímicos têm demonstrado que a quelação dos metais pesados tem assegurado a tolerância das plantas a excedentes de íons tóxicos no substrato. Os efeitos tóxicos dos metais, mesmo translocados pelo xilema, podem ser minimizados pela quelação, o que pode ocorrer ainda na raiz. A desintoxicação ou imobilização dos

metais pode ser desencadeada pelas células sintetizadoras de ácidos orgânicos polipeptídeos, que quelam os metais pesados (CUMMING, TAYLOR, 1990; AHNER et al., 1995b; AHNER, MOREL, 1995a).

As raízes, geralmente, constituem o principal órgão das plantas terrestres envolvido na absorção e, portanto, quase sempre, as maiores concentrações de metais pesados são, também, encontradas nesta parte da planta (GRANT et al., 1998). Em plantas aquáticas, entretanto, as folhas estabelecem contato direto com a solução de absorção que contem o metal pesado e, portanto, teoricamente podem absorver tanto quanto as raízes (CAKMAK et al., 2000).

Via de regra, concentrações elevadas de metais pesados no meio implicam em concentrações elevadas nas plantas, no entanto, como a absorção e concentração é espécie específica e varia de órgão para órgão, diferentes plantas podem acumular diferentes concentrações de metais (ZOCHE, 2002).

A análise de correlação entre a concentração dos metais estudados no sedimento e na água e a concentração desse nos tecidos de *T. domingensis* (tabela 9) revela correlação positiva significativa apenas entre a concentração de Zn na água e nas raízes e na água e nos caules ($r_{0,05;6} = 0,707$) e altamente significativa, entre a concentração na água e nas folhas ($r_{0,001;6} = 0,925$).

Na forma dissolvida na água, os elementos encontram-se diretamente disponíveis para serem absorvidos pelas plantas, enquanto que nos sedimentos, mesmo estando disponíveis, podem estar formando ligações fracas com componentes orgânicos, argilas ou estar adsorvidos a diversas superfícies. Isto pode explicar em parte o fato de que, embora os valores de concentração de Zn tenham sido mais elevados no sedimento do que na água, o coeficiente de correlação entre a concentração desse elemento no sedimento e nos órgão de *T. domingensis* não tenham evidenciado significância estatística.

Ye et al (2001a), verificaram que o crescimento da *typha* não foi prejudicado pela presença de altas concentrações de metais na água e no sedimento, concluíram que o sedimento é o compartimento primário para a deposição de metais pesados em *wetlands*. Os resultados obtidos pelos mesmos mostraram que a acumulação de metais tendeu a ser maior nas camadas superficiais dos sedimentos tanto quanto nos rizomas de tifa, enquanto que nos brotos foram relativamente menores em comparação com os detectados nos sedimentos.

Tabela 9 - Análise de Correlação de Pearson (r) entre a concentração de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nas raízes, caules e folhas de *T.domingensis* com a concentração desses elementos na água e no sedimento dos corpos d'água da área controle (n = 8), e da área minerada (n = 8).

Compartimentos	Área Controle		Área Minerada	
	Zinco	Manganês	Zinco	Manganês
Sedimento x Raiz	- 0,03	0,43	0,24	0,18
Sedimento x Caule	- 0,22	0,36	0,05	0,17
Sedimento x Folha	- 0,13	0,33	- 0,34	- 0,44
Água x Raiz	0,00	0,27	0,80 *	0,20
Água x Caule	0,00	0,41	0,84 *	0,54
Água x Folha	0,00	0,25	0,97 **	0,16

* significativo $P \leq 0,05$; ** altamente significativo $P \leq 0,01$

Santos (2000) evidenciou correlação negativa muito forte entre a concentração média de Zn no solo e nas raízes de *Paspalum notatum* var. *notatum*, coletado sobre áreas de mineração de carvão no Rio Grande do Sul.

Metais pesados em concentrações tóxicas tendem a diminuir a taxa de crescimento das plantas. Oliveira et al (2001), ao analisar a correlação entre a concentração de Cd em solução nutritiva e a taxa de crescimento de raízes e das partes aéreas de *Eichhornia crassipes* e *Salvinia auriculata* verificaram que houve redução na taxa de crescimento dessas duas espécies em função do aumento na concentração de Cd. Obtiveram os seguintes coeficientes de correlação: -0,91 para raiz e -0,81 para parte aérea de aguapé e -0,72 para raiz e -0,78 para parte aérea de salvinia, todos significativos.

Plantas e microorganismos são importantes sob diferentes formas na retenção de contaminantes em *wetlands*. Contudo, a absorção direta de elementos traço pelas partes jovens das plantas representa apenas a menor proporção do volume total que é removido. Por exemplo, a bioacumulação de Fe pelas plantas, mesmo aquelas com uma grande biomassa como a tifa, remove menos do que 1% do total que entra em alguns *wetlands* construídos (YE et al., 2001a). Não obstante, as plantas representam papel crucial na remoção de metais via filtragem, adsorção, troca catiônica e por meio de mudanças químicas induzidas na rizosfera (DUNBABIN; BOWMER, 1992).

As plantas fornecem ainda habitats e fontes de energia para manter e estimular uma diversa população microbiana nos sedimentos (BRODIE, 1993; SKOUSEN et al., 1994). Estes microorganismos imobilizam contaminantes por meio de processos oxidativos e redutores (JOHNSON, 1998). Isso que significa dizer que, o fato de uma planta não absorver metais pesados, não a desqualifica para a

aplicação em processos de fitorremediação. A tolerância aos metais pesados a permite ocupar ambientes extremos, permitindo o desenvolvimento de plantas menos tolerantes (função facilitadora) por meio da produção de matéria orgânica que se deposita nos sedimentos, a qual funciona como substrato para o seqüestro de íons metálicos tóxicos, conforme destacam Brodie (1993), Skousen et al. (1994) e Johnson (1998), entre outros.

Os *wetlands* são capazes de remover grandes quantidades de elementos traços dos efluentes que passam através dos mesmos. No entanto, há uma considerável variação na composição dos efluentes assim como, entre os tipos de *wetlands* no que se refere ao grau de remoção dos metais pela vegetação aquática (YE et al., 2001a). Skousen et al. (1994) relatam que em *wetlands* construídos nos USA, a remoção de ferro da drenagem ácida de mina variou de 28 a 99%, enquanto que a remoção de Mn, variou de 8 a 98%. Assinalam ainda que nos locais onde inicialmente as taxas de remoção de Mn foram elevadas, com o passar do tempo não ultrapassavam a 30%. Anjos (2003) destacam que a redução de concentração de manganês em *wetlands* construídos, pode chegar até 98 %.

As tendências observadas no presente estudo para ambos metais em *T. domingensis*, comprovam o comportamento das plantas em concentrar elementos de forma diferenciada em diferentes órgãos. Este fato é muito importante quando se quer utilizar a espécie para a fitoextração de elementos tóxicos dos efluentes, favorecendo a retirada por meio de colheitas sucessivas das partes aéreas das plantas (FREITAS, ZOCHE, QUADROS, 2006).

4.4 Alterações anatômicas em *Typha domingensis* e a concentração de Zn e Mn nos efluentes da mineração e do beneficiamento de carvão

Mudanças no tamanho ou na morfologia celular em plantas são efeitos comuns da toxidez de metais pesados. No entanto, o tipo e a intensidade de tais efeitos depende, sobretudo da espécie, da concentração e do tipo de metal em questão (BARCELÓ, POSCHENRIEDER, 1999). O presente estudo, realizado com tecidos radiculares e foliares de *Typha domingensis*, coletadas em *wetlands* que recebem efluentes da mineração de carvão, evidenciaram alterações anatômicas, em relação àquelas coletadas na área controle.

Na raiz de *T. domingensis*, em secção transversal (Figura 15), observa-se epiderme uniestratificada, abaixo da qual ocorrem de 4 a 5 camadas contínuas de

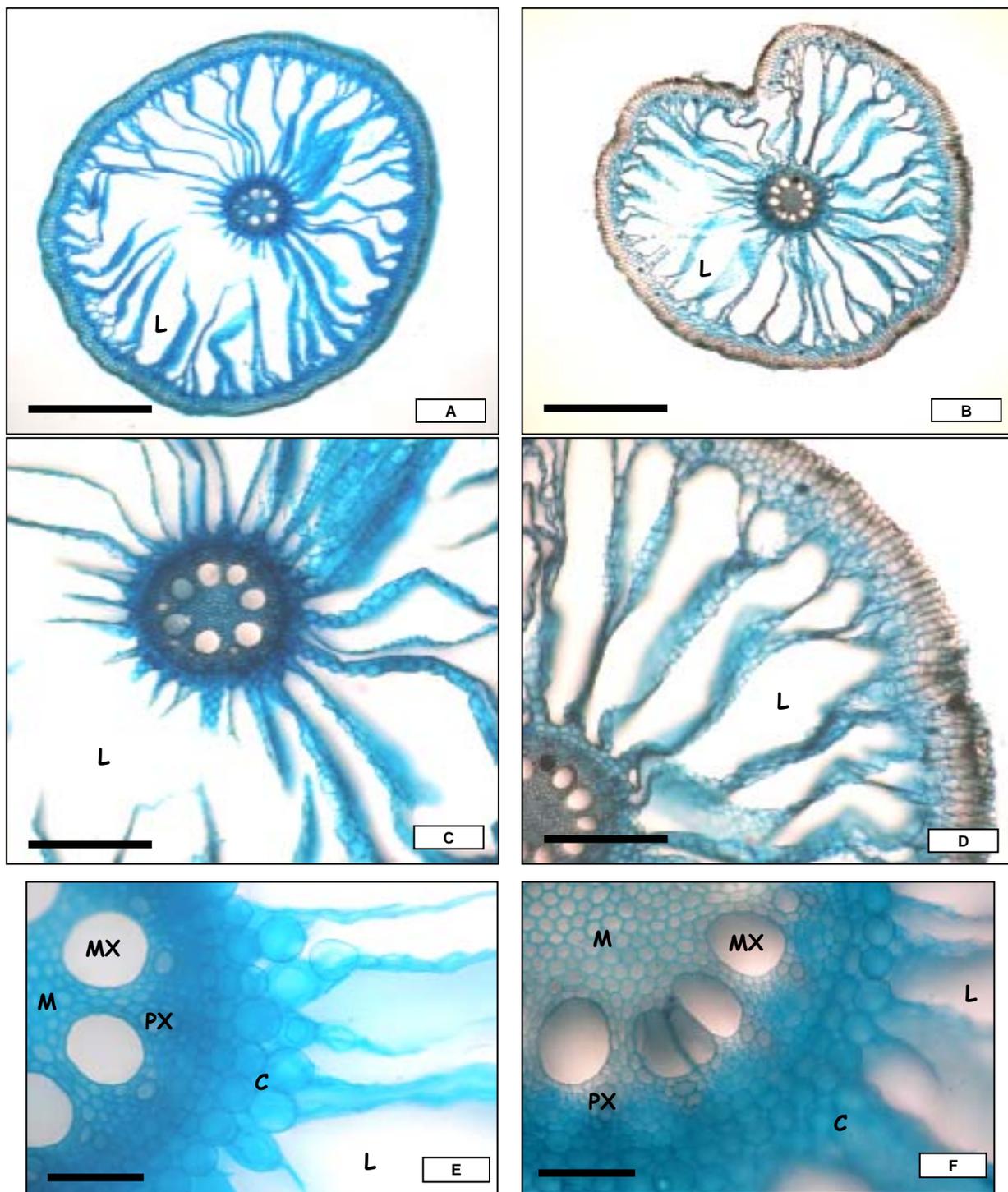
células corticais (Figura 15-D). O córtex é quase todo ocupado por lacunas alongadas, dispostas radialmente (Figuras 15 A-D). Duas camadas contínuas de células corticais se dispõem ao redor da endoderme (Figuras 15 E-F). Esta apresenta células com reforço em U (Figuras 15 A-C), o cilindro central apresenta periciclo com uma camada de células, cerca de 13-25 pólos de protoxilema com elementos de vaso do metaxilema tardio de grande diâmetro e medula com células esclerificadas (Figuras 15 E-F).

Dados semelhantes aos relacionados neste estudo foram encontrados por Martins (2005) e Pegorini, Maranhão (2006), que observaram, em *T. domingensis* em secção transversal de 5 a 7 camadas contínuas de células corticais, assim como lacunas alongadas dispostas radialmente e com provável origem lisígena. No córtex, verificaram a ocorrência de células isoladas de conteúdo diferenciado. A endoderme apresentou espessamento bem definido, envolvendo o cilindro central densamente preenchido por elementos de vaso.

Em *T. domingensis* o aerênquima ocupa, aproximadamente, 75% da área total da raiz, exibindo assim, organização estrutural promissora para o tratamento de efluentes, uma vez que apresenta grande porcentagem de aerênquima (PEGORINI, MARANHÃO, 2006).

Em relação às características anatômicas observadas nas raízes das plantas coletadas em cada área (número de pólos de protoxilema ($n = 40$) e diâmetro tangencial de elementos de vaso do metaxilema tardio ($n = 200$)), observa-se em ambas áreas (Tabela 10) que as respectivas médias são bons parâmetros estatísticos a serem analisados, uma vez que cada qual ficou muitíssimo próximo da respectiva mediana, apresentaram baixos desvios padrão e por conseqüência, coeficientes de variação muito baixos, conforme Riboldi (1993).

A alteração mais significativa verificada entre as plantas das áreas controle e minerada, com relação à anatomia da raiz, foi no número de pólos de protoxilema, com amplitude e média maiores na área controle, evidenciando diferença estatisticamente significativa ($t_{0,05;78} = 1,99$). Com relação ao diâmetro tangencial dos elementos de vaso do metaxilema tardio, a variação média constada foi de 5,4 μm na área controle e de 5,58 μm na área minerada, cuja diferença estatística de valores não é estatisticamente significativa ($t_{0,05;398} = 1,96$) (Tabela 10).



Figuras 15 A - F - Seções transversais da raiz de *Typha domingensis* Pers. **A, C, E:** Área Controle. **B, D, F:** Área Minerada **A-B:** vista geral do córtex e cilindro vascular. **C-D:** Detalhe do cilindro vascular e córtex. **E-F:** detalhe dos pólos de protoxilema (PX), metaxilema (MX), córtex (C), medula (M) e lacunas (L). **A-B:** 60 μ m. **C-D:** 30 μ m. **E-F:** 10 μ m. Fonte: Morilo José Rigon Junior.

Tabela 10 – Estruturas anatômicas das raízes de *T. domingensis*, coletadas na área minerada e na área controle, determinada por meio do Student test ($P \leq 0,05$). Características analisadas: número de pólos de protoxilema ($n = 40$); diâmetro tangencial de elementos de vaso do metaxilema tardio ($n = 200$).

Parâmetros Estatísticos	Número de Pólos de Protoxilema	
	Área Controle	Área Minerada
Amplitude	13 – 25	14 – 21
Média	19,67	18,07
Mediana	19	18
Desvio Padrão	2,739	1,817
Coefficiente de Variação (%)	13,88	10,02
"t" calculado ("t" tabelado)		3,08 *(1,99)
P		0,0028

Parâmetros Estatísticos	Diâmetro Tangencial de Elementos de Vaso do Metaxilema Tardio (μm)	
	Área controle	Área minerada
Amplitude	2,75 – 7,75	3,75 – 7,50
Média	5,432	5,597
Mediana	5,25	5,5
Desvio Padrão	0,896	0,822
Coefficiente de Variação (%)	16,48	14,67
"t" calculado ("t" tabelado)		1,90 (1,96)
P		0,0581

* Significativo ($P \leq 0,05$)

Os resultados sugerem que a presença dos metais pesados no sedimento e na água na área minerada em concentrações mais elevadas do que na área controle, induz a redução no número de pólos de protoxilema, porém, não interferem no diâmetro tangencial dos elementos de vaso do metaxilema tardio, cujas dimensões não variaram significativamente entre as plantas das duas áreas estudadas.

Estes resultados não corroboram os obtidos por Barceló, Poschenrieder (1999), que observaram redução no diâmetro dos elementos de vasos do metaxilema causada por metais pesados, como Cd, Zn, Al e Cr, ao atingirem a concentração crítica (toxidez) nas plantas.

Santos (2000), em seu trabalho com *Paspalum notatum*, verificou que o diâmetro dos elementos de vaso do metaxilema da raiz foi menor nas plantas coletadas na área com depósitos de rejeitos de carvão ($34 \mu\text{m}$) do que nas áreas isentas de rejeitos de carvão ($40 \mu\text{m}$), analisando exemplares coletados no inverno. Considerando o crescimento das células condutoras das raízes, a autora também constatou que há uma correlação forte e negativa, entre o comprimento dos elementos de vaso e teores de Zn na raiz e, com base nestes resultados, acredita que o aumento do teor de Zn absorvido pelas raízes pode intervir na redução do alongamento e do diâmetro tangencial dos elementos do metaxilema. Entretanto, a autora não se refere a uma variação no número de pólos de protoxilema nas raízes.

Silva (2000) verificou que a presença de metais pesados no solo reduziu a espessura e a área proporcional do córtex e do cilindro em raízes de *Brachiaria decumbens*, causando ainda um aumento na epiderme, exoderme parênquima lignificado.

No presente trabalho foram detectadas concentrações mais elevadas de Zn e Mn no sedimento do que na água (Tabela 4), enquanto que em *T. domingensis* Zn foi mais elevado na raiz e Mn na folha (Tabela 8). Vários autores registraram concentrações mais baixas de metais na água do que nos sedimentos, e este fato tem relação direta com a absorção e concentração de metais pelas plantas.

A concentração na forma biodisponível determina o nível de toxicidade do metal a planta, provocando mudanças estruturais e ultra-estruturais ao nível celular, de tecidos ou de órgãos. As injúrias não visíveis ocorrem como resposta a alterações bioquímicas e fisiológicas, apresentando perda da produtividade na ausência de sintomas visíveis (KOZLOWSKI, 1980). Sob condições críticas, a injúrias passam a ser visível manifestando-se na forma de clorose, necrose, abscisão foliar entre outros sintomas (BROOKS, 1983; BARCELÓ, POSCHENRIEDER, 1999).

As alterações ultra-estruturais, citológicas e/ou estruturais, provocadas por poluentes, têm sido preciosas na avaliação do impacto, principalmente porque podem detectar degradação da área quando injúrias visíveis estão, ainda, ausentes.

Assim sendo, embora as concentrações de Zn e Mn na água e no sedimento tenham sido mais elevadas na área minerada do que na área controle podem não ter sido suficientemente altas (atingindo a concentração crítica) para alterar o diâmetro tangencial do elemento de vaso do metaxilema tardio da raiz, enquanto para provocar alterações no número de pólos de protoxilema podem ter sido efetivos mesmo que em baixas concentrações (Tabela 10).

Deve-se levar em conta que cada elemento provoca alterações distintas nos organismos submetidos ao estresse metálico, o que pode explicar a contradição entre os dados de Barceló, Poschenrieder (1999) e os do presente estudo. Além disso, organismos aquáticos e terrestres reagem de forma diferenciada em relação à presença de elementos tóxicos, sobretudo pelas diferentes formas ligações químicas a que são submetidos. *T. domingensis* tem sido referenciada como planta tolerante a presença de metais pesados e isso também pode explicar as diferenças

observadas entre os resultados obtidos nesse trabalho e os dos demais autores citados.

Em relação aos aspectos anatômicos das folhas de *T. domingensis*, observou-se no presente estudo que em secção transversal (Figura 16 A-F), o limbo apresenta epiderme uniestratificada, com estômatos em ambas as faces, situados no mesmo nível das demais células epidérmicas. Estas são cúbicas a retangulares, de parede celular delgada uniforme e cutícula fina.

O mesofilo é simétrico, com parênquima paliçádico adjacente à epiderme, formado por três a quatro camadas de células alongadas, justapostas e com muitos cloroplastos (Figura 16 A-F). Este parênquima é interrompido por cordões subepidérmicos de fibras de paredes muito espessas, e lume reduzido e pequenos feixes vasculares colaterais uniformemente distribuídos por ambas às faces (Figura 16 C-F). Internamente ao parênquima paliçádico ocorrem de quatro a dez camadas de células parenquimáticas que delimitam grandes lacunas internas da folha (Figura 16 A-D).

Segundo Pil, Boeger (2005), na base e no terço médio das folhas de *Typha domingensis*, as lacunas chegam a ocupar cerca de 2/3 da espessura foliar. No presente estudo observou-se que as lacunas são interrompidas regularmente por um diafragma de células braciiformes (Figura 16 A-C, E) e são separadas entre si longitudinalmente por colunas parenquimáticas que conectam a epiderme de ambas as faces (Figura 16 A-B). Nestas colunas ocorrem pequenos feixes vasculares colaterais e eventuais idioblastos com ráfides. Na base das colunas, em ambas as faces, ocorrem feixes vasculares de maior calibre, com 1 a 3 elementos de vaso de maior diâmetro e maior quantidade de floema do que os feixes subepidérmicos. Os feixes vasculares são envolvidos por uma bainha não contínua de fibras (Figura 16 G-H).

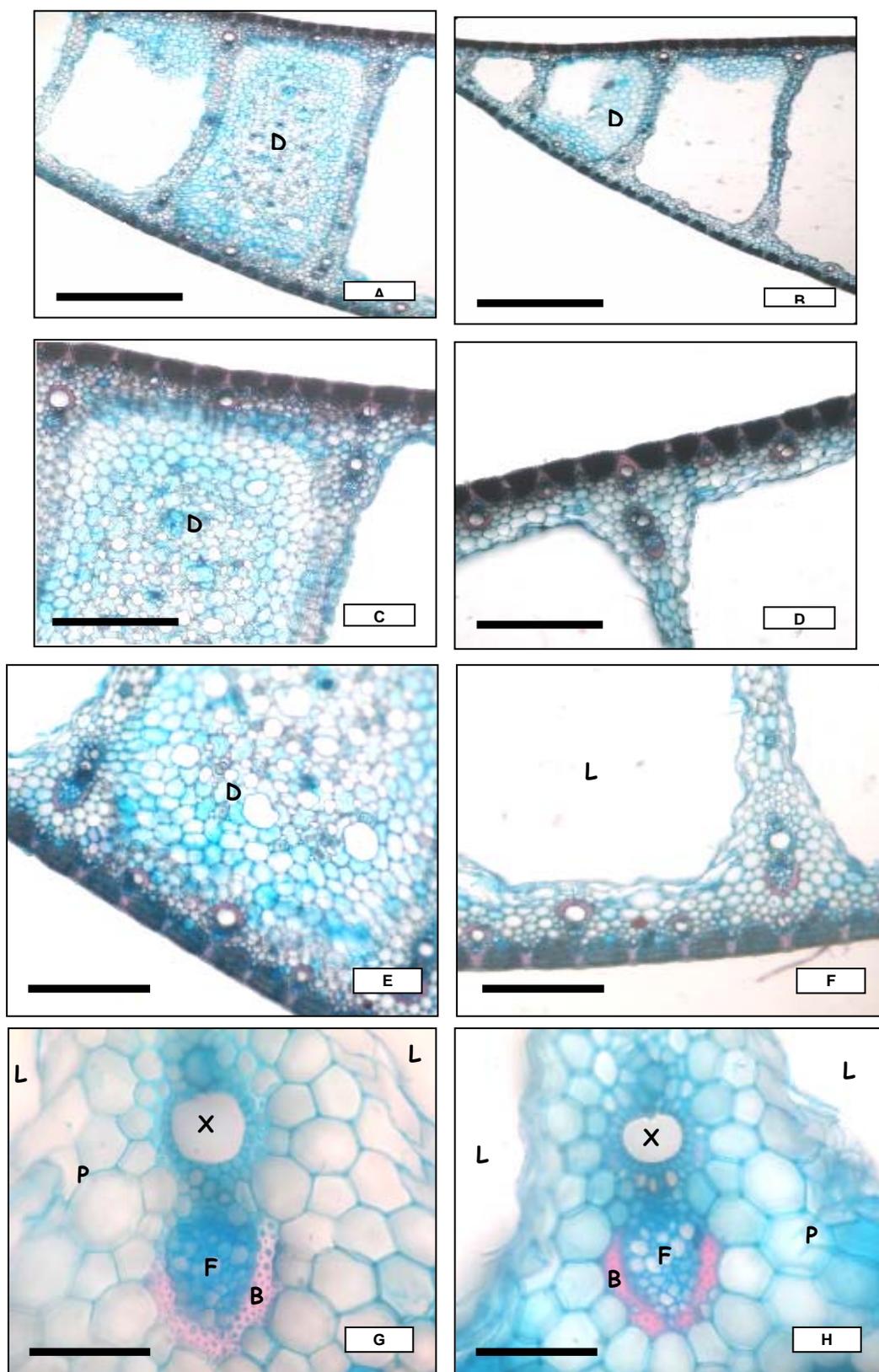


Figura 16 A – H - Seções transversais da folha de *Typha domingensis* Pers. A, C, E, G: Área Controle. B, D, F, H: Área Minerada. A-B: Vista geral. C-D: Lado plano. E-F: Lado convexo. G-H: feixe vascular. Xilema (X), floema (F), bainha do feixe (B), parênquima (P), lacuna (L), diafragma (D). A-B: 60 μ m. C-F: 30 μ m. G-H: 10 μ m. Fonte: Morilo José Rigon Junior.

Em relação às características anatômicas observadas nas folhas das plantas coletadas em cada área (lados plano e convexo): diâmetro radial do feixe vascular (n = 40) (Tabela 11); diâmetro tangencial do elemento de vaso do metaxilema (n = 40) (Tabela 12) e; espessura do parênquima paliçádico (n = 8) (Tabela 13), observa-se em ambas áreas que as médias de cada característica, são bons parâmetros estatísticos a serem analisados, uma vez que cada qual ficou próximo da respectiva mediana, apresentando ainda baixos desvios padrão e por consequência, coeficientes de variação muito baixos, conforme Riboldi (1993).

Tabela 11 – Diâmetro radial do feixe vascular (n = 40) das folhas de *T. domingensis* (lados plano e convexo) coletadas na área minerada e na área controle, determinada por meio do Student test ($P \leq 0,05$).

Parâmetros Estatísticos	Lado Plano	
	Diâmetro Radial do Feixe Vascular (μm)	
	Área Controle	Área Minerada
Amplitude	25 – 43	18 – 33
Média	35,35	24,475
Mediana	36	23,5
Desvio Padrão	4,870	3,768
Coefficiente de Variação (%)	13,77	15,36
Teste “t” calculado	11,17 ** (2,70)	
P	7,50332E-18	
Parâmetros Estatísticos	Lado Convexo	
	Diâmetro Radial do Feixe Vascular (μm)	
	Área controle	Área minerada
Amplitude	43 – 58	21 – 61
Média	51,47	41,32
Mediana	51,5	41
Desvio Padrão	4,640	7,763
Coefficiente de Variação (%)	9,01	18,78
“t” calculado (“t” tabelado)	7,10** (2,70)	
P	5,07971E-10	

** Altamente significativo ($P \leq 0,01$)

Comparando-se as folhas das plantas da área controle e da área minerada, foram observadas alterações anatômicas no diâmetro médio radial dos feixes vasculares da base das colunas parenquimáticas, evidenciando redução altamente significativa em ambas faces na área minerada ($t_{0,01;78} = 2,70$), em relação às médias observadas na área controle (Tabela 11). Foi observado o mesmo fato em relação ao diâmetro tangencial do elemento de vaso do metaxilema (Tabela 12), sendo verificadas diferenças estatísticas altamente significativas ($t_{0,01;78} = 2,70$) em ambos casos. Com relação à espessura do parênquima paliçádico, foi observada aumento na espessura apenas na face plana das folhas da área minerada em relação à espessura observada na área controle (Tabela 13), evidenciando diferença estatisticamente significativa ($t_{0,05;9} = 2,26$).

Os resultados sugerem que a presença dos metais pesados no sedimento e na água induz a redução no diâmetro radial dos feixes vasculares de maior calibre na folha, bem como do diâmetro tangencial dos elementos de vaso do metaxilema desses feixes. Além disso, esta influência também se faz sentir no aumento de tamanho das células do parênquima paliçádico da face plana do mesofilo das folhas.

Tabela 12 – Diâmetro tangencial do elemento de vaso do metaxilema (n = 40) das folhas de *T. domingensis* (lados plano e convexo) coletadas na área minerada e na área controle, determinada por meio do Student test ($P \leq 0,05$).

Parâmetros Estatísticos	Lado Plano	
	Diâmetro Tangencial do Elemento de Vaso do Metaxilema (μm)	
	Área Controle	Área Minerada
Amplitude	5,25 – 8,25	3,50 – 6,09
Média	6,43	4,875
Mediana	6,5	5,0
Desvio Padrão	0,883	0,667
Coeficiente de Variação (%)	13,73	13,68
"t" calculado ("t" tabelado)	8,92 ** (2,70)	
P	1,54278E ⁻¹³	
Parâmetros Estatísticos	Lado Convexo	
	Diâmetro Tangencial do Elemento de Vaso do Metaxilema (μm)	
	Área Controle	Área Minerada
Amplitude	5,50 – 7,75	3,75 – 6,25
Média	6,637	5,24
Mediana	6,75	5,25
Desvio Padrão	0,585	0,644
Coeficiente de Variação (%)	8,75	12,29
"t" calculado ("t" tabelado)	10,12 ** (2,70)	
P	7,42208E ⁻¹⁶	

** Altamente significativo ($P \leq 0,01$)

Há relativamente poucas investigações nos níveis estruturais e ultra-estruturais que descrevem a influência de toxidez de metais no sistema vascular (BARCELÓ, POSCHENRIEDER 1999). Segundo Esaú (1974), em plantas aquáticas o xilema das folhas é geralmente muito reduzido, mesmo sem influência de metais pesados. No entanto, nas plantas da área controle, o diâmetro tangencial do elemento de vaso do metaxilema foi bem maior do que na área minerada, e em ambas situações as plantas estão em contato com a água, levando a concluir que sob condições de estresse metálico presente nas áreas mineradas, o diâmetro tangencial do metaxilema sofreu redução.

Segundo Silva (2006), em plantas com elementos de vaso de menor diâmetro, ocorre uma menor translocação e isto pode estar relacionado à proteção da planta. De fato, Sridhar et al (2005) consideram o menor diâmetro dos vasos pode estar relacionado com espessamentos causados por deposição de metais nas

paredes dos vasos e este fato afeta a translocação de metais e água para a parte aérea.

Desta forma, a redução no diâmetro dos elementos de vaso do metaxilema verificados na área minerada, é uma estratégia clara de tolerância que *T. domingensis*, pode estar apresentando em relação às concentrações tóxicas de metais pesados presentes no sedimento e na água, muito embora, os valores detectados nesse estudo, não atingiram concentrações críticas.

Tabela 13 – Espessura do parênquima paliçádico (n = 8) das folhas de *T. domingensis* (lados plano e convexo) coletadas na área minerada e na área controle, determinada por meio do Student test ($P \leq 0,05$).

Parâmetros Estatísticos	Lado Plano	
	Espessura do Parênquima Paliçádico (μm)	
	Área Controle	Área Minerada
Amplitude	8,52 – 9,27	8,55 – 11,27
Média	8,97	9,83
Mediana	9,0	9,79
Desvio Padrão	0,263	0,789
Coeficiente de Variação (%)	2,93	7,93
“t” calculado (“t” tabelado)	2,92* (2,26)	
P	0,0170	
Parâmetros Estatísticos	Lado Convexo	
	Espessura do Parênquima Paliçádico (μm)	
	Área Controle	Área Minerada
Amplitude	10,05 – 11,82	8,82 – 12,62
Média	10,88	10,88
Mediana	11,03	10,93
Desvio Padrão	0,571	1,124
Coeficiente de Variação (%)	5,24	10,33
“t” calculado (“t” tabelado)	0,003 (2,22)	
P	0,9976	

* Significativo ($P \leq 0,05$)

Com relação à variação na espessura média do parênquima paliçádico, observa-se que apenas no lado plano a diferença foi estatisticamente significativa, corroborando em parte os resultados obtidos por Sridhar et al. (2005), que verificaram verificou redução no tamanho do parênquima clorofiliano em plantas de *Brassica juncea* submetidas a estresse por excesso de Zn.

Barceló, Poschenrieder (1999) observaram senescência em células do xilema e floema em folhas primárias de feijão, expostas a concentrações elevadas de Zn, por 48 h Silva (2006) observou que a contaminação do solo por metais pesados provocou alteração na anatomia foliar de *Brachiaria decumbens*, ocasionando a redução no tamanho dos vasos e no número de células do parênquima. Concluiu ainda que os metais pesados causaram danos ao tecido do

mesofilo foliar como redução do número de camadas células parenquimáticas e do tamanho dos feixes vasculares, aumento na espessura do periciclo e da cutícula.

A endoderme representa uma barreira de grande importância ao impedir que níveis excedentes de metais pesados, presentes na solução, sejam transportados da raiz em direção aos demais órgãos da planta (STREIT, STUMM, 1993; SEREGIN, IVANOV, 1997 apud SANTOS, 2000). Mesmo quando os metais pesados conseguem ultrapassar essa barreira, as plantas ainda podem recorrer a mecanismos mais ou menos especializados para atenuar ou mesmo impedir danos estruturais. As plantas podem usar estratégias de eliminação de metais, como efeitos moderados, tais como queda foliar, lixiviação através da cutícula, ligação dos metais a compostos voláteis que são emitidos para o ar e secreção de fluídos através de estruturas especiais, como hidatódios (STREIT, STUMM, 1993; apud SANTOS, 2000).

5 CONCLUSÕES

1. Os elementos estudados foram encontrados em concentrações mais elevadas na área minerada do que na área controle no compartimento água; enquanto que no sedimento, foi verificado que apenas a concentração do elemento Zn foi mais elevada na área minerada do que na área controle;
2. Tanto o elemento Zn quanto Mn foram detectados em concentrações mais elevadas no sedimento do que na água em ambas áreas;
3. *Typha domingensis* concentrou Zn em valores mais elevados na raiz, enquanto Mn nas folhas, em ambas áreas;
4. *T. domingensis* evidenciou concentrações mais elevada de Zn na área minerada do que na área controle, apresentando também, correlação positiva estatisticamente significativa entre a concentração de Zn na água e em seus tecidos, na área minerada, comprovando-se a primeira hipótese de trabalho;
5. *T. domingensis* apresentou redução no número de pólos de protoxilema das raízes, no diâmetro radial do feixe vascular e no diâmetro tangencial do elemento de vaso do metaxilema das folhas, assim como, aumento na espessura do parênquima paliçádico foliar na área minerada em relação área controle, em função da presença de metais pesados no sedimento e na água, comprovando-se a segunda e terceira hipóteses de trabalho;
6. A espécie estudada comportou-se como concentradora de metais pesados, apresentando potencial para o uso em *wetlands* para fitorremediação de drenagem ácida de mina.

6 REFERÊNCIAS

AHNER, B. A.; MOREL, F. M. M. Phytochelatin production in marine algae. Induction by various metals. **Limnology and Oceanography**, v.40, n.4, p.658-665, 1995.

ALLEN, S.; GRIMSHAW, M. H.; PARKINSON, J. A.; QUARMBY, C. **Chemical analysis of ecological materials**. Oxford: Blackwell, 1989.

ANDERSON, T.A.; WALTON, B. T. Fate of 14 C trichloroethylene in the root zone of plants from a former solvent disposal site. **Environ. Toxicol. Chem.**, v.14, n.12, p.2041-2047, 1993.

ANJOS, J. A. S. A. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso da Plumbum em Santo a Amaro da Purificação/BA**. . 2003. 327 f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

APEZZATTO-DA-GLÓRIA, B.; CARMELLO-GUERREIRO, S. **Anatomia Vegetal**. Viçosa: UFV, 2003.

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

AZZOLINI, M.; SILVA, A. P. M.; ROSA, L. M. G.; PORTO, M. L. Influência de cinzas de carvão no desenvolvimento de mamona. In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE FISILOGIA VEGETAL/ CBFV e o XII CONGRESSO LATINO AMERICANO DE FISILOGIA VEGETAL, 2005, Recife. **Livro de resumos...** Recife, 2005.

AZZOLINI, M.; PORTO, M. L.; SILVA, A. P. M.; STÜTZEL, T. Identificando os efeitos de Cd em gemas apicais de *Ricinus communis* L (Euphorbiaceae). In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 57, 2006, Gramado, **Anais eletrônico...** Gramado: UFRGS, 2006.

BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, Ch. Structural and ultrastructural changes in heavy metal exposed plants. In: PRASAD, M.N.V.; HAGEMeyer, J. (Ed.). **Heavy metal stress in plants: from molecules to ecosystems**. Berlin: Springer, 1999. p.183-206.

BARCELÓ, J.; VASQUÉZ, M. D.; POSCHENRIEDER, C. Cadmium induced structural and ultrastutural changes in the vascular system of bush bean stems. **Botany Acta**, v.101, p.254-261, 1988.

BARROS, A. L.; AZEVEDO, A. A. Morfo-anatomia do caule de *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb., utilizada no tratamento de água residuária de suinocultura. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 57, 2006, Gramado. **Anais eletrônico...** Gramado: UFRGS, 2006.

BAKER, A. J. M. Environmentally induced cadmium tolerance in grass *Holcus lanatus*. **Chemosphere**, v.13, p.585-590, 1984.

BAKER, A. J. M. Accumulators and excluders – extrategies in the response of plants to heavy metals. **Journal Plant Nutrition**, v. 31, n.1- 4, p.643-654, 1981.

BEHLING, R. E. Observations on the geologic history of a wetland have the potential of assisting efforts to construct wetlands on mined land. In: 1990 MINING AND RECLAMATION CONFERENCE AND EXHIBITION, 2, Morgantown. **Proceedings of 1990 Mining and...** Morgantown: West Virginia University, 1990.

BRENNER, F. J.; HOFIUS, D., F. Wildlife use of mitigated wetlands on surface mined lands in western Pennsylvania. In: 1990 MINING AND RECLAMATION CONFERENCE AND EXHIBITION, 2, Morgantown. **Proceedings of 1990 Mining and...** Morgantown: West Virginia University, 1990.

BRANCO, S. M. ;BERNARDES, R. S. Culturas hidropônicas como forma de remoção e reciclagem de nutrientes minerais dos efluentes de sistemas de tratamento de esgotos. **Revista DAE**, v.135, p.113-115, 1983.

BELL, J. M. ; CLARKE, E.; MARSHALL, P. **The Geology of the Dun Mountain Sub-division**. New Zeland Geology : Survey Bulletin, v.12, n,71, p.112-121,1991.

BITENCOURT, F.; ZOCHE, J. J.; COSTA, S.; ZOCHE-DE-SOUZA, P.; MENDES, A. R. Nucleação por *Mimosa bimucronata* (DC.) O. Kuntze nas áreas de mineração de carvão. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 57, 2006, Gramado. **Anais eletrônico...** Gramado: UFRGS, 2006.

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

BRASIL. Resolução CONAMA 357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>> Acesso em 13 de maio de 2007.

BRODIE, G. A. Stage. Aerobic constructed wetlands to treat acid drainage: Case history of Fabius Impoundment I and overview of the Tennessee Valley Authority's program. In: G. A. Moshiri (ed) *Constructed wetlands for water quality improvement*. **Lewis Publ.**, p. 157-165, 1993.

BROOKS, R. R. **Geobotany and biogeochemistry in mineral exploration**. New York: Harper-Row, 1972. 320p.

BROOKS, R. R. **Biological methods of prospecting for minerals**. New York: Wiley-Interscience, 1983. 322p.

BUSTAMANTE, M. M. **Biomonitoring of heavy metals using higher plants growing at former mining sites**. 1993. 197p. Dissertation (Doktor der Naturwissenschaften) – Fachbereich VI Geographie – Geowissenschaften der Universität of Trier, Trier.

CAKMAK, I.; WELCH, R.M.; HART, J.; NORVELL, W.A.; OZTURK, L. ; KOCHIAN, L.V.O. Uptake and retranslocation of leaf-applied cadmium (^{109}Cd) in diploid, tetraploid and hexaploid wheats. **Journal of Experimental Botany**, v.51, p.221-226, 2000.

CALABRESE, J. P.; BHUMBLA, D. K.; SEXTOTE, A. J.; BISSONNETTE, G. K.; SENCINDIVER, J. C. Simulated Typha wetlands applied to removal of iron e Manganese from Mine Drainage. In: 1990 MINING AND RECLAMATION CONFERENCE AND EXHIBITION, 2., Morgantown. **Proceedings of 1990 Mining and...** Morgantown: West Virginia University, 1990.

CENTENO, A. J. **Curso de estatística aplicada à Biologia**. Goiânia: UFG, 1999.

CETEM - CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL. **Projeto conceitual para recuperação ambiental da Bacia Carbonífera Sul Catarinense**. Relatório Técnico elaborado para o SIECESC. Vol. 1 e 2, 2001.

CHANEY, R. L.; MALIK, M.; LI, Y. M.; BROWN, S. L.; BREWER, E. P.; ANGLE, J. S.; BAKER, A. J. M. Phytoremediation of soil metals. **Current Opinions in Biotechnology**, v.8, p.279-284, 1997.

COATES, U. A. Colliery shale tip raised to grazing land. **Surveyor**, v.115, n.3352, p.527-529, 1956.

CORDAZZO, C. V.; SEELIGER, U. **Guia ilustrado da vegetação costeira no extremo sul do Brasil**. Rio Grande: FURG, 1995.

COSTA, S. **Estudo da concentração de metais pesados no solo e nas plantas de áreas de mineração de carvão**. 2004. 39f. Relatório Final (Programa de Iniciação Científica), Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), Criciúma.

COSTA, S. **Metais pesados (Pb, Mn e Zn) em áreas de mineração de carvão a céu aberto reabilitadas: concentração em plantas utilizadas como forrageiras pelo gado bovino**. 2005. 38f. Relatório Final (programa de Iniciação Científica), Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), Criciúma.

COSTA, S.; ZOCICHE, J. J. **Estudo da concentração de metais pesados no solo e nas plantas de áreas de mineração de carvão.** 2004. 40f. Relatório Final (Programa de Iniciação Científica), Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), Criciúma.

COSTA, S.; ZOCICHE, J. J. **Metais pesados (Pb, Mn e Zn) em áreas de mineração de carvão a céu aberto reabilitadas: concentração em plantas utilizadas como forrageiras pelo gado bovino.** 2005, 49f. Relatório Final (Programa de Iniciação Científica), Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), Criciúma.

COSTA, S.; ZOCICHE, J. J.; ZOCICHE-DE-SOUZA, P. Absorção de Metais Pesados (Zn e Pb) por *Axonopus obtusifolius* (Raddi) em áreas degradadas pela mineração de carvão, SC, Brasil. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 57, 2006, Gramado. **Anais eletrônico...** Gramado: UFRGS, 2006.

COTTA, J. A. O.; REZENDE, M. O. O.; PIOVANI, M. R. Avaliação do teor de metais em sedimento do Rio Betari no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – PETAR, São Paulo, Brasil. **Química Nova**, São Paulo, v.29, n.1, p.40-45, 2006.

CROMMENTUIJN, T.; SIJM, D.; BRUIJN, J.; VAN DEN HOOP, M. ; Van Leeuwen, K.; Van de Plassche, E. Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations. **Journal of Environmental Management**, vol. 60, n. 2, p.121-143, 2000.

CUMMING, J. R.; TAYLOR, G. Mechanisms of metal tolerance in plants: Physiological adaptations for exclusion of metal ions from the cytoplasm. In: **Stress Responses in Plants: Adaptation and Acclimation Mechanisms.** Wiley-liss, Inc., Canadá, 1990. p.329-356.

CUNNINGHAM, S. D.; BERTI, W. R. Remediation of contaminated soil with green plants: an review. *Vitro cell.* **Dev. Biology**, v.29, p.207-212, 1993.

CUTTER, E. G. **Anatomia Vegetal.** São Paulo: Roca, 1986.

DINARD, A L. **Fitorremediação.** III Fórum de Estudos Contábeis. Centro Superior de Educação Tecnológica (CESET) – UNICAMP, 2003.

DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral. **Programa de Recuperação Ambiental da Bacia Carbonífera de Santa Catarina.** Fotografia aérea, janeiro de 2002. Escala 1:20000

DOMINGOS, V. D.; BOARO, C.S.F.; CATANEO, A.C.; LOBO, T. F. E.; MARTINS, D. Efeito do cobre na atividade da enzima pirogalol peroxidase em plantas de *Myriophyllum aquaticum* cultivadas em solução nutritiva. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 23, n.2, p. 375-380, 2005.

DUNBABIN, J. S.; BOWMER, K. H. Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters containing metals. **Sci. Total Environ.**, v.111, p.151-168, 1992.

DUÓ, D. A.; WINKALER, E. U.; MELO, A. L. A.; MACHADO-NETO, J. G. Determinação de metais pesados em amostras de água e sedimento do córrego dos Bagres, no município de Franca, São Paulo. In: Resumos/19ª Reunião Anual do Instituto Biológico. **Revista O Biólogo**, v.68, suplemento 2, 2006.

DUSHENKOV, V. KUMAR, P. B. A. N.; MOTTO, H.; RASKIN, I. Rhizofiltration – the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. **Environmental Science Technology**, v. 29, p. 1239-1246, 1995.

ECP – Engenheiros Consultores e Projetistas , FATMA – Fundação do Meio Ambiente. Programa de conservação e recuperação ambiental da região sul de Santa Catarina: Projeto A – **Monitoramento Ambiental**. Florianópolis, 1982a.

ECP – Engenheiros Consultores e Projetistas, FATMA – Fundação do Meio Ambiente. Programa de conservação e recuperação ambiental da região sul de Santa Catarina: Projeto B – **Avaliação do Impacto Ambiental**. Florianópolis, 1982b.

ECP – Engenheiros Consultores e Projetistas, FATMA – Fundação do Meio Ambiente. Programa de conservação e recuperação ambiental da região sul de Santa Catarina: Projeto C – **Avaliação e Controle de Fontes de Poluição**. Florianópolis, 1982c.

ECP – Engenheiros Consultores e Projetistas, FATMA – Fundação do Meio Ambiente. Programa de conservação e recuperação ambiental da região sul de Santa Catarina: Projeto E – **Recuperação de Áreas de Disposição de Resíduos da Mineração do Carvão**. Florianópolis, 1982d.

ECP – Engenheiros Consultores e Projetistas, FATMA – Fundação do Meio Ambiente. Programa de conservação e recuperação ambiental da região sul de Santa Catarina: Projeto G – Fiorita/Mãe Luzia – **Correção da Poluição do Sistema Hídrico**. Florianópolis, 1982e.

ECP – Engenheiros Consultores e Projetistas, FATMA – Fundação do Meio Ambiente. Programa de conservação e recuperação ambiental da região sul de Santa Catarina: Projeto H – **Sangão: Correção da Poluição do Sistema Hídrico**. Florianópolis, 1982f.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro de Pesquisas de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, v. Xxivi, 1999. 412p.

ENSTONE, D. E. ;PETERSON, C. A.; MA, F. Root endodermis and exodermis: structure, function and responses to the environment. **Journal Plant Growth Regul.**, v.21, p.335-351, 2003.

EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e de Extensão Rural de Santa Catarina S.A. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Rural e da Agricultura. **Dados e Informações da Unidade de Planejamento Regional Litoral Sul Catarinense – UPR 8.** Florianópolis, 2001.

ERNEST, W. H. O.; SCHAT, H.; VERKLEIJ, J. A. C. Evolutionary biology of metal resistencwe in *Silene vulgaris*. **Evolutionary Trends in Plants**, v.4, p.45-5, 1990.

ESAU, K. **Anatomia de Plantas com Sementes.** São Paulo: Edgard Blücher, 1976.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1988.

FAHN, A. **Anatomia Vegetal.** Madrid: H. Blume Ediciones, 1978.

FAULKNER, S. P. ; RICHARDSON, C. J. Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils. In: D. A. Hemmer (ed.) *Constructed wetlands for wastewater treatment: Municipal, industrial and agricultural.* Proc. from the 1st Int. Conf on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Chattanooga. TN. **Lewis Publ. Chelsea , MI**, p.13-17, 1988.

FATMA – Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina. **Projetos especiais elaborados pela FATMA – Diagnóstico ambiental de Santa Catarina.** Secretaria de Estado da Tecnologia Energia e Meio Ambiente – Diretoria de Meio Ambiente. Florianópolis, 1991.

FERNANDES, J. C.; HENRIQUES, F. S. Metal levels in soils and cattail (*Typha latifolia* L.) plants in a pyrite mine area at Lousal. **Int. J. Environ. Studies**, Portugal, v.36, p.205-210, 1990.

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

FIRPO, B.; SCHNEIDER, I. A. H. Remoção de manganês e sulfato em drenagem ácida de mina da mineração de carvão em banhados construídos. In: XXII ENTMME/VII MSHMT, 2007. Ouro Preto. **Anais...** Ouro Preto: MG, 2007 (no prelo).

FONSECA, F. F. A. Mineração e meio ambiente. In: TAUK, S. M. **Análise ambiental: uma visão multidisciplinar.** São Paulo: Estadual Paulista FAPESP / SRT / FUNDUNESP, p.143-147, 1991.

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

FREITAS, M.; ZOCHE, J. J.; ESEMANN-QUADROS, K. Metais Pesados (Mn e Zn) em *Typha domingensis* Pers. em Áreas de Mineração de Carvão. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 57, 2006, Gramado. **Anais eletrônico...** Gramado: UFRGS, 2006.

FUNGARO, D. A. ; IZIDORO, J. C. Remediação de drenagem ácida de mina usando zeólitas sintetizadas a partir de cinzas leves de carvão. **Quim. Nova**, v. 29. n. 4, p.735-740, 2006.

GERLACH, D. **Botanische Mikrotechnik: eine Einführung**. Stuttgart: Georg Thieme Verlag, 1984.

GOETHE, C. A. V. **Avaliação dos impactos ambientais da indústria carbonífera nos recursos hídricos superficiais da região sul catarinense**. 1993. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

GRANATO, M. **Utilização do aguapé no tratamento de efluentes com cianetos**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, Série Tecnologia Ambiental v.5, 1995.

GRANT, C. A.; BUCKLEY, W. T.; BAILEY, L. D.; SELLES, F. Cadmium accumulation in crops. **Canadian Journal of Plant Science**, v.78, p.1-17, 1998.

HAMMER, D. A. Designing constructed wetlands systems to treat agricultural nonpoint source pollution. In: OLSON, R. K. **Created and natural wetlands for controlling nonpoint source pollution**. Boca Raton: Flórida, 1993. p.71-111.

HADDAD, H. R.; MAINE, M. A.; BONETTO, C. A. Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. **Chemosphere**, v.63, p.144-1753, 2006.

HAN, F. X.; SRIDHAR, B. B. M.; MONTS, D. L.; SU, Y. Phytoavailability and toxicity of trivalent and hexavalent chromium to *Brassica juncea* L. Czern. **New Phytologist**, v.162, p.489-799, 2004.

HART, J.J.; WELCH, R.M.; NORVELL, W.A.; SULLIVAN, L.A. ; KOCHIAN, L.V. Characterization of cadmium binding, uptake, and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars. **Plant Physiology**, v.116, p.1413-1420, 1998.

HEDIN, R. S. **Passive Treatment of Coal Mine**. USA: Department of the interior – Bureau of Mines, 1994.78 p.

HENRY, R. **Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos**. São Paulo: RiMa Editora, 2003.

HERREN, T.; FELLER, U. Influence of increased zinc levels on phloem transport in wheat shoots. **J Plant Physiol**, v.150, p.228-231, 1997.

HORBACH, R.; KUCK, L.; MARIMON, R. G.; MOREIRA, H. L.; FUCK, G. F.; MOREIRA, M. L. O.; MARISON, M. P. C.; PIRES, J. L.; VIVIAN, O.; MARINHO, D. A.; TEIXEIRA, W. Geologia. In: **Levantamento de recursos naturais**. v. 33, Porto Alegre: IBGE, 1986. p.29-312.

JICA. Japan Internacional Coopertation Agency. **The feasibility study on recuperation of mined-out areas in the South Region of Santa Catarina in the Federative Republic of Brazil**. Japão. Main reporter, 1998. 397p.

JOHANSEN, D. A. **Plant microtechnique**. New York: McGraw-Hill Boock Co, 1970.

JOHNSON, D. B. Biodiversity and ecology of acidophilic microorganisms. **FEMS Microbiol. Ecol.** , v.27, p.307-317, 1998.

JUSTUS, J. O.; MACHADO, M. L. A.; FRANCO, M. S. M. Geomorfologia. In: **Levantamento de Recursos Naturais**, v.33, f. SH 22, Porto Alegre e parte das f. SH 21 Uruguaiana e SI 22, Rio de Janeiro: SEPLAN e IBGE, 1986. p.313-404.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil plants**. Florida: CRC Prerss Inc., 1986.

KAUL, P. F. T. Geologia. In: **Geografia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, v.2: Região Sul, 1990. p.29-54.

KIMBER, A. J.; PULFORD, I. D.; DUNCAN, H. L. Chemical variation and vegetation distribution on a coal waste tip. **Journal Applied of Ecology**, v.15, p. 627-633. 1978.

KLEINMANN, R.H.; HEDIN, R. Biological treatment of mine water: An uptade. In: **Proceedings of the International Symposium on tailings and Efluent managment**, Haliifax, Can., Ago, 1989. p.173-179.

KLEIN, A. S. **Áreas degradadas pela mineração de carvão a céu aberto no sul de Santa Catarina: vegetação x substrato**. 2006. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais). Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, SC.

KOLBASH, R. L. ROMANOSKI, T. L. Windsor coal company wetland: An overview. In: HAMMER, D. A. **Constructed wetlands for wasterwater treatment**. Chelsea, Lewis, p.788-792,1989.

KOZLOWSKI, T.T. Impacts of air pollution on forest ecosystems. **Bioscience**. V.30, p.89-93, 1980.

KOTZ, L.; KAISER, G.; TSCHÖPEL, P; TÖLG, G. Aufschluß biologischer matrices für die bestimmung sehr niedriger spurenelementgehalte bei gegrenster einwaage mit salpetesäure unter druck in einem teflongefaß. Z. Anal. Chem. V.260, p.207-209. apud

PORTO, M. L. **Beiträge zur Schwermetallvegetation von Rio Grande do Sul, Brasilien**. 1981. 76p. Dissertation (Doktor der Naturwissenschaften) – Fakultät für Naturwissenschaften und Matematik der Universität Ulm, Ulm.

KUNTZE, H. Behavior of heavy metals in soils. In: International Symposium, 4. **Proceedings...** BENDER, F. (ed.), Geo-resources and environment, 1986.

LACKI, M. J.; HUMMER, J. W.; WEBSTER, H. J. Diversity patterns of invertebrate fauna in cattail wetlands receiving acid mine drainage. In: **1990 Mining and Reclamation Conference and Exhibition**, 2., Morgantown. Proceedings of 1990 Mining and... Morgantown: West Virginia University, 1990. p. 365-371.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima, 2000.

LAWREY, J. D. The relative decomposition potential of habitats variously affected by surface coal mining. **Canadian Journal Botanic**, n.55, p.1544-1552, 1976.

LIMA-E-CUNHA, M. C. Prospecção biogeoquímica para cobre no Cerro dos Martins e Mina do Seival, Caçapava do Sul, RS. **Acta Geológica Leopoldensia**, São Leopoldo, v.4, n.8, p.95-108, 1980.

LIMA-E-CUNHA, M. C. **A biogeoquímica na prospecção mineral – aplicação do método em área mineralizada a cobre no Rio Grande do Sul**. 1982. 88f. Tese (Doutorado em Geociências) Curso de Pós-Graduação em Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

MACHADO, N. A. F.; RAYA-RODRIGUEZ, M. T.; LEONARDI, S. M. Avaliação sedimentológica de uma área carbonífera. In: **Carvão e Meio Ambiente**. Centro de Ecologia. Porto Alegre, Editora da UFRGS, 2000.

MALUYGA, D. P. **Biogeochemical methods of prospecting**. New York: Consultants Bureau, 1964.

MARTINELLO, C. M. **Avaliação microbiológica e físico-químico 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, A. P. L. **Capacidade do *Polygonum hydropiperoides* e *Typha domingensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na região da bacia do Irai**. 2005, 84f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal do Paraná.

MATAGI, S. V.; SWAI, D.; MUGABE, R. A review of heavy metal removal mechanisms in wetlands. Afr. J. **Trop. Hydrobiol.** v.8,p. 23-35, 1998.

MENDES, A. R. ZOCHE, J. J. Cultivo de *Ricinus Communis* L. (Euphorbiaceae) sobre diferentes substratos de áreas degradadas pela mineração de carvão, no Sul de Santa Catarina, Brasil. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 57, 2006, Gramado. **Anais eletrônico...** Gramado: UFRGS, 2006.

MENEZES, N. L.; SILVA, D. C.; MELO-DE-PINA, G. F. Folha. In: APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B. & CARMELLO-GUERREIRO, S. M. **Anatomia vegetal**. 2. ed. Viçosa: UFV, 2006.

MOSSE, R. A. ;CHAGAS, J. M; TERRA, A. R. S. Utilização de lagoas de maturação com aguapé (*Eichornia Crassipes*) na remoção de algas e coliformes em afluentes de lagoas de estabilização. **Engenharia Sanitária**. V. 19 (1), p.72, 1980.

MOTA MARQUES, D. M. L. et al. Ecossistemas criados (banhados): importância dos macrófitos no controle de pH de drenagem ácida. In: **Carvão e Meio Ambiente**. Centro de Ecologia. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2000.

NAWROT, J. R; KLIMSTRA, W. B. Biochemical treatment of mine drainage through a reedgrass wetland. In: **1990 Mining and Reclamation Conference and Exhibition**, 2., Morgantown. Proceedings of 1990 Mining and... Morgantown: West Virginia University, 1990. p. 353-363.

NEUMANN, D.; ZUR-NIEDEN, U.; LICHTENBERGER, O.; LEOPOLD, I. How does *Armeria maritima* tolerate high heavy metal concentrations? **Journal of Plant Physiology**, v.146, n.5-6, p.704-71, 1995.

NEUMANN, D.; ZUR-NIEDEN, U.; SCHWIEGER, W.; LEOPOLD, I.; LICHTENBERGER, O. Heavy metal tolerance of *Minuartia verna*. **Journal of Plant Physiology**, v.151, n.1, p.101-108, 1997.

OLIVEIRA, J. A.; CAMBRAIA, J.; CANO, M. A. O.; JORDÃO, C. P. Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de aguapé e de salvinia. **Revista Brasileira Fisiologia Vegetal**, v.13(3), p. 329-341, 2001.

OUZOUNIDOU, G.; ELEFThERIOU, E.P.; KARATAGLIS, S. Ecophysical and ultrastructural effects of copper in *Thlaspi ochroleucun* (Cruciferae). **Canadian Journal Botany**, v. 70, p. 947-957, 1992.

PEGORINI, F.; MARANHO, L. T. Organização estrutural das raízes de macrófitas aquáticas selecionadas para compor um "wetland" construído. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 57, 2006, Gramado. **Anais eletrônico...** Gramado: UFRGS, 2006.

PFADENHAUER, J.S.; WINKLER, S. **Estudos sobre a problemática ecopaisagística das áreas de deposição de rejeitos de mineração**. Relatório Final – Convênios FATMA/UFRGS, Porto Alegre, p. 241-269, 1978.

PIL, M. W. ; BOEGER, M. R. T. Características morfológicas foliares de *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae) e *Typha domingensis* Pers (Typhaceae): diferentes soluções para o mesmo problema. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 56, 2005, Curitiba. **Resumos...** Curitiba, 2005.

POMPÊO, M. L. M. ; MOSCHINI-CARLOS, V.; ALEXANDRE, N. Z.; SANTO, E. Qualidade da água em região alterada pela mineração de carvão na microbacia do rio Fiorita (Siderópolis, Estado de Santa Catarina, Brasil). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**. v. 26, n. 2, p.125-136, 2004.

PORTO, M. L. **Beiträge zur Schwermetallvegetation von Rio Grande do Sul, Brasilien**. 1981. 76p. Dissertation (Doktor der Naturwissenschaften) – Fakultät für Naturwissenschaften und Mathematik der Universität Ulm, Ulm, 1981.

PORTO, M. L. Plantas detectoras de metais. **Ciência Hoje**, v.10, n. 55, p. 8-9, 1989a.

PORTO, M. L. Tolerância ao cobre em ecótipos de *Schinus lentiscifolius* March (Anacardiaceae) de áreas mineradas no Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.3, n. 2, p.23-31, 1989b.

PORTO, M. L.; SILVA, M. F. F. da. Tipos de vegetação metalófila em áreas da Serra dos Carajás e Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.3, n.2, p.13-22, 1989.

PROCHNOW, T. R. **Avaliação de áreas com rejeitos da mineração de carvão, com ênfase em bioindicadores vegetais para metais pesados, no município de Charqueadas, RS**. 1995. 135 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1995.

PROCHNOW, T. R.; PORTO, M. L. Avaliação de uma área de rejeitos da mineração de carvão com vistas a bioindicadores vegetais para metais pesados. In: **Carvão e Meio Ambiente**. Centro de Ecologia. Porto Alegre: UFRGS, 2000.

PULFORD, I. D.; DUNCAN, H. L. The influence of pyrite oxidation products on the adsorption of phosphate by coal mine waste. **Journal Soil Science**, v.26, n.1, p.74-80, 1975a.

PULFORD, I. D.; DUNCAN, H. L. The influence of pyrite oxidation products on the adsorption of phosphate by coal mine waste. **Journal Soil Science**, v.145, n.4312, p.36-37, 1975b.

QUARITI, O., BOUSSAMA, N., ZARROUK, M., CHERIF, A., GHORBAL, M.H. Cadmium- and copper-induced changes in tomato membrane lipids. **Phytochem**, v.45, p.1343 -1350, 1997.

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**. Centro de Ecologia. Porto Alegre: UFRGS, p.492-553, 2000.

REITZ, R. Tifáceas. **Flora ilustrada catarinense**, Itajaí: Herbário “Barbosa Rodrigues”, 1984. 16p.

RIBEIRO, M. D. KAWAI, H.; TINEL, P. R.; ROSSETO, R. Experimento-piloto da lagoa de aguapé para tratamento de esgoto bruto. **Revista DAE**, v. 46 (144), p. 82, 1986.

RIBOLDI, J. **Elementos básicos de estatística. Cadernos de matemática e estatística**. Instituto de Matemática, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Série B: Trabalho de apoio didático, 1993.

RODRIGUES, N. S. Aguapé uma alternativa no tratamento de esgotos. **Pau-Brasil**, v. 5, p. 9, 1985.

RODRIGUES, R. C. Insetos bentônicos e sua relação com a qualidade da água no Rio Mãe Luzia, Treviso, SC. 116 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, 2006.

SANTA CATARINA (Estado). Secretaria de Estado da Tecnologia Energia e Meio Ambiente. **Projetos Ambientais Especiais Elaborados pela Fatma – Diagnóstico Ambiental de Santa Catarina**. Diretoria de Meio Ambiente – DMA. Florianópolis, SC: _____, 1991.

SANTA CATARINA (Estado). Secretaria de Estado de Coordenação Geral e Planejamento. Subsecretaria de Estudos Geográficos e Estatísticos. **Atlas escolar de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Aerofoto Cruzeiro/IOESC, 1991.

SANTA CATARINA (Estado). Secretaria de Estado do desenvolvimento urbano e meio ambiente. Diretoria do meio ambiente e recursos hídricos; AMREC, Associação de Municípios da região carbonífera; UNESC, Universidade do Extremo Sul Catarinense. **Plano básico de desenvolvimento ecológico econômico, PBDEE**. Florianópolis: IOESC, 1997. 628 p.

SANTA CATARINA (Estado). Secretaria do desenvolvimento econômico e integração ao MERCOSUL. Diretoria de Geografia, Cartografia e Estatística/Gerencia de Análise Estatística. **Anuário estatístico de Santa Catarina**. Florianópolis: IOESC, 2000.

SANTOS, D. M. M. Estimativa da concentração letal (CL 50) de cinco herbicidas na macrófita aquática *Salvinia mínima* Baker. In: II CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 1994. Londrina. **Resumos...** Londrina: UEL, 1994.

SANTOS, M. *Paspalum notatum* Flüggé var. *notatum* (Poaceae) em ambientes com e sem rejeitos de mineração de carvão: morfo-anatomia e bioacumulação de metais pesados. 2000. 154f. Tese (Doutorado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre (RS), 2000.

SANTOS, S. A.; ANDRADE, M. A.; MARANHO, L. T. Avaliação do potencial estrutural de *Typha elephantina* Roxb., Typhaceae, para a fitorremediação de solos contaminados por petróleo. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 57, 2006, Gramado. **Anais eletrônico...** Gramado: UFRGS, 2006.

SCHEIBE, Luiz Fernando. A geologia de Santa Catarina; Sinopse Provisória. **Geosul**, v.1, n.1, p.7-38, 1986.

SEAGO, JR, J. L.; MARSH, L.C.; STEVES, K.J.; SOUKUP, A.; VOTRUBOVÁ, O.; ENSTONE, D.E. A Re-examination of the root cortex in wetland flowering plants with respect to aerenchyma. **Annals of Botany**, v.96, p.565-579, 2005.

SILVA, L. D.; BORTOLUZZI, C. A. (ed). **Mapa geológico do estado de Santa Catarina – escala 1:500.000**; texto explicativo. Florianópolis: DNPM/11º Distrito/Secretaria. Ciência de Tecnologia, Minas e Energia, 1987. 215p.

SILVA, M. A. S. Programa levantamentos geológicos básicos do Brasil, Projeto de mapeamento Geológico/metalogenético sistemático. **Criciúma, Folha SH.22-X-B. Estado de Santa Catarina. Escala 1:250.000**. Brasília: CPRM: serviço geológico do Brasil, 2000.

SILVA, S. **Fungos micorrízicos arbusculares no crescimento, extração de metais pesados e características anatômicas da *Brachiaria decumbens* Stap. em solo contaminado**. 2006.82f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, 2006.

SILVANO, J. **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**. 2003. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2003.

SKOUSEN, J. ;SEXTONE, A.; GARBUTT, K. ; SENCINDIVER, J. Acid mine drainage treatment with wetlands and anoxic limestone drains. In: D. M. Kent (ed.) **Applied wetland science and technology**. Lewis Publ.Boca Raton. Fl., p.263-281, 1994.

SKOUSEN, J. G., ZIEMKIEWICZ, P. F. **Acid Mine Drainage – Control and Treatment**. Second edition, 1996.

SMANIOTO, A. A. Deposição sub-áquatica de rejeitos do beneficiamento de carvão em Siderópolis (SC). In: **Seminário Regional de recuperação ambiental de áreas**

impactadas pela mineração de carvão. 2004. Disponível em:
<<http://www.siecesc.com.br/eventos/default.htm>>. Acesso em: 15 nov. 2005.

SOARES, C. R. F. S.; ACCIOLY, A. M. A.; MARQUES, T. C. L. L.S. M.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. **Revista Brasileira Fisiologia Vegetal**, v.13(3), p.302-315, 2001.

SRIDHAR, B. B. M.; HAN, F. X.; MONTS, D. L.; SU, Y. Anatomical changes due to uptake and accumulation of Zn and Cd in Indian mustard (*Brassica juncea*). **Environmental of Experimental Botany**, v.54, p.131-141, 2005.

TAYLOR, G. J.; CROWDER, A. A. Copper and nickel tolerance in *Typha latifolia* clones from contaminated and uncontaminated environments. **Canadian Journal Botany**, v. 62, n. 6, p.1304-1308, 1982.

TAYLOR, G. J.; CROWDER, A. A. Uptake and accumulation of copper, nickel, and iron by *Typha latifolia* grown in solution culture. **Canadian Journal Botany**, v. 61, n.7, p.1825-1830, 1983a.

TAYLOR, G. J.; CROWDER, A. A. Uptake and accumulation of copper, nickel, and iron by *Typha latifolia* in wetlands of the Sudbury, Ontario region. **Canadian Journal Botany**, v. 61, n. 7, p. 63-73, 1983b.

TEIXEIRA, M. B.; COURA NETO, A. B.; PASTORE, U.; RANGEL FILHO, A. L. R. As regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos – Estudo fitogeográfico. In: **Levantamento de recursos naturais**. v. 33. Porto Alegre: IBGE, 1986.

VARDANYAN, L. G.; INGOLE, B. S. Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armênia) and Carambolin (Índia) lake systems. **Environment International**, v.32, p.208-218, 2006.

VAZQUÉZ, M. D.; POSCHENRIEDER, C. H.; BARCELÓ, J. Ultrastutural effects and localization of low cadmium concentration in bean roots. **New phytologist**, v.120, p.215-226, 1992.

VELOSO, H. P.; GOES FILHO, L. Fitogeografia brasileira: classificação fisionômico-ecológica da vegetação neotropical. **Bol. Téc. Proj. RADAMBRASIL, série vegetação**, v.1, p.1-80, 1982.

VERKLEIJ, J. A. C.; SCHAT, H. Mechanisms of metal tolerance in higher plants. In: **Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects**. SHAW, A. J. (ed.), Boca Raton: CRC-Press, 1990, p.179-193.

WEATHERFORD, J.; HAMMOND, A.; RATLIFF, J. Investigation of the ability of plants found in western Kentucky to hyperaccumulate lead and aluminum from soils. **Microchemical Journal**, v. 56, n.1, p.93-102, 1997.

WESTER, J.H. Forested wetland reclamation successes criteria development in North Florida. In: **1990 Mining and Reclamation Conference and Exhibition**, 2, Morgantown. Proceedings of 1990 Mining and... Morgantown: West Virginia University, 1990. p. 339-346.

WU, L.; LIN, S. L. Copper tolerance and copper uptake of *Lotus purshianus* 9Benth. Clem. & Clem. And its symbiotic *Rhizobium loti* derived from a copper mine waste population. **New Phytologist**, v.116, n.3, p.531-539, 1990.

YE, Z.H., S.N. WHITING, Z.-Q. LIN, C.M. LYTHER, J.H. QUIAN, and N. TERRY. Trace Element Removal From Coal Ash Leachate by a 10-Year-Old Constructed Wetland. **J. Environ. Qual.**, v.30, p.1710-1719, 2001a.

YE, Z.H., S.N. WHITING, Z.-Q. LIN, C.M. LYTHER, J.H. QUIAN, and N. TERRY. Removal and distribution of Fe, Mn, Co e Ni within a Pennsylvania constructed wetlands treating, coal combustion by-product leachate. **J. Environ. Qual**, v.30, p. 1463-1473, 2001b.

ZANARDI Jr., V.; PORTO, M.L. **Avaliação do sistema de Lagoas em áreas de mineração de carvão a céu aberto: metais pesados em água, planta e substrato**. Boletim do Instituto de Biociências, Porto alegre: UFRGS, n. 49,1991.

ZAR, J. **Bioestatistical Analysis**. New Jersey: Prentice may, 1985.

ZIM-ALEXANDRE, N. Z. **Análise integrada da qualidade das águas da Bacia do Rio Araranguá (SC)**. 2000. 297f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC. Florianópolis, 2000.

ZOCCHÉ, J. J. **Comunidades Vegetais de Campo e sua Relação com a Concentração de Metais Pesados no Solo em Áreas de Mineração de Carvão a Céu Aberto, na Mina do Recreio - Butia - RS**. 1989. 159 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1989.

ZOCCHÉ, J. J. **Comunidades Vegetais de Savana Sobre Estruturas Mineralizadas de Cobre na Mina Volta Grande, Lavras do Sul, RS**. 2002. 205 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

ZOCCHÉ, J. J. Metais pesados (Fe, Mn e Zn) no solo construído e na vegetação das antigas bacias de decantação do lavados de Capivari, Capivari de Baixo, SC. In: SIMPÓSIO NACIONAL E CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 6, 2005. Curitiba. **Anais...** Curitiba: SOBRADÉ, p.117-124, 2005.

ZOCHE-DE-SOUZA, P.; COSTA, S.; ZOCHE, J. J. *Baccharis trimera* Less. DC. como Indicadora da Recuperação de Áreas Mineradas de Carvão. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 57, 2006, Gramado. **Anais eletrônico...** Gramado: UFRGS, 2006.

ZOCHE-DE-SOUZA, P. ZOCHE, J. J. **Metais Pesados em Áreas de Mineração de Carvão: O Uso Potencial de Banhados Biológicos Construídos no Biopolimento da Água de Drenagem Ácida de Mina, Tratada por Processos Físico-Químicos.** Relatório de Iniciação Científica (Programa de Iniciação Científica). Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC, Criciúma, f.17, 2007.

ANEXOS

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)