

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS
MESTRADO EM MANEJO DO SOLO**

CATILINE SCHMITT

**NUTRIÇÃO MINERAL DO VIME EM AMBIENTES NATURAIS E
POTENCIAL DE FITORREMEDIAÇÃO EM AMBIENTE
CONTAMINADO COM CÁDMIO E CHUMBO**

LAGES, SC

2011

CATILINE SCHMITT

**NUTRIÇÃO MINERAL DO VIME EM AMBIENTES NATURAIS E
POTENCIAL DE FITORREMEDIAÇÃO EM AMBIENTE
CONTAMINADO COM CÁDMIO E CHUMBO**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre no Curso de Pós-Graduação em Manejo do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC.

Orientador: Dr. Jaime Antonio de Almeida

Co-orientador: Dra. Mari Lucia Campos

LAGES, SC

2011

Ficha catalográfica elaborada pela Bibliotecária
Renata Weingärtner Rosa – CRB 228/14ª Região
(Biblioteca Setorial do CAV/UEDESC)

Schmitt, Catiline
Nutrição mineral do vime em ambientes naturais e potencial de
fitorremediação em ambiente contaminado com cádmio e chumbo /
Catiline Schmitt ; orientador: Jaime Antonio de Almeida. – Lages,
2011.
80 f.

Inclui referências.
Dissertação (mestrado) – Centro de Ciências Agroveterinárias /
UEDESC.

1. *Salix x rubens*. 2. Contaminação Ambiental. 3. Metais Pesados.
I. Título.

CDD – 581.5

CATILINE SCHMITT

**NUTRIÇÃO MINERAL DO VIME EM AMBIENTES NATURAIS E
POTENCIAL DE FITORREMEDIAÇÃO EM AMBIENTE
CONTAMINADO COM CÁDMIO E CHUMBO**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre no Curso de Pós-Graduação em Manejo do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC.

Aprovado em: ___/___/_____

Homologado em: ___/___/_____

Banca Examinadora:

Orientador/presidente

Dr. Jaime Antonio de Almeida
(UDESC/Lages – SC)

Dr. Luciano Colpo Gatiboni

Coordenador Técnico do Curso de Mestrado
em Manejo do Solo e Coordenador do
Programa de Pós-Graduação em Ciências
Agrárias – UDESC/Lages – SC

Co-orientador/membro

Dra. Mari Lucia Campos
(UDESC/Lages – SC)

Dr. Cleimon Eduardo do Amaral Dias

Diretor Geral do Centro de Ciências
Agroveterinárias – UDESC/Lages – SC

Membro Externo

Dr. Tássio Dresh Rech
(EPAGRI/Lages-SC)

*A meus queridos pais, Vilma e Valderes,
dedico.*

AGRADECIMENTOS

A UDESC por fornecer oportunidade de ensino e a CAPES pela concessão da bolsa.

Ao PPG em Ciências Agrárias, pelo ensino e pelo ambiente de trabalho.

Ao Prof. Jaime pela confiança, paciência e persistência em me orientar desde o início da minha vida acadêmica e principalmente pelo exemplo de profissionalismo. Para mim, um verdadeiro Mestre.

À Prof^a Mari pelo auxílio na co-orientação deste trabalho, mas principalmente, pelos conselhos e dedicação em todos os momentos dessa caminhada.

Ao Dr Tássio, pelo afinho em assumir este trabalho conjuntamente, também pela disposição nos trabalhos a campo e por tantas dúvidas esclarecidas.

Às voluntárias, Angela e Jaqueline, pelo esforço e dedicação nos trabalhos de laboratório.

À meus pais, Vilma e Valderes, por todos os momentos de dúvida e incertezas onde foram pessoas decisivas assumindo juntamente comigo esta nova etapa e que, mesmo estando longe, foram presença constante em minha lembrança. A razão principal de estar alcançando meu objetivo é tentar retribuir a fé que vocês depositam em mim.

À meus irmãos, Amauri e Jaqueline no apoio constante e pelos momentos de companhia. Vocês são imensa alegria na minha vida.

Ao Eduardo, companheiro verdadeiro, exemplo de dedicação. Ter você na minha vida é contar com uma base forte, uma fonte inesgotável de compreensão e carinho.

Ao meu afilhado Thiago, que por tantas vezes está presente nas minhas lembranças.

À Pati, pela compreensão, cumplicidade e atenção no convívio. Vou sentir saudades.

Às amigas de todas as horas, Tete, Ari, Bina, Andréia, Roberta, Fabi e Pati S. pelos momentos de estudo, risos, choros e principalmente pelo afeto e amizade. A todos os demais colegas e professores do curso de Pós-Graduação em Manejo do Solo pela presença diária e pelos ensinamentos passados.

Aos funcionários, Henrique, Fátima, Éderson, Fabiane e Leandro pela colaboração nos momentos de necessidade.

Recebam todos, o meu sincero agradecimento!

RESUMO

SCHMITT, Catiline. **Nutrição Mineral do Vime em Ambientes Naturais e Potencial de Fitorremediação em Ambientes Contaminados com Cádmi e Chumbo**. 2011. 80 f. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, Lages, SC. 2011.

O vime (*Salix x rubens*, Schrank) é uma espécie amplamente cultivada no planalto catarinense por pequenos produtores rurais, gerando incremento na renda familiar. Devido à sua importância econômica, boa adaptação ao clima da região, grande produção de biomassa e sua eventual função como planta fitorremediadora, este trabalho teve o objetivo de avaliar a capacidade de absorção de metais pesados em vimes cultivados em ambientes naturais e contaminados, sendo o trabalho dividido em dois estudos. O primeiro objetivou avaliar o estado nutricional das plantas de vime e o seu potencial de extração de metais pesados em seis ambientes naturais, mais e menos impactados pela ação antrópica. Para tanto, foram coletadas amostras de planta e solo em cinco locais (L) do distrito de Campinas, município de Bocaina do Sul e outro na cidade de Lages, sob os seguintes sistemas de cultivo: L1 cultivo natural sem adubação, L2 cultivo com esterco, L3 cultivo sem adubação, L4 adubação + água da caldeira, L5 adubação convencional, L6 ambiente urbano. O segundo experimento foi realizado através do cultivo de vime em casa de vegetação em delineamento inteiramente casualizado, num Cambissolo Flúvico Alumínico gleissólico contaminado com concentrações crescentes de Cd e Pb com o objetivo de avaliar a capacidade de fitoextração destes elementos pela espécie. Os atributos de solo analisados no primeiro experimento foram: Al, K, P, Na, Ca, Mg (trocaíveis), pH em água, pH em CaCl₂ e carbono orgânico, pelos métodos descritos por Tedesco et al., (1995), e Cu, Cd, Pb, Cr e Ni (totais) por digestão via úmida pelo método da água régia, além da textura pelo método do densímetro. No segundo experimento foram analisados somente os teores de Cd e Pb totais e trocaíveis. As análises químicas de tecido foram feitas na raiz, lenho, casca, ramificações e folhas, por digestão via seca (calcinação) sendo que os elementos determinados para o primeiro experimento foram K, P, Ca e Mg e Pb e Cd para o segundo. Os valores observados para os atributos de solo analisados nos pontos coletados para o primeiro estudo são adequados ao cultivo do vime, e em relação aos metais pesados não apresentam-se contaminados de acordo com os níveis de qualidade estabelecidos pela Cetesb. Em relação a absorção de elementos pelas plantas há diferença na acumulação de nutrientes para as diferentes estruturas analisadas e entre os locais de coleta. Para o desenvolvimento de vime cultivado em solo contaminado com cádmio e chumbo não foi observada diferença na produção de vime, porém a acumulação de metal foi significativa entre os tecidos analisados sendo superior nas raízes. O nível de contaminação do solo afeta a absorção e acumulação de cádmio e chumbo nas plantas de *Salix x rubens*. A espécie estudada apresenta bom potencial de utilização em programas de remediação através da fitoestabilização e fitoextração.

Palavras-chave: *Salix x rubens*. Contaminação Ambiental. Metais Pesados.

ABSTRACT

SCHMITT, Catiline. **Mineral Nutrition of Willow in Natural Environments and Potential of Phytoremediation in Environments Contaminated with Cadmium and Lead.** 2011. 80 f. Dissertation (Mestrado em Manejo do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, Lages, SC. 2011.

The willow (*Salix x rubens*, Schrank) it is a species thoroughly cultivated in the plateau catarinense by small rural producers for increment of the family income. Due to the economical importance of the willow, good adaptation to the climate of the area, great biomass production and his eventual function as phytoremediation plant, this work will have the objective of evaluating the capacity of absorption of heavy metals in willows cultivated in natural and polluted atmospheres, being the work divided in two studies. The first, lens to evaluate the nutritional state of the willow plants and his potential of extraction of heavy metals in six natural atmospheres, more and less impacted for the anthropic action. For so much plant samples and soil were collected at five places (L) of the district of Campinas, municipal district of Bocaina do Sul and other in the city of Lages, under the following cultivation systems: L1 natural cultivation without manuring, L2 cultivation with manure, L3 cultivation without fertilization, L4 fertilization + water of the kettle, L5 conventional fertilization, L6 adapts urban. The second experiment consisted of the willow cultivation vegetation home in randomized entirely casualizado, in a Cambissolo Flúvico Alumínico gleissólico polluted with growing concentrations of Cd and Pb with the objective of evaluating the capacity of fitoextração of these elements for the species. The soil attributes analyzed in the first experiment were: Al, K, P, Na, Ca, Mg (exchangeable), pH in water, pH in salt and organic carbon, for the methods described by Tedesco et al., (1995), and Cu, Zn, Cd, Pb, Cr and Ni (total) for digestion he saw humid for the method of the it longs for royal, besides the texture for the densimeter method. In the second experiment they were only analyzed the total and exchangeable levels of Cd and Pb. The chemical analyses of tissue were made in the root, log, peel, ramifications and leaves, for digestion through drought (calcination) and the certain elements for the first experiment will be K, P, Ca and Mg and Pb and Cd for the second. The observed values of the attributes of soil analyzed the collected points for the first study are suitable for the cultivation of wicker, and for the heavy metals present is not contaminated according to the quality levels established by Cetesb. Regarding the absorption of elements by plants is no difference in the accumulation of nutrients for the different structures analyzed and among the sampling sites. For the development of wicker grown in soil contaminated with cadmium and lead there was no difference in the production of wicker, but the accumulation of metal was significant among tissues were higher in roots. The level of contamination of the soil affects the absorption and accumulation of cadmium and lead in plants of *Salix x rubens*. The species studied has good potential for use in programs of remediation by phytoextraction and phytostabilization.

Keywords: *Salix x rubens*. Environmental Contamination. Heavy Metals.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-	Estimativa anual de renda com a produção e a comercialização do vime para o ano de 2007 no Planalto Catarinense.	17
Tabela 2-	Análise da granulometria do horizonte A, da camada de 0-20 cm para os diferentes pontos de coleta de solo em locais cultivados com vime na Bacia do Rio Canoas, 2010.	37
Tabela 3-	Valores de pH em água e em CaCl ₂ e carbono orgânico determinados nas amostras da camada superficial, nos locais de produção de vime com diferente manejo do solo. Bacia do Rio Canoas, 2010.	38
Tabela 4-	Valores de acidez potencial (H+Al), alumínio trocável (Al ⁺³), Ca, Mg, K, Na e P determinados para os pontos de coleta nos locais de produção de vime, com diferentes manejos do solo na Bacia do Rio Canoas, 2010.	39
Tabela 5-	Concentração de Cu, Cr, Pb, Cd e Ni semi-total encontrados para os solos coletados nos locais de produção de vime com diferente manejo. Bacia do Rio Canoas, 2010.	40
Tabela 6-	Valores determinados para os Limites de Detecção Instrumental quantitativo (LDI) e Limites de Detecção do Método Analítico (LDM) para Cu, Cr, Pb, Cd e Ni.	40
Tabela 7-	Teores de metais estabelecidos pela Cetesb para o Estado de São Paulo para valores de referência de qualidade, valor de intervenção e valores máximos para cada utilização do solo.	41
Tabela 8-	Teores de macronutrientes (Ca, Mg, P e K) observados entre as diferentes partes das plantas de vime coletadas nos pontos de produção com diferentes manejos do solo. Bacia do Rio Canoas, 2010.	43
Tabela 9-	Coefficientes de correlação de Pearson entre os teores de cálcio, magnésio, fósforo e potássio no solo em relação aos teores nas diferentes partes da planta.	44
Tabela 10-	Características químicas do solo utilizado no experimento.	51

Tabela 11-	Contraste entre as doses de Cádmio e Chumbo em relação ao controle para a produção de massa entre as diferentes estruturas da planta.	54
Tabela 12-	Coefficientes do ajuste da equação de regressão absorção e de acumulação de Cádmio e Chumbo para as diferentes estruturas da planta de vimeiro cultivadas em casa de vegetação. Lages, 2010.	59
Tabela 13-	Coefficientes de correlação Pearson entre as variáveis de solo (teor semi-total e teor disponível) e as variáveis de planta (concentração na raiz, haste principal, haste secundária e folha) para cádmio.	59
Tabela 14-	Coefficientes de correlação de Pearson entre as variáveis de solo (teor semi-total e teor disponível) e as variáveis de planta (concentração na raiz, haste principal, haste secundária e folha) para chumbo.	60
Tabela 15-	Índice de Tolerância (IT) e Fator de Translocação(FT) obtidas para plantas de <i>Salix x rubens</i> cultivadas em solos contaminados com doses crescentes de cádmio e de chumbo em casa de vegetação. Lages, 2010.	61
Tabela 16-	Fator de Bioconcentração (FBC) na parte aérea e na raiz de <i>Salix x rubens</i> entre as doses de cádmio e de chumbo.	63
Tabela 17-	Teor semi-total de Cádmio e Chumbo fixado e translocado em μg durante o período de condução do experimento.	65

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1- Visualização dos Locais de coleta 1 (marcação em vermelho) e 2 (marcação em amarelo) na comunidade de Campinas município de Bocaína do Sul, em outubro de 2010. Extraído de Google, 2010..... 33
- Figura 2- Visualização dos Locais de coleta 3(marcação em azul), 4 (marcação em verde) e 5 (marcação em laranja) na comunidade de Campinas município de Bocaína do Sul, em outubro de 2010. Extraído de Google, 2010..... 33
- Figura 3- Visualização do Local de coleta 6 (marcação em preto) localizado na zona urbana do município de Lages, em outubro de 2010. Extraído de Google, 2010..... 34
- Figura 4- Resposta na produção de massa seca de vimeiro cultivado em casa de vegetação em solo contaminado com Cádmio (a) e Chumbo (b). Barras pretas correspondem a produção de massa seca total, barras cinzas, correspondem à massa seca de haste principal. Lages, 2010..... 55
- Figura 5- Resposta na produção de massa seca de vimeiro cultivado em casa de vegetação em solo contaminado com Cádmio (a) e Chumbo (b). Barras pretas correspondem a produção de massa seca de raiz, barras cinza claro correspondem a produção de massa seca de haste secundária e cinza escuro corresponde à produção de massa seca de folha. Lages, 2010. 55
- Figura 6- Curvas de acumulação de Cádmio e Chumbo entre diferentes estruturas de plantas de vime (*Salix x rubens*) cultivado em casa de vegetação, Lages, 2010. 57
- Figura 7- Relação entre acúmulo em mg kg^{-1} de Cádmio e Chumbo na raiz e na parte aérea (haste principal, haste secundária e folhas) de plantas cultivadas em solo contaminado. Barras pretas correspondem a acúmulo na raiz e barras cinzas correspondem ao acúmulo na parte aérea..... 64

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	13
2 REFERENCIAL TEÓRICO	15
2.1 HISTÓRICO E CARACTERIZAÇÃO DA ESPÉCIE	15
2.2 UTILIZAÇÃO E COMERCIALIZAÇÃO	16
2.3 FORMAS DE CULTIVO	17
2.4 IMPORTÂNCIA AMBIENTAL E SOCIAL	18
2.6 UTILIZAÇÃO DO VIME NA FITORREMEDIAÇÃO	19
2.7 CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS QUE FAVORECEM A UTILIZAÇÃO COMO FITORREMEIADOR	22
2.8 ABSORÇÃO E TRANSLOCAÇÃO	23
3 CAPÍTULO I: AVALIAÇÃO DA QUALIDADE NUTRICIONAL DE PLANTAS DE VIME EM AMBIENTES NATURAIS COM DIFERENTES NÍVEIS DE IMPACTO ANTRÓPICO.	26
3.1 RESUMO	26
3.2 ABSTRACT	26
3.3 INTRODUÇÃO	27
3.4 MATERIAL E MÉTODOS	32
3.4.1 Localização e descrição dos pontos de coleta	32
3.4.2. Coletas e análises de solo	34
3.4.3 Coletas e análises de planta	35
3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
3.5.1 Características dos solos	36
3.5.2 Nutrição do vime e comparação entre os teores nos tecidos	42

3.6 CONCLUSÕES	45
4 CAPÍTULO II:CAPACIDADE DE EXTRAÇÃO E ACUMULAÇÃO DE CÁDMIO E CUMBO PELO VIME CULTIVADO EM SOLO CONTAMINADO.	46
4.1 RESUMO	46
4.2 ABSTRACT	46
4.3 INTRODUÇÃO.....	47
4.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	51
4.4.1 Descrição do experimento	51
4.4.2 Determinações de solo.....	51
4.4.3 Determinações de plantas	52
4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
4.4 CONCLUSÕES.....	66
5. CONCLUSÕES GERAIS	67
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	68
7 ANEXOS	76

1 INTRODUÇÃO GERAL

O gênero *Salix* abrange 330 a 550 espécies, tendo como seu centro de origem o sudoeste da China (ARGUS, 1999) de onde foi disseminado para todas as partes do mundo. Por ser uma planta com características de boa adaptação a diversos ambientes e pela alta produção de biomassa, é utilizada para diversos fins. A espécie mais utilizada nos cultivos, também encontrada naturalmente na região do planalto sul catarinense é o *Salix x rubens*, Schrank. No Brasil foi introduzido pelos imigrantes italianos juntamente com a cultura da videira, chegando primeiramente aos estados de São Paulo, Paraná e Rio Grande do Sul de onde foi trazido para Santa Catarina por colonizadores italianos e alemães.

No planalto sul catarinense, esta espécie é largamente utilizada por pequenas famílias de agricultores como produto de incremento na renda. A principal forma de comercialização é através da venda de ramos verdes ou cozidos, e descascados, que se destinam a outras regiões para a utilização principalmente no artesanato e em amarrações de videiras, sendo apenas 10 % do total produzido beneficiado na região serrana de Santa Catarina (SILVA, 1999). Emprega mão-de-obra local, geralmente familiar, tendo ainda muito a ser muito explorada aumentando as possibilidades de fonte de emprego e renda.

As áreas de várzeas úmidas, drenadas, profundas e ensolaradas, sujeitas a inundações periódicas, são os ambientes preferencialmente utilizados para a produção do vime (Epagri, 2006). O cultivo não necessita de alta tecnologia para sua produção nem para seu processamento. A utilização de insumos é praticamente inexistente sendo apenas empregadas práticas como roçadas e eventuais adubações, podendo por isso ser considerado um cultivo ambientalmente pouco impactante (ARRUDA, 2001).

Algumas características morfológicas importantes como alta produção de massa, sistema radicular agressivo e abrangente, e ampla distribuição em ambientes bem diversificados, permite que o vime seja uma espécie com uma variada possibilidade de utilização. A sobrevivência em ambientes com diferentes níveis nutricionais e também na presença de substâncias tóxicas à maioria das plantas, é uma das características que fortalece as respostas encontradas em estudos onde plantas deste gênero são utilizadas para absorver e acumular elementos tóxicos, tolerando bem as condições desses ambientes.

Em ambientes reconhecidamente contaminados como no caso de locais de descarte de resíduo de indústrias ou de mineradoras, bem como em ambientes que sofreram desastres ecológicos, em locais com descarte de substâncias potencialmente contaminadoras como nos lixões, afluentes urbanos, entre outros, a utilização de plantas remediadoras é uma alternativa interessante por ser um método de custos reduzidos e de fácil manejo. É conhecido que várias espécies possuem capacidade de absorver elementos tóxicos do ambiente e complexá-los em diversas formas e em várias de suas estruturas, porém esta capacidade de absorção e extração não é apenas afetada pelas características da planta. A concentração dos contaminantes, bem como sua biodisponibilidade devem estar em condições favoráveis para ocorrer o acúmulo. Este fato demonstra a importância de se conhecer os fatores ambientais envolvidos nos locais de desenvolvimento com diferentes níveis de desequilíbrio.

Considerando o vime uma espécie promissora, é de fundamental relevância conhecer a capacidade de fitoextração que esta planta apresenta, haja vista a importância econômica e social que ela apresenta na região. Em face da restrita quantidade de dados disponíveis sobre esta cultura, é necessário que se busque novos conhecimentos para poder comprovar a possibilidade de desenvolvimento do vime em áreas de produção e também para identificar características que ampliem as finalidades de uso dessa planta.

Em função de todas estas características descritas o objetivo principal deste estudo foi avaliar o potencial do vime (*Salix x rubens*) como uma planta melhoradora da qualidade de solos impactados através da absorção e acumulação de metais tóxicos. Assim sendo, o trabalho foi dividido em duas partes: a primeira avalia as condições nutricionais de plantas de vime desenvolvidas em diferentes ambientes naturais e a segunda avalia a capacidade do vime em absorver Pb e Cd de solo contaminado em casa de vegetação. Dessa forma os objetivos específicos foram:

- Determinar os elementos essenciais e o estado nutricional das plantas em condições naturais de desenvolvimento;
- Avaliar os teores de metais pesados de ambientes com diferentes níveis de impacto antrópico para assim determinar o efeito do ambiente e uma potencial forma de remediação através do cultivo do vime;
- Identificar, a partir do desenvolvimento de estacas de vime, a tolerância desta espécie e a real capacidade de extração de Cd e Pb em solo com concentrações crescentes e conhecidas desses metais;
- Quantificar e definir os principais locais de acumulação desses metais na planta através da análise de frações de diferentes partes da planta (raiz, hastes e folhas).

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 HISTÓRICO E CARACTERIZAÇÃO DA ESPÉCIE

A planta conhecida popularmente como vime é pertencente ao gênero *Salix*, Família das *Salicaceae* Mirbel, e compreende um gênero taxonomicamente complexo abrangendo 330 a 550 espécies (ARGUS, 1999). As espécies de árvores e arbustos de *Salix* estão distribuídas em diferentes latitudes da Europa, Ásia, América do Norte e no norte e sul da África, além de muitas outras variedades e híbridos. Na América do Sul também ocorrem espécies nativas (*Salix humboldtiana* e *Salix marthiana*) que desenvolvem-se naturalmente desde o sul do México até a Argentina, distribuída ao longo de rios e canais (MOURA, 2002).

Acredita-se que o início do cultivo do *Salix* em rotações curtas ocorreu na área norte do Mediterrâneo, onde este gênero se desenvolve naturalmente (MOURA, 2002). No Brasil, a cultura do vime iniciou com a chegada de imigrantes italianos nos estados de São Paulo, Paraná e Rio Grande do Sul por volta do séc. XIX sendo utilizado principalmente em amarrações nos parreirais e na confecção de cestos para a vitivinicultura. Em Santa Catarina o vime chegou através de descendentes italianos e alemães vindos do Rio Grande do Sul na década de 1920 ou de 1930 (SILVA, 1999) onde encontrou melhores condições de desenvolvimento principalmente na bacia do Rio Canoas (MOURA, 2002).

O cultivo do vime persistiu ao longo do tempo com diversos usos e aplicações, com destaque para a proteção de barrancas de rio, fabricação de canoas, cangas de boi, calçados (tamancos) e artigos trançados de uso doméstico (cestas, balaios, gaiolas, etc.). É utilizado ainda em paisagismo, fabricação de brinquedos, amarração de vegetais (parreiras e kiwi) bioenergia, fitorremediação (descontaminação de solos e lençóis freáticos), na fitoterapia e na terapia ocupacional (BRANDES e ARRUDA, 2006).

A principal espécie encontrada na região é a *Salix x rubens* Schrank. De acordo com a especialista em vime, a alemã Bettina Braun, o material usado no Brasil é um híbrido, cruzamento de duas espécies européias, *Salix alba* e *Salix fragilis*, o qual foi introduzido no Brasil há mais de meio século, dispersando-se para os Estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Hoje, esse híbrido ocorre espontaneamente nas margens dos

cursos d'água, principalmente nas margens dos rios Gargantilha, Tigre, Rufino, nos Arroios Macacos e Lava - Tudo e de outros afluentes do Rio Canoas, cultivado em várzeas, especialmente nos municípios da região de Lages (MOURA, 2002).

As plantas de vime, quando não submetidas às decepas anuais do cultivo para produção, atingem porte de árvore mediana, com altura de 12 m e diâmetro de 60 cm, em crescimento livre (CARPANEZZI et al., 2002). Já de acordo com Meikle (1984); extraído de Nascimento (2009); a espécie *Salix x rubens* é uma árvore alta que pode chegar a 20-25 m de altura; o tronco é grosso e áspero e os ramos formam uma copa larga e arredondada. Os galhos são finos e, quando novos, ligeiramente pubescentes, para, em seguida, se tornarem lisos e opacos ou, por vezes, de um marrom lustroso ou verde amarronzado. As folhas, lanceoladas, de cor verde prateada que se transformam em verde escuro, um pouco brilhantes na face adaxial e verde opaco na parte abaxial são caducas e possuem um comprimento de 11 a 15 cm por 2 a 3 cm de largura. Apresentam bordas levemente serradas e estípulas muito acuminadas, com um comprimento de 1,2 cm. O pecíolo tem de 6 a 7 mm de comprimento de cor verde. Sua duração de vida, embora indeterminada, ultrapassa 40 anos (CARPANEZZI et al., 2002). Existem lavouras sendo exploradas há mais de trinta anos e árvores isoladas que ultrapassam cem anos (Epagri, 2006).

No Brasil existem apenas plantas femininas desta espécie, que não está entre as mais indicadas para o artesanato (BRAUN, 1998).

2.2 UTILIZAÇÃO E COMERCIALIZAÇÃO

A produção de vime caracteriza-se por ser uma importante fonte de renda para pequenos agricultores do Planalto Sul Catarinense. O número de famílias envolvidas na atividade oscila entre 1.200 e 1.500, ocorrendo variações em decorrência das flutuações do mercado, especialmente no que se refere à oferta e à procura. A área média cultivada por família é de um hectare, com produtividade média anual de 15 t ha⁻¹ de ramos verdes (Epagri, 2006).

Segundo Arruda (2001), nos municípios de Bom Retiro, Bocaina do Sul, Rio Rufino, Urubici, Urupema, Painel e Lages, a produção total anual estimada é de quase 16 mil toneladas, que rendem cinco mil toneladas de vime seco, representando cerca de 90 % da produção nacional. Outros municípios como Rio dos Cedros no Vale do Itajaí e Garuva no norte catarinense também são importantes na produção catarinense de vime (PORTAL DA

AGROPECUÁRIA, 2008), porém estes se destacam principalmente pela transformação do produto.

A produção de vime no Brasil movimentava R\$ 15.300.000,00 ano⁻¹ (NASCIMENTO, 2009). Dados estimados referentes à renda anual para o ano de 2007 são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 Estimativa anual de renda com a produção e a comercialização do vime para o ano de 2007 no Planalto Catarinense.

Produto	Preço por Quilo	Renda Anual
Palito verde	R\$0,65/kg	R\$ 1.235.000,00
Vime verde	não informado	R\$ 4.275.000,00
Vime seco (diâmetros variados)	R\$1,50/kg	R\$ 9.750.000,00
Preço mão-de-obra de corte	R\$ 0,12/kg	
Preço mão-de-obra de descascamento	R\$ 0,30/kg	

(Fonte:Nascimento, 2009)

Os municípios produtores do vale do Rio Canoas transformam apenas 10% do vime produzido. Outros 10 a 15 % seguem principalmente para o maior pólo de artesanato em vime no país, nos municípios de Rio de Cedros e Garuva e para outros municípios de Santa Catarina (SILVA, 1999). Para o Rio Grande do Sul são vendidas cerca de 1.900 toneladas/ano de vime verde bem fino (chamado palito) para a viticultura (NASCIMENTO, 2009). O restante é enviado como matéria-prima para o Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro e estados do nordeste (SILVA, 1999). Essa matéria prima é utilizada na confecção de objetos decorativos como cadeiras e mesas, em utensílios domésticos como cestos, em amarrações de parreirais, como matéria para produção de bioenergia em usinas termelétricas, entre tantas outras finalidades.

2.3 FORMAS DE CULTIVO

As principais áreas utilizadas para a produção são as margens de rios e banhados e ambientes temporariamente alagados. Geralmente o vime não exige alta tecnologia para sua produção nem para seu processamento sendo a maioria das atividades executadas manualmente (Epagri, 2006).

No Brasil, o sistema de cultivo dos vimeiros segue os padrões trazidos pelos colonizadores europeus. O sistema de corte segue a manutenção de um tronco de 30 a 80 cm de altura. Em geral o cultivo é realizado com plantio sistematizado em várzeas drenadas e áreas marginais aos cultivos anuais de verão (Epagri, 2006). Em plantios sistematizados se

utiliza a adubação e o controle manual de plantas invasoras como principais práticas de manejo (ARRUDA, 2001).

Quanto ao beneficiamento do vime, é composto por cinco etapas: a preparação, o cozimento, o descascamento, a secagem e a estocagem (NASCIMENTO, 2009). Todo este processamento das varas para a comercialização é feita na própria propriedade por mão de obra familiar.

2.4 IMPORTÂNCIA AMBIENTAL E SOCIAL

Sob a ótica AMBIENTAL, o processo produtivo do vime pode ser considerado pouco impactante, pois a utilização de defensivos agrícolas é pouco frequente. Além disso, a produção utiliza um mínimo de insumos, recicla nutrientes que estariam indisponíveis aos cultivos convencionais, preserva o solo, melhora a qualidade da água e protege as margens dos rios (ARRUDA, 2001). Entretanto, possui restrições por ser uma espécie exótica muitas vezes cultivada em áreas consideradas de preservação permanente (banhados, charcos e/ou no seu entorno).

Em razão do bom comportamento silvicultural e por não ser invasora, tem potencial para a reabilitação de ecossistemas degradados em terrenos mal drenados em climas com inverno rigoroso. Seu emprego é particularmente vantajoso para a fixação das terras das margens dos corpos de água e, como árvore isolada ou compondo grupos pequenos com espécies nativas, para a formação de poleiros (CARPANEZZI et al., 2002).

Segundo Brandes e Arruda (2006), o cultivo do vime não compete com as lavouras tradicionais, desenvolvendo-se em áreas marginais que apresentam restrições ao cultivo de outros produtos. Por ser cultivado nesses ambientes, ele está diretamente ligado à qualidade da água promovendo a proteção de barrancas, auxiliando assim, a filtragem da água que chega aos banhados. É considerado também, um melhorador da qualidade da água e do solo por ser uma planta com características fitorremediadoras extraindo compostos e elementos tóxicos do meio. Por ser uma espécie exótica, a participação do vime em plantios com fins ambientais deve ser sempre em pequena escala e em associação com espécies nativas (CARPANEZZI et al., 2002).

Do ponto de vista SOCIAL, o seu cultivo contribui para a manutenção das unidades produtivas ocupando a mão-de-obra local em períodos do ano onde pouco trabalho é disponibilizado aos produtores rurais (ARRUDA, 2001). Todo o trabalho, desde o plantio até

o beneficiamento para a comercialização, é feita na própria propriedade por mão de obra familiar. Em valores médios, cada hectare de vimal emprega de forma direta 7,65 pessoas/hectare/ano na cadeia produtiva, entre agricultores e artesãos (ARRUDA, 2001).

Muitas dessas áreas de produção se enquadram como ambientes de proteção permanente na legislação nacional, o que pode exigir o abandono desses pontos pelos produtores, gerando uma preocupação com a inviabilidade de manutenção dessas pequenas unidades produtivas pela redução na renda. Arruda (2001) afirma que nessa região o vime representa mais do que expressiva fonte de renda para muitas famílias de pequenos agricultores, a cultura contribui para a absorção de mão-de-obra local, sendo uma forma alternativa de geração de emprego, com o artesanato.

Apesar dos benefícios citados, o cultivo do vime ainda apresenta restrições pela legislação vigente. Segundo a Resolução do CONAMA nº 303/2002, que dispõe sobre “parâmetros, definições e limites de áreas de preservação permanente, enquadra as áreas geralmente utilizadas para o cultivo do vime como Área de Preservação Permanente (APP) (Art. 3º, inciso III: são áreas de preservação permanente, as situadas em faixa marginal de cursos d’água, medida a partir do nível mais alto em projeção horizontal; e inciso IV: em vereda: espaço brejoso ou encharcado, que contém nascentes ou cabeceiras de cursos d’água, onde há ocorrência de solos hidromórficos).

Porém a Resolução CONAMA nº 369/2006 que dispõe sobre “casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental”, possibilita a intervenção ou supressão de vegetação em APP (Art. 2º, inciso II, alínea b: em casos de interesse social, é possível o manejo agroflorestal ambientalmente sustentável, praticado na pequena propriedade rural familiar, que não descaracterize a cobertura vegetal nativa, ou impeça sua recuperação e não prejudique a função ecológica da área). Nesse caso a produção de vime seria justificada se não estivesse detalhada a descaracterização da cobertura vegetal nativa, visto que ele é uma espécie exótica. Além do vime, este é o caso de muitos sistemas agroflorestais, nos quais, a prioridade é o convívio de espécies nativas e exóticas de forma harmoniosa, gerando um equilíbrio entre as necessidades sociais das comunidades envolvidas e o respeito ao meio ambiente (NASCIMENTO, 2009).

2.6 UTILIZAÇÃO DO VIME NA FITORREMEDIAÇÃO

Andrade et al., (2007) define como fitorremediação: uso de plantas e seus microorganismos associados, para o tratamento de solo, água e ou ar contaminados. É também definido como: técnicas nas quais plantas são usadas para o tratamento *in situ* de terras poluídas por substâncias químicas ou radioativas (BRITT et al., 2002). É uma tecnologia emergente com potencial para tratamento eficaz de uma larga escala de poluentes orgânicos e inorgânicos (ANDRADE et al., 2007). É fundamentada em processos naturais que combina conhecimentos de microbiologia, bioquímica, fisiologia vegetal e engenharia para criar condições favoráveis a biodegradação, imobilização ou extração do contaminante do solo (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

A origem e a aplicação da fitorremediação e suas várias definições ainda apresentam-se controversos. Entretanto, parece provável que a prática tenha se desenvolvido em períodos diferenciados nas várias partes do mundo, e muitas das origens descritas sugerem que sua aplicação tenha começado na observação de melhorias ambientais naturalmente decorrentes da presença de plantas em locais contaminados, o que demonstrou o potencial de sua utilização para esse fim (ANDRADE et al., 2007). De acordo com Accioly e Siqueira (2000), algumas plantas adquirem tolerância a contaminantes, quando expostas a estes por longo período de tempo, desenvolvendo características estratégicas para a sobrevivência.

A fitorremediação é uma técnica que apresenta um elevado potencial de utilização, devido às vantagens que oferece em relação às outras técnicas de remediação de contaminantes do solo (ANSELMO e JONES, 2005). Dentre os benefícios da fitorremediação podem ser citados: remediação de vários contaminantes simultaneamente, produção de biomassa para colheita, agregando valor econômico, as plantas são de fácil manejo e de fácil propagação, diferentemente de outras técnicas pode ser usada em larga escala e em grandes áreas com aplicação *in situ*, custo do processo é reduzido, pode melhorar o valor estético, utiliza apenas energia solar, melhora as qualidades físicas e químicas do solo (aumento na porosidade, ciclagem de nutrientes e matéria orgânica) além da prevenção contra processos erosivos que geram boa parte da contaminação das águas, tendo assim boa aceitação pública (ANDRADE et al., 2007; ANSELMO e JONES, 2005; BRITT et al., 2002; LONE et al., 2008; ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

Porém algumas desvantagens também podem ser citadas como por exemplo o fato de não ser uma técnica certificada por algumas entidades regulamentadoras, por ser uma tecnologia ainda em desenvolvimento, necessitar de um grande tempo para se obter resultados, pode não atingir 100% de remediação, além de que o teor do contaminante deve ser menor que o limite de tolerância das plantas e estar dentro da zona de alcance do sistema

radicular, existindo ainda o risco de o contaminante entrar na cadeia alimentar (ANDRADE et al., 2007; ANSELMO e JONES, 2005; ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

As substâncias alvo da fitorremediação incluem remoção de excesso de metais como chumbo, zinco, cobre, níquel, mercúrio e selênio (Pb, Zn, Cu, Ni, Hg, Se), compostos inorgânicos (NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , elementos químicos radioativos (U, Cs, Sr), hidrocarbonetos derivados de petróleo (BTEX), pesticidas e herbicidas (atrazine, bentazona, compostos clorados e nitro-aromáticos), explosivos (TNT, DNT), solventes clorados, como tricloroetano e tetra-cloro-etileno (TCE e PCE), e resíduos orgânicos industriais, como pentaclorofenol e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PCP, PAHs), entre outros (ANSELMO e JONES, 2005).

Em relação apenas à presença de metais pesados, estes podem ser encontrados de forma generalizada nos solos por serem elementos presentes nas rochas matrizes, porém as atividades humanas são citadas como principais fontes de contaminação, adicionando ao solo materiais que contém esses elementos através, principalmente, da mineração e beneficiamento de metais, aplicação de defensivos agrícolas e fertilizantes, lodos de esgotos urbanos e industriais, queima de combustíveis fósseis, águas residuárias e resíduos de indústrias de beneficiamento químico (ALLEONI et al., 2005). Nestas áreas, a utilização de técnicas de descontaminação é essencial, sendo a fitorremediação uma das práticas mais indicadas.

Esta técnica apresenta grande versatilidade envolvendo mecanismos como: fitoextração, fitotransformação, fitovolatilização, fitoestimulação e fitoestabilização. Na fitoextração ocorre à absorção seguida do armazenamento no tecido, na fitotransformação o poluente sofre bioconversão passando a formas menos tóxicas, na fitovolatilização o poluente é convertido a formas voláteis, na fitoestimulação há o estímulo à biodegradação microbiana e na fitoestabilização o poluente é imobilizado por meio de sua lignificação ou humificação (ANDRADE et al., 2007). Além destes mecanismos alguns autores ainda incluem a rizofiltração, caracterizada pela acumulação de compostos tóxicos apenas nas raízes (ANSELMO e JONES, 2005).

Ainda podem-se classificar as plantas de acordo com o teor de contaminantes acumulados sendo elas chamadas de: acumuladoras, quando os metais concentram-se na parte aérea, indicadoras, em que a absorção e o transporte de metais pesados para a parte aérea são regulados, e a concentração interna reflete os níveis externos de contaminação; e excluseras, em que a concentração de metais pesados na parte aérea é mantida em níveis constantes até que uma concentração crítica no solo seja alcançada, ocorrendo então o aumento do transporte dos metais (BAKER, 1981).

2.7 CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS QUE FAVORECEM A UTILIZAÇÃO COMO FITORREMEIADOR

Espécies ou variedades de uma mesma espécie vegetal, expostas a uma concentração similar de metais pesados, podem diferir na absorção e/ou distribuição interna desses elementos na planta. Isso pode resultar em diferenças na capacidade de retenção do elemento absorvido nas raízes, e, ou variação na carga do xilema (SHAW, 1989). Outros fatores, tais como estágio de desenvolvimento da planta, tempo de exposição ao metal e as diferentes espécies químicas dos elementos, podem também interferir nesses aspectos, refletindo nos teores dos metais nas diferentes partes da planta (ALLOWAY, 1993). A produção final de biomassa também é um fato importante a ser levado em consideração, sendo até mais importante que a capacidade de absorção. Greger e Landberg (1999) descrevem que a absorção de contaminantes através de plantas arbóreas por unidade de massa, mesmo sendo pequena, pode, em escala de hectares, ser mais efetiva que plantas hiperacumuladoras.

Dentre tantas plantas com este potencial, a família *Salicaceae* é composta por espécies vegetais que toleram ambientes saturados em água, apresentando características fisiológicas que os tornam bastantes atrativos para serem utilizados em projetos de fitorremediação (ANDRADE et al., 2007). São bons “filtros naturais”, pois apresentam sistema radicular bastante agressivo. Por serem espécies que apresentam altas produções de biomassa, a acumulação e a extração de metais por estas espécies pode ser considerável. Os dois principais mecanismos envolvidos no potencial de remediação pelo vime são a fitoextração e a fitoestabilização. Também atua na redução da erosão quando utilizados na contenção de taludes, barrancos de rios entre outros, sendo efetiva na redução indireta da contaminação da água (SUTILI et al., 2004).

Alguns outros fatores que afetam a absorção dos contaminantes pelas plantas, principalmente referentes à sua dinâmica no solo, podem ser citados. Para que ocorra absorção é necessário que o contaminante esteja na forma disponível, então fatores como pH, presença de óxidos, matéria orgânica e CTC são propriedades que atuam diretamente na absorção dos contaminantes pelas plantas (CARDOSO e CHASIN, 2001). Como exemplo, Hammer et al., (2003) relataram que a calagem pode alterar as concentrações de metais pesados na parte aérea de plantas de *Salix viminalis* devido à maior produção de biomassa e maiores concentrações metal na parte aérea.

2.8 ABSORÇÃO E TRANSLOCAÇÃO

O local onde os contaminantes são acumulados na planta depende principalmente da dinâmica do elemento na mesma. Muitas vezes após serem absorvidos podem ser translocados para outras partes, se acumulando principalmente no vacúolo, destoxificados através da formação de um composto não tóxico, volatilizado ou até mesmo mineralizado.

De maneira generalizada, uma vez absorvidos pelas plantas os metais tendem a acumular-se nas raízes, as quais são os primeiros órgãos vegetais afetados pela contaminação, resultando no escurecimento, engrossamento e inibição do crescimento radicular. Na parte aérea, os sintomas mais típicos são a clorose, similar à deficiência de Fe, aparecimento de manchas foliares, necrose e morte das folhas (BARCELÓ e POSCHENRIEDER, 1992).

Muitas espécies do gênero *Salix* apresentam a habilidade de sobrevivência em ambientes com altos teores de componentes tóxicos, indicando uma capacidade de absorção e também de acumulação de metais e substâncias tóxicas. São citados trabalhos envolvendo uma grande diversidade de contaminantes variando tanto entre substâncias orgânicas como inorgânicas. Muitos estudos já realizados comprovaram a eficácia da utilização deste gênero como extrator, fixador e transformador de contaminantes.

Para o vime a fixação (fitoextração) é mais expressiva para substâncias inorgânicas, enquanto a transformação (fitotransformação) é apenas relatada para contaminantes orgânicos (ANDRADE et al., 2007).

Na remediação de compostos orgânicos se encontram combinados mecanismos de fitoextração, fitotransformação e fitovolatilização (ANDRADE et al., 2007). Exemplos típicos de árvores da família *Saliaceae*, em termos fisiológicos, apresentam características que os tornam bastante atrativos para serem utilizados em projetos de fitorremediação como: habilidade em oxigenar a rizosfera, o que viabiliza aerobicamente a mineralização de compostos orgânicos, liberação de exudatos e incremento de matéria orgânica que estimulam a atividade degradatória de consórcios e microorganismos na rizosfera (SCHNOOR, et al., 1995); absorção direta de compostos orgânicos e posterior transformação a metabólitos menos tóxicos (BURKEN, 1996; NYER e GATLIFF, 1996).

Em exemplo a isso, Corseuil e Moreno (1999) constataram consideráveis reduções nas quantidades de compostos orgânicos derivados de gasolina (etanol e benzeno) cultivando

estacas de uma espécie de Chorão (*Salix babylonica*) em solução contendo diferentes doses desses contaminantes.

Em relação aos contaminantes inorgânicos temos como mais importantes o zinco (Zn), cobre (Cu) e níquel (Ni), micronutrientes essenciais para crescimento das plantas, que podem se tornar fitotóxicos se presentes em níveis excessivos no solo, e também o cromo (Cr), cádmio (Cd), chumbo (Pb), arsênio (As) e mercúrio (Hg) que sem nenhuma função biológica conhecida, tornam-se prejudiciais à medida que entram nos ciclos biológicos. Como os metais pesados não podem ser transformados em subprodutos menos prejudiciais, estratégias de fitorremediação que focalizam na acumulação deles em partes aéreas de plantas e subsequente remoção do local contaminado são de grande interesse (BRITT et al., 2002).

Sobre espécies da família das *Salicaceae*, muitos são os trabalhos que obtêm boas respostas em relação ao potencial de remediação destas espécies. São descritos tanto trabalhos desenvolvidos a campo em situações de contaminação local quanto trabalhos desenvolvidos sob condições controladas. Nos trabalhos comentados a seguir, os possíveis locais de acumulação entre as mais diversas espécies de vime são citados sendo que a acumulação de metais pesados ocorre principalmente nas raízes e nas folhas.

Unterbrunner et al., (2007) analisando espécies de *Salix* coletadas em áreas contaminadas da Europa Central observou considerável acúmulo de Cd e Zn principalmente nas folhas. A separação entre tecidos mostrou um mínimo de acúmulo de metais na madeira, com o aumento das concentrações de Cd e Zn.

Também em relação à extração de Cd e Zn, Vysloužilová et al., (2003) encontraram concentrações significativamente maiores nas folhas e nos brotos. Isso certifica a hipótese de que certa concentração de Cd e Zn foi translocada a partir de raízes para todos os tecidos dos clones testados, porém foi observada maior acumulação de Cd e Zn nas folhas do que nas outras estruturas das plantas chegando até a 83% do total de Cd extraído e 71% do total de Zn removido concentrado nessa estrutura. Portanto, recolher as folhas é uma prática necessária se o cultivo de *Salix* tiver finalidade de fitoextração de metais pesados. Hammer et al., (2003) também chegaram a esta conclusão estudando o potencial de fitorremediação de Cd e Zn em *Salix viminalis*.

Meers et al., (2007) analisando cinco diferentes espécies de vime em relação à sua capacidade de extrair e acumular metais pesados (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) em diferentes partes da planta, observaram que a acumulação desses metais nos caules e folhas apresentaram as mais elevadas concentrações de Cd e Zn podendo extrair anualmente cerca de 5-27 kg ha⁻¹ para Zn e 0,25-0,65 kg ha⁻¹ de Cd. Essa diferença encontrada variou com as características do

solo (do argiloso para o arenoso respectivamente). Analisando sete diferentes espécies de *Salix*, em três diferentes tipos de solo, Vysloužilová et al., (2003) também observaram que a habilidade dos clones remover Cd e Zn, era dependente do tipo de solo e do nível de contaminação. Cerca de 20% do Cd e 4% de Zn foram removidos pela biomassa colhida a partir do conteúdo total do solo após dois períodos vegetação. Resultados semelhantes foram encontrados por Yu et al., (2008) analisando a translocação de cromo tri e hexavalente em duas espécies de *Salix*. Quando a concentração do elemento foi aumentada na solução hidropônica, maiores foram as doses de cromo encontradas, principalmente nas folhas.

Porém Landberg e Greger (1996) analisando espécies de clones de vime em áreas poluídas e não poluídas concluíram que os clones da área poluída tiveram acumulações mais altas de Cd, Cu e Zn nas raízes e menor translocação de metais pesados para os brotos que clones da área não poluída. Zacchini et al., (2009) estudando o comportamento de espécies de *Salix* em solução hidropônica contendo cádmio, também observou maior concentração deste metal nas raízes. Aproximadamente 87% do teor semi-total de cádmio absorvido pelas plantas se concentravam nesta estrutura.

Outros fatores também podem apresentar influência sobre a taxa de absorção de metais pelas plantas. A associação com outros organismos, principalmente fungos micorrízicos, é um dos fatores a serem observados visto que esses microorganismos podem auxiliar através de transformações co-metabólicas e enzimáticas desses elementos contaminantes. Hryniewicz et al., (2008) analisando três áreas de mineração de prata e as associações de fungos ectomicorrízicos à espécies de *Salix* lá encontrados após 33 anos de revegetação, concluíram que a combinação de altas doses de metal-quelatantes com ácidos orgânicos contendo associações fúngicas contribui essencialmente à alta tolerância desta espécie arbórea contra as altas concentrações de metais o solo. Também são citados trabalhos envolvendo a descontaminação por substâncias orgânicas através da associação entre espécies do gênero *Salix* e microorganismos.

É importante mencionar que entre tantos trabalhos desenvolvidos sobre fitorremediação utilizando o gênero *Salix*, poucos envolvem a espécie *rubens*. Então, em função da característica fitorremediadora já comprovada de algumas espécies de *Salix*, dedicamos este estudo à espécie deste gênero mais cultivada na região do Planalto Catarinense e do potencial que esta pode apresentar como melhoradora da qualidade de solos impactados, identificando e quantificando esse potencial, justificando assim o cultivo dessas plantas mesmo em ambientes considerados de preservação permanente.

3 CAPÍTULO I: AVALIAÇÃO DA QUALIDADE NUTRICIONAL DE PLANTAS DE VIME EM AMBIENTES NATURAIS COM DIFERENTES NÍVEIS DE IMPACTO ANTRÓPICO.

3.1 RESUMO

O vime (*Salix x rubens*) é uma espécie bem adaptada as condições ambientais do Planalto Sul Catarinense onde contribui para o desenvolvimento das pequenas propriedades agrícolas. Pode também ser um melhorador da qualidade ambiental nos pontos de cultivo. Pela reduzida disponibilidade de informações sobre suas características em ambientes diversificados, o objetivo deste trabalho foi analisar áreas de produção de vime com diferentes manejos para avaliar o estado nutricional das plantas além de quantificar os teores de metais pesados encontrados no solo para assim, se houver, determinar a capacidade de absorção e translocação de metais dentro da planta. Foram coletadas amostras de solo e tecido vegetal em seis diferentes áreas de produção sob os seguintes sistemas: L1 cultivo natural sem adubação, L2 cultivo com esterco, L3 cultivo sem adubação, L4 adubação + água da caldeira, L5 adubação convencional e L6 ambiente urbano a fim de se verificar as diferenças encontradas em relação as questões nutricionais quanto em relação à capacidade de desenvolvimento em áreas impactadas por atividades antrópicas. Os atributos de solo analisados foram: Al, K, P, Na, Ca, Mg (trocáveis), pH em água, pH em CaCl₂ e carbono orgânico, pelos métodos descritos por Tedesco et al., (1995), e Cu, Cd, Pb, Cr e Ni (totais) por digestão via úmida pelo método da água régia, além da textura pelo método do densímetro. Também foram realizadas análises químicas para os diferentes tecidos coletados (raiz, ramo, casca, haste e folhas), através do método de digestão por via seca (calcinação) sendo que os elementos determinados foram K, P, Ca e Mg. Os valores observados para os atributos de solo analisados ficaram dentro do esperado e apresentam níveis de fertilidade adequados ao cultivo do vime. Em relação à análise de metais, os resultados observados para todos os solos estão dentro da faixa considerada não contaminada para os níveis estabelecidos pela Cetesb mesmo para o solo urbano. Em relação à absorção de elementos pelas plantas houve diferença na acumulação de macronutrientes para as diferentes estruturas analisadas, sendo as maiores concentrações encontradas sempre nas folhas e as menores observadas para o ramo. O efeito da fertilidade do solo em cada ambiente afeta os níveis de absorção e acumulação de cálcio, magnésio, fósforo e potássio na planta.

Palavras chave: Nutrição. Qualidade Ambiental. Desenvolvimento Natural. *Salix x rubens*

3.2 ABSTRACT

The willow (*Salix x rubens*) is a species well adapted to environmental conditions on the plateau south of Santa Catarina. In the region it contributes to the development of small farms. It can also be an improver of environmental quality at the point of cultivation. For the limited

knowledge we have about its characteristics, the objective was to review areas of production of willow with different managements to assess the nutritional status of plants and also quantify the levels of heavy metals found in the soil for so, if any, to determine the capacity absorption and translocation of metals within the plant. We collected soil samples and plant tissue in six different areas of production under the following systems: L1 natural farming without fertilizer, L2 manure crop, L3 cultivation without fertilizer, L4 fertilizer + boiler water, L5 conventional fertilization and L6 urban environment order to verify the differences as far as nutritional issues and in relation to capacity development in the areas impacted by human activities. The soil attributes were analyzed: Al, K, P, Na, Ca, Mg (exchangeable), pH, pH and organic carbon in CaCl_2 by the methods described by Tedesco et al., (1995), and Cu, Cd, Pb, Ni and Cr (total) by wet digestion method of aqua regia, and texture by the densimeter method. Chemical analysis was performed for the different tissues were collected (root, branch, bark, stem and leaves), using the method of digestion dry (calcination) is that certain elements were K, P, Ca and Mg. The observed values of the attributes of soil were analyzed in the present and expected fertility levels suitable for the cultivation of wicker. Regarding the analysis of metals, the results observed for all soils are within the range considered not contaminated to the levels established by Cetesb same for urban land. Regarding the absorption of elements by plants was no difference in the accumulation of nutrients for the different structures analyzed, with the highest concentrations ever found in the leaves and the lowest observed for branch. The effect of soil fertility in each environment affects levels of absorption and accumulation of calcium, magnesium, phosphorus and potassium in the plant.

Key words: Nutrition. Environmental Quality. Natural Development. *Salix x rubens*.

3.3 INTRODUÇÃO

O vime, mesmo não sendo uma espécie nativa brasileira (NASCIMENTO, 2009) é bem adaptado as condições ambientais do Planalto Sul Catarinense. Seu desenvolvimento ocorre em várzeas temporariamente alagadas, áreas com boa disponibilidade de água, sendo as inundações responsáveis por boa parte da reposição de nutrientes (Epagri, 2006).

Em Santa Catarina, o plantio se concentra na região de Lages, mais propriamente na Bacia do Rio Canoas, sendo a produção distribuída nos diversos municípios produtores do Planalto Sul Catarinense e também em Rio dos Cedros e Garuva. O principal destino da produção é a fabricação de móveis e artesanato (NASCIMENTO, 2009).

Por serem áreas marginais às lavouras tradicionais, e por sua colheita ser realizada em época de pouca oferta de trabalho, principalmente no período de entressafra das culturas anuais de verão, o cultivo do vime desempenha uma importante função social, mantendo os agricultores no campo (Epagri, 2006).

Na região, a espécie mais utilizada nos cultivos, também encontrada desenvolvendo-se naturalmente, é o *Salix x rubens*. Esta espécie encontra-se muito bem adaptada apresentando

produção precoce e tolerância a pragas e doenças, porém seu uso para o artesanato é limitado pela menor flexibilidade dos ramos em relação a outras espécies (Epagri, 2006).

Em razão de o seu cultivo ser realizado numa ampla variedade de ambientes, as características dos locais de desenvolvimento são bastante variáveis, sendo que os melhores locais de produção ocorrem em áreas úmidas, imperfeitamente drenadas, de solo profundo, ensolaradas. Em relação à fertilidade dos solos, análises preliminares sugerem que o solo com potencial para elevada capacidade produtiva de vime deve apresentar as seguintes características: pH > 5,1; P entre 9 e 15 mg dm⁻³; K 0,20 e 0,46 cmol_c dm⁻³; Ca de 5 a 22 cmol_c dm⁻³; Mg < 7,5 cmol_c dm⁻³; Zn entre 5 e 7 mg dm⁻³; Cu < 4 mg dm⁻³ e Mn < 85 mg dm⁻³ (Epagri, 2006). Nessas condições, produções acima da média de 16.000 kg ha⁻¹ são esperadas se não houver limitações em relação ao clima.

Em relação à absorção, os vimeiros extraem grandes quantidades de macronutrientes, especialmente de N, K e Ca, e também de micronutrientes (RECH et al., 2005). Hytönen (1995) analisando a massa seca de uma espécie de *Salix* estimou os teores de macronutrientes extraídos para uma produção de 18.000 kg ha⁻¹ obtendo os seguintes valores para N, P, K, Ca e Mg: 196, 26, 101, 74 e 37 kg ha⁻¹ respectivamente. Os teores médios encontrados por Rech et al., (2005) para N, P, K, Ca e Mg em massa seca de lenho de ramos com casca em g kg⁻¹ foram respectivamente 8,00; 0,99; 2,52; 2,56 e 0,92. Os teores de N, K e Ca encontram-se dentro dos valores geralmente obtidos para a grande parte das espécies segundo Tedesco et al., (1995) porém os valores encontrados para P e Mg foram abaixo do mínimo esperado. Nas áreas estudadas por Rech (2006) foram encontrados ambientes tanto em situações de insuficiência principalmente para Ca e Mg, quanto de disponibilidade adequada, porém a condição mais frequente é a de excesso principalmente para Al e Mn. As condições de excesso podem explicar os reduzidos teores encontrados nos tecidos em vista da toxidez causada por estes elementos.

Hytönen (1995) ainda determinou que a quantidade de NPK contida em 23.000 kg de fitomassa de *Salix* é distribuída da seguinte forma: lenho – 42%, casca – 19%, folhagem – 17%, tronco – 6% e raízes – 16%. Esses valores correspondem ao teor extraído em relação ao total de massa produzida. Sabendo que a produção de lenho é a fração mais representativa, essas relações já eram esperadas. Quando levado em consideração os teores totais extraídos, a participação do lenho é elevada na remoção de nutrientes, o que contribui para que grandes quantidades de nutrientes sejam exportadas das áreas de cultivo, mesmo quando a casca é retornada ao solo. A casca dos ramos dos vimeiros contém a maior parte dos nutrientes removidos pela colheita, principalmente o nitrogênio, que é o nutriente exigido em maior

quantidade (RECH et al., 2005). Outro fator a ser considerado é a época de coleta das estruturas para análise de tecido visto que durante o período pré-dormência há uma realocação nos elementos da casca para o lenho fazendo com que no inverno os teores encontrados nessa estrutura sejam maiores.

Quanto aos micronutrientes, Hasselgren (1999) quantificou os teores em um cultivo com produtividade anual de 12.500 kg ha⁻¹ obtendo os seguintes valores para quantidades de micronutrientes extraídos em g ha⁻¹: Zn-600, Cu-59, Pb-30, Cd-11, Ni-8,2, Cr-4,8.

Alker et al., (1997) afirmam também que diferentes variedades de *Salix* apresentam diferentes demandas em nutrientes. Nascimento (2009) observou variação nos teores de macronutrientes e também para os metais mercúrio e chumbo entre quatro espécies de vime cultivados no Planalto Sul Catarinense.

Diferenças nos teores de elementos absorvidos são também encontradas entre as mesmas espécies crescendo em ambientes distintos, o que gera tanto níveis de absorção como produtividades desiguais. Isso pode ser explicado pela variação na fertilidade natural ou pelo diferente manejo do solo. Nascimento (2009) analisando espécies de *Salix* coletados em sítios distintos concluiu que a diferença observada entre os teores dos elementos no tecido deve-se provavelmente as diferenças na fertilidade do solo de cada região. Hytönen (1995) comparando a produção de biomassa e o efeito de fertilizantes entre 5 diferentes locais de produção de vime na Finlândia, também observou grandes diferenças na produtividade entre os campos estudados.

Além das grandes taxas de absorção de nutrientes pelo vime, é também elevada a capacidade de assimilação de elementos não essenciais. Essa absorção é fortemente influenciada pelas características físico-químicas dos solos. Para que ocorra absorção é necessário que os elementos estejam na forma disponível, então fatores como pH, presença de óxidos, matéria orgânica e CTC entre outras, são as propriedades que afetam diretamente a disponibilidade (CARDOSO e CHASIN, 2001). No solo, os metais pesados tendem a ligar-se fortemente às argilas e a outras partículas, concentrando-se e acumulando-se nas camadas superiores. No entanto, se estes elementos se tornarem mais móveis, podem ser “lavados”, acumulando-se nas águas subterrâneas. O risco para a saúde pública ocorre se os metais forem assimilados pelas raízes das plantas ou pelos organismos presentes no solo, propagando-se ao longo da cadeia alimentar (ANSELMO e JONES, 2005).

Em relação aos contaminantes inorgânicos, as características de disponibilidade são variáveis para os diferentes elementos. Por exemplo, enquanto Cd e Ni encontram-se mais disponíveis em condições de alto pH, Cu, Zn, Cr e Pb são fortemente ligados as partículas de

solo tornando-se indisponíveis para a absorção ou lixiviação. Jensen et al., (2009) cita que em solos moderadamente poluídos, cultivados com *Salix viminalis* houve a redução de 0,13% do Cd e 0,29% do Zn total desse solo através da absorção por esta espécie, teores estes, que correspondem à fração disponível no solo.

É bastante comum a concentração de metais pesados em áreas rurais altamente tecnificadas e próximas a complexos industriais urbanos. Os mais importantes estudos sobre metais pesados no solo estão vinculados às atividades humanas, como mineração, produção e uso de pesticidas e preservação de madeira (WEBER, 2004). Em função da necessidade de utilização de técnicas que reduzam o impacto causado por estas fontes contaminadoras, o uso de plantas como remediadores é uma prática bastante interessante, pois se trata de um método com custo menor do que outros métodos, além de não degradar o solo, melhorar as condições visuais e gerar renda através da produção da biomassa. Além do mais, a fitorremediação vem ganhando espaço, pois proporciona um custo-benefício maior que os processos físicos e químicos (LONE et al., 2008). Accioly e Siqueira (2000) também cita que no caso dos contaminantes serem imobilizados nos tecidos, pode ocorrer a reciclagem desses elementos quando a planta morre, então o uso de espécies arbóreas que acumulam os nutrientes por mais tempo é mais vantajoso que plantas herbáceas de ciclo curto. Nesse âmbito, Pulford e Watson (2003) destacam que a importância do vime (*Salix spp*) através da fitorremediação ocorre principalmente em função do rápido crescimento e pela ampla biomassa produzida o que permite que consideráveis quantidades de contaminantes sejam retiradas do solo. Além disso, a taxa de remoção é dependente também do número de cortes por ano e da concentração do contaminante na porção colhida (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

A capacidade de acumulação de metais pesados no vime já é bastante citada na literatura. Essa capacidade de absorção pode ser observada quando se faz um comparativo entre plantas desenvolvidas em ambientes naturais não impactados, e plantas desenvolvidas em ambientes fortemente impactados. Landberg e Greger (1996) analisando cinco espécies de clones de vime encontradas em áreas poluídas com níveis 6-100 vezes maiores de Cd, Cu e Zn na fração disponível do que em áreas não poluídas, concluíram que os clones da área poluída tiveram acumulações mais altas de Cd, Cu e Zn nas raízes e menor translocação de metais pesados para os brotos que clones da área não poluída. A explicação pode ser dada pelo desenvolvimento das espécies cultivadas em áreas poluídas que sofrem adaptações às condições estressantes determinadas pela presença dos metais, aumentando o potencial de acúmulo nos tecidos da raiz sem que haja a translocação para a parte aérea. Mesmo havendo

diferenças entre os locais de acumulação, não houve diferença entre a tolerância aos metais para espécies estudadas.

BOYTER et al., (2009) estudando duas espécies de *Salix* nativos da América do Norte observaram que houve redução na produção de biomassa de uma das espécies quando estas foram cultivadas em solos contaminados oriundos de depósitos de minas em relação às mesmas espécies cultivadas em um solo natural. A concentração de metais para todas as partes anatômicas estudadas (folhas, folhas senescentes, casca do ramo principal e casca dos ramos secundários) foi maior para todos os metais estudados (Cu, Mn, Pb e Zn) com exceção ao Cd, na espécie que sofreu redução na produção de biomassa. Mesmo apresentado maiores concentrações de metais em seus tecidos, esta espécie não pode ser considerada adequada para a restauração de áreas contaminadas com metais pesados pela drástica redução na produção de biomassa (59,5%) o que não permite classificar esta planta como tolerante.

Na China, analisando 17 espécies diferentes desenvolvidas sobre área de mineração de chumbo-zinco, Yanqun et al., (2004) quantificaram os teores de metais acumulados pelas plantas. Para a espécie de *Salix* analisada encontraram valores de acumulação 85% superior aos valores observados para plantas usuais para o cádmio, porém em relação a outros metais como Pb, Zn e Cu outras espécies foram mais eficientes na acumulação. Isso justifica a utilização de várias espécies num programa de recuperação através da técnica de fitorremediação. Também é importante a variabilidade de características morfológicas entre as plantas para um maior aproveitamento do potencial de fitorremediação. Geralmente espécies perenes tendem absorver maiores quantidades de metais do solo, pois permanecem continuamente acumulando nos tecidos, enquanto plantas de ciclo anual acumulam maiores quantidades apenas em determinados períodos do seu ciclo (LANDBERG e GREGER, 1996).

Unterbrunner et al., (2007) observaram baixas variações anuais entre os teores de Cd e Zn nas folhas de espécies de *Salix* crescendo em áreas contaminadas da Europa Central o que permite fazer a comparação dos dados entre os anos. Ele também observou que as maiores concentrações para estes metais foram encontradas nas folhas seguidas pelas raízes finas. Pequena acumulação foi observada na madeira. Nascimento (2009) verificou a presença de chumbo e mercúrio na casca e no lenho das amostras de duas espécies de *Salix* cultivadas no Planalto Sul Catarinense o que confirma que as espécies podem apresentar potencial para utilização em fitorremediação.

Considerando que Pb, Cd, Cu, Ni, e eventualmente Cr são os principais metais contaminantes normalmente encontrados em áreas urbanas, o estudo do comportamento desses elementos nas áreas de produção de vime merece atenção especial. Alguns estudos já

foram realizados quanto aos aspectos de manejo e adubação, mas poucos sobre a nutrição da espécie e sua relação com a tolerância e adaptação a diversos ambientes contendo diferentes teores de elementos essenciais e tóxicos. A translocação para a parte aérea e a acumulação desses elementos nas diferentes partes da planta também deve ser considerada em casos de identificação de ambientes contaminados nos pontos de desenvolvimento de plantas de vime.

Desta forma o objetivo deste trabalho foi analisar seis áreas de produção de vime com diferentes manejos para avaliar o estado nutricional das plantas, além de quantificar os teores de metais pesados encontrados no solo para assim, se houver, determinar a capacidade de absorção e translocação de metais dentro da planta.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Localização e descrição dos pontos de coleta

O presente trabalho foi composto de coletas de solo e material vegetal em ambientes de desenvolvimento natural e de cultivo com finalidade de avaliar a absorção de nutrientes e o potencial de remediação para o vime quando fatores ambientais estão envolvidos.

Os locais de coleta selecionados para o desenvolvimento do trabalho seguiram o critério de intensidade de contaminação. Níveis extremos como o desenvolvimento em ambiente natural e desenvolvimento subjacente a um córrego dentro da cidade de Lages altamente influenciado pelas atividades antrópicas, bem como o impacto proporcionado pelas atividades agrícolas no cultivo do vime (*Salix x rubens*) foram analisados. (Figura 1, 2 e 3) Foram coletadas amostras de solo e plantas em 6 diferentes pontos: cinco locais (L) no distrito de Campinas, município de Bocaina do Sul e um último na cidade de Lages, sob os seguintes sistemas de cultivo: L1 cultivo natural não impactado, representando o ambiente de desenvolvimento natural as margens de um córrego, acima do qual não há atividade antrópica; L2 cultivo com esterco com pequeno impacto antropogênico; L3 cultivo sem adubação, para fins comerciais; L4 adubação convencional (calcário e adubo mineral solúvel) + descarte da água da caldeira de cozimento; L5 adubação convencional representada pela adição de calcário e aplicação de fertilizantes minerais solúveis; L6 cultivo em área urbana, às margens de córrego sujeito a inundações periódicas de depósitos aluvionais de chorume de esgoto e lixo, representando um ambiente altamente impactado por ações antrópicas.



Figura 1 Visualização dos Locais de coleta 1 (marcação em vermelho) e 2 (marcação em amarelo) na comunidade de Campinas município de Bocaina do Sul, em outubro de 2010. Extraído de Google, 2010.



Figura 2 Visualização dos Locais de coleta 3 (marcação em azul), 4 (marcação em verde) e 5 (marcação em laranja) na comunidade de Campinas município de Bocaina do Sul, em outubro de 2010. Extraído de Google, 2010.



Figura 3 Visualização do Local de coleta 6 (marcação em preto) localizado na zona urbana do município de Lages, em outubro de 2010. Extraído de Google, 2010.

Os solos amostrados apresentam características de horizontes de solos temporariamente alagados com presença de horizontes glei, oriundos do intemperismo de sedimentos fluviais e sedimentos coluviais. O clima é do tipo Cfb, identificado como mesotérmico subtropical úmido com verões frescos, sem estação seca, com geadas severas, segundo a classificação de Köppen.

Este trabalho foi composto de uma análise observacional sendo os resultados obtidos apenas discutidos em relação a resultados encontrados por outros autores. Apenas para a comparação entre os teores de elementos essenciais encontrados no solo e no tecido foi realizada uma análise de correlação de Pearson verificando se as condições de disponibilidade influenciam ou não nos teores encontrados nas diferentes estruturas da planta.

3.4.2. Coletas e análises de solo

A amostragem de solo foi realizada pela coleta de três pontos aleatórios em cada área, cada uma destas compostas por três subamostras coletadas com trado holandês de aço inox, para evitar contaminação por metais. As subamostras foram coletadas sob a projeção da copa de plantas dispostas ao acaso, distanciadas 10 cm da base do caule com profundidade de até 20 cm, homogêneas representando uma amostra. Em cada tratamento (local de coleta) foram amostrados pontos ao redor de três plantas representando as repetições.

Após coletadas, as amostras foram levadas ao laboratório onde foram secas em estufa com circulação de ar a 60 °C por 42 horas e após a secagem as amostras foram moídas com rolo de madeira e tamisadas em peneira de nylon em malha de 2 mm (TFSA).

A análise física de granulometria foi realizada pelo método do densímetro de Boyoucus sendo determinada argila total (AT) com dispersão em NaOH (EMBRAPA, 1997).

A partir da TFSA, foram realizadas as análises químicas segundo as metodologias descritas por Tedesco et al., (1995). A quantificação do teor de carbono orgânico total foi realizada por combustão úmida, com oxidação em dicromato de potássio e determinação por titulometria; Ca e Mg foram extraídos com solução KCl 1 mol L⁻¹, e determinados por espectrometria de absorção atômica (AA Perkin Elemer – A Analyst 100); o Al trocável foi determinado por titulometria de neutralização com NaOH 0,0125 M no mesmo extrato anterior; P, K e Na foram extraídos com solução ácida de Mehlich-1 (HCl 0,05M + H₂SO₄ 0,0125M) , sendo o K e o Na determinados por fotometria de chama (DM-61) e o P por colorimetria (Speckol).

O pH foi determinado em água e sal com solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹, ambos na relação solo:solução de 1:1. A acidez potencial (H+Al) foi extraída com acetato de cálcio tamponado a pH 7,0 e determinado volumetricamente com NaOH por titulação (Embrapa, 1997).

Para os teores semi-totais de metais pesados as amostras de solo foram submetidas à digestão úmida pelo método da água régia, metodologia também adotada pela European Environment Agency (EEA). As amostras foram digeridas em HCl:HNO₃ na proporção de 3:1 respectivamente, em bloco digestor (Dist DI 40/40PM) na temperatura de 90 ± 5 °C durante 2 horas. Após o resfriamento das amostras foram adicionados 15 mL de água destilada e em seguida foi realizada a filtração das alíquotas em papel filtro quantitativo para cinzas de 0,00014 g (Vetec). Oito provas em branco foram realizadas para o cálculo do Limite de Detecção Instrumental segundo metodologia descrita em AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA (2005).

A quantificação dos teores de Pb, Cd, Cu, Cr e Ni foi determinada em Espectrofotômetro de Absorção Atômica com fonte contínua, atomização em chama, ar/acetileno, Analytyc Jena.

3.4.3 Coletas e análises de planta

A coleta de plantas foi realizada em março de 2010 durante o período vegetativo do vime, nos mesmos pontos de coleta de solo totalizando três plantas por unidade de amostragem. As plantas foram selecionadas por critérios de idade e características de desenvolvimento sendo coletadas diferentes partes da planta (raiz, ramos e folhas).

A coleta das raízes foi efetuada através da retirada de um bloco de solo distanciado a 10 cm da base do caule e nas dimensões de 20 cm de profundidade x 20 cm de largura x 20 cm de espessura, com pá de corte, sendo as amostras levadas ao laboratório para separação das raízes e do solo através de lavagem. Os ramos foram selecionados a partir da idade (ramo do ano). Todas as folhas dos ramos coletados foram separadas para utilização nas análises.

Após a coleta, as amostras foram levadas ao laboratório onde se procedeu a separação da casca e dos ramos, sendo a amostra compostas pela massa total dessas estruturas coletadas no campo. Seguida essa separação, as amostras foram lavadas e secas em estufa por 48 horas a 60 °C para posterior moagem e análise química do tecido vegetal coletado.

Para a análise de tecido vegetal foi utilizado o método de digestão via seca (calcinação em mufla Quimis Q318M) por 8 horas à temperatura de 600 °C. Para a digestão de folhas, hastes e casca foi utilizada uma amostra de aproximadamente 1 grama de tecido moído e seco em estufa, enquanto que, para a análise de ramo e raiz foram queimadas amostras indeformada de 3 e 0,5 gramas respectivamente. Após a queima das amostras foi adicionado 10 mL de HCl 0,1M e levadas para chapa de aquecimento (Tecnal TE-038) já aquecida a 200 °C por 4 minutos sendo adicionado mais 5 mL de água destilada para a filtração em papel filtro quantitativo para cinzas de 0,00014 g. Todos os testes foram realizados em duplicatas.

Na alíquota resultante foram determinados os macronutrientes Ca, Mg, K e P. P foi determinado por colorimetria (Spekol), K por fotometria de chama (DM – 61).e Ca e Mg foram determinados por espectroscopia de Absorção Atômica (Perkin Elmer –Analyst 100),

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 Características dos solos

Todos os solos apresentaram feições morfológicas indicativas de alagamento temporário, tais como mosqueados e, ou variegados disseminados em matriz de coloração geralmente bruno-acinzentada imediatamente abaixo da camada superficial do solo com exceção ao L4 (observação local). A textura variou bastante entre os solos estudados

apresentando valores de 124 até 518 g kg⁻¹ de argila. Esses valores bastante variados são frequentemente encontrados em solos de várzea, notadamente quando desenvolvidos a partir de rochas sedimentares (Tabela 2).

Tabela 2 Análise da granulometria do horizonte A, da camada de 0-20 cm para os diferentes pontos de coleta de solo em locais cultivados com vime na Bacia do Rio Canoas, 2010.

	<u>Areia</u>	<u>Argila</u>	<u>Silte</u>	<u>Classe textural</u>
	<u>g kg⁻¹</u>			
L1 - Desenvolvimento espontâneo	424	124	452	Franco
L2 - Cultivo com esterco	390	141	469	Franco
L3 - Cultivo comercial sem adubo	31	518	451	Argilo siltoso
L4 - Cultivo convencional + caldo	90	448	462	Argilo siltoso
L5 - Cultivo convencional	129	424	446	Argilo siltoso
L6 - Afluente urbano	100	364	536	Franco argilo siltoso

De acordo com os valores observados na Tabela 2, é possível verificar que o solo nos pontos de desenvolvimento espontâneo e no cultivo com esterco foi bastante semelhante, o que é justificado pela proximidade existente entre eles. O mesmo acontece para o ponto de cultivo convencional com água da caldeira e para o ponto do cultivo convencional que foram coletados na mesma propriedade. Esses valores de granulometria devem-se principalmente pelos sedimentos formadores destes solos, que nos primeiros pontos localizavam-se nas margens de um riacho e no terceiro, quarto e quinto foram desenvolvidos por sedimentos acumulados em uma várzea.

Em relação aos atributos químicos do solo, os valores de pH (Tabela 3) se encontram dentro da faixa esperada para solos temporariamente alagados, variando de muito baixo a médio (SBCS-CQFS, 2004). A calagem favoreceu maiores valores de pH como pode ser observado nos pontos de coleta do cultivo comercial e dos cultivos convencionais. Mesmo com a aplicação de calcário, o pH no ponto de cultivo convencional com a adição de água da caldeira foi menor, o que pode ser efeito da acidificação causada pela adição do caldo possivelmente ácido.

Os valores de carbono orgânico observados na mesma tabela são descritos como altos (SBCS-CQFS, 2004) porém em vista da condição de alta umidade observada nos pontos de coleta esses teores são considerado coerentes. Para este caráter, os menores valores foram encontrados no ponto de desenvolvimento natural onde a textura mais grosseira proporcionou maior aeração ocasionando a menor acumulação da matéria orgânica e no ponto de cultivo convencional, onde a menor umidade observada (observação feita no local de coleta), principalmente nos primeiros centímetros superficiais, também favoreceu a aeração

acelerando o processo de consumo da matéria orgânica pelos microorganismos em detrimento do acúmulo observado em condições de alagamento nos outros pontos de coleta.

Tabela 3 Valores de pH em água e em CaCl₂ e carbono orgânico determinados nas amostras da camada superficial, nos locais de produção de vime com diferente manejo do solo. Bacia do Rio Canoas, 2010.

Solos	pH água	pH CaCl ₂	CO Dag kg ⁻¹
L1 - Desenvolvimento natural	3,80	3,85	2,41
L2 - Cultivo com esterco	4,98	4,03	5,06
L3 - Cultivo comercial sem adubo	5,71	4,68	5,10
L4 - Cultivo convencional + caldo	4,26	3,60	5,56
L5 - Cultivo convencional	6,06	5,08	2,64
L6 - Afluente urbano	6,10	5,46	5,25

Os maiores teores de Al foram encontrados no solo do cultivo convencional com água da caldeira evidenciando um possível efeito ácido do caldo. Já no solo de cultivo natural com esterco o valor da acidez potencial (H+Al) é maior em relação ao outro solo, contudo o Al trocável (Al⁺³) é inferior, o que revela o efeito do aumento da acidez potencial pelo esterco e ao mesmo tempo o poder de complexação do Al (Tabela 4). Em geral, os valores obtidos foram menores do que os valores observados nos horizontes superficiais de um estudo desenvolvido em áreas palustres do Planalto Sul de Santa Catarina por Almeida et al., (2007) porém os solos analisados no estudo citado não sofreram nenhum manejo. Para os pontos de cultivo comercial sem adubação e cultivo convencional esse valor foi influenciado pela aplicação de calcário, contudo mesmo para os solos sem influência de calagem como nos casos do local de desenvolvimento natural, do cultivo com esterco suíno e nas margens do afluente urbano, o teor de alumínio também foi menor. Analisando as faixas de valores de alumínio trocável obtidos em solos cultivados com vime por Rech (2006) observamos que os valores encontrados no presente estudo se encontraram dentro da faixa obtida pelo autor, o que justifica o efeito do manejo do solo nesse atributo.

Os valores observados para cálcio e magnésio (Tabela 4) também são considerados altos (SBCS-CQFS, 2004). Exceção é observada no ponto de desenvolvimento natural, onde os valores são considerados baixos principalmente para cálcio. Nesse caso a granulometria pode estar causando grande influência, visto que este é um solo bastante arenoso além de estar muito sujeito a perdas por enxurradas pela proximidade que se encontra em relação ao leito do riacho. Além disso, os teores de cálcio e magnésio também permitem distinguir os locais onde a aplicação de calcário foi realizada, pois há um melhor equilíbrio e suprimento desses dois nutrientes nesses locais. Comparando os valores de cálcio e magnésio com os obtidos em

estudo realizado por Rech (2006) em solos cultivados com vime, a média para esses elementos foi maior nos solos do presente estudo.

Para o solo onde há o cultivo de vime com a aplicação de esterco suíno se observaram os maiores valores de potássio e fósforo, sendo estes classificados como muito alto e alto respectivamente (SBCS-CQFS, 2004). O controle da quantidade de dejetos aplicado não é conhecido, visto que este esterco é proveniente de uma pequena criação confinada localizada logo acima dos pontos de coleta e o produtor não faz o acompanhamento. Esse fornecimento permanente é o que mantém os valores altos para esses dois nutrientes. O valor observado para o ponto de coleta no cultivo convencional + água da caldeira também é considerado alto. Para os outros pontos de coleta os teores de potássio variaram de baixo a médio, e os teores de fósforo foram baixos até mesmo para o afluente urbano. Rech (2006) observou que o valor médio de potássio encontrado na camada superficial do solo foi de 129 mg dm^{-3} em solos cultivados com vime no Planalto Catarinense, assemelhando-se a média obtida para esses pontos, porém os valores obtidos para fósforo foram muito inferiores a média obtida pelo mesmo autor.

A concentração de sódio chama atenção para o local de coleta nas margens do afluente urbano, o que é comum visto que grande parte do esgoto doméstico dos domicílios próximos a esse ponto é despejado diretamente neste afluente pela falta de um sistema de coleta de esgoto naquela área da cidade. Os valores de cálcio, potássio e fósforo também são classificados como altos neste local.

Tabela 4 Valores de acidez potencial (H+Al), alumínio trocável (Al^{+3}), Ca, Mg, K, Na e P determinados para os pontos de coleta nos locais de produção de vime, com diferentes manejos do solo na Bacia do Rio Canoas, 2010.

	H+Al	Al^{+3}	Ca	Mg	K	Na	P
	$\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$		mg dm^{-3}				
L1 - Desenvolvimento natural	3,19	0,65	1,36	1,12	30,00	16,66	2,78
L2 - Cultivo com esterco	5,68	0,16	3,84	4,02	420,66	47,66	37,77
L3 - Cultivo comercial sem adubo	3,92	0,32	14,76	8,07	88,00	41,00	1,13
L4 - Cultivo convencional + caldo	9,96	1,36	10,34	6,16	178,33	24,00	3,31
L5 - Cultivo convencional	2,71	0,01	12,94	7,34	66,33	26,50	1,29
L6 - Afluente urbano	2,44	0,23	17,96	6,58	58,83	177,16	6,59

Percebe-se grande variação nos valores de metais pesados para esses solos, tanto entre os locais como entre os elementos (Tabela 5). Comparando-se apenas os ambientes naturais menos impactados pela ação antrópica (L1 a L5), observa-se que os maiores teores de metais foram verificados no cultivo convencional, com exceção do chumbo. Esse elemento foi observado em níveis mais altos no ambiente às margens do afluente urbano, mas, diferentemente do esperado, os valores dos demais metais não foram substancialmente mais

altos do que nos outros ambientes, chegando a ser inclusive mais baixos do que sob cultivo convencional, para o caso do níquel e do cobre. Pela alta influência devido à proximidade de fontes contaminadoras e até por ser meio de descarte de resíduos domiciliares, era esperado que altas concentrações, principalmente de cádmio, cromo e cobre fossem encontradas nesse solo. Os teores de cádmio foram extremamente baixos (Tabela 5), em todos os ambientes avaliados, inferiores ao limite de detecção do método. Pedron et al., (2004) cita que o processo de urbanização sem planejamento em relação ao recurso solo acentua as alterações morfológicas, a compactação, a erosão, a poluição por substâncias tóxicas. É muito freqüente encontrarmos, principalmente nos grandes centros urbanos, terrenos utilizados para o descarte de materiais oriundos de atividades antrópicas como por exemplo, materiais ricos em metais pesados, que deveriam ser descartados de forma controlada.

Analisando cada local separadamente (Tabela 5), podemos observar que no cultivo convencional os teores de cobre e níquel foram mais expressivos. Para os outros metais (cromo e chumbo), o local que se sobressaiu foi a área urbana.

Tabela 5 Concentração de Cu, Cr, Pb, Cd e Ni semi-total encontrados para os solos coletados nos locais de produção de vime com diferente manejo. Bacia do Rio Canoas, 2010.

	Cu	Cr	Pb	Cd	Ni
	mg kg ⁻¹				
L1 - Desenvolvimento natural	11,60	4,32	<LDI	<LDI	3,76
L2 - Cultivo com esterco	25,57	7,51	4,18	<LDI	6,39
L3 - Cultivo comercial sem adubo	12,18	13,92	16,87	<LDI	8,70
L4 - Cultivo convencional + caldo	15,39	16,54	16,55	<LDI	9,77
L5 - Cultivo convencional	86,55	20,56	10,77	<LDI	19,34
L6 - Afluente urbano	57,92	20,92	41,53	<LDI	14,94

LDI: Limite de detecção Instrumental

Na tabela 5 observamos que alguns metais apresentaram valores abaixo do Limite de Detecção Instrumental. O Limite de Detecção Instrumental é a concentração que produz um sinal três vezes maior que o desvio padrão dos valores observados das leituras das provas em branco, ou seja, é a quantidade necessária num extrato para produzir um sinal que permita calcular o limite de detecção do método analítico. Na tabela 6 podemos observar os valores de Limite de Detecção Instrumental e do Método Analítico calculados segundo AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA (2005).

Tabela 6 Valores determinados para os Limites de Detecção Instrumental quantitativo (LDI) e Limites de Detecção do Método Analítico (LDM) para Cu, Cr, Pb, Cd e Ni.

	Cu	Cr	Pb	Cd	Ni
	mg kg ⁻¹				
LDI	0,0356	0,0391	1,2367	0,0064	0,0177
LDM	0,1118	0,1228	3,8834	0,0202	0,0557

Os valores estimados pela USEPA descrevem que a concentração máxima permitida para o solo é de 1500 kg ha⁻¹ de cobre, 3000 kg ha⁻¹ de cromo, 300 kg ha⁻¹ de chumbo, 39 kg ha⁻¹ de cádmio e 420 kg ha⁻¹ de níquel (ACCIOLY E SIQUEIRA, 2000), porém algumas características como o material de origem de cada solo influenciam muito nos valores naturais de metais pesados encontrados, o que dificulta a obtenção de valores de referência para uso generalizado. No Brasil a Cetesb (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) estabeleceu concentrações máximas de referência de qualidade, valores de prevenção e de intervenção para o estado de São Paulo.

Como são escassas as informações de valores de referência sobre as concentrações de metal no solo, os valores obtidos nestes pontos de observação foram comparados com os valores estabelecidos pela Cetesb (2005) pelo método da água régia. Os valores dos parâmetros para os metais analisados podem ser visualizados na Tabela 7. A normativa completa encontra-se em anexo (Anexo I). Sendo assim, não foram encontrados pontos com concentração de metal superior ao limite máximo estabelecido para os metais cromo, chumbo, cádmio e níquel em relação ao valor máximo para prevenção.

Tabela 7 Teores de metais estabelecidos pela Cetesb para o Estado de São Paulo para valores de referência de qualidade, valor de intervenção e valores máximos para cada utilização do solo.

Metal	Valor de referência	Valor de prevenção	Valor de Intervenção		
			Uso agrícola	Uso residencial	Uso industrial
mg kg ⁻¹ de solo seco					
Cádmio	< 0,5	1,3	3	8	20
Chumbo	17	72	180	300	900
Cobre	35	60	200	400	600
Cromo	40	75	150	300	400
Níquel	13	30	70	100	130

(Fonte: Cetesb 2005)

Para os solos com desenvolvimento natural, cultivo com esterco, cultivo comercial sem adubo e cultivo convencional + água da caldeira, os valores obtidos encontram-se abaixo dos valores máximos estabelecidos até mesmo para valor de referência de qualidade, sendo considerados solos sem nenhum nível de contaminação.

Apenas dois solos apresentaram valores que se aproximam dos valores limites caracterizando algum nível de contaminação. Foi observado para a área de cultivo convencional, valor de cobre (86,55 mg kg⁻¹), superior ao limite de prevenção. Mesmo assim o valor encontrado ainda é inferior ao limite de intervenção até mesmo para a atividade agrícola, não impedindo a sua utilização. Para chumbo apenas o ponto de coleta as margens do afluente urbano (41,53 mg kg⁻¹) apresentou valor maior do que o de referência de qualidade, mesmo assim não extrapolando o valor limite para prevenção.

Para esse mesmo ponto, onde eram esperados os maiores níveis de contaminação (afluente urbano) uma possível explicação para os baixos valores observados é que a produção de vime nesses locais tenha mantido esses valores dentro desses limites aceitáveis, porém, para a confirmação desta afirmação é necessária uma avaliação dos teores destes metais nos tecidos das plantas.

3.5.2 Nutrição do vime e comparação entre os teores nos tecidos

O comportamento da absorção de nutrientes pelo vime (*Salix x rubens*) em solos com diferentes níveis de fertilidade e dos nutrientes dentro da planta, nas diferentes estruturas: raiz, ramo (sem a casca), casca, hastes e folhas podem ser observados na Tabela 8. Na média, os valores observados para cálcio revelaram maior concentração na folha e na haste, intermediários na raiz e ramo e menores valores foram encontrados na casca. Não foi observada deficiência deste elemento, visto que os teores nas folhas e hastes foram altos com exceção ao observado nos pontos de coleta do cultivo com esterco onde a baixa relação Ca:Mg no solo pode ter induzido uma deficiência na absorção deste elemento.

Para magnésio os maiores valores foram encontrados para as folhas o que pode ser justificado pela presença deste elemento na composição da molécula de clorofila (TAIZ e ZEIGUER, 2002). Para os outros tecidos os teores de magnésio decresceram na seguinte sequência: raiz, seguida da haste, casca e ramo respectivamente.

O fósforo, por ser um elemento amplamente utilizado pela planta, foi o elemento que apresentou as menores variações entre as estruturas da planta sendo apenas um pouco superior nas folhas. O potássio apresentou as maiores concentrações na folha e na raiz, onde atua como agente de regulação osmótica afetando a absorção e a transpiração (TAIZ e ZEIGUER, 2002). Teores médios na haste e casca e baixos valores para o ramo foram observados para este elemento.

É visível que os valores obtidos nos ramos, para todos os elementos, foram inferiores aos obtidos para as outras estruturas principalmente pela função de estruturação que este tecido desempenha na planta sendo assim mais lignificada, com maiores proporções de elementos como o carbono por exemplo. Para casca, os valores encontrados para todos os elementos são altos. Esses altos teores na casca são devidos á época de coleta que foi realizada no período de crescimento, antes de haver a transferência de nutrientes para o câmbio, no período pré-dormência.

Tabela 8 Teores de macronutrientes (Ca, Mg, P e K) observados entre as diferentes partes das plantas de vime coletadas nos pontos de produção com diferentes manejos do solo. Bacia do Rio Canoas, 2010.

RAIZ	Ca	Mg	P	K
	dag kg ⁻¹			
Desenvolvimento natural	0,07	0,17	0,23	1,11
Cultivo com esterco	0,33	0,21	0,62	1,61
Cultivo comercial sem adubo	0,11	0,25	0,20	1,35
Cultivo convencional + caldo	0,07	0,18	0,16	1,39
Cultivo convencional	0,28	0,29	0,13	1,42
Afluente urbano	0,27	0,23	0,31	1,50
Média	0,19	0,22	0,28	1,40
RAMO				
Desenvolvimento natural	0,04	0,04	0,09	0,42
Cultivo com esterco	0,06	0,04	0,10	0,44
Cultivo comercial sem adubo	0,20	0,04	0,08	0,29
Cultivo convencional + caldo	0,08	0,03	0,08	0,37
Cultivo convencional	0,06	0,04	0,07	0,30
Afluente urbano	0,04	0,02	0,06	0,31
Média	0,08	0,04	0,08	0,36
HASTE				
Desenvolvimento natural	0,39	0,15	0,15	0,99
Cultivo com esterco	0,12	0,15	0,16	1,21
Cultivo comercial sem adubo	0,81	0,21	0,68	0,91
Cultivo convencional + caldo	0,37	0,20	0,15	1,03
Cultivo convencional	0,49	0,14	0,13	0,73
Afluente urbano	0,69	0,13	0,19	1,12
Média	0,48	0,16	0,24	1,00
CASCA				
Desenvolvimento natural	0,14	0,12	0,17	0,92
Cultivo com esterco	0,24	0,12	0,19	1,19
Cultivo comercial sem adubo	0,19	0,13	0,13	0,71
Cultivo convencional + caldo	0,06	0,12	0,17	1,02
Cultivo convencional	0,20	0,12	0,14	0,77
Afluente urbano	0,37	0,11	0,20	0,98
Média	0,20	0,12	0,17	0,93
FOLHAS				
Desenvolvimento natural	0,46	0,46	0,21	1,47
Cultivo com esterco	0,14	0,48	0,31	2,64
Cultivo comercial sem adubo	0,67	0,62	0,20	0,87
Cultivo convencional + caldo	0,50	0,56	0,23	1,46
Cultivo convencional	0,46	0,72	0,24	1,38
Afluente urbano	0,50	0,32	0,30	1,58
Média	0,46	0,53	0,25	1,57

Comparando os valores de elementos presentes no ramo com valores obtidos por Nascimento (2009) observa-se uma semelhança entre os teores encontrados para cálcio, magnésio e fósforo, porém os valores encontrados para potássio foram superiores no presente estudo. Para os teores destes mesmos elementos na casca, observamos que os valores de cálcio, magnésio e fósforo obtidos neste estudo foram inferiores aos obtidos por Nascimento (2009), e os teores de potássio foram, em média, superiores.

Entre ambientes, é observado que os maiores valores de cálcio foram encontrados no ponto do Cultivo Comercial sem Adubo seguido do Aflente Urbano, justamente nos locais onde maiores valores deste nutriente estavam presentes no solo. O magnésio nos tecidos teve pouca variação entre ambientes. Já os maiores teores de fósforo nos tecidos foram observados para o Cultivo com Esterco e para o Cultivo em Aflente Urbano. O potássio apresentou grande variação entre ambientes tendo os maiores valores localizados nos tecidos das plantas do ponto de coleta do Cultivo com Esterco.

Para avaliar o efeito de diferentes níveis de fertilidade encontrados no solo em relação a acumulação de cálcio, magnésio, fósforo e potássio nos diferentes tecidos foi realizada uma análise de correlação (Pearson) sendo os resultados apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 Coeficientes de correlação de Pearson entre os teores de cálcio, magnésio, fósforo e potássio no solo em relação aos teores nas diferentes partes da planta.

	Raiz	Ramo	Haste	Casca	Folha
Cálcio no solo	0,43*	0,25	0,56**	0,46*	0,10
Magnésio no solo	0,25	-0,11	0,16	0,14	0,34
Fósforo no solo	0,90**	0,40*	-0,12	0,38	0,55**
Potássio no solo	0,078	0,52**	0,43**	0,66**	0,66**

Coeficientes seguidos de * são significativas a nível de 5 % e seguidas de ** são significativas a nível de 1%

Para o cálcio, o teor no solo não influenciou o teor encontrado para os ramos e folhas. Na haste, a correlação foi altamente significativa o que pode ser explicado pela baixa mobilidade na planta, sendo que solos com menor teor de cálcio apresentam menores teores nas partes mais novas como foi o caso das hastes (ramificações) onde ele age na formação da lamela média das células (TAIZ e ZEIGER, 2002). O magnésio no solo não influenciou o teor de magnésio nas estruturas da planta, o que pode ter ocorrido pela boa disponibilidade deste elemento nos solos estudados.

O fósforo, como elemento muito móvel na planta apresentou boa correlação entre folha e os teores no solo, mesmo com a disponibilidade deste elemento sendo considerada baixa para a maioria dos solos estudados. O potássio nos tecidos foi o elemento mais afetado pela disponibilidade no solo apresentando alta correlação para as estruturas da parte aérea (ramo, haste, casca e folhas).

De acordo com os valores obtidos podemos observar que houve oscilação entre os elementos analisados para os locais de coleta entre alguns elementos, o que justifica que a absorção é também determinada por fatores ambientais como pelas diferenças entre os níveis de fertilidade dos solos avaliados. Nascimento (2009) analisando a produção de vime em diferentes sítios no Planalto Sul Catarinense, também constatou diferenças entre os teores acumulados no vime em função de diferenças no solo de cada região.

3.6 CONCLUSÕES

Em relação aos atributos de solo e de plantas de vime em estágio vegetativo observado nos pontos analisados podemos concluir que:

Os valores observados para os atributos de solo analisados ficaram dentro dos valores normais e apresentam níveis de fertilidade adequados ao cultivo do vime.

De acordo com a análise de metais, os resultados observados para todos os solos estão dentro da faixa considerada não contaminada para os níveis estabelecidos pela Cetesb mesmo para o solo urbano.

Há diferença na absorção de elementos pelas plantas e na acumulação macronutrientes para as diferentes estruturas analisadas, sendo as maiores concentrações encontradas sempre nas folhas e as menores observadas para o ramo.

A fertilidade do solo em cada ambiente afeta a absorção e acumulação de cálcio, magnésio, fósforo e potássio na planta.

4 CAPÍTULO II:CAPACIDADE DE EXTRAÇÃO E ACUMULAÇÃO DE CÁDMIO E CHUMBO PELO VIME CULTIVADO EM SOLO CONTAMINADO.

4.1 RESUMO

É crescente a preocupação com a contaminação do solo, visto que este é o principal meio de descarte de substâncias poluentes. Em função da importância que este meio representa na destinação de compostos tóxicos, a dinâmica destes contaminantes bem como formas de remediação deste impacto estão cada vez ganhando mais espaço nas pesquisas. Dentre os contaminantes inorgânicos, o chumbo e o cádmio são os poluentes mais significativos, pois representam sérios riscos à saúde humana. Várias são as formas de contaminação do solo por esses metais. Em função destas características e buscando alternativas para a descontaminação de ambientes impactados este trabalho objetivou avaliar o potencial de descontaminação de um Cambissolo Flúvico Alumínico gleissólico contaminado com doses crescentes de cádmio e chumbo por meio do cultivo do vime (*Salix x rubens*) como forma de fitorremediação. O experimento consistiu no cultivo de vime em casa de vegetação em delineamento inteiramente casualizado sendo que os atributos de solo determinados foram Cd e Pb semi-totais por digestão via úmida pelo método da água régia, e trocáveis pela extração em HCl 0,1M. As análises químicas de tecido foram realizadas para raiz, lenho, ramificações e folhas, por digestão via seca (calcinação) sendo que os elementos determinados foram Pb e Cd. Não foi observada diferença na produção de vime cultivado em solo contaminado em nenhum dos níveis de contaminação simulados em relação ao cultivo em solo não contaminado. Há diferença na acumulação de metal pelas diferentes estruturas das plantas de *Salix x rubens* sendo a acumulação de cádmio e chumbo maior na raiz. O nível de contaminação do solo afeta a absorção e acumulação de cádmio e chumbo nas plantas de *Salix x rubens*. A espécie estudada apresenta alto Índice de Tolerância (*It*), e médio Fator de Translocação (*Ft*) sendo caracterizada como uma espécie com bom potencial de utilização em programas de remediação de solo contaminado com cádmio e chumbo pela fitoestabilização e fitoextração.

Palavras-chave: Fitorremediação. Metais Pesados. Absorção, Translocação. *Salix x rubens*.

4.2 ABSTRACT

There is a growing concern about contamination of soil since this is the primary means of disposal of pollutants. Because of the importance that this medium represents the destination of toxic compounds, the dynamics of these contaminants and ways to remedy this impact are increasingly gaining more space in the polls. Among the inorganic contaminants, lead and cadmium are the most significant pollutants because they provide serious risks to human

health. There are several forms of soil contamination by these metals. Due to these characteristics and seek alternatives for the decontamination of environments impacted this study aimed to evaluate the potential for decontamination of a Cambisol Alluvial Gley aluminic contaminated with increasing doses of cadmium and lead through the use of willow (*Salix x rubens*) using the technique of phytoremediation. The experiment consisted in the cultivation of willow in a greenhouse in a randomized design. For soil attributes were determined the concentrations of total Cd and Pb by wet digestion by aqua regia method, and exchangeable for extraction in HCl 0.1 M. The chemical analysis of tissue were taken for root, stem, branches and leaves, dry digestion (calcination) is that certain elements were Pb and Cd No difference was observed in the production of willow grown in contaminated soil in any level of simulated contamination in relation to cultivation in uncontaminated soil. There were differences in metal accumulation by the different structures of plants of *Salix x rubens* and the accumulation of cadmium and lead increased in the root. The level of contamination of the soil affects the absorption and accumulation of cadmium and lead in plants of *Salix x rubens*. The species studied has a high Tolerance Level (It), and average Translocation Factor (Ft) and characterized a species with good potential for use in programs of remediation of soil contaminated with cadmium and lead by phytostabilization and phytoextraction.

Key words: Phytoremediation. Heavy metals. Absorption. Translocation. *Salix x rubens*.

4.3 INTRODUÇÃO

É crescente a preocupação com a contaminação do solo, visto que este é o principal meio de descarte de substâncias poluentes. Apesar dos progressos alcançados nos últimos anos, tanto nas pesquisas quanto nas aplicações em relação à qualidade do meio ambiente, os estudos têm sido focados principalmente na poluição do ar e pouca atenção tem sido dada à poluição do solo (SAS-NOWOSIELSKA, 2008). Em função da importância que este meio representa na destinação de compostos tóxicos, a dinâmica destes contaminantes bem como formas de remediação deste impacto estão cada vez ganhando mais espaço nas pesquisas.

Em relação aos contaminantes inorgânicos podemos citar o zinco (Zn), cobre (Cu) e níquel (Ni), como micronutrientes essenciais para crescimento das plantas, que podem se tornar fitotóxicos se presentes em níveis excessivos no solo, e também o cromo (Cr), cádmio (Cd), chumbo (Pb), arsênio (As) e mercúrio (Hg) que sem nenhuma função biológica conhecida, tornam-se prejudiciais á medida que entram nos ciclos biológicos (BRITT, 2002). A contaminação com agentes inorgânicos é frequentemente resultante de ações antrópicas não intencionais, ou em situações raras, de origem biogeoquímica resultante da concentração do metal no material de origem e do grau de intemperização do solo (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

Dentre estes elementos, o chumbo e o cádmio são alguns dos poluentes mais frequentes representando sérios riscos a saúde humana. O uso indiscriminado do chumbo em uma variedade de processos industriais e produtos comerciais é a principal causa de contaminação desse metal no meio ambiente. (ANDRADE et al., 2007). O cádmio por sua vez, pode ser adicionado ao solo de várias formas, como através de resíduos de mineração, pela deposição de lodos de esgoto ou efluentes urbanos e industriais, pelo descarte de resíduos sólidos como lixo urbano, bem como pela aplicação de fertilizantes fosfatados (CARDOSO e CHASIN, 2001).

No solo, a disponibilidade de metais pesados depende de vários fatores, tais como os teores de argila, de matéria orgânica (quantidade e qualidade), de óxidos de ferro, alumínio e de manganês, do pH, do potencial redox, temperatura, da superfície específica e da constituição mineralógica do solo, além da CTC e da força iônica da solução (ALLEONI et al., 2005; DIAS et al., 2001; KABATA-PENDIAS, 2004). No geral, o aumento da capacidade de sorção de metais pesados nos solos reduz, além do potencial de lixiviação, a absorção desses elementos pelas plantas (PIERANGELI et al., 2009) que teriam a capacidade de entrar na cadeia alimentar humana (DIAS et al., 2001). A influência dos parâmetros de solo e a habilidade de absorção pela planta são os fatores que governam a fitoviabilidade dos elementos (KABATA-PENDIAS, 2004). Quando não ocorre uma interação estável do poluente com o solo, pode haver a migração do poluente, o que culmina com a contaminação da água, de lençóis freáticos ou da superfície do solo (LINHARES et al., 2009).

A quantidade total de determinado elemento no solo também é fator determinante nas características de adsorção. Esses teores variam muito entre os solos, mesmo entre solos não impactados. Quando surgem suspeitas de contaminação, a certificação ocorre por meio da comparação dos valores encontrados na amostragem dessas áreas com valores de referência estabelecidos por um órgão de controle ambiental. Diferentes países usam critérios diferenciados para estabelecer níveis de concentração de metais pesados no solo sendo o grau de fitotoxidez ou o uso do solo os mais empregados (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000). No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) está coordenando trabalhos a fim de estabelecer as listas de valores orientadores para solos e águas em todo o território nacional (ANDRADE et al., 2007). Para o estado de São Paulo já foram estabelecidos valores considerados referência de qualidade para solos utilizados para agricultura, uso residencial ou industrial. Esta norma estabelece valores de concentração máxima em solo para Cd e Pb respectivamente de 3 e 180 mg kg⁻¹ de solo seco para uso agrícola, 8 e 300 para uso residencial e 20 e 900 para uso industrial (Cetesb, 2005). Acima desses valores as áreas são

consideradas impróprias para a utilização, devendo então ser adotadas estratégias para sua descontaminação.

Conhecer as quantidades totais e formas disponíveis do metal no solo é essencial no diagnóstico da contaminação e definição de estratégias de remediação (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000). Após o reconhecimento de áreas impactadas, projetos para a recuperação destes pontos devem ser elaborados. No Brasil, o Ministério da Saúde já reconhece a existência de 15.237 áreas de risco que estão sendo mapeadas por equipes da Secretaria de Vigilância em Saúde. Nesse campo há ausência de pesquisa científica de novas tecnologias para recuperação e remediação de áreas contaminadas (DEFENSORIA DA ÁGUA 2008). Essa situação é reflexo da dificuldade encontrada pelos órgãos competentes em elaborar técnicas eficazes e viáveis economicamente na recuperação ambiental.

Entre as técnicas de recuperação, a fitorremediação apresenta muitas vantagens em relação a outras formas de descontaminação por ser uma técnica fundamentada em processos naturais. O reduzido custo de implantação desta técnica é um dos principais pontos positivos a ser considerado. Ao mesmo tempo, é de relativa facilidade de aplicação, fornecendo ainda materiais secundários que aumentam a renda, melhorando a qualidade visual entre outros benefícios.

Dentre tantas plantas com potencial de tolerância, absorção e translocação de metais, a família *Salicaceae* é composta por espécies vegetais que sobrevivem em ambientes temporariamente saturados em água, apresentando características morfológicas que as tornam bastante atrativas para serem utilizadas em projetos de fitorremediação (ANDRADE et al., 2007). Características como a elevada produção de biomassa, e amplo sistema radicular são atributos que favorecem a utilização desta planta como remediadora de ambientes contaminados.

Nesse sentido, vários estudos já foram desenvolvidos em áreas contaminadas e em ambientes controlados utilizando espécies desta família. Zacchini et al., (2009) comparando diferentes espécies de vime e de álamos observou que o vime apresentou o dobro da capacidade dos álamos em translocar cádmio. Para algumas espécies o crescimento radicular não foi afetado pela presença do metal em solução hidropônica.

A taxa de remoção de um contaminante do solo é dependente da biomassa coletada no final do ciclo, do número de cortes por ano e da concentração do contaminante na porção colhida (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000). Alguns fatores ambientais como a concentração do contaminante podem limitar a taxa de absorção, porém fatores internos da planta como idade e genética também podem interferir. Mleczek et al., (2009) observou que a idade das estacas

desenvolvidas em solução nutritiva afeta a absorção de metais. Nas raízes de estacas de dois e três anos há maior acumulação de metais, sendo estas mais efetivas nas propostas de remediação. Mesmo assim as taxas de absorção exibidas pelas estacas de todas as idades foram bastante elevadas para todos os metais analisados (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) o que indica um possível desenvolvimento de mecanismos de defesa e melhor adaptação à presença de metais pesados.

As condições do ambiente de desenvolvimento também afetam a absorção de metais. Vandecasteele et al., (2005) observou que longos períodos de alagamento durante a estação de crescimento reduzem a acumulação de Cd e Zn em tecidos de vime. Ele também observou que a absorção de Zn foi mais lenta que a absorção de Cd por plantas de vime crescendo em ambientes alagados por prolongado período. Jensen et al., (2009) estudando o comportamento de *S. viminalis* em campo e câmara de crescimento, observou menor crescimento de plantas cultivadas em solos contaminados com metais pesados conduzidas em câmara de crescimento do que em plantas crescendo em condições de campo com o mesmo nível de contaminação.

Em outro trabalho, analisando cinco espécies de vime, em três diferentes tipos de solo, Meers et al., (2007) concluíram que a extração de Zn e Cd pode chegar a 27 e 0,65 kg ha⁻¹ respectivamente variando para menos entre os tipos de solo o que determina com que as condições de campo influenciam na remoção de metais. Vandecasteele et al., (2005) também observou que a absorção de Zn por *Salix* foi maior em solos com textura arenosa, mesmo quando as concentrações do metal eram baixas.

Mleczek et al., (2009) estudando o efeito da adição de EDTA na complexação de metais para posterior absorção pelas plantas observou que houve incremento na taxa de absorção de todos os metais estudados. Isso confirma a necessidade da presença de ácidos orgânicos que façam este papel em condições de desenvolvimento das estacas em solo. Meers et al., (2007) em trabalho semelhante utilizando EDDS também observou efeito positivo na absorção de Cu em tecido de espécies de *Salix*.

É visível a variedade de fatores que interferem nas condições de absorção de metais pelo vime. Isso justifica o estudo da dinâmica destes elementos a partir de condições conhecidas e controladas.

Considerando que Cd e Pb, são dois dos principais metais contaminantes normalmente causando sérios riscos ao ambiente, este trabalho objetivou estudar a capacidade de descontaminação de um Cambissolo de baixada do Planalto Catarinense por meio da utilização do vime (*Salix x rubens*) através da técnica de fitorremediação a fim de fornecer informações mais específicas sobre a capacidade de absorção e o local de concentração desses

elementos dentro da planta, bem como de determinar os níveis de tolerância que essas plantas suportam ainda com desenvolvimento favorável.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 Descrição do experimento

O experimento foi conduzido em casa de vegetação utilizando vasos contendo 5 kg da camada superficial de 0 a 20 cm de um Cambissolo Flúvico Alumínico gleissólico, coletados em ambiente natural na Comunidade de Pessegueiro, no município de Bocaina do Sul. As características físicas e químicas originais do solo são descritas a seguir.

A classe textural a que este solo pertence é Franco Argilo Siltosa, com 127, 348 e 525 g kg⁻¹ de areia, argila e silte respectivamente. Para valores de pH em água e pH em CaCl₂ temos 4,6 e 3,7 respectivamente. O teor de carbono orgânico observado foi de 5,5 %. As demais características químicas são apresentadas na tabela abaixo.

Tabela 10 Características químicas do solo utilizado no experimento.

H+Al	Al ³⁺	Ca	Mg	K	Na	P
cmol c dm ⁻³			mg dm ⁻³			
5,07	0,00	11,40	4,25	62,5	39,0	0,67

Foi analisado o desenvolvimento da principal espécie de vime cultivada na região (*Salix x rubens*), conduzida sobre doses crescentes e conhecidas de Cd e Pb com a finalidade de observar os efeitos de diferentes metais, com diferentes disponibilidades (Cd e Pb). Para a montagem dos baldes as condições químicas foram mantidas sendo apenas realizada a adição dos contaminantes na forma de soluções. A condução do experimento (da incubação do solo até a colheita) ocorreu durante o período de 15 de janeiro a 29 de abril de 2010 em condições de luminosidade natural e temperatura média de 25 °C. O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado.

4.4.2 Determinações de solo

Os tratamentos consistiram de 4 doses para cada metal + testemunha cada qual com 4 repetições constituindo um total de 40 vasos (5 doses x 2 elementos x 4 repetições). A contaminação do solo ocorreu após a secagem e tamisagem do solo em peneira de 2 mm

utilizando soluções de nitrato de Pb ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, Biotec) e nitrato de Cd ($\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$, Dinâmica) nas doses finais de 0, 100, 500, 1000 e 2000 mg kg^{-1} para Pb e 0, 10, 50, 100, e 200 mg kg^{-1} para Cd. O solo, depois de contaminado, foi mantido incubado por 45 dias com umidade acima da capacidade de campo em casa de vegetação para a estabilização das condições químicas.

Após o período de incubação foram coletadas amostras de solo para quantificação do teor de Pb e Cd total e trocável para cada tratamento. O teor semi-total foi extraído por digestão em água régia segundo metodologia descrita no item 3.2.2 e o disponível por extração em solução de HCl 0,1 M segundo metodologia descrita por Tedesco et al., (1995). A quantificação foi feita por espectrofotometria de absorção atômica, ar/acetileno em aparelho Perkin Elmer – A Analyst 100.

4.4.3 Determinações de plantas

Após o período de incubação do solo com os contaminantes (45 dias) foram plantadas três estacas de 20 cm de comprimento de *Salix x rubens* coletadas no viveiro da estação experimental da Epagri de Lages, todas provenientes de clonagem. As estacas foram obtidas através de ramos do ano sendo retiradas três estacas de cada ramo: uma basal, uma intermediária e uma apical. Em cada vaso foram plantadas três estacas, uma de cada parte de um ramo, distribuídas aleatoriamente entre as unidades amostrais.

A condução das plantas foi totalmente em casa de vegetação, sendo mantida a umidade acima da capacidade de campo. 60 dias após o plantio, as plantas foram colhidas e separadas em raiz, estaca, haste secundária e folhas. Para a lavagem do material foi utilizada água deionizada. Após um período de secagem de 48 horas foi quantificada a produção de massa seca total para cada uma das estruturas. Em seguida as amostras foram moídas para posterior análise química do tecido vegetal coletado.

Para a análise de tecido foi utilizado o método de digestão via seca em mufla (Jung N1100) por 8 horas a temperatura de 600 °C. Para a digestão de folhas e ramos novos foi utilizada uma amostra de aproximadamente 1 grama de tecido moído e seco em estufa, enquanto que para a análise de estaca e raiz foram queimadas amostras indeformadas de 3 e 0,5 gramas respectivamente. Após a queima e o resfriamento das amostras foi adicionado 10 mL de HCl 0,1M e levadas para chapa de aquecimento (Tecnal – 038) já aquecida a 200 °C por um período de 4 minutos sendo adicionado 5 mL de água destilada para a filtração em

papel filtro quantitativo para cinzas de 0,00014 g. Todas as análises foram realizadas em duplicatas.

A quantificação dos teores de Cd e Pb foi determinada por espectrometria de Absorção Atômica com fonte contínua, atomização em chama, ar acetileno, Analytyc Jena.

Alguns parâmetros como o Índice de Tolerância (*It*), Fator de Translocação (*Ft*) e o Fator de Bioconcentração (*FBC*) foram calculados para auxiliar na compreensão da dinâmica dos metais na planta. Esse índices, no seus trabalhos de origem, foram determinados em condições de cultivo hidropônico, sendo neste trabalho adaptadas ao cultivo em solo.

O Índice de Tolerância (*It*) foi calculado para medir a habilidade das plantas de crescer em ambientes com a presença de altas concentrações de metais. O cálculo utilizado foi proposto por Wilkins (1978).

$$It = \frac{\text{Peso seco das plantas crescendo em solo contaminadas}}{\text{Peso seco das plantas crescendo em solo controle}} \times 100$$

O Fator de Translocação (*Ft*) avalia a capacidade das plantas acumularem metal nas partes aéreas em relação ao absorvido pelas raízes e pode ser calculado por (Zayed et al., 1998):

$$Ft = \frac{\text{Concentração de metal na parte aérea (mg.kg}^{-1}\text{)}}{\text{Concentração do metal nas raízes (mg.kg}^{-1}\text{)}} \times 100$$

O Fator de Bioconcentração (*FBC*) avalia a capacidade das plantas extrair e acumular metais na planta. De acordo com Zayed et al., (1998) o FBC do sistema radicular e da parte aérea (hastes primárias e secundárias e folhas) pode ser calculado por :

$$BCF = \frac{\text{Concentração do metal no material colhido (mg.kg}^{-1}\text{)}}{\text{Concentração do metal na solução (mg.kg}^{-1}\text{)}}$$

Os resultados de massa seca produzida foram submetidos à análise de contraste. Para determinar o melhor ajuste das curvas de acumulação de metal nos tecidos foram utilizadas análises de contrastes e depois construídas as curvas de regressão. Para relacionar todas as variáveis foi utilizada análise de correlação de Pearson. Para a avaliação dos Índices de Tolerância, Fator de Translocação e Fator de Bioconcentração foi utilizado teste de comparação de médias (Tukey). Todas as análises foram realizadas com o auxílio do software SAS (2007).

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Comparando a produção de massa seca total obtida para vime cultivado em solo contaminado com cádmio e produção obtida para cultivo em solo contaminado com chumbo através de contrastes (Tabela 11), observa-se que não houve diferença entre o controle e as doses aplicadas para nenhum dos metais. Quando foram comparadas as produções de massa seca em solo contaminado houve uma menor produção para as plantas cultivadas em solo contaminado com cádmio.

Tabela 11 Contraste entre as doses de Cádmio e Chumbo em relação ao controle para a produção de massa entre as diferentes estruturas da planta.

Contraste	MST	Raiz	g		
			Haste principal	Haste secundária	Folhas
Controle vs. Doses de Cd	59,84 ns	7,57ns	39,52ns	5,68ns	7,06ns
Controle vs. Doses de Pb	66,97ns	6,24ns	46,62ns	6,19ns	7,90ns
Doses Pb vs. Doses de Cd	63,41*	6,91 ns	43,07*	5,93ns	7,48*

Médias seguidas de * indicam contrastes significativo ($p < 0,05$).

Na Figura 4 podemos observar o comportamento da produção de massa seca total e de massa seca de haste principal para todas as doses de metais aplicados ao solo. A pequena redução na produção de massa seca total com o aumento nos teores de cádmio e chumbo não foi como se observa nas figuras 4 a e b. Essa resposta demonstra que o vime (*Salix x rubens*) é uma planta que apresenta boa capacidade de tolerância a ambientes contaminados. Vandecasteele et al., (2005) também não observou diferença no crescimento de dois clones de *Salix* (*Salix fragilis* e *Salix viminalis*) em solo contaminado com cádmio, cromo, zinco e chumbo. Porém Boyter et al., (2009) observou diferença entre o crescimento de espécies de *Salix* em solos de mineração em relação ao crescimento em solo não contaminado. Para uma das espécies (*Salix monticola*) o crescimento não foi afetado pela contaminação do solo enquanto que para a outra espécie (*Salix x gueyeriana*) a diferença na biomassa produzida foi significativa, o que demonstra que ocorrem diferenças entre espécies de vime em relação à tolerância a metais pesados.

Ainda de acordo com a Figura 4, podemos observar que a estrutura que mais contribuiu para a produção de massa seca total foi a haste principal, com cerca de 66% da massa seca total produzida em solo contaminado com cádmio e 69% em solo contaminado com chumbo. Isso é justificado pelo tamanho das estacas utilizadas, que eram grandes, e

também pelo curto tempo de crescimento que as plantas tiveram para se desenvolver fazendo com que as demais estruturas (hastes secundárias, folhas e raízes) apresentassem baixas produções de massa seca (Figura 5).

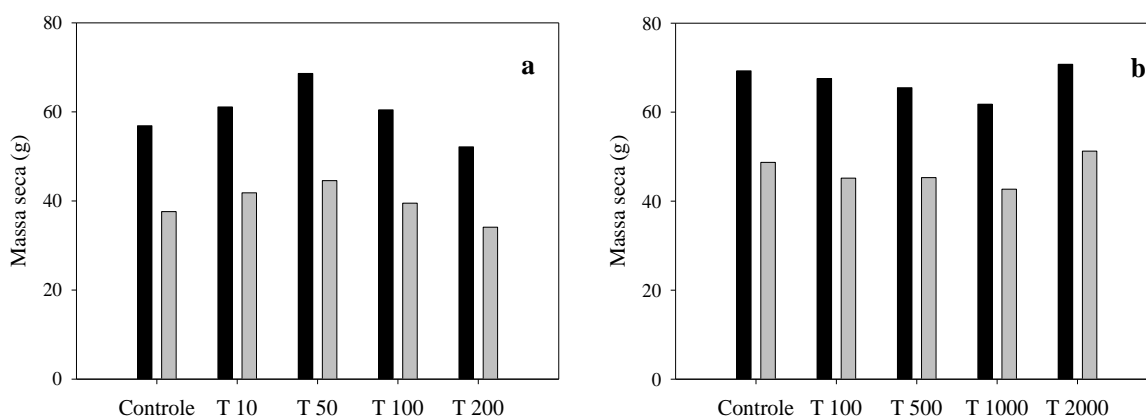


Figura 4 Resposta na produção de massa seca de vimeiro cultivado em casa de vegetação em solo contaminado com Cádmio(a) e Chumbo (b). Barras pretas correspondem a produção de massa seca total, barras cinzas correspondem à massa seca de haste principal. Lages, 2010.

A produção de estruturas novas (haste secundária, folhas e raízes) foi semelhante para todos os tratamentos (Figura 5). Accioly e Siqueira (2000) cita que dependendo do grau de fitotoxidez do contaminante existe ampla faixa sem efeito sobre a planta seguida de mudança brusca para a faixa de toxidez acentuada o que não foi observado neste trabalho.

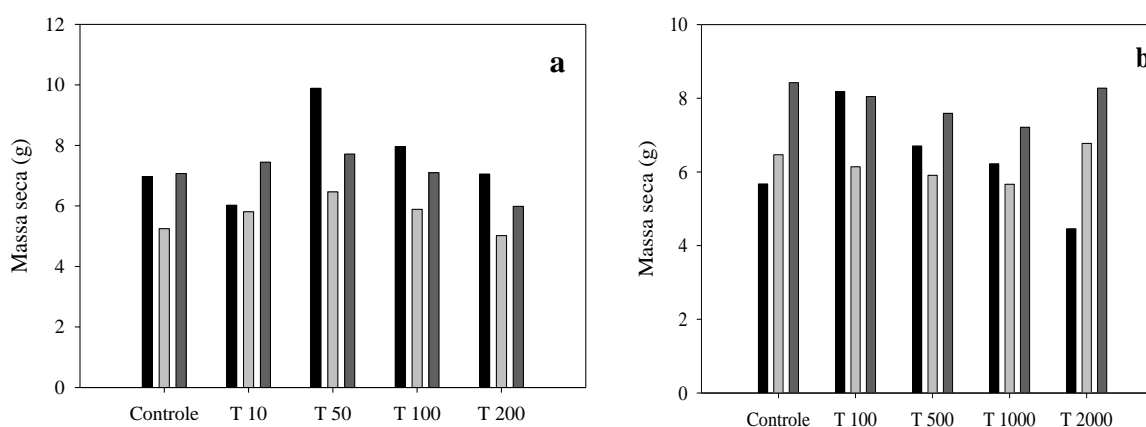


Figura 5 Resposta na produção de massa seca de vimeiro cultivado em casa de vegetação em solo contaminado com Cádmio (a) e Chumbo (b). Barras pretas correspondem a produção de massa seca de raiz, barras cinza claro correspondem a produção de massa seca de haste secundária e cinza escuro corresponde á produção de massa seca de folha. Lages, 2010.

O fato de não terem ocorrido diferenças na produção de massa seca, principalmente de raízes, com o aumento da concentração dos dois metais no solo confirma a alta tolerância da espécie estudada ao cádmio e ao chumbo. Segundo Vandecasteele et al., (2005) a ausência de

efeito no crescimento radicular é um indicativo da alta tolerância que uma planta pode apresentar, visto que esta estrutura é considerada o indicador mais sensível da planta, pelo seu contato direto com o solo. Punshon e Dickinson (1997) observaram diferenças na produção de massa de raiz com o aumento no tempo de exposição ao metal sendo que a produção reduziu de acordo com o aumento na concentração de metal acumulado na raiz com o passar do tempo, o que determina que efeito do tempo pode causar alguma influência na produção o que não foi avaliado no presente estudo.

Em relação à absorção e translocação dos metais das raízes para a parte aérea, as plantas exibem comportamento diferenciado e por isso, as estruturas avaliadas possuem teores diferenciados (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000). Na Figura 6 podemos observar grande variação entre as diferentes estruturas da planta nos níveis de acumulação dos metais pesados absorvidos. O comportamento da absorção e acumulação entre cádmio e chumbo também foi diferente para as estruturas do vime.

Para o cádmio foi observado diferenças na acumulação pelos tecidos já nas menores doses enquanto que para o chumbo maiores diferenças foram observadas apenas a partir da dose intermediária. Essa consideração é válida para as estruturas aéreas (haste principal, haste secundária e folhas), não devendo ser considerada quando nos referimos a raiz, que apresentou grande aumento na acumulação desde a primeira dose aplicada tanto para cádmio quanto para chumbo.

No solo contaminado com cádmio houve uma grande acumulação principalmente na raiz, sendo que a absorção máxima ocorreu na dose de 175 mg kg^{-1} de cádmio aplicado ao solo. Para esta estrutura, a equação que melhor se ajustou foi a regressão quadrática (Tabela 12). A alta acumulação nas raízes e baixo transporte de metais para a parte aérea é provavelmente um mecanismo que envolve a proteção dos brotos e do sistema fotossintético, já que esse elemento causa inibição da fotossíntese pela destruição do aparato fotossintético (LANDBERG e GREGER, 1996). Segundo Kabata-Pendias e Pendias (1984), a principal causa da toxidez de cádmio nas plantas é devida a sua combinação com os grupos tiólicos de enzimas e proteínas provocando desarranjos no metabolismo.

Para as outras estruturas (haste principal, secundária e folhas) as concentrações obtidas foram menores que a concentração encontrada para raiz. A distribuição diferenciada nas partes da planta esta relacionada com a translocação de cada metal e pode ser um mecanismo de tolerância (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000). Segundo Kabata-Pendias e Pendias (1984) os metais são transportados via apoplasto na maior parte, porém eles podem atingir o xilema da raízes após atravessar as estrias de Caspary e a endoderme, o que é muito difícil. Em função

disso a grande parte da absorção dos metais ocorre nas partes novas das raízes onde estas estruturas ainda não estão bem desenvolvidas.

Para os níveis de contaminação estudados, conforme o aumento na concentração de cádmio no solo houve incremento na acumulação deste metal na haste principal, na haste secundária e nas folhas, de forma linear, porém para as doses aplicadas ao solo não é possível determinar em qual concentração de cádmio se obtém a concentração máxima deste metal no tecido destas estruturas (Figura 6). Jensen et al., (2009) observou comportamento de acumulação semelhante para *Salix viminalis* cultivado a campo em solo contaminado com metais pesados, sendo a maior concentração observada para as folhas e hastes seguida dos ramos. No experimento citado não foram realizadas análises de tecido radicular. Segundo Raskin (1994), a acumulação máxima para plantas hiperacumuladoras pode chegar a mais de 100 mg de cádmio por quilograma de massa seca produzida. Para plantas não acumuladoras, as faixas consideradas críticas variam de 5 a 30 mg de cádmio por quilograma de massa seca produzida (KABATA PENDIAS e PENDIAS, 1984).

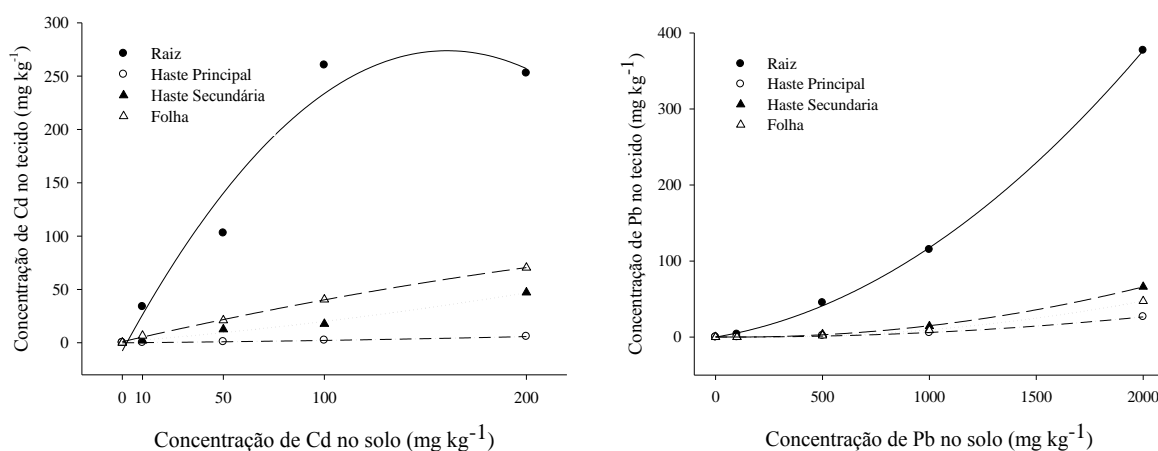


Figura 6 Curvas de acumulação de Cádmio e Chumbo entre diferentes estruturas de plantas de vime (*Salix x rubens*) cultivado em casa de vegetação, Lages, 2010.

Dos tecidos da parte aérea, as folhas foram as que mais acumularam cádmio seguidas pela haste secundária e depois pela haste principal. Essa tolerância ao metal pode ser resultado de mecanismos bioquímicos como, por exemplo, alterações nas formas de compartimentalização, alterações no metabolismo celular ou nas estruturas da membrana (SCHAT e KALFF, 1992).

Considerando a acumulação de cádmio entre os tecidos para as diferentes doses de metal aplicadas ao solo, observamos que na dose de 200 mg kg⁻¹ a concentração acumulada para todas as estruturas foi superior, com exceção a raiz onde este teor atingiu a concentração

máxima a partir da dose de 100 mg kg^{-1} (Tabela 12). Segundo a equação de regressão estimada, o máximo de acumulação nas raízes é obtido para uma concentração de 175 mg kg^{-1} de cádmio no solo. Com isso a utilização do vime em projetos de fitorremediação de solos contaminados com cádmio deve ter bem clara se a sua finalidade é de fitoestabilização ou de fitoextração. Quando a finalidade for de fitoestabilização há uma boa resposta em solos contaminados com até 175 mg kg^{-1} de cádmio visto que esta é a dose onde ocorre a maior acumulação pelas raízes. De acordo com Accioly e Siqueira (2000), áreas contaminadas com compostos inorgânicos podem ser remediadas com sucesso pela fitoestabilização. Já para finalidade de fitoextração não há a certeza da definição de valores máximos de contaminação do solo já que a resposta até a dose aplicada neste experimento (200 mg kg^{-1}) foi crescente de acordo com o aumento da concentração de cádmio no solo.

Para o chumbo, comportamento semelhante ao cádmio foi observado na acumulação entre os tecidos, porém não foi alcançado máximo de acumulação nas doses aplicadas ao solo para nenhuma estrutura. Isso indica que a máxima acumulação nos tecidos de plantas cultivada em solos contaminados se encontra em teores de chumbo no solo superiores a 2000 mg kg^{-1} para solos com as mesmas características do solo estudado. Segundo Raskin (1994), a acumulação máxima para plantas hiperacumuladoras pode chegar a mais de 1000 mg de chumbo por quilograma de massa seca produzida. Para plantas não acumuladoras, as faixas consideradas críticas variam de 30 a 300 mg de chumbo por quilograma de massa seca produzida (KABATA PENDIAS e PENDIAS, 1984).

A entrada do chumbo na planta causa inibição da síntese de clorofila, porém em sua maior parte ele se acumula nas paredes celulares o que deve contribuir para diminuir o efeito tóxico na planta. Nas raízes, o Ca^{+2} compete eficientemente com o Pb^{+2} pelos sítios de absorção (MALAVOLTA, 1980). Em relação à acumulação de chumbo no vime, a estrutura mais eficiente também foi a raiz, sendo que o aumento da concentração de chumbo no tecido apresentou regressão quadrática significativa em relação ao teor semi-total de chumbo no solo (Tabela 12). Para a raiz não foi observado ponto de estabilização da concentração nas doses estudadas, o que possibilita concluir que há um aumento na concentração do metal na planta quando a concentração do metal no solo aumenta até 2000 mg kg^{-1} .

O comportamento da absorção de metal com o aumento da contaminação do solo pelas outras estruturas foi semelhante ao encontrado para raiz, porém em concentrações bem menores, sendo que o melhor ajuste aos dados também foram obtidos através de regressões quadráticas. Para estas estruturas não foram evidenciados pontos de máxima acumulação, o que nos permite afirmar que a máxima capacidade de acumulação para haste principal,

secundária e folhas também será encontrada em doses aplicadas superiores a 2000 mg kg⁻¹ de chumbo para este tipo de solo.

Tabela 12 Coeficientes do ajuste da equação de regressão absorção e de acumulação de Cádmio e Chumbo para as diferentes estruturas da planta de vimeiro cultivadas em casa de vegetação. Lages, 2010.

	a	b x	c x ²	R ²	CV
Cádmio					
Raiz	-7,66	3,5026	-0,0109	0,75	49,17
Haste principal	-0,28	0,0291	-	0,69	80,45
Haste secundária	-0,51	0,2293	-	0,71	69,51
Folha	3,17	0,3447	-	0,57	77,99
Chumbo					
Raiz	0,016	0,0468	0,00007	0,94	33,39
Haste principal	0,179	-0,0016	0,000007	0,81	69,66
Haste secundária	0,245	-0,0035	0,00001	0,94	38,82
Folha	0,393	-0,0052	0,00001	0,94	37,09

Diferentemente da acumulação de cádmio, os tecidos da parte aérea que mais acumularam chumbo foram haste secundária seguido das folhas e da haste principal. Diferentemente, Riddell-Black (1994) e Vyslouzilová et al., (2003) notaram maiores concentrações de chumbo nas folhas que nas hastes de vime cultivado em solo contaminado nos experimentos por eles conduzidos, porém para estes trabalhos as concentrações de chumbo no solo eram menores que as aplicadas no presente experimento.

Em relação às doses de chumbo aplicadas, não foi possível estabelecer dose de máxima acumulação, pois não houve estabilização no intervalo avaliado no experimento. Mleczek et al., (2009) observou pequenas diferenças na acumulação de metal entre plantas crescendo em solução contendo de 1 a 1,5 mmol, o que pode ter indicado que o limite na capacidade de absorção de metais por *Salix viminalis* se encontra nesse intervalo.

A determinação das variáveis de solo que mais influenciaram na concentração de cádmio nas diferentes estruturas da planta, foi realizada através da correlação entre os atributos analisados (teor semi-total e teor disponível de cádmio e chumbo).

Tabela 13 Coeficientes de correlação Pearson entre as variáveis de solo (teor semi-total e teor disponível) e as variáveis de planta (concentração na raiz, haste principal, haste secundária e folha) para cádmio.

	Cd semi total	Cd disponível	Cd raiz	Cd haste principal	Cd haste secundária
Cd disponível	0,95**	-			
Cd raiz	0,77**	0,67**	-		
Cd haste principal	0,84**	0,80**	0,54*	-	
Cd haste secundária	0,83**	0,82**	0,60**	0,77**	-
Cd folha	0,74**	0,71**	0,56*	0,70**	0,82**

Coeficientes seguidos de* diferem em nível de significância de 5 % e seguidos por ** diferem significativamente a nível de 1%.

De acordo com a Tabela 13, podemos observar que os teores de cádmio em todos os tecidos apresentam correlação tanto com o teor semi-total quanto com o teor disponível de cádmio no solo. Isso indica uma relação linear entre as doses totais e os teores disponíveis, portanto, para este solo, no intervalo de doses avaliadas, o estudo da absorção de cádmio pelas plantas de vime pode ser desenvolvido utilizando tanto os teores semi-totais como os teores disponíveis quando as metodologias de extração forem as mesmas utilizadas para este trabalho.

Em relação ao chumbo, a análise de correlação indicou que a resposta encontrada para acumulação nos diferentes tecidos é mais influenciada pelo teor deste metal disponível no solo que pelo teor semi-total (Tabela 14) com exceção a haste secundária onde a correlação foi maior entre a acumulação e o teor semi-total. Porém, mesmo sendo menor que a correlação entre os tecidos e o teor disponível, a correlação entre a acumulação nos tecidos e o teor semi-total de chumbo no solo foi alta e também pode ser utilizada em estudos de comportamento da absorção de chumbo por plantas de vime.

Tabela 14 Coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis de solo (teor semi-total e teor disponível) e as variáveis de planta (concentração na raiz, haste principal, haste secundária e folha) para chumbo.

	Pb semi total	Pb disponível	Pb raiz	Pb haste principal	Pb haste secundária
Pb disponível	0,84**	-			
Pb raiz	0,89**	0,91**	-		
Pb haste principal	0,83**	0,78**	0,78**	-	
Pb haste secundária	0,84**	0,87**	0,92**	0,88**	-
Pb folha	0,87**	0,94**	0,95**	0,85**	0,93**

Coeficientes seguidos de ** diferem significativamente a nível de 1%.

Para melhor determinar o comportamento do cádmio e do chumbo em relação aos atributos do solo e seu comportamento dentro da planta alguns parâmetros como o Índice de tolerância (*It*), o Fator de Translocação (*Ft*) e o Fator de Bioconcentração (*FBC*) podem ser utilizados.

O Índice de Tolerância (*It*) determina a capacidade que alguns organismos apresentam para se desenvolver em ambientes adversos. Esse índice avalia o crescimento das espécies em locais sem impacto (controle) em relação ao crescimento em locais afetados por algum desequilíbrio (doses) sendo apresentado em porcentagem. Na Tabela 15 podemos observar o Índice de Tolerância e o Fator de Translocação calculados para cádmio e chumbo entre os diferentes níveis de contaminação.

Tabela 15 Índice de Tolerância (IT) e Fator de Translocação (FT) obtidas para plantas de *Salix x rubens* cultivadas em solos contaminados com doses crescentes de cádmio e de chumbo em casa de vegetação. Lages, 2010.

Doses de Cd mg kg ⁻¹	It	%	Ft
10	107,42 ab		30,05 b
50	120,60 a		34,70 ab
100	106,25 ab		25,12 b
200	91,67 b		45,44 a
Doses de Pb mg kg ⁻¹			
100	97,48 a		2,90 d
500	94,51 a		18,30 c
1000	89,20 a		27,43 b
2000	102,13 a		38,50 a

Médias seguidas das mesmas letras na coluna não diferem pelo teste de Tukey a nível de significância de 1 %.

Para o cádmio o menor Índice de Tolerância foi obtido na concentração de 200 mg kg⁻¹ diferindo apenas do IT encontrado para a dose de 50 mg kg⁻¹ de cádmio no solo. Até a concentração de 100 mg kg⁻¹ de cádmio no solo o IT revela que plantas apresentam ainda maior crescimento do que em solos sem nenhuma presença deste metal. Porém o nível onde o IT se torna menor que o índice obtido para o controle (100%) encontra-se entre as doses de 100 e 200 mg kg⁻¹, ou seja a partir da concentração de 100 mg kg⁻¹ a produção nestes solos é inferior a produção obtida em solos sem nenhum nível de contaminação. Esse ponto também coincide com a concentração de cádmio no solo onde o valor de concentração na raiz é máxima evidenciando um possível efeito de toxidez. Os resultados encontrados para Índice de tolerância neste trabalho foram muito superiores ao encontrado por Zacchini et al., (2009) que na média observou índice de 73 %. Esse resultado pode ter sofrido a influência da forma de condução das plantas, sendo que no experimento desenvolvido pelo autor citado a condução ocorreu em solução hidropônica onde a presença do cádmio altamente solúvel pode ter causado maior efeito depressor no desenvolvimento das plantas ou também pela diferença existente entre as espécies estudadas.

Quanto ao chumbo, não houve diferença significativa para os Índices de Tolerância entre as doses aplicada ao solo (Tabela 15) o que nos permite concluir que para qualquer nível de contaminação do solo dentro do intervalo de contaminação estudado neste trabalho, as plantas se comportam da mesma maneira tolerando bem ambientes com estes níveis de contaminação. O valor crítico da presença de chumbo no solo não foi alcançado nas condições fornecidas pelo experimento, entretanto, a partir dos dados obtidos acredita-se que este seja encontrado em teor superior a 2000 mg kg⁻¹ de chumbo no solo.

De acordo com o esquema proposto por Lux et al., (2004) a espécie em estudo se classifica como altamente tolerante pois apresenta $It > 60$ tanto para cádmio quanto para chumbo.

Quanto ao Fator de Translocação (Ft), este representa a capacidade que as plantas têm em translocar e acumular metais nas partes aéreas (hastes, ramos e folhas). Ele é um índice importante para a caracterização de espécies com potencial de fitoextração, quando o objetivo é de colher o material vegetal produzido, retirando assim o contaminante do meio onde ele se encontra (solo ou água). Neste índice é determinada a concentração translocada para as partes aéreas em relação à concentração acumulada nas raízes, sendo expresso em porcentagem. A tabela 15 apresenta os Fatores de Translocação para as doses de cádmio e chumbo aplicadas ao solo.

Em relação ao cádmio observamos um maior Fator de Translocação para a dose de 200 mg kg^{-1} . Mesmo assim o valor obtido para a translocação equivaleu apenas a metade do valor acumulado na raiz o que caracteriza esta planta como uma planta altamente especializada na rizofiltração e na fitoestabilização em ambientes contaminados com cádmio. Valores muito semelhantes foram obtidos por Zacchini et al., (2009) para translocação de cádmio nos clones de vime estudados. Esse comportamento pode ser melhor observado na Figura 7 onde é bastante visível a diferença entre os teores acumulados na parte aérea em relação aos teores acumulados na raiz.

O comportamento do Fator de Translocação foi semelhante ao comportamento obtido para o Índice de Tolerância com exceção para a maior dose de cádmio no solo. Quando houve redução no Índice de Tolerância, maior foi o Fator de Translocação obtido nessa dose. Para o chumbo houve incremento no Fator de Translocação com o aumento nas doses deste metal no solo. A translocação foi maior quanto maiores as doses presentes no solo, semelhante ao observado para o cádmio. Porém quando se faz uma relação entre o Fator de Translocação e o Índice de Tolerância, observa-se que nos tratamentos com chumbo houve aumento para o Fator de Translocação, mas não houve diferença entre a tolerância das plantas a nenhum dos níveis desse metal no solo. Isso nos permite concluir que até a concentração de 2000 mg kg^{-1} de chumbo no solo não há efeito tóxico deste metal para *Salix x rubens*.

Não houve estabilização para a translocação de cádmio nem para a translocação de chumbo. É possível que esta estabilização seja alcançada em níveis próximos ao valor de toxidez causado por estes metais que deve ser acima dos maiores valores de contaminação utilizados neste estudo.

O Fator de Bioconcentração (*FBC*) correlaciona a concentração de metal encontrada nos tecidos das plantas com o teor do metal disponível no ambiente de desenvolvimento. Foi observado que os Fatores de Bioconcentração determinados para raiz foram sempre superiores aos encontrados para as partes aéreas (haste principal e secundária e folhas) em todas as doses aplicadas, o que possibilita concluir que esta espécie atua mais eficientemente como fitoestabilizadora que como fitoextratora para cádmio e chumbo (Tabela 16). Esse mesmo comportamento foi observado por Zacchini et al., (2009) estudando clones de *Salix* conduzidas em solução hidropônica contaminada com cádmio.

Em relação aos *FBC* encontrados para o cádmio, observamos valores muito superiores aos encontrados para o chumbo. Essa resposta pode ser devida as menores doses de cádmio utilizadas em relação às doses utilizadas para o chumbo. Vervaeke et al., (2003) observou valores de *FBC* semelhantes para *S. viminalis* cultivado em sedimentos contaminados num experimento de campo.

Tabela 16 Fator de Bioconcentração (*FBC*) na parte aérea e na raiz de *Salix x rubens* entre as doses de cádmio e de chumbo.

Doses de Cd mg kg ⁻¹	<i>FBC</i> Raiz	<i>FBC</i> Parte Aérea
10	2,96 a	0,69 a
50	3,01 a	0,80 a
100	3,68 a	1,09 a
200	1,48 a	0,79 a
Doses de Pb mg kg ⁻¹		
100	0,09 b	0,001 b
500	0,50 a	0,10 ab
1000	0,41 a	0,08 a
2000	0,36 ab	0,13 a

Médias seguidas das mesmas letras na coluna não diferem pelo teste de Tukey a nível de significância de 5 %.

Tanto o Fator de Translocação como os Fatores de Bioconcentração obtidos são influenciados pela relação entre a concentração acumulada nas raízes e a concentração acumulada na parte aérea. A Figura 7 nos mostra que as concentrações médias de cádmio e chumbo obtidas para raiz e parte aérea aumentam com a elevação das doses destes metais aplicados ao solo. O que podemos observar é que há uma diferença expressiva na acumulação entre parte aérea e a raiz e para as doses de cádmio e chumbo, sendo que a acumulação desses metais nas raízes foi sempre maior. Zacchini et al., (2009) também observou que em média, a acumulação de cádmio nas raízes correspondeu a 87% do total acumulado na planta inteira.

Os altos teores de cádmio e de chumbo acumulados pelas raízes podem não corresponder ao total absorvido, pois parte deste total encontrado corresponde ao teor destes metais que permanecem adsorvidos as superfícies das raízes e entre as células externas a

estria de Caspary que não podem ser extraídas com simples lavagem com água deionizada como foi efetuado com as amostras. Essa fração não é considerada absorvida, porém como permanece ligada a planta, também pode ser considerada estabilizada reduzindo os danos imediatos que estes metais oferecem ao meio onde se encontram.

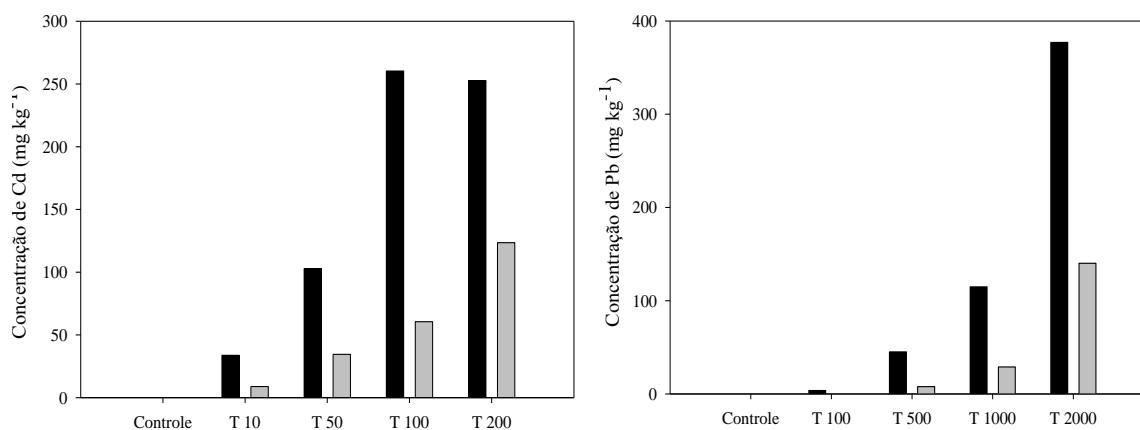


Figura 7 Relação entre acúmulo em mg kg^{-1} de Cádmiio e Chumbo na raiz e na parte aérea (haste principal, haste secundária e folhas) de plantas cultivadas em solo contaminado. Barras pretas correspondem a acúmulo na raiz e barras cinzas correspondem ao acúmulo na parte aérea.

Os teores acumulados nas diferentes estruturas fornecem uma informação muito útil na determinação da capacidade de utilização das plantas como fitorremediadoras. Em casos de baixos níveis de contaminação, a acumulação de metais na parte aérea é quase desprezível principalmente para o chumbo, porém em maiores concentrações destes elementos no solo a translocação passa a ser bastante efetiva principalmente para o cádmio que mesmo em concentrações 10 vezes menores que as concentrações de chumbo no solo translocam teores equivalentes para a parte aérea como podemos observar para as maiores doses de cádmio e chumbo na Figura 7.

A partir da concentração média de metal em cada estrutura e do rendimento obtido para o período de condução de experimento é possível calcular a quantidade de cádmio e chumbo acumulados nos tecidos, conseqüentemente o total extraído do solo. Se forem considerados apenas os valores destas variáveis para as partes aéreas temos a quantidade total translocada. A tabela 17 apresenta os teores de cádmio e chumbo acumulados (μg) nas plantas conduzidas em solo contaminado durante um período de dois meses.

A partir dos resultados obtidos é possível afirmar que o aumento na concentração de metal no solo aumenta a capacidade de extração pela espécie em estudo. Do total acumulado pelas plantas cultivadas no solo contaminado com as maiores doses estudadas, 28 % do cádmio e 56 % do chumbo foram translocados para a parte aérea. Se esses valores forem

extrapolados para um hectare, considerando uma produção convencional de vime com espaçamento de 70 x 30 (aproximadamente 47.500 estacas, ARRUDA et al., 2005) em condições de solo semelhantes, para as maiores doses de cádmio e chumbo aplicadas (200 e 2000 mg kg⁻¹ respectivamente), um total de 48,9 kg de cádmio e 61,29 kg de chumbo seriam absorvidas e fixadas pelas plantas. Os teores totais translocados seriam de 13,87 kg de cádmio e 34,69 kg de chumbo. Nesse caso, é necessário observar que o período de condução foi apenas de dois meses, sendo impossível extrapolar esses valores como médias de acumulação para uma estação completa de crescimento, além de que nessa fase inicial de crescimento há uma grande absorção dos elementos mais disponíveis que geralmente deve alcançar um ponto de estabilização ao longo do ciclo de crescimento.

Tabela 17 Teor semi-total de Cádmio e Chumbo fixado e translocado em µg durante o período de condução do experimento.

Doses	Fixação Total	Translocação Total
Doses de Cd		µg
0	4,28	4,28
10	313,59	102,77
50	1267,58	283,48
100	2664,27	490,12
200	3092,34	876,06
Doses de Pb		µg
0	0	0
100	24,07	7,65
500	413,91	123,42
1000	1132,19	393,06
2000	3871,30	2191,06

Os valores de translocação encontrados (6,93 e 1,73% do total de cádmio e chumbo do solo respectivamente) foi superior ao obtido por Jensen et al., (2009) que observou extração por *Salix viminalis* de aproximadamente 0,13% do total de cádmio contido no solo. Essa variação pode ter sido influenciada pelas condições experimentais, que no experimento citado foram desenvolvidas a campo em concentrações menores desses metais no solo, pelo tempo de condução (30 semanas vs 8 semanas) e também pela espécie que era diferente da espécie analisada neste estudo.

Entretanto para melhores adequações dos resultados obtidos, experimentos de campo em solos atualmente contaminados podem resultar em respostas mais aplicáveis a situações reais, principalmente pela ação de vários fatores atuando conjuntamente. Espera-se que este estudo tenha contribuído para o conhecimento de alguns efeitos da dinâmica destes metais dentro das plantas de vime e também para estimular o emprego desta espécie em programas de fitorremediação.

4.6 CONCLUSÕES

A produtividade de *Salix x rubens* não é afetada pela presença de cádmio e chumbo nos primeiros meses de cultivo, em nenhum dos níveis de contaminação simulados, em relação ao cultivo em solo não contaminado.

A acumulação de cádmio e chumbo nos tecidos aumenta de acordo com o aumento na concentração desses metais no solo para concentrações de pelo menos 2000 mg kg⁻¹ de chumbo e de até 100 mg kg⁻¹ de cádmio no solo.

Há diferença na acumulação de cádmio e chumbo entre os tecidos analisados de *Salix x rubens*, sendo as raízes as estruturas que mais acumulam esses metais.

A translocação é maior para o cádmio do que para o chumbo, proporcionalmente às concentrações desses metais no solo.

A espécie estudada apresenta alto Índice de Tolerância (*It*), e médio Fator de Translocação (*Ft*) sendo indicada para programas de remediação de solos contaminados com estes metais nas doses estudadas, através da fitoestabilização e fitoextração.

5. CONCLUSÕES GERAIS

De acordo com os estudos desenvolvidos podemos concluir que:

Os locais de desenvolvimento de vime avaliados apresentam-se aptos para o cultivo desta espécie, apresentando baixas concentrações de metais pesados no solo e concentração de macronutrientes dentro da faixa de suficiência. Não foi observada a presença de ambientes que excedessem a quantidade considerada referência para metais pesados nos pontos de estudo.

A absorção de elementos pelas plantas e a acumulação macronutrientes é variada para as diferentes estruturas analisadas

Os níveis de nutrientes disponíveis no solo em cada ambiente afetam os níveis de absorção e acumulação de cálcio, magnésio, fósforo e potássio na planta.

A produtividade *Salix x rubens* em solo cultivado com vime em casa de vegetação não é afetada pela presença de cádmio e chumbo no solo.

Há diferença na acumulação de cádmio e chumbo entre as estruturas das plantas de *Salix x rubens*, sendo as raízes as maiores responsáveis pela acumulação. A acumulação nos tecidos aumenta de acordo com o aumento na concentração desses metais no solo.

A translocação é maior para o cádmio do que para o chumbo, proporcionalmente, em relação às concentrações desses metais no solo.

A espécie estudada apresenta potencial para utilização em programas de remediação de solos contaminados com estes metais nas doses estudadas através da fitoestabilização e fitoextração.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J.O. Contaminação Química e Biorremediação do Solo. In: **Tópicos em Ciência do Solo. v I.** 1 ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p. 299-352.

ALLEONI, L. R. F. et al., Metais Pesados: da Cosmogênese aos Solos Brasileiros. In: **Tópicos em Ciência do Solo. v 4.** 1 ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. p. 1-41.

ALLEONI, L. R. F.; et al. Atributos do solo relacionados á adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 27, n. 4, p. 729-737, 2005.

ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. Impresso. NewYork: John Wiley, 1993. 339p.

ALKER, G. R. et al., Investigations of nutrient uptake by willow a soil-less system. **Aspects of Applied Biology**, v.49, p.173-180, 1997.

ALMEIDA, J. A.; et al. **Caracterização dos solos e da vegetação de áreas palustres (brejos e banhados) do Planalto Catarinense**. Lages: FIEPE, 2007. 129 p. (Relatório de Projeto de Pesquisa)

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard methods for the examination of water and waster**. 21 ed. Washington, 2005. 1215p.

ANDRADE, J. C.da M. et al., **Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. São Paulo: Oficina de textos, 2007. 176 p.

ANSELMO, A. L. F.; JONES, C. M. **Fitorremediação de Solos Contaminados – O Estado da Arte**. In: XXV ENEGEP: Encontro Nac. de Eng. de Produção, Porto Alegre, 2005.

ARGUS, G. **Classification of *Salix* in the New World**. 1999. Disponível em:

<http://www.ou.edu/cas/botany-micro/ben/ben227.html>

Acesso em 15/03/2011.

ARRUDA, A. E. A. **Importância econômica da cultura do vime para a agricultura familiar de Rio Rufino**. 39 f. Monografia (Especialização) - Universidade do Oeste de Santa Catarina. São Joaquim, 2001.

BAKER, A. J. M. Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals. **Journal Plant Nutrition**, Georgia, v 3, p.643-654, 1981.

BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. Respuestas de las plantas a La contaminación por metales pesados. **Suelo y Planta**, v2, p.345-361, 1992.

BOYTER, M. J. E.; BRUMMER, J.; LEININGER, W. C. Growth and Metal Accumulation of Geyer and Mountain willow grown in topsoil versus Amended Mine Tailings. **Water air soil pollut**, v. 198, p. 17-29, 2009.

BRANDES, D.; ARRUDA, E. A. **O cultivo do vime**. 2006. Artigo em Hypertexto.

Disponível em: http://www.infobibos.com/Artigos/2006_2/Vime/index.htm.

Acesso em: 25/11/2008.

BRASIL. **Resolução Conama 303/2002**. Ministério do Meio Ambiente - Disponível em:

<http://www.mma.gov.br/index.php>

Acesso em: novembro 2010.

BRASIL. **Resolução Conama 369/2006**. Ministério do Meio Ambiente - Disponível em:

<http://www.mma.gov.br/index.php>

Acesso em: novembro 2010.

BRAUM, B. **Produção e processamento de vime para artesanato na região de Lages**.

Florianópolis, Epagri, 1998.

BRITT, C. et al. **Bioenergy Crops and Bioremediation – a review**. Department for Food, Environment and Rural Affairs. 2002. 120 p.

BURKEN, J.G. **Uptake and Fate of Organic Contaminants by Hibrid Poplar Trees**. Dissertation (PhD) – University of Iowa, Iowa, 1996.

CARDOSO, L. M. N.; CHASIN, A. A. M. **Ecotoxicologia do Cádmio e seus Compostos**. 1 ed. Salvador: CRA, 2001. 122 p. (Cadernos de Referência Ambiental, v. 6)

CARPANEZZI, A. A. et al., **Produção de mudas de vime em sacos plásticos**. Comunicado Técnico Embrapa. 2002. 8 p.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Decisão da diretoria N° 195-2005, de 23 de novembro de 2005. Dispõe sobre a aprovação dos valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo, 2005.

CORSEUIL, H. X; MORENO, F. N. **Uso do “chorão” (*Salix babylonica*) na remediação de águas subterrâneas contaminadas por gasolina**. In: 20° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, 1999. Disponível em <http://www.remas.ufsc.br/Publicacoes/apcn016.pdf>
Acesso em 25/11/2008

DEFENSORIA DA ÁGUA. **O Estado Real das Águas no Brasil**. Brasília, 2008.
DISPONÍVEL EM www.defensoria.org.br/langs/arquivos_multimedia
Acesso em 20/01/2011

DIAS, N. M. P.; et al. Isotermas de adsorção de cádmio em solos ácidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v 5, n 2, p. 229-234, 2001.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

EPAGRI. **Sistema para a produção de vime**. Florianópolis: 2006. 40 p. (Epagri - Sistemas de Produção, n° 44)

GREGER, M.; LANDBERG, T. Use of willow in phytoextraction. **International Journal of Phytoremediation**, v 1, p.115–123, 1999.

HAMMER, D.; KAISER, A.; KELLER, C. Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials. **Soil Use and Management**, v 19, p. 18-192, 2003.

HASSELGREN, K. Utilization of sewage sludge in short-rotation energy forestry: a pilot study. **Waste Management and Research**, v.17, p.251-262. 1999.

HYTÖNEN, J. Effect of fertilizer treatment on the biomass production and nutrient uptake of short-rotation willow on cut-away peatlands. **Silva Fennica**, Kannus, v.29, n.1, p.21–40. 1995.

HRYNKIEWICZ, K.; HAUG, I.; BAUM, C. Ectomycorrhizal community structure under willows at former ore mining sites. **European Journal of Soil Biology**, v 44, p. 37-44, 2008.

JENSEN, J. K. et al. The potential of willow for remediation of heavy metal polluted calcareous urban soils. **Environmental Pollution**, v 157, p. 931-937, 2009.

KABATA-PENDIAS, A. Soil-plant transfer of trace elements – an environmental issue. **Geoderma**. 122, 143-149. 2004.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace Elements in Soils and Plants**. In: Elements of Group II. Boca Raton: CRC Press, 1984. 315 p.

LANDBERG, T. GREGER, M. Differences in uptake and tolerance to heavy metals in *Salix* from unpolluted and polluted areas. **Applied Geochemistry**, v. 11, p. 175-180, 1996.

LINHARES, L. A. et al. Adsorção de cádmio e chumbo em solos tropicais altamente intemperizados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v 44, n. 3, p. 291-299, 2009.

LONE, M. I. et al. Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives. **Journal of Zhejiang University**, v. 9 (3), p. 210-220, 2008.

LUX, A. et al. Differences in structure of adventitious roots in *Salix* clones with contrasting characteristics of cadmium accumulation and sensitivity. **Physiology Plantarum**, v 120, p. 537-545, 2004.

MALAVOLTA, E. **Elementos de Nutrição Mineral de Plantas**. Editora Agronômica Ceres, São Paulo, SP. 1980. 251p.

MEERS, E. et. al. Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. **Environmental and Experimental Botany**, v 60, p. 57–68, 2007.

MLECZEK, M. et al. Efficiency of selected heavy metals accumulation by *Salix viminalis* roots. **Environmental and Experimental Botany**, v 65, p. 48-53, 2009.

MOURA, V. P. G. **Introdução de Novas Espécies de *Salix* (*Salicaceae*) no Planalto Sul de Santa Catarina**. Comunicado Técnico nº 71 Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento, Brasília, 2002.

NASCIMENTO, C. W. A.; XING, B. Phytoextraction: a review on enhanced metal availability and plant accumulation. **Science Agriculture**, Piracicaba, v. 63, n. 3, p. 299-311, 2006.

NASCIMENTO, M. B. do **Aspectos técnicos e sociais para a sustentabilidade da produção e artesanato do vime**. 247 f. Tese (Doutorado) Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2009.

NASCIMENTO, M. N. et al. **Avaliação comparativa de quatro espécies de *Salix* destinadas ao artesanato**. In: Jornada das Salicaceas, Mendoza, 2009.

NYER, E.K. e GATTLIFF, E.G. Phytoremediation. **GWMR**, p. 58-62, 1996.

PIERANGELI, M. A. P.; et al. Sorção de cádmio e chumbo em Latossolo Vermelho Distrófico sob efeito de calcário e fosfato. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 4, n. 1, p. 42-47, 2009.

PEDRON, F. de A., et al. Solos urbanos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.34, n.5, p.1647-1653, 2004.

PORTAL DA AGROPECUÁRIA: Disponível em:

<http://portalpanorama.com/2008/09/12/revista-agropecuaria-catarinense-ano-20/>

Acesso em: 23/11/08

PULFORD, I. D. e WATSON, C. Phytoremediation of heavy metal contaminated land by trees – a review. **Environment International**, v 29, p. 529-540, 2003.

PUNSHON T. e DICKINSON, N. M. Acclimation of *Salix* to metal stress. **Newphitol**, v. 137, p. 303-314, 1997.

RASKIN , I. et al. Bioconcentration of heavy metals by plants. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 5, p. 285-290, 1994.

RECH, T. D. **Ramificação e produtividade do vimeiro em diferentes condições ambientais e de manejo no planalto sul catarinense**. 167 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2006. 167 p.

RECH, T. D. et al. **Remoção de nutrientes pelo cultivo de vime no Vale do Rio Canoas**. In: I Congresso Internacional de Desenvolvimento Rural e Agroindústria Familiar, Porto Alegre: UFRGS, 2005.

RIDELL-BLACK, D. **Heavy Metal Uptake by Fast Growing Species**. Willow vegetation filters for municipal wastewaters as sludges: A biological purification system, p. 145-151. Uppsala, Sweden: Swedish University of Agricultural Sciences. 1994

SAS. **Statistical analysis system**. Getting Started with the SAS Learning Edition. North-Carolina: Institute, Cary, 2007, 836p.

SAS-NOWOSIELSKA, A. et al. **Soil remediation scenarios for heavy metal contaminated soil**. In: Soil Chemical Pollution, Risk Assessment, Remediation and Security ,301p., 2008.

SBCS-CQFS - COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10 ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Núcleo Regional Sul, 2004.

SCHNOOR, J.L., et al. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants, **Environmental Science and Technology**, v 29, p. 318-323, 1995.

SHAT, H. e KALFF, M.M.A. Are phytochelantins involved in differential metal tolerance or do they merely reflect metal-imposed strain? **Plant Physiology**, v. 9, p. 318-323, 1992.

SHAW, A.J. **Heavy metal tolerance in plants: Evolutionary aspects**. New York, CRC Press, 1989. 355p.

SILVA, G. **Vime cultivado e arte**. Revista Globo Rural, São Paulo, ano 15, n 169. p 48-52, 1999.

SUTILI, F.J. et al. Potencial biotécnico do sarandi-branco (*Phyllanthus sellowianus* Müll. Arg.) e Vime (*Salix viminalis* L.) para revegetação de margens de cursos d'água. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria v. 14, n. 1. p.13-20, 2004.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Plant Physiology**. 3ed. Massachussetts: Sinauer Associates, 2002. 672 p.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, Depto de Solos da Fac. de Agronomia, UFRGS, 1995. (Boletim técnico, 5).

UNTERBRUNNER, R. et al. Heavy metal accumulation in trees growing on contaminated sites in Central Europe. **Environmental Pollution**, v 148, p. 107-114, 2007.

VANDECASTEELE, B. et al. Differences in Cd and Zn bioaccumulation for the flood-tolerant *Salix cinerea* rooting in seasonally flooded contaminated sediments. **Science of the Total Environment** v 341, p. 251-263, 2005.

VERVAEKE, P. et al. Phytoremediation prospects of willow stands on contaminated sediment: a field trial. **Environmental Pollution**. v 126, p. 275-282, 2003.

VYSLOUŽILOVÁ, M. et al. Cadmium and zinc phytoextraction potential of seven clones of *Salix* spp. planted on heavy metal contaminated soils. Czech Republic, **Plant Soil Environment**, v 49, p. 542–547, 2003.

VYSLOUŽILOVÁ, M. et al. As, Cd, Pb and Zn uptake by *Salix* spp. clones grown in soils enriched by high loads of these elements. Czech Republic, **Plant Soil Environ.**, v 49, p. 191-196, 2003.

WEBER, J. Biogeochemical process and role of heavy metals in the soil environment. **Geoderma**, v. 122, p. 105-107, 2004.

WILKINS, D. A. The measurement of tolerance to edaphic factors by means of root grown. **The New Phytologist**, v. 80, p. 623-633, 1978.

YANQUN, Z. et al. Accumulation of Pb, Cd, Cu and Zn in plants and hyperaccumulator choice in Lanping lead-zinc mine area, China. **Environment International**, v 30, p. 567-576, 2004.

YU, X. Z. et al. Differences in uptake and translocation of hexavalent and trivalent chromium by two species of willows. **Ecotoxicology**, Republic of China, v 17, p. 747–755, 2008.

ZACCHINI, M. et al. Metal Tolerance, Accumulation and translocation in Poplar and Willow Clones Treated with cadmium in Hydroponics. **Water Air Soil Pollut**, v 197, p. 23-34, 2009.

ZAYED, A. et al. Phytoaccumulation of trace elements by wetlands plants. **Journal of Environmental Quality**, v 27, p. 715-721, 1998.

7 ANEXOS

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

DECISÃO DE DIRETORIA Nº 195-2005- E, de 23 de novembro de 2005

Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências.

A Diretoria Plena da CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, à vista do que consta do Processo nº E-532-2005, considerando a manifestação do Departamento Jurídico, contida na Folha de Despacho PJ nº 1799-2005, juntada às fls. 026, bem como o Relatório à Diretoria nº 060-2005-E, que acolhe, DECIDE:

Artigo 1º – Aprovar os Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, constantes do Anexo Único que integra esta Decisão de Diretoria, em substituição à Tabela de Valores Orientadores aprovada pela Decisão de Diretoria nº 014-01-E, de 26 de julho de 2001, e publicada no Diário Oficial do Estado, Empresarial, de 26 de outubro de 2001, continuando em vigor o Relatório “Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo”, também aprovado pela Decisão de Diretoria nº 014-01-E.

Parágrafo Único – Os Valores Orientadores aprovados por este artigo deverão ser revisados em até 4 (quatro) anos, ou a qualquer tempo, e submetidos à deliberação da Diretoria Plena da CETESB.

Artigo 2º – No prazo de 6 (seis) meses, contado da publicação desta Decisão de Diretoria, as áreas técnicas competentes deverão submeter à Deliberação da Diretoria proposta de Norma Técnica CETESB, dispondo sobre a atualização do Relatório “Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo”, de que trata a Decisão de Diretoria nº 014-01-E.

Artigo 3º – Os Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas - 2005 deverão ser adotados, no que couber, em todas as regras pertinentes da CETESB e nas Normas Técnicas, já editadas ou a serem publicadas, especialmente as Normas Técnicas P 4.230 (agosto de 1999) e P 4.233 (setembro de 1999) com alterações posteriores, que dispõem, respectivamente, sobre a “Aplicação de Lodos de Sistemas de Tratamento Biológico em Áreas Agrícolas – Critérios para Projeto e Operação” e “Lodos de Curtumes – Critérios para o Uso em Áreas Agrícolas e Procedimentos para Apresentação de Projetos”, que utilizem Valores Orientadores para a fixação de limite de concentração de substâncias no solo ou nas águas subterrâneas por elas estabelecido.

Artigo 4º – As áreas contaminadas somente serão reclassificadas nos casos em que todos os Valores de Intervenção (VI) das substâncias responsáveis pela contaminação tenham sofrido alteração.

Artigo 5º – A Diretoria de Controle de Poluição Ambiental, no prazo de 160 (cento e sessenta) dias, contado da publicação desta Decisão de Diretoria, deverá fixar procedimento técnico-administrativo adequando as suas ações de controle aos novos Valores de Intervenção (VI).

Artigo 6º – Esta Decisão de Diretoria entra em vigor na data de sua publicação, surtindo seus efeitos na seguinte conformidade:

- I – a partir de 1º de junho de 2006 – aplicação dos Valores de Intervenção (VI) para as substâncias que, em relação aos publicados em 2001, tenham sofrido alteração para valores mais restritivos;
- II – a partir da publicação desta Decisão – aplicação dos Valores de Intervenção (VI) para as substâncias que, em relação aos publicados em 2001, tenham mantidos os valores anteriores ou que tenham sofrido alteração para valores menos restritivos, bem como dos Valores de Intervenção para as novas substâncias relacionadas no Anexo Único que integra esta Decisão de Diretoria.

ANEXO ÚNICO

a que se refere o artigo 1º da Decisão de Diretoria Nº 195-2005-E,
de 23 de novembro de 2005

VALORES ORIENTADORES PARA SOLOS E ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO ESTADO DE SÃO PAULO

Os Valores Orientadores são definidos e têm a sua utilização como segue:

Valor de Referência de Qualidade - VRQ é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea, que define um solo como limpo ou a qualidade natural da água subterrânea, e é determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos e amostras de águas subterrâneas de diversos aquíferos do Estado de São Paulo. Deve ser utilizado como referência nas ações de prevenção da poluição do solo e das águas subterrâneas e de controle de áreas contaminadas.

Valor de Prevenção - VP é a concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea. Este valor indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas. Foi determinado para o solo com base em ensaios com receptores ecológicos. Deve ser utilizado para disciplinar a introdução de substâncias no solo e, quando ultrapassado, a continuidade da atividade será submetida a nova avaliação, devendo os responsáveis legais pela introdução das cargas poluentes proceder o monitoramento dos impactos decorrentes.

Valor de Intervenção - VI é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerado um cenário de exposição genérico. Para o solo, foi calculado utilizando-se procedimento de avaliação de risco à saúde humana para cenários de exposição Agrícola-Área de Proteção Máxima – APM_{ax}, Residencial e Industrial. Para a água subterrânea, considerou-se como valores de intervenção as concentrações que causam risco à saúde humana listadas na Portaria 518, de 26 de março de 2004, do Ministério da Saúde - MS, complementada com os padrões de potabilidade do Guia da Organização Mundial de Saúde - OMS de 2004, ou calculados segundo adaptação da metodologia da OMS utilizada na derivação destes padrões. Em caso de alteração dos padrões da Portaria 518 do MS, os valores de intervenção para águas subterrâneas serão conseqüentemente alterados. A área será classificada como Área Contaminada sob Investigação quando houver constatação da presença de contaminantes no solo ou na água subterrânea em concentrações acima dos Valores de Intervenção, indicando a necessidade de ações para resguardar os receptores de risco.

VALORES ORIENTADORES PARA SOLO E ÁGUA SUBTERRÂNEA NO ESTADO DE SÃO PAULO

Substância	CAS Nº	Solo (mg.kg ⁻¹ de peso seco) ⁽¹⁾					Água
		Referência de qualidade	Prevenção	Intervenção			Subterrânea
				Agrícola APMax	Residencial	Industrial	(µg.L ⁻¹) Intervenção
Inorgânicos							
Alumínio	7429-90-5	-	-	-	-	-	200
Antimônio	7440-36-0	<0,5	2	5	10	25	5
Arsênio	7440-38-2	3,5	15	35	55	150	10
Bário	7440-39-3	75	150	300	500	750	700
Boro	7440-42-8	-	-	-	-	-	500
Cádmio	7440-48-4	<0,5	1,3	3	8	20	5
Chumbo	7440-43-9	17	72	180	300	900	10
Cobalto	7439-92-1	13	25	35	65	90	5
Cobre	7440-50-8	35	60	200	400	600	2.000
Cromo	7440-47-3	40	75	150	300	400	50
Ferro	7439-89-6	-	-	-	-	-	300
Manganês	7439-96-5	-	-	-	-	-	400
Merúrio	7439-97-6	0,05	0,5	12	36	70	1
Molibdênio	7439-98-7	<4	30	50	100	120	70
Níquel	7440-02-0	13	30	70	100	130	20
Nitrato (como N)	797-55-08	-	-	-	-	-	10.000
Prata	7440-22-4	0,25	2	25	50	100	50
Selênio	7782-49-2	0,25	5	-	-	-	10
Vanádio	7440-62-2	275	-	-	-	-	-
Zinco	7440-66-6	60	300	450	1000	2000	5.000
Hidrocarbonetos aromáticos voláteis							
Benzeno	71-43-2	na	0,03	0,06	0,08	0,15	5
Estireno	100-42-5	na	0,2	15	35	80	20
Etilbenzeno	100-41-4	na	6,2	35	40	95	300
Tolueno	108-88-3	na	0,14	30	30	75	700
Xilenos	1330-20-7	na	0,13	25	30	70	500
Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos ⁽²⁾							
Antraceno	120-12-7	na	0,039	-	-	-	-
Benzo(a)antraceno	56-55-3	na	0,025	9	20	65	1,75
Benzo(k)fluoranteno	207-06-9	na	0,38	-	-	-	-
Benzo(g,h,i)perileno	191-24-2	na	0,57	-	-	-	-
Benzo(a)pireno	50-32-8	na	0,052	0,4	1,5	3,5	0,7
Criseno	218-01-9	na	8,1	-	-	-	-
Dibenzo(a,h)antraceno	53-70-3	na	0,08	0,15	0,6	1,3	0,18
Fenantreno	85-01-8	na	3,3	15	40	95	140
Indeno(1,2,3-c,d)pireno	193-39-5	na	0,031	2	25	130	0,17
Naftaleno	91-20-3	na	0,12	30	60	90	140
Benzenos clorados ⁽²⁾							
Clorobenzeno (Mono)	108-90-7	na	0,41	40	45	120	700
1,2-Diclorobenzeno	95-50-1	na	0,73	150	200	400	1.000
1,3-Diclorobenzeno	541-73-1	na	0,39	-	-	-	-
1,4-Diclorobenzeno	106-46-7	na	0,39	50	70	150	300
1,2,3-Triclorobenzeno	87-61-6	na	0,01	5	15	35	(a)
1,2,4-Triclorobenzeno	120-82-1	na	0,011	7	20	40	(a)
1,3,5-Triclorobenzeno	108-70-3	na	0,5	-	-	-	(a)
1,2,3,4-Tetraclorobenzeno	634-66-2	na	0,16	-	-	-	-
1,2,3,5-Tetraclorobenzeno	634-90-2	na	0,0065	-	-	-	-
1,2,4,5-Tetraclorobenzeno	95-94-3	na	0,01	-	-	-	-
Hexaclorobenzeno	118-74-1	na	0,003 ⁽³⁾	0,005	0,1	1	1
Etanos clorados							
1,1-Dicloroetano	75-34-2	na	-	8,5	20	25	280
1,2-Dicloroetano	107-06-2	na	0,075	0,15	0,25	0,50	10
1,1,1-Tricloroetano	71-55-6	na	-	11	11	25	280
Etenos clorados							
Cloreto de vinila	75-01-4	na	0,003	0,005	0,003	0,008	5

1,1-Dicloroetano	75-35-4	na	-	5	3	8	30
1,2-Dicloroetano - cis	156-59-2	na	-	1,5	2,5	4	(b)
1,2-Dicloroetano - trans	156-60-5	na	-	4	8	11	(b)
Tricloroetano - TCE	79-01-6	na	0,0078	7	7	22	70
Tetracloroetano - PCE	127-18-4	na	0,054	4	5	13	40
Metanos clorados							
Cloro de Metileno	75-09-2	na	0,018	4,5	9	15	20
Clorofórmio	67-66-3	na	1,75	3,5	5	8,5	200
Tetracloro de carbono	56-23-5	na	0,17	0,5	0,7	1,3	2
Fenóis clorados							
2-Clorofenol (o)	95-57-8	na	0,055	0,5	1,5	2	10,5
2,4-Diclorofenol	120-83-2	na	0,031	1,5	4	6	10,5
3,4-Diclorofenol	95-77-2	na	0,051	1	3	6	10,5
2,4,5-Triclorofenol	95-95-4	na	0,11	-	-	-	10,5
2,4,6-Triclorofenol	88-06-2	na	1,5	3	10	20	200
2,3,4,5-Tetraclorofenol	4901-51-3	na	0,092	7	25	50	10,5
2,3,4,6-Tetraclorofenol	58-90-2	na	0,011	1	3,5	7,5	10,5
Pentaclorofenol (PCP)	87-86-5	na	0,16	0,35	1,3	3	9
Fenóis não clorados							
Cresóis		na	0,16	6	14	19	175
Fenol	108-95-2	na	0,20	5	10	15	140
Ésteres ftálicos							
Dietilexil ftalato (DEHP)	117-81-7	na	0,6	1,2	4	10	8
Dimetil ftalato	131-11-3	na	0,25	0,5	1,6	3	14
Di-n-butil ftalato	84-74-2	na	0,7	-	-	-	-
Pesticidas organoclorados							
Aldrin ⁽²⁾	309-00-2	na	0,0015 ⁽³⁾	0,003	0,01	0,03	(d)
Dieldrin ⁽²⁾	60-57-1	na	0,043 ⁽³⁾	0,2	0,6	1,3	(d)
Endrin	72-20-8	na	0,001 ⁽³⁾	0,4	1,5	2,5	0,6
DDT ⁽²⁾	50-29-3	na	0,010 ⁽³⁾	0,55	2	5	(c)
DDD ⁽²⁾	72-54-8	na	0,013	0,8	3	7	(c)
DDE ⁽²⁾	72-55-9	na	0,021	0,3	1	3	(c)
HCH beta	319-85-7	na	0,011	0,03	0,1	5	0,07
HCH - gama (Lindano)	58-89-9	na	0,001	0,02	0,07	1,5	2
PCBs							
total		na	0,0003 ⁽³⁾	0,01	0,03	0,12	3,5

(1) - Procedimentos analíticos devem seguir SW-846, com metodologias de extração de inorgânicos 3050b ou 3051 ou procedimento equivalente.

(2) - Para avaliação de risco, deverá ser utilizada a abordagem de unidade toxicológica por grupo de substâncias.

(3) - Substância banida pela Convenção de Estocolmo, ratificada pelo Decreto Legislativo n° 204, de 07-05-2004, sem permissão de novos aportes no solo.

na - não se aplica para substâncias orgânicas.

(a) somatória para triclorobenzenos = 20 µg.L⁻¹.

(b) somatória para 1,2 dicloroetenos; = 50 µg.L⁻¹.

(c) somatória para DDT-DDD-DDE = 2 µg.L⁻¹.

(d) somatória para Aldrin e Dieldrin = 0,03 µg.L⁻¹.

oOo