



COPPE/UFRJ

**FITORREMEDIAÇÃO DE REJEITO CONTAMINADO PROVENIENTE DO
CANAL DO FUNDÃO, NA BAÍA DA GUANABARA-RJ**

Marcela Teixeira Monteiro

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Orientadora: Maria Claudia Barbosa

Rio de Janeiro

Outubro 2008

Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.

FITORREMEDIAÇÃO DE REJEITO CONTAMINADO PROVENIENTE DO
CANAL DO FUNDÃO, NA BAÍA DE GUANABARA-RJ

Marcela Teixeira Monteiro

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ
COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM
CIENCIAS EM ENGENHARIA CIVIL.

Aprovada por:

Prof. Maria Claudia Barbosa, D.Sc.

Prof. Márcio de Souza Soares de Almeida, Ph.D.

Prof. Eliana Flavia Camporese Servulo, D.Sc.

Pesquisador Daniel Vidal Pérez, D.Sc.

Dr. Julio Cesar da Matta e Andrade, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

OUTUBRO DE 2008

Monteiro, Marcela Teixeira

Fitorremediação de Rejeito Contaminado Proveniente do Canal do Fundão, na Baía de Guanabara-RJ/ Marcela Teixeira Monteiro. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2008.

XXIII, 317 p.:il.; 29,7 cm.

Orientadora: Maria Claudia Barbosa

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2008.

Referências Bibliográficas: p. 240-272.

1. Fitorremediação de Rejeito Contaminado. 2. Rejeito de Dragagem. 3. Sedimento Contaminado. 4. Microrganismos. 5. Metais Pesados. 6. Hidrocarbonetos Poliaromáticos – HPA's. I. Barbosa, Maria Claudia. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Título.

Aos que contribuíram.

Aos que acreditaram.

Aos que incentivaram.

À minha família e aos amigos do Laboratório de Geotecnia.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Cinco anos passaram rápido, mas foram suficientes para encontrar pessoas solidárias, generosas, cordiais e dedicadas, que se tornaram especiais, e em muitos momentos, me comoveram pelo apoio, incentivo e amizade. Sem estas pessoas, certamente teria sido muito mais difícil. Todos contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho. Tenho a agradecer:

- Inicialmente, à Maria Claudia, minha orientadora, por ter me recebido, confiado em mim e proporcionado a oportunidade de realização desse trabalho e formação.
- Ao Programa de Engenharia Civil - PEC pela estrutura e oportunidade concedida para a realização do curso.
- Ao CNPq pelo apoio financeiro.
- Aos membros examinadores da banca Eliana Flavia, Julio da Matta, Daniel Pérez e Márcio Almeida que gentilmente colaboraram com críticas e sugestões para o aprimoramento do trabalho.
- Aos professores Márcio Almeida e Maurício Erlich por suas contribuições a minha formação.
- Aos companheiros de disciplinas e estudos, Petrônio e Antonio Calle, pela amizade, carinho e incentivo.
- Ao Júlio da Matta, que generosamente me emprestou muitos de seus materiais sobre fitorremediação, inclusive seu excelente seminário de qualificação “Fitorremediação do Solo – O que é isso companheiro?”, obrigada pela amizade, colaboração e incentivo, constantes.
- Ao pesquisador da Embrapa-Solos Daniel Pérez pelas sugestões, críticas e esclarecimentos que contribuíram para a valorização desse trabalho.
- Ao colega de curso, amigo e companheiro da fitorremediação, Silvio Tavares (Embrapa-Solos), que muito colaborou para realização do trabalho.
- Ao Carlinhos (Setor de Caracterização Física) por seu grande empenho nas coletas de sedimento, realização das análises de caracterização física, amizade, generosidade e disponibilidade em colaborar.
- Ao Toninho (Setor de Campo) por sua participação ativa e sua dedicação nas coletas de sedimento e solo, e também, pela amizade, gentileza, dedicação e apoio constantes.

- À Glória (Setor de Química Ambiental), sempre solícita, obrigada pela condução das análises químicas, todo apoio, amizade e orientações.
- À Maiara (Setor de Química Ambiental) pela colaboração nas análises químicas, gentileza e boa vontade.
- Ao Serginho (Setor de Ensaios de resistência, deformabilidade e permeabilidade) por seu auxílio e orientação nos ensaios de permeabilidade, carinho e amizade, constantes.
- Ao Luiz Almeida, por sua colaboração, paciência, amizade e carinho, sempre.
- À Professora Eliana Flávia (Escola de Química/UFRJ) por suas sugestões referentes às análises microbiológicas e por disponibilizar, gentilmente, seu Laboratório para a realização de tais análises.
- Ao Douglas (Escola Química/UFRJ) por sua disponibilidade, gentileza, empenho, colaboração e orientação nas análises microbiológicas.
- À companheira de fitorremediação e de “idas e vindas” para a construção da casa de vegetação, amiga Alcione Chagas, por sua ajuda, força, amizade e carinho.
- À Bia (Horto/UFRJ) por sua dedicação e colaboração para a aquisição das mudas.
- Ao arquiteto responsável Manoel Babucar por ter disponibilizado, gentilmente, a área e funcionários da Manutenção/COPPE para a construção da casa de vegetação.
- Ao Hélcio por suas sugestões, amizade e incentivo.
- Ao Mauro pela colaboração com serviços de sua oficina, amizade e carinho.
- Ao Bororó, sempre solícito e pronto a colaborar com qualquer coisa de seu setor, amizade, carinho e generosidade.
- Ao Eliomar e ao Marcelo pelos serviços prestados com muita dedicação e gentileza.
- Aos companheiros de laboratório Juliana, Ronaldo, Crescêncio, Anderson, Renilson, Mário Riccio, Vinícius, Ana Paula, Adriana, China, Marcelo, Janaína, Léo, Álvaro, Beto, Rodrigo, Raquel Maciel, Ivete, Abdoul, Glauco, Kally, Gil, Luiz Mario, Valerinha, Roberta Borba, Cíntia, Pedrão, Mariluce, Marcos, Aninha, Salviano, Mário Nacinovic, Luana, Marli, França, Neide, Rosemary, Jaquelline, Esther e mais tantos outros que infelizmente não consigo lembrar, mas que estiveram presentes em algum momento. Obrigada pela convivência harmoniosa, conversas, sugestões, câmeras emprestadas, atenção, paciência, amizade, carinho e companheirismo constantes.

- Às amigas Deize Curcio e Ana Júlia pela agradável convivência, amizade, incentivo, carinho e companheirismo constantes.
- À querida Maria Alice sempre gentil, dedicada, amiga e disposta a ajudar, obrigada.
- Ao Edu Paiva pelo auxílio, incentivo, amizade, carinho e dedicação sempre, e principalmente, enquanto gerente do Laboratório de Geotecnia por seu empenho na aquisição da área e na construção da casa de vegetação.
- Ao Rochinha (gerente do Laboratório) pela gentileza, carinho e incentivo.
- À Vera pelo carinho, cafezinho, dedicação e colaboração sempre que solicitada.
- À Maria Clara, que havia acabado de voltar para o Rio, se disponibilizou a ajudar. Obrigada pela amizade, apoio, boa vontade e auxílio nos ajustes dos gráficos e tabelas.
- Aos funcionários da secretaria do PEC: Beth, Rita, Jairo e Raul pelas orientações e colaboração.
- À Helena e à Raquel Ofrante pela paciência, generosidade, ajuda, amizade, carinho e sugestões à tese.
- Ao José Augusto (Zé) pela grande participação, paciência, amizade, dedicação, companheirismo e sugestões na condução do experimento de fitorremediação.
- A minha família pelo incentivo, apoio, carinho, confiança, compreensão, companheirismo e esforço jamais medido.
- À Deus e ao meu Anjo da Guarda, muito solicitados.

A todos, muito obrigada!

Resumo de Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

FITORREMEDIAÇÃO DE REJEITO CONTAMINADO PROVENIENTE DO
CANAL DO FUNDÃO, NA BAÍA DE GUANABARA-RJ

Marcela Teixeira Monteiro

Outubro/2008

Orientadora: Maria Claudia Barbosa

Programa: Engenharia Civil

O objetivo principal do trabalho foi verificar o potencial da fitorremediação no rejeito de dragagem contaminado por metais pesados e hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA's) proveniente do Canal do Fundão, na Baía de Guanabara, RJ. Entretanto, o material dragado apresentou limitações quanto à textura, permeabilidade e salinidade para o estabelecimento e crescimento vegetal. Desta maneira, foram desenvolvidos experimentos distintos visando à melhoria do material para o estabelecimento das plantas. O experimento correspondente ao objetivo principal do trabalho, foi conduzido em casa de vegetação no Laboratório de Geotecnia – COPPE/UFRJ, em delineamento experimental inteiramente casualizado, com cinco repetições. Os tratamentos foram constituídos de quatro espécies vegetais: I- Mangue Branco (*Lacuncularia racemosa*); II- Tamboril (*Enterolobium maximum* Ducke); III- Capim Vetiver (*Vetiveria zizanoides*); IV- Chorão (*Salix babylonica*) e o controle. Os resultados mostraram que o chorão foi eficiente na remoção do Mn, Zn, Ni, Cd e Na, através do mecanismo de extração. Já o capim vetiver, proporcionou condições mais favoráveis ao desenvolvimento das bactérias hidrocarbonoclasticas e, com isso, a maior remoção dos HPA's por meio do mecanismo de degradação, além de apresentar elevada produção de biomassa e rápido crescimento, características favoráveis para a técnica empregada. Assim, a fitorremediação mostrou-se promissora para a remediação do rejeito de dragagem estudado.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

PHYTOREMEDIATION OF CONTAMINATED SEDIMENTS FROM FUNDÃO
CHANNEL, GUANABARA BAY – RJ

Marcela Teixeira Monteiro

October/2008

Advisor: Maria Claudia Barbosa

Department: Civil Engineering

The main purpose of this research is to verify the potentiality of phytoremediation treatment of Fundão Channel dredged sediments in Guanabara Bay (RJ), contaminated with heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's). The dredged material presented limitations relative to texture, salinity and permeability to vegetable growth and propagation. Different sets of experiments were developed to search for the best blend of materials for plant propagation. The experiment that corresponds to the main objective of the work was conducted in the COPPE/UFRJ lab's greenhouse in a totally casual experiment with five repetitions: I – *Enterolobium* (*Enterolobium maximum* Ducke); II – Mangrove (*Lacuncularia racemosa*); III – Salix (*Salix babylonica*); IV – Vetiver grass (*Vetiveria zizanoides*); and V – Control. The results showed that salix was efficient in the removal of the Mn, Zn, Ni, Cd and Na by extraction mechanism. The vetiver grass provided favorable conditions to the microorganisms development and higher removal of the PAH's by degradation mechanism, beyond presenting high biomass production and faster growth, favorable characteristics for the remediation technique studied. Therefore phytoremediation is a promising technique to be implemented for the dredging sediment studied.

ÍNDICE

CAPÍTULO 1	1
INTRODUÇÃO	1
1.1. RELEVÂNCIA DO TEMA	1
1.2. OBJETIVOS DO ESTUDO	6
1.3. ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO	6
CAPÍTULO 2	8
REJEITOS DE DRAGAGEM.....	8
2.1. O REJEITO DE DRAGAGEM.....	8
2.2. DISPOSIÇÃO DOS REJEITOS	10
2.3. ALTERNATIVAS DE MANEJO E USOS BENÉFICOS DO REJEITO.....	15
2.3.1. CONSTRUÇÃO DE ATERROS	15
2.3.2. ENGORDAMENTO OU ALIMENTAÇÃO DE PRAIA	16
2.3.3. RESTAURAÇÃO E FORMAÇÃO DE HABITATS	17
2.3.4. WETLAND	17
2.3.5. UPLAND.....	18
2.3.6. HABITAT AQUÁTICO.....	18
2.3.7. CONSTRUÇÃO DE ILHAS	19
2.3.8. USO NA AGRICULTURA.....	19
2.3.9. RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DE MINERAÇÃO	20
2.3.10. COBERTURA EM ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	20
2.3.11. USOS MÚLTIPLOS	21
2.3.12. TRATAMENTO E REMEDIAÇÃO	21
2.4. DRAGAGEM DO CANAL DO FUNDÃO.....	22
2.4.1. HISTÓRICO DA DEGRADAÇÃO	22

2.4.2. PROJETO DE DRAGAGEM E DISPOSIÇÃO.....	25
CAPÍTULO 3.....	30
FITORREMEDIAÇÃO	30
3.1. TÉCNICAS DE REMEDIAÇÃO.....	30
3.2. FITORREMEDIAÇÃO	32
3.2.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	32
3.2.2. O SISTEMA VEGETAL.....	36
3.2.2.1. FOTOSSÍNTESE	38
3.2.2.2. ÁGUA NA PLANTA	39
3.2.2.3. NUTRIENTES	42
3.2.2.4. ABSORÇÃO E TRANSPORTE DE SOLUTOS.....	43
3.2.2.5. ASSIMILAÇÃO DE NUTRIENTES.....	45
3.2.3. MECANISMOS ENVOLVIDOS NA FITORREMEDIAÇÃO.....	46
3.2.3.1. DEGRADAÇÃO	46
3.2.3.2. EXTRAÇÃO	52
3.2.3.3. VOLATILIZAÇÃO.....	61
3.2.3.4. CONTENÇÃO/IMOBILIZAÇÃO.....	62
3.3. ASPECTOS RELEVANTES À ADOÇÃO DA TÉCNICA	66
3.3.1. CLIMA	67
3.3.2. SOLO.....	69
3.3.3. ESPÉCIE VEGETAL.....	70
3.3.4. CONTAMINAÇÃO DA ÁREA.....	73
3.3.5. NATUREZA DOS CONTAMINANTES	74
3.3.5.1. METAIS PESADOS	75
3.3.5.2. COMPOSTOS ORGÂNICOS.....	80
3.3.6. CUSTO X BENEFÍCIO	88
3.3.7. VANTAGENS E DESVANTAGENS	90
3.4. ENGENHARIA GENÉTICA: FERRAMENTA PARA A FITORREMEDIAÇÃO	91
3.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	96
CAPÍTULO 4.....	98

MATERIAIS E MÉTODOS	98
4.1. O PROGRAMA EXPERIMENTAL DA PESQUISA.....	98
CARACTERIZAÇÃO DO SEDIMENTO	98
4.2. MATERIAIS	99
4.3. MÉTODOS E PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS	102
4.3.1. PROCEDIMENTO DE AMOSTRAGEM DO SEDIMENTO E HOMOGENEIZAÇÃO	102
4.3.2. PROCEDIMENTO DE AMOSTRAGEM DA ÁGUA DO CANAL	104
4.3.3. ANÁLISES FÍSICAS DE SOLOS, SEDIMENTO E MISTURAS	105
4.3.4. ANÁLISES QUÍMICAS DE SOLOS, SEDIMENTO E MISTURAS	108
4.3.5. ANÁLISES QUÍMICAS DE AMOSTRAS LÍQUIDAS	111
4.3.6. ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS DE SOLOS, SEDIMENTOS E MISTURAS	113
4.3.7. ANÁLISES QUÍMICAS NO TECIDO VEGETAL	115
4.4. METODOLOGIA DOS EXPERIMENTOS	118
4.4.1. CARACTERIZAÇÃO DO SEDIMENTO E DA ÁGUA DO CANAL	118
4.4.2. EXPERIMENTO I – MISTURAS DO SEDIMENTO COM SOLOS DE TEXTURAS DIFERENTES	119
4.4.3. EXPERIMENTO II – DETERMINAÇÃO DA DOSAGEM DE GESSO PARA A NEUTRALIZAÇÃO DA SALINIDADE	121
4.4.4. EXPERIMENTO III – FITORREMEDIAÇÃO EM VASOS.....	123
4.4.5. EXPERIMENTO COMPLEMENTAR – MISTURA DO SEDIMENTO COM MATERIAIS ESTRUTURANTES	128
4.5. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS DOS EXPERIMENTOS .	130
CAPÍTULO 5	131
RESULTADOS – CARACTERIZAÇÃO DO SEDIMENTO.....	131
5.1. INTRODUÇÃO	131
5.2. CARACTERIZAÇÃO FÍSICA	131
5.2.1. DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA	131
5.2.2. COMPOSIÇÃO E PLASTICIDADE	133

5.3. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E AGRONÔMICA	134
5.3.1. PARÂMETROS QUÍMICOS E FÍSICO-QUÍMICOS	134
5.3.2. PARÂMETROS AGRONÔMICOS	138
5.4. ESTADO DE CONTAMINAÇÃO.....	139
5.4.1. CONTAMINAÇÃO POR METAIS.....	139
5.4.2. CONTAMINAÇÃO POR HPA's.....	140
5.5. ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS	141
5.6. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	142
CAPÍTULO 6	145
RESULTADOS - EXPERIMENTO I.....	145
6.1. OBJETIVOS	145
6.2 PARÂMETROS FÍSICOS.....	145
6.3. PARÂMETROS QUÍMICOS E AGRONÔMICOS DAS MISTURAS	148
6.3.1. pH	149
6.3.2. CONDUTIVIDADE ELÉTRICA ESPECÍFICA	149
6.3.3. CTC E MACRONUTRIENTES.....	151
6.3.4. MICRONUTRIENTES (Mn, Fe, Zn e Cu) e Al	157
6.3.5. METAIS PESADOS TÓXICOS (Cr, Ni, Pb, Co e Sr)	161
6.4. COMPORTAMENTO DAS ESPÉCIES VEGETAIS	165
6.4.1. ANÁLISE DO TECIDO VEGETAL – INGÁ	165
6.4.2. ANÁLISE DO TECIDO VEGETAL – CAPIM VETIVER	170
6.4.3. MONITORAMENTO DA ALTURA – CAPIM VETIVER.....	175
6.5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	177
6.6. RESUMO CONCLUSIVO	179
CAPÍTULO 7.....	181
RESULTADOS E DISCUSSÃO – EXPERIMENTOS DE MEDIDAS CORRETIVAS	181
7.1. OBJETIVOS	181
7.2. EXPERIMENTO II.....	181

7.2.1. DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO E PARÂMETRO DE CONTROLE.....	181
7.2.2. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	183
7.3. EXPERIMENTO COMPLEMENTAR – ADIÇÃO DE MATERIAIS ESTRUTURANTES.....	190
7.3.1. DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO E PARÂMETRO DE CONTROLE.....	190
7.3.2. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	190
7.4. RESUMO CONCLUSIVO	193
CAPÍTULO 8.....	194
RESULTADOS E DISCUSSÃO – FITORREMEDIAÇÃO.....	194
8.1. DESCRIÇÃO E OBJETIVOS.....	194
8.2. SELEÇÃO DAS ESPÉCIES VEGETAIS	194
8.3. RESULTADOS QUANTO AO DESENVOLVIMENTO DAS ESPÉCIES VEGETAIS	199
8.4. RESULTADOS QUANTO AO EFEITO DAS ESPÉCIES VEGETAIS SOBRE O SOLO.....	204
8.5. RESULTADOS QUANTO À QUALIDADE DA ÁGUA DE DRENAGEM .	210
8.5.1. PARÂMETROS QUÍMICOS E METAIS PESADOS	210
8.5.2. QUANTO AOS HPA's	214
8.6. RESULTADOS DAS ANÁLISES DO TECIDO VEGETAL.....	215
8.6.1. PARÂMETROS QUÍMICOS E METAIS PESADOS	215
8.6.2. QUANTO AOS HPA's	222
8.7. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	225
CAPÍTULO 9	232
CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS.....	232
9.1. CONCLUSÕES.....	232
9.1.1. CARACTERIZAÇÃO DO REJEITO DE DRAGAGEM.....	232
9.1.1. EXPERIMENTO I.....	233
9.1.2. EXPERIMENTO II	234
9.1.3. EXPERIMENTO COMPLEMENTAR.....	235
9.1.4. EXPERIMENTO DE FITORREMEDIAÇÃO	235

9.2. SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS	238
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	240
APÊNDICE 1	273
APÊNDICE 2	305
APÊNDICE 3	308
APÊNDICE 4	314

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. (a) Obra de engordamento da praia do Leblon no Rio de Janeiro – RJ com descarga de areia na arrebentação; (b) Obra de dragagem de manutenção do Porto do Rio – RJ; (c) obra de dragagem de manutenção do Porto de Santos – SP; (d) Draga Autotransportadora de 800 m ³ com bombeamento para terra e jato aéreo.....	9
Figura 2.2. Canal do Fundão.	26
Fonte: vista de satélite, http://www.google.com.br , Fevereiro/2006	26
Figura 2.3. Canal do Fundão	26
Figura 2.4. Canal do Fundão.	27
Figura 2.5. Canal do Fundão.	27
Figura 3.1. Mecanismos de fitorremediação.	35
Figura 3.2. Representação da célula vegetal.....	37
Figura 3.3. Cloroplasto e suas estruturas.....	38
Figura 3.4. Esquema da abertura estomática para a entrada de CO ₂ e evaporação d'água.	40
Figura 3.5. Transporte de água na planta (sistema solo-planta-atmosfera).....	41
Figura 3.6. Representação esquemática do transporte de água e solutos na planta.....	44
Figura 4.1. Partes do Coco Verde.....	101
Figura 4.2. Amostragem do sedimento.....	103
Figura 4.3. Bombonas utilizadas.	104
Figura 4.4. Recipiente para armazenamento.	104
Figura 4.5. Acondicionamento das misturas nos vasos.....	120
Figura 4.6. Capim vetiver plantado nos vasos correspondentes às misturas com sedimento.....	121
Figura 4.7. (a) Acondicionamento no vaso; (b) Incubação do material por 48 horas; (c) Incubação do material por 48 horas; (d) Secagem do material ao ar; (e) Secagem do material ao ar.	123
Figura 4.8. Mistura de gesso ao sedimento.	124
Figura 4.10. Experimento de fitorremediação.....	126
Figura 4.11. (a) Mangue Branco; (b) Tamboril; (c) Capim Vetiver; (d) Chorão.	127

Figura 4.12. Observação do comportamento do material.....	129
Figura 5.1. Curvas granulométricas do sedimento do Canal do Fundão: (a) Coleta I; (b) Coleta III.....	132
Figura 6.1. Efeito das doses de sedimento na porcentagem de finos nas misturas. (*p<0,05).....	147
Figura 6.2. Efeito das doses de sedimento na condutividade elétrica nas misturas. (*p<0,05).....	150
Figura 6.3. Sódio, em mistura de solo e sedimento.....	152
Figura 6.4. (a) Cálcio; (b) Magnésio; (c) Potássio em mistura de solo e sedimento....	154
Figura 6.5. (a) Carbono orgânico; (b) Nitrogênio total; (c) Fósforo em mistura de solo e sedimento.....	156
Figura 6.6. (a) Manganês; (b) Ferro em mistura de solo e sedimento.....	158
Figura 6.7. (a) Zinco; (b) Cobre em mistura de solo e sedimento.....	160
Figura 6.8. Alumínio em mistura de solo e sedimento.....	160
Figura 6.9. (a) Cromo; (b) Níquel; (c) Chumbo em mistura de solo e sedimento.....	162
Figura 6.10. (a) Cobalto; (b) Estrôncio em mistura de solo e sedimento.....	163
Figura 7.1. Curva granulométrica do solo utilizado coletado em Belford Roxo.....	182
Figura 7.2. (a) Cálcio e Sódio Trocável em mistura de solo e sedimento tratado com gesso; (b) Cálcio e Sódio Solúvel em mistura de solo e sedimento tratado com gesso.	185
Figura 7.3. (a) Porcentagem de Cálcio e Sódio Trocável em mistura de solo e sedimento tratado com gesso; (b) Porcentagem de Cálcio e Sódio Solúvel em mistura de solo e sedimento tratado com gesso.	186
Figura 7.4. Porcentagem de Sódio Trocável (a) e Razão de Adsorção de Sódio (b) em mistura de solo e sedimento.	187
Figura 8.1. Mangue Branco: (a) Experimento de Fitorremediação; (b) Manguezal formado por Mangue Branco; (c) Manguezal formado por Mangue Branco.....	195
Figura 8.2. Tamboril: (a) Experimento de Fitorremediação; (b) Espécie Adulta.....	196
Figura 8.3. Capim Vetiver: (a) Experimento de Fitorremediação; (b) Touceira de Capim Vetiver; (c) Touceira de Capim Vetiver.....	197
Figura 8.4. Chorão: (a) Experimento de Fitorremediação; (b) Espécie Adulta.....	198
Figura 8.5. Plantas de chorão com sintomas de toxidez.....	199
Figura 8.6. Crescimento em altura das espécies vegetais utilizadas: (a) Mangue Branco, (b) Tamboril. (* p < 0,05).....	200

Figura 8.7. Crescimento em altura das espécies vegetais utilizadas: (a) Capim Vetiver, (b) Chorão. (* p < 0,05).....	201
Figura 8.8. Crescimento em altura comparativo para as diferentes espécies vegetais.	202
Figura 8.9. Sistema radicular do capim vetiver.....	203
Figura 8.10. Sódio trocável em solo.....	206
Figura 8.11. (a) Manganês em solo; (b) Ferro em solo; (c) Zinco em solo; (d) Cobre em solo.	207
Figura 8.12. (a) Cromo em solo; (b) Cobalto em solo; (c) Níquel em solo; (d) Alumínio em solo.....	209
Figura 8.13. (a) Cádmio em solo; (b) Chumbo em solo.....	210
Figura 8.14. (a) Cálcio em tecido vegetal; (b) Magnésio em tecido vegetal; (c) Potássio em tecido vegetal; (d) Sódio em tecido vegetal.....	216
Figura 8.15. Fósforo em tecido vegetal.....	217
Figura 8.16. (a) Manganês em tecido vegetal; (b) Ferro em tecido vegetal; (c) Zinco em tecido vegetal; (d) Cobre em tecido vegetal.....	218
Figura 8.17. (a) Cromo em tecido vegetal; (b) Cobalto em tecido vegetal; (c) Níquel em tecido vegetal; (d) Alumínio em tecido vegetal.....	219
Figura 8.18. (a) Chumbo em tecido vegetal; (b) Cádmio em tecido vegetal; (c) Boro em tecido vegetal.....	221
Figura 8.19. Hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA's) em solo.....	222
Figura 8.20. Hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA's) em tecido vegetal.....	223
Figura 8.21. (a) Concentração celular de bactérias hidrocarbonoclásticas em solo plantado com mangue. (*p<0,05); (b) (a) Concentração celular de bactérias hidrocarbonoclásticas em solo plantado com tamboril. (*p<0,05).....	223
Figura 8.22. (a) Concentração celular de bactérias hidrocarbonoclásticas em solo plantado com mangue. (*p<0,05); (b) (a) Concentração celular de bactérias hidrocarbonoclásticas em solo plantado com tamboril. (*p<0,05).....	224
Figura 8.23. Concentração celular de bactérias hidrocarbonoclásticas em solo de acordo com os diferentes tratamentos.....	225

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1. Limites máximos admissíveis de metais pesados em lodo de esgoto.....	12
Tabela 2.2. Níveis de classificação do material dragado para disposição (CONAMA/2004).....	13
Tabela 2.3. Limite máximo de concentração no extrato obtido por lixiviação para resíduos sólidos (NBR 10004).....	14
Tabela 2.4. Padrões para solubilização para resíduos sólidos (NBR 10004)	14
Tabela 3.1. Algumas aplicações da fitorremediação	35
Tabela 3.2. Espécies hiperacumuladoras e alguns contaminantes.....	57
Tabela 3.3. Espécies utilizadas na fitovolatilização	62
Tabela 3.4. Mecanismos, técnicas, contaminantes e espécies utilizadas na fitorremediação.....	66
Tabela 3.5. Fatores climáticos e suas considerações.....	68
Tabela 3.8. Distribuição dos metais nas diferentes frações.....	76
Tabela 3.9. Exemplos de contaminantes orgânicos.....	80
Tabela 3.10. Valores orientadores para solos (ppm)	81
Tabela 3.11. Valores do coeficiente Kow.....	82
Tabela 3.12. Valores da Constante de Henry (H) para alguns compostos	85
Tabela 3.13. Algumas espécies conhecidas que apresentam atividade enzimática para a degradação de orgânicos.....	86
Tabela 3.14. Comparação do custo da fitorremediação com gramíneas (rizodegradação) e outras tecnologias	89
Tabela 3.15. Comparação de custos entre a fitorremediação e tratamentos convencionais	89
Tabela 3.16. Vantagens e desvantagens da técnica de fitorremediação	91
Tabela 3.17. Genes envolvidos nos mecanismos de tolerância de espécies transgênicas indicadas à fitorremediação	94

Tabela 3.18. Exemplos de genes introduzidos em plantas e seus efeitos quanto à volatilização, tolerância e acumulação	95
Tabela 4.1. Descrição dos meios de cultura para cultivo de microrganismos.....	114
Tabela 4.2. Condições cromatográficas para a determinação dos HPA's em tecido vegetal.....	118
Tabela 4.3. Esquema dos tratamentos	120
Tabela 5.1. Distribuição granulométrica (%) das amostras do sedimento do Canal do Fundão	133
Tabela 5.2. Resultados das análises químicas realizadas em diferentes amostras do sedimento.....	135
Tabela 5.3. Resultado dos parâmetros analisados na água do Canal do Fundão.....	136
Tabela 5.4. Resultados de contaminantes inorgânicos detectados na água do Canal do Fundão	137
Tabela 5.5. Resultados de contaminantes orgânicos analisados na água do Canal do Fundão	138
Tabela 5.6. Parâmetros analisados no sedimento do Canal do Fundão.....	140
Tabela 5.7 Resultado da análise de HPA's no sedimento	141
Tabela 5.8. Caracterização microbiana do sedimento antes da montagem do experimento de fitorremediação	142
Tabela 6.1. Análise granulométrica e densidade real de grãos (G) de diferentes misturas solo/sedimento.....	146
Tabela 6.2. Condutividade hidráulica nas misturas com diferentes doses de sedimento	148
Tabela 6.3. Valores de pH nas misturas com diferentes doses de sedimento.....	149
Tabela 6.4. Condutividade elétrica específica (CEE) das misturas com diferentes doses de sedimento.....	150
Tabela 6.5. Capacidade de troca catiônica nas misturas com diferentes doses de sedimento.....	151
Tabela 6.6. Coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis químicas do substrato e granulometria (n=15).....	164
Tabela 6.7. Resultados das análises químicas de tecido vegetal do ingá	166
Tabela 6.8. Resultados das análises químicas de tecido vegetal do ingá	167
Tabela 6.9. Resultados das análises de metais em tecido vegetal do ingá	169
Tabela 6.10. Resultado das análises de metais de tecido vegetal do ingá.....	170

Tabela 6.11. Resultado das análises químicas de tecido vegetal do capim vetiver.....	171
Tabela 6.12. Resultado das análises químicas de tecido vegetal do capim vetiver.....	172
Tabela 6.13. Resultados das análises de metais de tecido vegetal do capim vetiver....	173
Tabela 6.14. Resultados das análises de metais de tecido vegetal do capim vetiver....	174
Tabela 6.15. Alturas (h) das plantas de capim vetiver para os diferentes tratamentos.	176
Tabela 6.16. Porcentagem de crescimento do capim vetiver	177
Tabela 7.1. Características químicas do solo utilizado.....	182
Tabela 7.2. Condutividade Elétrica das águas das sucessivas lavagens do material....	184
Tabela 7.3. Parâmetros analisados nas diferentes misturas de materiais estruturantes com sedimento.....	191
Tabela 8.1. Valores de pH e carbono e fósforo na mistura solo/sedimento/gesso	205
Tabela 8.2. Resultados dos cátions trocáveis e PST em solo	205
Tabela 8.3. Resultados dos parâmetros analisados em água	211
Tabela 8.4. Resultados dos parâmetros analisados em água	212
Tabela 8.5. Resultados dos parâmetros analisados em água	212
Tabela 8.6. Resultados dos elementos analisados em água.....	213
Tabela 8.7. Resultados dos elementos analisados em água.....	214
Tabela 8.8. Resultados dos contaminantes orgânicos analisados em água	214
Tabela 8.9. Resultados dos contaminantes orgânicos analisados em água	215
Tabela 8.10. Concentração celular de bactérias hidrocarbonoclasticas em solo de acordo com os diferentes tratamentos	225
Tabela 8.11. Coeficiente de Extração das espécies utilizadas sob condições experimentais.....	227

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

A	Área do Corpo de Prova
a	Área do Tubo
AIA	Ácido Indol Acético
ATP	Adenosina Trifosfato
BHC	Bactéria Hidrocarbonoclásticas
BRS	Bactérias Redutoras de Sulfato
BTEX	Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno
CE	Coeficiente de Extração
CEE	Condutividade Elétrica Específica
CIBG	Centro de Informações da Baía de Guanabara
C_{iw}	Concentração da Substância em Solução
CMRA	Capacidade Máxima de Retenção de Água
C org	Carbono Orgânico
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
DBC	Diâmetro da Base do Caule
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DDT	Diclorodifeniltricloreto
DEHP	Dietilhexilftalato
DNA	Ácido desoxirribonucléico
DNAPL's	<i>Dense Non-Aqueous Phase Liquids</i> – Mais Densos do que a Água
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DTPA	Ácido dietilenotriaminopentacético
EDDS	Ácido etilenodiaminodisuccínico
EDTA	Ácido Etilenodiaminotriacético
Eh	Potencial Redox
G	Densidade Real de Grãos
H	Constante de Henry
h	Perda de Carga
h_1	Altura do Piezômetro 1
h_2	Altura do Piezômetro 2
h_0	Carga Inicial
h_F	Carga Final
HEDTA	Ácido Etilenodiaminotriacético N-(2-Hidroxietyl)
HPA's	Hidrocarbonetos Poliaromáticos
I_a	Índice de Atividade
I_p	Índice de Plasticidade
k	Coeficiente de Permeabilidade/Condutividade Hidráulica
k_{cte}	Coeficiente de Permeabilidade de Carga Constante
K_{ow}	Coeficiente de Partição Água-Octanol
k_{var}	Coeficiente de Permeabilidade de Carga Variável

L	Altura do Corpo de Prova
LNAPL's	<i>Light Non-Aqueous Phase Liquids</i> – Menos Densos do que a Água
NG	Necessidade de Gesso ou Gessagem
NMP	Número Mais Provável
N total	Nitrogênio Total
OD	Oxigênio Dissolvido
P assimilável	Fósforo Assimilável
PCB	Bifenilas Policloradas
PCP	Pentaclorofenol
PDBG	Programa de Despoluição da Baía de Guanabara
PET	Politereftalato de Etila
pH	Potencial Hidrogeniônico
PHC's	Hidrocarbonetos de Petróleo
P _i	Pressão de Vapor
PST	Porcentagem de Sódio Trocável
Q	Volume Percolado
RAS	Razão de Adsorção de Sódio
RCD	Resíduo de Construção e Demolição
R _t	Fator de Correção
t	Tempo
TCA	1,1,1-Tricloroetano
TCE	Tricloroetileno
TMO	Teor de Matéria Orgânica
TNT	2,4,6-Trinitrotolueno
TPH	Hidrocarbonetos Totais de Petróleo
USACE	Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
w _L	Limite de Liquidez
w _p	Limite de Plasticidade
Ψ _p	Pressão Hidrostática da Água
μ ₂₀	Viscosidade da Água a 20° C

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1.1. RELEVÂNCIA DO TEMA

O alarmante crescimento populacional aliado à exploração indiscriminada dos recursos naturais e à geração e manejo inadequado de resíduos vem tornando a atividade antropogênica extremamente impactante ao ambiente, o que caracteriza um modelo de desenvolvimento insustentável. A evolução das áreas científica e tecnológica a partir do final do século XIX proporcionou melhorias nas condições de vida e conseqüente crescimento populacional mas, por outro lado, gerou desigualdades sociais, afetou a saúde e contaminou a água, o solo e o ar.

Atualmente, diante do colapso ambiental implantado pela atividade antrópica e o manejo inadequado dos recursos naturais revelando a grande perda de potencial produtivo e a degradação, esforços são realizados por diversos segmentos da sociedade, visando minimizar tais impactos através da abordagem de uma compreensão do desenvolvimento sustentável e da interação das diferentes áreas do conhecimento. Neste contexto, os conceitos de qualidade ambiental e sustentabilidade assumem grande importância para o entendimento e o planejamento de atividades exploratórias, políticas ambientais e a própria pesquisa científica. Ao considerar o recurso solo, a sua qualidade pode ser definida como a capacidade de manutenção da produtividade biológica, da qualidade ambiental e das vidas vegetal e animal saudáveis na face da terra (Doran e Parkin, 1994). A qualidade do solo está estreitamente correlacionada ao sistema de exploração e gerenciamento dos recursos naturais. A definição de desenvolvimento sustentável proposta pela Comissão Brundtland, em 1987, é: "desenvolvimento que supre as necessidades do presente sem impedir que as gerações futuras supram as suas próprias". Partindo desta definição, os impactos ambientais causados geram imediatamente uma preocupação referente à capacidade do ambiente físico poder continuar a sustentar os níveis atuais ou crescentes de exploração e degradação sem danificar, a longo-prazo, a sua capacidade de sustentação. Não há dúvidas sobre o caos ambiental e a necessidade acelerada em minimizar tamanho impacto.

Dentre as atividades antrópicas mais danosas ao ambiente, a atividade industrial através do descarte de substâncias químicas exerce a função de principal vilã da contaminação do solo, da água e do ar, resultando na poluição ambiental. Entretanto, outras atividades como a agrícola, a mineração e o lançamento de esgoto doméstico inadequado em corpos hídricos participam ativamente do processo de contaminação e degradação ambiental. Uma vez contaminado, o ambiente deve ser tratado de forma a minimizar a contaminação e retornar a níveis aceitáveis para uma condição passível de uso posterior.

O gerenciamento de áreas contaminadas requer procedimentos relacionados à investigação, à análise de risco, as regulamentações e ações como remediação, contenção ou remoção do meio contaminado. As técnicas de remediação são variáveis, conforme a matriz contaminada, a natureza do contaminante, o nível de contaminação e a disponibilidade de recursos. Muitas destas tecnologias já são amplamente difundidas e utilizadas na remediação de solos, sedimentos, águas subterrâneas e superficiais, atmosfera e resíduos contaminados. Novas tecnologias estão sendo investigadas e entre estas, destaca-se a fitorremediação, a qual baseia-se na utilização de plantas como ferramenta principal. A técnica é complexa, por compreender um sistema vegetal dependente de vários fatores como por exemplo, adaptabilidade às condições edafoclimáticas locais, espécies de plantas adaptadas e a própria natureza e nível de contaminação da área.

A fitorremediação vem sendo investigada e aplicada em vários países com resultados satisfatórios que conferem credibilidade à técnica. As regiões de clima temperado onde os estudos estão mais avançados, revelam a viabilidade de utilização da técnica, ainda que as condições climáticas não sejam muito favoráveis aos processos fisiológicos envolvidos nos mecanismos de fitorremediação. Em regiões tropicais como o Brasil, as condições climáticas beneficiam a fitorremediação. O comprimento da estação de crescimento não é um fator limitante, dadas às elevadas temperaturas e luminosidade constante durante o ano, que apontam uma vantagem para os processos envolvidos. A temperatura e a umidade elevadas aumentam a taxa de transpiração que influencia favoravelmente os mecanismos do processo como extração e volatilização, além de permitir o cultivo durante quase todo o ano. Do mesmo modo, a elevada produção de biomassa vegetal beneficia a entrada de substrato (material orgânico proveniente da queda das folhas, raízes mortas, insetos e etc.) no solo que, aliado à temperatura e umidade elevadas, favorece o desenvolvimento de microrganismos e

torna eficiente o processo de degradação da matéria orgânica, no caso, do contaminante orgânico.

Na presente pesquisa a matriz a ser remediada consiste de um material classificado como rejeito de dragagem proveniente do Canal do Fundão. Na cidade do Rio de Janeiro, o aporte de material aos corpos hídricos é intensificado nos períodos de elevadas precipitações e, em decorrência do desenfreado desmatamento, promove grande perda de solo contribuindo para o assoreamento dos rios, lagos, canais e da própria Baía de Guanabara. O Canal do Fundão sofre com o acentuado incremento de material de solo com origem nos processos de erosão, os aterros para as obras de engenharia e o alto nível de contaminação de suas águas e sedimentos. A construção da ponte Osvaldo Cruz e da via expressa Linha Vermelha através de obras de engenharia contribuiu para a redução da velocidade de fluxo e, conseqüentemente, para o assoreamento e a diminuição da oxigenação das águas (Barbosa *et al.*, 2004). Associado a estes fatores, o recebimento de efluentes domésticos e industriais sem tratamento adequado, e o crescimento desordenado das favelas no seu entorno, agravam ainda mais a má circulação e a falta de renovação das águas. A contaminação dos sedimentos por metais pesados e a presença de compostos orgânicos aromáticos, intensificada pela estagnação hidrodinâmica do canal, produzem um grande passivo ambiental.

Através de um estudo hidrodinâmico e geotécnico para revitalização da circulação no Canal do Fundão e no Canal do Cunha, Baía de Guanabara, RJ (COPPETEC: ET-150786, 2000) e também de estudos realizados por Almeida (1999), Santos (2001) e Barbosa *et al.* (2004), o canal apresenta estado crítico de degradação tanto física quanto química, necessitando de uma obra de dragagem para sua reabilitação. Segundo Barbosa *et al.* (2004), o projeto da dragagem e disposição de seus rejeitos depende de estudos referentes à hidrodinâmica, à estabilidade geotécnica das margens, em seguida, à dragagem e à caracterização do rejeito quanto ao seu estado de contaminação e granulometria.

A dragagem do canal deve ser realizada através da sucção do leito e, conseqüentemente, seus rejeitos serão descartados em forma de suspensão (partículas sólidas dispersas em meio líquido), em princípio em uma bacia preparada para este fim. Na alternativa de disposição em terra, como proposto pela COPPETEC (2000), ocorrerão dois processos físicos: a sedimentação das partículas sólidas e o adensamento do material sob seu próprio peso. Os dois processos dependem da mineralogia do material e podem ocorrer de forma lenta ou não (Santos, 2001). No sedimento do Canal

do Fundão há a presença de esmectita na fração fina, que favorece o processo lento de sedimentação das partículas sólidas, aumentando o tempo para formação do leito sedimentado na área de disposição. O alto teor de matéria orgânica acarreta uma grande retenção de água na estrutura do material e, conseqüentemente, grandes volumes para disposição e uma baixa velocidade de adensamento.

A dragagem do Canal do Fundão fazia parte originalmente do Programa de Despoluição da Baía de Guanabara (PDBG) e o impasse à dragagem esbarra na preocupação com o destino a ser dado ao elevado volume de rejeito contaminado com hidrocarbonetos de petróleo, metais pesados e microrganismos patogênicos.

O estudo de uma solução satisfatória ao problema requer a remediação do rejeito depositado através de uma tecnologia viável técnica, econômica e ambientalmente. A solução mais econômica é a disposição em terra, como proposto no projeto da COPPETEC (2000), mas a reação de parte da comunidade da Cidade Universitária levou à elaboração de uma nova solução de disposição em terra utilizando geossintéticos tubulares. Esta solução é tecnicamente e ambientalmente adequada, porém o custo final da obra torna-se pelo menos dez vezes maior. No caso específico do Canal do Fundão, a oportunidade de financiamento da obra pela Petrobras talvez viabilize esta nova solução. No entanto, nem sempre é possível contar com oportunidades desta natureza, e o estudo da otimização da solução mais econômica pode representar a única saída. Assim, para a alternativa de disposição do material dragado em bacias, é importante buscar técnicas que acelerem o processo de sedimentação e adensamento sob peso próprio e também de remediação do material depositado, de modo a viabilizar o uso futuro da área e no menor tempo possível após a disposição.

Em relação ao primeiro aspecto, a dissertação de mestrado de Santos (2001) avaliou o acréscimo de polímeros não iônicos na disposição de sedimentos dragados. A adição de polímeros acelerou o processo de sedimentação, bem como alterou as características do sedimento depositado através da diminuição do índice de vazios e maior permeabilidade. Quanto ao segundo aspecto de remediação, a utilização de espécies vegetais pode ser uma alternativa. Assim, a viabilidade do uso da fitorremediação como uma técnica alternativa de remediação do rejeito de dragagem proveniente do Canal do Fundão foi avaliada na pesquisa através de experimentos realizados seqüencialmente.

De acordo com estudos realizados anteriormente na COPPE (Almeida, 1999; Santos, 2001; Barbosa e Almeida, 2001; Barbosa *et al.*, 2004) e a própria origem do

material, verificou-se que o rejeito apresenta severas limitações ao estabelecimento de espécies vegetais. Deste modo, visando inicialmente a correção de tais limitações foram realizados experimentos que viabilizassem melhorias para a formação do substrato adequado ao bom desenvolvimento das plantas e, posteriormente, a remediação.

Em geral, o material dragado proveniente de estuários cercados de indústrias encontra-se contaminado com metais pesados, compostos orgânicos e microrganismos patogênicos, os quais são transferidos para o local de disposição, agravando o problema da poluição ambiental. No momento, é crescente a preocupação com o destino do rejeito de dragagem, visto que a dragagem é enquadrada como uma atividade potencialmente poluidora, conforme estabelecido no anexo da Resolução CONAMA nº 237/97, que prevê o seu licenciamento ambiental. E a atividade é tratada especificamente na Resolução CONAMA nº 344/04.

Na maioria dos países, é elevado o volume de material dragado a ser disposto. As áreas de disposição para este rejeito tornam-se cada vez mais escassas e o custo para a disposição do material aumenta quando as áreas de disposição são distantes do local dragado. Estudos que buscam o gerenciamento das alternativas de disposição, reuso e remediação do material estão sendo realizados e visam minimizar seu impacto ambiental. A descontaminação do material dragado através da fitorremediação tem sido uma das alternativas estudadas.

Alguns trabalhos sobre a colonização de espécies vegetais em áreas de disposição de rejeito de dragagem e também realizados em casa de vegetação (Vervaeke *et al.*, 2001; Vandecasteele *et al.*, 2002; Paquin *et al.*, 2002; Meers *et al.*, 2005) demonstram viabilidade para o estabelecimento de plantas, como também relatam efeitos negativos relacionados à elevada salinidade do material oriundo de sedimentos marinhos.

No entanto, por se tratar de uma técnica não convencional, e por envolver como área de estudo um ambiente em condições climáticas e sócio-econômicas bastante distintas daquelas existentes nos trabalhos mencionados, vários aspectos ainda merecem investigação. A área em estudo assume importância particularmente relevante por tratar-se de uma região localizada à margem da Baía de Guanabara e ser a “porta de entrada” da Cidade do Rio de Janeiro, que sofre forte pressão antrópica resultando em severa degradação ambiental.

1.2. OBJETIVOS DO ESTUDO

O trabalho teve como objetivo principal verificar o potencial da fitorremediação em rejeito de dragagem contaminado por metais pesados e hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA's) proveniente do Canal do Fundão, na Baía de Guanabara, RJ, e propor solução mais adequada para o destino do material estudado.

O trabalho envolveu os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar a composição adequada do substrato formado por sedimento de dragagem em distintas misturas com solos de diferentes texturas, associada à espécie vegetal usada como bioindicadora, para assegurar a qualidade do substrato. Dentro deste mesmo objetivo, foi também realizado um estudo em paralelo de mistura do sedimento a diferentes materiais estruturantes visando o aumento da permeabilidade. Entretanto, estas misturas não foram incluídas nos experimentos de fitorremediação.

- Definir a dose de gesso (CaSO_4) mais apropriada para neutralizar a salinidade do material para a adição ao sedimento a fim de permitir o cultivo das espécies vegetais.

- Verificar e selecionar dentre as espécies (*Salix babylonica* - chorão, *Vetiveria zizanioides* Stapf - capim vetiver, *Laguncularia racemosa* - mangue branco e *Enterolobium maximum* Ducke - tamboril) a mais apropriada para a fitorremediação do sedimento.

1.3. ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO

O Capítulo 2 aborda uma revisão sobre o rejeito de dragagem, sua disposição, alternativas de manejo e usos possíveis. Também relata a proposta de dragagem do Canal do Fundão.

No Capítulo 3 são descritas técnicas de remediação disponíveis para as matrizes contaminadas, com maior ênfase à técnica de fitorremediação, incluindo aspectos relevantes à técnica, vantagens e desvantagens.

No Capítulo 4 é apresentada a metodologia empregada na condução do trabalho com seus diferentes experimentos e análises.

O Capítulo 5 expõe os resultados referentes à caracterização do sedimento.

No Capítulo 6 são apresentados os resultados do experimento I seguidos da discussão.

O Capítulo 7 exhibe os resultados e suas discussões sobre os experimentos II e complementar, sobre medidas corretivas.

O Capítulo 8 apresenta os resultados referentes ao experimento de fitorremediação e sua discussão.

O Capítulo 9 corresponde às conclusões do trabalho e as sugestões para futuras pesquisas.

Posteriormente, são apresentadas as Referências Bibliográficas e os Apêndices.

CAPÍTULO 2

REJEITOS DE DRAGAGEM

2.1. O REJEITO DE DRAGAGEM

O termo dragagem é, por definição, a escavação ou remoção de solo ou rochas do fundo de rios, lagos e outros corpos d'água através de equipamentos denominados “dragas”, que geralmente compreendem uma embarcação ou plataforma flutuante equipada com os mecanismos necessários para se efetuar a remoção do solo/rocha. Os principais objetivos da dragagem são o aprofundamento e alargamento de canais em rios, portos e baías, bem como para a construção de diques e a preparação de fundações para pontes e outras estruturas, além da dragagem ambiental e da dragagem de mineração. O processo de dragagem pode ser dividido em dois tipos: a dragagem inicial, na qual é formado o canal artificial com a retirada de material virgem, e as dragagens de manutenção, quando há retirada do material sedimentar recentemente depositado, com a finalidade de manter a profundidade do canal, de modo a permitir a movimentação de embarcações de vários tamanhos em portos e marinas (Bray, *et al.*, 1997). A “dragagem ambiental” tem por finalidade remover uma camada superficial de sedimento contaminado por compostos orgânicos ou inorgânicos, sem que haja a ressuspensão destes contaminantes (GE Study Report, 1998). A dragagem de mineração visa a obtenção de material para a construção civil (areias) ou para indústria (minérios, metais).

A obra de dragagem é uma atividade antiga da Engenharia Civil, e existe uma grande quantidade de livros e publicações sobre o assunto, podendo-se citar como referência Herbich (2000) entre muitos outros. Atualmente, os Países Baixos lideram esta atividade cuja sede da IADC (International Association of Dredging Companies) está localizada na Holanda. Esta associação promove congressos periódicos sobre o tema e emite publicações técnicas sobre métodos, equipamentos, projeto, gerenciamento e aspectos ambientais da dragagem. A dissertação de Mestrado do Professor Hildebrando Goes (2004) apresenta uma revisão atualizada sobre o assunto. A Figura 2.1. exibe a obra de engordamento da praia do Leblon no Rio de Janeiro – RJ com

descarga de areia na arrebentação (a); obra de dragagem de manutenção do Porto do Rio – RJ (aprofundamento de cota para atracação do Queen Mary II), carregando batelão autopropelido (b); obra de dragagem de manutenção do Porto de Santos – SP, carregando batelão de 500 m³ autopropelido (c); Dragagem Autotransportadora de 800 m³ com bombeamento para terra e jato aéreo (d).



Fonte: www.bandeirantesdragagem.com.br/fotos-p.htm, Setembro/2008

Figura 2.1. (a) Obra de engordamento da praia do Leblon no Rio de Janeiro – RJ com descarga de areia na arrebentação; (b) Obra de dragagem de manutenção do Porto do Rio – RJ; (c) obra de dragagem de manutenção do Porto de Santos – SP; (d) Dragagem Autotransportadora de 800 m³ com bombeamento para terra e jato aéreo.

No Estado e mais particularmente na Cidade do Rio de Janeiro predominam as dragagens de manutenção, como mostrado em Ramos (1997) e em Barbosa e Almeida (2001). E, como estas dragagens são necessárias para reabilitar corpos hídricos assoreados em decorrência do processo de urbanização sem planejamento adequado,

quase sempre envolvem a remoção de sedimentos finos orgânicos. O Canal do Fundão, objeto desta pesquisa, enquadra-se nesta categoria.

O tipo de rejeito produzido na dragagem depende das características físicas e estado de contaminação do sedimento a ser removido, como também do método e equipamento de dragagem utilizado. Na condição de interesse da pesquisa, o método sugerido é por sucção e recalque com equipamento de pequeno a médio porte. Por este método, o rejeito produzido é uma suspensão com cerca de 10% (m/m) de sólidos, de granulometria predominantemente na faixa de silte e argila, e com elevado teor de matéria orgânica.

O grau de contaminação do material determina o seu tipo de disposição e utilização. Assim, a caracterização química e física do rejeito define se o material é adequado ou não para determinada aplicação. O material dragado é composto predominantemente de partículas minerais que variam em areia grossa a fina, silte e argila, ou seja de mineralogia variada. Pode ainda conter outros tipos de materiais como pedras, madeiras, pedaços de metais, vidros e outros, assim como elevada quantidade de água e matéria orgânica.

O material dragado é fonte valiosa de solo com grande poder de manejo e gerenciamento, com capacidade de fornecer melhorias e benefícios ambientais e sócio-econômicos. No entanto, a maioria dos usos verificados na literatura apresenta ressalvas quanto ao rejeito contaminado, podendo desta forma ter seu uso limitado, quando a aplicação for em formação de habitats e produtividade biológica.

Outro fator que poderá inviabilizar a utilização do rejeito é o seu volume aliado ao custo com a dragagem em si, secagem e transporte do material até as áreas de disposição. Vários são os aspectos a serem avaliados no estudo da reutilização do resíduo, face às limitações envolvidas. Ainda assim, esforços devem ser realizados por parte de órgãos governamentais, acadêmicos e variados setores da sociedade, visando buscar uma solução no sentido de minimizar os impactos ambientais causados pelo grande volume de material contaminado proveniente das atividades de dragagem.

2.2. DISPOSIÇÃO DOS REJEITOS

Os impactos ambientais relacionados ao processo de dragagem e disposição do material dragado são caracterizados por apresentarem efeitos diretos sobre habitats e

organismos, ou indiretos, atribuídos às alterações na qualidade da água (Kennish, 1994; IADC, 1997; Goes Filho, 2004). Distúrbios físicos, associados à remoção e re-alocação de sedimentos, provocam a destruição de habitats bentônicos, aumentando a mortalidade destes organismos através de ferimentos causados por ação mecânica durante a dragagem, ou por asfixia quando são sugados pela draga. Quanto ao efeito indireto, a ressuspensão do sedimento de fundo remobiliza contaminantes e nutrientes afetando a qualidade da água e a química global do estuário.

Existem quatro alternativas para manejo do material dragado (Herbich, 2000; IADC, 1997; Goes Filho, 2004): disposição em mar aberto, disposição em terra, disposição subaquática com ou sem capeamento e aproveitamento em usos benéficos. A seleção da alternativa em cada caso depende das características do rejeito, da disponibilidade de áreas para disposição (em terra ou em corpo hídrico), da análise do impacto ambiental de cada alternativa e dos recursos disponíveis, assim como da legislação vigente.

No Brasil, considerações a respeito dos impactos ambientais da disposição do material dragado e de alternativas do uso benéfico deste, a fim de reduzir os efeitos adversos da disposição em terra ou em água do material dragado, ainda são incipientes. A Resolução CONAMA 344/2004 estabelece os critérios de avaliação do rejeito de dragagem para a disposição em corpo hídrico. A FEEMA também estabelece diretrizes para o licenciamento ambiental de dragagem, disposição final do material dragado em terra e no mar ou sua reutilização através das características física, físico-química e biológica (FEEMA/DZ-1845.R-3). Segundo este órgão, no Brasil, por ainda não terem sido estabelecidos valores índices, a definição da disposição do material dragado, deve ser feita pelo empreendedor, e submetida à FEEMA, que estudará caso a caso para tomada de decisão (FEEMA/DZ-1845.R-3).

Dos impactos ambientais, a maior atenção é dada à contaminação por metais pesados e compostos orgânicos da massa dragada. Os metais pesados associados aos sedimentos são classificados como residuais e não-residuais (Clark, 1997). Os metais residuais são definidos como aqueles que fazem parte da matriz silicatada do sedimento e que se encontram principalmente na estrutura cristalina dos minerais. Já os metais traços não-residuais não fazem parte da matriz silicatada e são incorporados aos sedimentos por processos como adsorção, precipitação e complexação com substâncias orgânicas e inorgânicas.

A fase não-residual dos metais inclui os metais “trocáveis” (aqueles fracamente adsorvidos ao material sedimentar), e os metais associados aos carbonatos, à matéria orgânica e aos sulfetos, bem como, aos óxidos e hidróxidos de ferro e manganês. Nesta fase estão presentes os metais de origem antropogênica, e seu estudo tem grande importância na medida em que eles representam a fração dos metais que pode eventualmente migrar para o meio aquoso através de processos físicos como dessorção, solubilização, destruição de complexos e quebra de compostos por oxidação.

Na Tabela 2.1 encontram-se os limites máximos permitidos de metais pesados em lodo de esgoto oriundo de comunidades sem o aporte de resíduo industrial para uso agrícola, valores estes que podem ser aplicados aos sedimentos de dragagem (U.S.ACE, 1987), e na Tabela 2.2 são descritos os critérios de avaliação do rejeito de dragagem segundo a Resolução CONAMA/2004 para a disposição em corpo hídrico.

Tabela 2.1. Limites máximos admissíveis de metais pesados em lodo de esgoto

Elemento	Concentração (ppm)
Zinco	2000
Cobre	1000
Níquel	200
Cádmio	15
Boro	100
Chumbo	1000
Mercúrio	10
Cromo	1000

Fonte: U.S.ACE (1987)

Muitas vezes o órgão ambiental analisa a contaminação do rejeito de dragagem através da NBR 10004 no caso de disposição em terra. Desta forma, são considerados os valores limites dos parâmetros avaliados nos ensaios de lixiviação e solubilização para resíduos sólidos, conforme NBR 10004 (Tabelas 2.3 e 2.4).

Tabela 2.2. Níveis de classificação do material dragado para disposição (CONAMA/2004)

Poluentes		Níveis de Classificação do Material Dragado (unidade de material seco)				
		Água Doce		Água Salina/Salobra		
		Nível 1	Nível 2	Nível 1	Nível 2	
Metais Pesados e Arsênio (mg/kg)	Arsênio (As)	5,9	17	8,2	70	
	Cádmio (Cd)	0,6	3,5	1,2	9,6	
	Chumbo (Pb)	35	91,3	46,7	218	
	Cobre (Cu)	35,7	197	34	270	
	Cromo (Cr)	37,3	90	81	370	
	Mercúrio (Hg)	0,17	0,486	0,15	0,71	
	Níquel (Ni)	18	35,9	20,9	51,6	
	Zinco (Zn)	123	315	150	410	
Pesticidas Organoclorados (µg/kg)	BHC (Alfa-BHC)	-	-	0,32	0,99	
	BHC (Beta-BHC)	-	-	0,32	0,99	
	BHC (Delta-BHC)	-	-	0,32	0,99	
	BHC (Gama-BHC) – Lindane	0,94	1,38	0,32	0,99	
	Clordano (alfa)	-	-	2,26	4,79	
	Clordano (gama)	-	-	2,26	4,79	
	DDD	3,54	8,51	1,22	7,81	
	DDE	1,42	6,75	2,07	374	
	DDT	1,19	4,77	1,19	4,77	
	Dieldrin	2,85	6,67	0,71	4,3	
	Endrin	2,67	62,4	2,67	62,4	
PCBs (µg/kg)	Bifenilas					
	Policloradas - Totais	34,1	277	22,7	180	
Hidrocarbonetos Poliaromáticos (HPA's) (µg/Kg)	Grupo A	Benzo(a)antraceno	31,7	385	74,8	693
		Benzo-(a)-pireno	32,9	782	88,8	763
		Criseno	57,1	862	108	846
		Dibenzo(a)antraceno	6,22	135	6,22	135
	Grupo B	Acenaftaleno	6,71	88,9	16	500
		Acenaftileno	5,87	128	44	640
		Antraceno	46,9	245	85,3	1100
		Fenantreno	41,9	515	240	1500
		Fluorantreno	111	2355	600	5100
		Fluoreno	21,2	144	19	540
		2-Metilnaftaleno	20,2	201	70	670
		Naftaleno	34,6	391	160	2100
		Pireno	53	875	665	2600
		Soma de HPA's		1000		3000

Os contaminantes orgânicos, também impactantes ambientalmente, podem estar presentes nos sedimentos de dragagem e através de propriedades como solubilidade em água, densidade e coeficiente de partição água-octanol apresentam comportamentos diferenciados. Em face de tais características, poderá ser favorecida a migração do contaminante para a fase aquosa ou a sua deposição nos sedimentos.

Tabela 2.3. Limite máximo de concentração no extrato obtido por lixiviação para resíduos sólidos (NBR 10004)

Classe	Parâmetro	Limite Máximo no Lixiviado (mg/L)
Inorgânicos	As	1,0
	Cd	0,5
	Pb	1,0
	Cr	5,0
	Hg	0,1
Pesticidas	Aldrin + Dieldrin	0,003
	Clordano (todos os isômeros)	0,02
	DDT	0,2
	2,4-D	3,0
	Endrin	0,06
	Heptacloro	0,003
	Lindano	0,2
	Metoxicloro	2,0
	Pentaclorofenol	0,9
	Toxafeno	0,5
	2,4,5-T	0,2
2,4,5-TP	1,0	
Outros Orgânicos	Benzeno	0,5
	Benzo(a)pireno	0,07

Tabela 2.4. Padrões para solubilização para resíduos sólidos (NBR 10004)

Parâmetro	Limite Máximo no Extrato (mg/L)
Aldrin e dieldrin	$3,0 \times 10^{-5}$
As	0,01
Cd	0,005
Pb	0,01
Clordano (todos os isômeros)	$2,0 \times 10^{-4}$
Cu	2,0
Cr	0,05
2,4-D	0,03
DDT	$2,0 \times 10^{-3}$
Endrin	$6,0 \times 10^{-4}$
Fe	0,3
Heptacloro	$3,0 \times 10^{-5}$
Hexaclorobenzeno	$1,0 \times 10^{-3}$
Lindano	$2,0 \times 10^{-3}$
Mn	0,1
Hg	0,001
Metoxicloro	0,02
Na	200,0
2,4,5-T	$2,0 \times 10^{-3}$
2,4,5-TP	0,03
Zn	5,0

Os mecanismos pelos quais as substâncias tóxicas movem-se da coluna d'água para o sedimento de fundo e vice-versa são aspectos relevantes ao estudo do transporte de poluentes. Um destes mecanismos envolve a água intersticial, ocorrendo em sedimentos estuarinos até uma profundidade de um metro abaixo da superfície do solo. A água retida pelo sedimento fornece um meio propício para a troca de poluentes entre o sedimento e a água (Partheniades, 1992).

Vários contaminantes orgânicos possuem baixa solubilidade em água e, portanto, encontram-se, associados ao material em suspensão, o que permite que sejam transportados para o solo através da deposição dos sedimentos. Poluentes metálicos geralmente estão associados aos dejetos industriais e urbanos que liberam partículas sólidas permanecendo em suspensão, ou como metais dissolvidos provenientes de práticas agrícolas e atividades industriais (Davis *et al.*, 1990).

2.3. ALTERNATIVAS DE MANEJO E USOS BENÉFICOS DO REJEITO

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S.EPA), em cooperação com o Corpo de Engenheiros do Exército Americano (U.S.ACE), há muito tempo desenvolve pesquisas sobre o manejo de material dragado. Um relatório técnico sobre os possíveis destinos do material dragado (U.S.EPA, 1992) foi elaborado compreendendo alternativas como a disposição em mar aberto, disposição em terra, uso benéfico e remediação. A seguir são abordadas algumas alternativas de uso benéfico do rejeito de dragagem.

2.3.1. CONSTRUÇÃO DE ATERROS

A utilização de sedimentos em aterros é um dos métodos mais utilizados. O uso do material em aterros tornou-se significativo por ser mais econômico e ambientalmente aceito, visto ser sua disposição no mar ou em terra muito mais danoso. Existe uma demanda por aterros para o desenvolvimento de zonas portuárias, industriais e residenciais, bem como para uso em áreas recreativas, na agricultura, em aeroportos, estradas e diques.

Um exemplo da construção de aterros com o material dragado seria a implantação do Terminal Portuário Centro Atlântico, na Baía de Sepetiba. O projeto prevê a dragagem de 21.810.000 m³ de material, dos quais 16.360.000 m³ seriam utilizados para o aterro (RIMA – CSA, 2005). A atividade incluiria obras de dragagem marítima e de preparação do terreno para a construção da usina siderúrgica da Companhia Siderúrgica do Atlântico – CSA. No entanto, a pedido de pescadores da Baía de Sepetiba e de ambientalistas, a Procuradoria Geral da República do Estado do RJ determinou a realização de uma vistoria da Polícia Federal e do Ibama nas obras da CSA (Companhia Siderúrgica do Atlântico) que vêm provocando, desde 2006, destruição ambiental na Baía de Sepetiba através do lançamento de lama contaminada por metais pesados no interior da Baía de Sepetiba (20 milhões/m³ de lama) oriunda de dragagens que está formando ilhas de sedimentos nas desembocaduras dos rios; obstrução de rios e canais com placas de ferro em pesqueiros utilizados há mais de 200 anos por pescadores artesanais e destruição de grande extensão de vegetação de manguezais que são protegidos por ser Área de Preservação Permanente (APP) pelo Código Florestal e Constituições Federal e Estadual. Os pescadores têm duas ações em andamento na justiça estadual contra a CSA (conglomerado industrial formado pela Companhia Vale do Rio Doce e a empresa alemã Thyssen Krupp) e exigem revisão do licenciamento ambiental concedido pelo governo do estado (FEEMA) que aprovou o “bota fora” da lama contaminada por metais pesados dentro da Baía de Sepetiba, segundo os autores da ação (Eco & Ação, 2008).

2.3.2. ENGORDAMENTO OU ALIMENTAÇÃO DE PRAIA

A erosão costeira é um grande problema para muitas praias oceânicas e estuarinas. Com o objetivo de minimizar os efeitos da erosão, a alimentação de praia é realizada através da dragagem de areia não contaminada de canais, rios e até mesmo de sítios na zona costeira. O material, é então, transportado até as praias erodidas por caminhão, pela tubulação das dragas hidráulicas ou através de dragas auto-transportadoras. Além disso, em algumas praias é viável depositar o sedimento em montes ou bancos no fundo do mar, onde o material seria transportado até a praia pela ação das ondas. A operação pode resultar em alterações na topografia e batimetria e na destruição de comunidades bentônicas da região onde o sedimento seria depositado. Por

outro lado, uma operação bem planejada poderia minimizar estes efeitos e promover a recuperação dos ambientes das praias e adjacências, assim como a biota associada a estes ambientes. Quando o material dragado é usado para alimentação de praias, ele deve corresponder à composição do sedimento da praia, a qual está sendo erodida, além de apresentar baixos teores de sedimentos finos (silte e argila), matéria orgânica e poluentes (Allen, 1995).

Um exemplo desta aplicação é o alargamento da Praia de Copacabana iniciada em 1969 que apresentava originalmente uma largura de 60 m e foi aumentada em mais 80 m, sendo necessário um volume de areia de 3.500.000 m³ provenientes da jazida situada na Enseada de Botafogo (Goes Filho, 2004).

2.3.3. RESTAURAÇÃO E FORMAÇÃO DE HABITATS

A aplicação refere-se ao estabelecimento da produtividade biológica de plantas e animais. O uso do rejeito de dragagem no desenvolvimento de habitats oferece uma técnica de disposição atrativa e viável à opção mais convencional de disposição. O desenvolvimento de ilhas a partir do material dragado envolve uma ampla variedade de habitats.

2.3.4. WETLAND

Wetland corresponde aos habitats em que as comunidades encontram-se periodicamente inundadas, caracterizado pela vegetação adaptada a solos saturados. Pântanos possuem relevante importância em sistemas naturais na produção de alimentos e detritos para peixes e animais silvestres, ciclagem de nutrientes, controle de erosão, retenção de água de inundação, recarregamento de água subterrânea e estética.

O material dragado com predomínio de areia é considerado o substrato mais adequado à formação destes habitats. A granulometria com predomínio de materiais finos determina a necessidade de contenção do material, principalmente quando há ocorrência de energias de corrente ou ondas elevadas que impedem a formação de substrato estável e o estabelecimento da vegetação, requerendo estruturas ou mecanismos de proteção.

2.3.5. UPLAND

Este tipo de habitat envolve uma grande variedade de comunidades terrestres desde um solo exposto até uma floresta, inclusive comunidades que habitam áreas de disposição. Normalmente, habitats construídos artificialmente não são monitorados adequadamente e possuem qualidade inferior. Os princípios e aplicações desta alternativa são adaptáveis a cada área de disposição “upland”. Pequenas áreas em regiões densamente habitadas podem servir para animais pequenos adaptados à vida urbana como pássaros, por exemplo. Áreas maiores podem ser manejadas para espécies silvestres, o que favorece uma maior aceitação pública e menores custos.

A seleção das espécies vegetais é baseada nas condições do solo e exigências do habitat. A identificação da vegetação próxima à área a ser utilizada possibilita a seleção de plantas mais adequadas à colonização.

2.3.6. HABITAT AQUÁTICO

O desenvolvimento de habitat aquático compreende o estabelecimento de comunidades biológicas através do material dragado na superfície ou abaixo da maré, em áreas costeiras e em águas permanentes como em lagos e rios. A aplicação é utilizada para ostras, peixes, comunidades que sobrevivem em águas paradas, algumas gramíneas, mariscos, moluscos e plantas aquáticas. Este habitat é uma alternativa com grande potencial que só atualmente vem recebendo a devida atenção de órgãos governamentais. O fundo de corpos hídricos pode ser alterado com o uso do rejeito de dragagem, melhorando simultaneamente as características da área para as espécies aquáticas selecionadas e permitindo a disposição de grandes quantidades de material. O desenvolvimento de habitats aquáticos estimula elevada produção biológica. Ostras, mariscos, moluscos e peixes possuem grande importância comercial e de recreação, sendo beneficiados com a construção de habitats.

2.3.7. CONSTRUÇÃO DE ILHAS

A manipulação de habitats é uma técnica comum usada pela engenharia incluindo a disposição adequada do material dragado para manter ou reestabelecer habitats, aumentar o tamanho das ilhas existentes e/ou mudança de configuração, elevação, vegetação e outros aspectos desejáveis. A manipulação do habitat por biólogos inclui o estabelecimento de nova vegetação e manejo da vegetação existente nas ilhas através de técnicas agronômicas.

O manejo de ilhas já existentes demonstra que a técnica é efetiva à disposição e manejo da vida silvestre, sendo mais conveniente a disposição do material dragado nestas ilhas do que a construção de novas ilhas. O manejo do habitat para nidificação requer deposições periódicas do material dragado e pode ser incorporado ao gerenciamento e aos processos de dragagem, tornando-se uma alternativa viável à disposição do rejeito.

2.3.8. USO NA AGRICULTURA

Um dos usos do rejeito de dragagem é na agricultura. Em algumas áreas de disposição, especialmente próximas de rios, há formação de pastagens para a pecuária. As pastagens são provenientes da colonização natural de gramíneas ou por plantio. Outros usos envolvem a incorporação de material dragado em solos marginais. Uma alternativa atraente para a disposição de sedimentos dragados é o uso deste material enriquecido para melhorar solos marginais para fins agrícolas. Solos marginais não são cultivados por conta de limitações como drenagem, granulometria e atributos químicos (U.S.ACE, 1987). No Brasil, as áreas marginais são normalmente ocupadas nos centros urbanos.

Os nutrientes constituintes do material dragado que merecem maior atenção são nitrogênio, fósforo, potássio, metais e compostos orgânicos. O rejeito de dragagem com granulometria fina ou média confere maior disponibilidade de nutrientes às plantas. Quanto ao conteúdo de óleos e graxas, sabe-se que no sedimento é muito maior do que em solos, e seus efeitos nas propriedades do solo ou crescimento de plantas são uma aparente redução da umidade do solo, um efeito de asfixia de partes da planta e uma tendência de restringir a absorção de água pela planta.

A textura determina não só a capacidade do solo em reter nutrientes, mas também o suprimento de água e ar, que são importantes para o desenvolvimento das plantas. Misturando-se o rejeito de dragagem de textura fina com solos de textura mais grosseira, na melhor proporção, promover-se-á a melhoria das características físicas e químicas para a produção agrícola. Areia e material dragado maior granulometria possuem baixos teores de matéria orgânica, menor disponibilidade de nutrientes e concentrações reduzidas de metais pesados. O material dragado com estas características poderia funcionar como corretivo em solos de textura pesada (argilosa) melhorando sua estrutura e permeabilidade.

2.3.9. RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DE MINERAÇÃO

Várias técnicas estão sendo desenvolvidas para controlar a drenagem ácida da superfície de áreas de mineradoras. A proposta primária destas técnicas é reduzir o contato do ar e da água com o material ácido gerado pela mineração. Esses métodos reduzem a inclinação para diminuir a erosão e a velocidade da água e o estabelecimento de plantas na área. O esforço para estabelecer a cobertura vegetal na área em rejeito altamente ácido tem baixa taxa de sobrevivência. A falta da cobertura vegetal nas áreas resulta em erosão e exposição da pirita ao ar e à água, por exemplo. Para reduzir os efeitos adversos dos rejeitos de mineração é possível proceder a substituição do solo por material dragado visando o crescimento e o estabelecimento das plantas, promovendo a cobertura do solo, o controle da erosão e a minimização da exposição da pirita ao ar e à água.

2.3.10. COBERTURA EM ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Agências governamentais responsáveis pelo gerenciamento de resíduos sólidos têm grande dificuldade em encontrar áreas adequadas para operar ambientalmente. Grande parte dos resíduos sólidos gerados na maioria dos países é disposta em aterros sanitários. O material dragado pode ser utilizado como cobertura de aterro, “liners”, barreiras para gás, drenos de lixiviado ou de gás, dependendo de suas características físicas. Por exemplo, como cobertura, as características apropriadas do material dragado devem ser fácil trabalhabilidade, coesão moderada e resistência significativa. Uma

mistura de areia, silte e argila pode ser um material adequado para cobertura. Material dragado com elevado teor de materiais orgânicos e turfas não devem ser utilizados como cobertura, o mesmo aplicado para materiais em estado fluído.

2.3.11. USOS MÚLTIPLOS

Há várias propostas de uso diversificado das áreas de disposição de material dragado. Por exemplo, a construção de parques e áreas de recreação sobre áreas de aterro de resíduos usando material dragado como cobertura. Habitats para peixes e espécies silvestres e uso recreativo podem ser desenvolvidos simultâneamente para as áreas de disposição. Na literatura há referências sobre o uso de material dragado com predomínio de silte como matéria-prima da indústria de construção civil, como também seu uso como material combustível (Collins, 1980).

A utilização do material dragado como substrato para a produção de biomassa vegetal também foi relatada na literatura. A boa produção de espécies arbóreas adaptadas às condições do material foi alcançada através de técnica de plantio que permitiu a maior sobrevivência das plantas no sedimento, e também proporcionou tanto a remediação da área de disposição do material como a produção de madeira para o fornecimento de energia (Vervaeke *et al.*, 2001).

Chan *et al.* (1999) verificaram que a codisposição de rejeito de dragagem e lodo de esgoto em aterro pode ser uma alternativa para a produção de gás como fonte de energia, contudo, rejeitos altamente contaminados não são adequados por afetarem a qualidade do chorume e a inibição da produção de metano.

2.3.12. TRATAMENTO E REMEDIAÇÃO

O tratamento do rejeito contaminado pode ser adotado de acordo com tecnologias disponíveis baseadas em determinados tipos de processos. Góes Filho (2004) aborda processos como pré-tratamento, imobilização e tratamentos físico-químico, biológico, térmico e eletrocinético.

O pré-tratamento envolve bacias de separação, hidrociclones, flotação, desidratação e separação magnética. A imobilização é realizada através da adição de cimento ou pó de cal para estabilizar e solidificar o material contaminado. O tratamento físico-químico abrange técnicas de extração, oxidação e troca iônica. Termicamente o

material pode ser tratado por meio da dissociação térmica, incineração e imobilização térmica (Góes Filho, 2004).

O tratamento eletrocinético baseia-se na aplicação de corrente elétrica constante em solo saturado ou não, promovendo o deslocamento dos contaminantes, que serão armazenados na região catódica ou anódica. O rejeito pode ser tratado biologicamente através da degradação microbiana, no caso de contaminantes orgânicos, ou através de extração (metais ou mesmo orgânicos) por meio de plantas.

Desta maneira, o rejeito de dragagem pode ser melhorado ou remediado para determinados fins dependendo de suas características. Em habitats de áreas elevadas (upland), o melhoramento das características na camada mais superficial pode ser conduzido através de técnicas agrícolas como calagem, adubação e melhoria nas condições de drenagem promovendo sua secagem. Por meio dessas técnicas torna-se possível a melhoria do rejeito como substrato para o estabelecimento das espécies vegetais introduzidas, por exemplo, além de favorecer a colonização natural e, assim, a cobertura vegetal da área. Quando o foco é a agricultura, silvicultura ou horticultura, as mesmas técnicas são adotadas conforme as exigências das espécies vegetais previamente selecionadas. O baixo pH é corrigido através da calagem, disponibilizando nutrientes antes insolúveis, assim como imobilizando metais pesados solúveis sob condições ácidas. A salinidade, muito comum em rejeito de dragagem de origem marinha, pode ser corrigida através da aplicação do gesso (CaSO_4).

A melhoria da estrutura do rejeito pode ser alcançada através da adição e mistura de materiais como areia e conchas em rejeito com predomínio de finos para a aplicação em habitats de ilhas. O ideal é o uso de rejeito com predomínio de materiais mais grosseiros visando alcançar maior estabilidade, além de ser o mais adequado substrato para a construção do ninho de aves que preferem áreas de areia de praia. A secagem e a compactação do rejeito são outras práticas que podem favorecer a melhoria de sua estrutura possibilitando a aplicação em determinadas técnicas.

2.4. DRAGAGEM DO CANAL DO FUNDÃO

2.4.1. HISTÓRICO DA DEGRADAÇÃO

A ocupação desenfreada da zona costeira devido às atividades portuárias, em consequência do desenvolvimento de indústrias e outras atividades, gerou grandes

impactos na região litorânea, a qual apresenta grande valor ambiental sob o ponto de vista ecológico e socioeconômico.

Amador (1997), através de um estudo detalhado sobre a Baía de Guanabara e seus ecossistemas periféricos, relata a agressão sofrida pela baía desde sua colonização. Segundo o autor, a Baía de Guanabara e sua bacia contribuinte, constituem um dos ambientes costeiros mais degradados do país tanto ambiental quanto socialmente. A partir da colonização do Brasil no século XVI, iniciou-se o processo de degradação, o qual progrediu consideravelmente com o modelo de “desenvolvimento” urbano-industrial que resultou em diversas formas de poluição quer pelo lançamento de esgoto doméstico sem tratamento adequado, lixo e miséria, quer pelo despejo de efluentes e resíduos industriais.

O surgimento de diversas atividades agrícolas tornou a cidade do Rio de Janeiro um centro comercial e portuário para atender as necessidades de escoamento da produção. As atividades industriais culminaram em maior degradação da Baía de Guanabara que, por apresentar características favoráveis à indústria naval, permitiu a multiplicação dos estaleiros e, conseqüentemente, a poluição por óleo, soldas e rejeitos além dos prejuízos físicos causados pelos constantes aterros. Várias outras atividades foram desenvolvidas para atender a demanda da construção naval possibilitando o aparecimento da zona portuária (Valongo, Saúde, Gamboa e Caju), com as fábricas de cordas, velas, marcenarias, ferrovias, serrarias, bandeiras, etc. Além destas, foram instaladas em São Cristóvão, pelo Barão de Mauá, fábricas de sabão, vidro, curtumes, tecidos, velas e gás. Finalizando o século XIX, foram fundados os moinhos, inglês e Fluminense. A indústria têxtil foi outra atividade tradicional desenvolvida no Rio e significativamente poluidora. Por necessitar de áreas próximas aos rios para atender o fornecimento de energia para a maquinaria e água para lavagem, tinturaria e alvejamento e, ainda destino para os resíduos da indústria, a atividade estabeleceu estreita relação com a poluição das águas.

As intervenções mais danosas ocorreram a partir do início do século XX, quando os rios das pequenas bacias urbanas foram canalizados e os rios maiores da Baixada, dragados e retinizados. A crise habitacional agravada pela chegada de imigrantes atraídos pelas novas atividades produziu um dos grandes impasses socioeconômicos e ambiental.

As grandes obras de construção de rodovias exigiram que mais aterros fossem realizados, gerando profundos e irreversíveis reflexos na baía como a Ponte Rio-Niterói,

a Rodovia Niterói-Manilha, o Projeto Rio, entre outros investimentos. Na década de 60, a construção da Ponte Rio-Niterói produziu significativos impactos na baía, principalmente na circulação e sedimentação. A construção da Linha Vermelha resultou no estrangulamento do canal entre a Ilha do Governador e o continente, através da barragem produzida pelos pilares imensos das pontes que ligam as ilhas do Fundão e Governador e a Ilha do Governador ao litoral de Caxias. A área é importante na circulação de água da região do fundo da baía. O fechamento ou estreitamento do canal de comunicação gerou impactos no assoreamento e qualidade da água da baía.

Segundo o CIBG (Centro de Informações da Baía de Guanabara, 2008), em uma exposição sobre a situação ambiental da Baía, de abril de 2001, as principais fontes de poluição das águas da Baía de Guanabara são os esgotos domésticos da população, os efluentes das indústrias e o lançamento de óleo e lixo. A baía recebia até o início do PDBG (Programa de Despoluição da Baía de Guanabara) cerca de 17 m³/s de esgotos domésticos, correspondendo a uma carga orgânica diária de 465 toneladas, das quais apenas 68 toneladas recebiam algum tratamento, antes de serem lançadas na baía ou serem dispostas através do emissário submarino. O esgoto não tratado despejado diariamente na baía é equivalente ao volume do estádio do Maracanã, gerando grande parte da poluição microbiana das praias no interior da baía.

No entorno da baía, operam aproximadamente 14.000 indústrias, 14 terminais marítimos de carga e descarga de produtos oleosos, 2 portos comerciais, 32 estaleiros, 2 refinarias de petróleo, 2000 postos de combustíveis e uma intrincada rede de transporte de matérias-primas, combustíveis e produtos industrializados permeando zonas urbanas altamente congestionadas (CIBG, 2008) que contribuem com o despejo de aproximadamente 7 ton/dia de óleo. Das 14.000 indústrias, 400 são responsáveis pelo lançamento de grande quantidade de contaminantes às águas da baía. Os teores de zinco, mercúrio, cromo, fenóis, chumbo e cobre são críticos nas águas. Da mesma maneira, o nitrogênio e o fósforo, provenientes dos rios e canais das sub-bacias são extremamente elevados. As indústrias são responsáveis pela poluição por carga orgânica (64 ton/dia), metais pesados como cromo, chumbo, zinco e mercúrio (0,3 ton/dia) e fenóis. A poluição industrial mais visível é a relacionada às indústrias de pescados e de estaleiros, que se concentram principalmente em Niterói, próximo ao acesso à Ponte Rio-Niterói.

O lixo gerado pela população totaliza em média quase 13.000t/dia. Do total, 9.000t/dia são coletadas, sendo 8.000 destinadas ao aterro de Gramacho, com pouco

tempo de vida útil, 4.000t/dia não chegam a ser coletadas, tendo como destino terrenos baldios, rios e canais. O restante do lixo é lançado em vazadouros, sem medidas de controle adequadas (CIBG, 2008).

A comparação da evolução da poluição nas últimas décadas (1968-1992) evidencia o aumento da poluição orgânica em consequência, principalmente, do lançamento de esgotos sanitários “in natura”, decorrendo no aumento dos índices de coliformes fecais, nitrogênio orgânico e amoniacal, fósforo total, clorofila e surfactantes.

Um dos maiores e preocupantes problemas da Baía de Guanabara é a elevada taxa de assoreamento que poderá acarretar na perda de todos os usos benéficos de suas águas como a navegação, atividade portuária, pesca, contato balneário etc. A questão pode ser irreversível, visto que os planos para desassoreamento são praticamente inviáveis, técnica e financeiramente. A atual situação caótica da Baía de Guanabara é resultante de ações deletérias praticadas no seu interior, margens e na bacia contribuinte durante sua ocupação histórica.

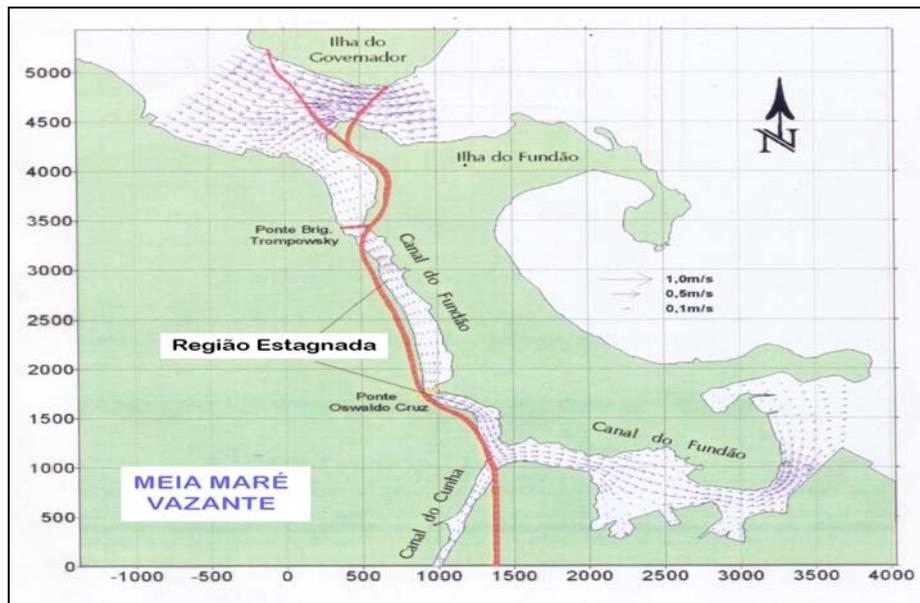
2.4.2. PROJETO DE DRAGAGEM E DISPOSIÇÃO

CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA

O Canal do Fundão localiza-se entre a Ilha do Fundão e a Baía de Guanabara, no Estado do Rio de Janeiro. A temperatura média da área do Canal do Fundão varia em torno de 25 a 26⁰C e a precipitação anual em torno de 1300 a 1500 mm (Amador, 1997). A área, por compreender uma região estuarina, com a mistura das águas doce e salgada, apresenta características ecológicas favoráveis à formação de manguezais. O manguezal constituía a vegetação predominante original com relevante importância ecológica.

A área em estudo compreende o Canal do Fundão, mais especificamente o trecho situado entre o Cenpes (Centro de Pesquisas da Petrobras) e a ponte Oswaldo Cruz (Figuras 2.2 e 2.3). A localização dos pontos de amostragem, um próximo ao Cenpes e o outro à ponte Oswaldo Cruz, corresponde à área mais contaminada por HPA's devido à baixa profundidade e ao estreitamento do canal, que resulta em diminuição da capacidade hidrodinâmica e favorece a deposição de contaminantes com maior massa molecular, formando um reservatório de contaminantes. Segundo Rosman (1998), a região mais crítica quanto ao assoreamento localiza-se entre a ponte

Brigadeiro Trompowsky e a embocadura do Canal do Cunha (Figura 2.2). Atualmente, é fácil observar em períodos de maré baixa os bancos de sedimentos escuros contaminados e o lixo lançado no canal. Até em períodos de maré alta, a navegabilidade no canal é dificultada pela pouca profundidade das águas, tornando difícil o acesso para a própria amostragem de material (Figura 2.3). As figuras 2.4 e 2.5 também retratam o Canal do Fundão.



Fonte: Rosman (1998)

Figura 2.2. Canal do Fundão.



Fonte: vista de satélite, <http://www.google.com.br>, Fevereiro/2006

Figura 2.3. Canal do Fundão



Figura 2.4. Canal do Fundão.



Figura 2.5. Canal do Fundão.

PROJETO DE DRAGAGEM E DISPOSIÇÃO EM TERRA (1998)

O Projeto COPPETEC ET-150786 intitulado “Estudo Hidrodinâmico e Geotécnico para Revitalização da Circulação no Canal do Fundão e no Canal do Cunha, Baía de Guanabara, RJ” realizado pela COPPE/UFRJ para a Fundação Superintendência Estadual de Rios e Lagoas (SERLA/RJ) em 1998, envolveu estudos hidrodinâmicos,

geotécnicos (estabilidades e recalques), sobre os contaminantes e disposição dos rejeitos, além do projeto de dragagem.

Através do referente projeto e também de estudos realizados por Almeida (1999), Santos (2001) e Barbosa *et al.* (2004), o canal apresenta estado crítico de degradação tanto física quanto química, necessitando de uma obra de dragagem para sua reabilitação.

O projeto concluiu que o sedimento do Canal do Fundão é constituído predominantemente por material silteoso, exceto em algumas seções onde há o predomínio de material mais arenoso, e ocorre na forma de lodo orgânico. A composição mineralógica foi descrita pela presença de argilo-minerais cristalizados como a nacrita (grupo das caulinitas), biotita e esmectita sódica (Barbosa *et al.*, 2004). O teor de matéria orgânica foi considerado elevado e variável entre 80 e 266 g/kg. Através das análises já realizadas pelos referentes estudos, foi verificado o grau de contaminação do material considerando os elevados teores de alguns metais pesados e HPA's, entre outros parâmetros avaliados para a água e sedimento do canal. O rejeito é classificado como salino, contaminado e com alto teor de matéria orgânica que favorece a retenção de água na estrutura do material, conferindo um aspecto negativo à sua utilização como substrato vegetal.

O projeto prevê a dragagem de um volume total em torno de 1,5 milhão de metros cúbicos, sendo estimado um volume final de deposição de 1/3 do volume dragado. De acordo com o projeto, a disposição final do material seria em uma área limitada com diques na Ilha do Fundão para sedimentação, retorno da fração líquida dragada e posterior secagem.

PROPOSTA DE UTILIZAÇÃO DE GEOTÊXTEIS TUBULARES – *Geobags* (2007)

A proposta de disposição dos sedimentos contaminados através do emprego de tubos de geotêxtil é uma outra alternativa estudada para resolução da disposição do material de dragagem da área em questão. Os geotêxteis tubulares correspondem a tecidos sintéticos utilizados por muitos anos para a fabricação de bolsas e tubos a serem

preenchidos com areia. No entanto, os mesmos vêm sendo utilizados para material dragado fino, conforme Góes Filho (2004).

Os geotêxteis podem ser preenchidos hidráulicamente com o material dragado diretamente do tubo de recalque das dragas (Góes Filho, 2004) ou motobombas. Os tubos filtrantes funcionam como destino dos rejeitos de dragagem e promovem a desidratação do material e a redução de seu volume (Figura 2.6).

No caso dos rejeitos oriundos da dragagem do Canal do Fundão, estes seriam acondicionados nos tubos e dispostos na margem do Canal, em uma área entre a Linha Amarela e a Linha Vermelha, atrás do Centro de Tecnologia/UFRJ.



Fonte: www.h2oambiental.com.br/geotube.htm, Setembro/2008

Figura 2.6. Geotêxteis preenchidos com material dragado.

CAPÍTULO 3

FITORREMEDIAÇÃO

3.1. TÉCNICAS DE REMEDIAÇÃO

A remediação de matrizes contaminadas sejam elas, águas, subterrâneas ou superficiais, solo ou ar, torna-se uma prática comum diante do quadro de degradação ambiental. Várias são as técnicas que podem ser empregadas. A escolha de uma determinada técnica viável e econômica é baseada em uma investigação prévia que compreende a caracterização da área contaminada, a natureza e o nível de contaminação, a identificação dos riscos e a própria análise de risco, onde são avaliados o custo, o benefício e o risco, a fim de que seja tomada a decisão de remediação ou não da área contaminada e se estabeleça uma estratégia de remediação.

As técnicas são classificadas como “in situ” (no próprio local) ou “ex situ” (tratamento do material contaminado em outro local o que implica na sua remoção e transporte), e ainda como ativa (remoção, degradação ou transformação do contaminante) ou passiva (apenas contenção e monitoramento da contaminação). Algumas das técnicas utilizadas são resumidamente descritas:

- **Biopilha:** Técnica biológica de remediação, na qual o solo contaminado é escavado e disposto em pilhas de altura variável até 3 m, onde ocorre a degradação microbiana do contaminante orgânico. É semelhante à prática de compostagem de resíduos orgânicos para a agricultura.
- *Landfarming:* Técnica referente ao tratamento de resíduos dispostos em área impermeabilizada denominada célula, a qual sofre a adição de nutrientes, a correção de pH e umidade e a aração do solo para favorecer a biodegradação dos resíduos orgânicos por microrganismos nativos.
- **Oxidação Química:** Remediação através de agentes oxidantes como o peróxido de hidrogênio (H₂O₂), permanganato de potássio (KMnO₄), dióxido de cloro

(ClO₂), ozônio (O₃) e reagente de Fenton (Fe⁺² / H₂O₂), que utilizam o radical hidroxila (OH⁻) na oxidação de compostos orgânicos.

- Barreira Reativa: Correspondem a estruturas (paredes escavadas e preenchidas com material reativo) instaladas no solo, com o objetivo de interceptar o fluxo de água contaminada. A percolação acontece passivamente fazendo com que os contaminantes (orgânicos ou inorgânicos) sejam minimizados através da sorção, degradação ou precipitação.
- Eletrocinese: Introdução de um gradiente elétrico na massa do solo (saturada ou não saturada), gerando um campo elétrico no solo, que promove a migração de contaminantes orgânicos ou inorgânicos através de processos como eletrosmose (fluxo de água), eletromigração (transporte de íons) e eletroforese (transporte de partículas carregadas eletricamente).
- Extração de Vapor do Solo (SVE): Injeção de ar na zona não saturada do solo, visando aumentar a volatilização de contaminantes orgânicos voláteis. Um sistema a vácuo é utilizado para extração da fase vapor do solo. Geralmente é integrado a outras técnicas.
- Injeção de ar (*Air Sparging*): Técnica utilizada para a injeção de ar dentro da zona saturada. No processo de oxigenação da água subterrânea, os compostos voláteis são transferidos para a zona não saturada e removidos por um sistema de extração a vapor (SVE).
- Lavagem do Solo (*Soil Flushing*): Trata-se de um processo de extração para remover contaminantes orgânicos e inorgânicos de solos contaminados. Consiste na injeção de solução aquosa (água, surfactantes, ácidos diluídos) na área contaminada (solo ou água subterrânea) e bombeamento para a superfície, a fim de que se proceda a remoção, recirculação ou tratamento e reinjeção.
- Escavação e tratamento: Retirada e disposição adequada ou tratamento do material contaminado quando se trata de contaminação de solo em pequena profundidade e volume.

- Bombeamento e tratamento (*Pump and Treat*): Técnica baseada no bombeamento e tratamento de água contaminada. Consiste em um sistema de poços instalados na zona saturada do solo para a coleta da água contaminada que posteriormente pode ser tratada.
- Biorremediação “*in situ*”: Remediação através de microrganismos por meio da degradação aeróbia ou anaeróbia dos contaminantes orgânicos. Entende-se também como biorremediação o sistema biológico vegetal através da utilização de plantas para a remediação de contaminantes, mais utilizada como fitorremediação.

3.2. FITORREMEDIAÇÃO

3.2.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS

As plantas, através da fotossíntese, têm papel fundamental na manutenção da vida na Terra. A conversão de CO₂ e da água na presença de luz solar em carboidratos e a liberação de O₂ na atmosfera possibilitam a diminuição dos teores de CO₂ no ar, a filtração da radiação solar, a regulação da temperatura, promovendo a melhoria da qualidade do ar que respiramos e a produção de alimentos. As plantas, por si só, atuam na remediação do ar, água e solo.

O sistema vegetal através de seu metabolismo (fotossíntese, processos de absorção, transpiração, metabolismo secundário, excreção de substâncias, simbioses e mecanismos de sobrevivência) pode promover a remediação de matrizes contaminadas. Deste modo, a utilização de plantas associadas à microbiota vem sendo investigada e utilizada como uma técnica de remediação.

As interações entre as plantas, a microbiota e as técnicas de correção do solo e agronômicas, são os agentes do sistema de remediação capazes de remover, conter ou minimizar os danos dos contaminantes ambientais. Os processos envolvidos na remediação compreendem a descontaminação da matriz (extração, degradação, volatilização, etc.) e a estabilização do contaminante no solo para reduzir ou prevenir

possíveis riscos ambientais (seqüestro, solidificação, precipitação, etc.). A tecnologia pode ser usada no tratamento de muitas classes de contaminantes incluindo hidrocarbonetos de petróleo, solventes clorados, pesticidas, explosivos, metais pesados, radioisótopos, excesso de nutrientes (nitrato e fosfato) e chorume de aterro sanitário (Cunningham *et al.*, 1996).

O termo “fitorremediação” (fito = planta e remediação = correção) é relativamente novo, criado em 1991 e proveniente de diferentes áreas de pesquisa como as de estudos sobre a acumulação de metais pesados em espécies cultiváveis comercialmente, a construção de áreas úmidas ou submersas (wetland), derramamento de óleos, coberturas de aterros sanitários e áreas de disposição de resíduos sólidos e rejeito de dragagem. Um estudo realizado objetivando selecionar as espécies *Vetiveria zizanioides* (capim vetiver), *Paspalum notatum* (grama batatais), *Stenotaphrum secundatum* (grama Santo Agostinho) e *Pennisetum glaucum* x *P.purpureum* para a reabilitação de uma área de mineração de xisto betuminoso da Companhia Petroquímica de Maoming na China, apontou o capim vetiver como a melhor espécie para reabilitar a área em questão. A espécie apresentou a maior taxa de sobrevivência (99%), seguida pelas gramas, batatais e Santo Agostinho, 96% e 91%, respectivamente (Xia, 2004).

Resultados obtidos em estudos de campo corroboram as pesquisas de laboratório, bem como demonstram um menor impacto ambiental, a limpeza e o baixo custo da tecnologia na remediação de áreas contaminadas, despertando grande interesse por parte de pesquisadores de diversas áreas e grupos de cidadãos. Por outro lado, as observações e o levantamento da colonização natural de espécies vegetais em área de disposição de resíduos torna-se uma ferramenta importante para as pesquisas sobre fitorremediação, pois partindo de áreas já contaminadas e colonizadas, pode-se selecionar as espécies adaptadas às condições de contaminação e aprofundar os estudos de laboratório buscando o entendimento dos mecanismos de tolerância de tais espécies.

A espécie *Nicotiana glauca* Graham (tabaco) foi a única espécie arbustiva capaz de ser cultivada em uma área de disposição de resíduos sólidos contaminado com Cu (316 mg kg⁻¹), Fe (37 mg kg⁻¹), Mn (628 mg kg⁻¹), Zn (2027 mg kg⁻¹), Ni (53 mg kg⁻¹), Cd (13 mg kg⁻¹) e Pb (261 mg kg⁻¹), no deserto de Negev em Israel. A partir da observação, foi conduzido um experimento sob condições controladas para comparar acumulação de metais em *N.glauca*. O estudo indicou que a tolerância da espécie foi devido aos elevados níveis de cisteína e fitoquelatina nas raízes e folhas em resposta aos diferentes metais. A *N.glauca* é uma espécie pioneira em diversos ecossistemas

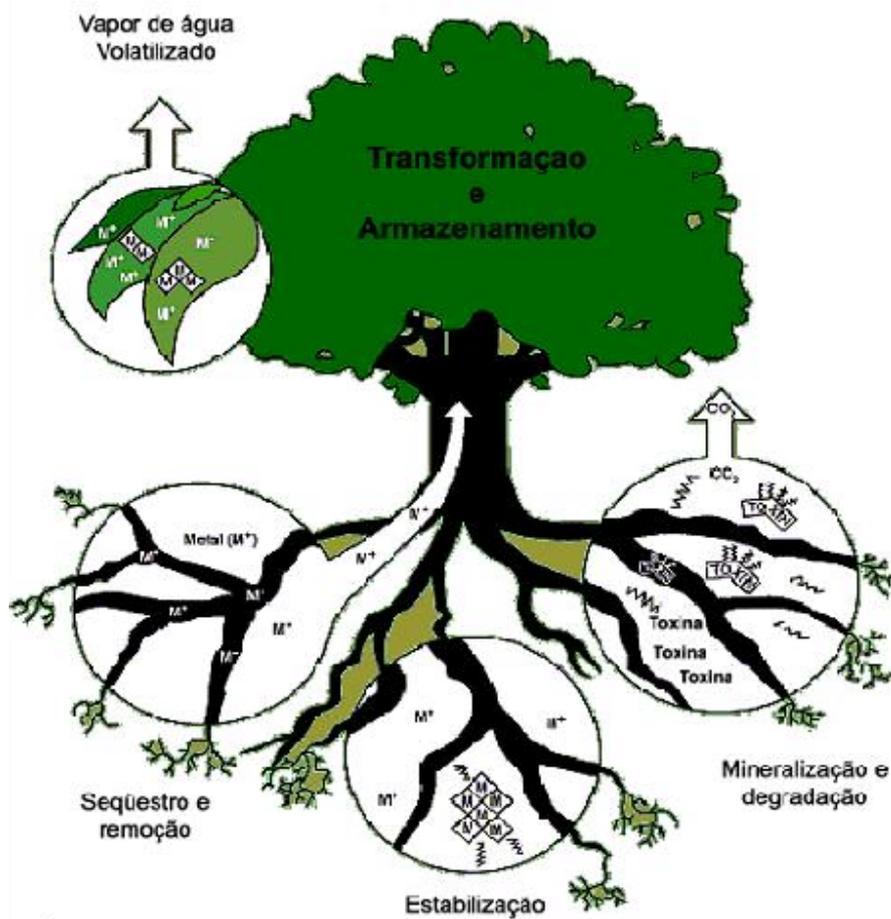
degradados e áreas de disposição, tendo um rápido crescimento, elevada produção de biomassa e ampla distribuição geográfica, despontando como candidata a fitorremediadora (Barazani *et al.*, 2004).

O bom funcionamento da técnica envolve um nível de complexidade para os processos de remediação, já que as plantas representam um sistema biológico extremamente complexo com suas próprias características e limitações. As principais considerações na avaliação do uso de plantas como tecnologia de remediação de uma área seriam o tipo de matriz contaminada, a natureza e concentração do contaminante e o potencial efetivo para o crescimento e desenvolvimento adequado das plantas. Todos os fatores necessitam ser avaliados e as limitações das plantas devem ser compensadas através das práticas agrícolas utilizadas no cultivo de espécies comerciais importadas para a aplicação da tecnologia de fitorremediação.

A fitorremediação pode ser usada em aplicações “in situ” ou “ex situ”. A técnica é em geral considerada para uso “in situ” pelo estabelecimento da vegetação em áreas de solo ou água subterrânea contaminada. Porém, o solo pode ser escavado e disposto em uma unidade de tratamento onde a fitorremediação possa ser aplicada. As águas, subterrâneas e superficiais podem ser bombeadas para uma unidade de tratamento estabelecida para a fitorremediação ou pode ser pulverizada sobre a vegetação.

A fitorremediação é mais indicada para extensas áreas de solo contaminado com baixa a moderada contaminação, as quais seriam inviáveis economicamente usando tecnologias convencionais. O solo ou a água contaminadas devem estar na área de abrangência do sistema radicular da planta selecionada.

A aplicação da fitorremediação é classificada conforme o destino do contaminante (Figura 3.1): degradação, extração, contenção ou uma combinação dos mesmos e nos mecanismos envolvidos. Os mecanismos incluem a extração do contaminante do solo ou da água subterrânea, a concentração dos contaminantes nos tecidos vegetais, a degradação do contaminante por vários processos bióticos ou abióticos, a volatilização ou transpiração de contaminantes voláteis das plantas para a atmosfera, a imobilização dos contaminantes na área do sistema radicular, o controle hidráulico de água subterrânea contaminada (controle da pluma), o controle do escoamento superficial, da erosão e infiltração através da cobertura vegetal. Na Tabela 3.1, são definidas algumas aplicações da fitorremediação.



Fonte: Andrade (2002)

Figura 3.1. Mecanismos de fitorremediação.

Tabela 3.1. Algumas aplicações da fitorremediação

Mecanismo	Contaminante	Matriz	Espécie	Situação	Referência
Degradação	Atrazina, nitratos	Água superficial	Choupo	Empregado	Schnoor (1995a)
Degradação	Chorume	Água subterrânea	Choupo	Empregado	Licht (1990)
Degradação	TCE	Água subterrânea	Choupo	Demonstração em campo	Rock (1997)
Degradação	TNT	Wetlands	Variável	Demonstração em campo	Bader (1997), Carreira (1996), McCutcheon (1995)
Degradação	TPH	Solo	Gramíneas	Demonstração em campo	Banks (1997), Drake (1997)
Extração	Pb	Solo	Mostarda	Demonstração em campo	Blaylock (1997)
Extração	U	Água superficial	Girassol	Demonstração em campo	Dushenkov (1997)
Extração	Se	Solo, água superficial	Variável	Empregado	Bañuelos (1996), Terry (1996)

Fonte: U.S.EPA (2000)

3.2.2. O SISTEMA VEGETAL

Para o auxílio no entendimento da técnica de fitorremediação, é necessária uma abordagem mínima do estudo da fisiologia vegetal, a principal ferramenta da técnica.

A fisiologia vegetal compreende o estudo do funcionamento das plantas quanto aos processos de absorção de água e nutrientes, transporte de solutos, assimilação de nutrientes, fotossíntese e dos fatores envolvidos no crescimento e desenvolvimento.

Todos os vegetais realizam processos fisiológicos semelhantes, apesar da grande diversidade em forma, tamanho e adaptações específicas. Como produtores primários, as plantas convertem energia solar em energia química. Os vegetais crescem em direção à luz e possuem sistemas vasculares eficientes para o movimento de água, dos nutrientes minerais e dos produtos fotossintéticos por todo o corpo da planta, como também apresentam mecanismos para evitar a dessecação.

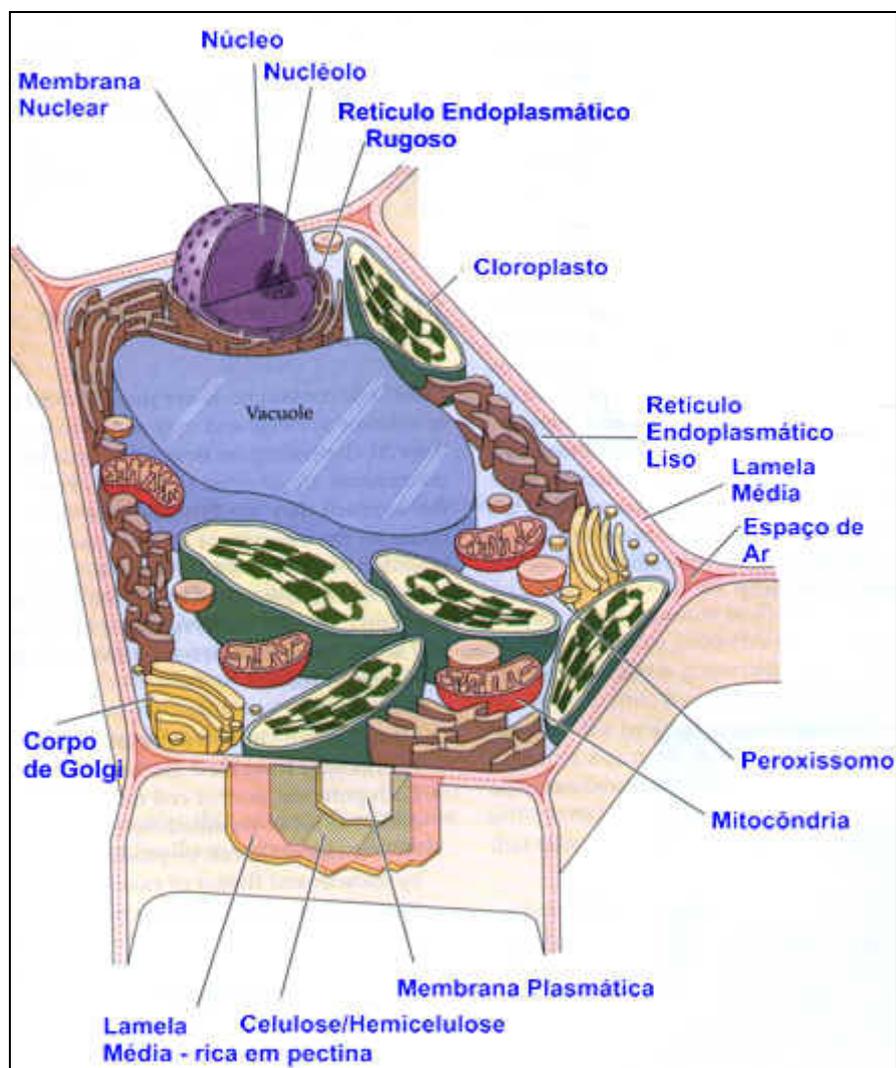
O corpo dos vegetais é composto por três órgãos: a folha, o caule e a raiz. As funções da folha são, respiração, transpiração, condução e distribuição da seiva, mas primordialmente, a fotossíntese. O caule tem funções de sustentação, transporte e distribuição da seiva, crescimento e propagação vegetativa, e as funções da raiz compreendem fixação e absorção de água e nutrientes e órgão de reserva.

O crescimento dos vegetais é indeterminado, devido à presença de tecidos meristemáticos permanentes nos ápices caulinares e radiculares, os quais originam novos tecidos e órgãos durante toda a fase vegetativa do ciclo de vida. Os meristemas laterais (o câmbio vascular e o câmbio suberoso) são responsáveis pelo crescimento em diâmetro ou crescimento secundário (Taiz e Zeiger, 2004).

Os vegetais são eucariontes e têm organização celular tipicamente eucariótica, ou seja, apresentam núcleo e citoplasma. O genoma nuclear regula o crescimento e o desenvolvimento do organismo. As células vegetais vivas e maduras apresentam grandes vacúolos centrais, que podem ocupar 80 a 90% do seu volume total (Figura 3.2). O vacúolo contém água e íons orgânicos dissolvidos, ácidos orgânicos, açúcares, enzimas e vários metabólitos secundários, os quais, muitas vezes, exercem funções na defesa do vegetal. As plantas produzem uma enorme variedade de substâncias que não apresentam função aparente nos processos de crescimento e desenvolvimento do vegetal, sendo, portanto, classificadas como metabólitos secundários (terpenos, fenóis e os compostos nitrogenados). Esses compostos protegem as plantas contra predadores e patógenos com base na sua toxicidade e na capacidade de repelir herbívoros e

microrganismos. Além dos metabólitos secundários, os vegetais apresentam externamente camadas de material lipídico (cutina, ceras e suberina) que reduzem a perda de água (dessecação) e auxiliam no impedimento da entrada de microrganismos patogênicos.

O funcionamento das plantas é dependente de fatores físicos (radiação solar, temperatura, fluxo de calor, umidade relativa do ar, ventos, gases, solo) e biológicos (da própria organização do vegetal) que interagem intrinsecamente entre si. Fatores estes relacionados à fotossíntese, absorção de água e transpiração (controle da temperatura interna do vegetal), absorção de nutrientes, crescimento e desenvolvimento da planta.



Fonte: www.dbi.uem.br/bonato.html, Junho/2008

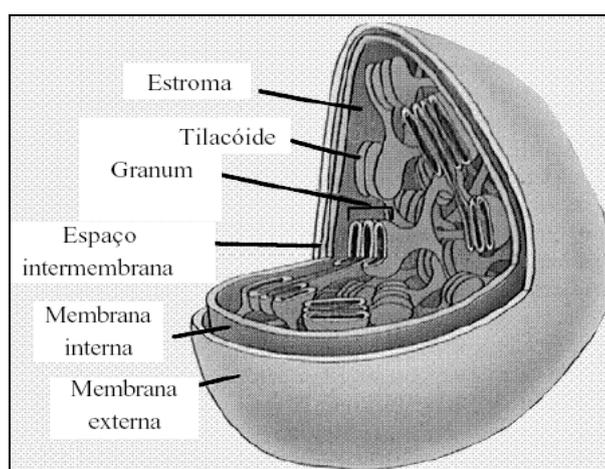
Figura 3.2. Representação da célula vegetal.

3.2.2.1. FOTOSSÍNTESE

A fotossíntese é o processo mais importante para a vida na Terra. Através da fotossíntese a energia luminosa é transformada na energia das ligações covalentes das moléculas orgânicas. Inicialmente a energia luminosa é armazenada em moléculas com elevada energia como o NADPH (nicotinamida adenina dinucleotídeo fosfato) e ATP (adenosina trifosfato) e, posteriormente, nas moléculas dos carboidratos. Em síntese, a energia luminosa absorvida pela clorofila permite a redução do CO₂ pela molécula de água até o nível dos carboidratos. A reação simplificada do processo fotossintético pode ser expressa pela Equação 3.1, como:



A fotossíntese só é realizada pelas células que possuem um sistema especial de membranas, com uma composição bioquímica característica. Normalmente este sistema membranoso está localizado em sítios bem definidos dentro da célula das plantas que realizam o processo fotossintético. Nas plantas mais evoluídas existe uma subestrutura celular chamada cloroplasto (Figura 3.3), no interior do qual estão alojadas diversas membranas embebidas numa matriz coloidal hidrofílica. A fotossíntese dá-se integralmente no interior dos cloroplastos onde estão contidos pigmentos (clorofilas e carotenóides) responsáveis pela absorção da radiação luminosa dando início ao processo.



Fonte: www.herbario.com.br/cie/universi, Fevereiro/2006

Figura 3.3. Cloroplasto e suas estruturas.

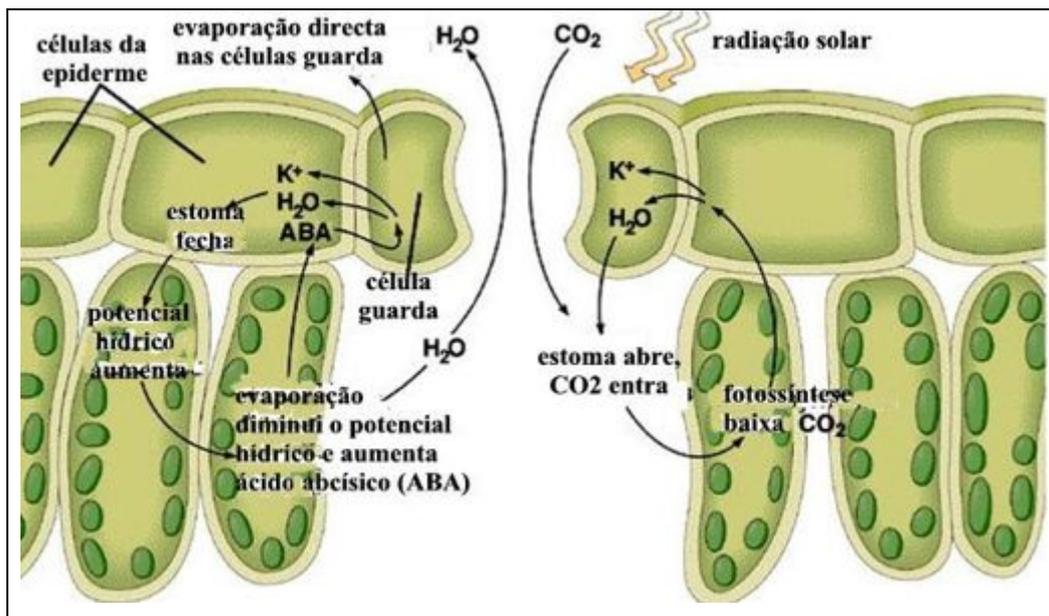
A fotossíntese envolve vários mecanismos e reações bioquímicas até que ocorra a síntese de compostos hidrocarbonados de complexidade variável, como amidos, hemiceluloses, celuloses, ligninas, proteínas, óleos e outros polímeros. Desta forma, a energia solar é armazenada como energia química nas moléculas orgânicas de glicose. Fatores ambientais distintos podem limitar as taxas fotossintéticas. A anatomia foliar é altamente especializada para a absorção uniforme de luz através da folha. Além das características anatômicas da folha, os movimentos dos cloroplastos nas células e a disposição da lâmina foliar em relação ao sol auxiliam a maximizar a absorção da luz, a qual, transmitida pelas folhas superiores, é absorvida pelas folhas que crescem sob elas. Muitas propriedades do aparato fotossintético mudam em função da luz disponível.

As respostas da fotossíntese à temperatura refletem a sensibilidade das suas reações bioquímicas a este fator e são mais pronunciadas quando as concentrações de CO₂ são elevadas. As mudanças funcionais no aparato fotossintético, em resposta às temperaturas predominantes em seu ambiente, têm um efeito importante sobre a capacidade das plantas em sobreviver em diferentes habitats.

3.2.2.2. ÁGUA NA PLANTA

A água é o componente essencial para a vida. As plantas terrestres enfrentam dessecação potencialmente letal pela perda de água para a atmosfera (transpiração). A transpiração é uma forma eficiente de dissipar o calor proveniente do sol. A dissipação do calor se dá através do escape das moléculas de água com maior energia para a atmosfera, promovendo a quebra das ligações que as retêm no líquido. Quando as moléculas escapam, deixam uma massa de moléculas com menor energia, permanecendo um corpo líquido mais frio. Para uma folha típica, quase metade do ganho líquido de calor do sol é dissipado pela transpiração. Além disso, a corrente de água absorvida pelas raízes é uma importante via de condução dos minerais dissolvidos do solo até a superfície radicular para sua absorção.

O problema da perda de água com a transpiração é agravado pela ampla área de superfície das folhas, alto ganho de energia radiante das mesmas e necessidade de ter uma rota aberta para a absorção de CO₂. Assim, existe um conflito entre a necessidade de conservação da água e a necessidade de assimilação de CO₂ para a fotossíntese (Figura 3.4).

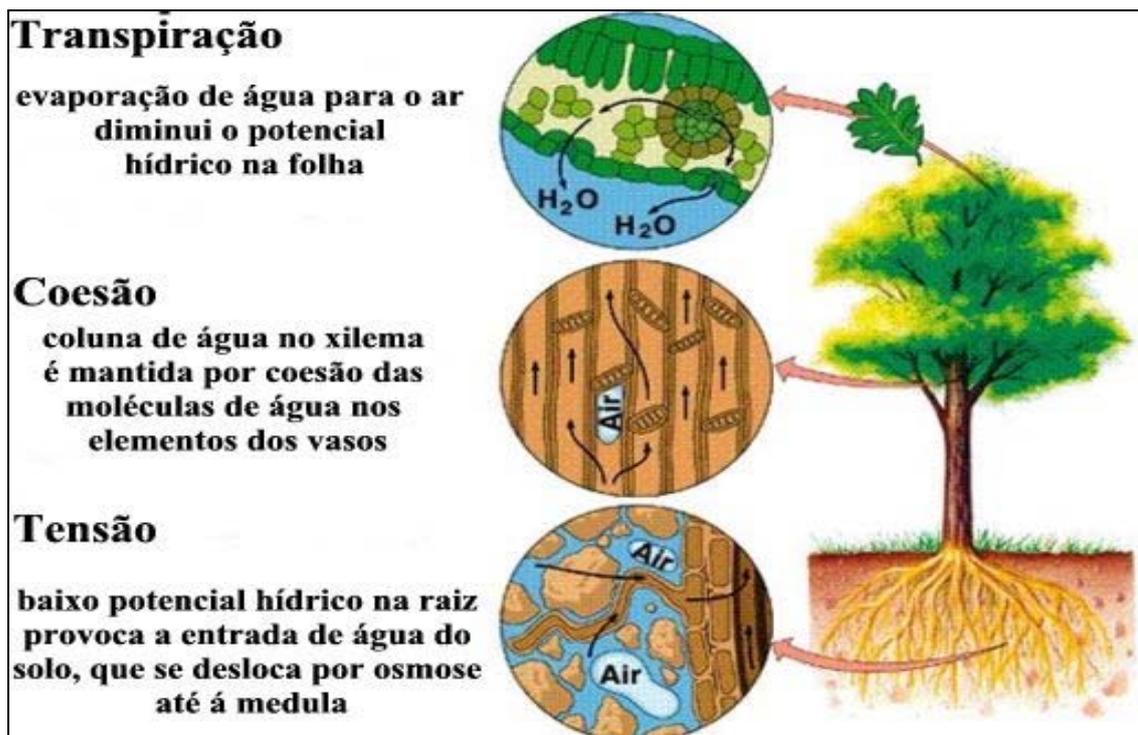


Fonte: www.liceuasabin.br/professores/biologia/magrao/fisiologiavegetal, Fevereiro/2006

Figura 3.4. Esquema da abertura estomática para a entrada de CO_2 e evaporação d'água.

A necessidade de resolver o conflito vital determina boa parte da estrutura da planta: (1) um sistema radicular extenso para extrair água do solo; (2) uma rota de baixa resistência por meio de elementos de vaso e traqueídes para conduzir água até as folhas; (3) uma cutícula hidrofóbica cobrindo as superfícies da planta para reduzir a evaporação; (4) estômatos microscópicos na superfície foliar para permitir trocas gasosas; e (5) células-guarda para regular o diâmetro da abertura estomática. O resultado é um organismo que transporta água do solo à atmosfera puramente em resposta a forças físicas. Nenhuma energia é despendida diretamente pela planta para translocar água, embora o desenvolvimento e a manutenção das estruturas necessárias para um transporte de água eficiente e controlado requeiram acréscimo considerável de energia.

Os mecanismos de transporte de água do solo, através do corpo da planta para a atmosfera, incluem difusão, fluxo de massa e osmose. A movimentação de água no sistema solo-planta-atmosfera corresponde a uma série de processos interdependentes e inter-relacionados (Figura 3.5). A absorção de água pelas raízes depende da movimentação da água do solo para a superfície das raízes, mas também pode ser influenciada pela transpiração das folhas. A taxa de transpiração, por sua vez, depende da abertura estomática e de fatores atmosféricos que afetam a evaporação, e depende também da própria absorção pelas raízes.



Fonte: www.liceuasabin.br/professores/biologia/magrao/fisiologiavegetal, Fevereiro/2006
 Figura 3.5. Transporte de água na planta (sistema solo-planta-atmosfera).

A água na planta pode ser considerada como um sistema hidráulico contínuo, conectando a água no solo ao vapor de água na atmosfera. A transpiração é regulada principalmente pelas células-guarda, as quais regulam o tamanho do poro estomático para atender a demanda fotossintética de aquisição de CO_2 , enquanto minimizam a perda de água para a atmosfera. A evaporação de água das paredes celulares das células do mesófilo foliar gera grandes pressões negativas (tensões) na água. Tais pressões negativas são transmitidas ao xilema e extraem água por meio de longos condutos do xilema.

A estrutura e as propriedades da água influenciam profundamente a estrutura e as propriedades das proteínas, das membranas, dos ácidos nucléicos e de outros constituintes celulares. Na maioria das plantas terrestres, a água é continuamente perdida para a atmosfera e absorvida do solo. O conteúdo de água e a sua taxa de movimento no solo dependem em grande parte do tipo e da estrutura do solo. Solos mais argilosos possuem maiores áreas de superfície e canais menores entre as partículas, dificultando a infiltração de água e a aeração. Por outro lado, solos arenosos apresentam menores áreas de superfície e maiores espaços entre as partículas resultando em uma boa aeração e percolação de água.

A água se move através dos solos predominantemente por fluxo de massa, governado por um gradiente de pressão. Além disso, a difusão de vapor de água contabiliza uma certa fração de movimento de água. À medida que as plantas absorvem água do solo, elas esgotam o solo de água próximo à superfície das raízes. Esse esgotamento reduz a pressão hidrostática da água (ψ_p) próxima à superfície radicular e estabelece um gradiente de pressão em relação às regiões vizinhas do solo, que possuem valores maiores de ψ_p . Uma vez que os espaços porosos preenchidos com água interconectam-se no solo, a água move-se em direção à superfície radicular por fluxo de massa através destes canais, obedecendo um gradiente de pressão. A taxa de fluxo de água nos solos depende do tamanho do gradiente de pressão através do solo e da condutividade hidráulica do solo (medida da facilidade com que a água se move pelo solo e varia com o tipo de solo e com o conteúdo de água). À medida que o conteúdo de água (e, por consequência, o potencial hídrico) de um solo decresce, sua condutividade hidráulica diminui drasticamente.

Um contato íntimo entre a superfície radicular e o solo é essencial para a absorção efetiva de água pelas raízes. Esse contato proporciona a área de superfície necessária para a absorção de água (dependente da espécie e condições ambientais) e é maximizado pelo crescimento das raízes e dos pêlos radiculares (são extensões microscópicas das células da epiderme radicular, que aumentam significativamente a área de superfície radicular, proporcionando maior capacidade para absorção de íons e água do solo) no solo.

3.2.2.3. NUTRIENTES

Os nutrientes, elementos essenciais à vida, estes são incorporados aos organismos na forma de compostos orgânicos complexos ou participam de uma série de reações químicas essenciais às atividades dos seres vivos. Um elemento essencial disponível para os produtores, em forma molecular ou iônica, é chamado de *nutriente*.

As plantas são organismos autotróficos capazes de usar a energia do sol para sintetizar todos os seus componentes, a partir do dióxido de carbono, água e nutrientes minerais. Os elementos minerais são classificados como macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S) ou micronutrientes (Fe, Mn, B, Mo, Cu, Zn, Cl) dependendo das quantidades exigidas, não do seu grau de importância. Os elementos minerais devem estar em suas

formas disponíveis na solução do solo para que possam ser absorvidos pelas plantas. Além dos elementos essenciais, há os elementos benéficos que podem estimular o crescimento das plantas em concentrações muito baixas como o Al, Co, Ni, Se, Si e Na.

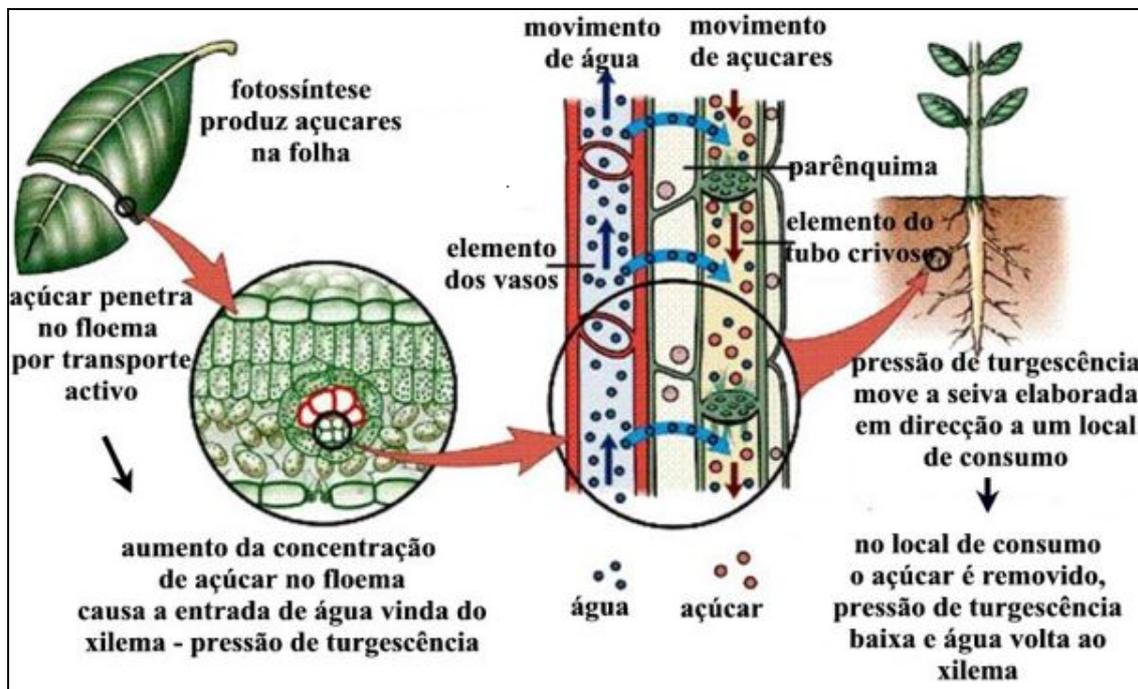
Alguns sintomas visuais são diagnósticos de deficiência de nutrientes específicos em plantas superiores. Distúrbios nutricionais ocorrem porque os nutrientes têm papéis importantes no metabolismo vegetal. Eles atuam como componentes de compostos orgânicos, no estoque de energia, nas estruturas vegetais, como cofatores enzimáticos e nas reações de transferência de elétrons. Análises de solo e de tecidos vegetais podem fornecer informações a respeito do estado nutricional do sistema solo-plantas e podem sugerir ações corretivas para evitar deficiências ou toxicidades. Quando as plantas cultivadas desenvolvem-se sob condições modernas de alta produtividade, quantidades substanciais de nutrientes são removidas do solo. Para impedir o surgimento de deficiências, os nutrientes podem ser adicionados de volta ao solo por meio de fertilizantes minerais (nutriente na forma inorgânica) ou orgânicos (resíduos vegetais ou animais).

Para obter os nutrientes do solo, as plantas desenvolvem extensos sistemas radiculares. As raízes têm estrutura relativamente simples, com simetria radial e poucos tipos de células diferenciadas. As raízes esgotam continuamente os nutrientes do solo imediatamente ao redor das mesmas e tal estrutura simples pode permitir o rápido crescimento em zonas inexploradas do solo. As raízes das plantas comumente formam associações com fungos micorrízicos. As hifas finas das micorrizas aumentam a superfície de contato das raízes no solo circundante e facilitam a obtenção de elementos minerais, em particular o fósforo, que é relativamente imóvel no solo. Em troca, as plantas fornecem carboidratos às micorrizas. As plantas tendem a suprimir as associações micorrízicas sob condições de alta disponibilidade de nutrientes.

3.2.2.4. ABSORÇÃO E TRANSPORTE DE SOLUTOS

O processo de absorção e transporte de solutos, importante à fitorremediação, compreende a atuação das plantas na troca de solutos e água com seus ambientes e entre seus tecidos e órgãos. Tanto processos de transporte locais quanto de longa distância em plantas são amplamente controlados por membranas celulares. As forças que governam o transporte biológico, que incluem gradientes de pressão, gradientes de potencial elétrico e de pressões hidrostáticas, são integradas no potencial eletroquímico. Na

Figura 3.6 encontra-se um esquema de transporte de água e soluto nos vasos condutores xilema e floema.



Fonte: www.liceuasabin.br/professores/biologia/magrao/fisiologiavegetal.ppt Fevereiro/2006

Figura 3.6. Representação esquemática do transporte de água e solutos na planta.

O processo de absorção consiste na entrada de íons no citoplasma das células da raiz e depende do transporte através da membrana plasmática. Os íons absorvidos percorrem um caminho com barreiras até o xilema, onde são transportados para a parte aérea. O transporte é complexo e mediado por proteínas transportadoras e canais protéicos específicos aos diferentes íons, bombas e gradientes eletroquímicos. As interações entre diferentes íons podem afetar sua absorção pelas raízes. Os cátions alcalinos competem entre si pelos sítios dos transportadores. Caso as concentrações desses cátions sejam similares, o Ca^{+2} é absorvido com maior facilidade, seguido pelo Mg^{+2} , K^{+} e Na^{+} . A absorção de ânions (NO_3^{-} , $\text{H}_2\text{PO}_4^{-}$, SO_4^{-2}) que aceleram o metabolismo celular provoca um aumento geral da absorção de elementos essenciais. A especificidade do transporte é determinada em grande parte pelas propriedades dos canais e transportadores. Por exemplo, a proteína transportadora de K^{+} pode transportar Rb^{+} e Na^{+} , mas preferencialmente o K^{+} . O canal por onde passa o Cl^{-} não reconhece o Br^{-} . O SeO_4^{-2} e o SO_4^{-2} tornam-se semelhantes e o Se substitui metabolicamente o S e é tóxico aos animais. A especificidade do transporte na planta também depende da mobilidade do íon que é governada pelo seu raio iônico hidratado e sua valência. Desta

maneira, o transporte será tanto maior quanto maior o raio hidratado e menor a sua densidade de carga.

De forma simplificada, a cinética de absorção é dependente das concentrações externas dos íons ou solutos e dos transportadores. A variação na taxa de transporte e absorção pode ser mais limitada pela concentração dos transportadores do que pela concentração dos íons, bem como pela afinidade dos transportadores por determinado íon e disponibilidade dos sítios de troca da raiz. Caso haja maior concentração de um íon que não seja específico a determinada proteína transportadora, este será absorvido preferencialmente em detrimento do íon específico que encontra-se em menor concentração. Assim, ao invés das plantas absorverem os nutrientes do solo presentes em concentrações normais e específicos aos transportadores, a contaminação por metais solúveis e acessíveis às raízes das plantas resultará em competição com os nutrientes e, por estarem em maior concentração, serão absorvidos preferencialmente. É fato que as diferentes espécies apresentam seus próprios mecanismos de tolerância que podem ser regulados por genes, por associações com fungos micorrízicos ou mesmo pela não absorção do íon. Em determinadas espécies, a absorção pode ocorrer, mas os íons são armazenados nos vacúolos das células. No caso de algumas plantas halófitas (tolerantes ao sal) como a *Atriplex* sp. e *Tamarix* sp., os íons são absorvidos e transportados para glândulas de sal nas folhas, onde são cristalizados minimizando os danos. Em plantas transgênicas de *Arabidopsis* e de tomate a superexpressão do gene que codifica AtNHX1 permite a compartimentação vacuolar de Na^+ conferindo acentuada tolerância ao sal.

O estudo sobre os mecanismos de tolerância envolve absorção, transporte, armazenamento e detoxificação e, através da biologia molecular e da fisiologia vegetal, estão sendo realizados estudos em algumas espécies conhecidas como hiperacumuladoras na tentativa de explicitar tais mecanismos, visando a pesquisa com plantas transgênicas em estudos sob condições de estresse para aprimorar principalmente as técnicas de fitorremediação.

3.2.2.5. ASSIMILAÇÃO DE NUTRIENTES

A assimilação de nutrientes, como também de contaminantes, é o processo pelo qual os nutrientes obtidos pelas plantas são incorporados em compostos de carbono necessários ao crescimento e ao desenvolvimento. A assimilação necessita de grandes quantidades de energia para converter compostos inorgânicos estáveis de baixa energia

em compostos orgânicos de alta energia. Os vegetais utilizam a energia da fotossíntese para assimilar compostos inorgânicos no processo denominado fotoassimilação.

Os processos referentes ao funcionamento das plantas são importantes ao uso da técnica de fitorremediação, principalmente por profissionais de outras áreas do conhecimento, que vêm atuando em projetos de remediação baseado na utilização de plantas. A escolha das espécies a determinado tipo de contaminante e matriz contaminada, bem como as condições climáticas e o manejo adequado de tais espécies, são fatores determinantes ao sucesso da técnica.

A remediação do solo contaminado com metais através do uso de plantas, inicialmente, só poderá ser efetiva caso estes elementos sejam absorvidos. Para que haja absorção os metais devem estar biodisponíveis na solução do solo seguindo o mesmo processo de absorção de nutrientes. Desta forma, um adequado teor de umidade faz-se necessário não apenas para atender as demandas hídricas da planta, mas também para que a solução do solo disponibilize íons essenciais à nutrição. A diferença de potencial hídrico no solo permite a movimentação de água no perfil e, com isso, o transporte de solutos até a zona radicular para posterior absorção. Logo, o fluxo de massa segue o fluxo transpiracional constituindo o sistema solo-planta-atmosfera.

3.2.3. MECANISMOS ENVOLVIDOS NA FITORREMEDIAÇÃO

3.2.3.1. DEGRADAÇÃO

As técnicas que envolvem o mecanismo de degradação do contaminante são a rizodegradação e a fitodegradação (ou fitotransformação). Este mecanismo baseia-se na quebra do contaminante por processos metabólicos referentes à planta ou por sua interação com os microrganismos do solo. Na degradação, especificamente a rizodegradação, os microrganismos assumem grande importância na remediação do solo. Um trabalho sobre a biodegradação de solo contaminado com óleo diesel e cultivado com azevém constatou que a taxa residual de óleo diesel na rizosfera foi 55% menor do que no solo não cultivado e a redução ocorreu após o crescimento das raízes. A quantificação da população de bactérias aeróbias e da atividade da enzima desidrogenase foi muito maior na região rizosférica do que em solo não cultivado,

apresentando correlação com o crescimento das raízes (Kaimi *et al.*, 2006). Inúmeros trabalhos relatam a influência da simbiose entre plantas e microrganismos na degradação de contaminantes orgânicos.

A degradação dos herbicidas atrazina e simazina na rizosfera das espécies *Lolium perenne* (gramínea), *Festuca arundinacea* (gramínea), *Pennisetum clandestinum* (capim quicuí) e *Allium* sp. (nirá) foi avaliada por Singh *et al.* (2004). Dentre as quatro espécies, apenas o *Pennisetum clandestinum* sobreviveu no solo contaminado pelos herbicidas enquanto que as outras espécies morreram poucos dias após a germinação/transplante. Ambos, atrazina e simazina, foram degradados mais rapidamente em solos contaminados e plantados com *Pennisetum clandestinum* do que em solos não plantados. Durante o período de 80 dias de experimento, a atividade microbiana e a atividade desidrogenase do solo foram significativamente elevadas no solo plantado com *P. clandestinum* e 45% de atrazina e 52% de simazina haviam sido degradados. A suspensão de solo contaminado plantado com *P. clandestinum* exibiu excelente capacidade para degradar atrazina e simazina em meio salino mineral comparado à suspensão de solo não plantado.

RIZODEGRADAÇÃO

As plantas podem aumentar a degradação na rizosfera (área de influência das raízes que abrange desde sua superfície até uma distância de 1 a 5 mm) por conta da grande quantidade de microrganismos presentes. A região apresenta propriedades físico-químicas que aumentam a estabilidade e, associadas ao fornecimento constante de substratos orgânicos e fatores de crescimento, estimulam intensa atividade metabólica das populações, influenciando direta e positivamente no tempo de geração microbiana.

Vários estudos estão sendo realizados com o objetivo de avaliar os efeitos da zona radicular de áreas cultivadas sobre determinados contaminantes como: trinitrotolueno (TNT), hidrocarboneto total de petróleo (TPH), pentaclorofenol (PCP) e hidrocarboneto poliaromático (HPA). A rizodegradação (ou biodegradação na zona rizosférica) é definida como a quebra do contaminante orgânico no solo através da atividade microbiana estimulada pela presença das raízes. A população microbiana é específica às diferentes espécies vegetais devido à presença de exudados radiculares (açúcares, aminoácidos, ácidos orgânicos, fatores de crescimento, esteróides, ácidos

graxos, nucleotídeos, flavonas, enzimas e outros compostos) produzidos pelas plantas e liberados pelas raízes que, por sua vez, estimulam o desenvolvimento de microrganismos, aumentam a atividade microbiana e favorecem a degradação dos contaminantes orgânicos do solo. Além disso, a rizosfera aumenta a área de superfície de contato onde a degradação microbiana ativa pode ser estimulada. A degradação de exudados pode induzir o cometabolismo de contaminantes na rizosfera. Conforme He *et al.* (2005) em estudo sobre a degradação de pentaclorofenol (PCP) na rizosfera de *Lolium perenne* L., o efeito da proximidade da raiz foi importante no processo de remoção do PCP, que foi dependente da distância da superfície das raízes. Os autores concluíram que o ambiente rizosférico aumentou a habilidade dos microrganismos em remover xenobióticos.

As raízes das plantas influenciam diretamente as propriedades do solo através do aumento da aeração e da regulação do conteúdo de umidade do solo e, conseqüentemente, propiciam condições mais favoráveis para a biodegradação por microrganismos nativos. Desta maneira, a biodegradação estimulada ocorreria também na ausência dos exudados radiculares. Um estudo abordou a possibilidade de que a transpiração das plantas de alfafa retiraria metano de zonas metanogênicas saturadas levando-o até a zona vadosa onde, então, seria utilizado pelos organismos metanotróficos que cometabolicamente degradariam o TCE (Narayanan *et al.*, 1995). A rizodegradação fundamentalmente ocorre no solo e, através do processo de transpiração, o movimento da água subterrânea é induzido, possibilitando o transporte dos contaminantes da água subterrânea para a zona radicular, sendo então degradados. Os efeitos químicos e físicos dos exudados e qualquer aumento associado em populações microbianas podem alterar o pH do solo e afetar a solubilidade dos contaminantes.

A atividade enzimática da rizosfera favorece a remediação de contaminantes, podendo atuar como um indicador bioquímico de espécies adequadas à fitorremediação. Conforme Adamia *et al.* (2005), a atividade da nitrorredutase é o principal caminho para a transformação de TNT em células vegetais através da redução do grupamento nitro. Os mesmos autores correlacionaram a atividade da nitrorredutase e sua capacidade de absorção de TNT de soluções aquosas com a rápida assimilação de TNT pelas plantas.

A grande vantagem do mecanismo é a destruição dos contaminantes “*in situ*”, visto que não há translocação do contaminante para o interior da planta, além da mineralização do contaminante. Entretanto, há a necessidade de um maior período para

o desenvolvimento de um sistema radicular extenso, bem como condições de umidade e estrutura física, adequadas.

Nesta técnica não é desejável que ocorra a absorção do contaminante, e sim a degradação externa na área de abrangência do sistema radicular, no entanto, não se pode descartar a possibilidade de absorção de determinados contaminantes pelas plantas. Estudos de campo e laboratório devem considerar as perdas e outros mecanismos que podem mascarar a interpretação da rizodegradação. No caso da absorção dos contaminantes, os mecanismos de fitovolatilização e fitodegradação ocorreriam em paralelo.

Na rizodegradação, o estímulo de microrganismos não degradadores de contaminantes por conta dos exudados pode acarretar a diminuição da quantidade de contaminante biodegradado, por utilizarem a matéria orgânica proveniente das plantas como fonte de carbono ao invés do contaminante. Em colunas de sedimento em laboratório, resíduos de *Spartina alterniflora* (capim praturá – gramínea de mangue) estimularam a microbiota não degradadora de contaminante, decorrendo na diminuição da quantidade de óleo biodegradado, possivelmente devido à competição por oxigênio e nutrientes entre os microrganismos nativos degradadores de óleo e os microrganismos degradadores de matéria orgânica vegetal (Molina *et al.*, 1995).

A técnica da rizodegradação é mais apropriada à contaminação por orgânicos como TPH, HPA's, BTEX, pesticidas, solventes clorados, PCP, PCB's e surfactantes. Diversas áreas contaminadas por óleo cru, diesel, óleo pesado e outros produtos de petróleo foram estudadas, para verificar o desaparecimento de TPH através da fitorremediação. A rizodegradação e a humificação (retenção na molécula húmica) foram os mecanismos mais importantes no desaparecimento, com menor ocorrência para a absorção por plantas. O desaparecimento de TPH e HPA's foi mais significativo em determinadas espécies do que em outras, e também em solos não cultivados (Schwab, 1998. Citado por U.S.EPA 2000). Para BTEX, solos oriundos da rizosfera de choupo apresentaram populações mais elevadas de bactérias degradadoras de benzeno, tolueno e xileno do que o solo não rizosférico. Em geral, pode-se afirmar que solos provenientes de rizosfera apresentam maior taxa de degradação dos contaminantes sejam eles pesticidas, TPH, HPA, PCP e surfactantes, do que solos não rizosféricos.

Devido ao pequeno volume de solo rizosférico, a área de solo influenciada pela rizosfera é quase desprezível inicialmente, o volume de solo ocupado pelo sistema radicular é pequeno em relação ao volume total do solo. Gradativamente, novas raízes

são formadas e à medida que se desenvolvem penetram em um maior volume de solo, aumentando a superfície de contato e a área de exploração. Raízes são decompostas, havendo um dinâmico processo de renovação radicular, resultando em exudados adicionais na rizosfera. Logo, a extensão da rizodegradação aumenta posteriormente com o crescimento radicular. O efeito da rizodegradação pode ser ampliado em maior profundidade do que o próprio sistema radicular, desde que os exudados sejam solúveis, não sorvidos fortemente e nem degradados rapidamente. As águas subterrâneas podem sofrer esta influência caso estejam em contato com a área de influência das raízes.

Os exudados de plantas têm mostrado eficiência na estimulação do crescimento de microrganismos degradadores de contaminantes ou na indução do cometabolismo que apresenta um benefício maior do que as plantas sem exudados. A natureza, quantidade e efetividade dos exudados e enzimas produzidos pelas raízes variam entre espécies e variedades. A *Morus rubra* L. (amora vermelha), *Malus fusca* (Raf.) Schneid e *Maclura pomifera* (Raf.) Schneid produziram exudados que continham elevados níveis de compostos fenólicos em concentrações suficientes para estimular o crescimento de bactérias degradadoras de PCB (Fletcher e Hegde, 1995). Os efeitos do azevém e da alfafa sobre a abundância e diversidade microbiana em solos contaminados por petróleo (31.000 ppm de hidrocarbonetos total de petróleo - TPH) foram verificados por Kirk *et al.* (2005). As espécies estimularam as bactérias degradadoras de petróleo em sua rizosfera, como também aumentaram toda população microbiana. O azevém aumentou a atividade microbiana e a quantidade de microrganismos, já a alfafa pareceu aumentar a população capaz de degradar hidrocarbonetos mais complexos.

Lee *et al.* (2008), ao verificarem a degradação de fenantreno e pireno em rizosfera de gramíneas e legumes, concluíram que o desaparecimento de HPA foi causado pelo aumento da população microbiana rizosférica e sua atividade.

FITODEGRADAÇÃO

A fitodegradação ou fitotransformação baseia-se na quebra dos contaminantes absorvidos pelas plantas e ocorre internamente, através de processos metabólicos, ou externamente, por meio do efeito de substâncias (como enzimas) produzidas pelas plantas. O mecanismo principal é a absorção do contaminante e o metabolismo da planta. Para a ocorrência da fitodegradação no interior da planta, os compostos

orgânicos devem ser absorvidos, sendo a absorção dependente da hidrofobicidade, solubilidade e polaridade do composto.

Um estudo identificou mais de 70 substâncias orgânicas representando diversas classes de compostos absorvidos e acumulados por 88 espécies de plantas (Paterson *et al.*, 1990). Fatores como espécie da planta, tempo de residência do contaminante na matriz e outras características físicas e químicas influenciam o processo de absorção do contaminante.

A metabolização e a detoxificação de substâncias tóxicas no interior da planta disponibiliza nutrientes. Árvores de choupo são capazes de degradar o solvente clorado tricloroetileno (TCE), utilizando o carbono como fonte de energia e na construção dos tecidos, enquanto o cloro é eliminado através das raízes (Newman *et al.*, 1997a). A EPA desenvolve alguns estudos em campo com espécies de choupo para remediar TCE, através da contenção hidráulica de plumas de TCE em águas subterrâneas. O choupo por ter um rápido crescimento e elevada taxa de transpiração está sendo estudado e conceituado como uma promessa da fitorremediação. Chappell (1997) em relatório publicado pela EPA sugere que o TCE pode ser volatilizado ou degradado conforme a produção da enzima desalogenase. Em espécies de choupo capazes de sintetizar quantidades adequadas da enzima, haverá o predomínio do mecanismo de degradação do TCE e de volatilização nas espécies que não produzem a desalogenase.

O metabolismo de contaminantes no interior da planta também foi verificado para outros compostos orgânicos, incluindo o herbicida atrazina, a munição TNT (Thompson *et al.*, 1998), o inseticida DDT, o fungicida HCB (hexaclorobenzeno), PCP, o DEHP [di (etilhexil) ftalato], e PCB's em culturas de células de planta (Komossa *et al.*, 1995. Citado por U.S.EPA 2000).

As enzimas produzidas por espécies vegetais têm sido identificadas por seu uso potencial na degradação de contaminantes como munições, herbicidas e solventes clorados. Alguns estudos estão sendo realizados para identificar as plantas que produzem estas enzimas (McCutcheon 1996. Citado por U.S.EPA 2000). O nitrato também pode ser remediado através da absorção e do metabolismo das plantas. A fitodegradação externa à planta não depende do k_{ow} e da absorção da planta, apenas da exudação de enzimas que promovem a quebra do contaminante. A degradação do contaminante por meio das enzimas vegetais pode ocorrer em ambiente livre de microrganismos, como é o caso de áreas com elevada concentração de contaminantes, que impede a sobrevivência microbiana. As plantas são capazes de crescer em solo

estéril, bem como em solo com elevadas concentrações de contaminantes, possivelmente tóxicos aos microrganismos. O potencial da fitodegradação em áreas contaminadas aponta para uma alternativa mais viável do que a degradação por microrganismos.

A formação de intermediários ou subprodutos de degradação tóxicos pode conferir limitação à técnica, dado que a presença ou identificação de metabólitos dentro das plantas pode ser de difícil detecção, sendo pouco provável a confirmação da destruição do contaminante.

As plantas aquáticas *Myriophyllum aquaticum* e a alga *Nitella* têm sido utilizadas na degradação de TNT. A enzima nitrorredutase foi identificada em outras algas, samambaias e diversas espécies de plantas (McCutcheon, 1996; citado por U.S.EPA 2000). A degradação de TCE foi verificada em culturas de células de híbridos de choupo que mostraram a produção de metabólitos e a completa mineralização do TCE aplicado (Gordon *et al.*, 1997. Citado por U.S.EPA 2000; Newman *et al.*, 1997a). Estudos demonstram o potencial do choupo em remover contaminantes da água subterrânea (Licht e Schnoor, 1993). Um estudo realizado por Moreno e Corseuil (2001) sobre fitorremediação de aquíferos contaminados por gasolina, com o objetivo de investigar o potencial do chorão (*Salix balyonica*) no processo de absorção direta pelas raízes do etanol e do benzeno, confirmou a redução de 99% para ambos.

3.2.3.2. EXTRAÇÃO

A extração é um mecanismo que envolve a absorção do contaminante através das raízes das plantas, podendo ocorrer posteriormente a translocação e acumulação destes em determinados compartimentos como em raízes e folhas. As técnicas baseadas neste mecanismo são a fitoextração e a rizofiltração.

FITOEXTRAÇÃO

Na fitoextração, as plantas são colhidas possibilitando o descarte e a destruição do material com o contaminante. Diferentemente do mecanismo de degradação, esta técnica exige transporte do resíduo vegetal para a disposição ou a reciclagem do contaminante. O mecanismo de concentração nas folhas produz uma quantidade de material a ser disposta muito menor do que a escavação do solo. A fitoextração é mais

freqüentemente utilizada, para metais pesados em solos, sedimentos, lodo e ainda, no tratamento de água contaminada. A técnica é limitada à zona imediata de influência das raízes, a qual determina a profundidade efetiva de fitoextração.

O mecanismo ressalta a grande relevância das plantas classificadas como hiperacumuladoras, as quais são capazes de acumular elevadas concentrações de metais, em níveis até 100 vezes maiores do que aqueles encontrados em plantas não acumuladoras. São identificadas na literatura aproximadamente 400 espécies hiperacumuladoras. A *Thlaspi caerulescens* acumulou Zn em uma faixa de 2000 a 4000 ppm (Brown *et al.*, 1995). A *Thlaspi rotundifolium* se desenvolveu em área de mineração de zinco (Zn) e chumbo (Pb) contendo 17.300 ppm (1,73%) e 8.200 ppm (0,82%), respectivamente, e a *Armeria marítima* variedade *halleri* continha 1300 ppm de Pb em peso seco (Reeves e Brooks, 1983). As espécies *Aeollanthus subcaulis* var. *lineris* e *Paspalum notatum* (grama batatais) são conhecidas como hiperacumuladoras de Cu e Cs, respectivamente.

As espécies hiperacumuladoras como a *Thlaspi* e *Alyssum* (Baker e Brooks, 1989) apresentam limitações ao seu uso, por serem, em sua maioria, específicas a determinados metais e adaptadas a condições edafoclimáticas particulares, não sendo facilmente cultivadas. De forma geral, as espécies hiperacumuladoras são encontradas nas famílias Brassicaceae, Euphorbiaceae, Scrophulariaceae, Asteraceae e Lamiaceae (Baker, 1995. Citado por U.S.EPA 2000).

A biomassa da planta contendo o contaminante extraído pode atuar como uma fonte de nutrientes. Segundo Bañuelos (1997a) Citado por U.S.EPA 2000, uma área de pastagem com deficiência de selênio (nutriente essencial) recebeu a biomassa contaminada por (Se). Dependendo da concentração e do contaminante, existem técnicas que estão sendo estudadas para a recuperação dos metais extraídos pelas plantas (reciclagem) minimizando os problemas de descarte de material contaminado (no caso, os resíduos das plantas extratoras), diminuindo o risco ambiental. A recuperação do metal pode ser uma alternativa economicamente viável dependendo da concentração do metal na biomassa. Anderson *et al.* (2005), em uma demonstração de campo da tecnologia da fitoextração de ouro, utilizou a mostarda (*Brassica juncea*) e o milho (*Zea mays*) em pilha de minério tratado com cianeto e tiocianato como solubilizadores. O estudo mostrou a maior habilidade da mostarda na concentração de ouro (39 mg/kg) após o tratamento com cianeto de sódio. O estudo objetivou a extração de 100 mg/kg de ouro, no entanto, a baixa concentração de ouro na pilha de minério

inviabilizou tal retirada. Para atingir a concentração desejada, a pilha deveria conter aproximadamente 2 mg/kg de ouro.

Um trabalho realizado por Chen e Cutright (2001) verificou a eficiência de quelantes sintéticos como o EDTA (ácido etilenodiaminotriacético) e HEDTA [ácido etilenodiaminotriacético N-(2-hidroxietil)] para otimizar a fitorremediação de solo contaminado com Cd, Cr e Ni. Os agentes foram adicionados ao solo em várias doses a fim de aumentar a mobilidade dos metais, que foi medida através da absorção e translocação em *Helianthus annuus* (girassol). Os resultados mostraram que os agentes EDTA e HEDTA aumentaram significativamente a mobilidade dos metais. No entanto, a maior mobilidade provocou severas perdas de biomassa (> 50%) e decréscimo na remoção dos metais pelas plantas. Os autores observaram que o efeito dos agentes sintéticos sobre a fitorremediação está sujeito à influência das múltiplas interações dos metais e espécies vegetais específicas. Resultados semelhantes foram encontrados por Turgut *et al.* (2004), que utilizaram como agentes quelantes o EDTA e o ácido cítrico na fitorremediação de solo contaminado com os mesmos metais (Cd, Cr e Ni) e cultivado com a mesma espécie *Helianthus annuus*. Os autores observaram crescimento lento e diminuição na taxa de absorção, no entanto, determinaram as concentrações ideais dos agentes para uma melhor taxa de absorção e crescimento das plantas. Evidenciaram também a seletividade na absorção dos elementos conforme o agente quelante e sua concentração.

Nascimento *et al.* (2006) compararam a eficiência de ácidos orgânicos naturais (oxálico, cítrico, gálico, e vanílico) e quelantes sintéticos (EDTA - ácido etilenodiaminotriacético; DTPA - ácido dietilenotriaminopentacético) na fitoextração de Cd, Zn, Cu e Ni utilizando a mostarda da Índia (*Brassica juncea*). A utilização de ácidos orgânicos naturais biodegradáveis mostrou ser mais adequada na contaminação múltipla de metais em solos, onde os ácidos gálico e cítrico induziram a remoção de quantidades consideráveis de Cd, Zn, Cu e Ni do solo sem aumentar o risco de lixiviação dos contaminantes. Já um estudo realizado por Wu *et al.* (2004) demonstrou que a adição de ácido oxálico, cítrico e málico não influenciou a absorção dos metais, e a aplicação de EDTA, além de aumentar a disponibilidade para a absorção, aumenta o risco de contaminação da água subterrânea, principalmente quando após a aplicação ocorrem eventos de elevada precipitação. Os autores concluíram que a prática não foi adequada às condições estudadas.

O uso de ácidos húmicos visando o aumento da fitoextração de Cd em solo foi eficiente, tendo um efeito positivo na biodisponibilidade do metal no solo e acelerando o processo de absorção, sem apresentar os efeitos negativos referentes aos quelantes sintéticos como o EDTA que afetam drasticamente o crescimento das plantas. Contudo, a utilização de ácidos húmicos pode não ser viável economicamente (Evangelou *et al.*, 2004). O aumento da absorção de Pb em alfafa (*Medicago sativa*) através de EDTA e ácido indol acético (AIA – hormônio vegetal) foi avaliado por López *et al.* (2005). O estudo demonstrou um acentuado aumento da concentração de Pb nas folhas com o uso combinado do EDTA e AIA em torno de 2800% quando comparado com o tratamento apenas com EDTA (600%). A prática pode ser implementada com o objetivo de aumentar a acumulação do metal em partes aéreas de espécies não acumuladoras, desde que não ocorram sintomas de fitotoxicidez.

Pastor *et al.* (2007) verificaram em vegetação nativa (*Agrostis castellana* e *Corrigiola telephiifolia*) de área contaminada por Cu, Zn e Cd que a adição de EDTA e DTPA não provocou problemas de toxidez nas plantas e que as maiores absorções de Cu nas duas espécies com o EDTA apontam para seu uso em conjunto na fitoextração. O DTPA não foi tão eficiente quanto o EDTA, o mesmo foi observado por Komárek *et al.* (2007), porém, em comparação com EDDS (ácido etilenodiaminodisuccínico) e para Pb. Os autores avaliaram os agentes quelantes em milho (*Zea mays*) e choupo (*Populus sp.*), tendo o milho maiores extrações de Pb em pH próximo de 4, já o choupo foi mais eficiente nas extrações, em pH 6.

A fitoextração apresenta desvantagens como o pequeno porte das plantas hiperacumuladoras que apresentam crescimento lento, pouca biomassa e sistema radicular pouco profundo. Outra desvantagem é a necessidade de corte e remoção da biomassa vegetal seguida pela recuperação do metal ou disposição adequada da biomassa em aterros.

Wei *et al.* (2008), em trabalho sobre práticas agrícolas na melhoria da fitoextração de metais pesados em solo contaminado, evidenciaram o uso de agentes quelantes para a solubilização de metais, uso de sementes peletizadas¹ para aumentar a germinação de sementes de hiperacumuladoras em áreas contaminadas, e práticas que acelerariam o crescimento, o aumento de biomassa e a diminuição do tempo de remediação.

¹Sementes Peletizadas: Semente envolta por camada de nutrientes que funciona também como proteção à semente de fatores externos e intempéries naturais.

Estudos de fitoextração foram conduzidos com plantas em cultura hidropônica com o contaminante adicionado na solução, o que certamente não reflete as condições reais de campo, por superestimar os resultados. Os coeficientes de fitoextração medidos em laboratório são superestimados, tais coeficientes determinados sob condições de campo são infinitamente menores (Nanda Kumar *et al.*, 1995). January *et al.* (2007) conduziram a fitorremediação de Cd, Cr, Ni, As e Fe em hidroponia usando girassol (*Helianthus annuus*) e também a adição de EDTA. Foi verificado o “status” de hiperacumuladora para a espécie para As e Cd. Para Ni, a condição foi alcançada na presença de três metais sem EDTA e para Cr, em nenhum dos casos.

Wilde *et al.* (2005) verificaram valores de coeficiente de extração de Pb em raízes de plantas de vetiver, onde o maior valor (3,5) foi encontrado no tratamento com EDTA. Os autores concluíram também que a adição do EDTA antes do corte das plantas aumentou significativamente a quantidade de Pb fitoextraída pelas plantas de vetiver.

Os contaminantes acessíveis para a fitoextração são os metais Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb e Zn, cuja taxa de absorção varia para os diferentes metais. Experimentalmente, o coeficiente de fitoextração determinado avalia o percentual de metal extraído do solo (eq. 3.2):

$$CE (\%) = \frac{\text{peso metal (g) / peso seco planta (g)} \times 100}{\text{peso metal (g) / peso solo seco (g)}} \quad (\text{eq.3.2})$$

Onde:

CE = Coeficiente de Extração

Em *B. juncea* o CE do Pb⁺² e do Cd⁺² é 1,7 e 52, respectivamente, indicando que o chumbo foi muito mais difícil de ser absorvido do que o cádmio (Nanda Kumar *et al.*, 1995).

Os metalóides (As e Se), radioisótopos (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{238}U e ^{234}U) e o semimetal (B) também são acessíveis à absorção pelas plantas através do mecanismo de fitoextração. A acumulação e remoção dos contaminantes orgânicos da biomassa ainda é pouco estudada como estratégia de remediação. A Tabela 3.2 apresenta algumas plantas e contaminantes acessíveis à extração.

Tabela 3.2. Espécies hiperacumuladoras e alguns contaminantes

Plantas	Contaminantes Metálicos
<i>Brassica juncea</i> (mostarda da Índia)	Pb, Cr (VI), Cd, Cu, Ni, Zn, ^{90}Sr , B e Se
<i>Thlaspi caerulescens</i>	Ni e Zn
<i>Thlaspi rotundifolium</i> ssp. cepaeifolium (brassica não cultivada)	Pb
<i>Alyssum wulfenianum</i>	Ni
Famílias Buxaceae (buxo) e Euphorbiaceae	Ni
Choupo híbrido	As e Cd
<i>Brassica napus</i> (canola)	Se e B
<i>Helianthus annuus</i> (girassol)	Cs e Sr

A *Brassica juncea* (mostarda da Índia) é uma espécie com elevada produção de biomassa, possuindo 20 vezes mais biomassa do que a *Thlaspi caerulescens* (Salt *et al.*, 1995). Das diferentes espécies selecionadas, a *B. juncea* apresentou melhor habilidade para translocar e acumular mais do que 1,8% de chumbo em peso seco de folhas. As espécies de plantas selecionadas com esta finalidade apresentaram entre 0,82 e 10,9% de chumbo nas raízes, tendo as Brassicas os valores mais elevados. Em cento e seis cultivares de *B. juncea* a habilidade para acumular Pb variou consideravelmente. Em outras diferentes cultivares da mesma espécie, a variação foi de 0,04% a 3,5% e 7 a 19% de acumulação de Pb nas folhas e raízes, respectivamente (Nanda Kumar *et al.*, 1995). Existem aproximadamente 80 espécies acumuladoras de níquel nas famílias Buxaceae (incluindo o buxo) e Euphorbiaceae, as quais possuem algumas espécies

capazes de acumular mais do que 5 % de seu peso seco em níquel (Baker, 1995; citado por U.S.EPA 2000).

Gupta e Sinha (2006) encontraram maiores valores de fator de transferência (FT: taxa de transferência do elemento do solo para a planta) de 8,71 e 10,79 para Mn e Cr, respectivamente, em *Sida acuta*. Ambos, FT e CE são importantes componentes da fitoextração. Machado *et al.* (2002) encontraram valores de FT em *Laguncularia racemosa* (mangue branco), de 28 (Zn), 1 (Pb), 10 (Cu), 12,7 (Ni) e 54,7 (Mn), em área de amostragem localizada na Ilha do Governador, RJ.

As plantas *Hibiscus cannabinus* L. cv. Índia (kenaf) – papoula de São Francisco e *Festuca arundinacea* Schreb cv. Alta, também absorvem Se, porém, em menor grau do que a canola (Bañuelos *et al.* 1997b). As árvores de choupo híbrido foram usadas em estudo de campo em resíduos de mineração contaminados com As e Cd (Pierzinski *et al.*, 1994). As folhas da erva de Santa Maria (*Chenopodium ambrosioides* L.) apresentaram maiores concentrações de As (14 mg/kg) do que as espécies nativas ou folhas de choupo (8 mg/kg) em resíduos de mineração (Pierzinski *et al.*, 1994). Adler (1996) relata que plantas de girassol absorvem Cs e Sr, mantendo o Cs nas raízes e Sr nas folhas.

As plantas acumuladoras de metais como as cultivadas comercialmente como o milho, o sorgo e a alfafa, podem ser mais efetivas na remoção de maior quantidade de metais do que as plantas hiperacumuladoras, devido à maior taxa de crescimento e maior produção de biomassa. No entanto, são necessários estudos no sentido de verificar a quantidade de contaminante removido.

O primeiro ensaio de campo sob condições controladas foi de *Thlaspi caerulescens* no Reino Unido em 1994 (Moffat, 1995). Neste estudo, a *Thlaspi caerulescens* acumulou Zn e Cd em uma percentagem considerável de peso seco. Uma operação comercial da Phytotech, Inc., também conduziu testes e aplicações em campo, em pequena escala, com algum sucesso usando a mostarda da Índia (*Brassica juncea*) para remover chumbo do solo. A engenharia genética, a seleção e a produção de plantas hiperacumuladoras de rápido crescimento e elevada produção de biomassa estão sendo pesquisadas, juntamente com a taxa de absorção e translocação de metais (Nellessen e Fletcher 1993a).

RIZOFILTRAÇÃO

A rizofiltração compreende a adsorção ou precipitação sobre as raízes, ou a absorção dos contaminantes que estão na solução do solo adjacente à zona radicular. A absorção, concentração e translocação podem ocorrer de acordo com o contaminante. Os exudados radiculares podem ocasionar a precipitação de alguns metais. A rizofiltração inicialmente resulta na contenção do contaminante através da imobilização ou acumulação na superfície ou no interior da raiz. Os contaminantes são, então, removidos por meio da absorção. É uma técnica similar à fitoextração, ambas são mecanismos de concentração. Essas se diferem no aspecto em que, na rizofiltração, o mecanismo de acumulação acontece na raiz e aliado às técnicas de hidroponia (cultivo em solução nutritiva – sem solo) as plantas são retiradas ou descartadas, enquanto que na fitoextração, o descarte pode ser feito apenas da parte aérea, não é necessária a retirada de toda a planta. A rizofiltração é considerada uma técnica relevante para a separação de contaminantes metálicos em água subterrânea extraída, água superficial e água residual. Tanto espécies aquáticas quanto terrestres podem ser utilizadas. As plantas terrestres parecem remover mais contaminantes do que as plantas aquáticas, no entanto, necessitam de suporte (bóia flutuante).

O sistema pode ser “*in situ*” (bóia em lagoa) ou “*ex situ*” (sistema de tanque). No caso da aplicação “*ex situ*” o tanque pode ser colocado em qualquer lugar, já que o tratamento não exige a localização original da contaminação. A rizofiltração é passível na área de influência do sistema radicular e a água deve estar em contato com as raízes. A construção do sistema (unidades) deve ser planejada de modo que as profundidades das unidades e do sistema radicular sejam semelhantes, visando um maior contato das raízes com a solução. A água subterrânea pode ser extraída de qualquer profundidade e canalizada até um sistema de hidroponia para o tratamento “*ex situ*”. A profundidade da água subterrânea é em função do sistema de extração e não do sistema de tratamento de rizofiltração.

As limitações da técnica estariam relacionadas ao controle de pH da solução para garantir disponibilidade e conseqüente absorção dos metais, ao entendimento e avaliação da especiação química, à interação de todas as espécies na solução, à construção de um sistema para o controle da concentração e fluxo da solução e ao corte periódico das plantas e disposição dos resíduos.

Os contaminantes acessíveis a esta técnica incluem metais como o Pb, Cd, Cu, Zn e Cr. Dushenkov *et al.* (1995) relatam estudos sobre a absorção de Pb⁺² por mostarda da Índia com um coeficiente de bioacumulação de 563 após 24 h. Estes autores trabalharam com várias concentrações (35, 70, 150, 300 e 500 mg/L) de Pb⁺² observando acúmulo pela absorção das raízes de mostarda que saturaram de 92 para 114 g/kg de Pb em peso seco de raiz. A absorção do Pb pelas raízes foi rápida, contudo, o tempo necessário para remover 50% de Pb da solução aumentou em razão do aumento de sua concentração na solução. Estes mesmos autores citam que as raízes de mostarda da Índia foram capazes de acumular Cd⁺² (2 mg/L), Cu⁺² (6 mg/L), Ni⁺² (10 mg/L), Zn⁺² (100 mg/L) e Cr⁺⁶ (4 mg/L) com coeficientes de bioacumulação de 134, 490, 208, 131 e 179, respectivamente, após 24 h.

Salt *et al.*, (1997), trabalhando também com mostarda da Índia, encontraram Pb⁺², Cd⁺², Ni⁺² e Cr⁺⁶ acumulados nas raízes em concentrações na água de 20 a 2000 mg/L, todos com coeficientes de bioacumulação de 500 a 2000, exceto para Cr que apresentou de 100 a 250.

Para os radioisótopos U, Cs e Sr, Dushenkov *et al.* (1997) estudaram o girassol em várias concentrações de urânio. A concentração média foi de 207g/L, reduzida acentuadamente para menos de 20g/L. Para o Cs, a concentração de 200g/L foi reduzida abaixo de 3g/L após 24 h. Já para o Sr, foi utilizada a mesma concentração do Cs (200g/L) com redução para 35 g/L em 48 h, e após 96 h para 1g/L. O Cs e o Sr foram acumulados em raízes de mostarda da Índia com concentrações em água de 20 a 2000 g/L para ambos e os coeficientes de bioacumulação de 100 a 250 para o Cs.

Um estudo realizado em condições de hidroponia utilizou fumo, cereais, gramíneas de inverno e gramíneas de verão. As espécies foram efetivas na acumulação de Pb nas raízes após 3 dias de exposição a 300 mg/L de Pb. A concentração máxima de Pb em peso seco foi de 17% em gramínea de inverno (capim colônia) e a mínima de 6% em gramínea de verão (grama Esmeralda). A mostarda da Índia foi efetiva também na absorção de outros metais (Dushenkov *et al.*, 1995). Em condições de casa de vegetação, o girassol (*Helianthus annuus* L) removeu Cr⁺⁶, Mn⁺², Cd⁺², Ni⁺², Cu⁺², Pb⁺², Zn⁺², U e Sr (Salt *et al.*, 1995). O girassol foi mais eficiente do que a mostarda (*Brassica juncea*) e o feijão de Lima (*Phaseolus coccineus*) na remoção de urânio. O girassol acumulou maiores concentrações de urânio nas raízes, corroborado pelos mais elevados valores do coeficiente de bioacumulação nas raízes do que nas folhas (Dushenkov *et al.*, 1997). Plantas de girassol cresceram de 4 a 8 semanas em uma bóia

flutuante em um lago, em Chernobyl na Ucrânia, e os resultados de bioacúmulo indicaram que a espécie poderia remover ^{137}Cs e ^{90}Sr provenientes do lago.

As espécies aquáticas normalmente são utilizadas em tratamento de água, mas apresentam limitações por conta do menor porte e crescimento lento das raízes quando comparadas às espécies terrestres. Plantas aquáticas flutuantes incluem *Eichhornia crassipes*, *Hydrocotyle umbellata*, *Lemna minor* e *Azolla pinnata* (Salt *et al.*, 1995). A utilização de plantas de girassol cultivadas hidropônicamente em meio contaminado com o radioisótopo ^{125}I permitiu a observação da distribuição do contaminante na planta. Em baixas concentrações, o iodo foi armazenado principalmente nas raízes, enquanto que em elevadas concentrações permaneceu estocado nas folhas. O iodo foi removido totalmente da solução pela planta, não aparentando ter ocorrido volatilização durante a sua acumulação e transporte (Soudek *et al.* 2005).

3.2.3.3. VOLATILIZAÇÃO

A volatilização ou transpiração é o mecanismo que envolve absorção, transporte, transformação e transpiração do contaminante dissolvido na água para atmosfera. Assim, a taxa de transpiração da planta é dependente do fornecimento suficiente de água pelo solo e de fatores como a temperatura, precipitação, umidade, insolação e velocidade do vento.

Projetos de fitorremediação propostos não demonstram que este mecanismo seja conveniente a muitos contaminantes. O mercúrio (Hg) em planta geneticamente modificada com esta finalidade consegue ser transportado via planta até a atmosfera em sua forma volátil, que representa menor risco do que as outras formas de mercúrio no solo.

FITOVOLATILIZAÇÃO

A técnica de fitovolatilização utiliza o mecanismo da absorção e da transpiração do contaminante pela planta com a liberação do mesmo ou de sua forma modificada para a atmosfera. A fitovolatilização pode ocorrer conjuntamente com a fitodegradação. Essa técnica exige que o contaminante esteja na área de influência do sistema radicular.

Caso a água subterrânea seja o meio a ser tratado, a água contaminada deve fluir para a área de influência das plantas e/ou também ser bombeada e regada sobre as plantas.

A vantagem da técnica é a possível transformação do contaminante em formas menos tóxicas como, por exemplo, o mercúrio elementar e o gás selênio. Contudo, o contaminante ou o metabólito perigoso (como o cloreto de vinil formado a partir do TCE) pode ser liberado na atmosfera ou acumulado na vegetação e entrar na cadeia alimentar.

Vários estudos relatam o potencial da técnica para os solventes clorados incluindo o TCE, o 1,1,1-tricloroetano (TCA) e o tetracloreto de carbono (Newman *et al.*, 1997a e 1997b. Citados por U.S.EPA 2000; Narayanan *et al.*, 1995). De acordo com Newman *et al.* (1997b) Citado por U.S.EPA 2000, o choupo híbrido removeu em 2 anos mais de 97% de TCE (50 ppm) da água, bem como mais de 95% de tetracloreto de carbono (50 ppm) em um ano. Para os contaminantes inorgânicos o Se pode ser retirado e transpirado na concentração de 100 a 500 µg/L da água subterrânea (Bañuelos *et al.*, 1997a. Citado por U.S.EPA 2000) e de solo na concentração 40 mg/L (Bañuelos *et al.*, 1997b).

A Tabela 3.3 descreve algumas espécies utilizadas, referentes ao mecanismo de volatilização.

Tabela 3.3. Espécies utilizadas na fitovolatilização

Espécie	Contaminante
Choupo	Solventes Clorados, TCE
Alfafa (<i>Medicago sativa</i>)	TCE
Mostarda (<i>Brassica juncea</i>), canola (<i>Brassica napus</i>), <i>Hibiscus cannabinus</i> L. cv. Índia, <i>Festuca arundinacea</i> Schreb cv. Alta	Se
<i>Arabidopsis thaliana</i>	Hg

3.2.3.4. CONTENÇÃO/IMOBILIZAÇÃO

A contenção ou imobilização é um mecanismo que utiliza plantas para reter o contaminante no solo, conferindo a ele a não biodisponibilidade ou a sua imobilização. As plantas previnem contra a erosão, lixiviação e transporte do solo contaminado. A contenção física do contaminante pelas espécies pode ocorrer pelo aprisionamento

dentro de uma molécula húmica (humificação), pelo seqüestro físico de metais como ocorre em alguns *wetlands* ou por acúmulo nas raízes de plantas. Algumas árvores seqüestram grande quantidade de metais em suas raízes sendo difícil a sua remoção, apresentando um reduzido risco ambiental e humano. A redução do risco se dá pela transformação do contaminante em uma forma não perigosa ou pela conferência da não biodisponibilidade.

CONTROLE HIDRÁULICO

O controle hidráulico é outra forma de contenção discutida pela EPA referente à fitorremediação. O controle da pluma de contaminação da água subterrânea por meio das plantas é alcançado em consequência do elevado consumo de água e do aumento da evapotranspiração, resultando em um controle hidráulico que pode conter a migração do contaminante. É usado no tratamento de água subterrânea, superficial e do solo. Na verdade esta técnica envolve os mecanismos de volatilização e imobilização, visto que, através da transpiração da água contaminada, obtém-se a contenção da contaminação na matriz.

Algumas espécies de plantas consomem grande quantidade de água e conseguem estender suas raízes para a extração de água da zona saturada. Gatliff (1994) relatou que árvores de choupo híbrido e choupo-do-canadá foram eficientes na transpiração de água subterrânea pouco profunda contaminada por metais, pesticidas e nutrientes. Em água subterrânea contaminada com diesel e gasolina foram utilizadas árvores de choupo para transpirar a água contaminada (Nelson, 1996). O choupo tem demonstrado ser eficiente na remoção de grande quantidade de água contaminada, por sua elevada taxa de transpiração e rápido crescimento, características essenciais à técnica.

FITOESTABILIZAÇÃO

A técnica da fitoestabilização utiliza o mecanismo de imobilização do contaminante do solo através da absorção e acumulação nas raízes, adsorção na superfície das raízes ou precipitação na área do sistema radicular, que evita a migração do solo contaminado pela ação dos ventos e erosão pela água, lixiviação e dispersão do solo. As plantas são selecionadas pela profundidade do seu sistema radicular. O impacto

das raízes pode refletir em maiores profundidades no solo dependendo do transporte de seus exudados. No caso, o choupo pode ser usado para a remediação de solo em uma profundidade de 1,5 m a 3 m.

A ação do sistema radicular aliado à sua microbiota e às condições químicas e/ou alterações do ambiente do solo ou química do contaminante, promove a estabilização do contaminante, provavelmente pelo efeito benéfico da presença das plantas e da estabilização física do solo, prevenindo problemas como erosão. O pH do solo é alterado pelos exudados radiculares das plantas ou através da produção de CO₂, que modifica a solubilidade e a mobilidade do metal ou a dissociação de compostos orgânicos. A área de influência das raízes é capaz de alterar as condições do solo e, com isto, converter o estado de oxidação dos metais da forma solúvel à insolúvel (Salt *et al.* 1995). A fitoestabilização acontece devido à sorção, precipitação, complexação ou redução da valência do metal (U.S.EPA 1997a). As plantas atuam na redução da erosão de solos contaminados com metais, diminuindo a área contaminada e o risco ambiental. O termo fitolignificação tem sido usado como referência à forma de fitoestabilização em que os compostos orgânicos são incorporados à lignina das plantas (Cunningham *et al.* 1995b). A humificação por meio da incorporação dos contaminantes às substâncias húmicas confere a fitoestabilização.

A fitoestabilização é apropriada para o tratamento de solo, sedimento e lodo. Tem como vantagens, a não necessidade de remoção do solo, a revegetação que aumenta a recuperação do ecossistema e a não disposição de materiais perigosos. Entretanto, a técnica apresenta desvantagens, dado que os contaminantes permanecem no local, havendo a necessidade de monitoramento da vegetação e do solo por maior período, a fim de evitar a liberação de contaminantes e lixiviação futura. A possibilidade de haver absorção e translocação dos metais para a parte aérea das plantas, o monitoramento dos exudados radiculares e contaminantes, e as correções do solo para prevenir o aumento da solubilidade e lixiviação dos metais, e fato de ser considerada uma medida temporária na estabilização dos metais, são outras desvantagens da técnica.

A fitoestabilização não tem sido avaliada em contaminantes orgânicos. A abordagem gira em torno dos metais e suas concentrações. Conforme Salt *et al.* (1995), a mostarda da Índia é capaz de reduzir o Cr⁺⁶ para Cr⁺³. Os mesmos autores relatam que em áreas de resíduos de mineração, as gramíneas foram capazes de estabilizar o Cu, o Pb e o Zn.

O uso de plantas já consagradas como tolerantes aos metais são a chave para a remediação de solos contaminados por metais. A mostarda da Índia (*Brassica juncea*) reduz metais em lixiviados em mais de 98% (Raskin *et al.*, 1994), igualmente às gramíneas *Agrostis tenuis* cv Goginan (Pb e Zn), *Agrostis tenuis* cv Parys (Cu) e *Festuca rubra* cv Merlin (Zn e Pb) (Salt *et al.*, 1995). Gramíneas nativas e leguminosas incluindo a *Andropogon gerardi* Vit, festuca (*Festuca arundinacea* Schreb.) e a soja [*Glycine max* (L) Merr.] foram estudadas para determinar sua efetividade na remediação em áreas de disposição (Pierzynski *et al.*, 1994). As leguminosas são sistematicamente utilizadas em programas de reabilitação de áreas degradadas devido às suas características favoráveis como: ampla diversidade de espécies, versatilidade de usos e seu papel na dinâmica dos ecossistemas (favorece a entrada de N no sistema solo pela simbiose com as bactérias fixadoras de N).

O fato de não requerer a instalação de sistema de bombeamento e tratamento representa uma vantagem. A penetração das raízes possibilita maior área de contato e maior exploração do volume de solo do que o bombeamento convencional. As desvantagens estão relacionadas à influência das condições climáticas que variam a absorção de água, à limitação da remoção de água pela profundidade do sistema radicular e à absorção de água por espécies de árvores decíduas (sofrem queda de folhas) que torna-se mais lenta durante o inverno.

Os contaminantes orgânicos e inorgânicos lixiviados e solúveis em água são acessíveis ao processo desde que não estejam em concentrações fitotóxicas. Segundo Nelson (1996), árvores de choupo são usadas para formar barreiras no movimento de água subterrânea em área contaminada com gasolina e diesel. A quantidade de água transpirada pelas árvores depende de muitos fatores, especialmente o tamanho da árvore. Há relatos de que árvores de choupo com 5 anos de idade são capazes de transpirar 100 a 200 L/dia (Newman *et al.*, 1997a). Já Gatliff (1994) verificou em árvores de aproximadamente 12 m de altura valores extremamente elevados de transpiração de 189 m³/dia a 1325 m³/dia baseado na variação do lençol freático. Da mesma maneira, Nelson (1996) observou que árvores de choupo transpiraram aproximadamente 30 m³/dia. Na Tabela 3.4 são relatados resumidamente os mecanismos, as técnicas e os contaminantes, estabelecendo uma visão geral dos estudos já realizados.

Tabela 3.4. Mecanismos, técnicas, contaminantes e espécies utilizadas na fitorremediação

Mecanismo	Técnica	Matriz	Contaminantes	Espécies	Situação
Degradação	Rizodegradação	Solo Sedimento Lodo	Orgânicos (TPH, HPA's, pesticidas, solventes clorados, PCB's)	Gramíneas Choupos Arroz Amora Tabôa	Aplicação em campo
	Fitodegradação	Solo Água subterrânea Sedimento Lodo	Orgânicos (solventes clorados, fenóis, herbicidas, munições)	Alga Choupos Chorão Cipreste	Demonstração em campo
Extração	Fitoextração	Solo Sedimento Lodo	Metais (Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn) Radioisótopos (90Sr, 137Cs, 239Pu, 238,234U)	Mostarda Girassol Choupos <i>Alyssum wulfenianum</i> <i>Thlaspi rotundifolium</i>	Laboratório Aplicação em campo Escala Piloto
	Rizofiltração	Água subterrânea e superficial	Metais Radioisótopos	Girassol Mostarda Jacinto	Laboratório Escala Piloto
Volatilização	Fitovolatilização	Solo Água subterrânea Sedimento Lodo	Solventes clorados Inorgânicos (Se, Hg, As)	Choupos Alfafa Mostarda	Laboratório Aplicação em Campo
Volatilização Imobilização/ Contenção	Controle Hidráulico	Água subterrânea e superficial Solo	Orgânicos miscíveis Inorgânicos	Choupos Salix Choupo-do-canadá	Demonstração em campo
Imobilização/ Contenção	Fitoestabilização	Solo Sedimento Lodo	As, Cd, Cr, Cu, Hs, Pb, Zn	Mostarda Gramíneas Choupo	Aplicação em campo

Fonte: U.S.EPA (2000)

3.3. ASPECTOS RELEVANTES À ADOÇÃO DA TÉCNICA

A investigação da área quanto à localização, extensão, grau e tempo de residência do contaminante são as considerações iniciais à escolha da técnica de

fitorremediação. Do mesmo modo que a vegetação existente no sítio (nativa) poderá influenciar negativamente o estabelecimento da vegetação a ser introduzida, uma vez que é possível a existência de plantas alelopáticas², “invasoras” bem estabelecidas e patógenos.

Outra razão para o levantamento das espécies existentes na área naturalmente vegetada é a viabilidade de que a vegetação nativa seja adaptada às condições da contaminação, podendo ser potencialmente útil aos estudos de fitorremediação.

Um conjunto de fatores está relacionado e deve ser analisado como o clima, o tipo de solo e dos contaminantes, o custo e a espécie vegetal. Os questionamentos básicos a respeito da seleção do sistema de fitorremediação são referentes à escolha da técnica (baseada no mecanismo e na natureza do contaminante) e sua efetividade na remediação, a viabilidade econômica e os quesitos necessários à implantação. As recomendações para a seleção de um tipo particular de mecanismo de fitorremediação, diz respeito ao meio contaminado, contaminantes presentes na área, a profundidade e volume de contaminação, assim como as características do solo que afetam o crescimento das plantas, como a textura e teor de umidade.

3.3.1. CLIMA

Os fatores climáticos não podem ser prognosticados com muita segurança e seus efeitos não são controlados. O complexo sistema biológico de fitorremediação está sujeito aos eventos climáticos e pode ser severamente afetado, comprometendo os resultados da técnica. Cabe então, considerar esse fator durante o planejamento das atividades de remediação.

²Alelopatia: Inibição do crescimento de uma determinada espécie de planta em decorrência da presença de exudados produzidos por outra espécie.

No Brasil, pode-se considerar que os fatores climáticos atuam a favor dos mecanismos envolvidos na fitorremediação. A extração, a volatilização e a degradação, estão intrinsecamente relacionadas, entre outros fatores, ao teor de umidade do solo, à temperatura e à luminosidade. A disponibilidade de água no solo associada à temperatura elevada aumenta a evapotranspiração e, com isso, uma maior quantidade de contaminante é extraída do solo pela absorção de água seguindo o fluxo transpiracional. Da mesma maneira, a maior absorção de água permite a entrada de elementos essenciais à nutrição vegetal responsável pelo bom desenvolvimento da planta. Com isso, facilita o crescimento e a maior produção de biomassa através do processo da fotossíntese que, por sua vez, sofre a influência direta da luminosidade. O mecanismo de degradação é, então, favorecido pelo aporte de substrato orgânico proveniente da biomassa produzida, como também pela elevada temperatura. Por outro lado, outros fatores como disponibilidade de nutrientes no solo, pH, qualidade do substrato e aeração, afetam diretamente os agentes responsáveis pela degradação, os microrganismos. Na Tabela 3.5. são identificados os fatores climáticos relevantes ao crescimento e desenvolvimento das plantas.

Tabela 3.5. Fatores climáticos e suas considerações

Fatores	Considerações
Precipitação	A quantidade de chuva determina o tempo de preparação do solo, tempo de plantio e necessidade de irrigação visando atender a demanda hídrica da espécie
Temperatura	A média, extrema e flutuações da temperatura, afetarão o crescimento das plantas
Luminosidade	A quantidade de luz solar afeta diretamente o crescimento das plantas, a temperatura do ar e a evapotranspiração.
Sombreamento	A extensão sombreada da área pode afetar o crescimento das plantas
Comprimento da estação de crescimento	Os processos de fitorremediação são mais ativos durante as estações de crescimento e estas devem ser consideradas na predição do período de remediação
Ventos	O vento afeta a evapotranspiração, causa danos às plantas e dispersão de voláteis e fragmentos.
Localização	Padrões de tempo local e regional afetam os fatores descritos acima

Fonte: U.S.EPA (2000)

3.3.2. SOLO

O solo sob o ponto de vista da Engenharia Civil e da Agronomia tem enfoques diferentes. Na engenharia, funciona como suporte mecânico para as obras de engenharia e na agronomia, como um meio responsável pela produção de alimentos.

O complexo e dinâmico sistema solo é constituído por três fases: gasosa, líquida e sólida. A fase gasosa compreende o ar do solo, a líquida, a solução ou água do solo constituída por água, sais em dissolução e material coloidal em suspensão. A fase sólida inclui o material mineral de tamanho variável e a matéria orgânica em diferentes estágios de decomposição.

O solo é o elemento da paisagem que reflete a interação de todos os fatores de formação: material de origem, relevo, tempo, clima e organismos. O sistema solo é o meio natural para a vida das plantas, pois é responsável pelo suporte mecânico, fornecimento de nutrientes, água e ar, necessários à sobrevivência das plantas.

A qualidade do solo é fortemente influenciada pela forma de manejo da produção agrícola ou qualquer outra atividade antrópica causadora de impactos. A sustentabilidade do solo é possível através da melhoria dos seus atributos químicos, físicos e biológicos, sendo, portanto, um componente crítico do manejo ou gerenciamento. O solo potencialmente produtivo “sustenta” as plantas, os animais e os microrganismos, através do fornecimento de água e nutrientes e do suporte físico, o que caracteriza a sua qualidade, viabilizando um ambiente favorável à sobrevivência das espécies.

As propriedades físicas, químicas e biológicas do solo determinam seu grau de fertilidade resultando na produção vegetal e, deste modo, nos processos de fitorremediação. A composição volumétrica de um solo mineral próximo à superfície adequada ao crescimento vegetal seria 50% de espaço poroso ocupado por partes iguais de água e ar, 45 - 48% de sólidos minerais e 2 – 5% de matéria orgânica.

O pH do solo deve estar na faixa adequada ao crescimento das plantas e está relacionado à dinâmica de elementos minerais e, conseqüentemente, com a disponibilidade de nutrientes às plantas e aos microrganismos, como também com a solubilização de metais. Este parâmetro deve ser ajustado através da adição de agentes solubilizantes, visando aumentar a biodisponibilidade e conseqüente absorção dos metais pelas plantas.

A capacidade de troca catiônica (CTC) é influenciada pelo pH, natureza dos cátions trocáveis, concentração da solução e a natureza da fase sólida. Está relacionada à disponibilidade de nutrientes. O teor de matéria orgânica é outro componente fundamental da capacidade produtiva dos solos, pois afeta os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, determinando a disponibilidade de nutrientes, retenção de água, melhoria da estrutura, permeabilidade, aeração, entre outros fatores, como a complexação de contaminantes metálicos, por exemplo.

A textura diz respeito ao tamanho das partículas minerais e refere-se à proporção relativa das classes de partículas de diferentes tamanhos (frações granulométricas: areia, silte e argila). O tamanho das partículas e a capacidade de troca catiônica dimensionam o reservatório de água e nutrientes do solo afetando diretamente a produção vegetal.

A estrutura está relacionada ao arranjo das partículas do solo e, com a textura, influencia no suprimento de nutrientes, água e aeração do solo. Os atributos estão intimamente relacionados entre si e influenciam a porosidade e a permeabilidade do solo. A profundidade do solo também é relevante, haja visto que deve ser adequada ao bom desenvolvimento radicular.

Por considerar os parâmetros edáficos e sua influência no desenvolvimento da planta, tornam-se necessárias práticas de manejo do solo comumente utilizadas no cultivo comercial de plantas para a implementação da fitorremediação. As práticas agrícolas relacionadas à melhoria das condições do solo são baseadas em análises prévias que, em seguida, envolvem o ajuste de pH através da calagem, a adubação química e orgânica, o uso de sistema de irrigação para garantir o suprimento de água adequado ao crescimento das plantas, a aração e gradagem para promover a descompactação do solo através do revolvimento e o controle de ervas daninhas. Desta maneira, o solo como matriz a ser descontaminada e servir como suporte e reservatório de nutrientes deve apresentar condições apropriadas ao crescimento das plantas e à migração do contaminante até as plantas, de modo que não haja lixiviação das espécies contaminantes.

3.3.3. ESPÉCIE VEGETAL

A investigação inicial de áreas contaminadas e naturalmente vegetadas permite selecionar espécies vegetais adaptadas às condições adversas existentes e também para determinar o impacto destas plantas na contaminação, desde que contribuam para a

remediação da área contaminada. Uma vez que a colonização natural encontra-se presente na área por longo período, os estudos são beneficiados pelo fato de se poder observar os efeitos da revegetação (que são evidentes na área revegetada naturalmente) no contaminante. A revegetação natural de uma área é essencialmente uma forma intrínseca de biorremediação e tem sido verificada em lodo de refinaria de petróleo que foi naturalmente revegetado (Fletcher *et al.*, 1997. Citado por U.S.EPA 2000; Wong 1996. Citado por U.S.EPA 2000). Um trabalho realizado na Bélgica também partiu da avaliação de uma área de disposição de rejeito de dragagem que foi naturalmente vegetada por algumas espécies (Vandecasteele *et al.*, 2002).

Tendo em vista todos os fatores envolvidos na escolha do mecanismo a ser utilizado, incluindo a natureza do contaminante e da matriz contaminada e a profundidade da contaminação, a seleção das espécies para os projetos de fitorremediação é baseada no potencial das plantas em evapotranspirar a água subterrânea, produzir enzimas degradadoras e exudados radiculares, ter boa taxa de crescimento, elevada produção de biomassa, profundidade e bom desenvolvimento do sistema radicular e habilidade em bioacumular contaminantes sob as condições da área contaminada. Um fator importante e que limita a aplicação da técnica é o tempo necessário para o desenvolvimento adequado das plantas. As espécies selecionadas devem ter tempo suficiente para desenvolverem seu sistema radicular e sua biomassa (e possíveis enzimas metabólicas), para realizarem de forma eficiente a remediação. A habilidade de uma planta em degradar ou absorver o contaminante varia com a idade e seu estado metabólico (conteúdo de água, ciclos diurnos, temperatura). Os estudos já realizados apontam para algumas espécies promissoras à fitorremediação.

O sistema radicular das espécies é variável e determina a profundidade efetiva da fitorremediação. Na Tabela 3.6 podem ser observadas as profundidades de algumas espécies mais comuns em trabalhos de fitorremediação. Na maioria das espécies de plantas não lenhosas o sistema radicular encontra-se em torno de 30 cm a 60 cm e para as espécies arbóreas é relativamente superficial, não ultrapassando de 3 a 6 m. Na prática, caso a zona de contaminação esteja abaixo do lençol freático, não seria alcançada pelas raízes das árvores, já que o sistema radicular na maioria das vezes encontra-se em profundidade mais superficial, extraindo água de uma zona acima do lençol freático (Gatliff, 1994).

Tabela 3.6. Profundidade do sistema radicular de espécies utilizadas na fitorremediação

Espécie	Profundidade Máxima das Raízes (cm)	Contaminantes
Mostarda da Índia	30	Metais
Gramíneas	122	Orgânicos
Árvores de choupo	460	Metais, orgânicos e solventes clorados

Fonte: U.S.EPA (2000)

A taxa de crescimento da espécie afeta diretamente a taxa de remediação de acordo com o mecanismo envolvido. Na rizodegradação, rizofiltração e fitoestabilização, por exemplo, é desejável um rápido crescimento referente ao sistema radicular (densidade, volume, área superficial e extensão lateral). Na fitoextração, o mais relevante é a rápida e elevada produção de biomassa. Uma grande massa radicular e biomassa aérea são necessárias, ao incremento da massa do contaminante acumulado, maior transpiração de água, maior assimilação e metabolismo de contaminantes ou à produção de grande quantidade de exudados e enzimas. O rápido crescimento diminuirá o tempo necessário para atingir uma considerável quantidade de biomassa.

As plantas hiperacumuladoras de metais concentram altos níveis de metais, no entanto, apresentam pouca biomassa e crescimento lento, significando que a massa total de metais removidos tende a ser baixa. Na fitoextração de metais, a concentração dos elementos na biomassa e a quantidade de biomassa produzida devem ambas ser consideradas. A espécie que extrai uma baixa concentração de metais, mas que possui maior quantidade de biomassa do que a hiperacumuladora é mais desejável, em razão de que a massa total de metal removido será maior. O choupo tem sido amplamente utilizado em pesquisas e aplicações por seu rápido crescimento (3 m a 5 m ao ano) (Chappell, 1997).

A taxa de transpiração da vegetação é mais relevante para as tecnologias de fitorremediação que envolvem absorção do contaminante e controle hidráulico. A taxa de transpiração depende de fatores como espécie, idade, massa, tamanho e área de superfície foliar, copa, estágio de crescimento e fatores climáticos que irão variar sazonalmente. Deste modo, a inferência de valores definidos para determinado tipo de

vegetação não é coerente. No entanto, em certos casos, como em espécie de choupo (Populos), aproximadamente de 0,1 a 0,2 m³/dia são transpirados por cada árvore de 5 anos de idade (Newman *et al.*, 1997), valores inferiores aos relatados por Gordon (1997) Citado por U.S.EPA 2000, que estimou em árvores da mesma espécie e idade 98,41 m³/dia transpirados. Em chorão (Salix), uma única árvore transpirou 189,25 m³ que é comparável à taxa de transpiração de 2.430 m plantados com alfafa (Gatliff, 1994).

O planejamento da fitorremediação deve identificar e, se possível, quantificar as rotas potenciais de exposição ecológica e determinar os compartimentos de acúmulo dos contaminantes nas plantas selecionadas. A acumulação em frutos, sementes e folhas geram maior exposição do que o acúmulo em raízes e tronco. A maioria dos contaminantes orgânicos não é acumulada em quantidades consideráveis nos tecidos vegetais. O impacto ocasionado pela extração do contaminante na vegetação gera uma preocupação quanto ao destino do material vegetal. O mecanismo de extração produz resíduos que contêm os elementos metálicos extraídos e armazenados na biomassa vegetal, havendo a necessidade de disposição adequada. Conforme Adler (1996), plantas de girassol extraíram céσιο (Cs) e estrôncio (Sr) de água superficial, sendo dispostas como resíduo radioativo.

3.3.4. CONTAMINAÇÃO DA ÁREA

A remediação da área contaminada requer a disponibilidade física e química dos contaminantes visando a acessibilidade ao sistema radicular e a absorção. Sabe-se que a natureza do contaminante e da matriz contaminada, bem como a profundidade da contaminação, são determinantes à escolha da tecnologia e, no caso da fitorremediação, a seleção e adaptação das espécies. O sistema radicular da espécie deve ser compatível com a profundidade da contaminação. Em muitas espécies cultivadas a profundidade efetiva varia entre 30 cm a 1 m e em espécies arbóreas, em torno de 9 m ou menos (Gatliff, 1994).

A fitodegradação, por exemplo, é mais apropriada para grandes áreas de solo com contaminação superficial. A água subterrânea que pode ser extraída pelas raízes das árvores ou bombeada para a superfície deve ser tratada por este sistema, como também a água superficial. No caso do mecanismo de extração, as principais exigências à fitorremediação de água subterrânea são a profundidade da água subterrânea e a

profundidade zona contaminada (pluma de contaminação). A fitorremediação de água subterrânea é aplicada a aquíferos não confinados, em que a profundidade do lençol freático esteja na área de abrangência das raízes das plantas. Similarmente, a rizofiltração depende do contato direto das raízes com a água contaminada, no entanto, a retirada da água por bombeamento e canalização para um sistema construído (tanques) ou para a aplicação em hidroponia, independe da profundidade da água subterrânea, já que haverá um sistema conjunto de extração.

3.3.5. NATUREZA DOS CONTAMINANTES

A contaminação de um meio é causada por substâncias tóxicas, sejam elas: contaminantes orgânicos (hidrocarbonetos de petróleo, fenóis, munições, solventes clorados, pesticidas) ou inorgânicos (metais pesados, radioisótopos). As características dos contaminantes influenciam de forma diferenciada as propriedades do solo. A classificação do contaminante conforme suas características, aliada ao tipo de meio contaminado e ao nível de contaminação, em grande parte define a técnica que poderá ser utilizada na remediação.

Os compostos orgânicos podem ser desativados por processos de mineralização biótica e abiótica. Entretanto, os compostos inorgânicos são praticamente indestrutíveis. Sua persistência requer remoção da fonte contaminada ou conversão em forma inerte biologicamente. O processo de conversão só é possível para alguns elementos tóxicos como a biovolatilização de Se, Hg e ³H. Na maioria dos metais e radioisótopos a remediação efetiva requer a extração física do solo e da água, usando tecnologias convencionais de engenharia como o bombeamento e tratamento (*pump and treat*) ou escavação e tratamento (*dig and treat*).

As pesquisas em fitorremediação em sua maioria são focadas em classes individuais de contaminantes e não na contaminação conjunta dos diferentes tipos de poluentes. Há evidências de que as plantas toleram uma contaminação mista de metal e orgânico. Contudo, poucas são as investigações sobre a espécie vegetal remediar concomitantemente diferentes classes de contaminantes como, por exemplo, metais pesados e solventes clorados. O uso de diferentes espécies ou plantio consorciado para remediar diferentes classes de contaminantes pode ser uma alternativa a ser aplicada paralela ou seqüencialmente.

3.3.5.1. METAIS PESADOS

Os metais pesados são elementos com densidade atômica superior a 6g/cm^3 , iônicos, possuem mais de um número de oxidação, altamente reativos, não sofrem degradação, acumulando-se no solo por tempo indefinido. Há tendência à retenção em camadas superficiais do solo, o que pode causar o fechamento parcial dos poros através da precipitação de compostos e complexos insolúveis. Representam o principal grupo de contaminantes inorgânicos encontrados em áreas contaminadas por pesticidas, fertilizantes, resíduos de mineração, indústrias, incineração, esgoto e várias outras atividades. No entanto, os metais estão presentes naturalmente na natureza, em diferentes concentrações, e muitos deles (Cu, Fe, Mn, Ni, Zn, Mo) são essenciais às plantas por terem função fisiológica nas células, desde que estejam em baixas concentrações. Na Tabela 3.7 encontram-se os valores orientadores dos elementos para os solos no Estado de São Paulo (CETESB, 2005).

Tabela 3.7. Valores Orientadores para Solos (mg/kg peso seco)

Metais	Referência^R	Prevenção^P
Arsênio (As)	3,5	15
Bário (Ba)	75	150
Cádmio (Cd)	<0,5	1,3
Chumbo (Pb)	17	72
Cobalto (Co)	13	25
Cobre (Cu)	35	60
Cromo (Cr)	40	75
Ferro (Fe)	-	-
Manganês (Mn)	-	-
Mercúrio (Hg)	0,05	0,5
Molibdênio (Mo)	<4	30
Níquel (Ni)	13	30
Prata (Ag)	0,25	2
Selênio (Se)	0,25	5
Vanádio (V)	275	-
Zinco (Zn)	60	300

Fonte: CETESB (2005)

^R Valor de Referência: 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; ^P Valor de Prevenção: é a concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea.

A elevada concentração dos metais resulta na diminuição da qualidade do solo e riscos ao ambiente e à vida humana e animal por meio da transferência via cadeia alimentar, causando danos ao DNA por sua capacidade mutagênica e conseqüentes efeitos carcinogênicos. A não degradação resulta na persistência destes elementos na natureza por longos períodos e agrava ainda mais a problemática ambiental. O Pb é um metal extremamente persistente no solo, 150 a 5000 anos (Nanda Kumar *et al.*, 1995). A meia vida do Cd é estimada entre 18 e 30 anos no solo (Forstner, 1995. Citado por Yang *et al.*, 2005) e 10 anos no corpo humano (Salt *et al.*, 1995). A ocorrência no ambiente de outros metais como radioisótopos (^{238}U , ^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{90}Sr) aumenta os riscos à saúde humana.

Os metais distribuem-se em diferentes frações no solo que alteram seu comportamento (especiação). São ordenados conforme as frações do solo e esta característica regula a variação do risco ambiental, assim, sua periculosidade é governada pela forma como é encontrado no solo. A entrada na cadeia alimentar através de sua absorção pelas plantas só é possível se estiverem dissolvidos na solução do solo ou na forma trocável. Metais precipitados, oclusos, complexados ou residuais (presentes na estrutura mineral) oferecem menor risco ambiental. Na Tabela 3.8 encontram-se as diferentes formas de metais de acordo com as frações no solo.

Tabela 3.8. Distribuição dos metais nas diferentes frações

Fração	Condição do Elemento
Solúvel	Íons livres ou complexos solúveis com ânions inorgânicos ou ligantes orgânicos
Trocável	Retidos por forças eletrostáticas em sítios de minerais de argila carregados negativamente, matéria orgânica ou outros minerais carregados negativamente
Adsorvida	Retidos mais fortemente por ligações covalentes, sendo liberados mais lentamente do que os trocáveis
Retida	Imobilizados por resíduos provenientes do metabolismo microbiano ou imobilizados na estrutura de células vivas microbianas
Oclusa	Oclusos em óxidos de Fe, Al ou Mn, adsorção dos metais controlada pelo pH
Precipitada	Carbonatos, sulfetos, fosfatos, hidróxidos
Residual	Estrutura de minerais primários

A dinâmica do elemento no solo é governada principalmente pelo pH e algumas práticas favorecem a solubilização (adição de agentes quelantes) ou os tornam indisponíveis (calagem), minimizando seu risco. O Cd, Cu, Hg, Pb e Zn tornam-se menos solúveis em pH mais elevado, diferentemente, o As, Mo e Se apresentam solubilidade aumentada (King, 1989).

Vários mecanismos (troca catiônica, complexação, reações redox, processos microbiológicos e reações de precipitação/solubilização) regulam a mobilidade destes elementos e, assim, a natureza dos argilominerais, o teor de matéria orgânica, a presença de óxidos metálicos e o potencial redox assumem papel relevante na dinâmica dos metais em solos. No caso da não disponibilidade dos metais ao processo de absorção, o uso de agentes quelantes (EDTA, por exemplo) promove a biodisponibilidade do metal, permitindo a sua absorção pela planta. Por outro lado, esta prática implica em risco por aumentar a disponibilidade de grande quantidade de metais, resultando em lixiviação e maior área contaminada, e também a toxidez para as plantas.

Quanto à mobilidade, o Pb, o Cr e o Cu são menos móveis e acumulam-se na superfície do solo. O Zn, Mn, Ni e Cd são mais móveis, apresentando maior risco de contaminação de águas subterrâneas (Sobrinho, 1996). A mobilidade dos metais está relacionada ao raio iônico hidratado e à densidade de carga do cátion. Assim, os cátions com maior densidade de carga são mais fortemente retidos nas cargas negativas do solo. Deste modo, os cátions polivalentes são em sua maioria mais fortemente retidos no solo. A diferença na retenção de cátions com carga semelhante se deve à diferença existente entre os raios iônicos hidratados (espessura da camada de hidratação do íon). O Cs^+ é mais fortemente retido do que o Li^+ devido à maior espessura de sua camada de hidratação.

O mecanismo de contato íon-raiz envolve a interceptação radicular (crescimento da raiz), o fluxo de massa (movimentação de água no solo) e difusão (decorrência da mobilidade iônica e molecular no solo). Quanto à mobilidade dos íons, há os que são predominantemente transportados por fluxo de massa (mais móveis) e os que são transportados por difusão (pouco móveis). De uma forma geral, todos os nutrientes que são transportados por fluxo de massa dependem da taxa de absorção das raízes. Já nos pouco móveis (ex: P e Zn), a taxa de absorção é dependente da taxa de difusão na zona de esgotamento de nutrientes (área próxima à raiz onde a taxa de absorção é maior do que a taxa de difusão no solo).

Quanto à absorção dos íons metálicos, fatores citados como a solubilidade e o transporte, resultando em disponibilidade química e física do elemento, controlam sua absorção pelas plantas, do mesmo modo que o transporte da superfície externa da raiz para o seu interior e a translocação das raízes para a parte aérea. A quantidade total do íon móvel no solo e de raízes determina a sua absorção, que varia entre os íons (Awad e Castro, 1992). Há antagonismo, inibição e sinergismo entre os íons no processo de absorção pela planta. Por exemplo, o Ca^{+2} estimula a absorção de outros cátions que não estejam em concentrações elevadas. O Zn^{+2} pode ter sua absorção inibida pelo Cu^{+2} e H^+ , e o Cu^{+2} pelo Zn^{+2} , Ca^{+2} , K^+ e NH_4^+ (Kabata-Pendias e Pendias, 1992; Barber, 1984 Citado por Oliveira, 1998).

Microrganismos do solo como os fungos micorrízicos e exudados radiculares auxiliam na biodisponibilidade dos metais. A excreção de prótons, ácidos orgânicos, fitoquelatinas, aminoácidos, enzimas e outras substâncias que resultam na simbiose alteram as condições do meio, como a diminuição do pH, solubilizando os metais e favorecendo a sua absorção pelas plantas. A simbiose aumenta a resposta da planta ao excesso de metais em solos, por aumentar ou diminuir sua absorção por unidade de biomassa, ou ainda por diminuir a translocação das raízes para as folhas. Gaur e Adholeya (2004) observaram que a inoculação de plantas hiperacumuladoras com fungos micorrízicos aumenta o potencial da tecnologia de fitorremediação, todavia os fungos micorrízicos são encontrados naturalmente em áreas contaminadas com metais pesados (Turnau, 1998). Janouskova *et al.* (2005), em um trabalho sobre a influência de fungos micorrízicos no crescimento e absorção de Cd por planta de tabaco geneticamente modificada através da inserção de gene da metalotionina (polipeptídeos ricos em cisteína e que complexam metais), concluíram que a simbiose de plantas com fungos micorrízicos influenciou positivamente a habilidade das plantas em acumular metais pesados.

Em outro estudo, a recuperação de uma área contaminada com metais pesados foi alcançada através da colonização com gramíneas, fungos micorrízicos e adição de fertilizantes para o estabelecimento das plantas e cobertura da área (Griffioen *et al.*, 1994; Weissenhorn, 1994). Vogel-Mikus *et al.* (2005) encontraram baixa taxa de colonização de fungos micorrízicos em área contaminada com metais na Eslovênia. O efeito do fungo micorrízico *Glomus mosseae* sobre a absorção e translocação de metais pesados foi investigado em *Cannabis sativa* por Citterio *et al.*, (2005). Os autores

concluíram que a elevada concentração de metais afetou negativamente a infecção das plantas pelos fungos.

A acumulação e a tolerância de metais em espécies como *Helianthus annuus* (girassol) e *Glycine max* (soja) foi aumentada com a associação aos fungos *Glomus intraradices* e *Glomus mosseae*, respectivamente (Davies *et al.*, 2001; Jamal *et al.*, 2002). Orłowska *et al.* (2005) estudaram a efetividade da colonização de quatro isolados de fungos micorrízicos de diferentes origens, em raízes de *Festuca rubra* L. (gramínea) e *Plantago lanceolata* L. cultivadas em três substratos contaminados com Zn em diferentes concentrações. Os resultados obtidos mostraram que a inoculação dos resíduos de Zn foi importante para a sobrevivência e estabelecimento da cobertura vegetal. A efetividade na colonização variou conforme os diferentes isolados de fungos, bem como as taxas de sobrevivência das plantas, que foram maiores quando a inoculação foi realizada com fungos provenientes de área contaminada.

O objetivo do trabalho realizado por Wang *et al.* (2006) foi investigar o efeito individual e de uma mistura de fungos micorrízicos no crescimento de *Elsholtzia splendens* e *Zea mays* (milho) e as atividades da fosfatase e urease em solo contaminado com Cu, Zn, Pb e Cd. As enzimas atuam na disponibilização de P e N, contribuindo para a fertilidade dos solos. Há a proposta de utilização da atividade das respectivas enzimas como bioindicador da contaminação por metais devido à sua sensibilidade. Os autores observaram que os fungos micorrízicos parecem favorecer o aumento da atividade destas enzimas e, com isso, promovem melhorias quanto à disponibilidade de nutrientes (P e N), resultando em melhores condições ao estabelecimento das espécies vegetais em áreas contaminadas por metais.

Baseado nos trabalhos desenvolvidos, o gerenciamento da contaminação por metais pesados considerando a remediação através de espécies vegetais e microrganismos, pode ser favorecido pela compreensão da dinâmica dos elementos conforme suas características, aliado às práticas agrícolas já empregadas como a calagem, a adição de agentes quelantes, a inoculação com fungos micorrízicos e, principalmente, com a utilização de espécies acumuladoras de metais.

3.3.5.2. COMPOSTOS ORGÂNICOS

A classe dos poluentes orgânicos é constituída por petróleo, compostos organoclorados, nitroaromáticos (munições) e de resíduos de pesticidas e outras atividades antropogênicas.

Os compostos orgânicos possuem sua base estrutural constituída por átomos de carbono e hidrogênio, porém, podem conter átomos de nitrogênio, oxigênio, cloro, enxofre, fósforo, entre outros. Podem ser classificados quanto à sua cadeia como: alifáticos (cadeia aberta), aromáticos (cadeia com anéis benzênicos) ou heterocíclicos (cadeia cíclica) e conforme a classificação em sua cadeia, se diferenciam quanto às propriedades físico-químicas.

Nas Tabela 3.9 são identificados alguns contaminantes orgânicos mais freqüentes em casos de contaminação, e na Tabela 3.10 são apresentados os valores orientadores dos contaminantes em solo determinados pela CETESB.

Tabela 3.9. Exemplos de contaminantes orgânicos

Orgânicos	
Hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs) – Petróleo	Antraceno, naftaleno, fenantreno, benzopireno, etc.
Nitroaromáticos (Munições)	2,4,6 Trinitrotolueno (TNT)
BTEX (Hidrocarbonetos monoaromáticos) - Gasolina	Benzeno, tolueno, estireno, xileno
Poluentes orgânicos persistentes (POP's)	Aldrin Clordeno Dieldrin DDT Dioxinas Furano Endrin Heptacloro Hexaclorobenzeno Mirex Bifenilas policloradas (PCBs) Pentaclorofenol (PCP) Tricloroetileno (TCE)

A característica do contaminante orgânico é definida por várias propriedades como solubilidade em água, densidade, volatilidade, viscosidade, coeficiente de partição água-octanol (K_{ow}) entre outras.

Tabela 3.10. Valores orientadores para solos (ppm)

Orgânico	Prevenção^P
Benzeno	0,03
Tolueno	0,14
Xileno	0,13
Estireno	0,2
Etilbenzeno	6,2
Naftaleno	0,12
Diclorobenzeno	0,39
Hexaclorobenzeno	0,003
1,1,1 Tricloroetano	-
1,2 Dicloroetano	0,075
Cloreto de Vinila (cloroetileno)	0,03
Pentaclorofenol (PCP)	0,16
2,4,6 Triclorofenol	1,5
Fenol	0,2
Aldrin	0,0015
Dieldrin	0,043
DDT	0,01
Endrin	0,001

Fonte: CETESB (2005)

*Valor de Referência não se aplica para substâncias orgânicas; ^P Valor de Prevenção: é a concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea.

O coeficiente de partição água-octanol (K_{ow}) é o parâmetro que expressa a hidrofobicidade e afeta a absorção e a translocação do composto, além de ser o parâmetro experimental mais amplamente utilizado para xenobiontes (substâncias químicas produzidas pelo homem). A hidrofobicidade é o “balanço entre a afinidade do químico para a fase aquosa e lipídica” (Bromilow e Chamberlain, 1995) e determina a mobilidade do composto através das membranas da planta. Um baixo K_{ow} indica uma

elevada solubilidade e baixa hidrofobicidade, já os valores elevados estão associados aos compostos com elevada hidrofobicidade e baixa solubilidade em água, ou seja, o composto orgânico sofre partição para o octanol (substituto dos lipídeos), tendendo à lipofilia. Os valores elevados de K_{ow} resultam na retenção do químico orgânico na matéria orgânica do solo e sedimento, possibilitando a migração para os tecidos gordurosos dos organismos vivos. Porém, quando os valores encontram-se extremamente elevados, permanecem fortemente retidos no sedimento e impossibilitados de migrarem para os tecidos vivos. Na Tabela 3.11 encontram-se valores-limite do coeficiente de partição água-octanol (K_{ow}).

Tabela 3.11. Valores do coeficiente Kow

K_{wo}	Limite	Efeito
Baixo	$<10 - 10^3$	Lixiviação/Hidrofilia
Moderado	$10 - 10^3$	Acessibilidade
Elevado	$>10 - 10^3$	Sorção/Lipofilia

Os contaminantes orgânicos podem ser transferidos às raízes por difusão ou fluxo de massa e em ambos os casos a transferência é mediada pela fase aquosa (Cunningham *et al.*, 1996).

Em geral, compostos orgânicos moderadamente hidrofóbicos (com k_{ow} entre 10 e 10^3) são mais facilmente absorvidos e translocados pelas plantas. Os compostos hidrofóbicos (lipofílicos) também podem ser retidos na superfície da raiz ou particionado nas raízes, mas não são translocados dentro da planta.

A solubilidade em água caracteriza a capacidade da substância em se solubilizar no meio aquoso e decresce com o aumento do peso molecular. O limite da solubilidade do composto corresponde à sua concentração máxima dissolvida em água pura. Os orgânicos são classificados quanto à sua solubilidade em miscíveis (solúveis) ou não miscíveis em água (insolúveis). A denominação dos orgânicos não miscíveis se dá como NAPL's (*Non-Aqueous Phase Liquids*).

A densidade do orgânico é uma propriedade relacionada à densidade da água e compreende a razão entre o peso específico da substância e o peso específico da água. Especialmente para os NAPL's, torna-se importante, pois os caracterizam como

LNAPL's (menos densos do que a água – *Light Non-Aqueous Phase Liquids*) ou DNAPL's (mais densos do que a água – *Dense Non-Aqueous Phase Liquids*). A densidade de um NAPL aumenta com o peso molecular e grau de halogenação.

O peso molecular de um composto químico corresponde à soma dos pesos atômicos dos átomos (elementos) que constituem o composto. É importante ao mecanismo de biodegradação por estar relacionado às propriedades como a solubilidade da substância e também, com a sua estrutura química, uma vez que o número de anéis aromáticos confere maior ou menor peso molecular ao composto e, assim, maior ou menor degradabilidade. De forma geral, os HPA's de baixo peso molecular são mais facilmente degradados em comparação aos HPA's de alto peso molecular, por conta da complexa estrutura química e propriedades físico-químicas correspondentes. O peso molecular do fenantreno (3 anéis), por exemplo, é 178,23 g/mol e do pireno (4 anéis) é 202,26 g/mol. Em estudo realizado por Juhasz e Naidu (2000) foi verificada a maior degradação em fenantreno por apresentar menor peso molecular.

Em sua maioria, os compostos solúveis em água estão mais disponíveis ao transporte por fluxo de massa e difusão na rizosfera. No entanto, compostos com pouca afinidade pelas partículas do solo também estarão sujeitos à lixiviação, saindo da zona radicular e tornando-se indisponíveis fisicamente à absorção, pois, para serem alcançados, requerem a interceptação radicular. Outro fator que reduz a disponibilidade do orgânico à assimilação é a retenção nos sítios de troca catiônica do solo. Os compostos carregados negativamente geralmente são excluídos das partículas do solo carregadas negativamente, tornando-os mais disponíveis às raízes e também sujeitos à lixiviação.

A dinâmica de absorção dos orgânicos está intrinsecamente relacionada aos valores de K_{ow} e auxilia na adoção do manejo adequado à utilização de espécies vegetais. O estudo da absorção de químicos orgânicos pelas plantas é voltado para pesticidas e outros poucos contaminantes como PCB's e dioxinas (Cunningham *et al.*, 1996). Gao e Zhu (2004) em estudo sobre absorção, acumulação e translocação de fenantreno e pireno em solos, verificaram a correlação entre as concentrações no solo e a composição de 12 espécies de plantas. Os resultados mostraram que a diferença na absorção de HPA's é dependente das propriedades das espécies. As relações entre as concentrações de fenantreno e pireno e a composição das raízes envolvem os conteúdos de água e lipídeos. Pode-se predizer que a maior acumulação de HPA's nas raízes é determinada pelo conteúdo de lipídeo na raiz, sendo o mesmo relatado por Chiou *et al.*

(2001). Os autores verificaram que em raízes com elevado conteúdo de água houve um maior estoque de contaminantes orgânicos hidrofílicos. Diferentemente, o conteúdo de lipídeos das raízes, mesmo em pequenas quantidades, favoreceu o estoque de contaminantes lipofílicos.

Para alguns compostos orgânicos o movimento ocorre na fase gasosa, fato este importante para o mecanismo de absorção destes compostos (Mayer *et al.*, 1974. Citado por Cunningham *et al.*, 1996). A utilização de alguns pesticidas baseia-se neste mecanismo, os quais, após adicionados ao solo, volatilizam vagarosamente. O equilíbrio entre as fases gasosa e líquida para um composto é descrita pela constante de Henry, que considera a pressão de vapor (medida da tendência de uma substância variar de uma fase sólida ou líquida para uma fase de vapor) do composto orgânico e sua concentração na fase aquosa (eq. 3.3). Corresponde a uma medida da volatilidade do composto, onde, quanto maior a constante de Henry, mais volátil é a substância. Na Tabela 3.12 encontram-se valores da constante de Henry para alguns compostos.

A volatilização é um mecanismo indispensável à biodisponibilidade, mas não pode ser considerado isoladamente das demais propriedades químicas como adsorção às partículas do solo, decomposição microbiana e solubilidade em água. Conforme Cunningham *et al.* (1996), “os hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA’s) são geralmente considerados semivoláteis. No entanto, a decomposição microbiana de compostos com baixo peso molecular (naftaleno) e/ou forte adsorção pelas partículas do solo para HPA’s de alto peso molecular (pireno e benzo[a]antraceno) tornam menos relevante o mecanismo de volatilização no solo”.

$$H = \frac{P_i}{C_{iw}} \quad (\text{eq. 3.3})$$

Onde:

H = Constante de Henry (atm.mol⁻¹)

P_i = Pressão de vapor (atm)

C_{iw} = Concentração da substância em solução (Molar)

Tabela 3.12. Valores da Constante de Henry (H) para alguns compostos

Composto	H (atm/mol)
Acetona	$3,7 \times 10^{-5}$
Benzeno	$5,4 \times 10^{-3}$
Butanol	$5,6 \times 10^{-6}$
Naftaleno	$4,6 \times 10^{-4}$
Fenantreno	$3,9 \times 10^{-5}$
Fenol	$4,0 \times 10^{-7}$
Pireno	$1,1 \times 10^{-5}$

Fonte: Roberts (1998)

As variações espaciais no solo quanto à umidade, matéria orgânica, textura e distribuição de contaminantes orgânicos causam grande heterogeneidade no processo de absorção pelas plantas. Após a absorção do químico orgânico, pode haver o seu estoque ou seqüestro em determinadas estruturas da planta via lignificação, ou sua volatilização, metabolização ou mineralização em dióxido de carbono, água e cloretos. Os mecanismos de detoxificação são capazes de transformar o contaminante orgânico em metabólitos não tóxicos ou menos tóxicos e, ainda, estocá-los em vários compartimentos da célula vegetal.

O destino do orgânico dentro da planta é diferenciado e pode haver retenção do contaminante hidrofóbico, no caso da utilização de espécies vegetais com raízes que contenham elevados teores de lipídeos. Desta maneira, as raízes poderiam ser coletadas e processadas. Esta prática compreenderia o mecanismo de fitoextração de determinados contaminantes provenientes de solos com baixo teor de matéria orgânica. A absorção e o seqüestro do poluente em uma fração indisponível no interior da planta, constituiria o mecanismo de fitoestabilização.

O mecanismo de degradação do contaminante orgânico externamente à planta está relacionado às enzimas (Tabela 3.13) produzidas pelo vegetal descritas como desalogenases, nitrorredutases, peroxidases, oxidorredutases, lacase entre outras. Estas enzimas são encontradas na superfície externa das raízes de diversas espécies de plantas. Entretanto, a capacidade de degradação enzimática é dependente não só de sua produção, mas também de sua atividade, taxa de liberação e tempo de residência no solo. A natureza da matriz do solo e a concentração do contaminante, similarmente, interferem no processo de degradação enzimática.

Tabela 3.13. Algumas espécies conhecidas que apresentam atividade enzimática para a degradação de orgânicos

Enzimas	Espécies	Aplicação
Desalogenase	Choupo híbrido (<i>Populus</i> spp.), algas (várias espécies), <i>Myriophyllum aquaticum</i>	Desalogenação de solventes clorados
Lacase	(<i>Nittela</i> spp.), <i>Myriophyllum</i> <i>aquaticum</i>	Quebra dos anéis aromáticos após a redução de TNT a triaminotolueno
Nitrilase	Chorão (<i>Salix</i> spp.)	Quebra de grupos cianetos oriundos de anéis aromáticos
Nitrorredutase	Choupo híbrido (<i>Populus</i> spp.), (<i>Nittela</i> spp.), <i>Myriophyllum</i> <i>aquaticum</i>	Redução de grupos nitrogenados em explosivos e outros compostos nitroaromáticos e remoção de N de anéis aromáticos
Peroxidase	<i>Armoracia rusticana</i> P. Gaertner, Meyer e Scherb	Degradação de fenóis
Fosfatase	<i>Spirodela polyrhiza</i>	Quebra de grupos fosfato de pesticidas organofosforados

Fonte: Susarla *et al.* (2002)

A simbiose entre as plantas e os microrganismos do solo, principalmente na rizosfera (área de maior concentração dos exudados radiculares), auxilia na degradação do poluente e, neste sentido, define o mecanismo de rizodegradação. Os exudados radiculares contribuem para o acréscimo da densidade microbiana e, por conseguinte, aceleram a degradação dos compostos orgânicos. Uma população microbiana típica da rizosfera é constituída por 5×10^6 de bactérias, 9×10^5 de actinomicetos e 2×10^3 de fungos por grama de solo seco. A fitorremediação de solos contaminados com bifenilas policloradas (PCB's) e o efeito rizosférico foram estudados por Chekol *et al.* (2004) com a utilização de 7 espécies vegetais (*Medicago sativa* L. - alfafa, *Wagner pea*, *Lathyrus sylvestris* L. - leguminosa, *Lespedeza cuneata* Dum.-Cours - leguminosa, *Panicum clandestinum* L. - gramínea, *Phalaris arundinacea* L. - gramínea, *Panicum virgatum* L. - gramínea e *Festuca arundinacea* Schreb. - gramínea). Os resultados mostraram que a presença de plantas aumentou significativamente a atividade biológica, onde a elevada população de bactéria juntamente com a intensa atividade enzimática (desidrogenase) proporcionou maiores níveis de degradação de PCB.

Outra questão relevante no processo de degradação do contaminante orgânico é o cometabolismo³, que é induzido pelas condições benéficas proporcionadas pelo ambiente rizosférico, como a presença de substratos primários nos exudados resultando na degradação do contaminante.

Os exudados radiculares (açúcares, aminoácidos, carboidratos, vitaminas essenciais entre outras substâncias) são extremamente relevantes na degradação de orgânicos, visto que, além de proporcionarem condições favoráveis ao aumento da população microbiana, atuam diretamente na degradação, através da liberação de enzimas degradadoras. Os exudados são variáveis em composição e quantidade de acordo com a idade e espécie de planta e seu estado nutricional.

Os objetivos de um experimento conduzido em casa de vegetação por Liste e Felgentreu (2006) foram investigar a capacidade de crescimento de *Vicia sativa* L. (ervilhaca), *Sinapsis Alba* L. (mostarda branca) e *Lolium multiflorum* Lam. (azevém) em solo contaminado com hidrocarbonetos de petróleo (PHC's), a avaliação da contaminação na comunidade bacteriana e a biodegradação do poluente. O estudo demonstrou que a maior abundância de bactérias e actinomicetos variou conforme a composição da espécie e idade, e mostrou ainda que não houve maiores diferenças quanto à degradação do contaminante entre os solos cultivados e não cultivados.

Por outro lado, Liste e Alexander (2000) verificaram a capacidade de nove espécies de plantas em promover a degradação de pireno em solo. As espécies utilizadas foram *Avena sativa* (aveia), *Lupinus polyphyllus* (tremoço), *Brassica napus* var. *radicola* (canola), *Anethum graveolens* (Endro), *Capsicum annuum* (pimentão), *Raphanus sativus* (rabanete), *Pinus banksiana*, *Pinus resinosa* e *Pinus strobus*. Os autores encontraram resultados que demonstraram que a degradação do pireno em oito semanas foi de 74% para solos cultivados e menos de 40% em solos não cultivados.

³O termo *cometabolismo* é definido por Alexander (1999) como a transformação de um composto orgânico realizada por microrganismos sem que haja a utilização deste composto como fonte de energia ou de nutrientes.

Em um estudo conduzido para verificar a capacidade de três espécies de plantas (*Zea mays* L. - milho, *Lolium perenne* L. - gramínea, *Trifolium repens* – trevo branco) separadas e combinadas para promover a degradação de fenantreno e pireno em solo, Xu *et al.* (2005), demonstraram que a presença da vegetação aumentou significativamente a dissipação de fenantreno e pireno, principalmente em milho, com uma remoção em torno de 92% e 88%, respectivamente. A combinação de milho e centeio favoreceu a remoção de 98% de fenantreno e 95% de pireno. Os resultados sugerem que a remoção dos contaminantes foi alcançada devido à presença de plantas estimuladoras de microrganismos degradadores.

Os contaminantes orgânicos comportam-se diferentemente dos metais pesados de acordo com suas propriedades. No entanto, como os metais, são passíveis de manejo através de diferentes técnicas desde que haja o completo entendimento de sua dinâmica.

3.3.6. CUSTO X BENEFÍCIO

A viabilidade econômica da fitorremediação já foi confirmada em vários estudos relativos à remediação. A comparação entre as tecnologias existentes comprova que mesmo havendo custos com monitoramento e práticas agrícolas necessárias à implantação, a fitorremediação é uma tecnologia barata. Embora o custo esteja relacionado à natureza e concentração do contaminante e tipo de matriz contaminada, a fitorremediação possivelmente permite maiores estratégias de manejo, podendo minimizar os custos e promovendo maiores benefícios. As tecnologias “in situ” em geral são mais baratas por não haver a necessidade de remoção da matriz contaminada, diminuindo os custos com a própria remoção e o transporte. Uma comparação de custos entre a rizodegradação com gramíneas e outras técnicas, é apresentada na Tabela 3.14.

Tabela 3.14. Comparação do custo da fitorremediação com gramíneas (rizodegradação) e outras tecnologias

Técnica	Custos (U\$/Ton)
Fitorremediação	10 - 35
Biorremediação in situ	50 - 150
Lavagem do solo	80 - 200
Extração por solvente	360 - 440
Incineração	200 - 1500
Solidificação/Estabilização	240 - 340
Tratamento térmico indireto	120 - 300
Ventilação do solo	20 - 220

Fonte: Schnoor (1997)

Os valores foram U\$250.000 e U\$660.000 com a fitorremediação e bombeamento e tratamento, respectivamente. Cunningham *et al.* (1996) compararam custos entre a biorremediação microbiana “*in situ*” e a fitorremediação de hidrocarbonetos de petróleo considerando 15 cm de profundidade por hectare. Os custos foram estimados em U\$ 7.500 a U\$ 20.000 e U\$ 2.500 a U\$ 15.000 para a biorremediação e fitorremediação, respectivamente. Segundo Cunningham (1996), o custo estimado de 30 anos para remediar uma área de 12 acres contaminada com Pb seria de U\$12.000.000 usando a escavação e disposição, U\$ 6.300.000 para a lavagem do solo, U\$ 600.000 com o capeamento do solo e U\$ 200.000 para a fitorremediação. A Tabela 3.15 mostra um exemplo de comparação de custos entre a fitorremediação e um tratamento convencional.

Tabela 3.15. Comparação de custos entre a fitorremediação e tratamentos convencionais

Contaminação	Fitorremediação	Custo (U\$ 1.000)	Convencional	Custo (U\$ 1.000)	Economia
Pb solo (1 acre)	Extração, colheita, disposição	\$150-100	Escavação e disposição em aterro	\$500	50-65%
Solventes água subterrânea (2,5 acres)	Degradação e controle hidráulico	\$200 instalação e manutenção inicial	Bombeamento e tratamento	\$700 anual	50% a partir 3º ano
TPH solo (1 acre)	Degradação <i>in situ</i>	\$50-100	Escavação, incineração e disposição em aterro	\$500	80%

Fonte: U.S.EPA (2000)

O custo estimado para a remoção de radioisótopos da água por girassóis foi estimado em US\$2 a US\$6 por 3785 m³ (U.S.EPA 2000). Em um estudo de caso realizado em Maryland em água subterrânea contaminada com TCE e TCA, foram usadas árvores de choupo híbrido em 1 acre, sendo estimado um custo de instalação por árvore de US\$ 80 ou aproximadamente US\$15.000 para instalação de 184 árvores (U.S.EPA 2000).

Pode-se dizer que todos os trabalhos investigados demonstram que a fitorremediação parece ser a tecnologia mais viável economicamente, independente da natureza do contaminante. Cabe ressaltar que trata-se de uma técnica influenciada por diversos fatores, tornando-se extremamente complexa, onde todos os parâmetros devem ser analisados e o custo não deve ser o único fator determinante na escolha.

3.3.7. VANTAGENS E DESVANTAGENS

A aplicação de uma determinada técnica de remediação consiste em vantagens e desvantagens que devem ser consideradas para sua efetiva adoção. A descrição das técnicas conforme os diferentes mecanismos demonstra a viabilidade da fitorremediação principalmente por ser uma tecnologia limpa, um sistema verde que detém um apelo paisagístico, estético, limpo e, por conseguinte, maior aceitação pública. É uma tecnologia passiva, geradora de menores quantidades de resíduos e emissões ao ar e à água. Resultam em estímulo à microbiota e sua atividade, auxiliando na degradação do contaminante. De forma geral, as vantagens também são concernentes à viabilidade econômica, visto que requer menores custos após o estabelecimento da vegetação mesmo com a necessidade de monitoramento. Contudo, os custos variam em função da estratégia de tratamento adotada. No mecanismo de extração de metais, a despesa com o corte das plantas, transporte, disposição dos resíduos e recuperação dos metais extraídos, pode elevar os custos a valores próximos das técnicas mais convencionais.

As desvantagens estão relacionadas ao maior tempo necessário para o desenvolvimento adequado do sistema radicular, biomassa vegetal e posterior remediação do meio contaminado. Por compreender um sistema vivo e extremamente complexo, é suscetível a muitas variáveis como fatores edafoclimáticos (precipitação, umidade, temperatura, aeração, textura, disponibilidade de nutrientes, pH, salinidade), pragas, doenças e a própria toxicidade por parte dos contaminantes, comprometendo os mecanismos fisiológicos envolvidos e o sucesso da técnica. É uma técnica que exige monitoramento constante e manejo adequado principalmente quando se trata de

contaminação por metais pesados, que requer o corte das plantas contaminadas, resultando em resíduos que necessitam de disposição adequada bem como o cuidado com o risco ambiental referente à cadeia alimentar.

Na Tabela 3.16 encontram-se algumas vantagens e desvantagens relacionadas à fitorremediação.

Tabela 3.16. Vantagens e desvantagens da técnica de fitorremediação

Vantagens	Desvantagens
Tecnologia “limpa” com menor geração de resíduos	Tempo necessário ao desenvolvimento adequado das plantas
Vegetação da área, apelo ecológico, aceitação pública	Complexidade da técnica
Menor custo	Necessidade de monitoramento
Beneficiamento devido às condições climáticas favoráveis	Suscetível a inúmeros fatores: edáficos, climáticos, biológicos e nível da contaminação.
Viável em áreas maiores	Compatibilidade das profundidades de contaminação e do sistema radicular
Monitoramento facilitado pela análise visual das plantas, ao contrário dos microrganismos.	Redução do nível de contaminação variável
Aplicável a vários contaminantes devido aos diferentes mecanismos	Possibilidade de entrada do contaminante na cadeia alimentar

3.4. ENGENHARIA GENÉTICA: FERRAMENTA PARA A FITORREMEDIAÇÃO

De forma geral, as plantas não acumulam grandes quantidades de metais pesados e radioisótopos, sendo uma limitação. As pesquisas na área ambiental são provenientes de diversas áreas do conhecimento e o aumento da entrada e tolerância ao contaminante pode ser alcançado por técnicas agrônômicas e através da engenharia genética. As plantas podem ser geneticamente induzidas a acumular maiores níveis de metais devido à produção de altos níveis de proteínas transportadoras de metais. No entanto, a indução de uma maior absorção deve ser acompanhada por mecanismos de tolerância aos metais.

As espécies hiperacumuladoras são a principal ferramenta para os estudos em fitorremediação, por possuírem um grande potencial genético de superacumular metais tóxicos devido aos genes capazes de detoxificar os danos oxidativos e por desenvolverem mecanismos de hipertolerância que permitem a acomodação de elevados

teores de metais. A *Thlaspi caerulescens*, conhecida hiperacumuladora de Zn e Cd, apresenta maior taxa de influxo de Zn e mais RNA transportador de Zn ZNT1 do que a não acumuladora *Thlaspi arvensae* (Ow, 2000). As técnicas em engenharia genética estão possibilitando a elucidação dos mecanismos de tolerância destas espécies aos metais e, ainda, a resolução das questões relativas ao crescimento, produção de biomassa e cultivo, para viabilizar o melhoramento da técnica de fitorremediação.

A investigação sobre a tolerância das espécies vegetais aos metais parte dos estudos já realizados e bem entendidos com microrganismos. A utilização de um modelo bem desenvolvido para o fungo *Schizosaccharomyces pombe* torna possível o entendimento dos mecanismos de detoxificação dos metais em plantas e em outros microrganismos. Através do relatório final publicado pelo Departamento de Energia dos Estados Unidos, o estudo realizado com genética molecular para detoxificação de metal objetivou a identificação e a caracterização de genes que conferem hipertolerância aos metais (Ow, 2000). O uso do mesmo modelo para *S. pombe* foi o ponto de partida para o estudo. O trabalho concluiu que a chave para a tolerância aos metais encontra-se na síntese de fitoquelatinas para a formação de complexos metálicos.

A tolerância aos metais parece estar relacionada às proteínas transportadoras (ATPases), à redução da absorção por modificação dos canais iônicos, à síntese de fitoquelatinas e ao armazenamento do metal no vacúolo da célula. Outro fator é a interação entre a planta e os microrganismos na rizosfera através de exudados, que favorecem a biodisponibilidade dos metais e posterior absorção pela planta.

A detoxificação dos metais se dá pela formação de complexos com as fitoquelatinas (peptídeo sintetizado a partir da glutatona) que têm sua síntese induzida pelo estresse causado por metais. Após a formação dos complexos, há o transporte dos metais e seu armazenamento no vacúolo da célula, minimizando os efeitos tóxicos do precipitado no restante da célula.

Gisbert *et al.* (2003), através da observação de espécies de plantas nativas adaptadas a solos altamente contaminados, selecionaram a espécie *Nicotiana glauca* R. Graham (tabaco) para o melhoramento genético. A espécie apresenta ampla distribuição geográfica, rápido crescimento com elevada produção de biomassa e, ainda, não é atrativa aos herbívoros. Os autores relataram, através da inserção do gene TaPCS1 que codifica a síntese de fitoquelatina a qual confere tolerância ao Cd, a tolerância da espécie ao Pb. Foi observado um aumento drástico no crescimento radicular e foliar da espécie. A *Nicotiana glauca* R. Graham (tabaco) é uma espécie promissora na

fitorremediação por ser facilmente cultivada como planta ornamental, podendo ser utilizada em jardins públicos e reduzir a contaminação de Pb (proveniente da combustão da gasolina) em ruas e estradas. Kramer *et al.* (2000) verificaram a compartimentalização de Ni no vacúolo de células de folhas de *Thlaspi goesingense* (hiperacumuladora).

O gene YCF1 proveniente de *Saccharomyces cerevisiae* está envolvido no transporte vacuolar e canais favorecendo a tolerância. Os estudos relacionados à identificação do gene responsável pela característica desejável são seguidos pelas etapas de isolamento, inserção ou transferência e expressão gênica, aumentando a absorção, translocação e seqüestro do metal na espécie que deve ser melhorada. Os genes podem ser transferidos de espécies hiperacumuladoras ou de outras fontes para as plantas fitorremediadoras transgênicas. Song *et al.* (2003) obtiveram a expressão do gene YCF1 em *Arabidopsis Thaliana* com total atividade funcional.

Lasat *et al.* (2000), utilizando a *Thlaspi caerulescens* definida como uma espécie hiperacumuladora de Zn e Cd, clonou o gene ZNT1 que codifica a proteína transportadora de Zn nas raízes da planta designando tolerância ao Zn. O autor especula a transferência do gene para espécies de interesse na fitorremediação. A Tabela 3.17 descreve alguns exemplos de espécies de plantas transgênicas tolerantes a metais adequadas para fitorremediação.

A transferência do gene transportador de Zn (ZAT) de *T.goelsingense* para *A.thaliana* aumentou consideravelmente a acumulação de Zn nas raízes de *A.thaliana* (Van der Zaal *et al.*, 1999). O gene que determina a resistência ao Hg (mer) codifica os transportadores e enzimas para a detoxificação bioquímica do Hg (Summers, 1986). As bactérias mer⁺ convertem compostos com mercúrio iônico e orgânico em formas elementares e voláteis, menos tóxicas. O Hg evapora rapidamente através da superfície celular. A partir de três variedades de *A.thaliana* foram produzidas plantas geneticamente modificadas com genes mer A e mer B (Bizily *et al.*, 2000) que demonstraram bom crescimento na presença de níveis tóxicos de Hg. Na Tabela 3.18 são mostrados outros exemplos de genes introduzidos em plantas.

Tabela 3.17. Genes envolvidos nos mecanismos de tolerância de espécies transgênicas indicadas à fitorremediação

Gene Inserido	Origem	Espécie Alvo	Efeito	Referência
Gene MT2	Humana	Tabaco	Tolerância ao Cd	Misra e Gedamu, 1999
Gene MT1	Rato	Tabaco	Tolerância ao Cd	Pan <i>et al.</i> , 1994
Gene MTA	Ervilha	Arabidopsis	Acumulação Cu	Evans <i>et al.</i> , 1992
Gene CUP-1	Levedura	Couve-flor	Acumulação Cd	Hasegawa <i>et al.</i> , 1997
Gene CUP-1	Levedura	Tabaco	Acumulação Cu	Thomas <i>et al.</i> , 2003a,b
γ - Glutamilcisteína Sintase –	E. coli	Mostarda da Índia	Tolerância ao Cd	Zhu <i>et al.</i> , 1999b
Glutathione sintase	Arroz	Mostarda da Índia	Tolerância ao Cd	Zhu <i>et al.</i> , 1999a
Cisteína sintase	Arroz	Tabaco	Tolerância ao Cd	Harada <i>et al.</i> , 2001
CAX-2 (transportador vacuolar)	A. thaliana	Tabaco	Acumulação Cd, Ca e Mn	Hirschi <i>et al.</i> , 2000
At MHX		Tabaco	Tolerância ao Mg e Zn	Shaul <i>et al.</i> , 1999
Nt CBP4	Tabaco	Tabaco	Tolerância ao Ni e acumulação Pb	Arazi <i>et al.</i> , 1999
FRE-1 e FRE-2	Levedura	Tabaco	Aumento no conteúdo de Fe	Samuelsen <i>et al.</i> , 1998
Glutathione-S-transferase	Tabaco	Arabidopsis	Tolerância ao Al, Cu e Na	Ezaki <i>et al.</i> , 2000
Citrato sintase	Bactéria		Tolerância ao Al	dela Fuente <i>et al.</i> , 1997
Nicotinamina amino transferase (NAAT)	Cevada	Arroz	Crescimento em solos deficientes em Fé	Takahashi <i>et al.</i> , 2001
Ferretin	Soja	Tabaco	Aumento na acumulação Fe	Goto <i>et al.</i> , 1998
Ferretin	Soja	Arroz	Aumento na acumulação Fe	Goto <i>et al.</i> , 1998, 1999
Transportadores Zn ZAT (At MTPI)	Arabidopsis	Arabidopsis	Acumulação Zn	Van der Zaal <i>et al.</i> , 1999
Arsenato redutase γ - Glutamilcisteína sintase	Bactéria	Mostarda da Índia	Tolerância ao As	Dhankher <i>et al.</i> , 2002
Znt A-transportadores metais	E.coli	Arabidopsis	Resistência ao Cd e Pb	Lee <i>et al.</i> , 2003
Selêniocisteína transferase	<i>A. bisculatus</i>	<i>A. thaliana</i>	Resistência ao selenito	Ellis <i>et al.</i> , 2004
ATP sulfurilase CAPS		Mostarda da Índia	Tolerância ao Se	Van Huysen <i>et al.</i> , 2004
Cistationina- γ -sintase (CGS)		Mostarda da Índia	Volatilização Se	Van Huysen <i>et al.</i> , 2004
Glutathione-S-transferase, peroxidase		Arabidopsis	Tolerância ao Al	Ezaki <i>et al.</i> , 2000
Glutathione redutase		<i>B.juncea</i>	Acumulador Cd	Pilon smits <i>et al.</i> , 2000
ACC - diaminase	Bactéria		Tolerância a metais	Grichko <i>et al.</i> , 2000
YCF1	Levedura	Arabidopsis	Tolerância ao Cd e Pb	Song <i>et al.</i> , 2003
Se – cis liase	Rato	Arabidopsis	Tolerância e acumulação ao Se	Pilon <i>et al.</i> , 2003
Fitoquelatina sintase (Ta PCS)	Trigo	Nicotiana glauca	Acumulação Pb	Gisbert <i>et al.</i> , 2003

Fonte: Eapen e D'Souza (2005)

Tabela 3.18. Exemplos de genes introduzidos em plantas e seus efeitos quanto à volatilização, tolerância e acumulação

Gene	Produto	Origem	Alvo	Efeito
mer A	Hg (II) redutase	Bactéria Gram-negativa	<i>Liriodendron tulipifera</i>	HgCl ₂
mer A	Hg (II) redutase	Bactéria Gram-negativa	<i>Nicotiniana tabacum</i> <i>Arabidopsis thaliana</i>	Volatilização: Hg Tolerância: CH ₃ HgCl
mer B	Liase organomercurial	Bactéria Gram-negativa	<i>A.thaliana</i>	Volatilização: Hg
APS1	ATP sulfurilase	<i>A.Thaliana</i>	<i>B.juncea</i>	Acumulação: Se
MT - I	Metalotionina	Rato	<i>N.tabacum</i>	Tolerância: Cd
CUP1	Metalotionina	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	<i>B.oleracea</i>	Tolerância: Cd
gsh2	Glutationa sintase	<i>E.coli</i>	<i>B.juncea</i>	Acumulação: Cd
NtCBP4	Canal de cátion	<i>N. tabacum</i>	<i>N.tabacum</i>	Tolerância: NiCl Acumulação: Pb
ZAT1	Transportador Zn	<i>A.thaliana</i>	<i>A.thaliana</i>	Tolerância: Zn
TaPCS1	Fitoquelatina	Trigo	<i>Nicotiana glauca</i> <i>R. Graham</i>	Acumulação: Pb

Fonte: Yang *et al.* (2005)

A superfície radicular é caracterizada pela presença de receptores químicos com alta afinidade, o que aumenta a eficiência dos transportadores de metais (Salt *et al.*, 1995; Salt e Kramer, 2000). As proteínas transportadoras de Zn (ZIP) estão envolvidas no transporte de Zn e Fe (Grotz *et al.*, 1998). Segundo Lasat *et al.* (1996), as raízes de *Thlaspi caerulescens* contêm maior quantidade de transportadores de Zn do que a *Thlaspi arvense* (não acumuladora).

Na literatura há vários estudos referentes à manipulação de genes em favor da tolerância aos metais. Plantas transgênicas que expressam o gene ATP sulfurilase apresentam elevada atividade enzimática resultando em um grande acúmulo de Se (Pilon-Smits *et al.*, 1999). A tolerância ao As é relatada através do gene Ars C de *E.coli*, o qual codifica a arsenato redutase (Ars C) e este, por sua vez, cataliza a glutaciona. A glutaciona, então, reduz o arsenato a arsenito (forma menos tóxica) (Dhankher *et al.*, 2002). Plantas de *Arabidopsis* foram modificadas através da inserção do gene de *E.coli* manifestando tolerância ao As.

O mecanismo de resistência ao Al pode ser baseado na exudação de ácidos orgânicos através das células da membrana plasmática das raízes. A exposição ao Al

estimula a liberação de ácidos orgânicos no ápice da raiz, os ácidos liberados complexam e detoxificam o Al no solo (Kochian *et al.*, 2002).

3.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em longo prazo as avaliações de campo permitirão o entendimento do funcionamento de uma boa fitorremediação, o conhecimento do custo real da aplicação e de construção dos modelos para prognosticar a interação entre as plantas e os contaminantes. No entanto, as pesquisas devem explorar e identificar os limites da fitorremediação, visto que as plantas apresentam suas próprias limitações e podem ser afetadas dependendo do nível de contaminação, das características do material e das condições edafoclimáticas. As concentrações dos contaminantes necessárias para o sucesso da fitorremediação devem ser determinadas em comparação às concentrações que seriam tratadas por outra tecnologia mais efetiva de remediação. Em geral, elevadas concentrações abrangem pequenos “*hot spots*” que seriam mais efetivamente tratados através da escavação e outro tratamento.

As elevadas concentrações de contaminantes orgânicos e nutrientes (N, P e alguns metais que possuem função fisiológica), podem ser toleradas mais facilmente pelas plantas do que por microrganismos do solo (Schnoor *et al.*, 1995a). Além disso, plantas (como avaliados por testes de germinação) foram menos sensíveis aos metais pesados do que foram as bactérias em toxicidade (Miller *et al.*, 1985). Deste modo, a fitorremediação (exceto para rizodegradação que se baseia na interação com os microrganismos) seria mais efetiva em casos onde a biorremediação seria ineficiente por conta da presença de metais ou pelos elevados níveis dos contaminantes. Trata-se de uma especulação, pois a tolerância relativa das plantas e microrganismos para elevadas concentrações pode diferenciar sob condições de campo quando comparados aos estudos de laboratório, devido à aclimação dos microrganismos no campo.

Por ser uma tecnologia emergente e complexa, a fitorremediação requer pesquisas interdisciplinares que venham discriminar, entender e consolidar questões relevantes quanto aos aspectos envolvidos nos mecanismos e interações entre as plantas, microrganismos e contaminantes. Mais estudos devem ser realizados a fim de confirmar a fitorremediação como uma tecnologia realmente viável técnica e economicamente e competitiva com as tecnologias convencionais. Especialmente no Brasil, devido às condições climáticas favoráveis à aplicação, à diversidade de espécies e aos poucos

trabalhos realizados especificamente para a remediação de solos, sedimentos, rejeitos de dragagem e águas contaminadas cresce a necessidade de pesquisas, dado que trabalhos provenientes de outras áreas com estudos sobre metais em espécies cultivadas, recuperação de áreas degradadas, estudos referentes aos microrganismos, nutrição mineral de plantas, genética molecular, metabolismo fisiológico das plantas entre outros, podem auxiliar nos trabalhos referentes ao entendimento da fitorremediação e à formação de um banco de dados como um cadastro de espécies específicas a determinadas condições de contaminação.

Apesar da grande diversidade de espécies vegetais, observa-se na literatura que os estudos concentram-se em determinadas espécies que, por sua vez, estão sendo apontadas como potenciais fitorremediadoras como: choupo, chorão, girassol, mostarda da índia, alfafa e vários tipos de gramíneas. O sucesso de diversos trabalhos realizados com diversas espécies de leguminosas em áreas degradadas evidencia o grande potencial destas plantas por sua rusticidade, diversidade de espécies, versatilidade de usos e papel na dinâmica de N no solo, devendo-se salientar a potencialidade destas plantas no uso como fitorremediadoras.

CAPÍTULO 4

MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. O PROGRAMA EXPERIMENTAL DA PESQUISA

O objetivo principal foi verificar o potencial da fitorremediação do rejeito de dragagem contaminado por metais pesados e com presença de hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA's) proveniente do Canal do Fundão, na Baía de Guanabara, RJ.

O trabalho envolveu experimentos distintos com objetivos específicos e foram conduzidos separadamente. A caracterização inicial do material permitiu avaliar as características físicas e químicas confirmando estudos anteriores realizados no canal, podendo-se inferir sobre as limitações agronômicas ao estabelecimento das espécies. Os parâmetros mais relevantes à sobrevivência das plantas foram salinidade e baixa permeabilidade do material e não a contaminação existente.

O programa experimental compreendeu três etapas: o primeiro experimento visou determinar a melhor composição do substrato formado pelo sedimento de dragagem através de diferentes misturas com solos de classes texturais distintas. O segundo experimento permitiu solucionar os problemas relacionados à salinidade do material. E o terceiro experimento verificou, dentre as espécies definidas com base na literatura e na observação das espécies locais, a que apresentou maior potencial de remediação do rejeito. Foram desenvolvidas também misturas do sedimento a materiais estruturantes com objetivo de melhorar a permeabilidade do sedimento, no entanto essas misturas não chegaram a ser utilizadas nos experimentos de fitorremediação.

Os trabalhos foram realizados experimentalmente e avaliados de acordo com diferentes análises de laboratório. Os resultados obtidos foram analisados estatisticamente.

Caracterização do Sedimento

Realização de análises químicas e físicas, assim como as microbiológicas para a caracterização do material proveniente do Canal do Fundão.

Experimento I – Misturas do Sedimento com Solos de Texturas Diferentes

Emprego de solos de texturas diferentes (argilosa, média e franca) em misturas de proporções diferenciadas com o sedimento do Canal do Fundão.

Experimento II – Determinação da Dosagem de Gesso para a Neutralização da Salinidade

Verificação da dosagem de gesso (CaSO_4) adequada para corrigir os efeitos da salinidade.

Experimento III – Fitorremediação em Vasos

Utilização de espécies vegetais como Mangue Branco, Tamboril, Capim Vetiver e o Chorão para verificar o potencial de remediação das mesmas no rejeito de dragagem do Canal do Fundão.

Experimento Complementar – Mistura do Sedimento com Materiais Estruturantes

Utilização de materiais estruturantes como areia, PET, resíduo de construção e demolição (RCD), fibra de coco, coco fino, coco granular e endocarpo moído de coco adicionados ao sedimento do Canal do Fundão.

4.2. MATERIAIS

Sedimento do Canal do Fundão

Nos experimentos conduzidos no presente trabalho, foi utilizado o sedimento proveniente do Canal do Fundão. O material tem predomínio de silte, ocorre na forma de lodo orgânico, com elevado teor de água, contaminado por metais pesados e HPA's, e com salinidade elevada.

Água do Canal do Fundão

A água do Canal do Fundão foi utilizada apenas com o objetivo de sua caracterização. Estudo anterior revelou que a água do Canal do Fundão apresenta

condições críticas para a sobrevivência da biota e para balneabilidade (COPPETEC ET-150786).

Solos Utilizados

No experimento referente às misturas do sedimento com solos de texturas diferentes (experimento I), os solos utilizados foram coletados em Maio de 2004 na quantidade aproximada de 130 kg na profundidade aproximada de 0 a 30 cm e são descritos como:

- Neossolo Quartzarênico de textura arenosa – AR (coletado na Praia da Ribeira na Ilha do Governador – RJ);
- Cambissolo Háptico de textura média – FR (coletado na Estrada do Sumaré – RJ) e;
- Argissolo Amarelo de textura argilosa/muito argilosa - AG (coletado em Campos Elíseos - Duque de Caxias – RJ).

Na condução do segundo experimento, foi utilizado um solo de textura média, classificado como Argissolo Vermelho Amarelo disponível no Laboratório de Geotecnia. O material foi coletado em Janeiro de 2007 em uma área de empréstimo, na qual o solo encontrava-se estocado. A área é pertencente à Bayer S/A, localizada em Belford Roxo a 40 km do centro do Rio de Janeiro.

No terceiro experimento, foi empregado um solo de textura média também classificado como Argissolo Vermelho Amarelo, porém coletado em outra área de empréstimo localizada em Niterói, onde o solo encontrava-se estocado. O material foi coletado em Novembro de 2007 em uma quantidade aproximada de 500 kg. Foi utilizada também neste experimento, uma areia adquirida comercialmente.

Materiais Estruturantes

Os materiais inorgânicos empregados como estruturantes foram: areia e resíduo de construção e demolição (RCD). A areia utilizada foi a mesma empregada na mistura realizada no experimento III. Já o RCD foi obtido da demolição do Curtume Carioca, no bairro da Penha, RJ.

O PET (Politereftalato de etila) foi fornecido por uma empresa de reciclagem a “Reciclagem São Jorge”, situada em Jardim Gramacho, Duque de Caxias, RJ.

Os estruturantes orgânicos utilizados foram a fibra de coco, o coco fino, o coco granular, materiais provenientes do mesocarpo do coco, e o endocarpo moído de coco. Exceto este último que foi adquirido comercialmente, os outros foram cedidos pela pesquisadora do CETEM, Andrea Rizzo. Na Figura 4.1 observa-se o fruto do coqueiro.

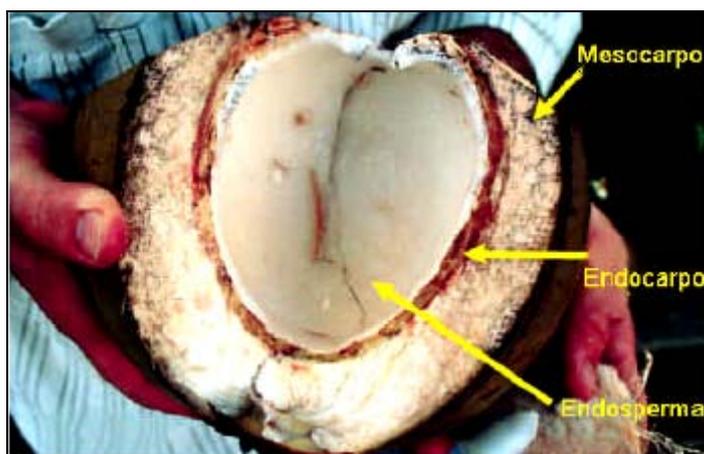


Figura 4.1. Partes do Coco Verde.

Fonte: Pino (2005)

Espécies Vegetais

As espécies selecionadas para utilização no experimento de fitorremediação foram:

- Mangue Branco (*Lacuncularia racemosa*);
- Tamboril (*Enterolobium maximum* Ducke);
- Capim Vetiver (*Vetiveria zizanoides*);
- Chorão ou Salgueiro (*Salix babylonica*).

O capim vetiver foi adquirido em Abril de 2007 sendo cultivado em vaso até o momento do plantio. O tamboril semeado em Fevereiro de 2007, foi cedido pela Embrapa – Agrobiologia em Maio de 2007. Foi transplantado para vasos de 2 L e cultivado até o momento do plantio. As mudas de chorão foram obtidas de estacas provenientes de exemplar do próprio Laboratório de Geotecnia em Dezembro de 2006. As mudas de mangue foram coletadas da margem do Canal do Fundão e mantidas no Horto da Prefeitura Universitária da UFRJ no período de Maio de 2007.

4.3. MÉTODOS E PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS

4.3.1. PROCEDIMENTO DE AMOSTRAGEM DO SEDIMENTO E HOMOGENEIZAÇÃO

As amostras de sedimento foram coletadas por meio de embarcação e o procedimento adotado na amostragem foi semelhante nos três períodos de coleta efetuados em Dezembro/2003, Janeiro/2005 e Março/2007. Buscou-se manter os mesmos pontos de amostragem nas diferentes coletas. Foram definidos dois pontos de amostragem no meio do Canal: um próximo ao Cenpes e o outro próximo à ponte Oswaldo Cruz. A localização dos pontos de amostragem corresponde à área mais contaminada por HPA's devido à baixa profundidade e ao estreitamento do canal, que resulta em diminuição da capacidade hidrodinâmica e favorece a deposição de contaminantes com maior massa molecular, formando um reservatório de contaminantes (COPPETEC ET-150786).

Vale salientar a dificuldade de amostragem do sedimento na região por conta da reduzida lâmina d'água que impossibilitou o avanço da embarcação para a amostragem em outros pontos. A amostragem foi realizada utilizando-se um trado helicoidal fechado, em uma profundidade de aproximadamente 1 m do sedimento (Figura 4.2). O processo de amostragem foi semelhante ao realizado no projeto COPPETEC ET-150786. O procedimento adotado permite a mistura do sedimento com a água do canal, obtendo-se uma amostra deformada com características próximas do rejeito e não características do sedimento no seu estado natural.



Figura 4.2. Amostragem do sedimento.

As amostras dos dois pontos foram homogeneizadas em uma bombona de 200 L formando uma única amostra. Procedimento adotado com os materiais coletados nas duas primeiras coletas. O material foi armazenado em bombonas de polietileno com capacidade para 50 L (Figura 4.3), mantidas em câmara frigorífica a 4°C no Laboratório de Geotecnia, até o processamento das análises e montagem dos experimentos I e II. No caso da terceira coleta, o material foi homogeneizado em caixa d'água com capacidade de 1000 L e mantido em área externa até a montagem do experimento III (Figura 4.4). No momento da coleta foram retiradas amostras de 500 g, acondicionadas em marmitex e guardadas em isopor com gelo, para o armazenamento em freezer para as análises de HPA's.



Figura 4.3. Bombonas utilizadas.



Figura 4.4. Recipiente para armazenamento.

As quantidades amostradas do sedimento foram aproximadamente de 130 L na primeira amostragem, de 100 L na segunda e de 1000 L, na terceira.

4.3.2. PROCEDIMENTO DE AMOSTRAGEM DA ÁGUA DO CANAL

A água foi coletada em 2 bombonas de 20 L e conduzidas ao Laboratório de Geotecnia para sua manutenção em câmara frigorífica a 4°C até a realização das análises. A amostra líquida foi coletada próximo aos pontos de coleta de sedimento e anterior à coleta dos mesmos.

4.3.3. ANÁLISES FÍSICAS DE SOLOS, SEDIMENTO E MISTURAS

ANÁLISE GRANULOMÉTRICA

As análises granulométricas seguiram a norma da ABNT-NBR 7181/84 e foram realizadas no Setor de Caracterização Física do Laboratório de Geotecnia. O sedimento e suas misturas nos diferentes experimentos foram submetidos à secagem ao ar e os torrões formados, foram destorroados em almofariz. Em seguida, foi realizado o peneiramento em peneira de malha de 2 mm (peneira nº 10).

DENSIDADE REAL DOS GRÃOS

O procedimento da análise de Densidade Real de Grãos realizado em todo trabalho adotou a norma DNER-ME 093/94 e foi conduzido no Setor de Caracterização Física do Laboratório de Geotecnia. O preparo da amostra para este procedimento foi similar ao realizado para a análise granulométrica citado anteriormente.

LIMITES DE ATTERBERG

Correspondem aos índices de consistência, os Limites de Plasticidade (w_p) e Liquidez (w_L) e Índice de Plasticidade (I_p), todos característicos da fração fina do solo. Conduzidos no Setor de Caracterização Física do Laboratório de Geotecnia.

A análise do Limite de Plasticidade foi realizada conforme a norma da ABNT-NBR 7180/84. Já o Limite de Liquidez, de acordo com a norma ABNT-NBR 6459/84. O Índice de Plasticidade é obtido através da expressão:

$$I_p = w_L - w_p \quad (\text{eq. 4.1})$$

Onde:

I_p : Índice de Plasticidade

w_L : Limite de Liquidez

w_p : Limite de Plasticidade

PERMEABILIDADE

Os ensaios de permeabilidade foram realizados no Setor de Ensaio de Resistência, Deformabilidade e Permeabilidade do Laboratório de Geotecnia. Os ensaios foram conduzidos no sedimento “in natura” e também em suas misturas com materiais estruturantes, assim como na mistura utilizada para o plantio das mudas, no terceiro experimento. Para os materiais menos permeáveis foi empregado o ensaio de permeabilidade de carga variável, já para os mais permeáveis, carga constante. Para este ensaio o material foi acondicionado em vasos de polietileno com capacidade de 2 L e após determinado período de aproximadamente 24 a 48 horas, foram retiradas amostras indeformadas com cilindro metálico cravado nos vasos.

Os cilindros foram utilizados nos permeômetros, os quais foram saturados por um período mínimo de 48 horas por meio de percolação, de baixo para cima, utilizando-se do orifício localizado na parte inferior do permeômetro para a entrada de água. A saturação foi considerada satisfatória, quando ocorreu o surgimento de água no orifício situado na parte superior, sem a presença de bolhas de ar. Em seguida, conectou-se o sistema de aplicação e medição de carga hidráulica ao orifício superior e iniciou-se o ensaio, que consistiu em medições das cargas hidráulicas, dos tempos decorridos e da temperatura da água que percolou (ABNT-NBR 14545/00), no ensaio de carga variável. Para o ensaio de carga constante, a saturação procedeu de forma semelhante, entretanto, o ensaio propriamente dito foi realizado por meio do fluxo permanente da água pela saída do tubo inferior que através de uma proveta graduada foram realizadas várias medições de variação de volume (cm³) por determinado período de tempo (s) (ABNT-13292/1995). Os coeficientes de permeabilidade são obtidos através das fórmulas:

$$k_{cte} = (Q \cdot L \cdot R_t) / (A \cdot h \cdot t) \text{ (eq. 4.2)}$$

Onde:

k_{cte} : Coeficiente de permeabilidade de carga constante (m/s)

Q: Volume percolado (cm³)

L: Altura do corpo de prova (cm)

R_t : Fator de correção ($R_t = \mu_T / \mu_{20} - \mu_T$: viscosidade da água na temperatura do ensaio;

μ_{20} : viscosidade da água a 20° C)

A: Área do corpo de prova (cm²)

h: Perda de carga ($h_1 - h_2$) (cm)

h_1 : Altura piezômetro 1 (cm)

h_2 : Altura piezômetro 2 (cm)

t: Tempo (s)

$$k_{\text{var}} = [(2,3 \cdot a \cdot L \cdot R_t) / (A \cdot t)] \times \log.(h_0/h_f) \text{ (eq. 4.3)}$$

Onde:

k_{var} : Coeficiente de permeabilidade de carga variável (m/s)

a: Área do tubo (cm^2)

L: Altura inicial do corpo de prova (cm)

R_t : Fator de correção ($R_t = \mu_T/\mu_{20} - \mu_T$: viscosidade da água na temperatura do ensaio;

μ_{20} : viscosidade da água a 20° C)

A: Área do corpo de prova (cm^2)

t: Tempo (s)

h_0 : Carga inicial (cm)

h_f : Carga final (cm)

O ensaio de condutividade hidráulica realizado pela Embrapa Solos correspondente aos tratamentos do experimento I, foi conduzido em amostras saturadas colocadas em permeâmetro de carga constante conforme Embrapa (1997).

CAPACIDADE MÁXIMA DE RETENÇÃO DE ÁGUA (CMRA)

A determinação da capacidade máxima de retenção de umidade foi realizada através de uma proveta de 500 mL, onde foi construída uma coluna contínua de solo com material seco em estufa, destorroado e peneirado em peneira de malha de 2 mm (terra fina seca em estufa – TFSE), fazendo-se em 3 repetições. Foi adicionado aproximadamente 80 mL de água destilada com pipeta volumétrica para que houvesse o umedecimento do solo de modo que a frente de molhamento estacionasse antes do fundo da proveta. Desta forma, considerou-se que o material estava em sua capacidade máxima de retenção de água, pois havia cessado a percolação de água. Visando minimizar as perdas por evaporação, a proveta (“boca”) foi vedada com saco plástico,

mas perfurado para permitir o efeito normal da pressão atmosférica. Após este procedimento foi amostrada determinada quantidade de material da proveta para a determinação da umidade. A umidade determinada por este método foi considerada a umidade da capacidade máxima de retenção de água deste material.

4.3.4. ANÁLISES QUÍMICAS DE SOLOS, SEDIMENTO E MISTURAS

As análises da caracterização do sedimento e das misturas do primeiro experimento foram realizadas pela Embrapa-Solos, de acordo com metodologia descrita pela Embrapa (1997). A análise de HPA's da caracterização do sedimento foi realizada pela Analytical Solution. O segundo e terceiro experimentos tiveram suas análises realizadas pelo Laboratório de Química da Geotecnia e também pelo Laboratório da Bioagri Ambiental (análises de HPA's em água, solo e tecido vegetal) e metais em solo e tecido e ainda em tecido, macronutrientes.

pH

As análises de pH realizadas no sedimento e suas misturas bem como em água, no decorrer do trabalho foram conduzidas segundo a metodologia descrita pela Embrapa (1997), no Setor de Química Ambiental do Laboratório de Geotecnia. A medição do pH foi realizada eletronicamente através do eletrodo combinado imerso em suspensão solo:líquido (H₂O e KCl 1M) na proporção 1:2,5, para solo. O potenciômetro utilizado para solo e água foi o Analion Modificado 606F com eletrodo Analion V620.

CÁTIONS TROCÁVEIS (Ca, Mg, K, Na, Al, Al + H)

A análise de cátions trocáveis foi determinada através da remoção dos cátions adsorvidos por soluções de Cloreto de Potássio, Acetato de Cálcio e Ácido Clorídrico, e em seguida, determinados por métodos volumétricos e por fotometria de chama, para sódio e potássio. A análise foi realizada no Setor de Química Ambiental do Laboratório de Geotecnia, conforme Embrapa (1997). O alumínio trocável foi extraído em solução de cloreto de potássio e o hidrogênio mais alumínio (H + Al) correspondentes à acidez potencial foram determinados em solução de acetato de cálcio.

TEOR DE CARBONO ORGÂNICO/ TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA (TMO)

A análise de carbono orgânico foi conduzida no Setor de Química Ambiental do Laboratório de Geotecnia, conforme Embrapa (1997), através da oxidação por Dicromato de Potássio em meio ácido a quente, o excesso de dicromato foi titulado com solução padrão de Sulfato Ferroso Amoniacal e com Difenilamina como indicador. Nesta determinação, a amostra seca ao ar previamente foi peneirada em peneira de malha 0,175 mm (peneira nº 80). Por meio do teor de carbono orgânico calcula-se o teor de matéria orgânica.

NITROGÊNIO TOTAL

O Nitrogênio Total do sedimento foi determinado através do método Kjeldahl pela Embrapa-Solos, de acordo com Embrapa (1997).

FÓSFORO ASSIMILÁVEL

O fósforo assimilável foi extraído com solução ácida e a formação do complexo fósforo-molibdico de coloração azul foi obtida após redução do molibdato com ácido ascórbico. Procedeu-se a leitura em espectrofotômetro no comprimento de onda de 660 nm. A análise foi realizada no Setor de Química Ambiental do Laboratório de Geotecnia, conforme Embrapa (1997).

SAIS SOLÚVEIS (CLORETOS, SULFATOS, CARBONATOS E BICARBONATOS, Ca, Mg, K e Na)

Os sais solúveis foram determinados através da medição de cátions e ânions no extrato aquoso obtido na pasta de saturação. A condutividade determinada pelo condutivímetro OAKTON Modelo PC 300 de leitura direta, sódio e potássio por fotometria de chama, cálcio e magnésio por absorção atômica, sulfato por precipitação do sulfato de bário e determinação turbidimétrica, Cloreto por titulação potenciométrica

com nitrato de prata, e Carbonato e Bicarbonato, por acidimetria, conforme Embrapa (1997). A análise foi conduzida no Setor de Química Ambiental do Laboratório de Geotecnia.

METAIS PESADOS (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr, Zn, Al)

A determinação dos metais em solo foi realizada por extração com água régia (mistura de ácido clorídrico-HCl e ácido nítrico-HNO₃ concentrado numa proporção de 3:1 em volume) a quente e o extrato analisado por espectrometria de absorção atômica com chama ar-acetileno. Nesta determinação, a amostra seca ao ar previamente, foi peneirada em peneira de malha 0,075 mm (peneira n° 200). A análise foi realizada no Setor de Química Ambiental do Laboratório de Geotecnia, conforme Embrapa (1997).

A determinação de metais pelo Laboratório da Bioagri Ambiental seguiu a metodologia 6010C descrita pela USEPA, onde as amostras foram digeridas em meio ácido de acordo com a metodologia 3051A descrita pela USEPA. Em seguida, utilizou-se a espectrometria de emissão atômica por plasma (ICP-AES) para a determinação dos elementos em solução.

HPA's

A análise dos 16 hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA's) para a caracterização do sedimento foi realizada pela *Analytical Solution*, de acordo com o procedimento de operação laboratorial padrão e protocolos internacionais USEPA 8270B, o qual refere-se à determinação de compostos orgânicos voláteis por espectrometria de massa e cromatografia gasosa (GC/MS). O método foi atualizado para 8270C sendo este utilizado pelo Laboratório da Bioagri Ambiental. É empregado na determinação de tais compostos incluindo HPA's, pesticidas entre outros, em extratos provenientes de diversos tipos de matrizes (resíduo sólido, solo, amostras de água e ar). O extrato da amostra é seco, concentrado e analisado por espectrometria de massa e cromatografia gasosa (GC/MS).

Foi empregado também, o método SMWW 6410B que corresponde à espectrometria de massa e cromatografia gasosa de extração líquido/líquido (GC/MS) para a

determinação de alguns compostos orgânicos que são particionados em solventes orgânicos e assim, submetidos à cromatografia gasosa. Um volume da amostra é extraído com cloreto de metileno a pH acima de 11 e por mais uma vez, a pH abaixo de 2. O extrato da amostra é seco, concentrado e analisado por espectrometria de massa e cromatografia gasosa (GC/MS). A identificação qualitativa dos compostos é baseada no tempo de retenção e abundância relativa de três massas características.

NECESSIDADE DE GESSO

A Necessidade de Gesso (NG) foi realizada em laboratório, de acordo com a metodologia descrita pela Embrapa (1997). O princípio do método corresponde à determinação da dosagem do $\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}$ no extrato resultante do equilíbrio do solo com solução saturada de CaSO_4 , devendo-se subtrair o valor de Ca^{+2} titulado na solução de CaSO_4 .

4.3.5. ANÁLISES QUÍMICAS DE AMOSTRAS LÍQUIDAS

As amostras líquidas corresponderam ao lixiviado e também, à água do canal. As análises referentes do pH, Eh, condutividade, metais, sulfato, cloreto, carbonato e bicarbonato foram realizadas no Setor de Química Ambiental do Laboratório de Geotecnia, exceto a análise dos HPA's, conduzida pelo Laboratório da Bioagri Ambiental.

pH e Eh

O pH foi determinado através do potenciômetro Analion Modelo 606F com eletrodo Analion V620, já o Eh, através do potenciômetro Orion 720A com eletrodo redox de platina Analion Rox 674.

CONDUTIVIDADE ELÉTRICA ESPECÍFICA (CEE)

A condutividade foi determinada diretamente em condutivímetro OAKTON Modelo PC 300.

ÂNIONS EM SOLUÇÃO (CLORETOS, SULFATOS, CARBONATOS E BICARBONATOS)

A determinação de sulfato através de turbidímetro (Micronal - B250) originou a curva de calibração FTU (Formazin Turbidity Units – Unidade de Turbidez) x concentração de sulfato, sendo este medido pela formação de sulfato de bário obtido através da adição de cloreto de bário na amostra e de um estabilizante para mantê-lo em suspensão. O cloreto foi dosado por titulação potenciométrica de precipitação, sendo precipitado como Cloreto de Prata após titulação com Nitrato de Prata. Quanto ao carbonato e bicarbonato, estes foram determinados por acidimetria conforme o método FEEMA 441.R1, que baseia-se na determinação dos componentes da água que elevam o pH para um valor acima de 4,6. A medida é feita titulando-se a amostra com uma solução padronizada de ácido sulfúrico 0,01M, nos pontos sucessivos de equivalência do bicarbonato e do ácido carbônico.

CÁTIONS EM SOLUÇÃO (Ca, Mg, K, Na)

Os cátions solúveis foram determinados nos líquidos filtrados em membrana de 0,45 µm e preservados a pH<2 com ácido nítrico, sendo o sódio e o potássio, analisados por Fotometria de Chama Micronal Modelo B 262. O cálcio e o magnésio foram analisados por Espectrometria de Absorção Atômica com Chama Perkin-Elmer Modelo AAnalyst 300.

METAIS PESADOS (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr, Zn, Al)

Os metais foram determinados nos líquidos filtrados em membrana de 0,45 µm e preservados a pH<2 com ácido nítrico. Foi utilizada a técnica de Espectrometria de Absorção Atômica com Chama Perkin-Elmer Modelo AAnalyst 300.

HPA's

A análise dos 16 hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA's) para a caracterização das amostras líquidas foi realizada segundo a metodologia proposta pela USEPA 8270C e SMWW 6410B.

4.3.6. ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS DE SOLOS, SEDIMENTOS E MISTURAS

As análises foram conduzidas no Laboratório de Microbiologia Industrial da Escola de Química/UFRJ. A caracterização microbiológica do sedimento foi realizada no material amostrado no momento da montagem do experimento que correspondeu ao período de seis meses posterior a sua coleta. Foram determinadas para a caracterização as Bactérias Heterotróficas Totais (Aeróbias e Anaeróbias), as Bactérias Redutoras de Sulfato (BRS) e as Bactérias Hidrocarbonoclásticas, em duas amostras.

Em tubos de ensaio foram conduzidas diluições até 10^{-7} em solução salina (0,85% NaCl), as quais foram empregadas nas determinações das Bactérias Redutoras de Sulfato, Bactérias Heterotróficas Totais (Aeróbias e Anaeróbias) e Bactérias Hidrocarbonoclásticas.

BACTÉRIAS HETEROTROFICAS TOTAIS - BHT (AERÓBIAS E ANAERÓBIAS)

Para as Bactérias Heterotróficas Totais (Aeróbias e Anaeróbias) utilizou-se o meio ágar nutriente (Tabela 4.1) e o método do plaqueamento (espalhamento em superfície). Para as placas de petri, contendo aproximadamente 20 mL de meio Agar nutriente, foram transferidas alíquotas das diluições de 1 mL. Posteriormente as placas foram incubadas por um período de 48 horas em estufa a temperatura de 30° C. Para as anaeróbias, o procedimento é o mesmo a diferença é na incubação, em anaerobiose as placas são incubadas em uma jarra purgada com gás nitrogênio (câmara de anaerobiose). Desta forma, após a inoculação das placas, estas foram mantidas nesta câmara para garantir as condições de anaerobiose. Estas bactérias são determinadas por contagem de colônias e são expressas em unidades formadoras de colônias (UFC/g de solo).

BACTÉRIAS REDUTORAS DE SULFATO - BRS

Para a determinação das Bactérias Redutoras de Sulfato foi utilizado como meio de cultura o “Postgate” E modificado (Postgate, 1984) (Tabela 4.1). Para frascos de penicilina contendo o meio Postgate foram transferidas alíquotas das diluições de 1 mL.

Os frascos foram lacrados e mantidos por um período de 14 dias de incubação em estufa a temperatura de 30° C. Após o período foram realizadas as leituras dos frascos.

BACTÉRIAS HIDROCARBONOCLÁSTICAS

As bactérias hidrocarbonoclásticas foram quantificadas através da técnica do Número Mais Provável (NMP). Em seguida, retirou-se uma alíquota de 0,2 mL de cada diluição transferindo-a para placas de poços contendo 2 mL do meio mineral Bushnell Haas (Tabela 4.1). Posteriormente, adicionou-se 5 µL de óleo. As placas foram incubadas por um período de 14 dias a temperatura de 30° C. Após o período de incubação, procedeu-se a leitura das placas, determinando-se tais bactérias (NMP/g de solo) através do número mais provável (Volpon *et al.*, 1998).

Tabela 4.1. Descrição dos meios de cultura para cultivo de microrganismos

Bactérias	Meios de Cultura
Heterotróficas Totais	Agar nutriente
	Peptona - 5 g/L
	Extrato de levedo - 3 g/L
	Agar - 12 g/L
BRS	Postgate E modificado
	KH ₂ PO ₄ - 0,5 g/L
	NH ₄ Cl - 1,0 g/L
	CaCl ₂ .2H ₂ O - 0,67 g/L
	MgCl ₂ .7H ₂ O - 1,83 g/L
	Na ₂ SO ₄ - 1,0 g/L
	FeSO ₄ .7H ₂ O - 0,5 g/L
	Agar - 1,9 g/L
	Extrato de levedo - 1,0 g/L
	Ácido ascórbico - 0,1 g/L
	Solução de lactato de sódio (50%) - 7,0 mL
Solução de resazurina (0,025%) - 4 mL/L	
O pH ajustado para 7,8 ± 0,1	
Hidrocarbonoclásticas	Bushnell Haas
	MgSO ₄ .7H ₂ O - 0,20 g/L
	CaCl ₂ - 0,02 g/L
	KH ₂ PO ₄ - 1 g/L
	K ₂ HPO ₄ - 1 g/L
	NH ₄ NO ₃ - 1 g/L
FeCl ₃ - 0,05 g/L	

4.3.7. ANÁLISES QUÍMICAS NO TECIDO VEGETAL

As análises de tecido vegetal do primeiro experimento foram realizadas na Embrapa- Solos pelo Laboratório de Água, Solos e Plantas. Após a finalização do experimento, as plantas foram coletadas sem segregação das diferentes partes vegetais (raiz, caule e folha).

As amostras de tecido vegetal do terceiro experimento foram realizadas pelo Laboratório da Bioagri Ambiental tanto para metais e macronutrientes quanto para HPA's. As amostras foram coletadas ao término do experimento, armazenadas em sacos de papel e enviadas ao laboratório para análises. A determinação de metais pelo Laboratório da Bioagri Ambiental seguiu a metodologia 6010C descrita pela USEPA. As amostras foram digeridas em meio ácido de acordo com a metodologia 3051 descrita pela USEPA. Em seguida, utilizou-se a espectrometria de emissão atômica por plasma (ICP-AES) para a determinação dos elementos em solução. Para a determinação de fósforo total e boro, as amostras foram digeridas com ácido sulfúrico e nítrico e determinado, no caso do fósforo, por espectrofotometria com amarelo de vanadato.

PREPARO DAS AMOSTRAS PARA ANÁLISE

As amostras foram lavadas cuidadosamente, armazenadas em sacos de papel, secas em estufa a 65⁰ C e moídas para a realização das análises químicas segundo a metodologia utilizada pela Embrapa-Solos (Embrapa, 1999) para as duas espécies utilizadas (Ingá e Capim Vetiver). As amostras foram submetidas à digestão Nitro-Perclórica, sendo o extrato utilizado nas diferentes determinações dos elementos.

FÓSFORO TOTAL

O fósforo determinado por espectrometria com amarelo de vanadato, onde o ânion H_2PO_4^- reage com molibdato (MoO_4^{2-}) e vanadato (VO_3^{2-}) em meio ácido, formando um complexo de coloração amarela que absorve a luz no comprimento de onda de 420 nm.

SÓDIO E POTÁSSIO

O sódio e o potássio foram quantificados através de espectrometria de chama de emissão. O método baseia-se na atomização das partículas da solução por meio da projeção desta solução sobre uma chama, o que provoca a excitação dos átomos. Desta maneira, ocorre a emissão de luz, a determinados comprimentos de onda específicos aos átomos excitados do sódio e potássio (589 – 589 nm e 766 – 767 nm, respectivamente). A intensidade da luz emitida por cada elemento é dependente da concentração de seus átomos possibilitando a sua quantificação.

CÁLCIO E MAGNÉSIO

A espectrometria de absorção atômica (EAA) foi utilizada para a quantificação do cálcio e do magnésio, por meio da aspiração e nebulização da solução em uma chama de ar-acetileno ou óxido nitroso-acetileno e conversão em vapor atômico. Parte dos átomos é termicamente excitada pela chama e a outra parte permanece em seu estado fundamental. Para que ocorra a excitação destes átomos, é necessária a absorção de radiação específica proveniente de uma lâmpada de cátodo oco, a qual emite radiação no mesmo comprimento de onda que será absorvida por eles, na chama. O átomo de cada elemento absorve energia em um comprimento de onda definido e a quantidade de energia absorvida é proporcional à concentração da solução.

ENXOFRE TOTAL

O enxofre foi determinado por turbidimetria. O método é baseado na turbidez provocada pela precipitação do íon sulfato pelo Cloreto de Bário na forma de Sulfato de Bário (BaSO_4). Essa turbidez é quantificada espectrometricamente.

METAIS PESADOS (Cu, Fe, Mn, Zn, Bo, Mo)

O extrato resultante da digestão Nitro-Perclórica é submetido à espectrometria de absorção atômica para a determinação dos elementos cobre, ferro, manganês e zinco. São necessárias as lâmpadas de cátodo oco de Cu, Fe, Mn e Zn.

O boro foi submetido à digestão por via seca, onde a amostra de tecido vegetal é incinerada em mufla elétrica a uma temperatura entre 500 e 550° C. A cinza resultante foi dissolvida em solução diluída ácida de ácido nítrico. A determinação do elemento baseia-se na formação de um complexo amarelo resultante da reação do ácido bórico com o reagente azometina-H e determinado espectrometricamente.

O molibdênio foi solubilizado por via seca e complexado em meio ácido com tiocianato de amônio. Por meio da espectrometria de absorção atômica em chama de óxido nitroso (N₂O)-acetileno, o molibdênio foi determinado.

HPA's

Para as determinações dos HPA's, os métodos atualizados foram 8270C e 6410B que correspondem à espectrometria de massa e cromatografia gasosa de extração líquido/líquido (GC/MS) para a determinação de alguns compostos orgânicos que são particionados em solventes orgânicos e assim, submetidos à cromatografia gasosa, entretanto, o método de análise de HPA's foi adaptado por Valentim (2007) para o procedimento de obtenção do extrato do tecido vegetal. Inicialmente, toda planta foi triturada com gelo seco sem separação das partes (raiz, caule, folhas). Em 5g da amostra triturada, foi adicionado o solvente extrator Diclorometano:Acetato de Etila (1:1), em seguida, a amostra foi colocada no ultrassom por 20 minutos. O extrato foi então, filtrado e a extração foi repetida com uma segunda filtração para posterior concentração até 0,5 mL. A limpeza da amostra (*cleanup*) foi realizada com Hidróxido de Silício. As seguintes condições cromatográficas utilizadas na determinação dos HPA's encontram-se na Tabela 4.2.

Tabela 4.2. Condições cromatográficas para a determinação dos HPA's em tecido vegetal

Programação da Temperatura	<ul style="list-style-type: none"> • Inicial: 45° C/min • 30° C/min até 130° C • 20° C/min até 300° C por 10 minutos
Injetor Split/Splitless	<ul style="list-style-type: none"> • Trabalho em Split - temperatura de 260° C • Split Flow 12 mL/min • Volume de Injeção 1 µL • Gás de Arraste: Hélio
Coluna	<ul style="list-style-type: none"> • Varian CPSIL-8CB 35 m - 0.25 mm - 0.25µm
Fluxo	<ul style="list-style-type: none"> • 1 mL/min
Espectrômetro de Massa	<ul style="list-style-type: none"> • Transfer Line 280° C • Faixa de Massa: 100 a 300 • MS Quad 150° C • MS Source 230° C

4.4. METODOLOGIA DOS EXPERIMENTOS

4.4.1. CARACTERIZAÇÃO DO SEDIMENTO E DA ÁGUA DO CANAL

No presente trabalho, a caracterização química e física do sedimento foi realizada para avaliar as condições do material com vistas ao seu uso para o cultivo de espécies vegetais.

A caracterização química e física do sedimento compreendeu o material amostrado na primeira coleta. Já a caracterização microbiológica do material foi realizada no sedimento amostrado na terceira coleta. Por meio de estudos realizados anteriormente, foram definidos os pontos de amostragem conforme citado no item sobre amostragem. O material coletado nos dois pontos foram homogeneizados formando-se uma única amostra. A partir desta amostra foi realizado o procedimento de preparo de amostra como a secagem ao ar, destorroamento e o peneiramento em peneiras conforme o tipo de análise.

Cabe ressaltar que a separação das amostras para análise de HPA's foi realizada no próprio momento da coleta, pois para tal análise é necessária manutenção da amostra em recipiente de isopor com gelo até o armazenamento em câmara frigorífica no laboratório, e posterior envio para o laboratório responsável pela realização da análise,

no caso, a Analytical Solution. Para esta análise foram mantidas amostras simples referentes aos dois pontos de coleta, não houve homogeneização das mesmas e composição de uma única amostra.

A caracterização química compreendeu as análises de pH, Ca, Mg, K, Na, P assimilável, C orgânico, N total, Al e H + Al e metais (Mn, Fe, Zn, Cu, Cr, Co, Ni, Cd, Pb, Mo, Sr). Estas foram realizadas em Abril de 2004 no Laboratório de Solos, Água e Plantas da Embrapa-Solos, segundo as metodologias recomendadas pela Embrapa (1997).

A caracterização física do sedimento foi realizada no Setor de Caracterização Física do Laboratório de Geotecnia e envolveu Análise Granulométrica, Densidade Real dos Grãos e Limites de Atterberg.

A água do canal foi amostrada apenas na última coleta em Março de 2007 com a finalidade de caracterizá-la considerando o pH, Eh, condutividade elétrica, cloretos, sulfato, carbonatos, bicarbonatos, cátions solúveis e metais. As análises foram conduzidas no Setor de Química Ambiental do Laboratório de Geotecnia. A análise de HPA's foi realizada pelo Laboratório da Bioagri Ambiental.

4.4.2. EXPERIMENTO I – MISTURAS DO SEDIMENTO COM SOLOS DE TEXTURAS DIFERENTES

O experimento foi realizado no período de Fevereiro a Maio de 2005, em casa de vegetação na Embrapa-Solos. Utilizou-se um esquema fatorial 5 x 3 (Níveis de sedimento e Textura do solo) com 3 repetições, com o objetivo de verificar a melhor proporção de mistura solo e sedimento para a formação do substrato adequado ao estabelecimento das espécies vegetais. Foram utilizados vasos de polietileno com capacidade para 2 L, nos quais foram acondicionadas as misturas dos solos e do sedimento com base em volume (Figura 4.5). O sedimento foi coletado em Janeiro de 2005 com o mesmo procedimento utilizado na amostragem para caracterização. Os pontos de amostragem não foram exatamente os mesmos, mas procurou-se manter a maior proximidade possível dos pontos amostrados na caracterização do sedimento.

Os diferentes níveis da mistura solo e sedimento, corresponderam a zero, 25%, 50%, 75% e 100% (Tabela 4.3).

Tabela 4.3. Esquema dos tratamentos

Tratamento	Sedimento	Solos*
1. 0%	0%	100%
2. 25%	25%	75%
3. 50%	50%	50%
4. 75%	75%	25%
5. 100%	100%	0%

* Argissolo Amarelo de textura argilosa/muito argilosa – **AG**; Cambissolo Háptico de textura média – **FR**; Neossolo Quartzarênico de textura arenosa – **AR**



Figura 4.5. Acondicionamento das misturas nos vasos.

Foram utilizadas duas espécies vegetais, o ingá (*Ingá edulis*) e o capim vetiver (*Vetiveria zizanioides*) como plantas bioindicadoras. O ingá imediatamente após o plantio das mudas apresentou sintomas agudos de toxidez: aparecimento de manchas pardas internervurais, com imediato prolongamento por toda a folha, nos tratamentos que continham o sedimento. Diante do problema, o ingá foi substituído pelo capim vetiver (Figura 4.6), por demonstrar em outros estudos sua resistência à salinidade e ao ambiente anaeróbio.

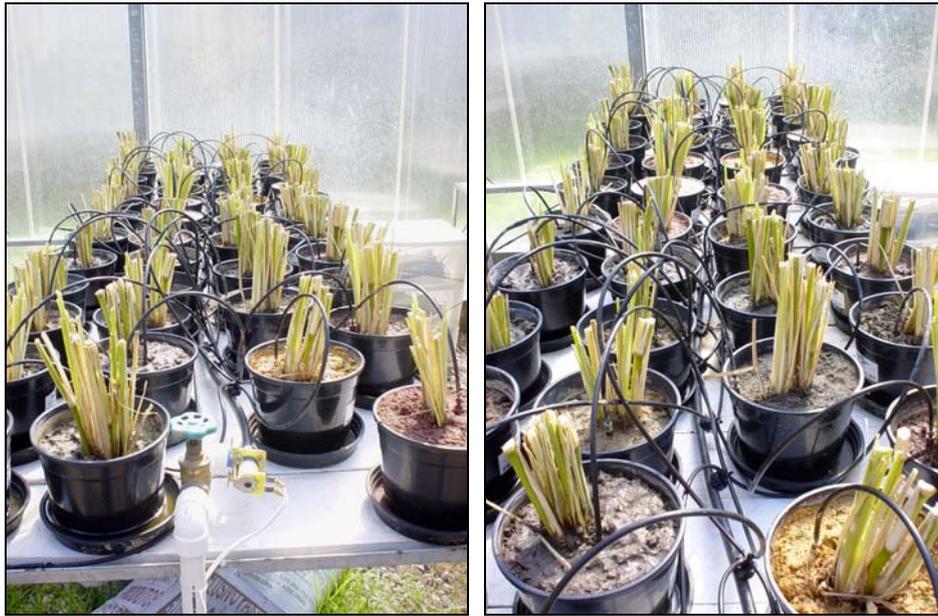


Figura 4.6. Capim vetiver plantado nos vasos correspondentes às misturas com sedimento.

A avaliação do desenvolvimento do capim vetiver foi realizada por meio de medições das alturas das plantas em intervalos de dez dias, totalizando cinco leituras.

Após a finalização do experimento, as plantas foram coletadas sem segregação das diferentes partes vegetais (raiz, caule e folha). Após a coleta, as plantas de cada vaso foram lavadas cuidadosamente, armazenadas em sacos de papel, secas em estufa a 65⁰ C e moídas para a realização das análises químicas. As análises de tecido vegetal foram realizadas segundo a metodologia utilizada pela Embrapa-Solos (Embrapa, 1999) para as duas espécies utilizadas.

4.4.3. EXPERIMENTO II – DETERMINAÇÃO DA DOSAGEM DE GESSO PARA A NEUTRALIZAÇÃO DA SALINIDADE

O experimento foi conduzido com o objetivo de verificar a dosagem adequada de gesso (Sulfato de cálcio-CaSO₄) para corrigir os efeitos negativos da salinidade, uma das principais limitações ao estabelecimento de plantas em sedimentos marinhos. O mesmo foi realizado no Setor de Caracterização Física do Laboratório de Geotecnia-

COPPE/UFRJ, em Fevereiro de 2007. Foram utilizadas 4 dosagens de gesso (Zero: ausência de gesso; 35%; 65%; 100%), conforme análise realizada em laboratório, a qual determinou a Necessidade de Gesso ($NG = 3,3 \text{ g CaSO}_4/\text{kg}$) para o material, de acordo com a metodologia descrita pela Embrapa (1997). Cada dosagem foi representada por 3 repetições.

O gesso foi adicionado ao sedimento “in natura” nas dosagens Zero, 35%, 65% e 100% da NG do material (determinada anteriormente) e acondicionado em vasos de polietileno com capacidade para 2 L (Figura 4.7). Após o período de 48 horas de incubação, o material foi seco ao ar, destorroado e peneirado em peneira de malha de 2 mm (Figura 4.7). Posteriormente, o mesmo foi misturado a um solo (coletado em Janeiro/2007 em uma área de empréstimo pertencente à Bayer S/A, localizada em Belford Roxo a 40 km do centro do Rio de Janeiro) e mantido por um período de incubação de 30 dias na umidade de 60% da capacidade máxima de retenção de água, determinada previamente. Em seguida, foram realizadas sucessivas lavagens para a retirada do sódio, fazendo-se a medição da condutividade elétrica (Conduvímeter) em cada lavagem até que esta atingisse a estabilidade. Foi utilizado nas lavagens um volume total de água destilada de 1300 mL. Foi realizada a análise química do material no Setor de Química Ambiental do Laboratório de Geotecnia-COPPE/UFRJ.



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)

Figura 4.7. (a) Acondicionamento no vaso; (b) Incubação do material por 48 horas; (c) Incubação do material por 48 horas; (d) Secagem do material ao ar; (e) Secagem do material ao ar.

4.4.4. EXPERIMENTO III – FITORREMEDIAÇÃO EM VASOS

O solo de textura média classificado como Argissolo Vermelho Amarelo utilizado na mistura com o sedimento foi coletado em uma área de empréstimo em Niterói, em Novembro de 2006.

O sedimento foi coletado em dois dias, em Março de 2007 na mesma área de coleta das amostragens anteriores. Foi determinada previamente a capacidade máxima de retenção de água da mistura solo e sedimento (41,61%). Procedeu-se a mistura do solo e sedimento “in natura” na proporção de 50% com base em massa, e a incorporação de gesso seguindo a dosagem recomendada pela necessidade de gesso determinada em laboratório, conforme Embrapa (1997). A mistura foi realizada manualmente em bacia e acondicionada em vasos de polietileno com capacidade para 22 L (Figura 4.8). No interior dos vasos foi colocada brita ao fundo e em seguida o bidim (geotêxtil não tecido 100% poliéster) para evitar perda de material. A mistura permaneceu em repouso por um período de sete dias para que houvesse as reações de troca entre o cálcio e o sódio Barros *et al.* (2005). A mistura foi mantida a 60% da capacidade máxima de retenção de água.



Figura 4.8. Mistura de gesso ao sedimento.

O processo de mistura do solo, sedimento e areia e a incorporação do gesso para a montagem do experimento de fitorremediação foi iniciado em setembro de 2007, na proporção de 50% com base em massa, da seguinte forma: 3 kg de sedimento, 2 kg de areia, 1 kg de solo.

Inicialmente, pesou-se o sedimento em balança de 10 kg da marca MARTE, em seguida, foi conduzida a incorporação de uma solução saturada de gesso, em bacia. Ao contrário do que havia sido conduzido na primeira tentativa de montagem do

experimento, quando ocorreu o descarte dos vasos. A mistura da solução saturada de gesso facilitou a homogeneização do mesmo ao sedimento, diferentemente da adição direta do gesso, a qual promoveu a formação de grumos dificultando a mistura homogênea do material. Foram pesados a areia e o solo e adicionados ao sedimento. Após a mistura, o material foi acondicionado em vasos vedados, para que não ocorressem perdas de material, seguindo-se o período de incubação, o processo de lavagem, a retirada da água de lavagem, secagem e destorroamento, anterior ao plantio das mudas. A retirada da água de lavagem foi realizada por sifonamento (Figura 4.9) e a cada lavagem foi verificada a condutividade elétrica (condutivímetro OAKTON) até que esta se tornasse estável (Apêndice 3).

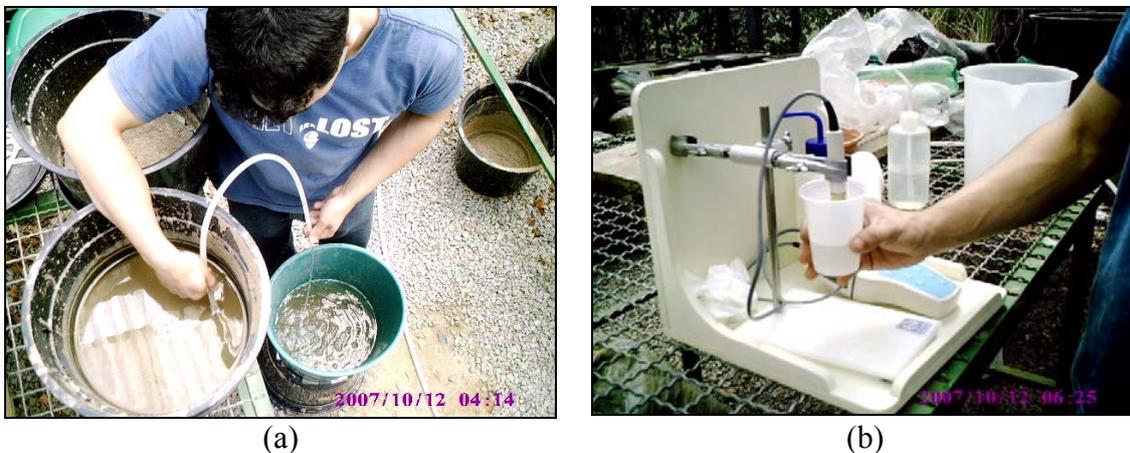


Figura 4.9. (a) Sistema de sifonamento; (b) Medição da condutividade elétrica.

A mistura sofreu um processo de secagem ao ar para a retirada do excesso de água, provocando a formação de torrões, os quais foram destorroados manualmente antes do plantio. Assim, a mistura destorroada foi acondicionada em vasos de polietileno com capacidade aproximada de 7 L. Conforme anteriormente citado, no interior dos vasos foi colocada brita ao fundo e em seguida o bidim, para evitar perda de material.

O plantio das mudas foi realizado em Outubro de 2007, em casa de vegetação do laboratório de Geotecnia-COPPE/UFRJ. As espécies utilizadas como o vetiver foram adquiridas em Abril de 2007 sendo cultivadas em vaso até o momento do plantio. O tamboril semeado em Fevereiro de 2007, cedido pela Embrapa – Agrobiologia em Maio de 2007, transplantado para vasos de 2 L, e cultivado até o momento do plantio. As mudas de chorão foram obtidas de estacas provenientes de exemplar do próprio Laboratório de Geotecnia em Dezembro de 2006. As mudas de mangue foram coletadas

da margem do Canal do Fundão e mantidas no Horto da Prefeitura Universitária da UFRJ no período de Maio de 2007.

Os vasos foram dispostos aleatoriamente em mesas de aço e trocados periodicamente de lugar. Utilizou-se o Delineamento Experimental Inteiramente Casualizado (DIC) com 5 tratamentos e 5 repetições. Os tratamentos corresponderam às espécies Capim Vetiver, Tamboril, Chorão, Mangue Branco e Controle (solo não cultivado) (Figura 4.10). O desenvolvimento das plantas foi monitorado quinzenalmente por um período de 4 meses através da medição das alturas (trena), em geral, da base do caule até a gema apical do ramo principal, e diâmetro da base do caule (paquímetro).



Figura 4.10. Experimento de fitorremediação.

Foi determinada previamente a capacidade máxima de retenção de água (CMRA: 27,31%) do material, na tentativa de mantê-la a 60% (13,40%).

A coleta das amostras ocorreu nos períodos inicial (T Zero) e final (T Final), no momento do plantio das mudas e ao término do experimento, respectivamente. A amostragem de solo no período inicial foi conduzida de modo que fossem realizadas amostras compostas de todas as repetições de cada tratamento, totalizando cinco amostras compostas. Foram coletadas também amostras compostas de água de lixiviação dos vasos após o plantio, totalizando cinco amostras compostas, para análises de pH, CE, Eh, Na, Ca, Mg, K, sulfato, carbonato, bicarbonato, metais e HPA's. No final do experimento, foi feita a adição de água a uma quantidade superior à CMRA para promover a lixiviação, visando coleta do lixiviado.

Ao término do experimento, foram realizadas amostragens em solo, água e planta. A amostragem composta de solo foi realizada utilizando-se todas as repetições de cada tratamento constituindo amostras compostas para as análises de pH, carbono

orgânico, CTC, Al, H, P e HPA's, em um total de cinco amostras compostas para solo. Da mesma maneira, foi conduzida a amostragem composta de água para as análises de pH, CE, Eh, Na, Ca, Mg, K, sulfato, carbonato, bicarbonato, metais e HPA's.

Para a realização das análises de metais em solo e tecido vegetal, foram coletadas três amostras de cada tratamento, em um total de quinze amostras para ambos. Os HPA's de tecido vegetal foram realizados em 2 amostras de cada tratamento.

As amostras de plantas foram coletadas sem separação das partes (raiz e parte aérea), lavadas, acondicionadas em sacos de papel e armazenadas em câmara frigorífica a 4° C no Laboratório da Geotecnia até o envio ao Laboratório responsável pela realização das análises, que ocorreu no mesmo dia do término do experimento. A Figura 4.11 exibe as plantas ao término do experimento.

As análises de HPA's em solo, água e tecido vegetal foram realizadas pelo Laboratório da Bioagri Ambiental, o mesmo para metais em solo e tecido vegetal e macronutrientes em tecido vegetal. No Setor de Química Ambiental do Laboratório de Geotecnia foram realizadas as análises de metais, pH, sais, CE, em água e pH, carbono orgânico, CTC, Al, H, P, para solo.

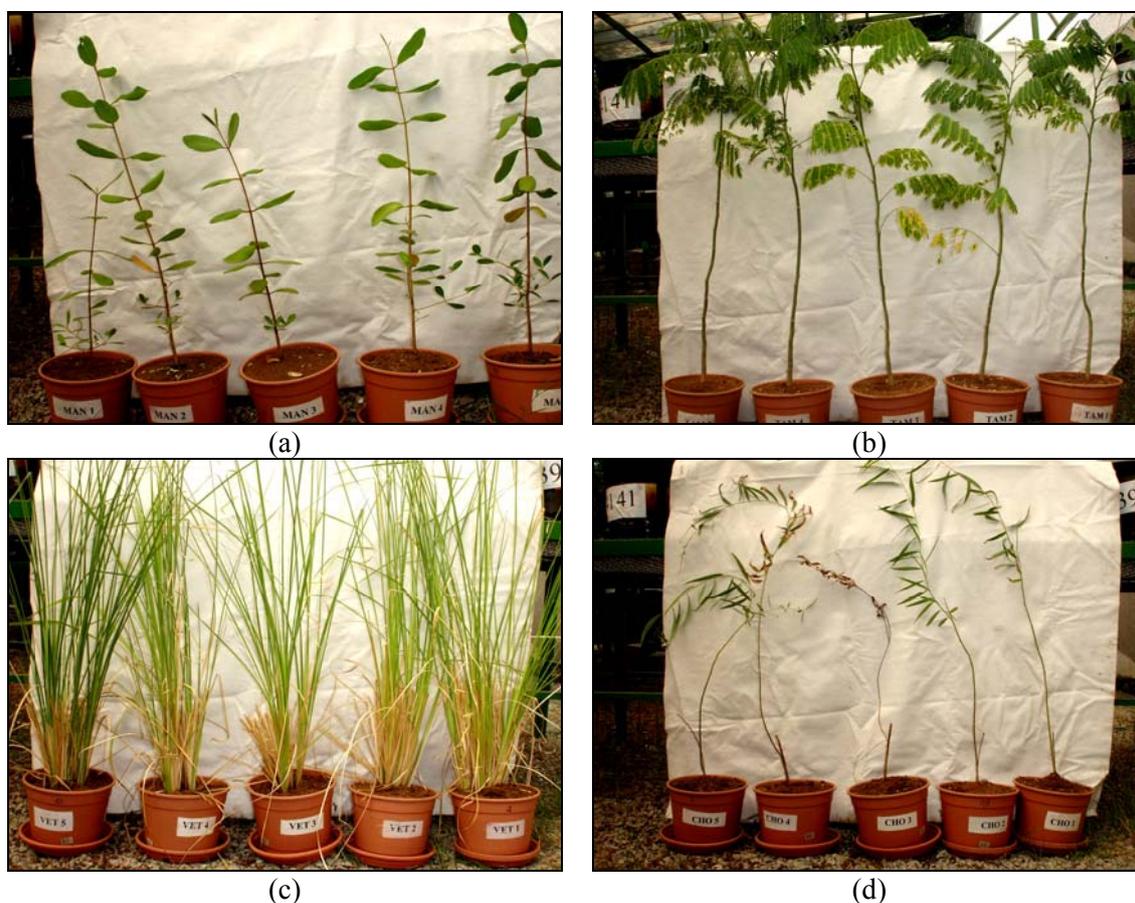


Figura 4.11. (a) Mangue Branco; (b) Tamboril; (c) Capim Vetiver; (d) Chorão.

A caracterização microbiológica do sedimento “in natura” antes da montagem do experimento foi realizada para Bactérias Redutoras de Sulfato (BRS), Bactérias Heterotróficas Totais (Aeróbias e Anaeróbias) e Bactérias Hidrocarbonoclásticas em duas amostras. As análises foram conduzidas no Laboratório de Microbiologia Ambiental da Escola de Química/UFRJ. Foram realizadas amostragens de solo para o monitoramento das Bactérias Hidrocarbonoclásticas em intervalos de 20 dias durante o período de 4 meses. As amostras foram coletadas com espátula flambada com álcool com objetivo de alcançar o máximo de assepsia de modo que não houvesse a contaminação das amostras. Após o término das coletas e processamento das análises, os materiais utilizados foram lavados e autoclavados para uso posterior.

4.4.5. EXPERIMENTO COMPLEMENTAR – MISTURA DO SEDIMENTO COM MATERIAIS ESTRUTURANTES

Após o período de incubação houve a tentativa de lavagem do material com água destilada para promover a retirada do sódio por lixiviação, no entanto, o processo foi dificultado pela baixa permeabilidade do material, não havendo drenagem da água. Com a secagem do material foi observada a formação de caminhos preferenciais (Figura 4.12) fazendo com que o material não fosse igualmente permeado pela água. Neste momento, optou-se pelo descarte do experimento e pela adição de materiais estruturantes ao sedimento visando à melhoria de sua permeabilidade. Deste modo, foram conduzidas diferentes misturas de sedimento e materiais estruturantes (Areia, PET, Resíduo de Construção e Demolição, Fibra de Coco, Coco Fino, Coco Granular e Endocarpo Moído de Coco), com objetivo de aumentar a permeabilidade do mesmo.

A utilização de materiais estruturantes tem sido empregada com o objetivo de aumentar a permeabilidade do solo (Raimundo *et al.*, 2004). Tais materiais possuem baixa densidade e ao serem adicionados ao solo, reduzem sua densidade, aumentando a porosidade, a difusão de oxigênio ou ainda, a formação de agregados estáveis com a água (Raimundo *et al.*, 2004). O autor afirma que os agentes estruturantes, quando adicionados ao solo contaminado, aumentam a permeabilidade, a aeração e o contato da água e dos nutrientes com os microrganismos aumentando a sua atividade. Outros autores relatam aumento na degradação de compostos orgânicos em sistemas de compostagem ou de *landfarming*, ao utilizarem agentes estruturantes como cavacos de

madeira, palha, feno de grama, diferentes resíduos agroindustriais, além de materiais inorgânicos como vermiculita e areia (Choi *et al.*, 2003; Barrington *et al.*, 2002; Rhykerd *et al.*, 1999; Molina-Barahona *et al.*, 2004). Conforme Santos (2007) os materiais devem ter como características baixo custo, não competitividade com o contaminante como fonte de carbono (reduzida biodegradação) e disponibilidade próxima da área de seu reaproveitamento, dentre outras.



Figura 4.12. Observação do comportamento do material.

A areia e o endocarpo de coco foram adquiridos comercialmente. O PET foi fornecido por uma empresa de reciclagem, sendo necessária a moagem do material em moinho de facas e passados em peneira de malha 3 mm no Laboratório de Macromoléculas (IMA). O resíduo de demolição utilizado foi proveniente da demolição do Curtume Carioca, no bairro da Penha, RJ.

Para areia, PET e resíduo de construção e demolição, foram utilizadas as proporções de 25 e 50%, para fibra de coco 6%, e coco fino, granular e endocarpo moído de coco, a proporção de 20%, todos com base em massa. As misturas foram conduzidas com tais materiais e acondicionadas em vasos de polietileno com

capacidade de 2 L, onde permaneceram por um período aproximado de 24 a 36 horas, para que o material sofresse um processo de adensamento, na tentativa de simular uma amostra indeformada. Posteriormente, as amostras foram retiradas com os cilindros para os ensaios de permeabilidade, segundo as normas da ABNT NBR 13292 e NBR 14545, para ensaios de carga constante e variável, respectivamente.

O endocarpo do coco foi fragmentado manualmente em gral e moído em moinho de inox de barras no Laboratório do CETEM. O coco fino, o coco granular e a fibra de coco foram cedidos pela pesquisadora do CETEM, Andrea Rizzo.

A mistura do sedimento e fibra de coco foi moldada no próprio cilindro do ensaio de permeabilidade pela dificuldade da amostragem indeformada. Da mesma forma que a mistura com PET, neste caso, por falta de quantidade adequada.

4.5. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS DOS EXPERIMENTOS

O tratamento estatístico dos dados obtidos foi realizado através da análise de variância pelo teste F e da comparação das médias dos diferentes tratamentos, pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Foram estabelecidas correlações de Pearson a 1 e 5 % de probabilidade entre as variáveis do solo, entre as variáveis do tecido vegetal e entre as variáveis do solo e tecido vegetal, com o objetivo de verificar a influência do compartimento solo no tecido vegetal, nos experimentos I e III. Os dados também foram submetidos à análise de regressão. Foi utilizado o Programa de Análise Estatística SAEG (2005).

CAPÍTULO 5

RESULTADOS – CARACTERIZAÇÃO DO SEDIMENTO

5.1. INTRODUÇÃO

O presente capítulo expressa os resultados correspondentes às análises da caracterização do sedimento e da água do Canal do Fundão.

A caracterização física do material compreende a distribuição granulométrica, a composição e a plasticidade. Posteriormente, são expostos a caracterização química e os aspectos relacionados à fertilidade do material para o desenvolvimento das plantas. O estado de contaminação por metais pesados e hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA's) também é abordado.

A caracterização microbiológica do material é apresentada, seguida da discussão dos resultados.

A caracterização foi conduzida a fim de avaliar o estado do material, principalmente os parâmetros relacionados à fertilidade do solo para o estabelecimento das plantas e uso da técnica de fitorremediação.

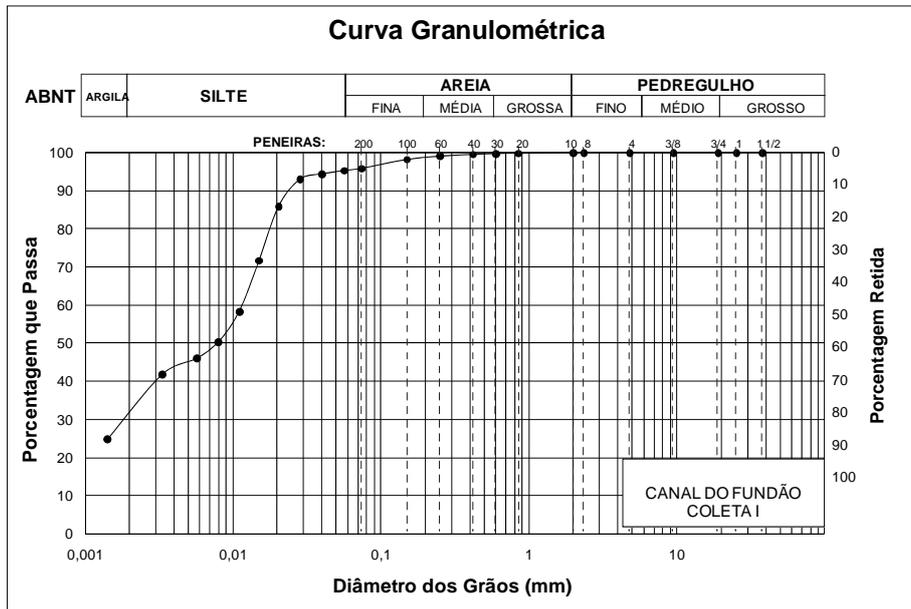
5.2. CARACTERIZAÇÃO FÍSICA

5.2.1. DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA

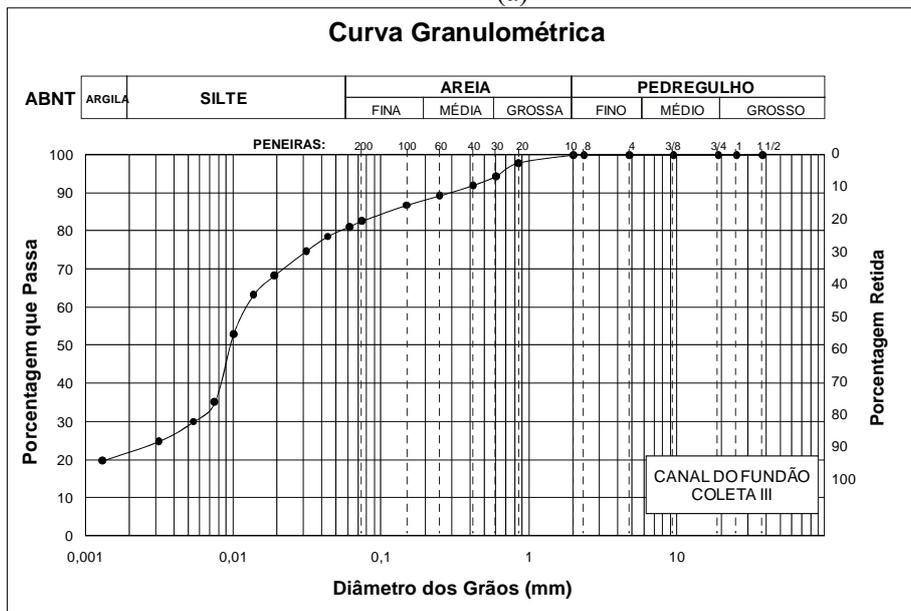
A Tabela 5.1 mostra a distribuição granulométrica do sedimento que apresenta predomínio de silte (64%) e porcentagem de “finos” de 96%. O sedimento amostrado na terceira coleta apresentou 59% de silte e 81% de porcentagem de “finos”. O sedimento coletado na segunda amostragem não foi caracterizado fisicamente. As curvas granulométricas obtidas são apresentadas na Figura 5.1.

O sedimento do Canal do Fundão coletado em outra área de amostragem (próximo ao Hospital Universitário Clementino Fraga Filho da UFRJ) por Santos (2001) que encontrou valores de 10%, 84 a 86% e 6 a 4%, para areia, silte e argila,

respectivamente. Já Barbosa *et al.*, (2004) no sedimento do canal encontraram valores de 2,53%, 53,05% e 44,42% de areia, silte e argila, respectivamente.



(a)



(b)

Figura 5.1. Curvas granulométricas do sedimento do Canal do Fundão: (a) Coleta I; (b) Coleta III.

A densidade real dos grãos (G) do sedimento foi de 2,45 g/cm³ e no sedimento coletado em Março de 2007 foi de 2,56 g/cm³. Valores de densidade referentes ao mesmo material exibidos por Santos (2001) e Barbosa *et al.* (2004) foram de 2,20 e de 2,40 g/cm³, respectivamente.

Tabela 5.1. Distribuição granulométrica (%) das amostras do sedimento do Canal do

Fundão			
Amostras	Areia	Silte	Argila
Coleta I	4	64	32
Coleta III	19	59	22

5.2.2. COMPOSIÇÃO E PLASTICIDADE

O Teor de Matéria Orgânica (TMO) encontrado foi de 105,20 g/kg no material referente à amostragem I. Nas amostragens posteriores, de Janeiro de 2005 e Março de 2007, os valores foram de 122,2 g/kg e 92 g/kg, respectivamente. Santos (2001) obteve 197 e 182 g/kg e Barbosa *et al.* (2004) verificaram valor de 200 g/kg. No projeto COPPETEC ET-150786 foi encontrado teor de matéria orgânica entre 80 e 266 g/kg, considerado elevado possivelmente pela presença de compostos orgânicos.

Quanto aos Limites de Atterberg ou índices de consistência referentes à fração fina dos solos (silte e argila), estes foram determinados apenas no material amostrado na primeira coleta (Dezembro de 2003), tendo o Limite de Liquidez (w_L) expressado valor de 117,5%. O Limite de Plasticidade (w_p) apresentou valor de 37,2% e o Índice de Plasticidade (I_p) valor de 74,5%. Santos (2001) encontrou valores 48 a 45% para w_p , 140% para w_L e 95 a 76 e 63 a 55% para I_p e Barbosa *et al.* (2004) obtiveram para w_p 35%, w_L 105% e I_p 70,7%.

Os limites de consistência relacionam-se com a quantidade de água retida na superfície das partículas de argila e assim, com a porcentagem de um determinado argilo mineral presente no solo (Skempton, 1953). Desta forma, o autor definiu o Índice de Atividade (I_a) como a razão entre o Índice de Plasticidade (I_p) e a porcentagem de argila no solo. O índice citado (I_a) relaciona-se com a capacidade de troca catiônica da argila. Para valores de Índice de Atividade (I_a) menores do que 0,75, a argila é considerada pouco ativa, ou seja, apresenta uma baixa capacidade de troca catiônica. Valores superiores a 1,25, a argila é muito ativa. Para valores intermediários, a argila apresenta atividade normal. No caso do material estudado, a argila presente exibe valor de I_a de 2,40 que a caracteriza como argila ativa.

A composição mineralógica exibida no estudo realizado por Barbosa *et al.* (2004) descreve a fração fina do sedimento com a presença de argilo-minerais cristalizados como a nacrita (grupo das caulinitas), biotita e esmectita sódica, esta

última em presença minoritária. No entanto, apresenta uma fração fina ativa que pode influenciar o seu comportamento (sedimento) após a disposição, o que retardaria o processo de sedimentação das partículas sólidas aumentando o tempo necessário para a formação do leito sedimentado, conforme Santos (2001).

5.3. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E AGRONÔMICA

5.3.1. PARÂMETROS QUÍMICOS E FÍSICO-QUÍMICOS

A Tabela 5.2 apresenta os resultados referentes às análises químicas realizadas no sedimento. A acidez ativa do solo mensurada através da análise de pH no material proveniente do Canal do Fundão foi representada por valores de pH encontrados que variaram entre 7,3 e 7,65 em água, e entre 7,2 e 7,7 em KCl, considerando os materiais amostrados nas três coletas. No estudo realizado por Barbosa *et al.* (2004) valores de pH em água de 7,5 e 8,3 foram mensurados no sedimento do mesmo canal. O pH do sedimento, segundo a classificação química para solo, apresenta-se fracamente alcalino, conforme Alvarez *et al.* (1999).

Ao que se refere ao Complexo Sortivo do sedimento nas três coletas realizadas, a soma de bases trocáveis (valor S) exibiu valores de 76,2 cmol_c/kg, 118 cmol_c/kg e 130 cmol_c/kg, para o sedimento das coletas I, II e III, respectivamente. Tais valores apresentam-se elevados de acordo com a classificação estabelecida por Alvarez *et al.* (1999). Os níveis de N e P normalmente são avaliados devido ao risco de eutrofização das águas. Os níveis estabelecidos para avaliação do risco são de 4800 e 2000 ppm para N e P, respectivamente, segundo a Resolução CONAMA 344/04. Os valores encontrados são extremamente inferiores e, portanto, não oferecem risco. No entanto, os teores de P foram elevados quando comparados ao nível crítico⁴ do elemento variável entre 12 a 20 ppm para solo.

⁴Nível Crítico: é o teor do elemento revelado pela análise, abaixo do qual é alta a probabilidade de resposta da planta à aplicação do nutriente em questão. Acima do nível crítico diminui o tamanho da resposta da cultura à adubação, podendo ser até nula, caso o nutriente esteja presente em teores efetivamente elevados. Sintomas de toxidez.

Tabela 5.2. Resultados das análises químicas realizadas em diferentes amostras do sedimento

Parâmetros		Sedimento		
		Coleta I	Coleta II	Coleta III
pH	Água	7,5	7,3	7,65
	KCl	7,7	7,2	7,58
Complexo Sortivo (cmolc/kg)	Ca	7,0	7,8	5,95
	Mg	13,4	15	12,5
	K	2,8	2,98	3,65
	Na	53,0	91,9	108
	Al	0,0	0,0	0,0
	Al+H	0,0	0,0	0,0
	Valor S	76,2	118	130,1
	CTC	76,2	118	130,1
C org (g/kg)		61,0	70,9	53,3
N total (g/kg)		3,6	4,1	2,4
P assimilável (mg/kg)		242,9	155,8	237

Os valores dos parâmetros avaliados na água do canal estão expressos na Tabela 5.3. A água do canal apresentou valores de condutividade elétrica (CE) e potencial redox (Eh) superiores aos encontrados no estudo sobre a revitalização dos canais do Fundão e Cunha (COPPETEC ET-150786). No estudo, foram encontrados valores de 7,34 para o pH, 8,89 mS/cm para a CE e de 111 mV para o Eh. Tal estudo avaliou também outros índices relacionados à qualidade da água como o teor de oxigênio dissolvido (OD), a demanda química de oxigênio (DQO), a demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) e a contagem de coliformes totais e fecais. A conclusão do estudo revelou que a água do Canal do Fundão apresenta condições críticas para a sobrevivência da biota e para balneabilidade: o oxigênio dissolvido é nulo, a DBO é 30 a 60 vezes superior ao máximo admissível, a quantidade de coliformes fecais é 40 a 150 vezes superior ao limite e a quantidade de coliformes totais é 50 a 220 vezes superior, de acordo com a classificação adotada pela Resolução CONAMA nº 20 de 1986 como classe 7, vigente na época do estudo.

Tabela 5.3. Resultado dos parâmetros analisados na água do Canal do Fundão

Parâmetros	Água
pH	7,04
CE (mS/cm)	10,4
Eh (mV)	221,6
Cátions Solúveis	
Na (mg/L)	2436
K (mg/L)	97,7
Ca (mg/L)	108
Mg (mg/L)	281
Ânions Solúveis	
Cloreto (mg/L)	4194
Sulfato (mg/L)	580
Bicarbonato (mg CaCO ₃ /L)	50,1
Carbonato (mg CaCO ₃ /L)	0

Para os cátions solúveis, observaram-se valores elevados quando comparados a valores exibidos por Ramalho Filho *et al.* (2005) em publicação a respeito de parâmetros do sistema relacionados à qualidade e custo de captação da água para irrigação. Os autores apresentaram valores de duas amostras de água referentes ao Projeto Vale do Fidalgo no Piauí, onde os teores de cálcio (225 a 230mg/L) foram superiores aos encontrados na água do canal. Entretanto, para os valores de sódio, potássio e magnésio (em média 21, 14 e 31 mg/L, respectivamente) os teores quantificados foram muito inferiores aos encontrados na água do canal (Tabela 5.3). A Resolução CONAMA nº 357, como também a CETESB não estabelecem valores para estes parâmetros.

Na Tabela 5.4 também são apresentados valores dos elementos analisados em amostra de água da Estação CN100 localizada na embocadura do Canal do Cunha com o Canal do Fundão correspondente ao período de 1990 e 1997, conforme a FEEMA (1998).

Tabela 5.4. Resultados de contaminantes inorgânicos detectados na água do Canal do Fundão

Parâmetros	Água (mg/L)	CETESB*	FEEMA**
Mn	0,09	0,1	-
Fe	0,16	0,3	-
Zn	0,03	5	0,02
Cu	<0,01	2	0,02
Cr	<0,01	0,05	<0,01
Co	<0,01	0,03	-
Ni	<0,02	0,05	<0,01
Al	<0,05	0,2	-
Cd****	<0,01	0,005	<0,002
Pb****	<0,05	0,01	<0,02

*Valores Orientadores de Intervenção para Água Subterrânea (CETESB, 2005).

**Valores médios amostrados na Estação CN100 pela FEEMA (1998).

***Valores precedidos do sinal (<) encontram-se abaixo do limite de detecção⁵ do aparelho utilizado.

****Para estes elementos, pela metodologia de absorção atômica empregada, o limite de detecção não foi alcançado de forma compatível com a norma da CETESB.

Os HPA's da água do Canal do Fundão quantificados no estudo sobre a revitalização dos canais do Fundão e Cunha expressaram valores de 307 ppb. A soma do 16 HPA's encontrados na amostra de água no presente estudo foi inferior (Tabela 5.5). A Tabela exhibe alguns dos HPA's que apresentam valores de referência para água subterrânea considerados pela CETESB (2005). Ao considerar valores estabelecidos para estes parâmetros em água salobra, Classe I que corresponde a corpos de água onde haja pesca ou cultivo de organismos para fins de consumo intensivo (CONAMA nº 357), os valores destes contaminantes encontram-se acima de tais limites (Tabela 5.5). Tal comparação com os valores desta classe foi devido à ausência destes parâmetros para águas salinas.

⁵Limite de Detecção: é definido pela IUPAC como a concentração que equivale a um sinal de absorvância três vezes maior que o ruído de linha-base. Este ruído pode ser estatisticamente quantificado, determinando-se desta forma um desvio-padrão da medida. Sendo assim, o limite de detecção pode ser considerado como a concentração que pode produzir um sinal de absorvância três vezes maior que o desvio-padrão do branco (Cienfuegos e Vaitsman, 2000).

Tabela 5.5. Resultados de contaminantes orgânicos analisados na água do Canal do Fundão

Parâmetros	Água (µg/L)	CETESB*	CONAMA 357**
Benzo(a)pireno	<0,05	0,7	0,018
Benzo(k)fluoranteno	<0,05	-	0,018
Criseno	<0,05	-	0,018
Dibenzo(a,h)antraceno	<0,05	0,18	0,018
Indeno(1,2,3,cd)pireno	<0,05	0,17	3,0
Naftaleno	<0,05	100	-

* Valores Orientadores de Intervenção para Água Subterrânea (CETESB,2005).

** Resolução CONAMA nº 357.

***Valores precedidos do sinal (<) encontram-se abaixo do limite de detecção do aparelho utilizado.

5.3.2. PARÂMETROS AGRONÔMICOS

De forma geral, os parâmetros envolvidos na avaliação da fertilidade do solo são o pH (acidez ativa), os teores de cátions trocáveis, fósforo, carbono e nitrogênio. Diante da análise de fertilidade é recomendado o seu manejo através da prática da calagem e da adubação. O histórico de alguma outra característica como salinidade ou contaminação da área por metais implica em uma análise mais específica como a de sais solúveis, condutividade elétrica e de metais que interfeririam na produtividade das culturas.

Conforme a Tabela 5.2 observa-se nos valores de pH, segundo a classificação agronômica, que estes são inadequados por serem considerados elevados. Os valores considerados favoráveis encontram-se na faixa de 5,5 a 6,0. As bases trocáveis apresentam teores elevados em comparação com valores de referência correspondentes a solo. De acordo com Alvarez *et al.* (1999), um valor considerado como referência para o Ca seria em torno de 2,4 cmol_c/kg, de 0,90 cmol_c/kg para o Mg e de 0,2 cmol_c/kg para o K. Teores superiores a estes valores são considerados níveis críticos do elemento.

Para os teores de carbono orgânico foram quantificados no sedimento valores de 61 g/kg, 71g/kg e 53,3 g/kg no material amostrado nas coletas I, II e III, respectivamente. Valor referencial para o elemento em solo determinado por Alvarez *et al.* (1999) é em torno de 20 a 30 g/kg.

Para o nitrogênio total, o teor encontrado no sedimento referente à primeira coleta foi de 3,6 g/kg. Nas coletas II e III, o elemento apresentou teores de 4,1 g/kg e de 2,4 g/kg, respectivamente. Os valores exibidos se encontram na faixa estabelecida como referência variando entre 0,2 a 4 g/kg em solos sob clima tropical (Dias *et al.*, 1996). Para solos orgânicos, este valor pode até alcançar 20 g/kg. Entretanto, em rejeito de

dragagem foi determinado pela Resolução CONAMA nº 344, valor de alerta de 4,8 g/kg devido ao risco de eutrofização.

Os teores de fósforo assimiláveis encontrados de 242,9 ppm, 155,8 ppm e 237 ppm no sedimento amostrado nas coletas I, II e III, respectivamente, são considerados extremamente elevados, visto que o valor de referência do elemento para solo, segundo Alvarez *et al.* (1999), varia entre 12 a 20 ppm.

5.4. ESTADO DE CONTAMINAÇÃO

5.4.1. CONTAMINAÇÃO POR METAIS

A Tabela 5.6 apresenta os teores de metais encontrados no sedimento do Canal do Fundão referente à primeira coleta, específica para a caracterização do material. De acordo com os resultados pode-se observar ao considerar os valores de alerta para solos, que o material encontra-se com valores superiores aos determinados pela CETESB para Zn, Cu, Cr, Ni, Cd e Pb, conforme destacado na tabela citada. Para os valores de intervenção o material encontra-se com teores superiores em Zn e Cu. No entanto, apesar de não haver referência pela CETESB para Fe e Al em solos, os elementos apresentam-se elevados no material. Alvarez *et al.* (1999) definiram como nível crítico valor acima de 30 ppm de Fe.

O manganês expressou valor elevado quando comparado aos valores das classes de interpretação da disponibilidade para os micronutrientes, segundo Alvarez *et al.* (1999). Valor superior a 8 ppm é classificado como nível crítico para manganês em solo. O mesmo ocorreu para zinco seguindo a classificação dos autores, a qual determina valor de 1,5 ppm como alto para o zinco, que no presente trabalho exibiu valor de 694 ppm. O teor de cobre encontrado de 293 ppm é superior ao valor limite de intervenção (100 ppm), proposto pela CETESB (2005).

Os teores de cromo (146 ppm), níquel (54 ppm) e chumbo (224 ppm) apresentaram valores superiores aos determinados pela CETESB (2005) como valores orientadores para solos. O alumínio e o estrôncio também foram quantificados mas não há valores comparativos.

Barbosa *et al.* (2004) encontraram valores de Cu de 165 e 250 ppm no mesmo sedimento, ou seja, valores inferiores ao encontrado na presente caracterização de 293 ppm. Para o Cr, Ni, Pb e Zn, os mesmos autores encontraram valores de 102 e 123 ppm para Cr, 243 e 357 ppm para o Ni, 177 e 117 ppm para o Pb e de 587 e 788 ppm para o Zn. A comparação dos valores encontrados por Barbosa *et al.* (2004) com os resultados do presente estudo mostra que os teores quantificados na presente caracterização foram superiores, exceto para o Ni.

Tabela 5.6. Parâmetros analisados no sedimento do Canal do Fundão

Parâmetros	Sedimento (mg/kg)	CETESB*		Nível Crítico**
		Alerta	Intervenção	
Mn	195	-	-	8
Fe	33700	-	-	30
Zn	694	300	500	1,5
Cu	293	60	100	1,2
Cr	146	75	300	0,6
Co	12	25	40	-
Ni	54	30	50	-
Al	59200	-	-	-
Cd	4	3	10	-
Pb	224	100	200	-
Mo	22	30	50	-
Sr	87	-	-	-

*Valores Orientadores de Alerta e Intervenção para Solos (CETESB, 2005).

** Alvarez *et al.* (1999)

5.4.2. CONTAMINAÇÃO POR HPA's

A análise dos 16 HPA's foi realizada no sedimento coletado na primeira e terceira coleta. O resultado é exibido na Tabela 5.7 e comparado com o valor de referência determinado pela Resolução CONAMA nº 344/2004 correspondente ao material dragado. A CETESB estabelece limite em solo apenas para o naftaleno (1500 ppb) e como valor de intervenção.

Barbosa *et al.* (2004) caracterizaram o sedimento em vários pontos de amostragem ao longo do canal. Nos pontos próximos ao Cenpes, como os do presente

trabalho, foram encontrados valores de HPA's de 1212 a 1783 ppb, enquanto que o valor verificado na presente caracterização foi de 2615 ppb no material amostrado em 2003 e no material coletado em 2007, foi de 2035 ppb.

Tabela 5.7 Resultado da análise de HPA's no sedimento

HPA's (ng/g)	Coleta I*		Coleta III*	
	Ponte Oswaldo Cruz	CENPES	Ponte Oswaldo Cruz	CENPES
Naftaleno	127,05	114,5	40	30
Acenaftileno	8,2	23,21	30	40
Acenafteno	74,99	108,84	30	35
Fluoreno	62,63	69,18	30	30
Fenantreno	117,8	144,3	110	190
Antraceno	80,87	96,95	70	110
Fluoranteno	449,92	617,46	180	370
Pireno	389,23	579,81	430	400
Benzeno(a)antraceno	100,14	159,14	80	190
Criseno	76,57	100,36	190	30
Benzo(b)fluoranteno	134,72	216,19	140	170
Benzo(k)fluoranteno	40,74	52,84	50	60
Benzo(a)pireno	109,9	140,91	100	110
Indeno(1,2,3 – cd)pireno	31,74	80,89	140	110
Dibenzo(a,h)antraceno	4,81	20,4	30	50
Benzo(ghi)perileno	35,39	90,38	120	110
Total 16 HPA's	1844,71	2615,37	1770	2035
CONAMA 344 ***	3000 ng/g			

*Análise realizada pela Analytical Solution

**Análise realizada pela Bioagri Ambiental

*** Resolução CONAMA nº 344 (2004): Classificação do material dragado.

5.5. ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS

No material foram analisadas: bactérias heterotróficas totais aeróbias e anaeróbias, as bactérias hidrocarbonoclasticas e as bactérias redutoras de sulfato (Tabela 5.8). As concentrações de bactérias heterotróficas totais anaeróbias foram superiores as aeróbias devido à baixa concentração de oxigênio dissolvido no sedimento. No entanto, as quantificações das duas populações foram próximas, indicando que possivelmente a maioria das bactérias presentes no sedimento seja facultativa. A quantificação das bactérias redutoras de sulfato nas duas amostras foi menor do que a dos outros grupos.

As amostras apresentaram valores na mesma ordem de grandeza caracterizando homogeneidade do sedimento. O mesmo fato foi observado nas quantificações das bactérias hidrocarbonoclasticas nas duas amostras analisadas.

Os resultados são corroborados pela análise de caracterização do sedimento do Canal do Fundão conduzida em 2005 por Simões, na qual, determinaram-se cinco grupos de microrganismos como as bactérias redutoras de sulfato, as bactérias metanogênicas, pseudomonas, rodococcus e actinomicetos (Comunicação Pessoal). As bactérias do gênero *Pseudomonas* e *Rhodococcus* são descritas como degradadores de petróleo e o grupo actinomicetos, como degradadores de herbicidas.

Tabela 5.8. Caracterização microbiana do sedimento antes da montagem do experimento de fitorremediação

Amostra	Heterotróficas Totais (UFC/g sedimento).		Hidrocarbonoclasticas (NMP/g sedimento)	BRS (NMP/g sedimento)
	Aeróbias	Anaeróbias		
A	$1,62 \times 10^5$	$4,43 \times 10^6$	$2,22 \times 10^4$	$1,23 \times 10^3$
B	$4,9 \times 10^5$	$5,12 \times 10^5$	$1,54 \times 10^4$	$1,54 \times 10^3$

A caracterização foi realizada a fim de discriminar a população de microrganismos existentes no sedimento com o objetivo de monitorá-la, no caso das bactérias hidrocarbonoclasticas, no experimento de fitorremediação, já que estes microrganismos são considerados degradadores de petróleo. A finalidade de acompanhar a população destes microrganismos foi para investigar a interação destes com as espécies vegetais utilizadas e a degradação dos contaminantes orgânicos do sedimento.

5.6. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

O sedimento do Canal do Fundão é constituído predominantemente por material silteoso e de acordo com Barbosa *et al.* (2004) ocorre na forma de lodo orgânico. O predomínio de silte no sedimento gera um elevado teor de umidade. Collins (1980) cita teor de umidade entre 30 a 80% dependendo das propriedades das partículas. Observou-

se impedimento relacionado à textura do material através de sua elevada porcentagem de finos.

Os elevados teores das bases trocáveis e dos elementos como o ferro e alumínio além dos outros metais conferem características desfavoráveis ao estabelecimento das plantas. Os valores de cátions trocáveis apresentam-se extremamente elevados, mesmo desconsiderando o alto teor de sódio que contribui para o aumento nos valores de CTC. Paquin *et al.* (2002) encontraram valores de 19,57 cmol_c/kg para Ca, 8,28 cmol_c/kg para Mg e 4,39 cmol_c/kg para K todos igualmente superiores aos estabelecidos como referência para solos. Castiglia (2006) encontrou 8 cmol_c/kg de cálcio e 14,1 cmol_c/kg de magnésio, em estudo referente à disposição subaquática de rejeito de dragagem do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, porém este material de origem lagunar⁶ apresentou características distintas das correspondentes ao material proveniente do Canal do Fundão, de origem marinha.

Os elevados teores de Na são explicados pela origem do material e proporcionam ao sedimento elevados teores do referido sal, classificando-o como salino-sódico, o que denota um fator limitante à sua utilização como substrato para o projeto de fitorremediação. Paquin *et al.* (2002) encontraram em sedimento de origem marinha, teor de Na de 54,30 cmol_c/kg próximo ao valor encontrado no sedimento do Canal do Fundão, 53 cmol_c/kg. Os autores afirmam que a elevada salinidade é um dos maiores desafios da fitorremediação de sedimento marinho.

Castiglia (2006) encontrou valor de sódio de 9,8 cmol_c/kg, no entanto, ilustrou valores deste elemento em estudo realizado por Borma (1998) que variaram entre 15,7 cmol_c/kg a 43,4 cmol_c/kg, ambos em sedimento de origem lagunar.

Os teores de carbono orgânico são elevados indicando a presença de altas concentrações de compostos orgânicos no sedimento. Os valores de carbono orgânico no sedimento encontrados por Paquin *et al.* (2002) e Vervaeke *et al.* (2001) foram 27,1 g/kg e 33 g/kg, respectivamente. Vandecasteele *et al.* (2002), em áreas de disposição de sedimento de dragagem contaminado, encontraram valores de carbono variando entre 27 g/kg a 62 g/kg. King *et al.* (2006) mensuraram teor de 127,6 g/kg de carbono em sedimento de dragagem.

⁶Laguna: Corpos d'água interiores que apresentam ligação com o mar. No Brasil também chamadas lagoas. Lagoas de Jacarepaguá, Camorim e Tijuca formam um sistema lagunar costeiro.

A contaminação do material por metais pesados se dá para zinco, cobre, cromo, níquel, cádmio e chumbo. No entanto, apesar de não haver valor estabelecido pela CETESB para ferro e alumínio, os teores encontrados no sedimento são considerados elevados e caracterizam aspecto negativo ao sedimento para o uso da técnica de fitorremediação. Paquin *et al.* (2002) quantificaram valores de ferro de 2508 ppm em rejeito de dragagem. Os mesmos autores verificaram no material, teores de Zn (635 ppm), Cu (339 ppm), Cr (62 ppm), Ni (35 ppm), Pb (400 ppm) e Co (8 ppm), e não revelaram problemas quanto aos níveis encontrados. King *et al.* (2006) encontraram em sedimento de dragagem teores de 4285 ppm para Zn, 740 ppm para Cu, 980 ppm para Cr, 20 ppm para Cd e 420 ppm para As. Os autores concluíram que os níveis elevados de metais foram responsáveis pela baixa taxa de sobrevivência das plantas. Vervaeke *et al.* (2003) em área de disposição de sedimento de dragagem quantificaram teores de 4,6 ppm de Cd, 230 ppm de Pb, 662 ppm de Zn e 98 ppm de Cu.

A contaminação por compostos orgânicos encontra-se dentro do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 344/2004 para material dragado. Porém, os valores estão muito próximos do valor limite, sendo o mesmo verificado por Barbosa *et al.* (2004).

A caracterização microbiológica mostrou que o material favorece a sobrevivência de microrganismos como as bactérias heterotróficas totais aeróbias e anaeróbias, bactérias redutoras de sulfato e bactérias hidrocarbonoclasticas. Esta última importante ao processo de degradação dos compostos orgânicos.

O estudo realizado no sedimento do Canal do Fundão por Barbosa *et al.* (2004) corrobora aspectos relacionados à contaminação por metais e HPA's apresentados na presente caracterização que classifica o rejeito como salino, contaminado e com alto teor de matéria orgânica que favorece a retenção de água na estrutura do material, conferindo um aspecto negativo à sua utilização como substrato vegetal. Allen (1995) classifica o rejeito siltoso oriundo de estuários como orgânico, salino, anaeróbico e com elevado teor de umidade, semelhante ao material do Canal do Fundão.

A utilização da técnica de fitorremediação para o material caracterizado requer a sua melhoria quanto à salinidade através da aplicação de gesso agrícola, e também à textura, por meio da mistura de solo ao sedimento e da adição de materiais mais grosseiros com a finalidade de aumentar a sua permeabilidade.

CAPÍTULO 6

RESULTADOS - EXPERIMENTO I

6.1. OBJETIVOS

De acordo com a condução do experimento e as análises realizadas, o presente capítulo exhibe os resultados obtidos relacionados aos parâmetros físicos, químicos, agrônômicos e os relacionados à contaminação. A metodologia do experimento foi descrita no Capítulo 4, sendo este desenvolvido em esquema fatorial 5 x 3 (Níveis de sedimento e Textura do solo) com 3 repetições.

A realização do experimento visou determinar a melhor composição do substrato formado pelo sedimento de dragagem através de diferentes misturas com solos de classes texturais distintas, de forma a sugerir a formação de um substrato ideal para o estabelecimento das espécies vegetais a serem utilizadas no estudo de fitorremediação.

Ao considerar o estabelecimento de espécies vegetais em uma bacia de deposição de rejeito de dragagem como previsto no projeto COPPETEC ET-150786, o procedimento adotado poderia ser a adição de sedimento a solos com maior porcentagem de areia para aumentar a drenagem do material, visto que este possui elevado teor de umidade e predomínio de silte. O sedimento do Canal do Fundão na condição atual não apresenta propriedades adequadas ao estabelecimento de plantas. Através de relatos de profissionais que trabalham com a manutenção das espécies no Campus da UFRJ e que participaram do plantio de tentativa de recomposição do manguezal, em que a espécie predominante de mangue na área é o Mangue Branco, e os outros são os Mangues Preto e Vermelho, fomos informados que a maioria das plantas não sobreviveu ou apresentou baixo desenvolvimento no plantio à margem do canal em substrato com 70% de sedimento na mistura. Segundo a informação, a razão foi a falta de oxigênio do local e não o seu estado de contaminação (Comunicação Pessoal).

6.2 PARÂMETROS FÍSICOS

Os parâmetros físicos analisados nas misturas do Experimento I foram a granulometria, a densidade real dos grãos e a condutividade hidráulica. A Tabela 6.1

apresenta os resultados, em que os tratamentos 0% correspondem às amostras dos solos utilizados (Ag, Fr e Ar) e os tratamentos 100% correspondem às amostras do sedimento adicionado em cada mistura. Os resultados exibidos nesta tabela são valores médios de três repetições da análise granulométrica de cada mistura.

Tabela 6.1. Análise granulométrica e densidade real de grãos (G) de diferentes misturas solo/sedimento

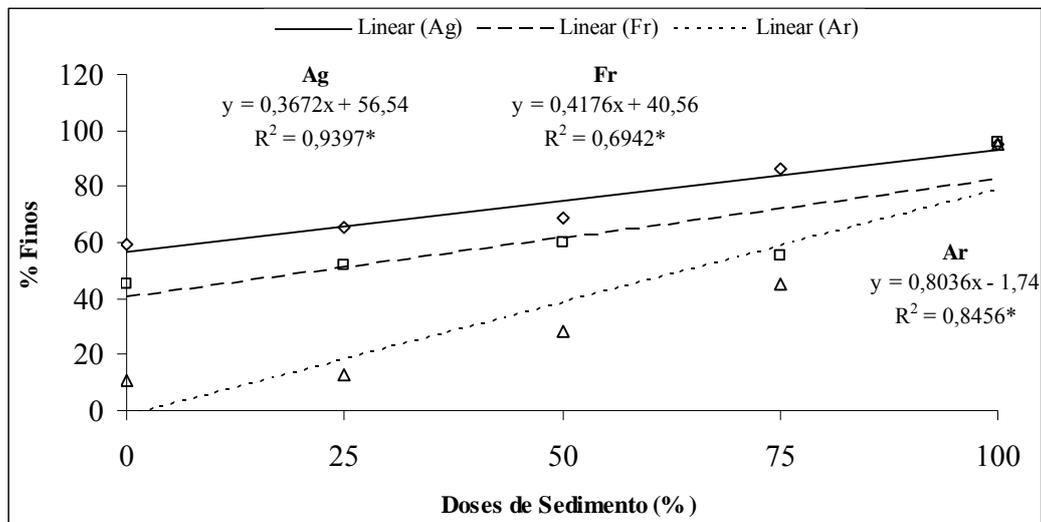
Tratamento* Solo- Sedimento	Granulometria (%)				G**
	Areia	Silte	Argila	Finos	
Ag-0% (Solo)	40,7	12,5	46,8	59,3	2,66
Ag-25%	34,7	18,2	47,4	65,60	2,63
Ag-50%	31,4	28,6	40	68,60	2,62
Ag-75%	14	56	30	86	2,57
Ag-100%	5	61	34	95	2,52
Fr-0% (Solo)	55,1	28,7	16,2	44,90	2,70
Fr-25%	48,2	33,4	18,4	51,80	2,69
Fr-50%	40	32,9	27,1	60	2,69
Fr-75%	45	40,4	14,6	55	2,59
Fr-100%	4,5	57,5	38	95,50	2,52
Ar-0% (Solo)	89,5	6,9	4	10,90	2,64
Ar-25%	87,5	8,5	4	12,50	2,61
Ar-50%	71,4	18,4	10,2	28,60	2,61
Ar-75%	54,8	28,7	16,5	45,20	2,60
Ar-100%	5	63	32	95	2,53

* Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%- 25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento; Valores médios de 3 repetições. **Densidade Real de Grãos.

Como foi descrito no Capítulo 5, o sedimento proveniente do Canal do Fundão caracteriza-se pela predominância da fração silte (em torno de 60%), com pequena porcentagem de areia (5%). Todos os solos utilizados apresentam uma fração arenosa bem superior à do sedimento (entre 40 e 89,5%), logo as misturas com 75% de sedimento expressam um aumento substancial dessa fração na composição granulométrica. Por exemplo, para o tratamento com solo argiloso (Ag) a fração areia

passa de 5% do sedimento puro para 14% na mistura Ag-75% e já atinge 31,4% na mistura Ag-50%. Esse aumento deve se refletir em aumento da porosidade e, conseqüentemente, da drenabilidade da mistura em relação ao sedimento puro, melhorando as características físicas sob o aspecto agrônômico.

Nota-se que há um aumento na porcentagem de finos decorrente da adição de sedimento às misturas (Figura 6.1). A porcentagem de finos diminui de 95% do sedimento para 68,60% na mistura Ag-50% e para 28,60% na mistura Ar-50%.



*Doses de sedimento em % (v/v)

Figura 6.1. Efeito das doses de sedimento na porcentagem de finos nas misturas.

(*p<0,05)

Os valores de condutividade hidráulica (k) das misturas são expressos na Tabela 6.2 e indicam a sua diminuição conforme o aumento do nível de sedimento na mistura. Os valores superiores à ordem de grandeza de 10^{-6} m/s encontram-se na faixa referente à fração silte, o que pode ser observado nos valores da maioria das misturas. Para valores na faixa de 10^{-5} m/s enquadram-se as areias finas e as areias médias com valores de 10^{-4} m/s.

Tabela 6.2. Condutividade hidráulica nas misturas com diferentes doses de sedimento

Tratamento*	k (m/s)
Ag-0% (Solo)	$8,8 \times 10^{-6}$
Ag-25%	$6,6 \times 10^{-7}$
Ag-50%	$6,7 \times 10^{-8}$
Ag-75%	$2,9 \times 10^{-9}$
Ag-100%	$8,7 \times 10^{-9}$
Fr-0% (Solo)	$5,5 \times 10^{-5}$
Fr-25%	$3,6 \times 10^{-6}$
Fr-50%	$1,0 \times 10^{-7}$
Fr-75%	$9,6 \times 10^{-7}$
Fr-100%	$3,6 \times 10^{-8}$
Ar-0% (Solo)	$6,9 \times 10^{-4}$
Ar-25%	$3,7 \times 10^{-5}$
Ar-50%	$1,1 \times 10^{-5}$
Ar-75%	$4,0 \times 10^{-6}$
Ar-100%	$2,6 \times 10^{-8}$

* Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%- 25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento

6.3. PARÂMETROS QUÍMICOS E AGRONÔMICOS DAS MISTURAS

Como citado no Capítulo 4, os parâmetros analisados para cada mistura foram o pH, a salinidade, as quantidades de macronutrientes (Ca, Mg, K, P, N) e C orgânico e, em particular, o teor de sódio, os micronutrientes (Mn, Fe, Zn e Cu), além do Al e dos metais pesados Cr, Ni, Pb, Co e Sr. No caso dos micronutrientes, do alumínio e metais pesados, a análise tinha como finalidade verificar a redução da toxicidade da mistura em relação à condição original do sedimento puro (tratamentos Ag-100%, Fr-100% e Ar-100%).

6.3.1. pH

A Tabela 6.3 apresenta os resultados quanto ao pH das misturas. O sedimento tem naturalmente pH classificado como fracamente alcalino (7,1 – 7,8) e alcalino (>7,8), e esse caráter predomina em todas as misturas, mesmo com os solos de textura argilosa (Ag) e franca (Fr), que apresentavam pH ácido na condição original.

Tabela 6.3. Valores de pH nas misturas com diferentes doses de sedimento

Tratamento*	pH	
	água	KCl
Ag-0% (Solo)	4,2	4,0
Ag-25%	6,9	6,6
Ag-50%	7,7	7,5
Ag-75%	7,9	7,7
Ag-100%	8,0	7,7
Fr-0% (Solo)	4,6	4,1
Fr-25%	6,9	6,6
Fr-50%	7,7	7,5
Fr-75%	7,8	7,6
Fr-100%	7,5	7,7
Ar-0% (Solo)	6,8	6,3
Ar-25%	7,9	7,7
Ar-50%	8,1	7,9
Ar-75%	8,0	7,8
Ar-100%	7,5	7,4

* Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%- 25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento; Valores médios de 3 repetições.

6.3.2. CONDUTIVIDADE ELÉTRICA ESPECÍFICA

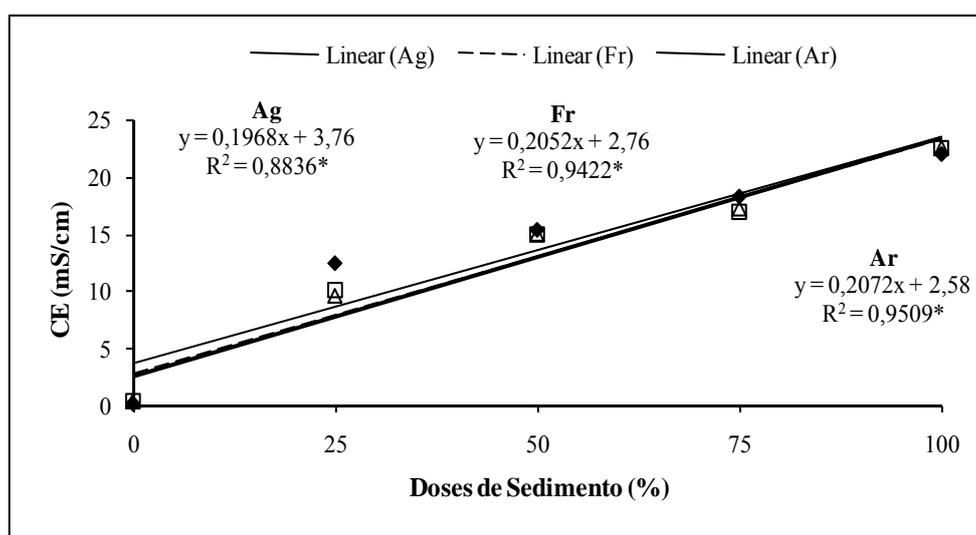
A Tabela 6.4 exibe os valores de condutividade elétrica específica (CEE) das misturas. Os valores apresentados revelam que as condutividades das misturas, exceto para as misturas que contêm apenas solo, ultrapassam o limite considerado para solo normal de CEE < 4 mS/cm, de acordo com a classificação do Laboratório de Salinidade dos EUA utilizada como referência.

Tabela 6.4. Condutividade elétrica específica (CEE) das misturas com diferentes doses de sedimento

Tratamento*	CEE (mS/cm)
Ag-0% (Solo)	0,2
Ag-25%	12,4
Ag-50%	15,3
Ag-75%	18,2
Ag-100%	21,9
Fr-0% (Solo)	0,4
Fr-25%	10,1
Fr-50%	15,0
Fr-75%	17,0
Fr-100%	22,6
Ar-0% (Solo)	0,4
Ar-25%	9,6
Ar-50%	15,0
Ar-75%	17,2
Ar-100%	22,5

* Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%- 25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento.

Na Figura 6.2 observa-se o efeito das doses de sedimento nos valores de condutividade elétrica específica.



* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura 6.2. Efeito das doses de sedimento na condutividade elétrica nas misturas.

(* $p < 0,05$)

6.3.3. CTC E MACRONUTRIENTES

A Tabela 6.5 apresenta os resultados de CTC (capacidade de troca catiônica) e teor de sódio das misturas.

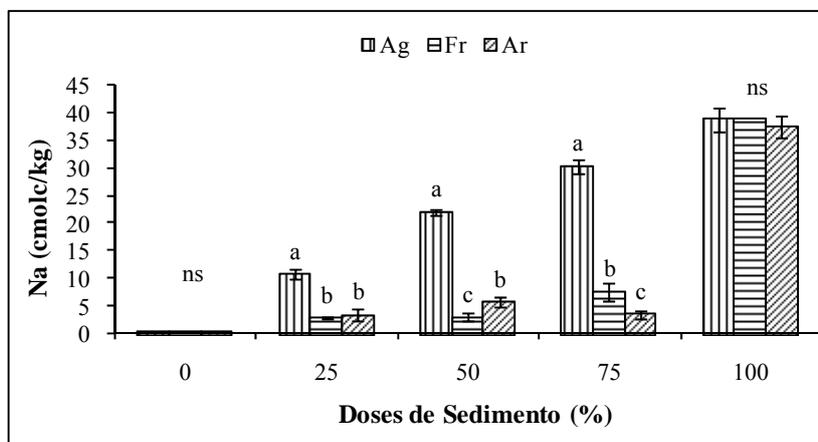
Tabela 6.5. Capacidade de troca catiônica nas misturas com diferentes doses de sedimento

Tratamento	Cátions Trocáveis (cmol _c /kg)				
	Ca	Mg	K	Na	Valor S
Ag-0% (Solo)	0,2	0,2	0,01	0,07	0,3
Ag-25%	4,73	3,9	0,6	10,56	19,71
Ag-50%	6,67	6,4	1,2	21,77	36,14
Ag-75%	7,5	10,7	2,05	30,17	50,42
Ag-100%	7,93	15,6	2,6	38,54	64,67
Fr-0% (Solo)	0,17	0,2	0	0,12	0,3
Fr-25%	4,13	3,5	0,4	2,58	10,67
Fr-50%	6	6,5	0,7	2,78	16
Fr-75%	5,6	9,2	1,3	7,41	23,2
Fr-100%	8,27	11,7	3,1	38,55	61,65
Ar-0% (Solo)	0,1	0,1	0,02	0,04	0,17
Ar-25%	2,33	2,2	0,25	3,24	8,03
Ar-50%	2,93	4,4	0,78	5,43	13,57
Ar-75%	4	7,6	1,2	3,27	16,07
Ar-100%	6,17	10,8	3,3	37,3	57,67

* Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%- 25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento; Valores médios de 3 repetições.

Na Figura 6.3 verifica-se que o sódio na dose Zero não apresentou diferença significativa entre os solos e expressou os mais baixos valores quando comparados às demais doses. O solo de textura argilosa apresentou significativamente os mais elevados teores nas doses 25%, 50% e 75%. A dose 100% não diferiu estatisticamente entre os tratamentos. Os elevados teores de Na, conforme citado no Capítulo 5, são decorrentes da origem do material e conferem aos tratamentos com sedimento em sua composição elevados teores do sal como visto anteriormente. A salinidade é uma limitação à

utilização do sedimento como substrato para o projeto de fitorremediação como também constatado por Paquin *et al.* (2002) em estudo com sedimento marinho.



* Doses de sedimento em % (v/v)

** (+ desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade)

Figura 6.3. Sódio, em mistura de solo e sedimento.

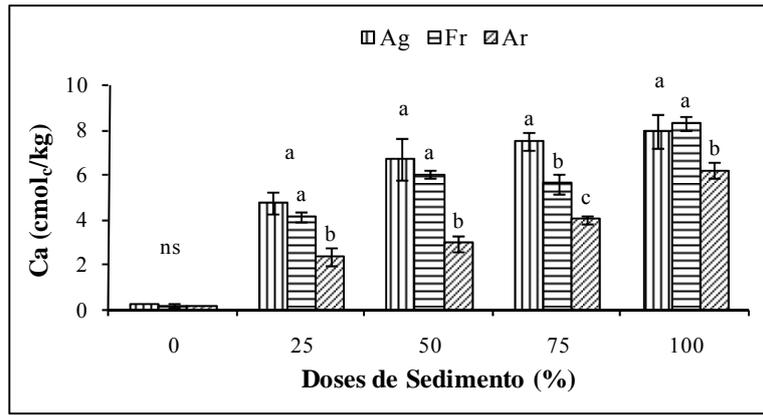
Os resultados obtidos para o cálcio, exceto na dose Zero, para a qual não houve diferença significativa, o solo de textura arenosa apresentou significativamente a menor média nas demais dosagens (Figura 6.4), o que pode ser explicado pela análise de correlação de Pearson, pois obteve um coeficiente de correlação negativo ($r = -0,80$, $P \leq 0,05$). A textura do solo influencia na sua capacidade de fornecer nutrientes às plantas. O solo de textura arenosa apresenta menor superfície específica e assim, menor capacidade de troca.

O cálcio nas plantas atua na formação da parede celular, aumentando a resistência à entrada de bactérias e fungos. O elemento em níveis adequados auxilia a planta a evitar estresse decorrente da presença de metais pesados e salinidade. Conforme citado no Capítulo 5, o valor de referência para este elemento químico é de 2,4 cmol_c/kg, valor acima entraria na concentração crítica do elemento. Ao considerar este valor percebe-se que apenas a dose Zero encontra-se abaixo, ao contrário das demais. Em outros trabalhos com sedimento foram encontrados teores de cálcio de 19,57 cmol_c/kg e 6 cmol_c/kg por Paquin *et al.* (2002) e Meers *et al.* (2005), respectivamente, ambos elevados para solos. Já em lodo de esgoto, apenas para ilustrar, pois trata-se de material distinto do rejeito de dragagem de origem marinha, foram

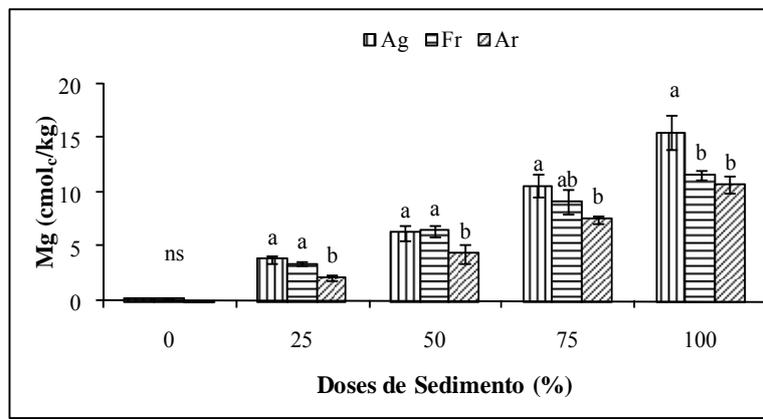
encontrados por Oliveira *et al.* (2005) e Bovi *et al.* (2007) valores de 62 cmol_c/kg e 53 cmol_c/kg, respectivamente. Valores extremamente elevados quando comparados ao valor de referência citado para solos. Castiglia (2006) encontrou 8 cmol_c/kg de cálcio em rejeito de dragagem de um sistema lagunar. Como não há valores de referência destes elementos para materiais como rejeito de dragagem, lodo de esgoto e outros tipos de rejeito, a comparação é feita baseada nos valores de referência estabelecidos para solos.

O magnésio tem papel específico na ativação de enzimas envolvidas na respiração, fotossíntese e síntese de DNA e RNA, além de fazer parte da estrutura da molécula de clorofila. Na Figura 6.4, pode ser observado que o elemento não diferiu estatisticamente entre os solos na dose Zero. Nas outras misturas houve o incremento do nutriente com o aumento da dose do sedimento. Para os teores de magnésio, o solo arenoso exibiu os menores valores e coeficiente de correlação negativo ($r = -0,80$ $P \leq 0,05$). O valor referencial de 0,90 cmol_c/kg é classificado como médio conforme exibido no Capítulo 5 e evidencia os altos teores deste nutriente em todas as doses, exceto para a dose Zero. Desta forma, é possível inferir que este elemento pode tornar-se prejudicial às plantas causando sintomas de toxidez. Paquin *et al.* (2002) mensuraram teor de 8,28 cmol_c/kg para Mg como exposto no Capítulo 5. Valores deste nutriente como 28,81 cmol_c/kg, 20,60 cmol_c/kg, 7,82 cmol_c/kg foram encontrados em outros trabalhos com lodo de esgoto (Bovi *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2005; Araújo e Nascimento, 2005). Valores de 14,1 cmol_c/kg (Castiglia, 2006), 24,9 cmol_c/kg, 29 cmol_c/kg e 16,1 cmol_c/kg foram encontrados por Borma (1998) para magnésio. Todos valores elevados quando comparados aos que normalmente são mensurados em solos.

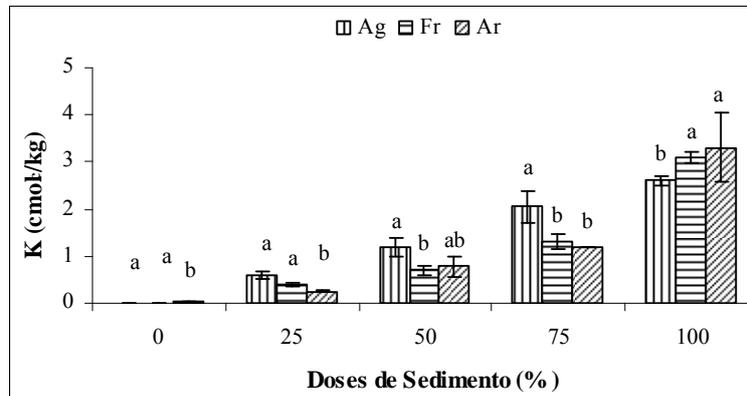
Do mesmo modo, o potássio encontra-se extremamente elevado. O elemento desempenha papel importante na regulação do potencial osmótico das células vegetais e também na ativação de enzimas envolvidas na respiração e na fotossíntese. Juntamente com o cálcio e o magnésio, atua na manutenção do equilíbrio iônico com os ânions. Braga e Cantarutti (1996) estimaram valores referenciais de potássio em solo, na faixa de 0,02 a 0,8 cmol_c/kg, contudo, 0,2 cmol_c/kg seria considerado o valor de referência. Em todas as doses, exceto a dose Zero, o sedimento confere elevados teores de potássio às misturas. Valores para comparação são descritos em trabalhos por Meers *et al.* (2005) e Paquin *et al.* (2002) como 0,61 cmol_c/kg e 4,39 cmol_c/kg, respectivamente (Figura 6.4).



(a)



(b)



(c)

* Doses de sedimento em % (v/v)

** (\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade)

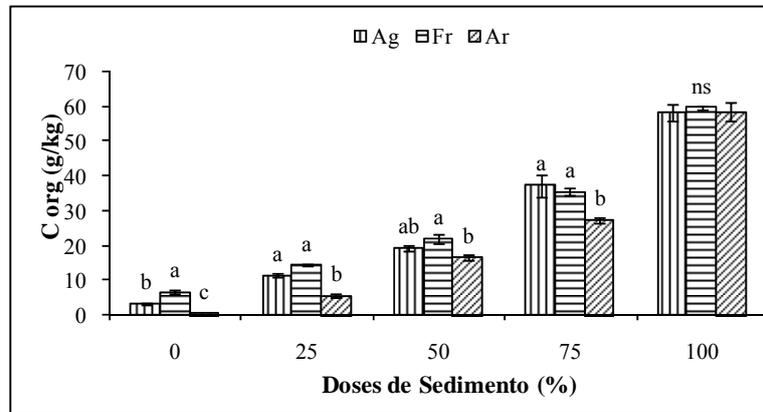
Figura 6.4. (a) Cálcio; (b) Magnésio; (c) Potássio em mistura de solo e sedimento.

Para o carbono orgânico, na dose Zero, o solo de textura franca expressou significativamente a maior média. Nos solos de textura argilosa e franca foram identificadas as maiores médias significativas para as doses 25%, 50% e 75%. Todos os tratamentos foram iguais entre si na dose 100% (Figura 6.5). O valor médio citado como referência para o carbono é de 20 g/kg a 30 g/kg em solo. Os valores de carbono orgânico no sedimento encontrados por Paquin *et al.* (2002) e Vervaeke *et al.* (2001) foram 27,1 g/kg e 33 g/kg, respectivamente. Vandecasteele *et al.* (2002), em áreas de disposição de sedimento de dragagem contaminado, encontraram valores de carbono variando entre 27 g/kg a 62 g/kg. No sedimento utilizado no presente trabalho os valores médios de carbono encontrados foram próximos a 58 g/kg. Castiglia (2006) encontrou valor de 94 g/kg em rejeito de dragagem, bem como Almeida (1999) 116 g/kg e Santos (2001) 114,2 g/kg no mesmo material do presente estudo. Oliveira *et al.* (2005), em lodo de esgoto verificaram teor de carbono de 186 g/kg, Araújo e Nascimento (2005) o teor de 286 g/kg e Bovi *et al.* (2007), 300 g/kg de carbono. Valores muito superiores aos encontrados em solos ao considerar a origem desses materiais.

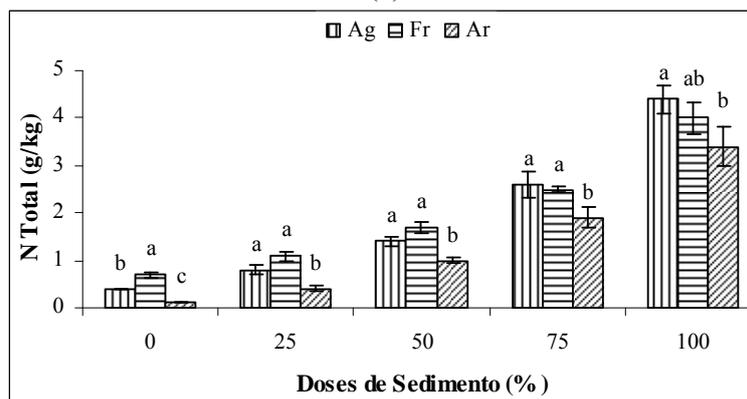
O nitrogênio, que atua na formação de aminoácidos e proteínas, na dose Zero apresentou comportamento similar ao carbono orgânico, tendo o solo de textura franca, a maior média (0,7 g/kg) seguida do solo de textura argilosa (0,4 g/kg), média intermediária, e menor para o solo arenoso (0,1 g/kg). Como este tratamento envolve apenas os solos sem sedimento na mistura, o resultado pode ser compreendido pela origem destes solos. O solo de textura franca tem origem sob área de mata, sofrendo o incremento contínuo de matéria orgânica através da vegetação de cobertura, o que não ocorreu aos solos de textura argilosa e arenosa. A mistura apenas com o sedimento apresentou os maiores valores. Em rejeito de dragagem de origem lagunar, Castiglia (2006) verificou valor de 5,60 g/kg. No presente trabalho, os valores variaram entre 0,1 g/kg a 4,4 g/kg (Figura 6.5).

O fósforo tem papel fundamental como componente energético. Faz parte da adenosina trifosfato (ATP) gerado na respiração e na fotossíntese. O nutriente não apresentou diferença significativa entre os solos na dose Zero e mostrou menores valores nesta dose. No solo arenoso predominou as maiores médias nas demais doses. O incremento do sedimento ao solo promoveu o acréscimo no teor de fósforo na mistura, tornando os valores elevados nas demais doses. O valor médio expresso como referência varia entre 12 a 20 ppm para solo. Um teor de 2400 ppm de fósforo foi

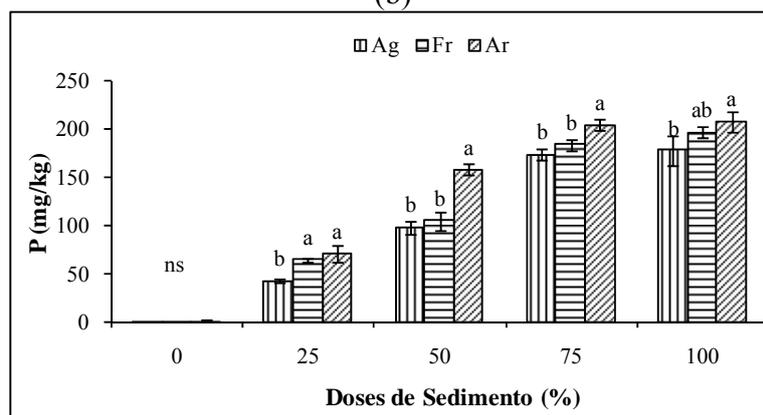
encontrado por Castiglia (2006). Outros autores relatam valores elevados do nutriente em lodo de esgoto como 4700 ppm (Araújo e Nascimento, 2005) e 8000 ppm (Oliveira *et al.* 2005), teores superiores ao valor de alerta estabelecido pela Resolução CONAMA n° 344 (2000 ppm) (Figura 6.5).



(a)



(b)



(c)

* Doses de sedimento em % (v/v)

** (\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade)

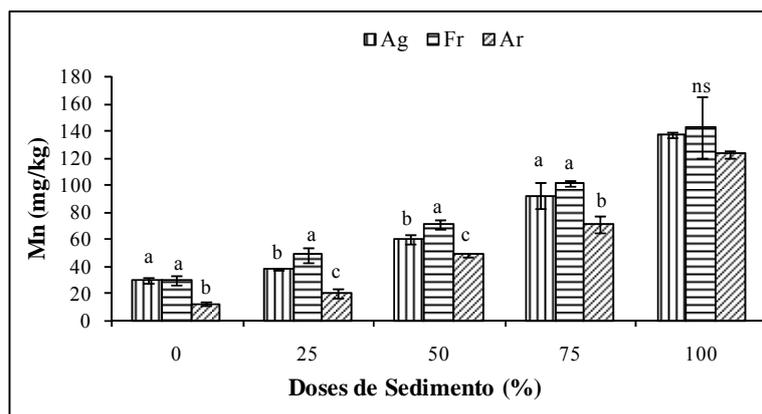
Figura 6.5. (a) Carbono orgânico; (b) Nitrogênio total; (c) Fósforo em mistura de solo e sedimento.

Face aos resultados encontrados nas análises realizadas nas misturas, é possível verificar que os teores dos macronutrientes e do sódio são elevados e que provavelmente poderiam causar problemas de toxidez às plantas.

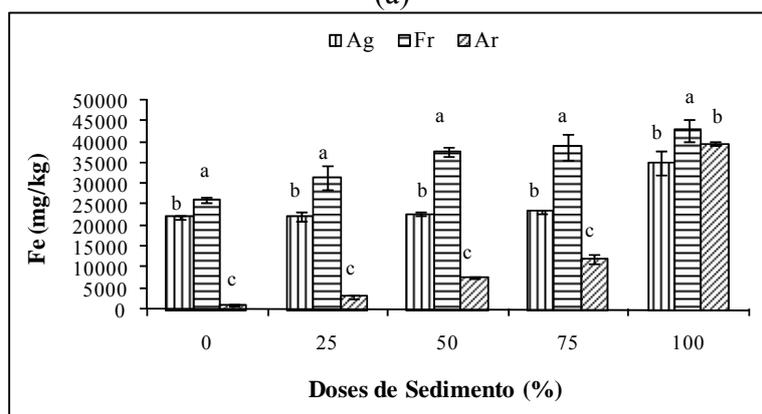
6.3.4. MICRONUTRIENTES (Mn, Fe, Zn e Cu) e Al

Para os micronutrientes quantificados (Mn, Fe, Zn, Cu), o manganês, que atua como ativador de enzimas nas células vegetais e está envolvido no processo fotossintético, apresentou valores maiores nos solos de textura argilosa e franca na dose Zero e menores no solo arenoso. Nas outras doses, o solo de textura arenosa também manteve os valores estatisticamente mais baixos em comparação aos demais. Os valores de Mn expressos nas misturas estudadas ultrapassaram o valor de 8 ppm considerado nível crítico por Alvarez *et al.* (1999). Os maiores valores, próximos a 150 ppm, foram encontrados na dose 100% (Figura 6.6), sendo inferiores aos quantificados por Paquin *et al.* (2002) de 546 ppm e Castiglia (2006) que encontrou valor de 269 ppm em rejeito de dragagem.

O ferro, constituinte de inúmeros metabólitos, pode ser parte integrante de de enzimas mitocondriais relacionadas ao transporte de elétrons, ou mesmo cofator de outras enzimas. Atua na redução do nitrato e do sulfato e na produção de energia. Como é essencial na síntese de clorofila pode ser observada a correlação entre os teores de Fe e de clorofila na planta. O micronutriente exibiu em todas as doses valores elevados em comparação com o valor descrito (> 30 ppm) para solo como nível crítico, segundo Alvarez *et al.* (1999). A tendência do elemento foi similar em todas as doses. O solo de textura franca, a maior média de 43000 ppm, o de textura argilosa, média intermediária e o de textura arenosa, a menor média de 1087 ppm (Figura 6.6). Borma (1998), citado por Castiglia (2006), encontrou valores de 40117 ppm e 16226 ppm em rejeito de dragagem e Castiglia (2006) verificou valor superior de 47165 ppm em rejeito. Valores variáveis entre 26100 ppm a 49600 ppm de ferro em solo foram encontrados por Clemente *et al.* (2006) em estudo sobre estratégia de remediação baseada em plantas e atenuação natural em solo contaminado por resíduo de pirita.



(a)



(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

** (\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade)

Figura 6.6. (a) Manganês; (b) Ferro em mistura de solo e sedimento.

O zinco atua como constituinte de algumas enzimas, dito cofator, e pode participar da síntese de clorofila em algumas plantas, apresenta-se muito superior ao valor de 1,5 ppm segundo a classificação de Alvarez *et al.* (1999). Porém, os valores encontrados no presente estudo são superiores a este e classificados, de acordo com a CETESB (2005), como valores superiores ao valor de alerta (300 ppm) para metais em solos nas doses 75% e 100% (Figura 6.7). Clemente *et al.* (2006) relataram teores do elemento de 457 ppm a 1367 ppm. Os autores verificaram que o principal fator no controle da disponibilidade do elemento é o pH do solo. Neugschwandtner *et al.* (2008), em trabalho sobre fitoextração de chumbo e cádmio proveniente de solo agrícola contaminado, encontraram 143 ppm de Zn. Já Maxted *et al.* (2007) quantificaram teores variáveis entre 220 ppm a 1573 ppm em trabalho sobre fitoextração de cádmio e zinco em solos tratados com lodo. Valores de 893 ppm e 15277 ppm foram mensurados em estudo sobre fitoextração de solos contaminados por metais utilizando a *Brachiaria*

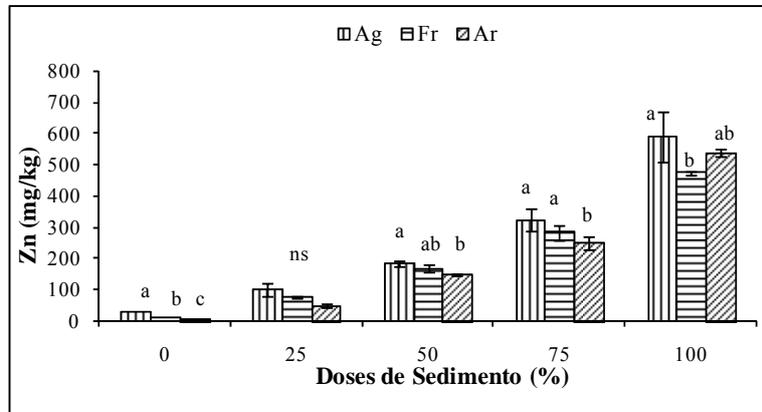
decumbens (Santos *et al.*, 2006). Em rejeito de dragagem King *et al.* (2006) quantificaram teor de zinco de 4285 ppm em trabalho sobre a mobilidade do contaminante em rejeito durante um período de três anos de fitorremediação. Ainda em rejeito de dragagem, Castiglia (2006) encontrou teor de zinco de 223 ppm e cita teores encontrados por Borma (1998) de 110 ppm a 425 ppm. Paquin *et al.* (2002) verificaram teor de 635 ppm. Valores de 555 ppm (Bovi *et al.*, 2007) e 865 ppm (Araújo e Nascimento, 2005) foram exibidos em lodo de esgoto. Os valores citados são superiores ao nível crítico estabelecido para o elemento considerando o emprego de plantas para remediação das matrizes citadas.

O cobre está associado a enzimas envolvidas em reações redox e participa do metabolismo de proteínas e carboidratos e na fixação simbiótica de nitrogênio. Os valores do elemento encontrados são superiores ao valor limite de intervenção (100 ppm), segundo a CETESB (2005) na dose 100%. As doses 50 % e 75% apresentam valores superiores a 60 ppm que é o máximo do valor de alerta. Na dose Zero foi encontrado significativamente maior valor no solo de textura franca (5 ppm). Os outros foram menores (1 ppm) e não diferiram estatisticamente entre si. As doses subsequentes exibiram significativamente menores valores em solo arenoso, exceto a dose 100% que corresponde ao tratamento com sedimento apenas (Figura 6.7). Os teores encontrados variaram entre 1 ppm (dose Zero) a 207 ppm (dose 100%). Para rejeito de dragagem verificaram-se valores de 88,9 ppm (Castiglia, 2006) e 339 ppm (Paquin *et al.*, 2002) e 740 ppm (King *et al.*, 2006). Valores de cobre encontrados em lodo de esgoto de 163,6 ppm (Bovi *et al.*, 2007) e 128 ppm (Araújo e Nascimento, 2005). Em solo, Clemente *et al.* (2006) encontraram teores que variaram em 132 ppm a 299 ppm, 20 ppm a 990 ppm (Yoon *et al.*, 2006) e de 28 ppm a 111 ppm em estudo do potencial de cinco espécies de *Salix* para fitoextração de metais (Meers *et al.*, 2007).

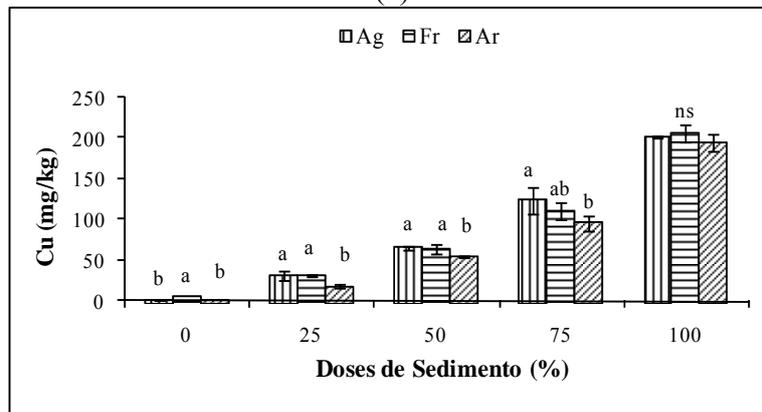
Como observado nos resultados, os teores dos micronutrientes analisados nas misturas apresentam-se fora do limite aceitável ou até mesmo acima dos níveis críticos citados como referência. Os teores citados resultariam em sintomas de toxidez e limitação do desenvolvimento das plantas, o que impossibilitaria a sua recomendação para fins agrícolas.

O alumínio apresentou maior teor na dose 100%, em torno de 60.000 ppm. O menor valor foi encontrado no solo de textura arenosa (Figura 6.8). Não foram encontrados teores de referência para comparação do elemento. O Al é considerado um

dos fatores mais importantes quanto à limitação do crescimento das plantas em solos ácidos devido às elevadas concentrações de Al^{+3} em solução, o que não foi observado no presente trabalho.



(a)

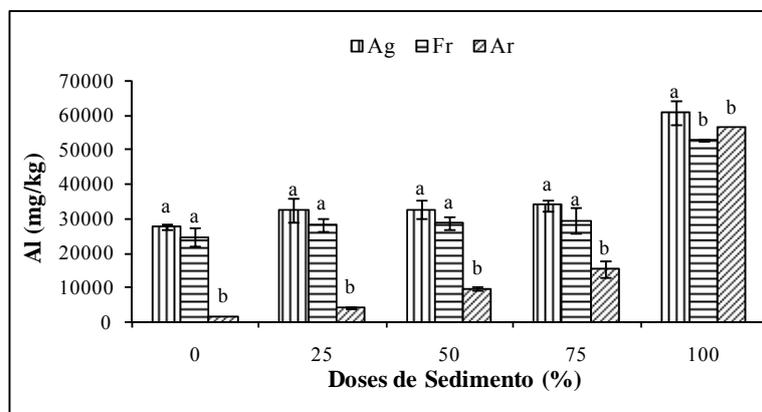


(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

** (\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade)

Figura 6.7. (a) Zinco; (b) Cobre em mistura de solo e sedimento.



* Doses de sedimento em % (v/v)

** (\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade)

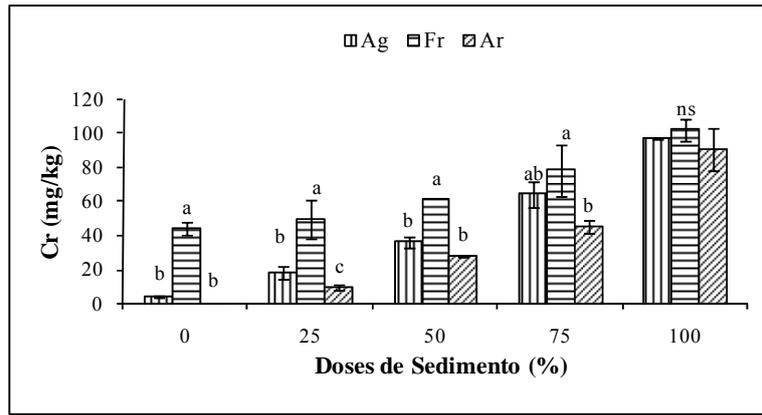
Figura 6.8. Alumínio em mistura de solo e sedimento.

6.3.5. METAIS PESADOS TÓXICOS (Cr, Ni, Pb, Co e Sr)

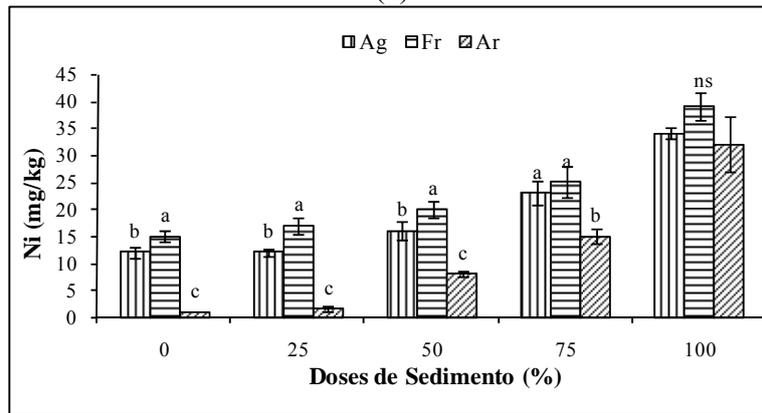
Os valores limítrofes para solos conforme a CETESB (2005) classifica os teores de cromo superiores ao valor de alerta estabelecido (75 ppm) para o solo de textura franca na dose 75% e os três tratamentos na dose 100% (Figura 6.9). Em todas as doses foram observadas médias significativamente superiores no solo de textura franca. A dose Zero exibiu maior valor no solo de textura franca (44 ppm) e menor (1 ppm) no solo arenoso. O maior valor encontrado foi de 102 ppm na dose 100%. Alguns trabalhos exibem valores de 12 ppm a 440 ppm (Meers *et al.*, 2007), 980 ppm (King *et al.*, 2006), 62 ppm (Paquin *et al.*, 2002) e 66,5 ppm (Castiglia, 2006).

Para o níquel foram encontrados valores acima do valor de alerta na dose 100%, não havendo diferença significativa entre os solos (Figura 6.9). Observou-se que o solo de textura franca exibiu médias significativamente superiores para as doses Zero, 25%, 50% e 75%. Na dose Zero o maior valor foi expresso pelo solo de textura franca (15 ppm) e o menor pelo solo arenoso (1 ppm). O solo de textura arenosa apresentou os menores valores em todas as doses. Bragato *et al.* (2006) mostraram teor de níquel de 57 ppm, Meers *et al.* (2007) de 4,4 ppm a 49 ppm, Paquin *et al.* (2002) de 35 ppm, Castiglia (2006) de 13 ppm e Bovi *et al.* (2007) de 16,9 ppm.

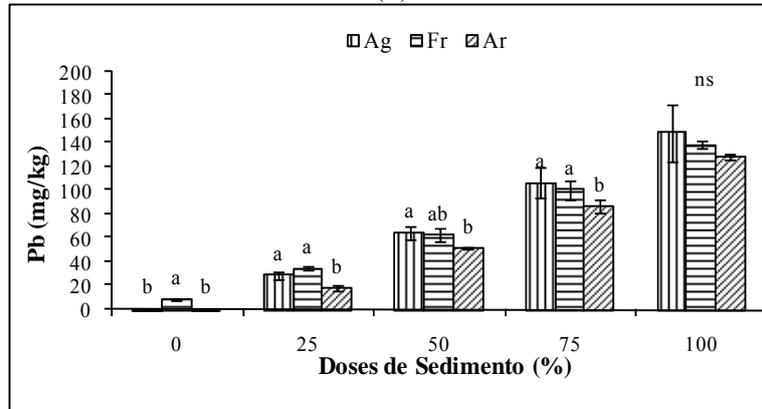
Quanto ao chumbo, as doses 75% e 100% conferem valores superiores ao valor de alerta (100 ppm) aos solos (Figura 6.9). O solo de textura franca expressou o maior valor na dose Zero (9 ppm) enquanto que os outros, 1 ppm, não diferindo estatisticamente entre si. O maior teor do elemento encontrado foi 149 ppm. O valor de 60,9 ppm de chumbo foi encontrado por Castiglia (2006), este mesmo autor exibiu valores de Borma (1998) que variaram em 40 ppm a 83 ppm, todos em rejeito de dragagem de origem lagunar. Todos inferiores aos encontrados no trabalho. Também em rejeito, Paquin *et al.* (2002) encontraram 400 ppm de chumbo, e 1445 ppm foi obtido por King *et al.* (2006). Araújo e Nascimento (2005) detectaram o teor de 350 ppm de chumbo em lodo. Para solos foram quantificados teores de 255 ppm e 4166 ppm, conforme Santos *et al.* (2006), 134 ppm a 106 ppm (Meers *et al.* 2007), de 90 ppm a 4100 ppm (Yoon *et al.*, 2006) e 172 ppm a 783 ppm (Clemente *et al.*, 2006).



(a)



(b)



(c)

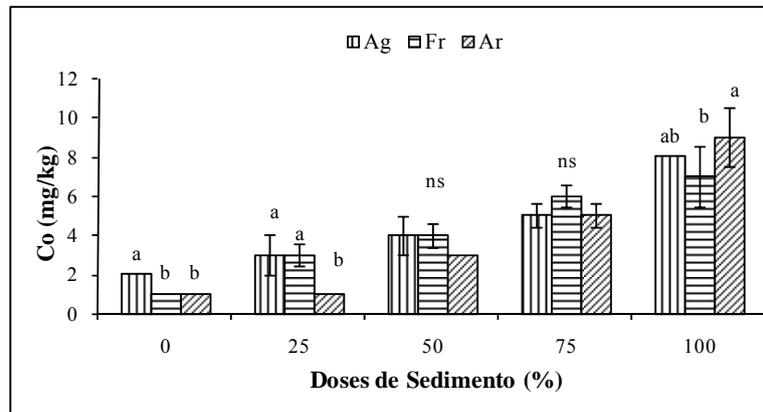
* Doses de sedimento em % (v/v)

** (\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade)

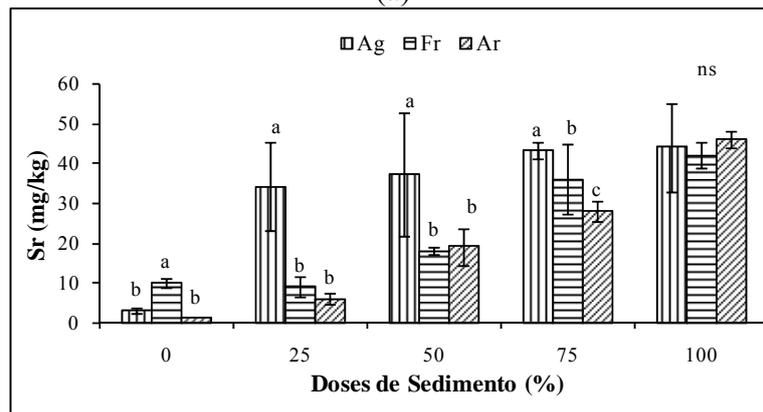
Figura 6.9. (a) Cromo; (b) Níquel; (c) Chumbo em mistura de solo e sedimento.

O cobalto e o estrôncio também foram quantificados (Figura 6.10). Para o cobalto os valores variaram entre 1 ppm e 9 ppm. Paquin *et al.* (2002) encontraram teor de 8 ppm de cobalto próximo ao mensurado no presente trabalho. Os valores não ultrapassaram o limite estabelecido pela CETESB como valor de alerta de 25 ppm e de intervenção de 40 ppm. O estrôncio expressou valores entre 1 ppm a 46 ppm, tendo o

solo da textura franca significativamente o maior valor na dose zero (10 ppm). O solo arenoso expressou o menor valor (1 ppm). Percebe-se que, para o estrôncio, a adição do sedimento proporcionou um aumento acentuado no solo de textura argilosa, tendo este mantido os maiores teores nas doses 25%, 50% e 75%.



(a)



(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

** (\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade)

Figura 6.10. (a) Cobalto; (b) Estrôncio em mistura de solo e sedimento.

Através dos resultados, verifica-se que, em sua maioria, o solo arenoso exibiu os mais baixos valores e o solo de textura franca, os mais elevados. Os coeficientes de correlação de Pearson mostraram que todos os elementos analisados correlacionaram-se negativa e significativamente com a fração areia, e positiva e significativamente com a fração silte. A fração argilosa exibiu correlação positiva e significativa apenas para o ferro, alumínio e potássio ($r = 0,49; 0,70; 0,50$ $P \leq 0,05$, respectivamente) (Tabela 6.6). A ocorrência das correlações positivas na fração silte pode ser entendida como a maior disponibilidade destes elementos nesta fração. Ao contrário do que foi observado para

os menores valores do solo arenoso, que podem ser explicados por meio das correlações negativas encontradas neste solo.

Tabela 6.6. Coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis químicas do substrato e granulometria (n=15)

	Areia	Silte	Argila
Mn	-0,83**	0,93**	0,36
Fe	-0,70*	0,64*	0,49*
Zn	-0,80*	0,91**	0,33
Cr	-0,78*	0,95**	0,23
Al	-0,84*	0,69*	0,70*
Pb	-0,77*	0,91**	0,27
Ca	-0,80*	0,81*	0,44
Mg	-0,80*	0,89**	0,31
K	-0,82*	0,91**	0,36
Na	-0,84*	0,85**	0,50*
P	-0,54*	0,74*	0,05
N	-0,82*	0,94**	0,33
Areia	1,00	-0,87**	-0,76*
Silte		1,00	0,34
Argila			1,00

*: significativo ao nível de 5% de probabilidade.

** :significativo ao nível de 1% de probabilidade.

Para todas as variáveis analisadas nas misturas de solo e sedimento, o aumento das doses de sedimento na mistura resultou em um acréscimo acentuado nos teores desses elementos. As Figuras encontram-se no Apêndice 1.

Não só o excesso de qualquer elemento, mas, principalmente, o excesso de metais em solos pode causar toxicidade severa em plantas. As misturas analisadas mostraram valores elevados destes elementos e tal fato implicaria negativamente no desenvolvimento das plantas.

Quanto à disposição do material em terra, provavelmente, de acordo com os teores encontrados dos metais, a prática não seria recomendada ao considerar os valores orientadores da CETESB. Contudo, o órgão ambiental pode considerar também os valores limites dos parâmetros avaliados nos ensaios de lixiviação e solubilização para resíduos sólidos, conforme NBR 10004. A alternativa para disposição do material em questão poderia ser a disposição confinada em local construído exclusivamente para tal fim, o que já havia sido proposto no projeto COPPETEC ET-150786. O material seria disposto em uma área limitada com diques na Ilha do Fundão para sedimentação, o retorno da fração líquida dragada e posterior secagem.

6.4. COMPORTAMENTO DAS ESPÉCIES VEGETAIS

6.4.1. ANÁLISE DO TECIDO VEGETAL – INGÁ

A quantificação dos elementos no tecido vegetal do ingá foi realizada, mesmo este tendo sido substituído no experimento por apresentar sintomas agudos de toxidez (aparecimento de manchas pardas internervurais, com prolongamento imediato por toda a folha e necrose) que levaram à morte das plantas nas misturas com sedimento. Por meio das análises de tecido, é possível afirmar que os sintomas tenham sido provocados pelo elevado teor de sódio e ferro nos tecidos do ingá.

A espécie *Inga edulis* pertence à família Fabaceae e tem como nome popular ingá-cipó, ingá-do-brejo, entre outros. A espécie é comum em margens de rios e lagos, por preferirem solos úmidos, e por ser classificada como pioneira é recomendada para plantios mistos em áreas ciliares degradadas (Lorenzi, 1992).

Na literatura não foram encontrados valores referenciais dos elementos para o ingá. Assim, foram considerados valores citados para eucalipto a título de comparação. Os resultados encontrados no trabalho demonstram, ao considerar valores de referência para interpretação de resultados de análise de tecidos conforme Martinez *et al.* (1999), que tais valores para eucalipto mostram, de uma maneira geral, que os teores de cálcio, magnésio, potássio, fósforo e enxofre exibidos pelo ingá estariam na faixa ou até mesmo superiores aos valores estabelecidos (Tabela 6.7). O potássio expressou seu maior teor na dose Zero no solo de textura argilosa e decresceu conforme o aumento da dose de sedimento na mistura, ao contrário de seu comportamento em solo.

A Tabela 6.8 foi extraída da Tabela 6.7 e exhibe a comparação entre os três tipos de solo correspondentes à mesma dose para as variáveis mensuradas. Para os metais, os maiores valores foram encontrados na dose 100% (Tabela 6.9) e apresenta também na Tabela 6.10 seus valores nos três tipos de solo reunidos de acordo com cada dose.

Tabela 6.7. Resultados das análises químicas de tecido vegetal do ingá

Tratamento *	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	K (mg/kg)	Na (mg/kg)	P (mg/kg)	N (g/kg)	S (mg/kg)
Ag-0% (Solo)	4950 ± 645 d	2416 ± 52 j	18270 ± 344 a	55010 ± 728 h	1140 ± 231 c	12,48 ± 0,1 fg	1093 ± 368 d
Ag-25%	7116 ± 202 c	4812 ± 50 h	7040 ± 712 de	59200 ± 1311 g	2090 ± 11 ab	13,39 ± 0,45 def	2550 ± 70 c
Ag-50%	7350 ± 110 bc	5708 ± 53 f	7970 ± 80 d	61000 ± 1000 g	2060 ± 338 ab	13,42 ± 0,15 def	2780 ± 92 c
Ag-75%	7725 ± 117 bc	6261 ± 165 e	4620 ± 87 gh	65100 ± 479 f	2020 ± 6,45 abc	14,15 ± 0,41 cd	4280 ± 522 a
Ag-100%	8297 ± 327 abc	7903 ± 225 ab	6650 ± 61 e	92330 ± 3214 a	2060 ± 72 ab	15,32 ± 0,47 b	4170 ± 80 a
Fr-0% (Solo)	5121 ± 657 d	2371 ± 57 j	15510 ± 473 b	40630 ± 570 j	1510 ± 857 bc	12,69 ± 0,14 efg	1040 ± 481 d
Fr-25%	7232 ± 57 c	4359 ± 179 i	9970 ± 61 c	49270 ± 448 i	2720 ± 428 a	13,49 ± 0,26 de	2420 ± 138 c
Fr-50%	7742 ± 111 bc	5196 ± 54 g	6000 ± 194 ef	59200 ± 205 g	2710 ± 110 a	14,67 ± 0,34 bc	2500 ± 70 c
Fr-75%	8452 ± 208 ab	6374 ± 45 e	6180 ± 252 e	62740 ± 551 fg	2060 ± 83 ab	14,18 ± 0,63 cd	2490 ± 77 c
Fr-100%	9321 ± 394 a	8083 ± 84 a	6060 ± 239 ef	84150 ± 1008 bc	2460 ± 105 a	18,99 ± 0,17 a	3740 ± 47 ab
Ar-0% (Solo)	4607 ± 268 d	2245 ± 99 j	6010 ± 121 ef	69620 ± 543 e	1090 ± 136 c	11,93 ± 0,59 fg	1080 ± 132 d
Ar-25%	7247 ± 66 bc	6091 ± 15 d	4000 ± 32 h	70910 ± 296 e	1610 ± 64 abc	13,68 ± 0,08 cde	2540 ± 85 c
Ar-50%	7351 ± 525 bc	6900 ± 98 ef	5170 ± 451 ef	79240 ± 769 d	2570 ± 49 a	13,72 ± 0,07 cde	2870 ± 441 c
Ar-75%	8325 ± 492 abc	7293 ± 34 c	7610 ± 444 c	81280 ± 1145 cd	2420 ± 153 ab	13,70 ± 0,16 cde	2940 ± 311 bc
Ar-100%	8461 ± 403 abc	7569 ± 24 bc	15360 ± 696 b	86620 ± 850 b	1900 ± 55 abc	14,59 ± 0,14 bcd	4063 ± 324 a
Comparativo Eucalipto**	8000 - 12000	4000 - 5000	10000 - 12000	-	1000 - 1200	14 - 16	1500 - 2000

*Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%- 25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento; Valores médios de 3 repetições.** valores de referência Martinez *et al.* (1999). *** (\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra na mesma coluna são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

Tabela 6.8. Resultados das análises químicas de tecido vegetal do ingá

Tratamento	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	K (mg/kg)	Na (mg/kg)	P (mg/kg)	N (g/kg)	S (mg/kg)
0%							
Ag	4950 a	2416 a	18270 a	55010 b	1140 a	12,48 a	1093 a
Fr	5121 a	2371 a	15510 b	40630 c	1510 a	12,69 a	1040 a
Ar	4607 a	2245 a	6010 c	69620 a	1090 a	11,93 a	1080 a
25%							
Ag	7116 a	4812 b	7040 b	59200 b	2090 ab	13,39 a	2550 a
Fr	7232 a	4359 c	9970 a	49270 c	2720 a	13,49 a	2420 a
Ar	7247 a	6091 a	4000 c	70910 a	1610 b	13,68 a	2540 a
50%							
Ag	7350 a	5708 b	7970 a	61000 b	2060 b	13,42 b	2780 a
Fr	7742 a	5196 c	6000 b	59200 b	2710 a	14,67 a	2500 a
Ar	7351 a	6900 a	5170 b	79240 a	2570 a	13,72 b	2870 a
75%							
Ag	7725 a	6261 b	4620 c	65100 b	2020 b	14,15 a	4280 a
Fr	8452 a	6374 b	6180 b	62740 c	2060 b	14,18 a	2490 b
Ar	8325 a	7293 a	7610 a	81280 a	2420 a	13,70 a	2940 ab
100%							
Ag	8297 b	7903 ab	6650 b	92330 a	2060 ab	15,32 b	4170 a
Fr	9321 a	8083 a	6060 b	84150 b	2460 a	18,99 a	3740 ab
Ar	8461 ab	7569 b	15360 a	86620 b	1900 b	14,59 b	4063 a

* (médias seguidas por uma mesma letra na mesma coluna são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

Pastor *et al.* (2007), avaliando o efeito de agentes quelantes em vegetação nativa de um solo poluído com cobre, zinco e cádmio, encontraram teores de cálcio variáveis conforme o agente quelante e o controle, entre 4280 ppm e 4509 ppm em *Agrostis castellana* e 3747 ppm e 4378 ppm em *Corrigiola telephiifolia*. Santos e Rodella (2007) ao verificar o efeito da adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico de boro, zinco, cobre, manganês e chumbo no cultivo de *Brassica juncea*, encontraram teores de cálcio entre 31000 e 69000 muito superiores aos quantificados no presente trabalho. Bovi *et al.* (2007) encontraram teores entre 2000 ppm 4900 ppm de cálcio em tecido foliar de pupunheira. Andrade (2005), ao avaliar o cultivo de espécies arbóreas e arbustivas em aterro de resíduos sólidos urbanos, encontrou teores do mesmo nutriente em tecido foliar variáveis de 1062 ppm a 5741 ppm no quinto par de folhas, e 523 ppm a 8139 em folhas maduras. O mesmo autor encontrou para magnésio valores de 418 ppm a 1730 ppm no quinto par de folhas e em folhas maduras, 556 ppm a 1479 ppm. Para o potássio, encontrou 863 ppm a 7567 ppm, no quinto par de folhas e 1366 ppm a 6119 ppm em folhas maduras.

Bovi *et al.* (2007) mensuraram valores de 1600 ppm a 4400 ppm de magnésio e 9100 ppm a 12900 de potássio. Pastor *et al.* (2007) quantificaram valores de magnésio de 2078 ppm a 2647 ppm em *Agrostis castellana* e para *Corrigiola telephiifolia*, valores de 2018 ppm a 2336 ppm. Para o potássio os mesmos autores quantificaram valores de 16375 ppm a 21024 ppm em *Agrostis castellana* e em *Corrigiola telephiifolia* de 16721 ppm a 19933 ppm. Valores de magnésio mostrados por Santos e Rodella (2007) variam de 2000 a 6000 ppm e de potássio de 20000 ppm a 30000 ppm. Os autores encontraram valores de fósforo de 9000 ppm a 21000 ppm. Para este mesmo elemento, Pastor *et al.* (2007) expressaram valores de 210 ppm a 2396 ppm para *Agrostis castellana* e para *Corrigiola telephiifolia* 621 ppm a 2580 ppm e Bovi *et al.* (2007) de 2200 ppm a 2800 ppm.

Não foi encontrado valor referencial para o sódio, no entanto, observou-se que os valores são extremamente elevados no ingá e capim vetiver quando comparados com os valores encontrados nas misturas dos solos e sedimento. Pastor *et al.* (2007) apresentaram valores de 445 ppm a 1291 ppm em *Agrostis castellana* e de 486 ppm a 1285 ppm em *Corrigiola telephiifolia*, valores infinitamente menores do que os encontrados no presente trabalho. Quanto aos metais, o ferro encontra-se acentuadamente acima do valor descrito para eucalipto podendo conferir sintomas de toxidez às plantas (Tabela 6.9). No entanto, devido ao elevado e rápido efeito deletério ocorrido nas plantas logo após o transplântio para os vasos (típico de fitotoxicidade para saís), não foi possível observar morfológicamente os efeitos da elevada concentração de Fe no tecido vegetal. Valores menores foram expressos por Pastor *et al.* (2007) em *Agrostis castellana* (66 ppm a 502 ppm) e *Corrigiola telephiifolia* (108 ppm a 561 ppm). Igualmente, Bovi *et al.* (2007) mensuraram em pupunheira valores de 64 ppm a 93,7 ppm.

O efeito das doses do sedimento nos teores dos elementos em tecido vegetal de ingá pode ser observado através dos aumentos nos teores de Ca, Mg, Na, N, S, Mo, Mn, Fe, Zn, Cr, Al e Pb e foram lineares em relação às doses adicionadas (Apêndice 1). Para o K houve diminuição nos teores para os solos de textura argilosa e franca, diferentemente do solo de textura arenosa (Figura A1.11). Os teores de P apresentaram decréscimo a partir da dose 75% (Figura A1.12). O molibdênio foi um pouco superior ao valor referencial do eucalipto (Tabela 6.9). A Tabela 6.10 ilustra os mesmos valores organizados por tipos de solo e doses, separadamente.

Tabela 6.9. Resultados das análises de metais em tecido vegetal do ingá

Tratamento*	Mn (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Al (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Mo (mg/kg)
Ag-0% (Solo)	90,07 ± 1,86 h	1217 ± 61 i	23 ± 0,34 i	6,76 ± 0,2 e	1733 ± 37,85 e	1 ± 0,02 f	0,50 ± 0,06 f
Ag-25%	128 ± 2,1 g	1947 ± 65 g	31 ± 0,93 g	7,97 ± 0,1 d	2175 ± 52,27 d	9,74 ± 0,10 d	1 ± 0,03 f
Ag-50%	192 ± 5,57 e	2117 ± 113 g	37,18 ± 0,24 e	8,46 ± 0,12 d	2521 ± 69,82 cd	9,37 ± 0,13 de	1 ± 0,05 f
Ag-75%	226 ± 4,16 d	2389 ± 19,30 f	38,96 ± 0,16 d	8,56 ± 0,19 d	2858 ± 32,14 cd	10,26 ± 0,05 d	2,49 ± 0,03 cd
Ag-100%	245 ± 8 c	2873 ± 96 d	44,70 ± 0,86 b	10,25 ± 0,16 c	3673 ± 16,37 c	12,21 ± 0,46 c	3,40 ± 0,25 b
Fr-0% (Solo)	43 ± 2,43 i	694 ± 12 j	27,42 ± 0,28 h	4,18 ± 0,12 f	1112 ± 101 e	1 ± 0,02 f	0,97 ± 0,46 f
Fr-25%	60 ± 0,83 i	2616 ± 52 e	35,41 ± 0,52 f	8,8 ± 0,13 d	3284 ± 14 c	9,67 ± 0,11 d	1,67 ± 0,10 e
Fr-50%	126 ± 4,04 g	3075 ± 86 d	43,43 ± 0,20 bc	11,07 ± 0,06 bc	3852 ± 56 c	11,58 ± 0,29 c	2,45 ± 0,12 cd
Fr-75%	134 ± 7,25 fg	3528 ± 132 c	44,43 ± 0,12 b	11,36 ± 0,14 bc	4110 ± 127 c	12,32 ± 0,47 c	2,41 ± 0,12 cd
Fr-100%	150 ± 2,89 f	3802 ± 34 b	50,84 ± 0,55 a	13,29 ± 0,33 a	5117 ± 115 a	17,4 ± 0,74 a	2,68 ± 0,20 cd
Ar-0% (Solo)	67 ± 2,7 i	1214 ± 86,56 i	30,69 ± 0,45 g	5,78 ± 0,1 d	1577 ± 32,1 e	1 ± 0,04 f	1,29 ± 0,94 e
Ar-25%	84 ± 3,19 h	1541 ± 37,24 h	33,11 ± 0,11 g	3,01 ± 0,19 f	2141 ± 4,93 d	8,27 ± 0,17 e	2,1 ± 0,19 de
Ar-50%	182 ± 7,51 e	2336 ± 16,70 f	37,17 ± 0,52 e	10,33 ± 0,52 c	3269 ± 41,1 c	9,72 ± 0,14 d	2,47 ± 0,1 cd
Ar-75%	271 ± 6,11 b	3514 ± 57,45 c	42,17 ± 0,51 c	11,55 ± 1,14 b	4550 ± 180 b	12,27 ± 0,27 c	2,97 ± 0,35 bc
Ar-100%	311 ± 12,22 a	4805 ± 52,94 a	49,67 ± 0,10 a	6,11 ± 0,29 e	5796 ± 105 a	14,34 ± 0,42 b	4,43 ± 0,65 a
Comparativo Eucalipto**	100 – 600	150 - 200	40 - 60	0,02 – 1 ¹	-	2 – 3 ¹	0,50 - 1

*Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%- 25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento; Valores médios de 3 repetições.** valores de referência Martinez *et al.* (1999). *** (± desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra na mesma coluna são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade). ¹Malavolta (1980).

Tabela 6.10. Resultado das análises de metais de tecido vegetal do ingá

Tratamento	Mn (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Al (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Mo (mg/kg)
0%							
Ag	90,07 a	1217 a	23 c	6,76 a	1733 a	1 a	0,50 b
Fr	43 c	694 b	27,42 b	4,18 c	1112 b	1 a	0,97 b
Ar	67 b	1214 a	30,69 a	5,78 b	1577 a	1 a	1,29 a
25%							
Ag	128 a	1947 b	31 b	7,97 b	2175 b	9,74 a	1 b
Fr	60 c	2616 a	35,41 a	8,8 a	3284 a	9,67 a	1,67 a
Ar	84 b	1541 c	33,11 b	3,01 c	2141 b	8,27 b	2,1 a
50%							
Ag	192 a	2117 c	37,18 b	8,46 b	2521 c	9,37 b	1 b
Fr	126 b	3075 a	43,43 a	11,07 a	3852 a	11,58 a	2,45 a
Ar	182 a	2336 b	37,17 b	10,33 a	3269 b	9,72 b	2,47 a
75%							
Ag	226 b	2389 b	38,96 b	8,56 b	2858 c	10,26 b	2,49 a
Fr	134 c	3528 a	44,43 a	11,36 a	4110 b	12,32 a	2,41 a
Ar	271 a	3514 a	42,17 c	11,55 a	4550 a	12,27 a	2,97 a
100%							
Ag	245 b	2873 c	44,70 b	10,25 b	3673 c	12,21 c	3,40 b
Fr	150 c	3802 b	50,84 a	13,29 a	5117 b	17,4 a	2,68 c
Ar	311 a	4805 a	49,67 a	6,11 c	5796 a	14,34 b	4,43 a

* (médias seguidas por uma mesma letra na mesma coluna são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

6.4.2. ANÁLISE DO TECIDO VEGETAL – CAPIM VETIVER

O capim vetiver inicialmente não foi sensível ao material, porém posteriormente apresentou sintomas semelhantes aos exibidos pelo ingá, contudo não tão severos, pois foi possível fazer o monitoramento do desenvolvimento das plantas pelo período de cinquenta dias. Não há fonte disponível a respeito de sintomas de toxidez por excesso de nutrientes, é mais comum encontrar referências para sintomas de deficiência. Conforme relatado para o ingá, o excesso de ferro parece ser um fator responsável para estes sintomas. No entanto, ao verificar valores estabelecidos dos elementos em tecido, pode-se perceber que outros elementos como o zinco, o cromo e o chumbo encontram-se elevados podendo também contribuir para os sintomas de toxidez.

Apesar do teor de sódio também ser elevado, a espécie parece ser mais resistente à concentração deste sal. Paquin *et al.* (2002), em trabalho de fitorremediação realizado com sedimento de dragagem contaminado, demonstraram que o capim vetiver foi efetivo na degradação de hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA's), não apresentando

sintomas de toxidez em relação ao Na, tratando-se de um material com teores elevados de Na como o sedimento estudado.

De acordo com a Tabela 6.11, verifica-se que os teores de cálcio e potássio encontram-se dentro da faixa estabelecida para o capim colônia, espécie escolhida na literatura para comparação dos teores do capim vetiver, pois não há tais valores disponíveis para esta espécie. O magnésio, em plantas referentes a algumas doses, ultrapassa estes valores. Para o sódio, assim como no ingá, o vetiver exibiu valores elevados quando comparados aos valores encontrados no solo. O nitrogênio permaneceu abaixo do limite mínimo da faixa estabelecida e pode ter tido seu sintoma de deficiência (amarelecimento das folhas mais velhas entre outros) suprimido por outro sintoma.

Tabela 6.11. Resultado das análises químicas de tecido vegetal do capim vetiver

Tratamento*	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	K (mg/kg)	Na (mg/kg)	N (g/kg)
Ag-0% (Solo)	2314 ± 142 d	747 ± 67 f	9680 ± 1020 b	47033 ± 3932 cd	2,47 ± 0,40 c
Ag-25%	2453 ± 376 cd	1847 ± 199 de	11030 ± 268 ab	59233 ± 4086 cd	2,78 ± 0,1 bc
Ag-50%	2617 ± 403 bcd	2646 ± 390 bc	13280 ± 1200 a	61500 ± 3600 cd	2,83 ± 0,30 bc
Ag-75%	3226 ± 255 bc	2634 ± 460 bc	12230 ± 962 ab	110666 ± 8405 c	2,9 ± 0,35 bc
Ag-100%	3422 ± 71 b	2697 ± 211 bc	12250 ± 1963 ab	572000 ± 13856 a	3,53 ± 0,51 ab
Fr-0% (Solo)	2718 ± 657 bcd	1354 ± 57 ef	9520 ± 399 b	37967 ± 2055 d	2,76 ± 0,33 bc
Fr-25%	2996 ± 57 bcd	2504 ± 179 cd	9840 ± 846 ab	46033 ± 1484 cd	3,24 ± 0,28 bc
Fr-50%	3033 ± 111 bcd	2631 ± 54 bc	11540 ± 1566 ab	53633 ± 3496 cd	3,08 ± 0,38 bc
Fr-75%	3293 ± 208 bc	2780 ± 45 bc	12280 ± 1244 ab	84467 ± 6658 cd	2,23 ± 0,20 c
Fr-100%	3505 ± 394 b	3335 ± 84 ab	12270 ± 1784 ab	488000 ± 24248 b	4,44 ± 0,15 a
Ar-0% (Solo)	2942 ± 268 bcd	916 ± 99 f	8730 ± 698 b	38933 ± 2482 cd	2,21 ± 0,1 c
Ar-25%	3195 ± 66 bcd	2472 ± 15 cd	8630 ± 1243 b	46500 ± 2343 cd	2,3 ± 0,27 c
Ar-50%	3517 ± 525 b	2503 ± 98 cd	9580 ± 183 b	57000 ± 300 cd	2,84 ± 0,59 bc
Ar-75%	3853 ± 492 b	3101 ± 34 bc	12710 ± 1264 ab	106333 ± 2602 c	2,76 ± 0,48 bc
Ar-100%	4973 ± 403 a	3920 ± 24 a	12280 ± 635 ab	431066 ± 42400 b	2,91 ± 0,31 bc
Capim Colônia**	4000 - 10200	1200 - 2200	14300 - 18400	-	11,30 - 15

* Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%-25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento; Valores médios de 3 repetições. ** valores de referência Martinez *et al.* (1999).

** *(± desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra na mesma coluna são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade)

Os teores de manganês nas plantas encontram-se de acordo com os limites determinados, porém os teores de ferro, zinco e cobre, encontram-se acima dos valores estabelecidos, principalmente o ferro (Tabela 6.13). Conforme a Tabela 6.12, os maiores teores de cálcio e magnésio foram expressos na dose 100%. O sódio mostrou sua maior média na dose 100% (572000 ppm). A Tabela 6.12 ilustra os mesmos valores organizados por tipos de solo e doses separadamente.

Tabela 6.12. Resultado das análises químicas de tecido vegetal do capim vetiver

Tratamento	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	K (mg/kg)	Na (mg/kg)	N (g/kg)
0%					
Ag	2314 b	747 b	9680 a	47033 a	2,47 a
Fr	2718 a	1354 a	9520 a	37967 b	2,76 a
Ar	2942 a	916 b	8730 a	38933 b	2,21 a
25%					
Ag	2453 a	1847 a	11030 a	59233 a	2,78 a
Fr	2996 a	2504 a	9840 ab	46033 b	3,24 a
Ar	3195 a	2472 a	8630 b	46500 b	2,30 a
50%					
Ag	2617 a	2646 a	13280 a	61500 a	2,83 a
Fr	3033 a	2631 a	11540 ab	53633 b	3,08 a
Ar	3517 a	2503 a	9580 b	57000 ab	2,84 a
75%					
Ag	3226 b	2634 a	12230 a	110666 a	2,9 a
Fr	3293 ab	2780 a	12280 a	84467 b	2,23 a
Ar	3853 a	3101 a	12710 a	106333 a	2,76 a
100%					
Ag	3422 b	2697 c	12250 a	572000 a	3,53 ab
Fr	3505 b	3335 b	12270 a	488000 b	4,44 a
Ar	4973 a	3920 a	12280 a	431066 b	2,91 b

* (médias seguidas por uma mesma letra na mesma coluna são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

Não foi encontrado valor de referência para o alumínio (Tabela 6.13). Andrade (2005) cita valores de referência para cromo de 0,02 a 1 ppm, para chumbo de 2 a 3 ppm e para níquel, de 0,1 a 5 ppm todos de Malavolta (1980). Por meio destes valores, verifica-se que os teores de Cr e Pb também encontram-se acima dos teores relatados por Malavolta (1980). A Tabela 6.14 apresenta as médias das variáveis agrupando os solos nas diferentes doses.

Tabela 6.13. Resultados das análises de metais de tecido vegetal do capim vetiver

Tratamento*	Mn (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Al (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)
Ag-0%	36,8 ± 3,89 d	1269 ± 201 de	44,2 ± 9,97 c	9,4 ± 3,08 c	1518 ± 420 ef	7,64 ± 1,07 b	4,84 ± 0,47 d	4,84 ± 0,54 bc
Ag-25%	50,6 ± 2,72 cd	1380 ± 132 de	46,3 ± 6,01 c	10,93 ± 0,40 c	2215 ± 78 cdef	11,63 ± 3,48 b	7,51 ± 0,37 cd	5,26 ± 0,24 bc
Ag-50%	73,5 ± 2,37 bc	1308 ± 282 de	50,93 ± 11,51 c	11,07 ± 1,33 c	2479 ± 63 cdef	13,38 ± 1,09 b	10,73 ± 0,66 cd	7,29 ± 0,17 abc
Ag-75%	74,5 ± 4,32 bc	2649 ± 151 b	74,4 ± 5,41 abc	9,79 ± 1,86 c	2250 ± 78 cdef	13,65 ± 1,26 b	11,91 ± 2,16 bcd	7,64 ± 0,90 abc
Ag-100%	82,1 ± 3,48 bc	4667 ± 455 a	103,97 ± 8,93 a	14,13 ± 1,51 bc	13555 ± 1135 ef	22,7 ± 0,87 ab	14,3 ± 0,95 bc	8,13 ± 2,22 ab
Fr-0%	63,1 ± 10,83 bcd	1392 ± 176 de	51 ± 7,15 bc	6,86 ± 1,88 c	2778 ± 173 bcd	15,33 ± 2,30 b	4,03 ± 0,55 d	1 ± 0,02 c
Fr-25%	65,4 ± 5,44 bcd	1556 ± 338 de	62 ± 12,02 abc	9,21 ± 1,30 c	3229 ± 40 bcd	15,01 ± 0,87 b	8,77 ± 1,62 cd	6,75 ± 2,07 abc
Fr-50%	75,2 ± 7,42 bc	2315 ± 270 bc	74 ± 24,03 abc	10,19 ± 4,55 c	3352 ± 455 bcd	16,61 ± 0,37 ab	8,48 ± 2,84 cd	7,72 ± 2,65 abc
Fr-75%	95,4 ± 6,46 b	2474 ± 74 b	100 ± 12,10 a	11,91 ± 1,60 bc	3872 ± 706 bc	17,24 ± 0,67 ab	14,97 ± 3,48 bc	9,04 ± 1,27 ab
Fr-100%	133,3 ± 36,91 a	2502 ± 135 b	96,67 ± 25,85 ab	23,7 ± 4,59 a	4204 ± 153 b	29,47 ± 2,05 a	23,11 ± 1,82 a	13,45 ± 1,68 a
Ar-0%	42 ± 5,76 d	972 ± 217 e	51,27 ± 7,10 bc	11,63 ± 2,17 bc	1264 ± 205 f	12,29 ± 1,74 b	9,23 ± 2,53 cd	6,4 ± 1,14 abc
Ar-25%	54,9 ± 7,48 cd	1609 ± 190 cd	71,73 ± 12,39 abc	12,87 ± 1,86 bc	2074 ± 299 def	21,2 ± 3,21 ab	12,52 ± 1,52 bc	7,54 ± 0,61 abc
Ar-50%	70,7 ± 4,37 bcd	1654 ± 361 cd	72,83 ± 26,48 abc	12,76 ± 2,92 bc	2294 ± 180 cdef	22,35 ± 0,95 ab	13,03 ± 3,88 bc	7,38 ± 0,70 abc
Ar-75%	70,5 ± 2,32 bcd	1709 ± 243 cd	97,53 ± 16,05 ab	18,58 ± 2,67 ab	2851 ± 526 bcd	23,93 ± 4,88 ab	17,1 ± 2,04 ab	7,19 ± 1,26 abc
Ar-100%	72,5 ± 3,24 bc	2518 ± 243 b	106,97 ± 16,88 a	19,87 ± 4,78 ab	3621 ± 411 bc	26,11 ± 5,17 ab	18,47 ± 2,45 ab	11,22 ± 0,96 a
Capim Colônia**	80 - 100	100 - 150	20 - 25	0,02 - 1	-	2 - 3 ¹	7 - 10	0,1 - 5 ¹

*Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%- 25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento; Valores médios de 3 repetições. ** valores de referência Martinez *et al.*, (1999).*** (± desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra na mesma coluna são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).¹Malavolta (1980)

Tabela 6.14. Resultados das análises de metais de tecido vegetal do capim vetiver

Tratamento	Mn (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Al (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)
0%								
Ag	36,8 b	1269 a	44,2 a	9,4 a	1518 b	7,64 b	4,84 b	4,84 a
Fr	63,1 a	1392 a	51 a	6,86 a	2778 a	15,33 a	4,03 b	1 b
Ar	42 b	972 a	51,27 a	11,63 a	1264 b	12,29 a	9,23 a	6,4 a
25%								
Ag	50,6 b	1380 a	46,3 a	10,93 ab	2215 b	11,63 b	7,51 b	5,26 a
Fr	65,4 a	1556 a	62 a	9,21 b	3229 a	15,01 ab	8,77 b	6,75 a
Ar	54,9 ab	1609 a	71,73 a	12,87 a	2074 b	21,2 a	12,52 a	7,54 a
50%								
Ag	73,5 a	1308 b	50,93 a	11,07 a	2479 b	13,38 c	10,73 a	7,29 a
Fr	75,2 a	2315 a	74 a	10,19 a	3352 a	16,61 b	8,48 a	7,72 a
Ar	70,7 a	1654 b	72,83 a	12,76 a	2294 b	22,35 a	13,03 a	7,38 a
75%								
Ag	74,5 b	2649 a	74,4 a	9,79 b	2250 b	13,65 b	11,91 a	7,64 a
Fr	95,4 a	2474 a	100 a	11,91 b	3872 a	17,24 ab	14,97 a	9,04 a
Ar	70,5 b	1709 b	97,53 a	18,58 a	2851 ab	23,93 a	17,1 a	7,19 a
100%								
Ag	82,1 b	4667 a	103,97 a	14,13 b	13555 a	22,7 a	14,3 b	8,13 b
Fr	133,3 a	2502 b	96,67 a	23,7 a	4204 b	29,47 a	23,11 a	13,45 a
Ar	72,5 b	2518 b	106,97 a	19,87 ab	3621 b	26,11 a	18,47 ab	11,22 ab

* (médias seguidas por uma mesma letra na mesma coluna são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

Meers *et al.* (2007) detectaram teores variáveis de Cr entre 0,51 a 10,3 ppm em tecido foliar de espécies de salix. Os autores encontraram ainda valores entre 5,3 a 16 ppm de Cu, 0,60 a 3,8 ppm de Ni, 4,3 a 18,4 de Pb, 250 a 2800 ppm de Zn e de 10 a 100 ppm de Cd. Os resultados encontrados pelos autores revelaram que as espécies utilizadas mostraram potencial para aplicação na fitoextração apenas para Cd e Zn nos solos contaminados estudados. Valores de 1506, 1123 e 710 ppm de Pb, Cu e Zn, respectivamente, foram relatados por Kabata-Pendias e Pendias (1992) em plantas oriundas de solos contaminados e em plantas de solos sem contaminação, os autores exibiram valores entre 0,3 a 18,8, 1,1 a 33,1 e 6 a 126 ppm para Pb, Cu e Zn, respectivamente. Yoon *et al.* (2006) apresentaram valores variáveis entre 11 a 491 ppm para Pb, 6 a 352 ppm para Cu e 17 a 453 para Zn considerando todas as espécies utilizadas. Santos *et al.* (2006) em raízes de *B. decumbens*, encontraram valores entre 10 a 42 ppm de Cd, 2481 a 13296 ppm de Zn e 48 a 383 ppm de Pb. Em *Agrostis castellana* e *Corrigiola telephiifolia* foram relatados teores de Mn, Zn e Cu, variáveis entre 405 a 695 ppm, 68 a 94 ppm e 27 a 1494, respectivamente para *A. castellana*. Para *Corrigiola telephiifolia* variáveis entre 133 a 149 ppm (Mn), 60 a 71 (Zn) e 41 a 3420 ppm (Cu). A *B. juncea* exibiu teores de Zn que variaram entre 476 a 1107 ppm, de Cu entre 7,2 a 25,4 ppm, de Mn entre 54 a 434 ppm, de Pb entre 14 a 21 ppm, conforme Santos e Rodella (2007).

Para os teores dos elementos no tecido vegetal do capim vetiver, estes exibiram um comportamento similar ao mostrado pelas variáveis do solo e ingá. Houve um aumento nesses teores de acordo com as doses de sedimento adicionadas aos diferentes solos. No Apêndice I é possível verificar este comportamento.

6.4.3. MONITORAMENTO DA ALTURA – CAPIM VETIVER

O desenvolvimento do capim vetiver foi acompanhado através da medição das alturas verificadas em intervalos de dez dias no período total de cinquenta dias (Tabela 6.15). A avaliação permitiu verificar uma tendência ao melhor desenvolvimento das plantas com a diminuição da dose do sedimento nas misturas e que as plantas referentes aos tratamentos com o solo de textura franca apresentaram maior porcentagem de crescimento quando comparadas aos demais tratamentos (Tabela 6.16).

Na dose Zero, a qual corresponde à ausência de sedimento, verificou-se um maior desenvolvimento das plantas de vetiver, como esperado. No período de monitoramento as plantas alcançaram alturas de 93,50 cm, 108,17 cm e 91 cm, nos solos de textura argilosa, franca e arenosa, respectivamente. Em geral a espécie atinge 1,50 m. Já a dose 100% exibiu o menor crescimento.

Tabela 6.15. Alturas (h) das plantas de capim vetiver para os diferentes tratamentos

Tratamento*	Alturas (cm)				
	10 (dias)	20 (dias)	30 (dias)	40 (dias)	50 (dias)
Ag-0% (Solo)	14,4	40,07	68,43	82,7	93,83
Ag-25%	12,43	24,57	38,03	44,9	47,33
Ag-50%	14,33	18,83	18,87	21,03	21,2
Ag-75%	12,9	19,3	19,4	19,4	19,53
Ag-100%	12,47	12,83	12,83	12,83	12,83
Fr-0% (Solo)	12,17	45,67	94	103,17	108,17
Fr-25%	13,17	19,23	34,93	52	58,5
Fr-50%	14,37	17,67	21,8	21,8	23,83
Fr-75%	12,1	16,27	16,3	16,3	16,3
Fr-100%	14	16,33	16,33	16,33	16,33
Ar-0% (Solo)	14,3	53,83	74,87	86,23	91,17
Ar-25%	14,93	26,57	35,33	41,17	43,13
Ar-50%	11,47	15,37	15,77	15,77	15,77
Ar-75%	14,67	16,77	16,77	16,77	16,77
Ar-100%	12,27	14,67	14,67	14,67	14,67

* Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%- 25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento; Valores médios de 3 repetições.

Tabela 6.16. Porcentagem de crescimento do capim vetiver

Tratamento*	Crescimento (%)
Ag-0% (Solo)	551,60
Ag-25%	280,70
Ag-50%	47,94
Ag-75%	51,39
Ag-100%	2,88
Fr-0% (Solo)	788,82
Fr-25%	344,14
Fr-50%	65,83
Fr-75%	34,71
Fr-100%	16,64
Ar-0% (Solo)	537,55
Ar-25%	188,88
Ar-50%	37,50
Ar-75%	14,35
Ar-100%	19,56

* Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%- 25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento; Valores médios de 3 repetições.

O crescimento das plantas ao longo do período de monitoramento e a comparação do crescimento entre os solos encontram-se no Apêndice 1.

O monitoramento também serviu para avaliar através do crescimento das plantas qual seria a melhor mistura. No entanto, o sedimento contribuiu para a redução do crescimento em todas as misturas, tendo o solo de textura franca a maior porcentagem de crescimento quando comparado aos solos de textura argilosa e arenosa. As misturas contendo solo arenoso apresentaram as menores porcentagens.

6.5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A partir dos resultados encontrados, observou-se que o sedimento contribuiu consideravelmente para o aumento dos teores dos elementos nas misturas. Ao considerar os valores de referência agrônômica, estabelecidos por Alvarez *et al.* (1999) verifica-se em todas as misturas que apresentam sedimento em sua composição, que os teores de macronutrientes (Ca, Mg, K, P e N), exceto o nitrogênio que não se encontra

no nível crítico, apresentam-se superiores aos níveis críticos estabelecidos. Meers *et al.* (2005) afirmam que o sedimento de dragagem geralmente é rico em nutrientes, porém, o excesso pode ser tóxico às plantas. O mesmo se dá para os micronutrientes como o Zn, Fe, Mn e Cu que encontram-se muito acima do nível crítico, e no caso do Zn e Cu, estes ultrapassam o valor de intervenção para solos determinados pela CETESB.

Os teores de metais como Cr, Ni e Pb foram superiores aos valores de alerta em solos nas doses 75% e 100% de sedimento nas misturas. Para o Cr, King *et al.* (2006) e Meers *et al.* (2007) exibiram teores superiores aos encontrados. Ambos relataram que o elemento, apesar da elevada concentração, foi pouco absorvido pelas plantas. O mesmo foi observado para o Pb por King *et al.* (2006). A presença do metal no solo não significa necessariamente que o elemento esteja solúvel para ser absorvido pelas plantas. O uso de agentes quelantes é uma prática utilizada que proporciona a solubilização do metal facilitando a sua absorção e otimizando a fitoextração.

As análises de tecido revelaram teores de macronutrientes e micronutrientes, bem como de sódio e metais, elevados, principalmente de sódio e ferro. Os elevados teores resultaram em sintomas de toxidez nas plantas utilizadas, tendo o ingá sintomas mais severos que levaram à morte das plantas em um curto período após o transplante para os vasos. Isto revela que a espécie foi mais sensível ao material do que o capim vetiver que também apresentou sintomas, mas tolerou melhor as condições do material. Wilde *et al.* (2005) afirmam que o vetiver é realmente uma espécie mais tolerante.

King *et al.* (2006), em sedimento de dragagem contaminado, concluíram que a fitoextração de metais do material não é uma opção viável devido à baixa taxa de sobrevivência das plantas por conta das condições do material. No entanto, Vandecasteele *et al.* (2002), em área de disposição de rejeito de dragagem contaminado por metais, avaliaram a colonização natural de espécies como chorão. As plantas apresentaram teores de metais considerados normais, revelando então que as espécies colonizaram, mas não extraíram os contaminantes.

Santos *et al.* (2006) trabalhando com solos provenientes de áreas contaminadas relataram ausência de sintomas de toxidez nas plantas de *B. decumbens*. Os autores verificaram que a redução do crescimento das plantas foi resultante da baixa intensidade luminosa e também da insuficiente massa de solo nos vasos. A espécie foi classificada como tolerante à presença de metais nas condições do estudo.

Com relação ao teor de sódio, a maior limitação, o sedimento proporcionou aspecto negativo às misturas. Observou-se por meio das medições da condutividade

elétrica que as misturas com menor proporção de sedimento apresentaram valores de condutividade elétrica ainda muito elevados. Conforme Bernardo (1995) para solos normais, valor de condutividade elétrica até 4 mS/cm é o considerado adequado. Paquin *et al.* (2002), como citado anteriormente, trabalharam com fitorremediação de sedimento marinho para HPA's e destacaram a elevada salinidade do material (54,30 cmol_c/kg) como o maior impedimento da fitorremediação. Os autores apontam a diluição com solo ou a lavagem com gesso como soluções para a limitação. Apesar dos elevados teores de metais no sedimento avaliado por Paquin *et al.* (2002), os autores não revelaram limitações das espécies sob este aspecto.

Os valores de pH descritos como adequados para fins agronômicos variam de 5,5 a 6,0, no entanto, vale salientar que cada espécie possui suas exigências quanto a pH e nutrientes. Os valores de pH das misturas, como abordado anteriormente, se encontram na faixa acima da considerada adequada para o cultivo. A dinâmica dos contaminantes metálicos e do Al no solo quanto à solubilidade, é regulada pela variação de pH e este pode ser o fator regulador desses elementos nas condições estudadas.

Para o carbono orgânico pode-se inferir que as misturas Ag-50%, Fr-50% e Ar-50% estariam com níveis adequados do ponto de vista agronômico. No entanto, os teores de metais analisados nas misturas também se encontram elevados, impossibilitando a seleção de uma mistura adequada sob esta característica.

Quanto à textura do material, outra questão relevante, a melhor textura seria a média. As misturas consideradas mais apropriadas seriam Fr-75%, Ar-50% e Ar-75%, as quais apresentam redução na porcentagem de finos, o que favorece o aumento da permeabilidade.

6.6. RESUMO CONCLUSIVO

Os resultados mostraram que mesmo diante das limitações químicas proporcionadas pelo sedimento às misturas, especialmente o elevado teor de sódio, foi possível apontar como a mistura mais adequada a correspondente ao tratamento FR-25%, ainda que tenha apresentado valor elevado de condutividade elétrica. A mistura referente ao tratamento FR-25% foi selecionada por estar mais balanceada ao considerar o Ca, o Mg e os mais baixos teores de Na, o pH mais próximo do ideal (6,8 a 6,9), o

melhor crescimento do capim vetiver e valor de condutividade hidráulica intermediário na ordem de 10^{-6} m/s.

Ao avaliar apenas a textura, as melhores misturas corresponderam aos tratamentos FR-75%, AR-50% e AR-75%, entretanto, a qualidade não se refletiu para as propriedades químicas.

Ainda que as plantas de capim vetiver tenham apresentado sintomas de toxidez, a capacidade de sobrevivência destas mostrou a possibilidade de colonização do material com características agronômicas inadequadas.

Confirmou-se a necessidade de corrigir a salinidade do material e aumentar a sua permeabilidade através da adição de solo de granulometria mais grosseira a fim de possibilitar um melhor estabelecimento das plantas.

CAPÍTULO 7

RESULTADOS E DISCUSSÃO – EXPERIMENTOS DE MEDIDAS CORRETIVAS

7.1. OBJETIVOS

As principais limitações decorrentes da adição do sedimento às misturas com solos foram a salinidade e a diminuição da permeabilidade, além dos elevados teores dos elementos como os macronutrientes e micronutrientes, metais pesados e alumínio.

A correção da salinidade é realizada em solos salinos através da adição de gesso e posterior lavagem do solo para a retirada do sal e compreende o objetivo do experimento II que permitiu solucionar os problemas relacionados a salinidade do material.

Para a elevação da permeabilidade do material foram conduzidas misturas com os solos de texturas diferentes no experimento I e através de um experimento complementar, no qual foram desenvolvidas também misturas do sedimento a materiais estruturantes com objetivo de melhorar a permeabilidade do sedimento. No entanto, essas misturas não chegaram a ser utilizadas nos experimentos de fitorremediação.

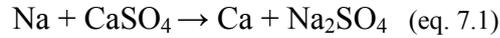
A questão relacionada à toxidez do material, ou seja, a sua redução compreendeu o objetivo do experimento de fitorremediação.

7.2. EXPERIMENTO II

7.2.1. DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO E PARÂMETRO DE CONTROLE

A metodologia do experimento foi relatada no Capítulo 4, onde foram utilizadas 4 dosagens de gesso (Zero: ausência de gesso; 35%; 65%; 100%), conforme análise realizada em laboratório, a qual determinou a Necessidade de Gesso (NG = 3,3 g CaSO₄/kg) para o material, de acordo com a metodologia descrita pela Embrapa (1997). A prática da gessagem ou o uso do gesso agrícola (CaSO₄) em solos tem várias finalidades e para o presente estudo a principal delas foi a correção de solos sódicos. O

processo se dá pela substituição do Ca pelo Na no complexo de troca, havendo a formação de sulfato de sódio (Na_2SO_4) que deve ser lixiviado na água de drenagem, o que resulta em maior floculação da argila e aumento da permeabilidade do solo. A Equação 7.1 ilustra a reação do gesso no solo.



O solo utilizado na mistura com sedimento tratado com gesso não foi o mesmo usado no experimento I, por falta de material disponível. Porém, como visto no experimento I, há o predomínio das características do sedimento nas misturas, principalmente quanto à salinidade, onde os solos não influíram sob este aspecto. Neste experimento, o que foi avaliado através da adição do gesso foi o comportamento do sedimento com o gesso, e a influência do solo torna-se irrelevante. As características do solo utilizado encontram-se na Tabela 7.1.

O solo apresenta 28% de argila, 25% de silte e 47% de areia, sendo 12% de areia fina, 29% de areia média e 6% de areia grossa.

Tabela 7.1. Características químicas do solo utilizado

Solo	pH		Complexo Sortivo (cmol _c /kg)							M. Org (g/kg)	
	água	KCl	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺	Valor S	Al ⁺³	H ⁺ +Al ⁺³		Valor T
Bayer	4,37	3,90	0,15	0	0,20	0,01	0,36	0,25	4,00	4,36	2,4

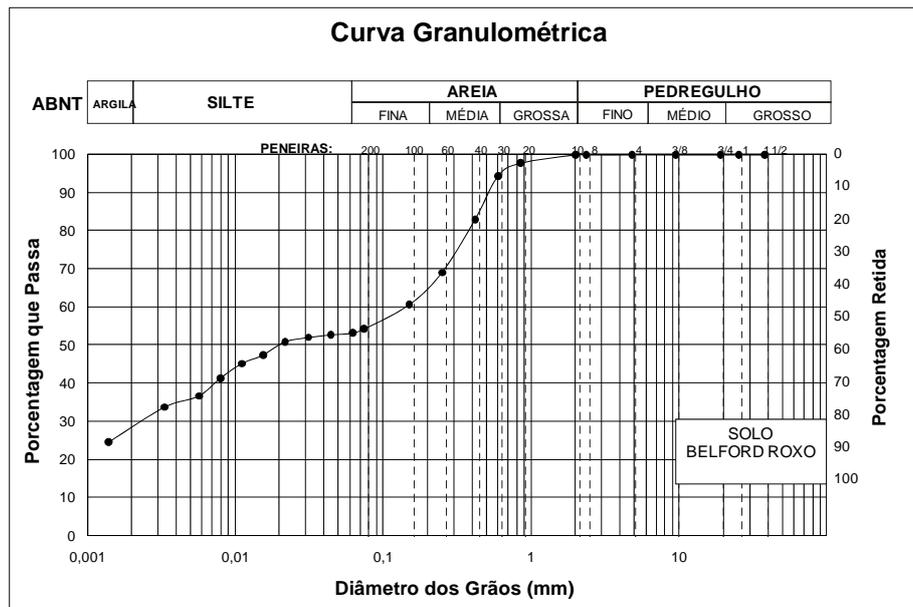


Figura 7.1. Curva granulométrica do solo utilizado coletado em Belford Roxo.

O controle da salinidade foi realizado através da medição da condutividade elétrica específica da água de lavagem do material tratado com gesso, das porcentagens de sódio e cálcio trocáveis e solúveis, e o cálculo da porcentagem de sódio trocável (PST) e da razão de adsorção de sódio (RAS), ambas obtidas através das equações:

$$\text{PST (\%)} = (\text{Na}^+/\text{CTC}) \times 100 \quad (\text{eq. 7.2})$$

Onde:

PST: Porcentagem de sódio trocável

Na^+ : Sódio trocável

CTC: $(\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2} + \text{K}^+ + \text{Na}^+)$ – Capacidade de Troca Catiônica

$$\text{RAS} = (\text{Na}^+)/[(\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2})/2]^{1/2} \quad (\text{eq.7.3})$$

Onde:

RAS: Razão de adsorção de sódio

Na^+ : Sódio solúvel

Ca^{+2} : Cálcio solúvel

Mg^{+2} : Magnésio solúvel

Através dos efeitos de sais no solo, é estabelecida a distinção entre altas concentrações de Na^+ , identificadas como sodicidade, e altas concentrações de sais totais, referidas como salinidade. Ambos os conceitos estão muitas vezes relacionados, mas em algumas áreas o Ca^{+2} , Mg^{+2} , SO_4^{-2} e NaCl podem contribuir substancialmente para a salinidade. A alta concentração de Na^+ de um solo sódico pode não apenas prejudicar diretamente as plantas, mas também degradar a estrutura do solo, diminuindo a porosidade e a permeabilidade à água (Taiz e Zeiger, 2004).

7.2.2. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Conforme a classificação dos solos quanto à salinidade citada por Bernardo (1995), o solo considerado normal para fins agrícolas apresenta condutividade elétrica menor do que 4 mS/cm e PST menor do que 15%. Contudo, cada espécie possui a sua tolerância específica tanto para a salinidade quanto para os outros elementos como metais pesados, por exemplo.

Como evidenciado no Capítulo 6, mesmo havendo diluição da salinidade do sedimento com as misturas, os valores de condutividade elétrica continuam elevados.

Os resultados alcançados mostraram que o processo de lavagem do material reduziu a condutividade elétrica em média em 96% (Tabela 7.2). A redução pode não ter sido proveniente da aplicação do gesso e sim, pelo processo de lavagem do material, o qual removeu o sódio, conforme constatou Gheyi *et al.* (1995) em estudo realizado no Perímetro Irrigado de Sumé com solos salino-sódicos, onde estes foram passíveis de recuperação apenas com lavagens. Nunes Filho *et al.* (2005) encontraram reduções semelhantes na condutividade elétrica de um solo salino-sódico cultivado com diferentes gramíneas forrageiras ao estudá-las em recuperação de solos salino-sódicos no vale do rio Moxotó, PE.

Gomes *et al.* (2000), em trabalho sobre melhorias nas propriedades químicas de um solo salino-sódico e rendimento de arroz sob diferentes tratamentos, observaram redução temporal na concentração de sais em todos os tratamentos (esterco de curral, vinhaça, gesso, casca de arroz, testemunha) através dos valores de condutividade elétrica.

Tabela 7.2. Condutividade Elétrica das águas das sucessivas lavagens do material

Tratamento	CEE* (mS/cm)									
	Lavagens									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Zero	59,60	33,20	19,24	12,09	10,19	7,48	4,81	2,51	2,45	2,36
35%	52,43	28,40	16,05	11,05	8,35	6,12	3,52	1,54	1,55	1,73
65%	55,33	32,43	20,10	13,26	10,31	7,68	5,01	3,53	2,72	2,60
100%	47,33	27,50	17,89	12,51	9,35	7,15	4,50	3,85	2,65	2,17

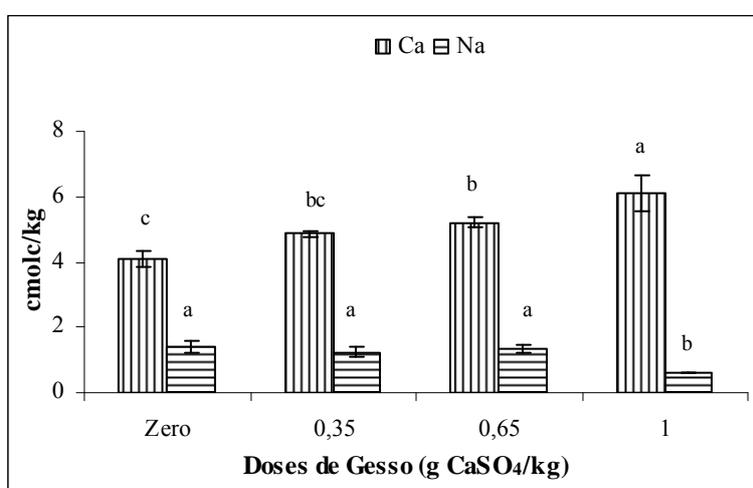
* Valores médios de três repetições.

Ao observar os demais resultados, pode-se perceber as alterações decorrentes das diferentes doses de gesso nas características químicas analisadas no material. Os teores de cálcio e sódio trocável foram comparados e a dose correspondente a 100% da NG (3,3 g CaSO₄/kg) apresentou maior teor de cálcio e menor teor de sódio diferindo estatisticamente das demais doses (Figura 7.2). Comportamento semelhante foi observado para os teores de cálcio e sódio solúvel. Barros *et al.* (2006), ao avaliar níveis de gesso para correção de sodicidade de solos, verificaram que a partir do nível de 100% da necessidade de gesso deu-se a correção da sodicidade para os solos estudados.

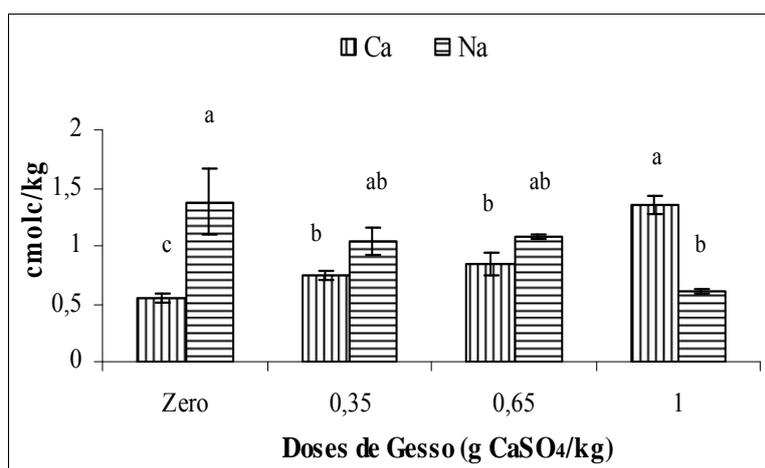
O cálcio e o sódio trocáveis correlacionaram-se negativa e significativamente ($r = -0,72$ $p < 0,01$), assim como o cálcio e sódio solúveis ($r = -0,71$ $p < 0,01$). As formas trocáveis e solúveis correspondem àquelas adsorvidas às cargas elétricas negativas dos colóides minerais e orgânicos do solo e àquelas solúveis na solução do solo, livres das

forças de atração, mas em equilíbrio com a forma trocável, passível à lixiviação, (Luchese *et al.*, 2002). Os cálcios trocável e solúvel correlacionaram-se positivamente entre si ($r = 0,90$ $p < 0,01$) da mesma forma que o sódio trocável e solúvel ($r = 0,77$), mostrando o equilíbrio entre as formas.

O cálcio trocável correlacionou-se negativamente com o magnésio trocável ($r = -0,75$ $p < 0,01$), o que pode ser explicado por uma relação competitiva entre estes elementos, e também pelo fato de o magnésio ser adsorvido com menor intensidade do que o cálcio, sendo mais suscetível à lixiviação (Luchese *et al.*, 2002). Já o cálcio e magnésio solúveis correlacionaram-se positivamente ($r = 0,85$ $p < 0,01$).



(a)

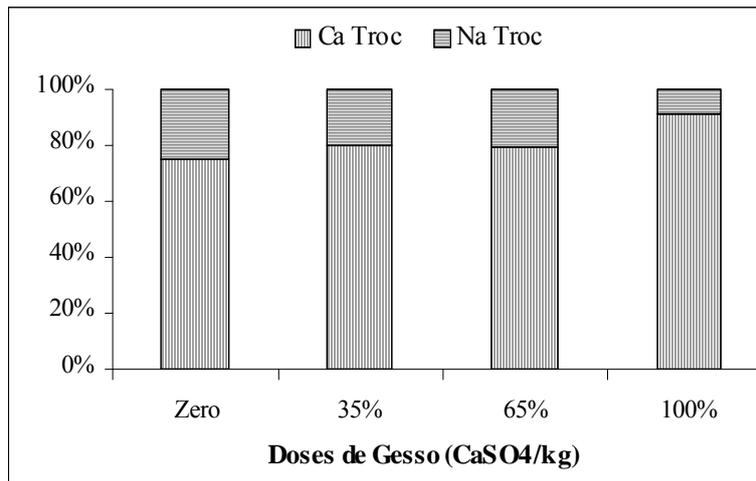


(b)

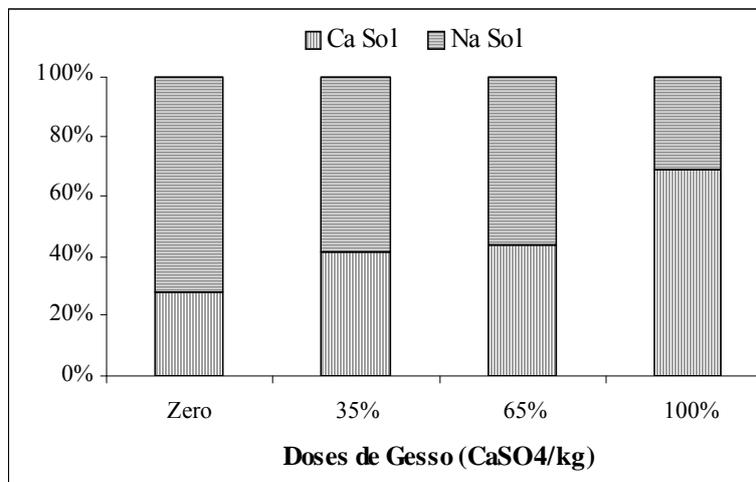
* (\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

Figura 7.2. (a) Cálcio e Sódio Trocável em mistura de solo e sedimento tratado com gesso; (b) Cálcio e Sódio Solúvel em mistura de solo e sedimento tratado com gesso.

A Figura 7.3 ilustra os teores de cálcio e sódio trocável e solúvel, em porcentagem, de acordo com as doses de gesso utilizadas. Há a confirmação do efeito superior da dose correspondente a 100% da NG na redução do sódio na mistura solo e sedimento.



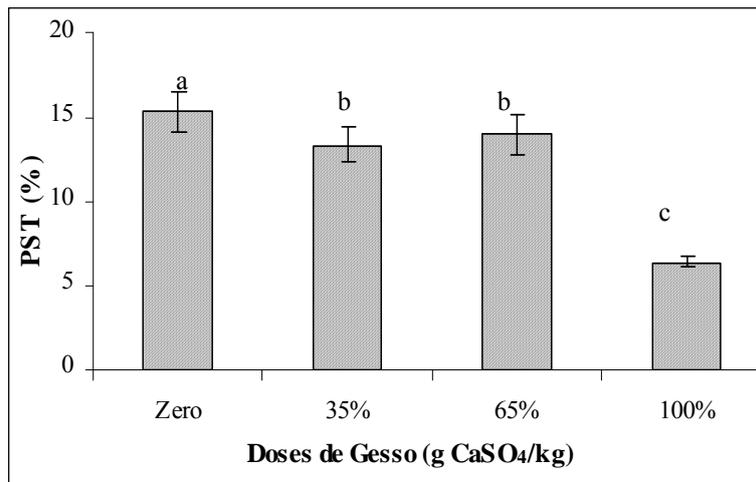
(a)



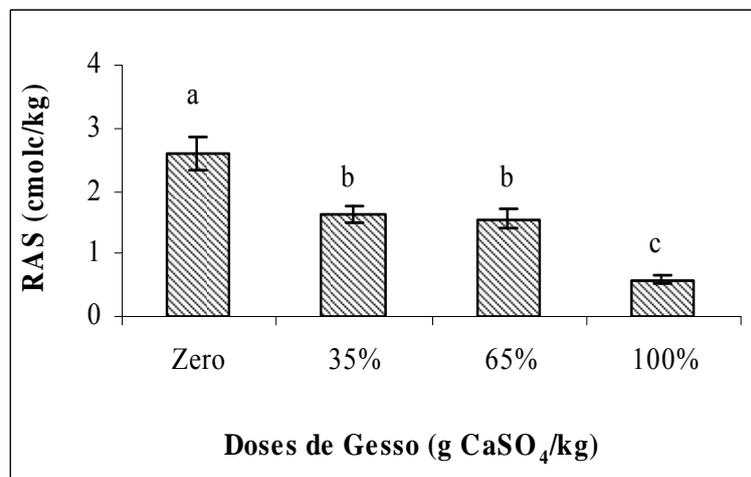
(b)

Figura 7.3. (a) Porcentagem de Cálcio e Sódio Trocável em mistura de solo e sedimento tratado com gesso; (b) Porcentagem de Cálcio e Sódio Solúvel em mistura de solo e sedimento tratado com gesso.

A porcentagem de saturação de sódio (PST) e a razão de adsorção de sódio (RAS) foram determinadas e apresentaram estatisticamente os menores valores para a dose de 100% da NG (3,3 g CaSO₄/kg) (Figura 7.4).



(a)



(b)

* (\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

Figura 7.4. Porcentagem de Sódio Trocável (a) e Razão de Adsorção de Sódio (b) em mistura de solo e sedimento.

No presente trabalho, a PST apresentou correlação negativa com o cálcio trocável ($r = -0,81$ $p < 0,01$) e positiva com o sódio, magnésio e potássio ($r = 0,99$; $0,92$; $0,30$ $p < 0,01$, respectivamente). A RAS correlacionou-se positivamente com o sódio solúvel ($r = 0,99$ $p < 0,01$) e negativamente com o cálcio, magnésio e potássio ($r = -0,83$; $-0,99$ e $-0,38$ $p < 0,01$, respectivamente).

Ahamad *et al.* (1997) citado por Barros *et al.* (2005) observaram que a aplicação de gesso teve influência significativa na redução da PST do solo, decorrente da substituição de 96% do sódio trocável no complexo de troca. Posterior à lavagem,

Gomes *et al.* (2000) observaram reduções nos valores de PST do solo independente dos tratamentos, exceto para a testemunha na profundidade de 40-60 cm, que indicou um aumento de PST, de 48% para 57%. Tais autores concluíram que os menores valores de PST foram obtidos com o uso do gesso.

Independente da forma de aplicação dos corretivos e das granulometrias utilizadas, Barros *et al.* (2005) verificaram a recuperação quanto a sodicidade (PST<15) em todas as amostras analisadas. A redução da PST, mesmo de um solo que apresenta uma PST > 80% é explicada pela relação entre a PST do solo e a dissolução do gesso (Barros *et al.*, 2005). Hira e Singh (1980), citado por Barros *et al.* (2005), a concentração de sulfato na solução eluída de colunas de solo tratadas com gesso aumentou juntamente com a PST do solo, indicando maior solubilidade do gesso a altos valores de PST (PST = 94%). A aplicação de gesso em solos salino-sódicos tende a elevar a solubilidade do gesso, e este aumento é proporcional à concentração de íons de Na⁺ e Cl⁻ na solução (Richards, 1954 e Santos, 1995 citados por Barros *et al.*, 2005).

A RAS atingiu valores muito baixos conforme Barros *et al.* (2004), o que indica que a adição do gesso e sua combinação com calcário diminuíram a sodicidade dos solos estudados.

Os resultados demonstraram que o aumento das doses de gesso aumentou os teores de cálcio trocável e solúvel (Figura 7.3) e, por outro lado, diminuiu os teores de sódio trocável e solúvel. A mesma tendência foi observada para PST e RAS (Figura 7.4). Tal fato pode ser corroborado através das análises de correlação citadas.

Através da análise de regressão evidenciou-se o efeito das doses de gesso sobre os teores de cálcio e sódio trocável e solúvel, que apresentaram efeito linear crescente (Figuras A2.1 e A2.2). Quanto ao sódio trocável e solúvel, PST e RAS apresentaram caráter linear decrescente (Figura A2.3). Isto demonstra a diminuição dos teores de sódio trocável e solúvel devido à adição do gesso.

Bañuelos *et al.* (2005), trabalhando com sedimento com elevados níveis de Se, B e sais, encontraram valores de condutividade elétrica entre 9,0 a 17,3 mS/cm. Bañuelos e Lin (2005) encontraram elevados valores de condutividade elétrica (50 - 75 dS/m) no sedimento de San Luis Drain e afirmaram que tais valores podem inviabilizar o uso de plantas para sua remediação. No trabalho foi observada a diminuição da produção de matéria seca com o aumento da dose de sedimento na mistura em todas as espécies estudadas. Os autores atribuem este decréscimo à elevada salinidade do sedimento estudado (Bañuelos e Lin, 2005).

Paquin *et al.* (2002), em um experimento com diluição de sedimento com solo, mostraram que a utilização de 37% de sedimento na mistura com solo também apresentou elevada salinidade com condutividade elétrica de 11,0 mS/cm.

A utilização da *Atriplex nummularia* em um estudo de fitorremediação como uma alternativa de uso de solos sódicos e salino-sódicos foi evidenciada por Leal *et al.* (2005). Os autores trabalharam em solo com condutividade elétrica em torno de 25,94 mS/cm e verificaram a capacidade de crescimento da espécie em solo com condutividade elétrica média de 35 mS/cm e PST média de 50%. Verificaram ainda que a utilização do gesso como insumo da fitoextração demonstrou ótimos resultados, podendo ser empregado para acelerar o processo de recuperação do solo.

Bañuelos e Lin (2005), em estudos em casa de vegetação utilizando quatro espécies para remediação de sedimento contaminado com Se, em diferentes misturas com solo, verificaram um gradiente de condutividade elétrica com o aumento do nível de sedimento na mistura, encontrando valores em uma faixa entre 15 a 51 mS/cm. O decréscimo na produção de biomassa para todas as espécies testadas foi provavelmente devido à elevada salinidade do sedimento, evidenciada pelas elevadas concentrações de Cl medidas no tecido vegetal das espécies testadas conforme o aumento de sedimento na mistura. Maas e Grattan (1999) citado por Bañuelos e Lin (2005) relatam o efeito da salinidade e do cloreto na redução da produtividade sob condições salinas.

Gomes *et al.* (2000), ao testarem diferentes tratamentos sobre as melhorias nas propriedades físicas de um solo salino-sódico, encontraram valores variáveis de CE entre 3,9 a 10,7 dS/m.

Os elevados teores de Na são comuns em sedimento marinho e seu emprego em práticas de fitorremediação deve ser conduzido aliado a um manejo adequado dos solos salinos ou sódicos. O sedimento do Canal do Fundão puro não é apropriado ao estabelecimento de plantas e requer melhorias quanto à salinidade através da adição de gesso seguida da lavagem do material. Entretanto, a aplicação desta prática a um grande volume de material dragado torna-se difícil e inadequada, pois exigiria uma grande quantidade de solo de granulometria mais grosseira para a mistura com sedimento e grande quantidade de gesso, e o processo de lavagem demandaria um grande volume de água. Outra questão relevante seria o processo de mistura destes materiais com grande volume de sedimento, visto que a trabalhabilidade do sedimento é muito limitada. O uso de gesso apenas, sem o processo de lavagem não seria

recomendado, já que na prática é necessária a retirada do sulfato de sódio formado pela adição do gesso.

Os resultados obtidos no presente estudo apontaram a dose adequada, dentre as empregadas, para adição ao sedimento e conseqüente redução dos níveis de sódio do material, permitindo que este possa ser utilizado no experimento de fitorremediação.

7.3. EXPERIMENTO COMPLEMENTAR – ADIÇÃO DE MATERIAIS ESTRUTURANTES

7.3.1. DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO E PARÂMETRO DE CONTROLE

O uso de materiais estruturantes em misturas com o sedimento foi empregado com objetivo de promover melhorias no sedimento referentes à permeabilidade à água. Deste modo, foram conduzidas diferentes misturas de sedimento e materiais estruturantes (Areia, PET, Resíduo de Construção e Demolição, Fibra de Coco, Coco Fino, Coco Granular e Endocarpo Moído de Coco), conforme descrito no Capítulo 4. Os parâmetros físicos analisados nas misturas foram: porcentagem de finos, densidade dos grãos, teor de umidade, índice de vazios e permeabilidade.

7.3.2. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A adição de agentes estruturantes como areia, PET, resíduo de demolição, fibra de coco, coco fino, coco granular e endocarpo moído de coco (“casca dura”) proporcionou diferenças no sedimento quanto à permeabilidade.

Conforme a Tabela 7.3 para alguns materiais (coco fino, coco granular, endocarpo de coco, fibra de coco e PET) não foi possível determinar a porcentagem de finos por falta de quantidade de material para análise.

O resíduo de demolição e a areia contribuíram para a redução da porcentagem de finos do sedimento, o qual apresentou o mais alto valor de 81%. O aumento da proporção de material estruturante na mistura com sedimento foi evidenciado em maiores reduções da porcentagem de “finos” nestes materiais. A densidade real de grãos (G_s) exibiu seu maior valor de 2,65 g/cm³ no material utilizado no experimento de

fitorremediação. Quanto ao menor valor de $1,82 \text{ g/cm}^3$, este foi expresso na mistura do sedimento com PET a 25%. O teor de umidade foi maior no sedimento com 134,7% e menor (30,9%) no material proveniente da mistura de sedimento com solo e areia, material empregado no experimento de fitorremediação.

O coco granular na proporção de 20% exibiu o maior índice de vazios de 3,87 e o menor de 1,11 foi expresso para a mistura de PET na proporção de 25% com sedimento. Segundo Sousa Pinto (2002), o índice de vazios (e) varia entre 0,5 e 1,5, entretanto, estes valores podem ser superiores a 3, no caso de volumes de vazios com água superior a três vezes o volume de partículas sólidas, o que é aplicável ao sedimento.

Tabela 7.3. Parâmetros analisados nas diferentes misturas de materiais estruturantes com sedimento

Material Estudado	% Finos	G_s^1	w^2 (%)	e^3	k^4 (m/s)
Coco Fino 20%	-	2,02	103,9	3,27	$7,81 \times 10^{-5}$
Coco Granular 20%	-	2,09	96,9	3,87	$1,24 \times 10^{-4}$
Coco (Endocarpo)* 20%	-	2	115,4	1,40	$5,65 \times 10^{-9}$
Coco Fibra 6%	-	2,02	97,7	1,51	$1,06 \times 10^{-8}$
PET* 25%	-	1,82	113,3	1,11	$3,55 \times 10^{-8}$
PET* 50%	-	2,10	65,1	1,83	$1,05 \times 10^{-4}$
Resíduo Demolição 25%	57	2,52	102,9	2,60	$1,84 \times 10^{-7}$
Resíduo Demolição 50%	44	2,57	69,2	2,83	$4,53 \times 10^{-6}$
Areia 25%	54	2,53	94,8	2,50	$1,02 \times 10^{-7}$
Areia 50%	46	2,54	62,8	3,83	$2,51 \times 10^{-6}$
Sedimento	81	2,56	134,7	3,62	$7,68 \times 10^{-9}$
Material Exp. Fito	29	2,65	30,9	2,91	$3,83 \times 10^{-6}$

* Material moído; ¹ G_s : Densidade Real de Grãos; ² w : Umidade; ³ e : Índice de Vazios; ⁴ k : Permeabilidade

A baixa permeabilidade do sedimento expressa por $7,68 \times 10^{-9}$ m/s foi elevada para valores de $7,81 \times 10^{-5}$, $1,24 \times 10^{-4}$ e $1,05 \times 10^{-4}$ m/s em coco fino, coco granular e PET 50%, respectivamente. No entanto, a permeabilidade alcançada pelo material utilizado no experimento de fitorremediação foi um pouco menor ($3,83 \times 10^{-6}$) do que as exibidas por tais materiais, mas superior à do sedimento puro (Figura 7.5).

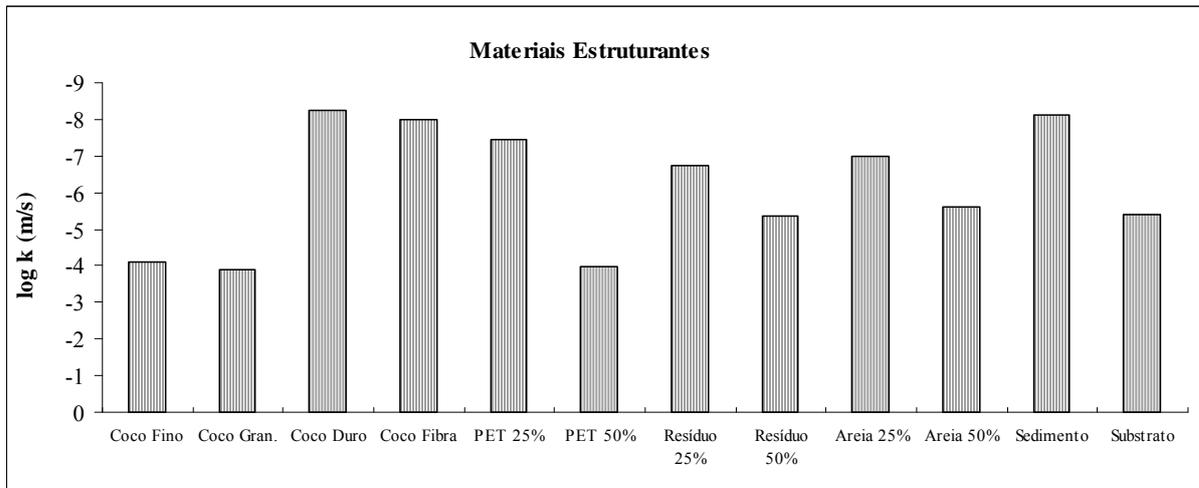


Figura 7.5. Permeabilidade das diferentes misturas de materiais estruturantes com sedimento.

O uso de materiais estruturantes é relatado na literatura como agente melhorador das características físicas do solo, atuando no aumento da porosidade e da difusão de oxigênio. Diversos trabalhos sobre o uso destes materiais em compostagem estão sendo realizados (Gea *et al.*, 2007; Tremier *et al.*, 2005; Kulcu e Yaldiz, 2007; Zorpas *et al.*, 2008). Meysami e Baheri (2003), em trabalho de associação de técnicas de bioaumento (adição de inóculo microbiano composto de linhagens de fungos filamentosos) e adição de material estruturante (turfa e farelo de trigo) para a biorremediação de solo contaminado, encontraram maior crescimento, penetração e atividade enzimática para as espécies do fungo *Bjerkandera adusta*, em escala de laboratório. O efeito da adição de agentes estruturantes como papel, papelão, grama, palha de pinheiro, serragem e resíduo de alimento na vermicompostagem de lodo de esgoto foi verificado por Dominguez *et al.* (2000), tendo os autores acompanhado a reprodução da *Eisenia andrei* (espécie de minhoca). Os autores observaram que a vermicompostagem apresentou melhores resultados quando o lodo foi misturado aos agentes estruturantes, exceto para grama e resíduos de alimento.

Rhykerd *et al.* (1999), ao estudarem o impacto dos agentes estruturantes e a aeração forçada na remediação de solo contaminado com óleo, utilizando serragem, vermiculita e feno de grama bermuda, observaram aparente aumento da biorremediação do contaminante com tais materiais. De modo semelhante, Vasudesan e Rajaram (2001) avaliaram a biorremediação de solo contaminado com resíduo oleoso, empregando a

palha de trigo como agente estruturante, e perceberam redução de 76% de hidrocarbonetos comparado com 66% de redução com a adição de nutrientes ao solo. Adhikari *et al.* (2008) utilizaram resíduo de alimentos e palhas de diversas fontes como agentes estruturantes. Os autores concluíram que o feno de trigo apresentou as melhores características com elevada capacidade de absorção de água e pH neutro, já os resíduos alimentares apresentaram caráter ácido.

7.4. RESUMO CONCLUSIVO

Não foi possível desenvolver maiores estudos sobre a adição destes materiais no sedimento, a fim de avaliar seu comportamento. Porém, com os ensaios realizados foi possível observar a tendência de melhoria da permeabilidade do sedimento. Vale salientar que tais materiais não foram aplicados ao experimento de fitorremediação.

Os experimentos mostraram que tecnicamente é possível corrigir as limitações referentes à salinidade e permeabilidade impostas pelo sedimento ao estabelecimento das plantas. Contudo, operacionalmente e economicamente, para um grande volume de material dragado, seriam necessários estudos a respeito de alternativas operacionais para facilitar a homogeneização dos materiais ao sedimento.

A dosagem de gesso recomendada para o sedimento estudado foi de 3,3 g CaSO_4/kg , fazendo-se necessária a incubação do material por determinado período para que ocorram as reações entre o gesso e o complexo de troca do sedimento, seguida das sucessivas lavagens para a retirada do sal formado.

CAPÍTULO 8

RESULTADOS E DISCUSSÃO – FITORREMEDIAÇÃO

8.1. DESCRIÇÃO E OBJETIVOS

O presente capítulo tem por finalidade apresentar os resultados referentes ao experimento de fitorremediação. A apresentação se dá inicialmente através da seleção das espécies empregadas, seguida dos resultados correspondentes ao desenvolvimento das plantas, ao efeito das espécies vegetais sobre o solo, à qualidade da água de drenagem, às análises do tecido vegetal e, finalmente, à análise e discussão dos resultados.

O experimento foi conduzido em Delineamento Experimental Inteiramente Casualizado (DIC) com 5 tratamentos e 5 repetições. Os tratamentos corresponderam às espécies Capim Vetiver, Tamboril, Chorão, Mangue Branco e Controle, conforme especificado no Capítulo 4. Com base nos resultados dos experimentos anteriores, foi adicionado gesso para a correção da salinidade e realizada mistura do sedimento a um solo arenoso e a outro solo de textura média, na proporção de 50% com base em massa, da seguinte forma: 3 kg de sedimento, 2 kg de areia, 1 kg de solo, com objetivo de aumentar a permeabilidade do material. O experimento objetivou estudar o comportamento das espécies selecionadas em relação à função de fitorremediação.

8.2. SELEÇÃO DAS ESPÉCIES VEGETAIS

A seleção das espécies para o experimento foi baseada nos trabalhos já realizados referentes à fitorremediação publicados na literatura e através da observação do predomínio de algumas espécies encontradas na área em estudo. A literatura demonstra ampla variedade de espécies passíveis de serem empregadas em projetos de fitorremediação. Contudo, as características do rejeito a ser estudado são limitantes a várias espécies. Desta forma, inicialmente foram escolhidas as espécies predominantes na área como a leucena e o mangue branco e, posteriormente, o capim vetiver e o chorão.

O mangue branco (*Lacuncularia racemosa*) é predominante entre as outras espécies constituintes do manguezal existente na área como o mangue vermelho e o mangue preto (*Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana*, respectivamente) e parece apresentar características favoráveis à adaptação ao sedimento, embora sejam espécies dependentes do regime de maré, o que não será simulado no experimento. A espécie (Figura 8.1) apresenta um sistema radicular radial adaptado ao sedimento pouco consolidado. Um estudo realizado por Machado *et al.* (2002) com a *L.racemosa* (mangue branco) na mesma região da Baía de Guanabara objetivou verificar a retenção e a transferência de metais-traço do sedimento para as folhas. O trabalho mostrou que, nas condições estudadas, a espécie foi capaz de manter os metais no sedimento em formas com baixo potencial de remobilização e absorção biótica. A baixa alocação dos metais nas folhas do mangue branco demonstra redução na exportação de metais através do transporte da serapilheira, do mesmo modo que na biodisponibilidade à entrada na cadeia alimentar pelo consumo das folhas.



(a)



(b)



(c)

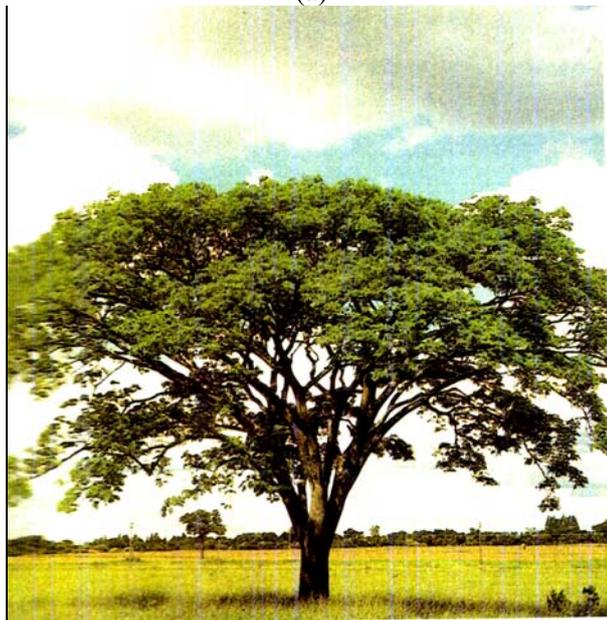
Fonte: www.colegiosaofrancisco.com.br/alfa/manguezais/mangue-branco, Julho/2008.

Figura 8.1. Mangue Branco: (a) Experimento de Fitorremediação; (b) Manguezal formado por Mangue Branco; (c) Manguezal formado por Mangue Branco.

Outra espécie facilmente encontrada na área é a leucena (*Leucaena leucocephala*) que seria utilizada no trabalho, contudo, as mudas foram perdidas e então foi substituída pelo tamboril (*Enterolobium maximum* Ducke) da subfamília Mimosoideae (Figura 8.2). Trata-se de uma árvore (20 a 35 m de altura) de origem brasileira, de copa ampla e frondosa, sem cheiro, de cerne marrom-claro a cinza-rosado, típica das matas da região do Pará, Amazonas até o Mato Grosso do Sul e Rio Grande do Sul. A madeira é leve, macia ao corte, pouco resistente, medianamente durável. É indicada para a fabricação de barco e canoas, brinquedos, compensados, móveis, miolos de portas e caixotaria em geral. De crescimento rápido, pode chegar a mais de quatro metros em dois anos, sendo excelente para reflorestamento de áreas degradadas (Lorenzi, 1992).



(a)



Fonte: Lorenzi (1992)

(b)

Figura 8.2. Tamboril: (a) Experimento de Fitorremediação; (b) Espécie Adulta.

O capim vetiver (*Vetiveria zizanoides*), planta da família Gramineae, aromática de clima tropical, possui sistema radicular fasciculado que pode atingir 3 m de profundidade, as raízes contêm óleo essencial muito aromático, semelhante ao aroma de madeiras orientais e é amplamente utilizado em perfumaria (Figura 8.3). O porte médio da espécie chega a 1,50 m de altura.



(a)



(b)



(c)

Figura 8.3. Capim Vetiver: (a) Experimento de Fitorremediação; (b) Touceira de Capim Vetiver; (c) Touceira de Capim Vetiver.

A espécie foi selecionada por demonstrar em outros estudos resistência à salinidade e ao ambiente anaeróbico e por sua rusticidade. Paquin *et al.* (2002), em um trabalho sobre fitorremediação de HPA's em sedimentos marinhos, verificaram entre as espécies estudadas que o capim vetiver demonstrou aumentar consideravelmente a degradação do contaminante. Outros estudos também relatam o potencial do vetiver para a fitorremediação de metais pesados (Chen *et al.*, 2004; Wilde *et al.*, 2005).

O chorão ou salgueiro (*Salix babylonica*) vem sendo utilizado em estudos sobre fitorremediação e mostra-se capaz de remediar matrizes contaminadas com compostos orgânicos e metais (Moreno e Corseuil, 2001; U.S.EPA, 2000; Vervaeke *et al*, 2003), bem como de colonizar áreas de disposição de rejeito de dragagem (Vandecasteele *et al.*, 2002; Vervaeke *et al.*, 2001; Meers *et al*, 2005). O chorão pertence a um gênero de árvores com aproximadamente 500 espécies, tendo a maioria desenvolvimento arbustivo. As espécies mais comuns são o salgueiro-branco (*Salix Alba* L.) e o chorão (*Salix babylonica* L.). O primeiro é comum em margens dos rios e em outras áreas úmidas e podem atingir 30 m de altura. O chorão (Figura 8.4.) com seus ramos pendentes é muito utilizado em jardins e pode atingir 8 a 10 m de altura. As folhas contêm grandes quantidades de ácido acetil-salicílico, usado na produção da aspirina e os ramos compridos são usados na confecção de cestos. A madeira é clara e não esfarela, o que permite seu uso na fabricação de mesas para açougues e peixarias.



(a) (b)
Figura 8.4. Chorão: (a) Experimento de Fitorremediação; (b) Espécie Adulta.

Outras espécies foram especuladas para o trabalho, como a erva-sal (*Atriplex nummularia*) muito utilizada na correção de solos salinos, no entanto, não foi alcançado êxito na sua propagação em condições de casa de vegetação na Embrapa-Solos. Outro fator referente à espécie foi a sua suscetibilidade aos solos com elevado teor de umidade, condição característica do rejeito estudado. O choupo (*Populus* sp.), a alfafa (*Medicago sativa*), o rabanete (*Raphanus sativus*), a mostarda da Índia (*Brassica juncea*), o sabugueiro (*Sambucus nigra*), o azevém (*Lolium perenne*) entre outras, foram pré-selecionadas, mas por dificuldades na obtenção das mudas como o choupo e o sabugueiro, foram descartadas do estudo. Um outro fator limitante à escolha de maior

número de espécies seria o tamanho do experimento, o volume de material a ser coletado e o custo para a realização das análises químicas.

8.3. RESULTADOS QUANTO AO DESENVOLVIMENTO DAS ESPÉCIES VEGETAIS

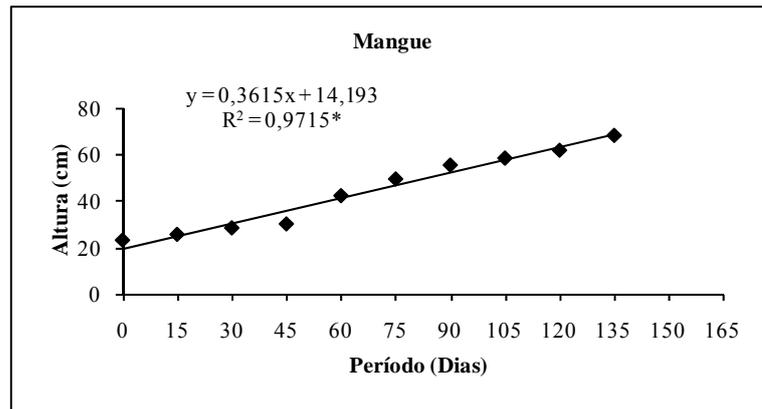
O desenvolvimento das quatro espécies utilizadas foi analisado em função do crescimento das plantas, expresso pela altura e pelo diâmetro da base do caule (DBC) (Tabela A3.3), e da ocorrência de sintomas de doenças ou toxidez. A avaliação da produção de biomassa vegetal também necessária para verificar o desenvolvimento das plantas e a sua taxa de crescimento, não foi realizada devido à necessidade de material vegetal em quantidade suficiente para as análises químicas, principalmente para as análises de HPA's. Portanto, todas as repetições foram utilizadas para análise e a avaliação do desenvolvimento restringiu-se aos dados de altura e diâmetro da base do caule.

Durante o período de quatro meses de monitoramento das plantas, foi observado no chorão sintomas de toxidez por excesso de alguns elementos, como necrose a partir das extremidades das folhas (Figura 8.5). As outras espécies apresentaram desenvolvimento normal, sem sintomas aparentes. Não foi observada a ocorrência de pragas ou doenças durante o período.

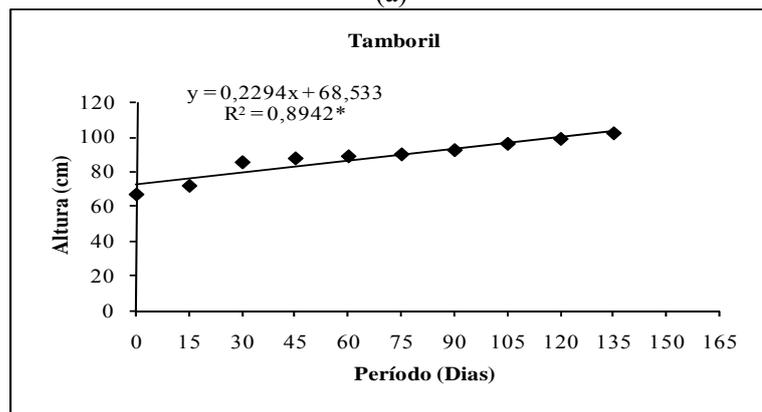


Figura 8.5. Plantas de chorão com sintomas de toxidez.

As Figuras 8.6 e 8.7 retratam o crescimento das plantas. O mangue até o período de 60 dias, aparentemente, apresentou crescimento constante. Entre os períodos de 60 e 75 dias, houve um crescimento mais acentuado da espécie, retornando em seguida a um crescimento constante, no entanto, a espécie apresentou uma porcentagem de crescimento durante o período de 198,25%. Possivelmente em condições normais a espécie tivesse apresentado uma % de crescimento maior.



(a)



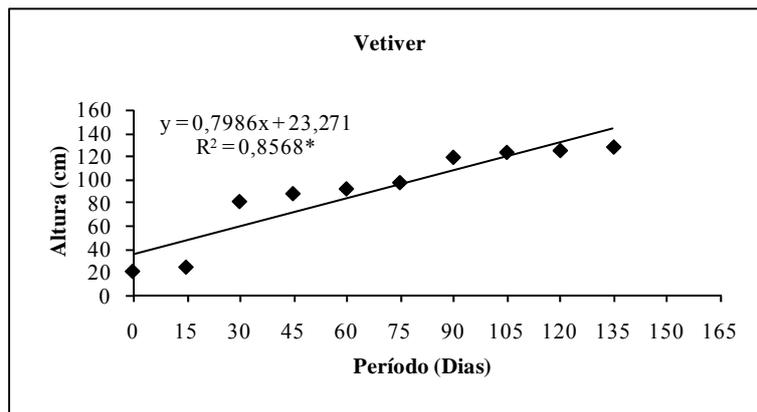
(b)

* Valores médios de cinco repetições.

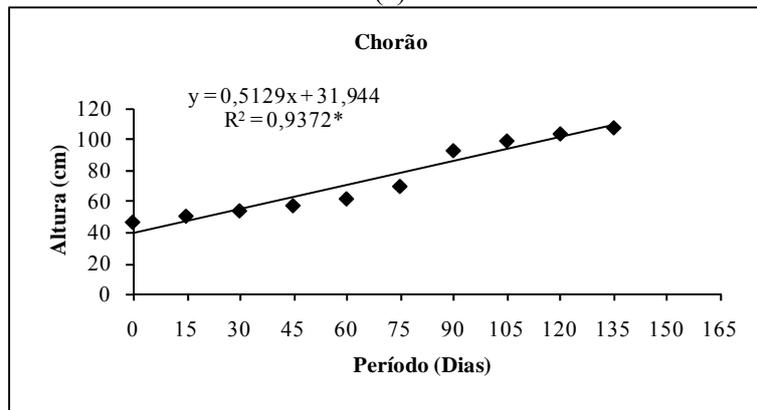
Figura 8.6. Crescimento em altura das espécies vegetais utilizadas: (a) Mangue Branco, (b) Tamboril. (* $p \leq 0,05$)

O tamboril apresentou crescimento constante em todo período de monitoramento e é relatado na literatura como uma espécie de crescimento rápido atingindo 4 m de altura em dois anos. O mesmo apresentou crescimento de 52,25% no período estudado, a menor entre as espécies, porém satisfatória para as condições estudadas e correspondendo à estimativa de crescimento citada. O capim vetiver apresentou três períodos diferenciados de crescimento. Nos primeiros 15 dias, o crescimento foi

reduzido, havendo um aumento acentuado entre os períodos de 15 a 30 dias. No período de 30 a 75 dias, o crescimento foi reduzido e constante. Entre os períodos de 75 e 90 dias, houve um ligeiro crescimento que se estabilizou até o final do período de monitoramento. O capim vetiver apresentou crescimento de 529,70%, o maior entre as espécies e atingiu ao final do experimento a altura de 1,27 m, próximo à sua altura final de 1,50 m. O chorão, apesar de ter exibido sintomas de toxidez, apresentou crescimento de 132,33%.



(a)



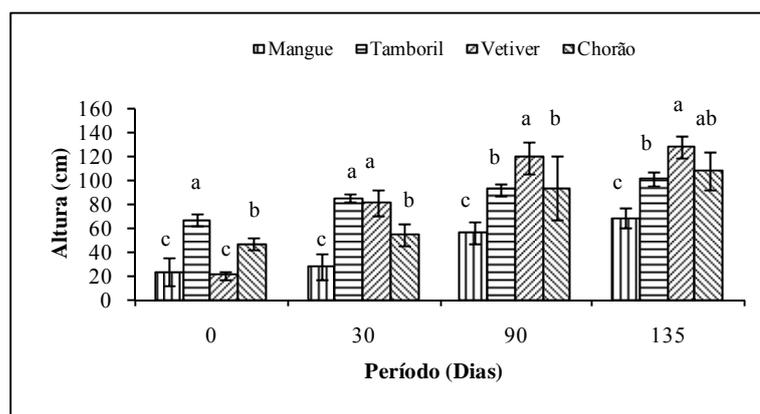
(b)

* Valores médios de cinco repetições.

Figura 8.7. Crescimento em altura das espécies vegetais utilizadas: (a) Capim Vetiver, (b) Chorão. (* $p \leq 0,05$)

Apesar de não ser possível a comparação do crescimento entre espécies vegetais diferentes, devido às suas características fisiológicas diferenciadas, as médias das alturas das plantas foram analisadas estatisticamente apenas para ilustração. Por meio do teste de médias foi observado que na primeira medição o tamboril apresentou significativamente a maior média, pois já apresentava maior altura no momento do

plantio. No decorrer do período de monitoramento, aos 30 dias, o capim vetiver já havia alcançado a altura do tamboril, evidenciando seu rápido crescimento, e o manguê manteve estatisticamente a menor média. Aos 105 dias, o vetiver ultrapassou o tamboril e apresentou significativamente a maior média. Ao término do experimento, aos 135 dias, o vetiver exibiu a maior média e o manguê branco, a menor (Figura 8.8).



* (\pm desvio padrão; média seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

Figura 8.8. Crescimento em altura comparativo para as diferentes espécies vegetais.

As espécies vegetais são diferentes, tendo cada uma suas próprias características de crescimento, desenvolvimento e adaptação, de acordo com seus mecanismos fisiológicos, os quais são responsáveis pelos processos de adaptação e aclimação de plantas a estresses ambientais como em solo contaminado, por exemplo. Assim, as condições edafoclimáticas, bem como as nutricionais, interferem no desenvolvimento das plantas e, conseqüentemente, na sua produtividade. As plantas, de forma diferenciada, respondem às condições ambientais desfavoráveis conforme a sua tolerância às condições de estresse (Taiz e Zeiger, 2004).

Notou-se que o manguê apresentou crescimento lento, enquanto que o capim vetiver, rápido crescimento, característica desejável em programas de fitorremediação, pois acelera o tempo para atingir elevada quantidade de biomassa. Além disso, foi observado um grande volume de raízes nesta espécie (Figura 8.9), também uma característica importante. Santos *et al.* (2006), ao trabalharem com *Brachiaria*

decumbens, concluíram que esta espécie também apresentou estas características, além de não expressar sintomas de toxidez ao Cd, Zn e Pb. Segundo Santos (2006), em trabalho utilizando espécies florestais com potencial de fitorremediação em solos contaminados com petróleo, a redução da biomassa do sistema radicular deve ser a menor possível, pois a redução afeta a extensão espacial da rizosfera, ou seja, o volume de área explorada, além de comprometer a biodegradação de contaminantes orgânicos pelos microrganismos.

Nas condições estudadas, observou-se que as espécies utilizadas apresentaram comportamento normal, onde apenas o chorão apresentou sintomas de toxidez. O mangue aparentemente apresentou crescimento lento, entretanto, a comparação entre as alturas no início e ao término do experimento mostrou que houve um crescimento considerável da espécie. O mesmo foi observado para o tamboril que apesar de ter exibido a menor % de crescimento, atingiu altura de aproximadamente 1 m correspondendo ao desejável para a espécie.

O capim vetiver foi a espécie que apresentou o maior crescimento. A espécie é uma gramínea adaptável às condições mais adversas. Em condições normais apresenta crescimento rápido com tempo de formação de 60 a 90 dias e parece ter tido desenvolvimento semelhante às condições normais. O chorão, espécie muito empregada em fitorremediação, exibiu crescimento satisfatório, porém foi a espécie que demonstrou maior sensibilidade às condições do material apresentando sintomas de toxidez.



Figura 8.9. Sistema radicular do capim vetiver.

8.4. RESULTADOS QUANTO AO EFEITO DAS ESPÉCIES VEGETAIS SOBRE O SOLO

A caracterização do sedimento puro, exibida no Capítulo 5, mostrou que os valores dos parâmetros químicos analisados foram superiores aos valores de referência recomendados para solo. Os elevados teores das bases trocáveis e dos elementos como o ferro e alumínio, além dos outros metais conferem características desfavoráveis ao estabelecimento das plantas.

Os resultados das variáveis analisadas em solo evidenciaram a influência das espécies vegetais nas características químicas mensuradas no compartimento solo. Foi realizada a comparação dos resultados entre os períodos inicial e final.

Observou-se que para os valores de pH em água houve um ligeiro aumento ao término do experimento em todos os tratamentos. Tal fato possivelmente ocorreu devido ao incremento de Ca resultante da reação contínua do gesso (CaSO_4) ao longo do experimento. O uso de gesso não provoca alterações significativas nos valores de pH, porém, a ocorrência de duas reações básicas entre o gesso e os colóides do solo pode resultar na elevação. Na primeira, o Ca^{+2} desloca H^+ e Al^{+3} (cuja hidrólise produz H^+) e na segunda o SO_4^- desloca OH^- pela troca de ligantes, onde o pH resultante depende da extensão dessas duas reações em cada caso particular de solo (Alvarez *et al.* 1996).

Os valores de carbono e fósforo diminuíram nos tratamentos, exceto para o teor de fósforo no chorão que pode ter sofrido maior solubilização durante o período (Tabela 8.1). Os teores de carbono deveriam ter sido maiores ao final do experimento, pois há contribuição das plantas em termos de matéria orgânica para o incremento nos teores de carbono do solo, ao contrário do que foi observado. O tempo de duração do experimento pode não ter sido suficiente para as referidas alterações. As variações nos teores dos elementos analisados em solo mostram que as plantas influenciaram a dinâmica do solo.

As diminuições nos teores de nutrientes podem ocorrer através das perdas por lixiviação, exportação (absorção) e adsorção. As perdas por lixiviação no experimento são desconsideradas, visto que houve controle no processo de adição de água nos vasos, devendo-se considerar principalmente o processo de exportação pelas plantas.

Valores referenciais citados por Alvarez *et al.* (1999) foram empregados apenas a fim de comparar o “status” do solo utilizado no início do experimento.

Tabela 8.1. Valores de pH e carbono e fósforo na mistura solo/sedimento/gesso

Tratamento	pH (água)		C org (g/kg)		P assimilável (mg/kg)	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Mangue	5,94	6,54	26,3	26,0	106,1	100,8
Tamboril	5,95	6,11	31,8	23,3	106,3	85,3
Vetiver	5,89	6,08	30,4	23,6	99,1	86,7
Chorão	5,97	6,10	28,4	23,0	71,1	88,7
Controle	5,88	6,56	28,8	22,0	100,4	90,6
Referência*	6,6 – 7,3 (neutro)		20 - 30		12 - 20	

* Alvarez *et al.* (1999)

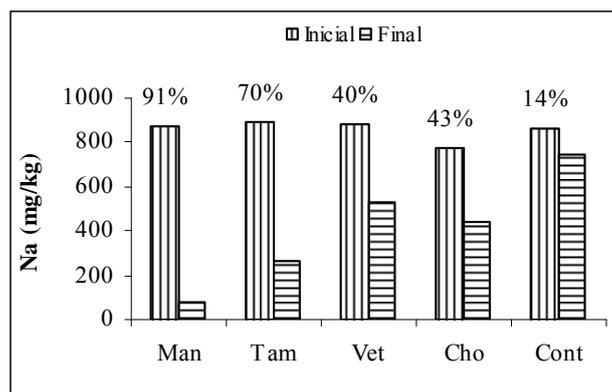
Ocorreu aumento nos teores de cálcio ao término do experimento em todos os tratamentos, devido à adição do gesso antes do plantio, que permitiu a reação prolongada do sulfato de cálcio com o solo ao longo do período de monitoramento. Já para o magnésio, o solo plantado com vetiver e o solo controle apresentaram teores menores, enquanto que os demais tratamentos exibiram valores superiores aos iniciais. O potássio foi diminuído ao final do experimento, exceto no solo plantado com chorão. Os teores de sódio exibiram valores menores ao final do período de monitoramento em todos os tratamentos, assim como os valores de PST, que foram reduzidos em até 89,52% no mangue, 57,30% no tamboril, 35,50% no vetiver, 44,44% no chorão e em apenas 6,12% no controle (Tabela 8.2). Ao considerar o valor de PST de 15% para solos normais, verificou-se para os valores quantificados no final do experimento que apenas o solo plantado com mangue apresentou valor inferior ao estabelecido como normal. O sódio, como foi um fator limitante no sedimento, teve seus teores comparados e reduzidos em 91% no solo plantado com mangue, 70% no tamboril, 40% no vetiver, 43% no chorão e 14% no solo não plantado (controle), mostrando a possível ação das plantas nesta redução (Figura 8.10).

Tabela 8.2. Resultados dos cátions trocáveis e PST em solo

Tratamento	Ca ⁺²		Mg ⁺²		K ⁺ (cmol _e /kg)		Na ⁺		Valor S		PST %	
	(cmol _e /kg)		(cmol _e /kg)				(cmol _e /kg)		(cmol _e /kg)			
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Mangue	2,43	3,60	1,41	2,54	0,35	0,33	3,81	0,34	8,0	6,81	47,62	4,99
Tamboril	2,95	2,65	1,48	2,01	0,37	0,26	3,89	1,16	8,7	6,08	44,71	19,10
Vetiver	2,95	4,13	1,53	1,48	0,36	0,18	3,82	2,29	8,7	8,08	43,91	28,34
Chorão	2,64	3,71	1,45	2,00	0,33	0,37	3,37	1,92	7,8	8,00	43,20	24
Controle	2,54	3,60	2,75	1,80	0,74	0,36	3,75	3,22	9,8	8,98	38,30	35,86
Referência*	2,4		0,9		0,2		-		3,60		<15**	

* Alvarez *et al.* (1999)

** Bernardo (1995)



* % de redução do teor de sódio trocável entre os períodos inicial e final.

Figura 8.10. Sódio trocável em solo.

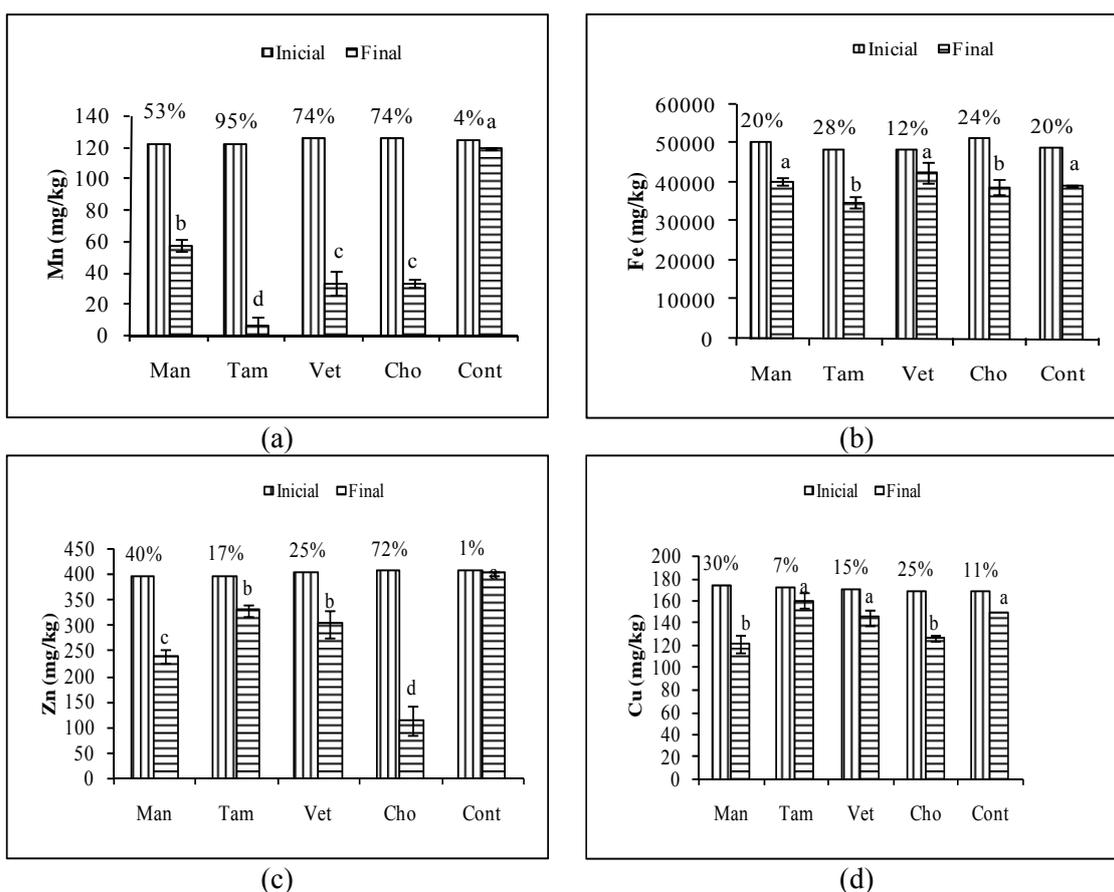
O teor de manganês ao término do experimento foi significativamente maior no tratamento controle (ausência de plantas) (Figura 8.11). Houve também diferença significativa entre os demais tratamentos. O mangue apresentou significativamente maior teor (57 ppm) e o tamboril, menor teor (6,1 ppm), tendo o vetiver e o chorão, valores de 33 ppm e não diferiram estatisticamente entre si. A redução do elemento variou entre 53 a 74% entre os tratamentos com plantas e 4% no solo não plantado. Neste caso, nota-se a contribuição das espécies vegetais na redução do manganês do solo. Ao comparar os teores encontrados do elemento com o valor citado por Alvarez *et al.* (1999) de 8 ppm correspondente ao nível crítico do elemento, verificou-se que os valores encontrados no presente trabalho (122 ppm) foram superiores, havendo redução para teor abaixo do nível crítico apenas no solo plantado com tamboril.

Para o ferro, não houve diferença significativa entre os teores em mangue, vetiver e o controle, que apresentaram média significativamente maior. O tamboril e o chorão foram iguais estatisticamente e apresentaram médias menores. No tratamento controle a redução foi de até 20% e nos solos plantados variou entre 12% e 28% no tamboril (Figura 8.11). Os valores encontrados foram superiores ao nível crítico do elemento de 30 ppm, descrito por Alvarez *et al.* (1999).

O zinco foi significativamente maior no solo não plantado. No chorão foi expresso significativamente seu menor valor. A redução nos teores de zinco em solos com plantas variou entre 17% a 72% e no tratamento controle, foi de apenas 1% (Figura 8.11). A CETESB (2005) estabeleceu teor de 300 ppm como valor de alerta para o zinco e Kabata-Pendias e Pendias (1992) citado por Yoon *et al.* (2006) determinaram teores críticos entre 70 a 400 ppm, no entanto, Alvarez *et al.* (1999) definiram como nível crítico o valor de 1,5 ppm para o micronutriente. Os teores encontrados no trabalho

foram superiores ao valor de alerta citado, mas reduzidos ao final do experimento a níveis menores do que o valor de alerta nos solos plantados. O solo não plantado não atingiu teor inferior ao alerta. O valor de referência citado pela CETESB é de 60 ppm.

Os maiores teores de cobre foram exibidos no vetiver, tamboril e controle e os significativamente menores, no mangue e chorão (Figura 8.11). Sua redução variou entre 7 a 30%, tendo o solo não plantado redução de 11%. O valor de referência do elemento citado pela CETESB é de 35 ppm. Os valores encontrados foram superiores ao valor de intervenção de 100 ppm determinado pela CETESB (2005) e Kabata-Pendias e Pendias (1992) citado por Yoon *et al.* (2006) determinaram teores críticos entre 60 a 125 ppm. O nível crítico determinado por Alvarez *et al.* (1999) é de 1,2 ppm. A redução dos teores do elemento para níveis inferiores ao valor de intervenção e também ao valor de alerta, foi alcançada nos solos cultivados, o mesmo não foi observado no tratamento controle.



* Man: Mangue; Tam: Tamboril; Vet: Vetiver; Cho: Chorão; Com: Controle.

** (\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

*** % de redução do teor de sódio trocável entre os períodos inicial e final.

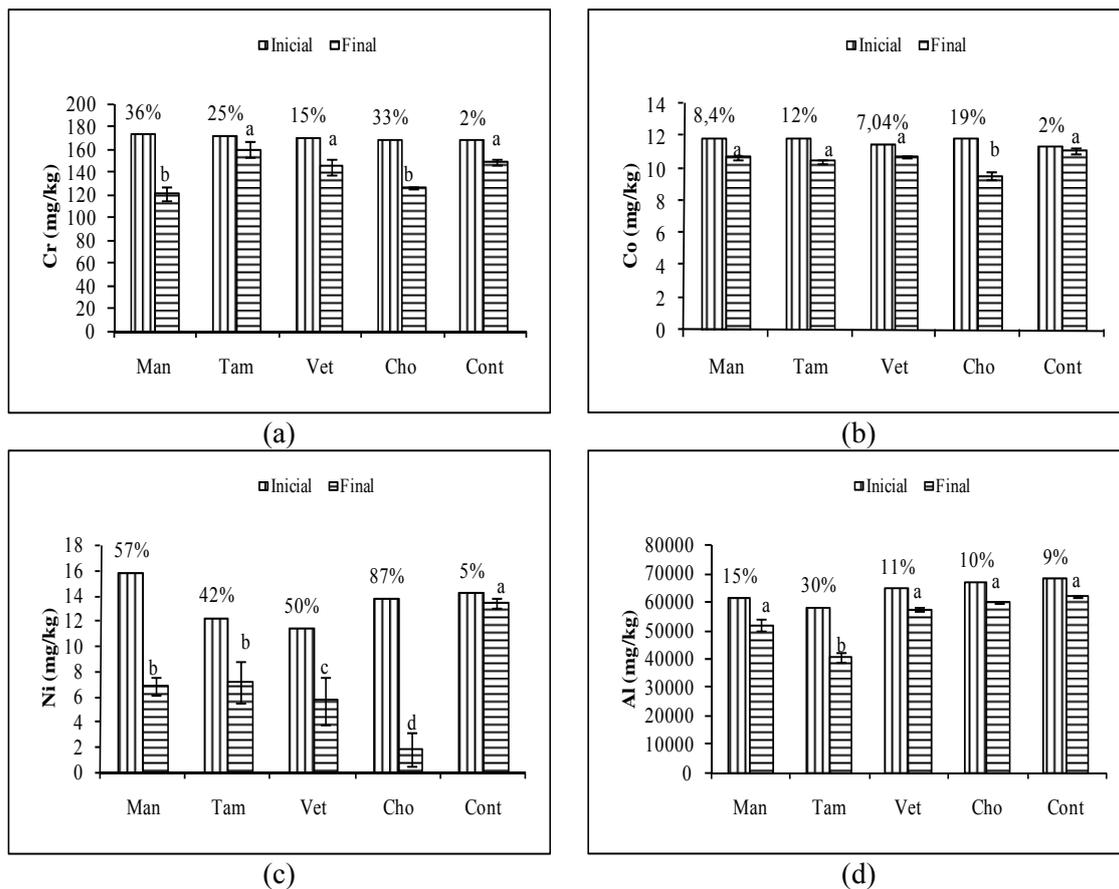
Figura 8.11. (a) Manganês em solo; (b) Ferro em solo; (c) Zinco em solo; (d) Cobre em solo.

O cromo foi estatisticamente maior no tamboril, vetiver e controle, tendo o mangue e o chorão, significativamente os menores valores (Figura 8.12). O elemento expressou valores superiores ao estabelecido pela CETESB (2005) em 75 ppm como valor de alerta e seu valor de referência é de 40 ppm. Os solos cultivados apresentaram teores reduzidos e inferiores ao valor de alerta determinado. As plantas ocasionaram a redução dos níveis de Cr para o nível do valor de referência. O elemento expressou seus valores reduzidos em 2% no controle e em 15% a 36% nos demais tratamentos.

O cobalto foi significativamente menor, no chorão, os demais tratamentos foram semelhantes e exibiram as maiores médias, suas reduções variaram entre 7,04 a 19% (Figura 8.12). Os teores foram inferiores ao valor de referência de 13 ppm determinado pela CETESB (2005).

O níquel expressou estatisticamente seu maior valor no solo não plantado e o menor no solo plantado com chorão (Figura 8.12). Nos seus teores foram verificadas reduções, as quais variaram entre 42 a 87% entre os solos plantados e de 5% no solo não plantado. O valor de referência descrito pela CETESB (2005) de 13 ppm e valor de alerta de 30 ppm para o elemento. Os teores encontrados não ultrapassaram o valor de alerta, e foram reduzidos a valores abaixo do valor de referência.

O alumínio foi menor apenas no tamboril que diferiu estatisticamente dos demais. Foi reduzido em 9% no tratamento controle e entre 10 a 30% nos outros tratamentos (Figura 8.12). A CESTEB não estabeleceu valor de referência para este elemento.



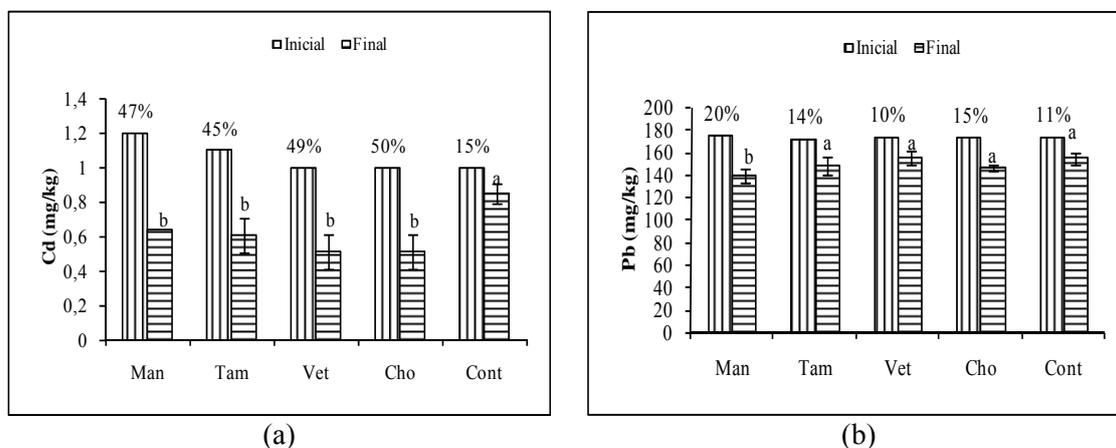
* Man: Mangue; Tam: Tamboril; Vet: Vetiver; Cho: Chorão; Com: Controle
 ** (\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).
 *** % de redução do teor de sódio trocável entre os períodos inicial e final.

Figura 8.12. (a) Cromo em solo; (b) Cobalto em solo; (c) Níquel em solo; (d) Alumínio em solo.

Para o cádmio, o controle mostrou valor estatisticamente maior, os outros solos foram iguais estatisticamente entre si (Figura 8.13). Observaram-se reduções menores em solo plantado com tamboril (45%) e maior de 50% em solo cultivado com chorão. O solo não plantado apresentou redução de 15%. O cádmio exibe como valor de referência teor abaixo de 0,5 ppm e para valor de alerta 3 ppm. Os valores encontrados foram inferiores ao valor de alerta e reduzidos para o valor de referência ao término do experimento.

Para o chumbo, o mangue apresentou o menor teor ao término do experimento em comparação aos outros tratamentos (Figura 8.13). Seu valor de referência descrito pela CETESB (2005) é de 17 ppm e valor de alerta de 100 ppm. Foram quantificados teores acima do valor de alerta, os quais foram reduzidos em 11% no tratamento controle e redução máxima de 20% no solo plantado com mangue, permanecendo acima

do valor de alerta no final do experimento. Kabata-Pendias e Pendias (1992) citado por Yoon *et al.* (2006) determinou teores críticos entre 100 a 400 ppm.



* Man: Mangue; Tam: Tamboril; Vet: Vetiver; Cho: Chorão; Com: Controle
 ** (\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).
 *** % de redução do teor de sódio trocável entre os períodos inicial e final.

Figura 8.13. (a) Cádmiio em solo; (b) Chumbo em solo.

8.5. RESULTADOS QUANTO À QUALIDADE DA ÁGUA DE DRENAGEM

8.5.1. PARÂMETROS QUÍMICOS E METAIS PESADOS

A água drenada dos vasos (lixiviado) foi analisada no início e no final do experimento. Os parâmetros foram comparados aos citados pela CETESB (2005) para qualidade da água subterrânea e também, para qualidade da água de irrigação, conforme Bernardo (1995). O pH apresentou valores médios de 6,75 no período inicial e no final, de 6,67. Conforme critérios relacionados à qualidade da água de irrigação o pH exibido encontra-se na faixa normal que varia entre 6,5 a 8,4, de acordo com a classificação proposta por Ayers e Westcot citada por Bernardo (1995). A análise da condutividade elétrica específica (CEE) mostrou valores superiores ao valor limite para água de irrigação que encontra-se na faixa de 3 mS/cm.

Ao analisar valores de referência citados pela CETESB em orientação para apresentação de projeto visando a aplicação de água de reúso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura, a CEE do esgoto doméstico tratado deverá estar abaixo de 2,9 dS/m para limitar risco de salinização do solo. Efluentes que apresentam CE entre 0,75 e 2,9 dS/m, somente podem ser utilizados para aplicação em solos bem drenados, sendo que as espécies cultivadas devem apresentar alta tolerância

salina. Valores de Ayers e Westcot citados por Bernardo (1995) a respeito de algumas espécies e sua produtividade face à salinidade da água de irrigação revelam que o algodão apresenta potencial de produção reduzido em 50% para valor de CE de 12 mS/cm. Ao considerar o menor e o maior valor de CE encontrados na água de drenagem e os dados relevantes às espécies quanto ao potencial de produção em relação à salinidade, verificou-se que o arroz, a cana-de-açúcar, o milho, a soja, o sorgo, a uva, a batata doce, a beterraba, o tomate entre outras espécies cultivadas citadas apresentam potencial de produção reduzido em 50 % na faixa de CE exibida no presente trabalho.

O potencial redox, no período inicial exibiu valores médios de 175,22 mV e final de 181,40 mV (Tabela 8.3). Em comparação com a água do canal que exibiu Eh de 221,6 mV, os valores medidos na água de drenagem foram menores.

Tabela 8.3. Resultados dos parâmetros analisados em água

Tratamento	pH		CEE (mS/cm)		Eh (mV)	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Mangue	6,69	6,69	4,81	5,2	210,5	182
Tamboril	6,63	6,80	4,88	4,41	181,4	171
Vetiver	6,77	6,55	4,92	4,60	167,5	182
Chorão	6,85	6,67	4,95	3,71	144,4	179
Controle	6,80	6,63	4,90	6,95	172,3	193

* Resultados de amostra composta por cinco amostras simples.

A Tabela 8.4 expõe os valores dos cátions solúveis encontrados na água de drenagem e que mostram-se elevados, resultando também em elevados valores de RAS. A CETESB cita valor máximo de 12 para RAS em efluente para limitar o risco de sodificação do solo e mantendo correlação com a condutividade elétrica (máxima 2,9 dS/m) do efluente para minimizar problemas de permeabilidade dos solos.

Em relação à concentração de sódio, Ayers e Westcot citados por Bernardo (1995) mostram que a alfafa, aveia, beterraba, grama bermuda e o algodão são espécies tolerantes ao cátion.

Tabela 8.4. Resultados dos parâmetros analisados em água

Tratamento	Na (mg/L)		K (mg/L)		Ca (mg/L)		Mg (mg/L)		RAS	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Mangue	813	530	49,9	55,9	242	201	153	252	57,86	35,21
Tamboril	833	489	47,8	6,20	232	162	144	151	60,76	39
Vetiver	833	540	47,8	24,5	243	131	145	177	59,80	43,51
Chorão	833	364	47,8	23,3	232	149	150	126	60,27	31
Controle	821	883	46,7	70,9	235	194	153	264	58,94	58,36

* Resultados de amostra composta por cinco amostras simples.

Na Tabela 8.5, os valores de cloreto mostram que são elevados nos dois períodos analisados, havendo diminuição considerável no final do experimento. A tolerância de algumas culturas quanto à concentração de cloro na água de irrigação é abordada por Ayers e Westcot em Bernardo (1995) e mostra que a tangerina é a espécie mais tolerante entre as citadas pelos autores tolerando concentração de 584,93 mg/L. Valor de 106,5 mg/L de cloreto é citado como concentração máxima do ânion em efluente líquido proveniente de estação de tratamento para aplicação em agricultura, pois valor superior ao citado é considerado tóxico as plantas sensíveis. Os valores foram baseados nos trabalhos da FAO, nos padrões de lançamento constantes na Resolução CONAMA 357/2005 e no Regulamento da Lei 997/1976, aprovado pelo Decreto Estadual 8468/1976.

Tabela 8.5. Resultados dos parâmetros analisados em água

Tratamento	Cloreto (mg/L)		Sulfato (mg/L)		HCO ₃ ⁻ (mg CaCO ₃ /L)		CO ₃ ⁼ (mg CaCO ₃ /L)	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Mangue	1239	651	1457	2408	33,2	38,2	0	0
Tamboril	1271	558	1293	1725	24,3	32,4	0	0
Vetiver	1271	574	1356	1970	27	37	0	0
Chorão	1271	434	1420	1311	25,2	28,7	0	0
Controle	1252	1236	1384	2628	24,7	33,3	0	0

* Resultados de amostra composta por cinco amostras simples.

Quanto aos metais, foram observados valores superiores aos limites estabelecidos pela CETESB ao considerar água subterrânea. O Mn, Fe, Zn, Co, Al, Cd e Pb foram elevados nas amostras de água (Tabela 8.6 e 8.7). Peñalosa *et al.* (2007) exibiram valores de 0,175 mg/L, 0,11 mg/L, 0,16 mg/L, 0,005 mg/L e 0,004 mg/L, para

Mn, Fe, Zn, Cd e Pb, respectivamente. Os parâmetros foram mensurados em lixiviado de mistura de solo com rejeito de pirita na proporção de 5% em peso plantado com *Lupinus albus* L. cv. Marta durante o período de três semanas de tratamento e exibiram valores inferiores aos encontrados no experimento. Chen *et al.* (2004) quantificaram em lixiviado valores muito superiores aos encontrados no presente trabalho. Valores de Pb variáveis de 15,9 a 285 mg/L, de Cu de 25 a 294 mg/L, de Zn de 45,8 a 533 mg/L e de Cd de 0,61 a 7,62 mg/L.

Tabela 8.6. Resultados dos elementos analisados em água

Tratamento	Mn* (mg/L)		Fe* (mg/L)		Zn* (mg/L)		Cu* (mg/L)		Cr* (mg/L)	
	Inicial	Final								
Mangue	0,20	1,03	0,06	10,3	0,23	6,71	<0,01***	0,41	<0,01	0,10
Tamboril	0,19	0,27	0,06	2,5	0,24	1,65	<0,01	0,04	<0,01	0,03
Vetiver	0,18	0,32	0,07	2,02	0,24	2,18	<0,01	0,07	<0,01	0,03
Chorão	0,19	1,70	0,06	30,3	0,23	5,69	<0,01	1,54	<0,01	0,24
Controle	0,18	0,75	0,06	3,02	0,23	3,60	<0,01	0,16	<0,01	0,04
Água Subt.**	0,1		0,3		5		2		0,05	
Efluente	0,2		5		2		0,2		0,10	

* Resultados de amostra composta por cinco amostras simples; ** CETESB; ***Valores precedidos do sinal (<) encontram-se abaixo do limite de detecção do aparelho utilizado.

De uma maneira geral, os teores obtidos ao término do experimento foram superiores aos encontrados no início para o Mn, Fe, Zn, Cu, Cr, Co, Al e Pb. Este fato pode ter sido ocasionado pela solubilização dos elementos durante o período do experimento.

Outros valores comparativos referentes à orientação para apresentação de projeto visando a aplicação de água de reúso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura produzido pela CETESB foram utilizados e mostraram que para Mn, Fe, Zn, Cu, Cr, Co, Al, Cd e Pb os teores encontrados na água de drenagem são superiores e inadequados, sendo um potencial de contaminação do solo (Tabelas 8.6 e 8.7).

Tabela 8.7. Resultados dos elementos analisados em água

Tratamento	Co* (mg/L)		Ni* (mg/L)		Al* (mg/L)		Cd* (mg/L)		Pb* (mg/L)	
	Inicial	Final								
Mangue	<0,01***	0,09	<0,02	0,06	<0,05	5,79	<0,01	0,02	<0,05	0,31
Tamboril	<0,01	0,07	<0,02	<0,01	<0,05	0,41	<0,01	<0,01	<0,05	0,02
Vetiver	<0,01	0,08	<0,02	<0,01	<0,05	0,28	<0,01	0,01	<0,05	0,04
Chorão	<0,01	0,11	<0,02	0,04	<0,05	20,8	<0,01	0,03	<0,05	1,12
Controle	<0,01	0,11	<0,02	<0,01	<0,05	1,15	<0,01	0,03	<0,05	0,01
Água Subt.**	0,03		0,05		0,2		0,005		0,01	
Efluente	0,05		0,2		5		0,01		0,5	

* Resultados de amostra composta por cinco repetições; **CETESB; ***Valores precedidos do sinal (<) encontram-se abaixo do limite de detecção do aparelho utilizado.

8.5.2. QUANTO AOS HPA's

Para os contaminantes orgânicos, os valores estabelecidos para estes parâmetros em água salobra, Classe I que corresponde a corpos de água onde haja pesca ou cultivo de organismos para fins de consumo intensivo (CONAMA nº 357), os valores destes contaminantes encontram-se dentro de tais limites (Tabelas 8.8 e 8.9). A comparação com os valores desta classe foi devido à ausência destes parâmetros para águas salinas. Dos contaminantes orgânicos analisados no trabalho, a CETESB só estabelece valor limite para o naftaleno.

Tabela 8.8. Resultados dos contaminantes orgânicos analisados em água

Tratamento	Benzo(a)pireno (µg/L)		Benzo(b)fluoranteno (µg/L)		Benzo(k)fluoranteno (µg/L)		Criseno (µg/L)	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Mangue	<0,05**	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Tamboril	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Vetiver	0,11	<0,05	0,06	<0,05	0,53	<0,05	<0,05	<0,05
Chorão	0,10	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Controle	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Referência***	0,018		0,018		0,018		0,018	

* Resultados de amostra composta por cinco repetições; ** Valores precedidos do sinal (<) encontram-se abaixo do limite de detecção do aparelho utilizado; *** CONAMA 357.

Tabela 8.9. Resultados dos contaminantes orgânicos analisados em água

Tratamento	Dibenzo(a,h)antraceno (µg/L)		Indeno(1,2,3,cd)pireno (µg/L)		Naftaleno (µg/L)	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Mangue	<0,05**	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Tamboril	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Vetiver	0,17	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Chorão	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Controle	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Referência***	0,018		3,0		0,10 ¹	

* Resultados de amostra composta por cinco repetições; ** Valores precedidos do sinal (<) encontram-se abaixo do limite de detecção do aparelho utilizado; *** CONAMA 357; ¹CETESB.

8.6. RESULTADOS DAS ANÁLISES DO TECIDO VEGETAL

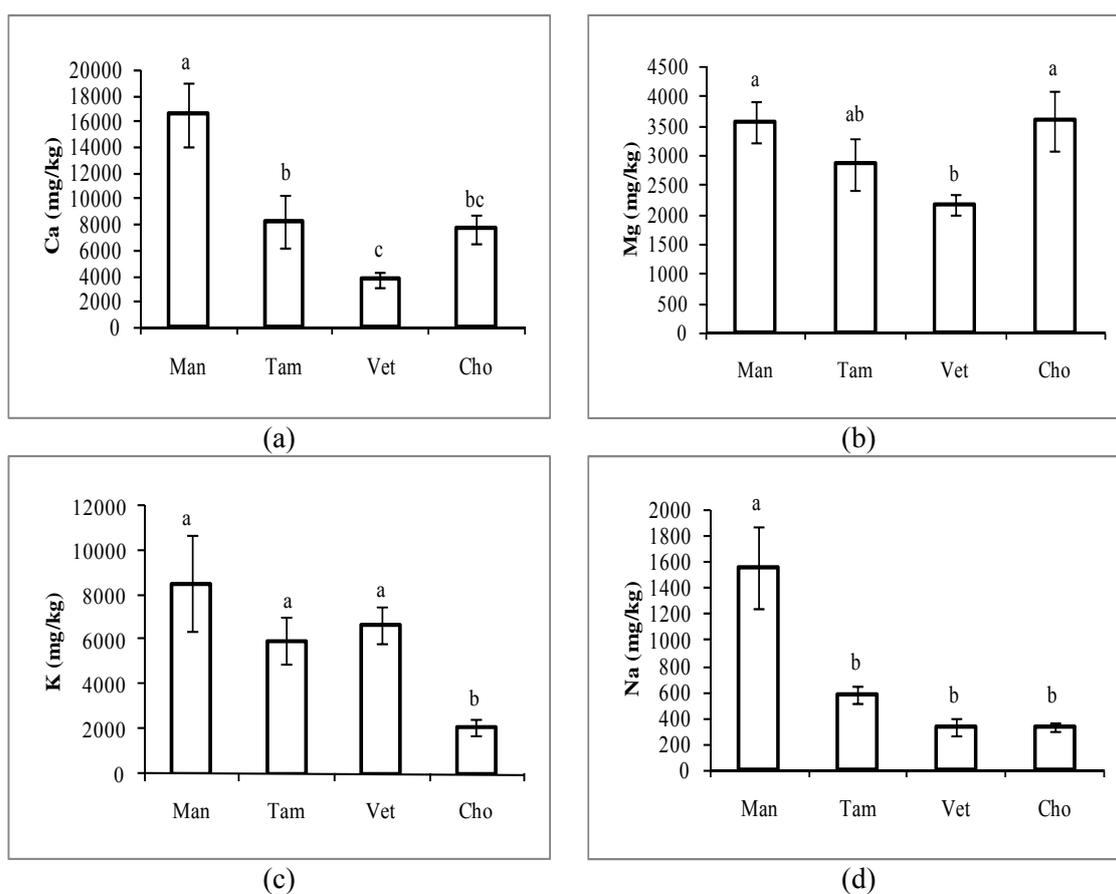
8.6.1. PARÂMETROS QUÍMICOS E METAIS PESADOS

Os teores das variáveis analisadas em tecido vegetal revelam que significativamente o maior teor de cálcio foi encontrado na espécie de mangue (16510 ppm) e o menor (3691 ppm), no capim vetiver (Figura 8.14). O tamboril e o chorão apresentaram valores intermediários e não diferiram estatisticamente entre si. Na literatura não foram relatados valores de referência para as espécies utilizadas, optou-se por comparar os valores aos encontrados como referência para capim colônia e eucalipto. Para o cálcio os teores variam entre 4000 a 10200 para capim colônia e 8000 a 12000, para eucalipto (Martinez *et al.*, 1999). Considerando os valores referenciais, o mangue estaria acima da faixa determinada para eucalipto e o vetiver com teor abaixo do estabelecido para o capim colônia.

O magnésio também mostrou maiores valores no mangue igualmente no chorão e tamboril, que não diferiram estatisticamente entre si, embora o chorão tenha exibido o maior teor de 3577 ppm. O vetiver expressou o menor valor de 2163 ppm. Valores referenciais de Mg estabelecidos para o eucalipto encontram-se na faixa de 4000 a 5000 ppm e de 1200 a 2200 ppm para o capim colônia (Martinez *et al.*, 1999). A partir dos teores estipulados para eucalipto, verifica-se que o mangue, o tamboril e o chorão estariam abaixo do valor de referência e o capim vetiver estaria na faixa determinada ao capim colônia.

O potássio foi significativamente menor no chorão (2099 ppm), tendo seus maiores teores expressos no mangue (8540 ppm), tamboril e vetiver. A faixa de teor deste elemento para o eucalipto varia de 10000 a 12000 e para o colônio, de 14300 a 18400 (Martinez *et al.*, 1999). Neste caso, os valores encontrados estariam abaixo dos estabelecidos.

Para o sódio, no chorão, no tamboril e no vetiver foram encontrados significativamente os menores valores, não havendo diferença significativa entre estas espécies. No entanto, no vetiver foi mensurado o menor teor de 328 ppm. No mangue foi encontrado significativamente o maior teor de 1556 ppm, o que é explicado por sua própria adaptação ao ecossistema de mangue caracterizado como salino (Figura 8.14). Valor de Na superior ao encontrado no tecido de mangue foi exibido por Gupta e Sinha (2007) em estudo a respeito da capacidade de fitoextração de plantas pioneiras em área de rejeito de curtume. No tecido foliar de *Calotropis procera* (algodão-de seda ou janaúba) foi quantificado teor de 8500 ppm.

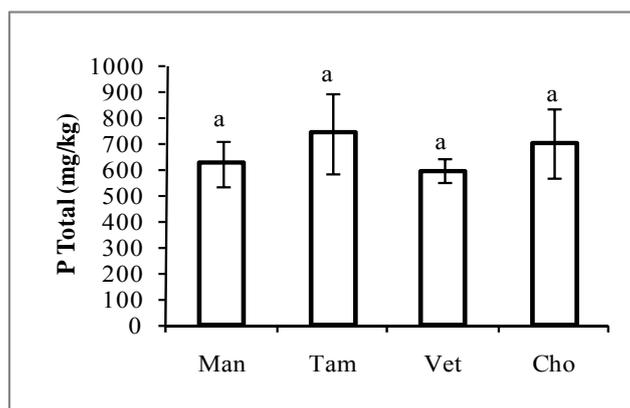


* Man: Mangue; Tam: Tamboril; Vet: Vetiver; Cho: Chorão; Com: Controle

** (± desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

Figura 8.14. (a) Cálculo em tecido vegetal; (b) Magnésio em tecido vegetal; (c) Potássio em tecido vegetal; (d) Sódio em tecido vegetal.

Os valores de fósforo não diferiram estatisticamente entre as espécies, contudo, o maior foi encontrado no tamboril (740 ppm) e o menor no vetiver (595 ppm) (Figura 8.15). Conforme Martinez *et al.* (1999) os teores referenciais de fósforo para eucalipto são de 1000 a 1200 ppm e de 800 a 1100 para colônia. Assim, os teores encontrados no tecido foliar das espécies utilizadas estariam abaixo dos valores estabelecidos em eucalipto e colônia.



*Man: Mangue; Tam: Tamboril; Vet: Vetiver; Cho: Chorão; Com: Controle; ** (\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

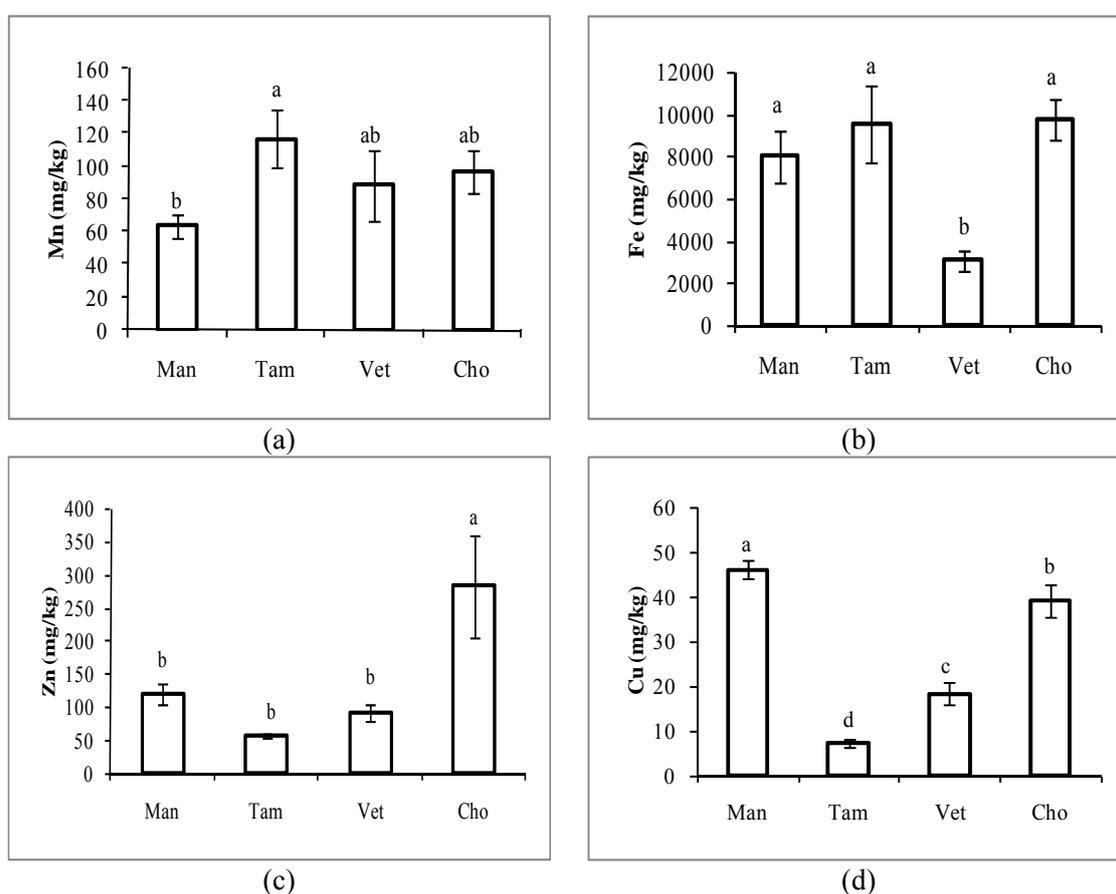
Figura 8.15. Fósforo em tecido vegetal.

Quanto aos metais, o manganês apresentou significativamente seus menores valores no mangue (63,67 ppm), vetiver e chorão, tendo estes dois últimos, médias iguais estatisticamente ao tamboril, com maior média (117 ppm). Martinez *et al.* (1999) definiram teores de Mn de 100 a 600 ppm para o eucalipto e de 80 a 100 ppm para o capim colônia. O teor de 300 ppm foi definido por Kabata-Pendias e Pendias (2001) como referência para tecido vegetal em geral.

O vetiver expressou significativamente menor valor de 3083 ppm para o ferro, as demais espécies apresentaram maior média e não diferiram estatisticamente entre si, tendo o chorão apresentado a maior média entre estes (9721 ppm). Valores extremamente elevados quando comparados aos teores de referência estimados por Martinez *et al.* (1999) que para eucalipto são de 150 a 200 ppm e para o colônia de 100 a 150. O zinco foi significativamente maior no chorão (283 ppm), tendo as outras espécies menores valores, porém o tamboril exibiu o menor teor de 57 ppm. Em comparação com os valores definidos para eucalipto (40 a 60 ppm) e colônia (20 a 25), os encontrados no trabalho encontram-se muito superiores. Kabata-Pendias e Pendias

(2001) determinaram teor de 100 ppm como referência. Marchiol *et al.* (2004), ao avaliarem a fitoextração de metais pesados por canola (*Brassica napus*) e rabanete (*Raphanus sativus*) em solo multicontaminado verificaram teores elevados de Zn de 1305 ppm e 3371 ppm em tecido vegetal da canola e rabanete, respectivamente. Os autores concluíram que ambas as espécies são tolerantes aos metais mensurados, sendo que o rabanete apresenta tolerância maior.

Para o cobre houve diferença estatística entre todas as espécies. O maior teor foi expresso no mangue (46 ppm) e o menor no tamboril (7 ppm) (Figura 8.16). Através dos valores citados por Martinez *et al.* (1999) para eucalipto e colônio de 8 a 10 ppm e 7 a 10 ppm, respectivamente, verificou-se que apenas o tamboril exibiu teor dentro da faixa determinada. Kabata-Pendias e Pendias (2001) estabeleceram valor de 20 ppm.



* Man: Mangue; Tam: Tamboril; Vet: Vetiver; Cho: Chorão; Com: Controle

** (± desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

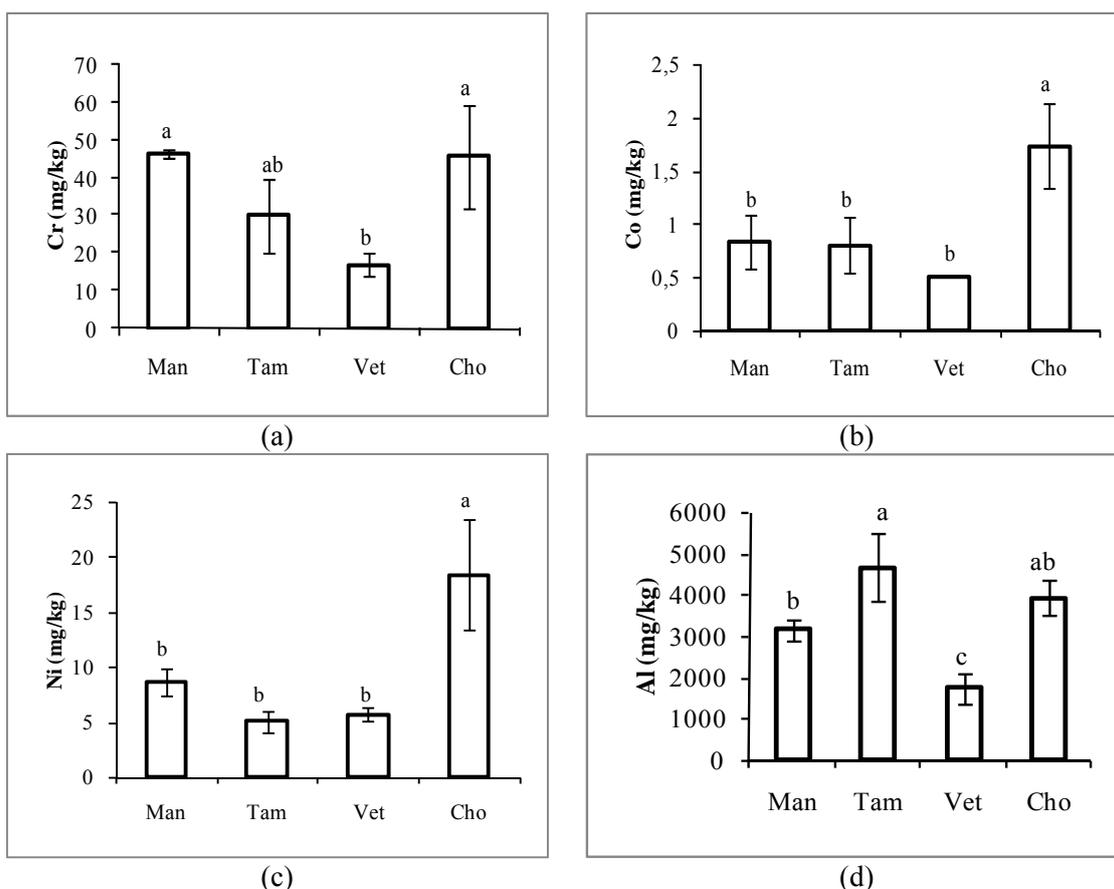
Figura 8.16. (a) Manganês em tecido vegetal; (b) Ferro em tecido vegetal; (c) Zinco em tecido vegetal; (d) Cobre em tecido vegetal.

Os teores de cromo foram significativamente menores no vetiver e no tamboril, que por sua vez, foi semelhante estatisticamente ao mangue e ao chorão, com maiores teores. O mangue exibiu o maior teor de 46,33 ppm e o vetiver, o menor (17 ppm).

Nota-se que tais valores encontram-se elevados quando comparados com o teor definido por Malavolta (1980) de 0,02 a 1 ppm. Mant *et al.* (2006) quantificaram maiores teores de Cr em raízes de *Penisetum purpureum*, *Brachiaria decumbens* e *Phragmites australis* (925, 1694 e 406 ppm, respectivamente) enquanto que nas folhas, foram encontrados teores de 6,4, 4,62 e 13 ppm, respectivamente.

O cobalto foi significativamente maior no chorão (1,73 ppm) e menor nas outras espécies que não apresentaram diferença significativa entre si. Valor superior à faixa de 0,02 a 1,61 ppm para videira citado por Andrade (2005). Este mesmo autor encontrou teores de Co em folhas maduras que variaram entre 22,9 a 47,9 ppm, conforme as espécies utilizadas. Foi observado nos teores de níquel, que o chorão com maior média mostrou teor de 18,33 ppm e o tamboril, teor de 5,07 ppm, o de menor média. Tais valores são superiores a 0,1 a 5 ppm, citados por Malavolta (1980).

O alumínio apresentou significativamente menor teor no vetiver (1734 ppm) e maior no tamboril (4663 ppm) (Figura 8.17).



* Man: Mangue; Tam: Tamboril; Vet: Vetiver; Cho: Chorão; Com: Controle

** (± desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

Figura 8.17. (a) Cromo em tecido vegetal; (b) Cobalto em tecido vegetal; (c) Níquel em tecido vegetal; (d) Alumínio em tecido vegetal.

Para os teores de chumbo verificou-se que o mangue apresentou maior valor de 32 ppm seguido do chorão e tamboril, que também foram iguais estatisticamente ao vetiver com teor menor de 12 ppm (Figura 8.18). Malavolta (1980) definiu faixa de teores deste elemento de 0,1 a 5 ppm, o que demonstra teores nos tecidos das espécies do presente trabalho superiores aos citados. Kabata-Pendias e Pendias (2001) relataram teor de 30 ppm como referência. Nascimento *et al.* (2006) alcançou teor de 20,3 ppm sem o uso de quelantes. Já com a adição destes agentes, os valores variaram entre 25 a 1013 ppm, e os resultados mostram que o uso destes materiais possibilitam maior remoção pelas plantas dos contaminantes metálicos, porém, as espécies devem apresentar maior tolerância aos metais em maior quantidade na fração assimilável.

A prática não foi favorável, segundo Wu *et al.* (2004), nas condições estudadas pelos autores. O aumento da fitoextração com EDTA não removeria quantidades adequadas dos metais do solo da região do Lago Tai e causaria risco de contaminação da água subterrânea especialmente na estação chuvosa, neste caso a fitorremediação não seria recomendada para a região, concluíram os autores.

Chen *et al.* (2004) encontraram teores do elemento na parte aérea do vetiver de 243 mg/kg e em raízes de 2278 mg/kg. Na literatura é relatado que os maiores teores são encontrados na parte aérea e não nas raízes do capim vetiver, no entanto, o vetiver não apresentou sintomas de toxidez para o elemento, conforme Chen *et al.* (2004). O autores afirmam que a espécie é capaz de tolerar elevados teores de Pb no solo e em seus tecidos. No presente trabalho, a espécie mostrou os mais baixos teores em seu tecido (12 ppm).

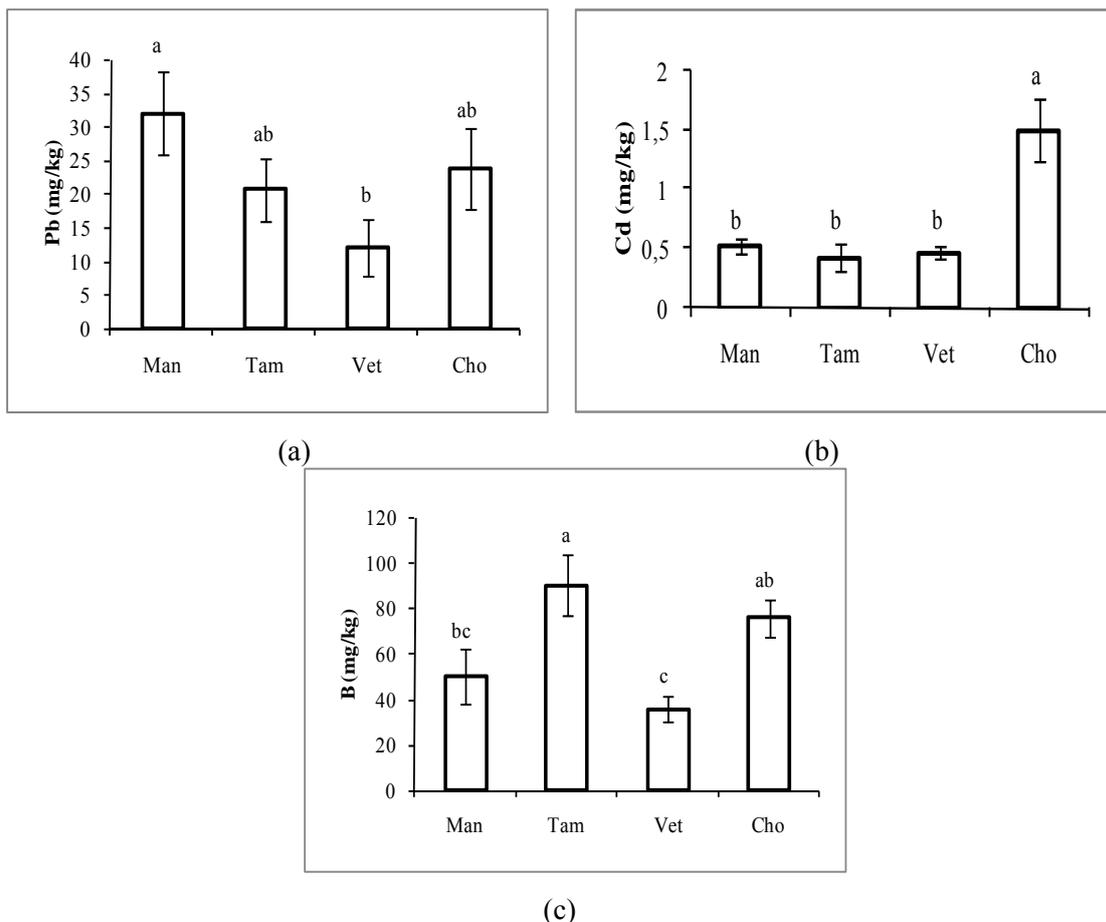
No chorão foram encontrados significativamente os maiores teores de cádmio (1,5 ppm) e os menores, nas demais espécies. Valores de 0,1 a 1 foram citados por Malavolta (1980) como referência. Para o elemento foram encontrados teores de 17,3 a 271 ppm em tecido de parte aérea de *Populus nigra* L. e *Thlaspi caerulescens*, respectivamente. O trabalho confirmou a possibilidade de hiperacumulação de Cd em *T. caerulescens* (Ficherová *et al.*, 2006).

O boro foi superior no tamboril (90 ppm) seguido do chorão, tendo este apresentado valor estatisticamente igual ao mangue. No vetiver encontrou-se o menor teor de 36 ppm (Figura 8.18). O teor de 50 ppm é apresentado como referência conforme Kabata-Pendias e Pendias (2001).

Inúmeros trabalhos sobre fitorremediação vêm sendo realizados e mostram a complexidade e eficiência da técnica. Barazani *et al.* (2004), em trabalho sobre

acumulação de metais pesados em *Nicotiana glauca* Graham (fumo bravo) cultivada em área de disposição de resíduo sólido, encontraram no tecido foliar da espécie teores de Mn (53,5 ppm), Fe (156 ppm) Zn (56 ppm), Cu (48 ppm), Ni (6,3 ppm), Pb (3,6 ppm) e de Cd (2 ppm). Os autores verificaram que a espécie mostrou inibição no crescimento em comparação com a espécie plantada em solo não contaminado, no entanto, não apresentou sintomas de toxidez.

O potencial de *Hemidesmus indicus* para fitoextração de chumbo proveniente de solos contaminados por indústrias foi estudado por Sekhar *et al.* (2005). O estudo mostrou que a espécie tem grande habilidade em acumular Pb nas raízes, assim como na translocação deste para a parte aérea. Os resultados revelaram que 99,4% do Pb do solo foi removido pela espécie citada em três meses e também que em torno de 65% do metal pode ser removido em concentrações no solo de 10000 ppm. Os autores empregaram agentes quelantes como o EDTA e HEDTA para otimização do processo.



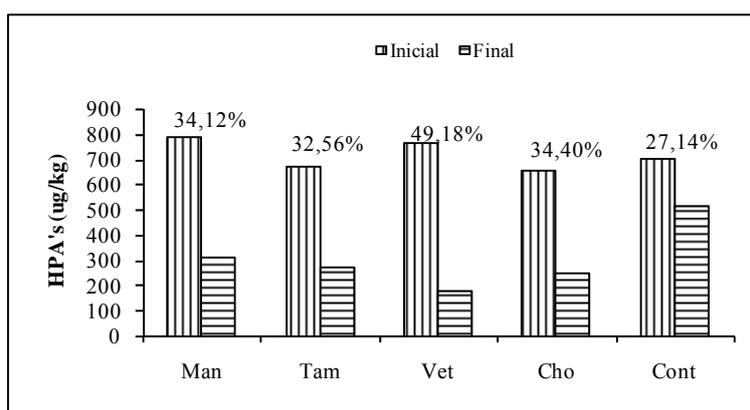
* Man: Mangue; Tam: Tamboril; Vet: Vetiver; Cho: Chorão; Com: Controle
 ** (\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

Figura 8.18. (a) Chumbo em tecido vegetal; (b) Cádmiu em tecido vegetal; (c) Boro em tecido vegetal.

8.6.2. QUANTO AOS HPA's

No que se refere aos hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA's), foram encontradas reduções entre 27,14% em solo não plantado a 49,18%, no capim vetiver (Figura 8.19). No tecido vegetal, o maior teor foi observado no chorão e o menor no vetiver (Figura 8.20). Os teores encontrados não foram caracterizados como uma contaminação, já que o limite da soma dos HPA's para rejeito de dragagem é de 3000 ppb, conforme a Resolução CONAMA nº 344. A CETESB não estabelece valores para a soma dos 16 HPA's em solo.

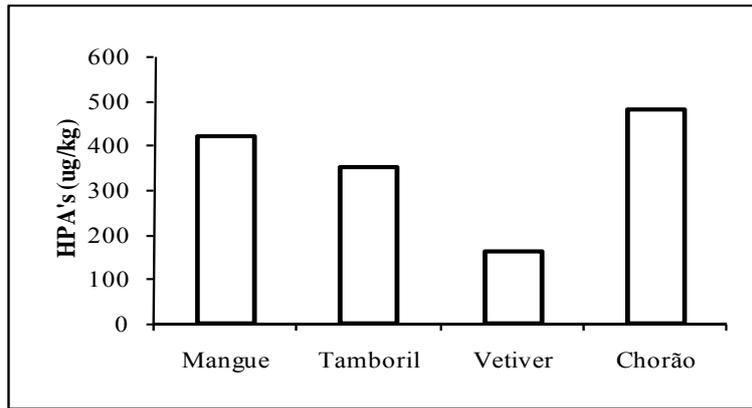
No início do experimento o maior valor foi encontrado no mangue (790 ppb) e o menor no chorão (690 ppb). Teores totais de HPA's foram encontrados em áreas de disposição de sedimentos em torno de 8290 e 6370 ppb em intervalo de um ano de amostragem. A diminuição neste teor mostra, conforme Vervaeke *et al.* (2003), a diminuição do óleo mineral através da degradação. Os autores concluíram que a introdução do chorão aumentou a degradação do óleo, como também Paquin *et al.* (2002), ao trabalharem com fitorremediação em sedimento marinho, verificaram a correlação entre a presença de plantas e a remoção do contaminante. Os autores também observaram maior redução do contaminante, conforme o aumento da dose de sedimento, e também a degradação dos HPA's mais acentuada em *Hibiscus tiliaceus* e capim vetiver. Estes mesmos autores relataram a limitação do sedimento quanto à salinidade e que a adição do gesso com posterior lavagem promoveu maior degradação dos HPA's.



* % de redução dos HPA's em solo entre os períodos inicial e final.

** Resultados de amostra composta por cinco amostras simples.

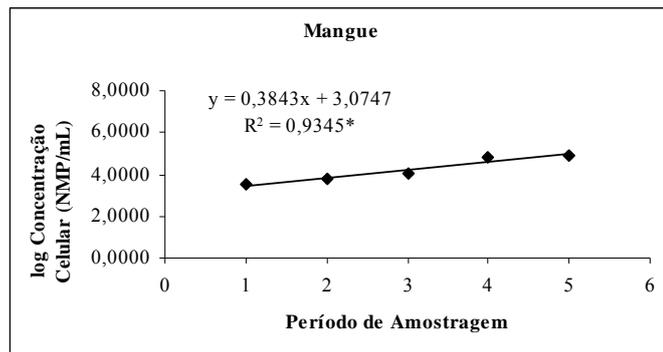
Figura 8.19. Hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA's) em solo.



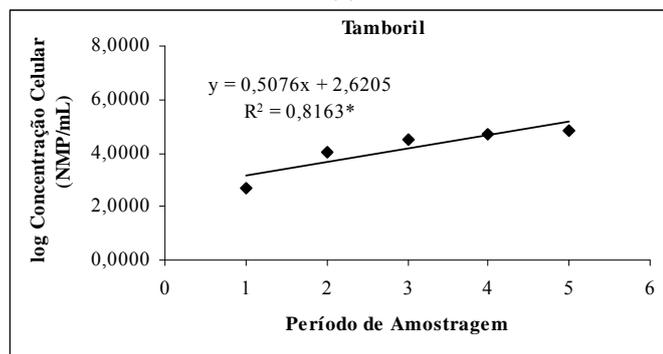
* Resultados de amostra composta por cinco amostras simples.

Figura 8.20. Hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA's) em tecido vegetal.

As Figuras 8.21 e 8.22 exibem o desenvolvimento da população de bactérias hidrocarbonoclásticas ao longo do período de quatro meses de monitoramento do experimento. A tendência foi semelhante para os tratamentos, havendo um aumento da população ao final do período.

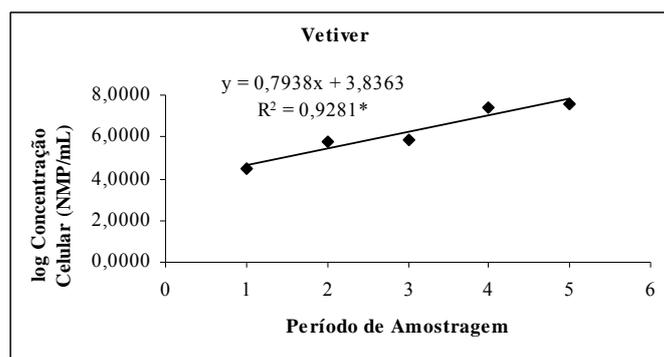


(a)

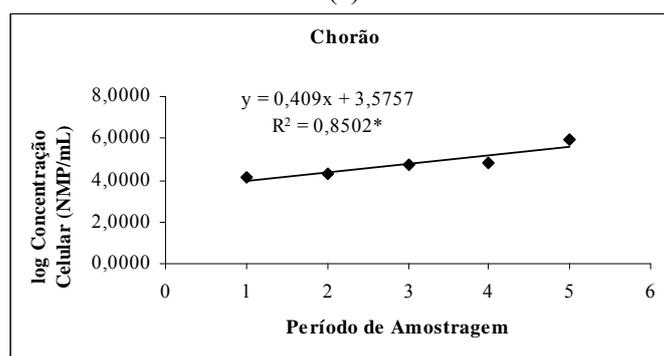


(b)

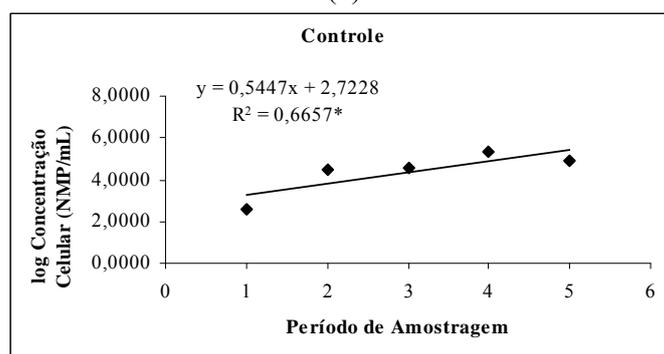
Figura 8.21. (a) Concentração celular de bactérias hidrocarbonoclásticas em solo plantado com mangue. (* $p \leq 0,05$); (b) (a) Concentração celular de bactérias hidrocarbonoclásticas em solo plantado com tamboril. (* $p \leq 0,05$)



(a)



(b)



(c)

Figura 8.22. (a) Concentração celular de bactérias hidrocarbonoclásticas em solo plantado com mangue. (* $p \leq 0,05$); (b) (a) Concentração celular de bactérias hidrocarbonoclásticas em solo plantado com tamboril. (* $p \leq 0,05$)

A maior concentração de bactérias hidrocarbonoclásticas foi encontrada em solo plantado com vetiver (Tabela 8.10 e Figura 8.23). Além disso, no vetiver foi encontrada a maior redução dos HPA's e menor teor dos mesmos em seu tecido vegetal. O chorão, apesar de apresentar o maior teor do contaminante em seu tecido, foi responsável por apenas 34% da redução. A menor redução do contaminante verificada no solo não plantado torna clara a ação das espécies sobre a redução do contaminante no solo e, no caso do tratamento controle, a redução foi alcançada pela atenuação natural. Ao final do

período de amostragem o vetiver, seguido pelo chorão, apresentou as maiores populações de bactérias degradadoras.

Tabela 8.10. Concentração celular de bactérias hidrocarbonoclasticas em solo de acordo com os diferentes tratamentos

Tratamento	Bactérias Hidrocarbonoclasticas (NMP/ g solo)				
	Período de Amostragem				
	Zero	1	2	3	4
Mangue	$3,26 \times 10^3$	$6,5 \times 10^3$	$1,10 \times 10^4$	$7,15 \times 10^4$	$8,20 \times 10^4$
Tamboril	$4,53 \times 10^2$	$1,06 \times 10^4$	$3,06 \times 10^4$	$4,85 \times 10^4$	$7,31 \times 10^4$
Vetiver	$2,80 \times 10^4$	$6,03 \times 10^5$	$7,12 \times 10^5$	$2,53 \times 10^7$	$4,02 \times 10^7$
Chorão	$1,44 \times 10^4$	$2,07 \times 10^4$	$5,80 \times 10^4$	$6,7 \times 10^4$	$8,90 \times 10^5$
Controle	$3,60 \times 10^2$	$2,94 \times 10^4$	$3,95 \times 10^4$	$19,90 \times 10^4$	$7,32 \times 10^4$

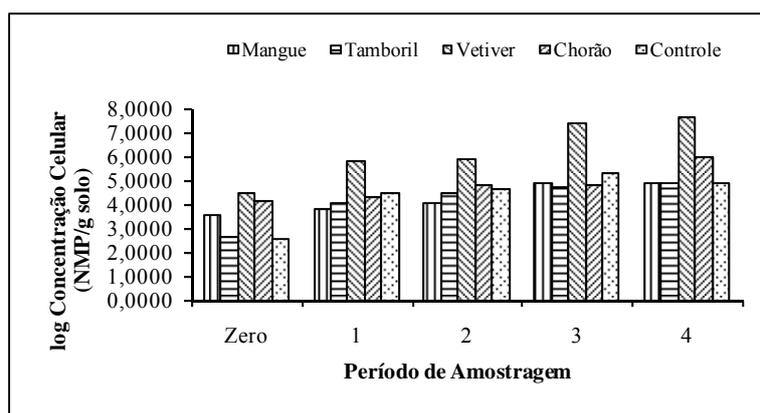


Figura 8.23. Concentração celular de bactérias hidrocarbonoclasticas em solo de acordo com os diferentes tratamentos.

8.7. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Em média, os maiores teores de metais foram expressos no chorão e os menores no vetiver. Ao avaliar o comportamento destes elementos em solo, observaram-se reduções diferentes entre os solos plantados com mangue, tamboril, vetiver e chorão e o não plantado (controle). A transferência dos metais do solo ao tecido vegetal foi diferenciada entre as espécies e por meio do coeficiente de extração descrito no Capítulo 3, foi verificado que para o manganês, o tamboril apresentou coeficiente de 96%, enquanto que o menor foi verificado para mangue em 52% (Tabela 8.11). Este

comportamento pode ser corroborado pelos maiores teores do elemento encontrados no tecido vegetal do tamboril, e os menores, no mangue. A maior redução do elemento no solo plantado com tamboril também explica o teor mais elevado nesta espécie.

Peng *et al.* (2008) encontraram para Mn em *Phytolacca americana* L., uma hiperacumuladora, coeficientes de 8 a 39%. Para o ferro, as plantas apresentaram coeficientes que variaram entre 7 a 20%, evidenciando que o ferro foi mais difícil de ser extraído do que o manganês. Os autores concluíram que a espécie mostrou elevado potencial de acúmulo de concentrações elevadas de Mn e Cd na parte aérea. A espécie apresenta também características desejáveis à fitorremediação como rápido crescimento e alta produção de biomassa. O tamboril influenciou na redução de 28% do Fe no solo com coeficiente de 20%, o maior entre as espécies no presente trabalho.

O zinco foi mais facilmente absorvido pelo chorão com coeficiente de 70% do que pelo tamboril com coeficiente de 14%. O chorão também promoveu a maior redução no teor de zinco no solo (72%) e expressou o maior teor em seu tecido quando comparado às outras espécies. O tamboril apresentou menor coeficiente de extração para o cobre (4%) e reduziu em apenas 7% o teor do elemento no solo.

O cromo foi extraído com maior facilidade em solo plantado com mangue com coeficiente de 32% e redução no solo de 36%. No cobalto foram observados baixos valores de coeficiente de extração, sendo o maior de 15% em chorão. Esta espécie mostrou valor elevado de coeficiente em torno de 133%, para o níquel, o que poderia ser um indicativo de espécie fitorremediadora nas condições a que foi submetida no trabalho. No entanto, Accioly e Siqueira (2000) consideram como planta acumuladora quando a concentração nos tecidos é maior do que a concentração no solo. O que não foi observado entre as espécies do presente trabalho, exceto para o sódio em mangue, onde esta apresentou maior teor do que o encontrado em solo, elevado coeficiente de extração, de 178% e 91% de redução no teor do elemento no solo plantado com esta espécie. O que evidencia a tolerância da mesma a condições salinas, no entanto, esta não é tolerante a condições anóxicas, situação característica da região da margem do canal do Fundão, onde a falta de oxigênio limita o desenvolvimento das mudas de mangue branco, conforme informação pessoal. Porém, a espécie é realmente tolerante à salinidade e limitada por condições anóxicas. O tamboril também demonstrou tolerância ao sódio e apresentou coeficiente de extração de 65% e teor de sódio reduzido em 70% no solo. Santos e Tertuliano (1998) ao trabalharem com espécies arbóreas em solo

salino-sódico concluíram que o tamboril, juntamente com a algaroba, foram as espécies que melhor se desenvolveram nas condições adversas dos solos salino-sódicos.

Outros autores como Baker e Brooks (1989) definem como hiperacumuladoras as plantas que acumulam teores superiores a 1000 mg/kg de Cu, Co, Cr, Ni ou Pb ou superior a 10000 mg/kg de Mn ou Zn. Foi verificado para o Al e Fe nas espécies utilizadas, valores superiores a 1000 mg/kg. Embora, estas tenham apresentado baixos coeficientes de extração para estes elementos, assim como baixas reduções dos mesmos em solo. Nenhuma das espécies se enquadrou dentro desta definição.

O chumbo exibiu valores de coeficiente entre as espécies variáveis em 7 a 18%, sendo mais difícil de ser absorvido em comparação com os outros metais. Para o cádmio, o coeficiente também foi elevado no chorão que mostrou valor de 150% (Tabela 8.11). Vandecasteele *et al.* (2002) concluíram que espécies voluntárias de *Salix* em áreas de disposição de rejeito de dragagem podem ser bioindicadoras de contaminação. O chorão (*Salix babylonica*) apresentou, em sua maioria, os mais elevados teores de metais, como também elevados coeficientes de extração para Mn, Zn, Ni, Cd e Na. Embora, tenha apresentado sintomas de toxidez e pouca produção de biomassa. Ainda assim, a espécie mostrou-se eficiente na redução dos elementos do solo sob as condições experimentais. Meers *et al.* (2005) concluíram que a *Salix viminalis* demonstrou habilidade em crescer em condições adversas de contaminação, principalmente por Cd e Zn, e transferência significativa dos elementos para a parte aérea.

Tabela 8.11. Coeficiente de Extração das espécies utilizadas sob condições experimentais

Tratamento	Coeficiente de Extração (%)										
	Mn	Fe	Zn	Cu	Cr	Co	Ni	Al	Cd	Pb	Na
Mangue	52	16	30	30	32	7	55	5	44	18	178
Tamboril	96	20	14	4	21	7	42	8	39	12	65
Vetiver	71	6	23	11	12	4	50	3	47	7	37
Chorão	77	20	70	23	31	15	133	6	150	14	43

Os menores teores foram encontrados em tecido de capim vetiver, apesar desta espécie ter exibido bom desenvolvimento e produção de biomassa, a sua eficiência na extração só foi maior para Mn, Ni e Cd. Wilde *et al.* (2005), indicaram que o uso do capim vetiver associado à adição de quelantes seria recomendado como estratégia para a

remediação de solos contaminados por Pb. Chen *et al.* (2004) também concluíram que o capim vetiver seria uma excelente recomendação para a fitoextração, por conta de sua elevada produção de biomassa e tolerância aos metais. Xia (2004) ao trabalhar com reabilitação ecológica e fitorremediação em área de mineração de xisto com quatro gramíneas, constatou que o vetiver, entre as espécies utilizadas, mostrou o melhor resultado para a reabilitação da área e apresentou a maior taxa de sobrevivência, bem como maior cobertura e produção de biomassa do que as outras espécies.

Santos *et al.* (2006) ressaltaram que a *B. decumbens* preenche os requisitos para a fitoextração com agentes quelantes, já que apresenta rápido crescimento, produz grande quantidade de biomassa e desenvolvimento em solos contaminados. Porém, Mant *et al.* (2006) ressaltam que o *Penisetum purpureum* é superior à *B. decumbens* para a contaminação com Cr. Diversos autores relatam o aumento da fitoextração com o uso de agentes quelantes e, neste caso, a fitoextração seria facilitada e maior quantidade de metais seria retirada do solo (Santos *et al.*, 2006; Komárek *et al.*, 2007; Peñalosa *et al.*, 2007; Pastor *et al.*, 2007; Turgut *et al.*, 2004; Meers *et al.*, 2005; Gupta e Sinha, 2007; Chen e Cutright, 2001).

King *et al.* (2006), também trabalhando com sedimento de dragagem, concluíram que a fitoextração de metais sob as condições do estudo não foi uma alternativa viável pela baixa taxa de sobrevivência das plantas e de absorção dos elementos.

Observou-se que os teores dos elementos no solo e no tecido vegetal, aliados ao coeficiente de extração, permitiram um melhor entendimento do que ocorreu entre as espécies e tais elementos durante o período de quatro meses de monitoramento que, se prolongado, poder-se-ia alcançar maiores teores de metais retirados do solo.

Quanto aos teores de HPA's, os resultados sugerem que a maior redução do contaminante em solo plantado com vetiver foi ocasionada pelo processo de rizodegradação do contaminante, visto que neste solo foi encontrada a maior população de bactérias hidrocarbonoclasticas, possivelmente as responsáveis pela maior redução dos HPA's. Outra questão relevante é a elevada produção de biomassa radicular do vetiver que favorece a população microbiana. É evidente que esta questão não trata exclusivamente do tamanho do sistema radicular, mas também das interações entre a planta e os microrganismos através do fornecimento de substratos orgânicos e fatores de crescimento que estimulam a intensa atividade metabólica das populações que influenciam no tempo de geração microbiana.

Os maiores teores dos HPA's encontrados no tecido do chorão pode ter sido decorrente do processo de fitodegradação, onde predominam os mecanismos de absorção e o metabolismo da planta.

Escalante-Espinosa *et al.* (2005), em trabalho de fitorremediação de hidrocarbonetos por *Cyperus laxus* Lam. inoculada com consórcio de microrganismos degradadores, verificaram que a inoculação promoveu benefícios mútuos entre planta e microrganismos, favorecendo o crescimento e desenvolvimento da planta inoculada quando comparada à planta não inoculada, e aumentando a contagem total de microrganismos em solo com planta inoculada. Os autores também concluíram que o aumento na remoção do TPH foi maior sob planta inoculada. Johnson *et al.* (2005) ao verificarem a resposta dos microrganismos do solo durante fitorremediação de um solo contaminado por HPA, concluíram que o aumento na remoção dos HPA's na rizosfera foi devido ao estímulo da população microbiana no solo rizosférico de plantas inoculadas com rizóbio, mostrando a importância da inoculação das plantas em processos de fitorremediação. Huang *et al.* (2005) ao estudarem um sistema de multiprocessos de fitorremediação de hidrocarbonetos de petróleo totais (TPH) que consistiu na combinação de processos mecânicos, microbiológicos e de crescimento vegetal para aumentar o acúmulo de biomassa, principalmente de raiz, com o objetivo de acelerar a cinética de remediação. Os autores perceberam o maior aumento na remoção do contaminante sob este sistema quando comparado ao "landfarming" e à biorremediação. É possível que a inoculação de microrganismos nas espécies utilizadas favorecesse uma maior remoção do contaminante no presente experimento. Pois foi utilizada apenas a população microbiana do sedimento alterado pela adição do gesso e mistura com solo e areia, que certamente diferiu da população nativa do sedimento "in natura".

Wong *et al.* (2003), em trabalho sobre efeitos negativos da adição de ácido húmico na fitorremediação de sedimentos contaminados por pireno, observaram que o ácido húmico diminuiu a habilidade das plantas de mangue na remoção do pireno, pois este tornou-se mais fortemente retido à matéria orgânica, além da redução do crescimento das plantas. Muitos trabalhos relatam a eficiência das plantas na remoção de contaminantes orgânicos, principalmente por meio da relação estabelecida entre estas e a população microbiana da rizosfera (He *et al.*, 2005; Xu *et al.*, 2005; Kaimi *et al.*, 2006; Huang *et al.*, 2004; entre outros).

Em termos de comparação de populações degradadoras, Trindade (2002) avaliando as técnicas de bioaugmentação e bioestimulação no processo de

biorremediação de solo contaminado por hidrocarbonetos de petróleo encontrou na caracterização do solo contaminado população de $4,28 \times 10^5$ células/g solo. Del'Arco (1999) ao avaliar a degradação de hidrocarbonetos por bactérias e fungos em sedimento arenoso, verificou populações de bactérias em torno de $3,5 \times 10^5$ UFC/g areia. A autora concluiu que a biodegradação foi o processo dominante na restauração do sedimento arenoso contaminado com óleo cru nos experimentos de biorremediação realizados pelo autor.

Os teores dos HPA's mensurados em solo e tecido vegetal, bem como a quantificação das bactérias hidrocarbonoclásticas, permitiram inferir sobre a maior remoção do contaminante sob o tratamento com vetiver através da possível rizodegradação. Já o chorão apresentou maiores teores de HPA's em seu tecido, mostrando a absorção do contaminante como mecanismo de remoção.

Considerando os metais quantificados, houve redução nos teores de Mn, Zn, Ni e Cd, assim como nos teores de hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA's), com a presença de plantas. Os resultados revelam a eficiência das espécies na remoção dos contaminantes. Contudo, a aplicação da técnica de fitorremediação a um volume elevado do rejeito de dragagem do Canal do Fundão seria limitada devido às condições desfavoráveis do material à sobrevivência das plantas.

A necessidade de correção de tais limitações como a salinidade e a baixa permeabilidade do material através de práticas como a gessagem e a adição de solo de granulometria mais grosseira tornaria a técnica inviável economicamente, visto que a adição de gesso deve ser acompanhada da lavagem sucessiva do material com elevada salinidade para a remoção do sulfato de sódio (Na_2SO_4), isso demandaria um grande volume de água de boa qualidade. Outra questão relevante à correção das limitações é a trabalhabilidade do rejeito. O material dificulta sua homogeneização com o gesso e também com o solo adicionado para o aumento da permeabilidade. Mesmo em condições experimentais com volume menor, o procedimento foi difícil.

De acordo com os procedimentos realizados no experimento, no material dragado seria adicionada solução saturada de gesso para facilitar sua homogeneização, seguida da mistura de solo de textura média ou arenosa. Posteriormente, seria necessário um período de incubação para a reação dos materiais, seguido das lavagens sucessivas visando à retirada do sal. Para um volume elevado do material em questão, operacionalmente, os processos de mistura e lavagens poderiam se tornar um entrave ao uso da técnica de fitorremediação.

O consórcio ou a combinação das técnicas de fitorremediação e biorremediação, bem como a prática de rotação (sucessão) do cultivo de espécies vegetais no material em questão, poderia ser uma alternativa para otimizar o processo de remediação e melhoria da qualidade do rejeito para o estabelecimento das espécies vegetais menos tolerantes às condições adversas do material. O cultivo inicial do mangue branco promoveria a redução da salinidade, já que a espécie apresentou o maior coeficiente de extração de sódio (178%) entre as espécies empregadas. Após determinado período de cultivo do mangue branco, a espécie seria substituída por espécies mais eficientes na fitorremediação, porém mais sensíveis à salinidade inicial, a qual teria sido minimizada previamente pelo mangue. O consórcio de técnicas de remediação e espécies vegetais seria uma alternativa viável de manejo para o sedimento estudado, assim como a de outras matrizes contaminadas.

A proposta de disposição do rejeito em uma bacia referente ao Projeto de Dragagem e Disposição dos Rejeitos em Terra como parte do “Estudo Hidrodinâmico e Geotécnico para Revitalização da Circulação no Canal do Fundão e no Canal do Cunha” com relatório final reeditado em Maio de 1998, estimou volume de material a ser dragado de aproximadamente 1,5 milhão de metros cúbicos com volume final de deposição estimado em 1/3 do volume dragado (500.000 m³), como citado no Capítulo 2. A área de destino do material seria limitada com diques e localizada na Ilha do Fundão, estando previstos os processos de sedimentação, retorno da fração líquida dragada e secagem do material. Posteriormente, o material seria revestido com cobertura de solo, permanecendo confinado. Sobre a área seria realizado projeto paisagístico para beneficiamento da área na Ilha do Fundão.

Outra proposta mais recente é a disposição ou acondicionamento do material em geotêxteis conforme citado no Capítulo 2. O material seria então, disposto na margem do Canal, em uma área entre a Linha Amarela e a Linha Vermelha, atrás do Centro de Tecnologia/UFRJ.

Quanto à primeira proposta de disposição, a cobertura vegetal da área da bacia não corresponderia necessariamente a um projeto de fitorremediação, pois como discutido anteriormente, há a necessidade de melhorias do material dragado para estabelecimento das plantas, visando à remoção dos contaminantes. A cobertura vegetal em questão seria sobre uma camada de solo “limpo” apenas com objetivo paisagístico e não de fitorremediação.

CAPÍTULO 9

CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

A pesquisa compreendeu, inicialmente, a caracterização do rejeito de dragagem oriundo do Canal do Fundão, a qual apontou para limitações severas ao estabelecimento das plantas diretamente no material quanto à textura com elevada porcentagem de finos, que propicia uma baixa permeabilidade, a salinidade, a contaminação por metais pesados e HPA's e o excesso de nutrientes que gera problemas de toxidez às plantas.

Faz-se relevante a diferença entre o nível crítico do elemento e o seu valor orientador como referência, alerta ou de intervenção. O teor do elemento pode não estar elevado, para os padrões estabelecidos como limites em solos não caracterizando uma contaminação propriamente dita, contudo, ao se tratar do uso de espécies vegetais, há de se considerar os níveis críticos de cada elemento, pois o teor pode não determinar a contaminação, mas ser prejudicial às plantas. Algumas reduções alcançadas através das plantas no presente trabalho conseguiram atingir níveis de referência, mas não os teores correspondentes aos níveis críticos dos elementos.

As correções das limitações foram abordadas nos experimentos sobre misturas com solos de texturas diferentes (Experimento I), experimento com misturas com materiais estruturantes (Experimento Complementar) e sobre a adição de gesso ao material (Experimento II). Posteriormente, foi conduzido o experimento de fitorremediação.

As conclusões são apresentadas separadamente conforme a caracterização do material e os experimentos realizados.

9.1. CONCLUSÕES

9.1.1. CARACTERIZAÇÃO DO REJEITO DE DRAGAGEM

O rejeito de dragagem em questão apresentou condições desfavoráveis ao estabelecimento das plantas para a proposta de fitorremediação como seguem:

- Os principais fatores limitantes às plantas decorrentes do rejeito foram a salinidade elevada caracterizada pela origem marinha do material e o predomínio da fração silte e porcentagem de finos de 96 e 81%, que lhe conferem baixa permeabilidade.
- A contaminação por metais pesados se revelou para o zinco, cobre, cromo, níquel, cádmio e chumbo de acordo com os valores orientadores para solos citados pela CETESB.
- Quanto aos HPA's, o rejeito apresenta teores dentro do limite, porém próximos, ao estabelecido pela Resolução CONAMA nº 344/04, a qual determina critérios para avaliação da qualidade do material dragado para disposição em corpo hídrico.
- A caracterização microbiológica mostrou que o material apresenta populações de bactérias heterotróficas totais, bactérias redutoras de sulfato e bactérias hidrocarbonoclasticas.

9.1.1. EXPERIMENTO I

De acordo com os resultados obtidos o sedimento em misturas com os solos utilizados, apresenta ainda elevados teores de metais pesados e elevados valores de condutividade elétrica. Entretanto, os resultados mostraram que:

- A mistura referente ao tratamento FR-25% ainda que tenha apresentado valor elevado de condutividade elétrica foi selecionada por estar mais balanceada ao considerar o Ca, o Mg e os mais baixos teores de Na, o pH mais próximo do ideal (6,8 a 6,9), o melhor crescimento do capim vetiver e valor de condutividade hidráulica intermediário na ordem de 10^{-6} m/s.
- Com relação à textura, as melhores misturas corresponderam aos tratamentos FR-75%, AR-50% e AR-75%, no entanto, o mesmo não se refletiu nas características químicas.

- Os níveis de cálcio, magnésio, potássio e o fósforo nas misturas excederam seus valores críticos o que pode causar sintomas de toxidez às plantas.
- Os teores de zinco, ferro, manganês e cobre foram superiores aos seus níveis críticos, sendo que, o zinco e o cobre foram ainda superiores aos seus valores de intervenção determinados pela CETESB.
- Os teores de sódio foram elevados nas misturas empregadas, bem como os valores de condutividade elétrica nas misturas com sedimento.
- Quanto às análises de tecido vegetal, os teores de macronutrientes e micronutrientes, assim como o sódio e metais foram elevados, mas principalmente o sódio e o ferro.
- Sintomas severos de toxidez foram observados nas plantas de ingá e resultaram na morte das mesmas em um curto período após o transplante para os vasos.
- O capim vetiver apresentou sintomas de toxidez, porém a espécie foi mais tolerante às condições do material até o final do experimento.
- Confirmou-se a necessidade de corrigir a salinidade do rejeito e sua granulometria através da adição de material mais grosseiro visando o aumento da permeabilidade.

9.1.2. EXPERIMENTO II

A correção de uma das principais limitações do material, a salinidade, foi alcançada através da adição de gesso ao sedimento.

- Os resultados mostraram que a condutividade elétrica foi reduzida em média, em 96% através da adição de gesso seguida de lavagens sucessivas do material. Os valores foram reduzidos ao nível classificado como normal ($CE < 4 \text{ mS/cm}$).
- A dose de 100% da necessidade de gesso (3,3 g CaSO_4/kg) determinada em laboratório foi a que proporcionou maiores reduções nos teores de sódio trocável e solúvel refletindo nos valores de PST e RAS.

9.1.3. EXPERIMENTO COMPLEMENTAR

Os materiais estruturantes (Areia, PET, Resíduo de Construção e Demolição, Fibra de Coco, Coco Fino, Coco Granular e Endocarpo Moído de Coco) foram empregados em misturas com o sedimento. Os resultados obtidos permitiram concluir que:

- Os maiores aumentos foram observados para as misturas do sedimento com coco fino (a 20%), coco granular (a 20%), PET moído (a 50%), resíduo de construção e demolição (a 50%) e areia (a 50%).
- Houve aumento no coeficiente de permeabilidade do sedimento de $7,68 \times 10^{-9}$ m/s com a mistura de tais materiais para $7,81 \times 10^{-5}$ m/s, $1,24 \times 10^{-4}$ m/s e $1,05 \times 10^{-4}$ m/s em coco fino, coco granular e PET 50%, respectivamente.

9.1.4. EXPERIMENTO DE FITORREMEDIAÇÃO

Os resultados quanto às variáveis analisadas em solo evidenciaram a influência das espécies vegetais nas características químicas mensuradas no compartimento. Conforme os resultados encontrados:

- O sódio, uma das principais limitações, exibiu teores reduzidos em 91% em solo plantado com mangue e 14% no solo não plantado.
- Para a contaminação por metais, os teores de zinco foram reduzidos nos solos plantados para valores inferiores ao valor de alerta determinado pela CETESB, tendo o chorão proporcionado redução de 72%. Os teores de cobre que excederam o valor de intervenção no início do experimento foram reduzidos nos solos plantados, para valores inferiores ao valor de alerta. A remoção do cromo promoveu redução para teores inferiores ao valor de alerta nos solos cultivados.
- Para o cádmio, os valores foram diminuídos em torno de 50% nos solos cultivados e no tratamento controle. Os valores não excederam o valor de alerta, porém sofreram reduções para valores abaixo do valor de referência da

CETESB, inclusive no solo não plantado. Os teores de chumbo não foram reduzidos o suficiente para atingir valores inferiores ao valor de alerta.

- A análise de tecido vegetal revelou através dos coeficientes de extração que o chorão apresentou maiores valores para zinco, níquel e cádmio e valores elevados para manganês e sódio. Embora a espécie, tenha apresentado sintomas de toxidez e pouca produção de biomassa. Ainda assim, a espécie mostrou-se eficiente na redução dos elementos do solo sob as condições experimentais.
- A redução acentuada do sódio no solo plantado com mangue foi confirmada pelo maior valor do coeficiente de extração para a espécie. Os teores dos elementos no solo e no tecido vegetal, aliados ao coeficiente de extração, auxiliaram no entendimento do que ocorreu entre as espécies e tais elementos durante o período de quatro meses de monitoramento que, se prolongado, poder-se-ia alcançar maiores teores de metais retirados do solo.
- O capim vetiver proporcionou condições mais favoráveis ao desenvolvimento das bactérias hidrocarbonoclásticas e, com isso, a maior remoção dos HPA's. O processo de redução desses contaminantes no solo plantado com capim vetiver ocorreu através do mecanismo de degradação envolvendo mais especificamente a técnica de rizodegradação.
- As plantas de chorão apresentaram maiores teores de HPA's em seus tecidos, podendo-se inferir, neste caso, que o mecanismo de extração (absorção) do contaminante predominou para a remoção do mesmo.
- A análise da água de drenagem dos vasos mostrou que o lixiviado apresentou valores superiores e inadequados de acordo com o parâmetro utilizado, com potencial de contaminação do solo para Mn, Fe, Zn, Cu, Cr, Co, Al, Cd e Pb.
- Quanto ao crescimento das plantas, dentre as espécies utilizadas, o capim vetiver foi a que apresentou maior crescimento. O chorão, apesar de apresentar crescimento satisfatório, foi a espécie que exibiu maior sensibilidade às condições do material apresentando sintomas de toxidez. As espécies de uma maneira geral apresentaram comportamento normal nas condições estudadas.

- A técnica de fitorremediação mostrou-se eficiente na remoção do zinco, cobre e cromo. Os elementos estavam acima dos valores limites estabelecidos pela CETESB e foram reduzidos a níveis aceitáveis. Entretanto, para o chumbo, a técnica não se mostrou adequada, já que o elemento apresentou os menores coeficientes de extração em todas as espécies revelando menor capacidade das plantas para extraí-lo.
- A técnica para a remoção dos HPA's também revelou eficiência, ressaltando os mecanismos de rizodegradação para o capim vetiver e extração, no caso do chorão.
- O capim vetiver foi a espécie que apresentou as melhores características para a técnica de fitorremediação, como a elevada produção de biomassa e o rápido crescimento.
- O chorão apesar de apresentar sintomas de toxidez, mostrou-se eficiente na remoção do Mn, Zn, Ni, Cd e Na. Contudo, a espécie, nas condições do estudo, não apresentou elevada produção de biomassa, característica favorável e requerida para a técnica.
- Vale ressaltar que o uso da técnica de fitorremediação para o rejeito de dragagem estudado requereu melhorias nas características do material, visto que seu uso na condição natural seria inviável ao plantio.
- Os procedimentos realizados buscando a melhoria do rejeito como a adição de gesso, seguida da lavagem do material e a mistura de solo de textura média ou arenosa, considerando um volume elevado de material, operacionalmente e economicamente, o processo de mistura e lavagem poderia se tornar um entrave ao uso da técnica de fitorremediação.
- O consórcio ou a combinação das técnicas de fitorremediação e biorremediação, bem como a prática de rotação (sucessão) do cultivo de espécies vegetais no material em questão, poderia ser uma alternativa para otimizar o processo de remediação e melhoria da qualidade do rejeito para o estabelecimento das espécies vegetais menos tolerantes às condições adversas do material.

- Conforme a proposta de disposição do rejeito em uma bacia referente ao Projeto de Dragagem e Disposição dos Rejeitos em Terra como parte do “Estudo Hidrodinâmico e Geotécnico para Revitalização da Circulação no Canal do Fundão e no Canal do Cunha”, a cobertura vegetal da área seria sobre uma camada de solo “limpo” ou solo de cobertura apenas com objetivo paisagístico e não de fitorremediação. A proposta seria a solução mais viável ao material, pois dependendo das espécies selecionadas para a vegetação da área, o sistema radicular das plantas se desenvolveria e ocuparia a camada de solo de cobertura, e possivelmente, não haveria exploração por parte do sistema radicular ao material dragado.

9.2. SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

A complexidade do rejeito de dragagem do Canal do Fundão torna-se um desafio aos estudos relacionados ao seu destino, e principalmente, à fitorremediação. No entanto, as sugestões para futuras pesquisas considerando a técnica estudada, são relacionadas a seguir:

- Maiores investigações sobre a microbiota do material, como também a atividade microbiana aliada aos estudos de degradação.
- A continuidade de estudos relacionados às misturas do rejeito com materiais estruturantes, incluindo as espécies vegetais, microrganismos e interações existentes dos materiais com as propriedades físicas e químicas do rejeito.
- Prosseguir com estudos relacionados à fitorremediação com período mais longo de monitoramento para melhor avaliação do desenvolvimento das plantas e sua produção de biomassa, assim como a remoção dos contaminantes.
- Utilização de agentes quelantes para aumentar e avaliar a extração de metais por plantas.
- Testar maiores dosagens de gesso no controle da salinidade.

- Investigar a viabilidade da técnica de fitorremediação em solos contaminados e em outros tipos de rejeito.
- Verificar a eficiência de outras técnicas de remediação no rejeito de dragagem estudado.
- Avaliar o consórcio ou a combinação das técnicas de fitorremediação e biorremediação, bem como o cultivo rotacional ou sucessional de espécies vegetais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT – NBR 6459, 1984, “Solo – Determinação do Limite de Liquidez”, Associação Brasileira de Normas Técnicas, São Paulo, SP, 6p.
- ABNT – NBR 7180, 1984, “Solo – Determinação do Limite de Plasticidade”, Associação Brasileira de Normas Técnicas, São Paulo, SP, 3p.
- ABNT – NBR 7181, 1984, “Solo – Análise Granulométrica”, Associação Brasileira de Normas Técnicas, São Paulo, SP, 13p.
- ABNT - NBR 13292, 1995, “Solo – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos granulares a carga constante”, Associação Brasileira de Normas Técnicas, São Paulo, SP, 8p.
- ABNT - NBR 14545, 2000, “Solo – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável”, Associação Brasileira de Normas Técnicas, São Paulo, SP, 12p.
- ABNT - NBR 10004, 2004, “Resíduos Sólidos”, Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, RJ, 71p.
- ACCIOLY, M.A.A. e SIQUEIRA, J.O., 2000, “Contaminação química e biorremediação do solo”. In: NOVAIS, R.F., ALVAREZ, V.V.H., SCHAEFER, C.E., *Tópicos em Ciência do Solo*, NOVAIS, R.F., ALVAREZ, V.V.H., SCHAEFER, C.E. (eds), Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 1, pp. 299-350.
- ADAMIA, G., GHOGHOBERIDZE, M., GRAVES, D., KHATISASHVILI, G., KVESITADZE, G., LOMIDZE, E., UGREKHELIDZE, D., ZAALISHVILI, G., 2006, “Absorption, distribution, and transformation of TNT in higher plants”, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 64, n. 2, pp. 136-145.

- ADLER, T., 1996, "Botanical Cleanup Crews", *Science News*, v. 150, pp. 42-43.
- AHAMAD, E, JONES, R.L., HINESLY, T.D., 1997, "Electromelioration of a sodic horizon from an Illinois Natraqualf", *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v. 61, pp. 1761-1765. Citado por BARROS, M.F.C., FONTES, M.P.F., ALVAREZ, V.V.H., RUIZ, H.A., 2005, "Aplicação de Gesso e calcário na recuperação de solos salino-sódicos do Estado de Pernambuco". *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, n.3, pp. 320-326.
- ADHIKARI, B.K., BARRINGTON, S., MARTINEZ, J., KING, S., 2008, "Characterization of food waste and bulking agents for composting", *Waste Management*, v. 28, pp. 795-804.
- ALEXANDER, M., 1999, *Biodegradation and Bioremediation*. 2 ed. San Diego, Academic Press.
- ALLEN, M.J., 1995, "Beneficial use of dredged material from the firth of clyde", *Terra et Aqua*, v. 61, pp. 13-24.
- ALMEIDA, J.L.D.S.S., 1999, *Análise da contaminação dos sedimentos de dragagem do Canal do Fundão*. Tese de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- ALMEIDA, D.L., SANTOS, G.A., DE-POLLI, H., *et al.*, 1988, *Manual de Adubação para o Estado do Rio de Janeiro*, Itaguaí, UFRRJ.
- ALVAREZ, V.V.H., MELLO, J.W.V., DIAS, L.E., 1986, "Acidez e Calagem do Solo", In: *Apostila de Fertilidade do Solo*, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- ALVAREZ, V.V.H., NOVAIS, R.F., BARROS, N.F., CANTARUTTI, R.B., LOPES, A.S., 1999, "Interpretação dos Resultados das Análises de Solos". In: RIBEIRO, A.C., ALVAREZ, V.V.H., GUIMARÃES, P.T.G., *Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais*, 5^a Aproximação, RIBEIRO, A.C., ALVAREZ, V.V.H., GUIMARÃES, P.T.G., Viçosa, MG, 359p.

- ALVAREZ, V.V.H., DIAS, L.E., RIBEIRO, A.C., SOUZA, R.B., 1999, “Uso de Gesso Agrícola”. In: RIBEIRO, A.C., ALVAREZ, V.V.H., GUIMARÃES, P.T.G., *Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais*, 5^a Aproximação, RIBEIRO, A.C., ALVAREZ, V.V.H., GUIMARÃES, P.T.G., Viçosa, MG, 359p.
- AMADOR, E.S., 1997, *Baía de Guanabara e Ecossistemas Periféricos: Homem e Natureza*, 1 ed., Rio de Janeiro, Reproarte.
- ANDERSON, C., MORENO, F., MEECH, J., 2005, “A field demonstration of gold phytoextraction technology”, *Minerals Engineering*, v. 18, pp. 385-392.
- ANDRADE, J.C.M., 2002, *Fitorremediação do Solo – O que é isso companheiro?*, Seminário de Qualificação ao Doutorado, Programa de Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, RJ, Brasil.
- ANDRADE, J.C.M., 2005, *Fitotransporte de metais em espécies arbóreas e arbustivas em aterro de resíduos sólidos urbanos*, Tese D.Sc., COPPE-UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- ANDRADE, J.C.M., TAVARES, S.R.L., MAHLER, C.F., 2007, “Fitorremediação: O uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental”, São Paulo, Oficina de Textos.
- ARAÚJO, J.C.T., NASCIMENTO, C.W.A., 2005, “Redistribuição entre frações e teores disponíveis de zinco em solos incubados com lodo de esgoto”, *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 29, pp. 635-644.
- AWAD, M., CASTRO, P.R.C., 1992, *Introdução à Fisiologia Vegetal*, 2 ed. São Paulo, Nobel.
- BAKER, A.J.M., 1995, “Metal Hyperaccumulation by Plants: Our Present Knowledge of the Ecophysiological Phenomenon”. *Fourteenth Annual Symposium: Current Topics in Plant Biochemistry, Physiology, and Molecular Biology*, University of Missouri, Columbia, USA, 19-22 April. Citado por U.S.EPA - UNITED STATES

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000, “Introduction to Phytoremediation”, (Publication: EPA/600/R-99/107), EPA, Cincinnati, Ohio.

BAKER, A.J.M., BROOKS, R.R., 1989, “Terrestrial higher plants which accumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry”, *Biorecovery*, v. 1, pp. 81-126.

BANUELOS, G.S., AJWA, H.A., TERRY, N., DOWNEY, S., 1997a, “Phytoremediation of Selenium-Laden Effluent”. *Fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium*, New Orleans, LA, 3:303, 28 April 28 – May 1, 1997. Citado por U.S.EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000, “Introduction to Phytoremediation”, (Publication: EPA/600/R-99/107), EPA, Cincinnati, Ohio.

BAÑUELOS, G.S., AJWA, H.A., MACKEY, B., WU, L.L., *et al.*, 1997b, “Evaluation of Different Plant Species Used for Phytoremediation of High Soil Selenium”, *Journal of Environmental Quality*, v. 26, pp. 639-646.

BAÑUELOS, G.S., LIN, Z.Q., ARROYO, I., TERRY, N., 2005, “Selenium volatilization in vegetated agricultural drainage sediment from the San Luis Drain, Central California”, *Chemosphere*, v. 60, pp. 1203-1213.

BAÑUELOS, G.S., LIN, Z.Q., 2005, “Phytoremediation management of selenium-laden drainage sediments in the Luis Drain: a greenhouse feasibility study”, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 62, pp. 309-316.

BARAZANI, O., SATHIYAMOORTHY, P., MANANDHAR, U., VULKAN, R., GOLAN-GOLDHIRSH, 2004, “Heavy metal accumulation by *Nicotiana glauca* Graham in a solid waste disposal site”, *Chemosphere*, v. 54, pp. 867-872.

BARBER, S., 1984, *Soil Nutrient Bioavailability – A Mechanistic Approach*. John Wiley, New York. Citado por OLIVEIRA, C., 1998, *Avaliação do potencial de contaminação de dois solos agrícolas com lodo de esgoto enriquecido com Cd, Pb e Zn*. Tese de D.Sc., Instituto de Agronomia, UFRRJ, Seropédica, RJ.

- BARBOSA, M.C., ALMEIDA, M.S.S., 2001, “Dredging and disposal of fine sediments in the state of Rio de Janeiro, Brazil”, *Journal of Hazardous Materials*, v. 85, pp. 15-38.
- BARBOSA, M.C., ALMEIDA, M.S.S., MARIZ, D.F., ALMEIDA, J.L.D.S.S., 2004, “Studies of channel sediments contaminated with organics and heavy metals”, *Journal of Hazardous Materials*, v. 10, pp. 29-38.
- BARRINGTON, S., CHOINIÈRE, D., TRIGUI, M., KNIGHT, W., 2002, “Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses”, *Bioresource Technology*, v. 83, pp. 189-194.
- BARROS, M.F.C., MAGALHÃES, A.F., 1989, “Avaliação de Métodos de Determinação da Necessidade de Gesso em Solos Salino-Sódicos”. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 13, pp. 119-123.
- BARROS, M.F.C., FONTES, M.P.F., ALVAREZ, V.V.H., RUIZ, H.A., 2004, “Recuperação de Solos afetados por sais pela aplicação de gesso de jazida e calcário no Nordeste do Brasil”. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 8, n.1, pp. 59-64.
- BARROS, M.F.C., FONTES, M.P.F., ALVAREZ, V.V.H., RUIZ, H.A., 2005, “Aplicação de Gesso e calcário na recuperação de solos salino-sódicos do Estado de Pernambuco”. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, n.3, pp. 320-326.
- BARROS, M.F.C., SANTOS, P.M., MELO, R.M., FERRAZ, F.B., 2006, “Avaliação de níveis de gesso para correção de sodicidade de solos”, *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 1, número único, pp. 17-21.
- BERNARDO, S., 1995, *Manual de Irrigação*, 6 ed., Viçosa, UFV, Imprensa Universitária, 657p.

- BIZILY, S.P., RUGH, C.L., MEAGHER, R.B., 2000, "Phytodetoxification of hazardous organomercurials by genetically engineered plants", *Nature Biotechnology*, v. 18, pp. 213-217.
- BORMA, L.S., 1998, *Acidificação e Liberação de Metais Pesados em Sedimentos Dragados Ricos em Sulfeto de Fe*, Tese D.Sc., COPPE-UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- BOVI, M.L.A., JÚNIOR, G.G., COSTA, E.A.D., *et al.*, 2007, "Lodo de esgoto e produção de palmito em pupunheira", *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, pp. 153-166.
- BRAGA, J.M., CANTARUTTI, R.B., 1996, "Potássio", In: *Apostila de Fertilidade do Solo*, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- BRAGATO, C., BRIX, H., MALAGOLI, M., 2006, "Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) T. Ex Steudel and *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla in a constructed wetland of the Venice lagoon watershed", *Environmental Pollution*, v. 144, pp. 967-975.
- BRAY, R.N., BATES, A.D., LAND, J.M., 1997, *Dredging, a Handbook for Engineers*. 2ed. New York, John Wiley & Son.
- BROMILOW, R.H., CHAMBERLAIN, K., 1995, "Principles governing uptake and transport of chemicals". In: *Plant contamination: Modeling and Simulation of Organic Chemical Process*, pp. 38-68.
- BROWN, S.L., CHANEY, R.L., ANGLE, J.S., BAKER, A.J.M., 1995, "Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and metal tolerant *Silene vulgaris* grown on sludge amended soils", *Environmental Science & Technology*, v. 29, 1581.

- BROWN, S.L., CHANEY, R.L., ANGLE, J.S., BAKER, A.J.M., 1995, "Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* Grown in Nutrient Solution", *Soil Science Society American*, v. 59, pp. 125-133.
- CARNEIRO, M.A.C., SIQUEIRA, J.O., MOREIRA, F.M.S., 2002, "Comportamento de espécies herbáceas em misturas de solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados", *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 37, n. 11, pp. 1629-1638.
- CASTIGLIA, M.C.C.P., 2006, *Disposição Subaquática de Rejeitos de Dragagem: O Caso do Complexo Lagunar de Jacarepaguá*, Tese M.Sc., COPPE-UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2005, "Valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo", CETESB, SP.
- CHAN, Y.S.G.; CHU, L.M. E WONG, M.H., 1999, "Codisposal of municipal refuse, sewage sludge and marine dredgings for methane production", *Environmental Pollution*, v. 106, pp. 123-128.
- CHAPPELL, J., 1997, *Phytoremediation of TCE using Populus*. In: Report prepared by National Network of Environmental Management Studies, U.S.EPA.
- CHEKOL, T., VOUGH, L.R., CHANEY, R.L., 2004, "Phytoremediation of polychlorinated biphenyl-contaminated soils: the rhizosphere effect", *Environment International*, v. 30, pp. 799-804.
- CHEN, H., CUTRIGHT, T., 2001, "EDTA and HEDTA effects on Cd, Cr and Ni uptake by *Helianthus annuus*", *Chemosphere*, v. 45, pp. 21-28.
- CHEN, Y., SHEN, Z., LI, X., 2004, "The use of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the phytoremediation of soils contaminated with heavy metals", *Applied Geochemistry*, v. 19, pp. 1553-1565.

- CHIOU, C.T., SHENG, G.Y., MANES, M., 2001, “A partition-limited model for the plant uptake of organic contaminants from soil and water”, *Environmental Science & Technology*, v. 35, pp. 1437-1444.
- CHOI, S., LEE, Y., OH, Y., 2003, “Treatability Tests for the Bioremediation of Unsanitary Landfill Waste Soils”, *The Journal of Microbiology*, v. 41, n. 2, pp. 169-173.
- CIENFUEGOS, F., VAITSMAN, D., 2000, *Análise Instrumental*, 1ª Ed. Rio de Janeiro, Interciência, 606 p.
- CITTERIO, S., PRATO, N., FUMAGALLI, P., AINA, R., MASSA, N., SANTAGOSTINO, A., SGORBATI, S., BERTA, G., 2005, “The arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* induces growth and metal accumulation changes in *Cannabis sativa* L.”, *Chemosphere*, v. 59, pp. 21-29.
- CLARK, R.B., 1997, *Marine Pollution*. 4 ed., New York, Oxford University Press Inc.
- CLEMENTE, R., ALMELA, C., AL, M.P., 2006, “A remediation strategy based on active phytoremediation followed by natural attenuation in a soil contaminated by pyrite waste”, *Environmental Pollution*, v. 143, pp. 397-406.
- COLLINS, R.J., 1980, “Dredged silt as a raw material for the construction”, *Resource, Recovery and Conservation*, v. 4, pp. 337-362.
- CONAMA, 1986 - Resolução 20. Estabelece a classificação das águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Ministério do Meio Ambiente.
- CONAMA, 1997 - Resolução 237. Regulamenta os aspectos de licenciamento ambiental estabelecidos na Política Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente.

- CONAMA, 2004 – Resolução 344. Estabelece as diretrizes e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente.
- COPPETEC, 2000, *Estudo hidrodinâmico e geotécnico para revitalização da circulação no Canal do Fundão e no Canal do Cunha, Baía de Guanabara, RJ*, COPPE/UFRJ-ET-150786.
- CUNNINGHAM, S.D., BERTI, W.R., HUANG, J.W., 1995b, “Phytoremediation of Contaminated Soils”, *Trends Biotechnology*, v. 13, pp. 393-397.
- CUNNINGHAM, S.D., ANDERSON, T.A., SCHWAB, A.P., HSU, F.C., 1996, “Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants”. In: *Advances in Agronomy*, v. 56, Academic Press, pp. 55-114.
- DHANKHER, O.P., LI, Y.J., ROSEN, B.P., SHI, J., *et al.*, 2002, “Engineering tolerance and hyperaccumulation of arsenic in plants by combining arsenate reductase and g-glutamylcysteine syntase expression”, *Nature Biotechnology*, v. 20, pp. 1140-1145.
- DAVIES, JR., PURYEAR, J.D., NEWTON, R.J., *et al.*, 2001, “Mycorrhizal fungi enhance accumulation and tolerance of chromium in sunflower (*Helianthus annuus*)”, *Journal Plant Physiology*, v. 158, pp. 777-786.
- DAVIS, J.D., MACKNIGHT, S., IMO S., 1990, “Environmental Considerations for Port and Harbor Developments”, *World Bank Technical Paper*, n.126.
- DEL’ARCO, J.P., 1999, *Degradação de Hidrocarbonetos por Bactérias e Fungos em Sedimento Arenoso*, Tese D.Sc., Escola de Química-UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- DIAS, L.D., BARROS, N.F., FRANCO, A.A., 1996, “Nitrogênio”, In: *Apostila de Fertilidade do Solo*, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

- DNER – ME 093/94, 1994, “Solos – Determinação da Densidade Real”, Departamento Nacional de Estradas de Rodagens, Parada de Lucas, Rio de Janeiro, 4p.
- DOMÍNGUEZ, J., EDWARDS, C.A., WEBSTER, M., 2000, “Vermicomposting of sewage sludge: Effect of bulking materials on the growth and reproduction of the earthworm *Eisenia andrei*”, *Pedobiologia*, v. 44, pp. 24-32.
- DORAN, J. W., PARKIN, T. B., 1994, “Defining and assessing soil quality”. In: *Defining soil quality for a sustainable environment*, Madisson: ASA/SSSA, pp.3-21.
- DUSHENKOV, S., VASUDEV, D., KAPULNIK, Y., GLEBA, D., *et al.*, 1997, “Removal of Uranium from Water Using Terrestrial Plants”, *Environmental Science & Technology*, v. 31, n. 12, 3468-3474.
- DUSHENKOV, V., NANDA KUMAR, P.B.A., MOTTO, H., RASKIN, I., 1995, “Rhizofiltration: the Use of Plants to Remove Heavy Metals from Aqueous Streams”, *Environmental Science & Technology*, v. 29, pp. 1239-1245.
- EAPEN, S., D’SOUZA, S.F., 2005, “Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals”, *Biotechnology Advances*, v. 23, pp. 97-114.
- EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 1997, *Manual de Métodos de Análise de Solo*. 2 ed., Rio de Janeiro, Embrapa, 212p.
- EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 1999, *Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes*, SILVA, F.C. (organizador), Brasília, Embrapa, 370p.
- ESCALANTE-ESPINOSA, E., GALLEGOS-MARTÍNEZ, M.E., FAVELA-TORRES, E., GUTIÉRREZ-ROJAS, M., 2005, “Improvement of the hydrocarbon phytoremediation rate by *Cyperus laxus* Lam. inoculated with a microbial consortium in a model system”, *Chemosphere*, v. 59, pp. 405-413.

- EVANGELOU, M.W.H., DAGHAN, H., SCHAEFFER, A., 2004, “The influence of humic acids on the phytoextraction of cadmium from soil”, *Chemosphere*, v.57, pp.207-213.
- FEEMA - DZ-1845.R-3, 2002, “Diretriz para o Licenciamento Ambiental de Dragagem e Disposição Final do Material Dragado”, Rio de Janeiro.
- FEEMA - 441.R1, 1983, “Método de determinação da alcalinidade da água”, *Manual do Meio Ambiente*, Métodos, Rio de Janeiro, Dicomt, v.2.
- FEEMA, 1998, Relatório de Qualidade da Água da Baía de Guanabara – 1990 a 1997, Governo do Estado e Secretaria do Estado do Meio Ambiente (não publicado).
- FISCHEROVÁ, Z., TLUSTOS, P., SZÁKOVÁ, J., SICHOROVÁ, K., 2006, “A comparison of phytoremediation capability of selected plant species for given trace elements”, *Environmental Pollution*, v. 144, pp. 93-100.
- FLETCHER, J.S., HEDGE, R.S., 1995, “Release of Phenols by Perennial Plant Roots and Their Potential Importance in Bioremediation”, *Chemosphere*, v. 31, pp. 3009-3016.
- FLETCHER, J.S., OLSON, P., LEIGH, M.B., 1997, “The Role of Phytoremediation in Intrinsic Bioremediation”, *Fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium*, New Orleans, LA, v. 2, 28 April 28 – May 1, 1997. Citado por U.S.EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000, “Introduction to Phytoremediation”, (Publication: EPA/600/R-99/107), EPA, Cincinnati, Ohio.
- FORSTNER, U., 1995, “Land contamination by metals: global scope and magnitude of problem”. In: *Metal speciation and contamination of soil*. CRV Press, pp. 1-33, Boca Raton. Citado por YANG, X., FENG, Y., HE, Z., STOFFELLA, P.J., 2005, “Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation”, *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, v. 18, pp. 339-353.

- GAO, Y., ZHU, L., 2004, "Plant uptake, accumulation and translocation of phenantrene and pyrene in soils", *Chemosphere*, v.55, pp.1169-1178.
- GATLIFF, E.G., 1994, "Vegetative Remediation Process Offers Advantages over Traditional Pump-and-Treat Technologies", *Remediation*, v. 4, n. 3, pp. 343-352.
- GATLIFF, E.G., 1996, "Phytoremediation", *Ground Water Monitoring Review*, Winter.
- GAUR, A., ADHOLEYA, A., 2004, "Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils", *Current Science*, v. 86, pp.528-534.
- GEA, T., BARRENA, R., ARTOLA, A., SÁNCHEZ, A., 2007, "Optimal bulking agent particle size and usage for heat retention and disinfection in domestic wastewater sludge composting", *Waste Management*, v. 27, pp. 1108-1116.
- GHEYI, H.R.; AZEVEDO, N.C.; BATISTA, M.A.F.; SANTOS, J.G.R., 1995, "Comparação de métodos na recuperação de solo salino-sódico", *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 19, pp. 173-178.
- GISBERT, C., ROS, R., HARO, A., WALKER, D.J., BERNAL, M.P., SERRANO, R., NAVARRO-AVINÓ, J., 2003, "A plant genetically modified that accumulates Pb is especially promising for phytoremediation", *Biochemical and Biophysical Research Communications*, v. 303, pp. 440-445.
- GOES FILHO, H.A., 2004, *Dragagem e Gestão dos Sedimentos*, Tese de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- GOMES, E.M.; GHEYI, H.R.; SILVA, E.F.F., 2000, "Melhorias nas propriedades Químicas e Físicas de um solo salino-sódico e rendimento de arroz, sob diferentes tratamentos". *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 4, n.3, pp.355-361.

- GORDON, M.P., CHOE, N., DUFFY, J., *et al.*, 1997, “Phytoremediation of Trichloroethylene with Hybrid Poplars”. In: *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*, Symposium Series n. 664, American Chemical Society – ACS, Washington. Citado por U.S.EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000, “Introduction to Phytoremediation”, (Publication: EPA/600/R-99/107), EPA, Cincinnati, Ohio.
- GORDON, M.P., 1997, “Phytoremediation of Chlorinated Solvents – Poplars Remove Chlorinated Solvents from Soil in Field Trials”. In: *IBC's Second Annual Conference on Phytoremediation*, Seattle, WA, June 18-19, 1997. Citado por U.S.EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000, “Introduction to Phytoremediation”, (Publication: EPA/600/R-99/107), EPA, Cincinnati, Ohio.
- GRIFFIOEN, W.A.L., IETSWAART, J.H., ERNST, W.H.O., 1994, “Mycorrhizal infection of an *Agrostis capillaris* population on a copper contaminated soil”, *Plant Soil*, v. 158, pp. 83-89.
- GROTZ, N., FOX, E., CONNOLY, E., PARK, W., GUERINOT, M.L., EIDE, D., 1998, “Identification of a family of zinc transporter genes that respond to zinc deficiency”, *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, v. 95, pp. 7220-7224.
- GUPTA, A.K. e SINHA, S., 2007, “Phytoextraction capacity of the plants growing on tannery sludge dumping sites”, *Bioresource Technology*, v. 98, n. 9, pp. 1788-1794.
- HE, Y., XU, J., TANG, C., WU, Y., 2005, “Facilitation of pentachlorophenol degradation in the rhizosphere of ryegrass (*Lolium perenne* L.)”, *Soil Biology & Biochemistry*, v. 20, pp. 1-8.
- HERBICH, J.B., 2000, “*Handbook of Dredging Engineering*”, 2 ed., McGraw-Hill, Hightstown, New Jersey, USA.

- HIRA, G.S., SINGH, N.T., 1980, "Irrigation water requirement for dissolution of gypsum in sodic soil", *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v. 44, pp. 930-933. Citado por BARROS, M.F.C., FONTES, M.P.F., ALVAREZ V., V.H., RUIZ, H.A., 2005, "Aplicação de Gesso e calcário na recuperação de solos salino-sódicos do Estado de Pernambuco". *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, n.3, pp. 320-326.
- HUANG, X.D, EL-ALAWI, GURSKA, J., GLICK, B.R., GREENBERG, B.M., 2005, "A multi-process phytoremediation system for decontamination of persistent total petroleum hydrocarbons (TPHs) from soils", *Microchemical Journal*, v. 81, pp. 139-147.
- INTERNATIONAL ASSOCIATION OF DREDGING COMPANIES (IADC)/ CENTRAL DREDGING ASSOCIATION (CEDA), 1997, *Environmental Aspects of Dredging - Guide 2b: Conventions, Codes and Conditions: Land Disposal*, Delft, The Netherlands.
- INTERNATIONAL ASSOCIATION OF DREDGING COMPANIES (IADC)/ CENTRAL DREDGING ASSOCIATION (CEDA), 1997, *Environmental Aspects of Dredging – Guide 3: Investigation, Interpretation and Impact*, Delft, The Netherlands.
- INTERNATIONAL ASSOCIATION OF DREDGING COMPANIES (IADC)/ CENTRAL DREDGING ASSOCIATION (CEDA), 1997, *Environmental Aspects of Dredging – Guide 5*, Delft, The Netherlands.
- JAMAL, A., AYUB, N., USMAN, M., KHAN, A.G., 2002, "Arbuscular mycorrhizal fungi enhance zinc and nickel uptake from contaminated soil by soybean and lentil", *International Journal of Phytoremediation*, v. 4, pp. 205-221.
- JANOUSKOVÁ, M., PAVLÍKOVÁ, D., MACEK, T., VOSÁTKA, M., 2005, "Influence of arbuscular mycorrhiza on the growth and cadmium uptake of tobacco with inserted metallothionein gene", *Applied Soil Ecology*, v. 29, pp. 209-214.

- JANUARY, M.C., CUTRIGHT, T.J., KEULEN, H.V., WEI, R., 2007, "Hydroponic phytoremediation of Cd, Cr, Ni, As, and Fe: Can *Helianthus annuus* hyperaccumulate multiple heavy metals?", *Chemosphere*, v. 70, n. 3, pp. 531-537.
- JOHNSON, D.L., ANDERSON, D.R., MACGRATH, S.P., 2005, "Soil microbial response during the phytoremediation of a PAH contaminated soil", *Soil Biology & Biochemistry*, v. 20, pp. 1-3.
- JUHASZ A.L., NAIDU, R., 2000, "Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo[a]pyrene", *Int International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 45, pp. 57-88.
- KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H., 1992, *Trace elements in soils and plants*. Boca Raton, Florida, CRC Press. Citado por YOON, J., CAO, X., ZHOU, Q., MA, L.Q., 2006, "Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site", *Science of the Total Environmental*, v. 368, pp. 456-464.
- KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H., 2001, *Trace elements in soils and plants*. Boca Raton, Florida, 3 ed., CRC Press, 331p. Citado por SANTOS, G.C.G. e RODELLA, A.A., 2007, "Efeito da adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico de B, Zn, Cu, Mn e Pb no cultivo de *Brassica juncea*", *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, pp. 793-804.
- KAIMI, E., MUKAIDANI, T., MIYOSHI, S., MASAHIKO, T., 2006, "Ryegrass enhancement of biodegradation in diesel-contaminated soil", *Environmental and Experimental Botany*, v. 55, pp. 110-119.
- KENNISH, M.J., 1994, *Practical Handbook of Marine Science*. New York, John Wiley & Son.
- KING, L.D., 1989, "Retention of metals by several soils of the Southeastern United States", *Journal of Environmental Quality*, n. 10, pp. 1-56.

- KING, R.F., ROYLE, A., PUTWAIN, P. D., DICKINSON, N.M., 2006, "Changing contaminant mobility in a dredged canal sediment during a three-year phytoremediation trial", *Environmental Pollution*, v. 143, pp. 318-326.
- KIRK, J.L., KLIRONOMOS, J.N., LEE, H., TREVORS, J.T., 2005, "The effects of perennial ryegrass and alfalfa on microbial abundance and diversity in petroleum contaminated soil", *Environmental Pollution*, v. 133, pp. 455-465.
- KOCHIAN, L.V., PENCE, N.S., LETHAM, D.L.D., PINEROS, M.A., MAGALHÃES, J.V., *et al*, 2002, "Mechanisms of metal resistance in plants: aluminum and heavy metals", *Plant and Soil*, v. 247, pp. 109-119.
- KOMOSSA, D., LANGEBARTELS, C., SANDERMANN, H., 1995, "Metabolic Processes for Organic Chemicals in Plants". In: *Plant Contamination: Modeling and Simulation of Organic Chemical Processes*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 69-103.
- KOMÁREK, M., TLUSTOS, P., SZÁKOVÁ, J., CHRASTNÝ, V., ETTLER, V., 2007, "The use of maize and poplar in chelant-enhanced phytoextraction of lead from contaminated agricultural soils", *Chemosphere*, v. 67, pp. 640-651.
- KRÄMER, U., PICKERING, I.J., PRINCE, R.C., RASKIN, I., SALT, D.E., 2000, "Subcellular localization and speciation of nickel in hyperaccumulator and non-accumulator *Thlaspi* species", *Plant Physiology*, v. 122, pp. 1343-1353.
- KULCU, R., YALDIZ, O., 2007, "Composting of goat manure and wheat straw using pine cones as a bulking agent", *Bioresource Technology*, v. 98, pp. 2700-2704.
- LASAT, M.M., BAKER, A.J.M., KOCHIAN, L.Y., 1996, "Physiological characterization of root An^{2+} absorption and translocation to shoots in Zn hyperaccumulator and non-accumulator species of *Thlaspi*", *Plant Physiology*, v. 112, pp. 1715-1722.

- LASAT, M.M., PENCE, N.S., GARVIN, D.F., KOCHIAN, L.V., 2000, “Molecular physiology of Zn transport in the Zn hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*”, *Journal of Experimental Botany*, v. 51, n. 342, pp. 71-79.
- LEAL, I.G., ACCIOLY, A.M.A., FERREIRA, F.L., SILVA, R.K.S., FREIRE, M.B.G.S., MONTENEGRO, A.A.A., NASCIMENTO, C.W.A., 2005, “Fitorremediação de solo salino-sódico”, *XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*, Recife-PE.
- LEE, S.H., LEE, W.S., LEE, C.H., KIM, J.G., 2008, “Degradation of phenanthrene and pyrene in rhizosphere of grasses and legumes”, *Journal of Hazardous Materials*, v. 153, n. 1-2, pp. 892-898.
- LEYVAL, C.; TURNAU, K.; HASELWANDTER, K., 1997, “Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: ecological and applied aspects”, *Mycorrhiza*, v. 7, pp. 139 – 153.
- LICHT, L.A., SCHNOOR, J.L., 1993, “Tree Buffers Protect Shallow Ground Water at Contaminated Sites”. In: *EPA Ground Water Currents*, Office of Solid Waste and Emergency Response, (Publication: EPA/542/N-93/011).
- LISTE, H.H., ALEXANDER, M., 2000, “Plant-promoted pyrene degradation in soil”, *Chemosphere*, v. 40, pp. 7-10.
- LISTE, H.H., FELGENTREU, D., 2006, “Crop growth, culturable bacteria, and degradation of petrol hydrocarbons (PHCs) in a long-term contaminated field soil”, *Applied Soil Ecology*, v. 31, pp. 43-52.
- LOPES, A.S., ALVAREZ, V.V.H., 1999, “Apresentação dos resultados das análises de solo”. In: RIBEIRO, A.C., ALVAREZ, V.V.H., GUIMARÃES, P.T.G., *Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais*, 5^a Aproximação, RIBEIRO, A.C., ALVAREZ, V.V.H., GUIMARÃES, P.T.G., Viçosa, MG, 359p.

- LÓPEZ, M.L., PERALTA-VIDEA, J.R., BENITEZ, T., GARDEA-TORRESDEY, J.L., 2005, “Enhancement of lead uptake by alfafa (*Medicago sativa*) using EDTA and growth promoter”, *Chemosphere*, v. 61, pp. 595-598.
- LORENZI, H., 1992, “*Árvores Brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil*”, 1 ed., Nova Odessa, SP, Plantarum.
- LUCHESE, E.B.; FAVERO, L.O.B.; LENZI, E., 2002, “Fundamentos da Química do Solo”. 2ª edição, editora Freitas Bastos, Rio de Janeiro.
- MAAS, E.V., GRATTAN, S.R., 1999, “Crop yields as affected by salinity”. In: SKAGGS, R.W., VAN SCHILFGAARDE, J. *Agricultural drainage, agronomical monographs*, v. 38, pp. 615-657, ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI. Citado por BAÑUELOS, G.S., LIN, Z.Q., 2005, “Phytoremediation management of selenium-laden drainage sediments in the Luis Drain: a greenhouse feasibility study”, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 62, pp. 309-316.
- MACHADO, W., SILVA-FILHO, E.V., OLIVEIRA, R.R., LACERDA, L.D., 2002, “Trace metal retention in mangrove ecosystems in Guanabara Bay, SE Brazil”, *Marine Pollution Bulletin*, v. 44, pp. 1277-1280.
- MALAVOLTA, E., 1980, “Elementos de nutrição mineral de plantas”, São Paulo, Editora Agronômica Ceres.
- MANT, C., COSTA, S., WILLIAMS, J., TAMBOURGI, E., 2006, “Phytoremediation of chromium by model constructed wetland”, *Bioresource Technology*, v. 97, pp. 1767-1772.
- MARCHIOL, L., ASSOLARI, S., SACCO, P., ZERBI, G., 2004, “Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil”, *Environmental Pollution*, v. 132, pp. 21-27.
- MARTINEZ, H.E.P., CARVALHO, J.G., SOUZA, R.B., 1999, “Diagnose Foliar”, In: RIBEIRO, A.C., ALVAREZ V., V.H., GUIMARÃES, P.T.G., *Recomendações*

para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais, 5^a Aproximação, RIBEIRO, A.C., ALVAREZ V., V.H., GUIMARÃES, P.T.G., Viçosa, MG, 359p.

MAXTED, A.P, BLACK, C.R., WEST, H.M., CROUT, N.M.J., MCGRATH, S.P., YOUNG, S.D., 2007, “Phytoextraction of cadmium and zinc from arable soils amended with sewage sludge using *Thlaspi caerulescens*: Development of a predictive model”, v. 150, pp. 363-372.

MAYER, R., LETEY, J., FARMER, W.J., 1974, “Models for predicting volatilization of soil incorporated pesticides”, *Soil Science Society American*, v. 38, pp. 563-568. Citado por CUNNINGHAM, S.D., ANDERSON, T.A., SCHWAB, A.P., HSU, F.C., 1996, “Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants”. In: *Advances in Agronomy*, v. 56, Academic Press, pp. 55-114.

MCCUTCHEON, S.C., 1996, “Phytoremediation of Organic Compounds: Science Validation and Field Testing”. In: *Workshop on Phytoremediation of Organic Wastes*, December 17-19, 1996. Citado por U.S.EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000, “Introduction to Phytoremediation”, (Publication: EPA/600/R-99/107), EPA, Cincinnati, Ohio.

MEERS, E., LAMSAL, S., VERVAEKE, P., HOPGOOD, M., LUST, N., TACK, F.M.G., 2005, “Availability of heavy metals for uptake by *Salix viminalis* on a moderately contaminated dredged sediment disposal site”, *Environmental Pollution*, v. 137, pp. 354-364.

MEERS, E., VANDECASTEELE, B., RUTTENS, A., VANGRONSVELD, J., TACK, F.M.G., 2007, “Potential of five willow species (*Salix* spp.) for fitoextraction of heavy metals”. *Environmental and Experimental Botany*, v. 60, n. 1, pp. 57-68.

MEYSAMI, P. E BAHERI, H., 2003, “Pre-screening of fungi and bulking agents for contaminated soil bioremediation”, *Advances in Environmental Research*, v. 7, pp. 881-887.

- MILLER, W.E., PETERSON, S.A., GREENE, J.C., CALLAHAN, C.A., 1985, "Comparative Toxicology of Laboratory Organisms for Assessing Hazardous Waste Sites", *Environmental Quality*, v. 14, pp. 569-574.
- MOFFAT, A.S., 1995, "Plants Proving Their Worth in Toxic Metal Cleanup", *Science*, v. 269, pp. 302-303.
- MOLINA-BARAHONA, L., RODRÍGUEZ-VÁSQUEZ, R., HERNÁNDEZ-VELASCO, M., VEGA,-JARQUÍN, C., ZAPATA-PÉREZ, O., MENDOZA-CANTÚ, A., ALBORES, A., 2004, "Diesel removal from contaminated soils by biostimulation and supplementation with crop residues", *Applied Soil Ecology*, v. 27, pp. 165-175. .
- MOLINA, M., ARAUJO, R., BOND, J.R., 1995, "Dynamics of Oil Degradation in Coastal Environments: Effects of Bioremediation Products and Some Environmental Parameters". In: *Symposium on Bioremediation of Hazardous Wastes: Research, Development, and Field Evaluations*, August 10-12, 1995, Rye Brook, NY, (Publication: EPA/600/R-95/076).
- MORENO, F.N., CORSEUIL, H.X., 2001, "Fitorremediação de aquíferos contaminados por gasolina", *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 6, n. 1 e n. 2, pp. 1-7, ABES, Rio de Janeiro.
- NANDA KUMAR, P.B.A., DUSHENKOV, V., MOTTO, H., RASKIN, I., 1995, "Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils", *Environmental Science & Technology*, v. 29, pp. 1232-1238.
- NASCIMENTO, C.W.A., AMARASIRIWARDENA, D., XING, B., 2006, "Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil", *Environmental Pollution*, v. 140, pp. 114-123.

- NARAYANAN, M., DAVIS, L.C., ERICKSON, L.E., 1995, "Fate of Volatile Chlorinated Organic Compounds in a Laboratory Chamber with Alfafa Plants", *Environmental Science & Technology*, v. 29, pp. 2437-2444.
- NELLESSEN, J.E., FLETCHER, J.S., 1993a, "Assessment of Published Literature on the Uptake/Accumulation, Translocation, Adhesion and Biotransformation of Organic Chemicals by Vascular Plants", *Environment Toxicology Chemicals*, v. 12, pp. 2045-2052.
- NELSON, S., 1996, "Use of Trees for Hydraulic Control of Ground-water Plumes". In: *Workshop on Phytoremediation of Organic Wastes*, December 17-19, 1996. Citado por U.S.EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000, "Introduction to Phytoremediation", (Publication: EPA/600/R-99/107), EPA, Cincinnati, Ohio.
- NEUGSCHWANDTNER, R.W., TLUSTOS, P., KOMÁREK, M., SZÁKOVÁ, J., 2008, "Phytoextraction of Pb and Cd from a contaminated agricultural soil using different EDTA application regimes: Laboratory versus field scale measures of efficiency", *Geoderma*, v. 144, n. 3-4, pp. 446-454.
- NEWMAN, L.A., STRAND, S.E., CHOE, N., DUFFY, J., EKUAN, G., RUSZAJ, M., SHURTLEFF, B.B., WILMONT, J., HEILMAN, P., GORDON, M.P.M., 1997a, "Uptake and biotransformation of trichloroethylene by hybrid poplars", *Environmental Science & Technology*, v. 31, pp. 1062-1067.
- NEWMAN, L.A., BOD, C., CHOE, N., CRAMPTON, R., *et al.*, 1997b, "Phytoremediation of Trichloroethylene and Carbon Tetrachloride: Results from Bench to Field". In: *12th Annual Conference on Hazardous Waste Research*, Abstracts Book, May 19-22, 1997, Kansas City, MO. Citado por U.S.EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000, "Introduction to Phytoremediation", (Publication: EPA/600/R-99/107), EPA, Cincinnati, Ohio.

- NUNES FILHO, J., SOUSA, A.R., SÁ, V.A.L., FERRAZ, L.G.B., TABOSA, J.N., SILVA, A.B., 2005, “Gramíneas forrageiras irrigadas na recuperação de solos salino-sódicos no vale do Rio Moxotó, Ibimirim-PE”, *XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*, Recife-PE.
- OLIVEIRA, C., 1998, *Avaliação do potencial de contaminação de dois solos agrícolas com lodo de esgoto enriquecido com Cd, Pb e Zn*. Tese de D.Sc., Instituto de Agronomia, UFRRJ, Seropédica, RJ, Brasil.
- OLIVEIRA, C., SOBRINHO, N.M.B.A., MARQUES, V.S., MAZUR, N., 2005, “Efeitos da aplicação de lodo de esgoto enriquecido com cádmio e zinco na cultura do arroz”, *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 29, pp. 109-116.
- ORLOWSKA, E., RYSZKA, P., JURKIEWICZ, A., TURNAU, K., 2005, “Effectiveness of arbuscular mycorrhizal fungal (AMF) strains in colonisation of plants involved in phytostabilisation of zinc wastes”, *Geoderma*, v. 129, pp. 92-98.
- OW, D.W., 2000, “Molecular Genetics of Metal Detoxification: Prospects for Phytoremediation”. Final Report, U.S.EPA, Department of Agriculture, USA.
- PAQUIN, D., OGOSHI, R., CAMPBELL, S., LI, Q.X., 2002, “Bench-scale phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbon-contaminated marine sediment with tropical plants”, *International Journal of Phytoremediation*, v. 4, nº 4, pp. 297-313.
- PARTHENIADES, E., 1992, “Estuarine Sediment Dynamics and Shoaling Processes”. *Handbook of Coastal and Ocean Engineering*, pp. 985-1068, Houston, Gulf Publishing.
- PASTOR, J., APARICIO, A.M., GUTIERREZ-MAROTO, A., HERNÁNDEZ, 2007, “Effects of two chelants agents (EDTA and DTPA) on the autochthonous vegetation of a soil polluted with Cu, Zn and Cd”, *Science of the Total Environment*, v. 378, pp. 114-118.

- PATERSON, S., MACKAY, D., TAM, D., SHIU, W.Y., 1990, "Uptake of Organic Chemicals by Plants: A Review of Processes, Correlations and Models", *Chemosphere*, v. 21, pp. 297-331.
- PEÑALOSA, J.M., CARPENA, R.O., VÁSQUEZ, S, AGHA, R., GRANADO, A., SARRO, M.J., ESTEBAN, E., 2007, "Chelate-assisted phytoextraction of heavy metals in a soil contaminated with a pyritic sludge", *Science of the Total Environment*, v. 378, pp. 199-204.
- PENG, K., LUO, C., YOU, W., LIAN, C., LI, X., SHEN, Z., 2008, "Manganese uptake and interactions with cadmium in the hyperaccumulator – *Phytolacca Americana* L.", *Journal of Hazardous Materials*, v. 154, 674-681.
- PIERZYNSKI, G.M., SCHNOOR, J.L., BANKS, M.K., *et al.*, 1994, "Vegetative Remediation at Superfund Sites. Mining and Its Environmental Impact". *Environmental Science & Technology*, v. 1, pp. 49-69.
- PILON-SMITS, E.A.H., HWANG, S., LYTLE, C.M., ZHU, Y., *et al*, 1999, "Overexpression of ATP sulfurylase in Indian mustard leads to increased selenate uptake, reduction, and tolerance", *Plant Physiology*, v. 119, pp. 123-132.
- PINO, G. A.H, 2005, "*Biossorção de metais pesados utilizando pó da casca do coco verde (Cocos nucifera)*", Tese M.Sc., Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- PIRES, A.M.M. e MATTIAZO, M.E., 2007, "Cinética de solubilização de metais pesados por ácidos orgânicos em solos tratados com lodo de esgoto", *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, pp. 143-151.
- POSTGATE, J.R., 1984, "The sulphate-reducing bacteria", Segunda edição, Cambridge, England, Cambridge University Press.

- RAIMUNDO, R.S, MACEDO, R.C., RIZZO, A.C.L., 2004, “Tratamento de solo contaminado por petróleo empregando material estruturante”, In: 44º Congresso Brasileiro de Química, Associação Brasileira de Química (ABQ), 20 a 24 de Setembro, Fortaleza, Ceará.
- RAMALHO FILHO, A., PÉREZ, D.V., AMARAL, F.C.S., TAVARES, S.R.L., 2005, “Parâmetros do Sistema Relacionados à Qualidade e Custo de Captação da Água para Irrigação”, In: AMARAL, F.C.S., SiBCTI – *Sistema Brasileiro de Classificação de Terras para Irrigação; Enfoque na Região Semi-árida*, Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.
- RAMOS, M.O., 1997, *Diretrizes para Disposição e Tratamento de Rejeitos de Dragagem*, Exame de Qualificação ao Doutorado, PEC-COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- RASKIN, I., NANDA KUMAR, P.B.A., DUSHENKOV, S., *et al.*, 1994, “Phytoremediation – Using Plants to Clean up Soils and Waters Contaminated with Toxic Metals”. In: *ACS Industrial & Engineering Chemistry Division Special Symposium*, v. 1, September 19-21, 1994, Atlanta, GA.
- REEVES, R.D., BROOKS, R.R., 1983, “Hyperaccumulation of Lead and Zinc by Two Metallophytes from Mining Areas of Central Europe”, *Environmental Pollution*, Ser A., v. 31, n. 4, pp. 277-285.
- RHYKERD, R.L., CREWS, B., MCINNES, K.J., WEAVER, R.W., 1999, “Impact of bulking agents, forced aeration, and tillage on remediation of oil-contaminated soil”, *Bioresource Technology*, v. 67, pp. 279-285.
- RICHARDS, L.A., 1954, “Diagnosis and improvement of saline and alkali soils”, Washington: US Department of Agriculture, USDA Agricultural Handbook, 60, 160p. Citado por BARROS, M.F.C., FONTES, M.P.F., ALVAREZ V., V.H., RUIZ, H.A., 2005, “Aplicação de Gesso e calcário na recuperação de solos salino-sódicos do Estado de Pernambuco”. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, n.3, pp. 320-326.

- RIMA (Relatório de Impacto Ambiental) – CSA (Companhia Siderúrgica do Atlântico), 2005, RJ.
- ROSSI, M. e MATTOS, I.F.A., 2002, “Solos de Mangue do Estado de São Paulo: Caracterização Química e Física”, *Revista do Departamento de Geografia*, v. 15, pp. 101-113.
- ROBERTS, E.R., 1998, *Remediation of Petroleum Contaminated Soils – Biological, Physical and Chemical Processes*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- ROSMAN, P.C.C., 1998, *Estudo Hidrodinâmico e Geotécnico para Revitalização da Circulação no Canal do Fundão e no Canal do Cunha, Baía de Guanabara, RJ*. In: Relatório Final – Sumário Executivo, Engenharia Costeira e Oceanográfica, COPPE/UFRJ, RJ.
- SAEG 6, 2005, “*Sistema para análise estatística e genética*”, v. 9, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- SALT, D.E., PRINCE, R.C., PICKERING, I.J., RASKIN, I., 1995, “Mechanism of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard”, *Plant Physiology*, v. 109, pp. 1426-1433.
- SALT, D.E., BLAYLOCK, M., NANDA KUMAR, P.B.A., *et al.*, 1995, “Phytoremediation: A novel Strategy for the Removal of Toxic Metals from the Environment Using Plants”, *Biotechnology*, v. 13, pp. 468-474.
- SALT, D.E., PICKERING, I.J., PRINCE, R.C., *et al.*, 1997, “Metal Accumulation by Aquacultured Seedlings of Indian Mustard”, *Environmental Science & Technology*, v. 31, pp. 1636-1644.
- SALT, D.E., KRAMER, U., 2000, “Mechanisms of metal hyperaccumulation in plants”. In: *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*, New York, pp.231-245. Citado por EAPEN, S., D’SOUZA, S.F., 2005, “Prospects

of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals”, *Biotechnology Advances*, v. 23, pp. 97-114.

SANTOS, R.V., 1995, “Correção de um solo salino-sódico e absorção de nutrientes pelo feijoeiro vigna (*Vigna unguiculata* L. WALD), Tese D.Sc., USP, Piracicaba, SP, Brasil.

SANTOS, R.V. e TERTULIANO, S.S.X., 1998, “Crescimento de espécies arbóreas em solo salino-sódico tratado com ácido sulfúrico”, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 2, n. 2, pp. 239-242.

SANTOS, A.C.B., 2001, *Avaliação do acréscimo de polímeros na disposição de sedimentos dragados*. Tese de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.

SANTOS, R.V., VITAL, A.F.M., SOUTO, J.S., SALES, F.C.V., HOLANDA, A.C., SOUTO, P.C., 2002, “Uso de gesso e fósforo em solo degradado cultivado com crotalária”, SIRAD 2002, Belo Horizonte, Brasil.

SANTOS, G.O., 2006, *Crescimento, nutrição e estrutura do lenho juvenil de três espécies florestais com potencial de fitorremediação em solos contaminados com petróleo*, Tese D.Sc., Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil.

SANTOS, F.S., HERNÁNDEZ-ALLICA, J., BECERRIL, J.M., AMARAL-SOBRINHO, N., MAZUR, N., GARBISU, C., 2006, “Chelate- induced phytoextraction of metal polluted soils with *Brachiaria decumbens*”, *Chemosphere*, v. 65, pp. 43-50.

SANTOS, G.C.G. e RODELLA, A.A., 2007, “Efeito da adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico de B, Zn, Cu, Mn e Pb no cultivo de *Brassica juncea*”, *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, pp. 793-804.

SCHNOOR, J.L., LICHT, L.A., MCCUTCHEON, S.C., WOLFE, N.L., CARREIRA, L.H., 1995a, “Phytoremediation of Organic and Nutrient Contaminants”, *Environmental Science & Technology*, v. 29, pp. 318A-323A.

- SCHNOOR, J.L., 1997, *Phytoremediation*. In: Technology Evaluation Report, (Publicação: E Series: TE-98-01), GWRTAC – Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center.
- SCHWAB, A.P., 1998, “Phytoremediation of Soils Contaminated with PAHS and Other Petroleum Compounds”. In: *Beneficial Effects of Vegetation in Contaminated Soils Workshop*, Kansas State University, Manhattan, KS, January 7-9, 1998. Citado por U.S.EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000, “Introduction to Phytoremediation”, (Publication: EPA/600/R-99/107), EPA, Cincinnati, Ohio.
- SEKHAR, K.C., KAMALA, C.T., CHARY, N.S., BALARAM, V., GARCIA, G., 2005, “Potential of *Hemidesmus indicus* for phytoextraction of lead from industrially contaminated soils”, *Chemosphere*, v. 58, pp. 507-514.
- SINGH, N., MEGHARAJ, M., KOOKANA, R.S., NAIDU, R., 2004, “Atrazine and simazine degradation in Pennisetum rhizosphere”, *Chemosphere*, v. 56, pp. 257-263.
- SKEMPTON, A.W., 1953, The colloidal activity of clays, Proceedings, III ICSMFE, Zurich, Suíça, v.1, pp. 57-61.
- SOBRINHO, N.M.A., 1996, “Metais pesados em solos brasileiros”. *O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentável*. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, UFV, pp. 837-853.
- SONG, W.Y., SOHN, E.J., MARTINOIA, E., *et al.*, 2003, “Engineering tolerance and accumulation of lead and cadmium in transgenic plants”, *Nature Biotechnology*, v. 21, pp. 914-919.
- SOUDEK, P., TYKVA, R., VANKOVÁ, R., VANEK, T., 2005, “Accumulation of radioiodine from aqueous solution by hydroponically cultivated sunflower

(*Helianthus annuus* L.)”, *Environmental and Experimental Botany*, v. 57, n. 3, pp. 220-225.

SOUSA PINTO, C., 2002, *Curso Básico de Mecânica dos Solos*, 2 ed., São Paulo, Oficina de Textos.

STEPHENS, S.R., ALLOWAY, B.J., CARTER, J.E., PARKER, A., 2001, “Towards the characterisation of heavy metals in dredged canal sediments and an appreciation of ‘availability’: two examples from the UK”, *Environmental Pollution*, v. 113, pp. 395-401.

SUMMERS, A.O., 1986, “Organization, expression and evolution of genes for mercury resistance”, *Annual Review of Microbiology*, v. 40, pp. 607-634.

SUSARLA, S., MEDINA, V.F., MCCUTCHEON, S.C., 2002, “Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination”, *Ecological Engineering*, v. 18, pp. 647-658.

TAIZ, L.; ZEIGER, E., 2004, *Fisiologia Vegetal*, Editora Artmed, 3 ed.

THOMPSON, P.L., RAMER, L.A., SCHNOOR, J.L., 1998, “Uptake and Transformation of TNT by Hybrid Poplar Trees”, *Environmental Science & Technology*, v. 32, pp. 975-980.

TREMIER, A., GUARDIA, A., MASSIANI, C., PAUL, E., MARTEL, J.L., 2005, “A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted”, *Bioresource Technology*, v. 96, pp. 169-180.

TRINDADE, P.V.O., 2002, *Avaliação das Técnicas de Bioaumentação e Bioestimulação no Processo de Biorremediação de Solo Contaminado por Hidrocarbonetos de Petróleo*, Tese M.Sc., Escola de Química – UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

- TURGUT, C., PEPE, M.K., CUTRIGHT, T.J., 2004, “The effect of EDTA and citric acid on phytoremediation of Cd, Cr, and Ni from soil using *Helianthus annuus*”, *Environmental Pollution*, v. 131, pp. 147-154.
- TURNAU, K., 1998, “Heavy metal content and localization in mycorrhizal *Euphorbia cyparissias* from zinc in southern Poland”, *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, v. 67, 105-113.
- U.S.EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000, “Introduction to Phytoremediation”, (Publication: EPA/600/R-99/107), EPA, Cincinnati, Ohio.
- U.S.EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1992, “Evaluating Environmental Effects of Dredged Material, Management Alternatives, a Technical Framework”, (Publication: EPA 842-B-92-008), Office of Water (4504F), Washington.
- U.S.EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2007, SW 846 - Método 6010C – *Determinação de Elementos Traços em Solução por Espectrometria de Emissão Atômica por Plasma (ICP-AES)*.
- U.S.EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2007, SW 846 - Método 3051A – *Digestão Ácida Facilitada pelo Forno de Microondas para Sedimentos, Lodos, Solos e Óleos*.
- U.S.EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2007, SW 846 - Método 8270C – *Determinação de Compostos Orgânicos Semivoláteis por cromatografia gasosa/espectrometria de massa (GC/MS)*.
- SMEWW - Método 6410B – *Cromatografia Gasosa/Espectrometria de Massa de extração líquido/líquido (GC/MS)*.

- U.S.EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1994, "Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) - Remediation Guidance Document", (Publication: EPA 905-B94-003), Great Lakes National Program Office, Chicago.
- U.S.ACE - U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1987, "Engineers Manual: Beneficial use of dredged material", (publication: EM 1110-205026).
- VALENTIM, L.A., 2007, Adaptação do método de determinação de HPA's em tecido vegetal, Laboratório Bioagri Ambiental, São Paulo. (Comunicação Pessoal).
- VANDECASTEELE, B., DE VOS, B., TACK, F.M.G., 2002, "Cadmium and Zinc uptake by volunteer willow species and elder rooting in polluted dredged sediment disposal sites". *The Science of Total Environment*, v. 299, pp. 191-205.
- VAN DER ZAAL, B.J., NEUTEBOOM, L.W., PINAS, J.E., *et al.*, 1999, "Overexpression of a novel Arabidopsis gene related to putative zinc transporter genes from animals can lead to enhanced zinc resistance and accumulation", *Plant Physiology*, v. 119, pp. 1047-1055.
- VASUDEVAN, N., RAJARAM, P., 2001, "Bioremediation of oil sludge-contaminated soil", *Environmental International*, v. 26, pp. 409-411.
- VERVAEKE, P., LUYSSAERT, S., MERTENS, J., DE VOS, B., SPELEERS, L. LUST, N., 2001, "Dredge sediment as a substrate for biomass production of willow trees established using the SALIMAT technique", *Biomass and Bioenergy*, v. 21, pp. 81-90.
- VERVAEKE, P., LUYSSAERT, S., MERTENS, J., MEERS, E., TACK, F.M.G., LUST, N., 2003, "Phytoremediation prospects of willow stands on contaminated sediment: a field trial", *Environmental Pollution*, v.126, pp. 275-282.
- VOGEL-MIKUS, K., DROBNE, D., REGVAR, M., 2005, "Zn, Cd and Pb accumulation and arbuscular mycorrhizal colonisation of pennycress *Thlaspi*

- praecox* Wulf. (Brassicaceae) from the vicinity of a lead mine and smelter in Slovenia”, *Environmental Pollution*, v. 133, pp. 233-242.
- VOLPON, A.G.T.; VITAL, R.L. e CASELLA, R.C., 1998, “Método NMP em microescala para contagem de microrganismos consumidores de hidrocarbonetos”, Comunicação Técnica SEBIO n.6/98.
- WANG, F., LIN, X., YIN, R., WU, L., 2006, “Effects of arbuscular mycorrhizal inoculation on the growth of *Elsholtzia splendens* and *Zea mays* and the activities of phosphatase and urease in a multi-metal-contaminated soil under unsterilized conditions”, *Applied Soil Ecology*, v. 131, pp. 110-119.
- WEI, S., SILVA, J.A.T., ZHOU, Q., 2008, “Agro-improving method of phytoextraction heavy metal contaminated soil”, *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, pp. 662-668.
- WEISSENHORN, J., 1994, *Arbuscular Mycorrhizal in Heavy Metal Polluted Soils*. Doctorate Thesis, Université Nancy I. Citado por ERNST, W.H.O., 1996, “Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants”, *Applied Geochemistry*, v. 11, pp. 163-167.
- WILDE, E.W., BRIGMON, R.L., DUNN, D.L., HEITKAMP, M.A., DAGNAN, D.C., 2005, “Phytoextraction of lead from firing range soil by Vetiver grass”, *Chemosphere*, v. 61, pp. 1451-1457.
- WONG, T., 1996, “The living cap: Phytoremediation observations after 20 years”. In: *Workshop Phytoremediation of Organic Wastes*, December 17-19, 1996. Citado por U.S.EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000, “Introduction to Phytoremediation”, (Publication: EPA/600/R-99/107), EPA, Cincinnati, Ohio.
- WU, L.H., LUO, Y.M., XING, X.R., CHRISTIE, P., 2004, “EDTA-enhanced phytoremediation of heavy metal contaminated soil with Indian mustard and

associated potential leaching risk”, *Agricultural, Ecosystems and Environment*, v. 102, pp. 307-318.

XIA, H.P., 2004, “Ecological rehabilitation and phytoremediation with four grasses in oil shale mined land”, *Chemosphere*, v. 54, pp. 345-353.

XU, S.Y., CHEN, Y.X., WU, W.X., WANG, K.X., LIN, X.Q., 2005, “Enhanced dissipation of phenanthrene and pyrene in spiked soils by combined plants cultivation”, *Science of the Total Environment*, *In Press*.

YANG, X., FENG, Y., HE, Z., STOFFELLA, P.J., 2005, “Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation”, *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, v. 18, pp. 339-353.

YOON, J., CAO, X., ZHOU, Q., MA, L.Q., 2006, “Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site”, *Science of the Total Environmental*, v. 368, pp. 456-464.

ZORPAS, A.A., INGLEZAKIS, V.J., LOIZIDOU, M., 2008, “Heavy metals fractionation before, during and after composting of sewage sludge with natural zeolite”, *Waste Management*, v. 28, n. 11, pp. 2054-2060.

SITES

CETESB, <http://www.cetesb.sp.gov.br>, 2005

CIBG – CENTRO DE INFORMAÇÕES DA BAÍA DE GUANABARA,
<http://www.cibg.rj.gov.br>, 2008.

ECOAÇÃO, <http://www.ecoacao.com.br>, 2008

GE Study Report, *Dredging: Wrong Answer*,
<http://www.hudsonwatch.com/dredging.html>, 1998

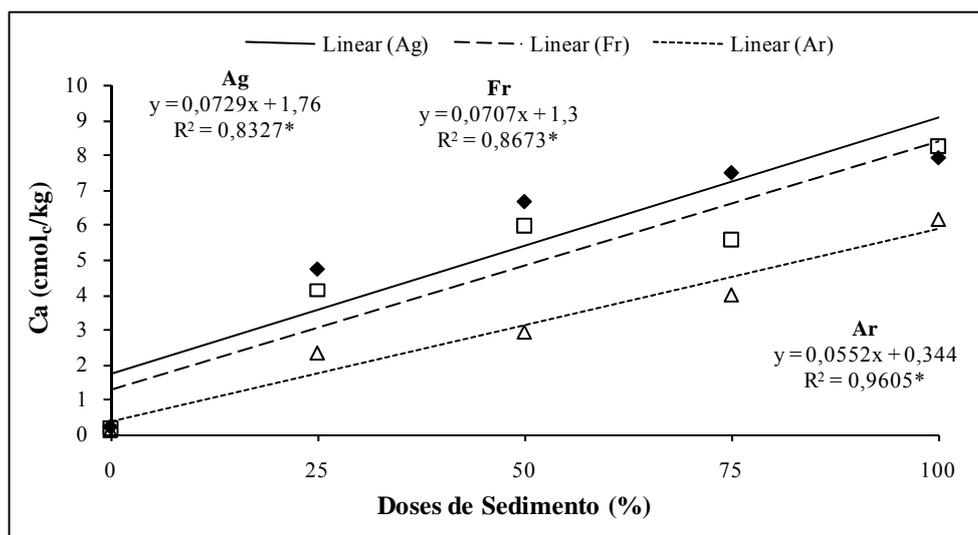
HERBÁRIO, <http://www.herbario.com.br/cie/universi>, 2006

LICEU ALBERT SABIN, <http://www.liceuasabin.br>, 2006

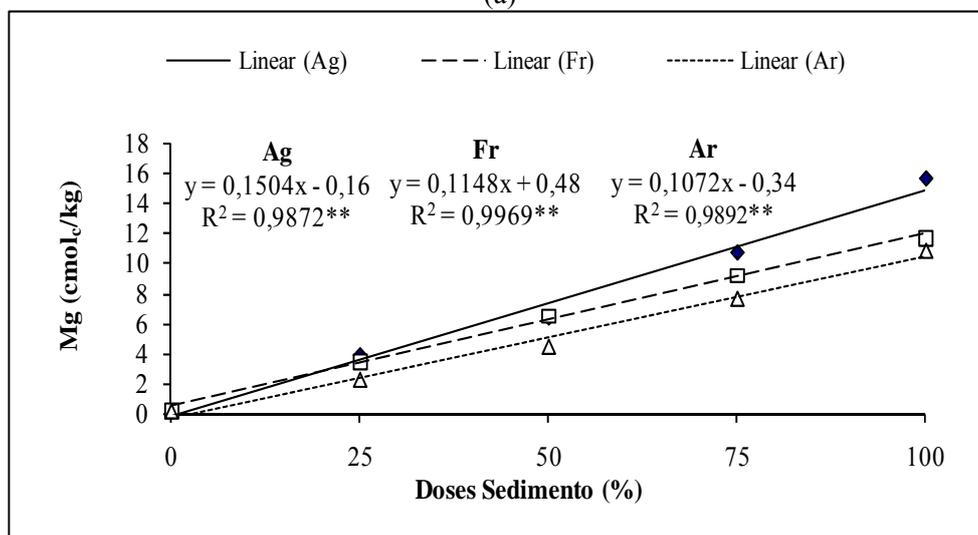
UEM, <http://www.dbi.uem.br/bonato.html>, 2008

APÊNDICE 1

CTC E MACRONUTRIENTES



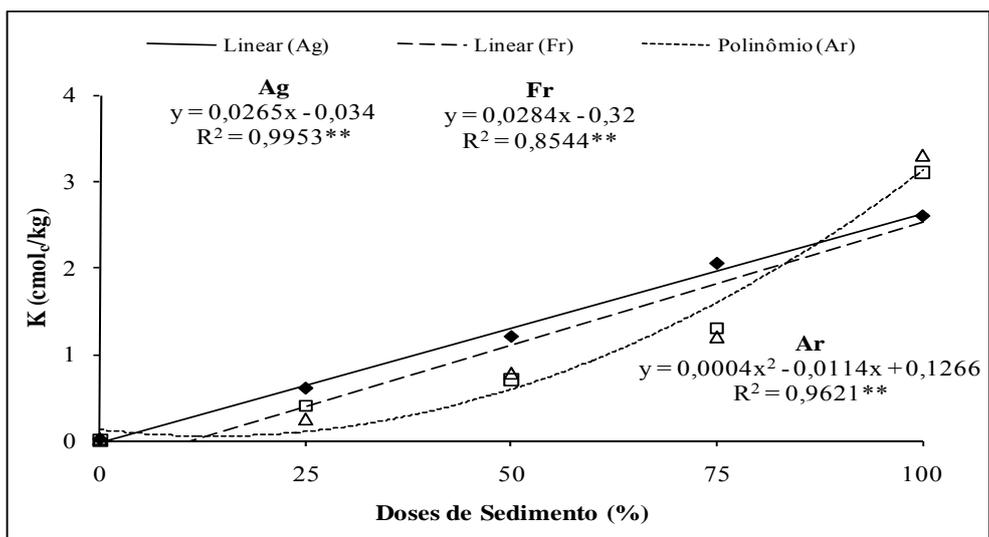
(a)



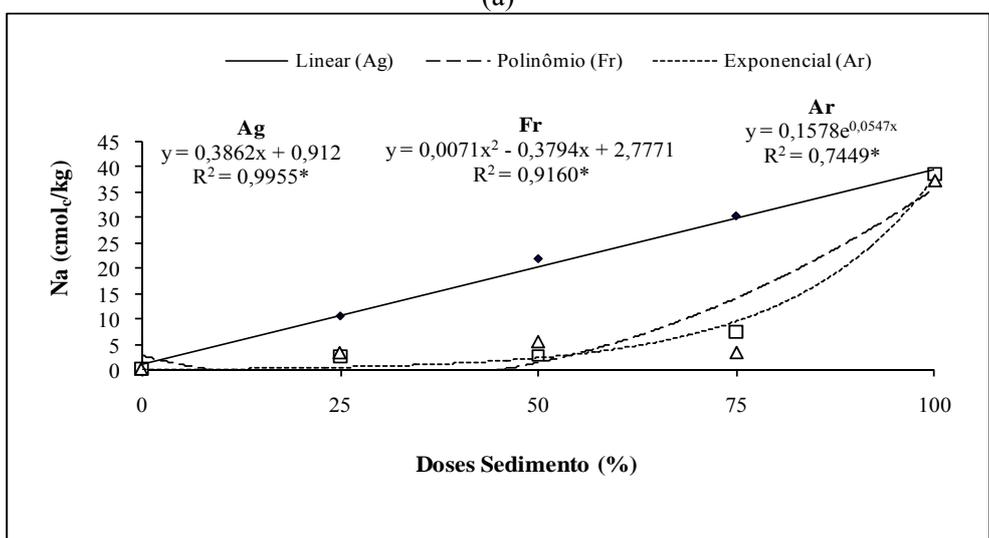
(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.1. (a) Efeitos das doses de sedimento nos teores de cálcio nas misturas. (* $p \leq 0,05$); (b) Efeitos das doses de sedimento nos teores de e magnésio nas misturas. (** $p \leq 0,01$)



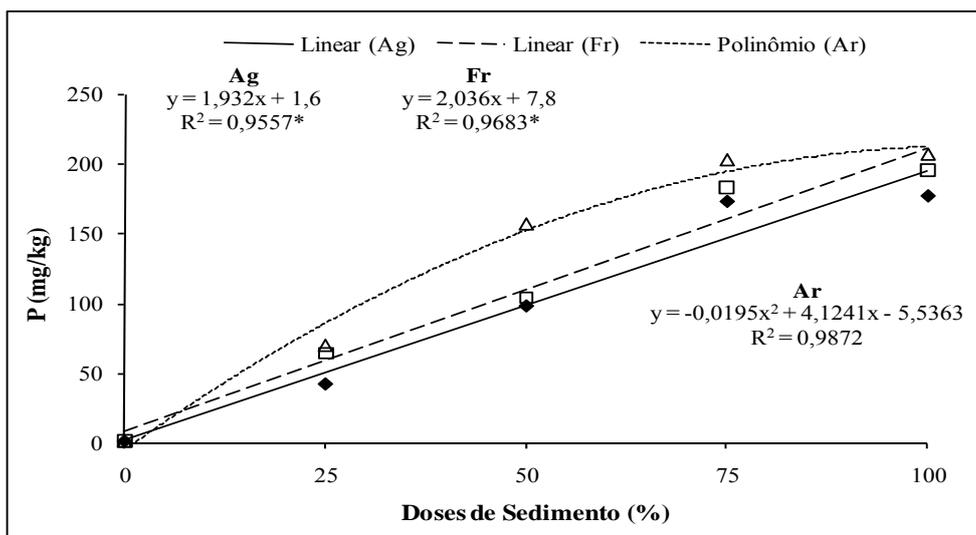
(a)



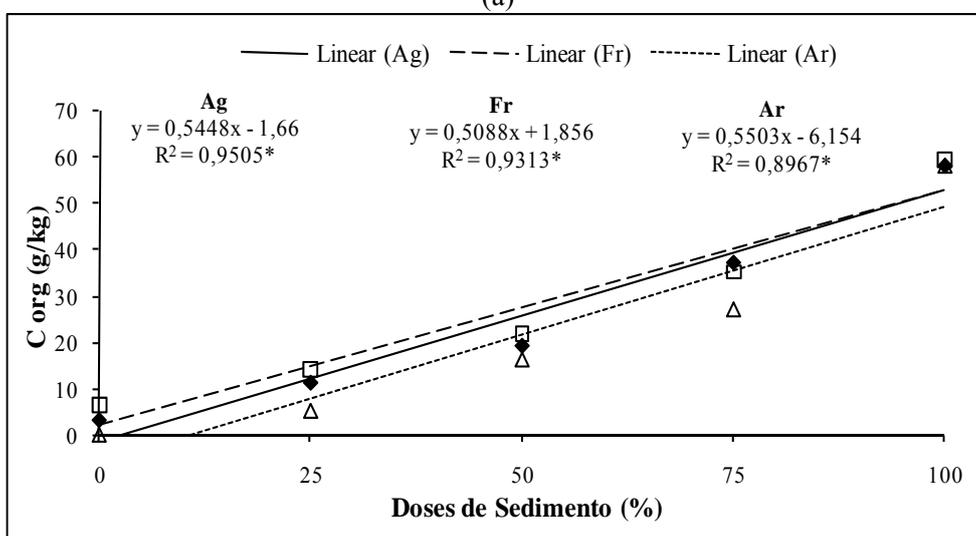
(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.2. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de potássio nas misturas. (** $p \leq 0,01$); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de sódio nas misturas. (* $p \leq 0,05$)



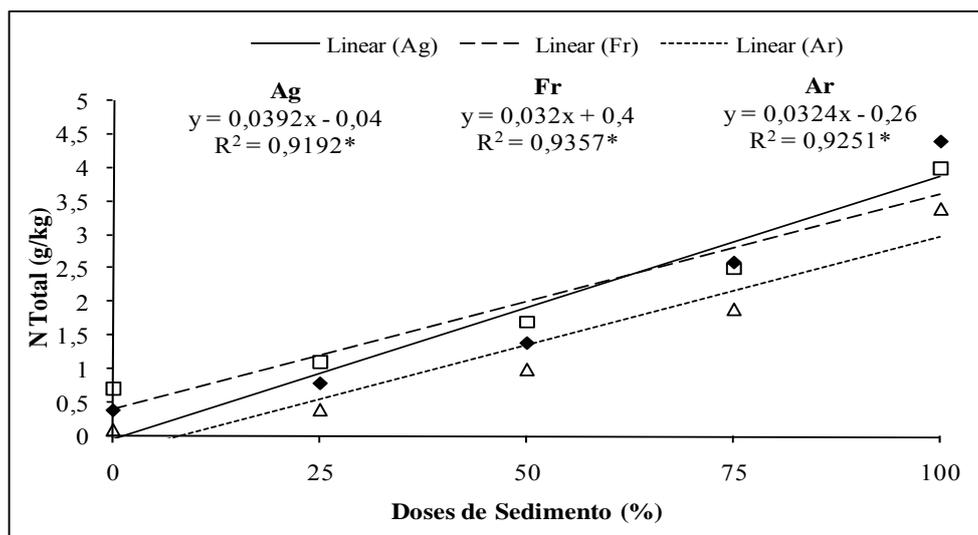
(a)



(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.3. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de fósforo nas misturas. (* $p \leq 0,05$); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de carbono orgânico nas misturas. (* $p \leq 0,05$)



* Doses de sedimento em % (v/v)

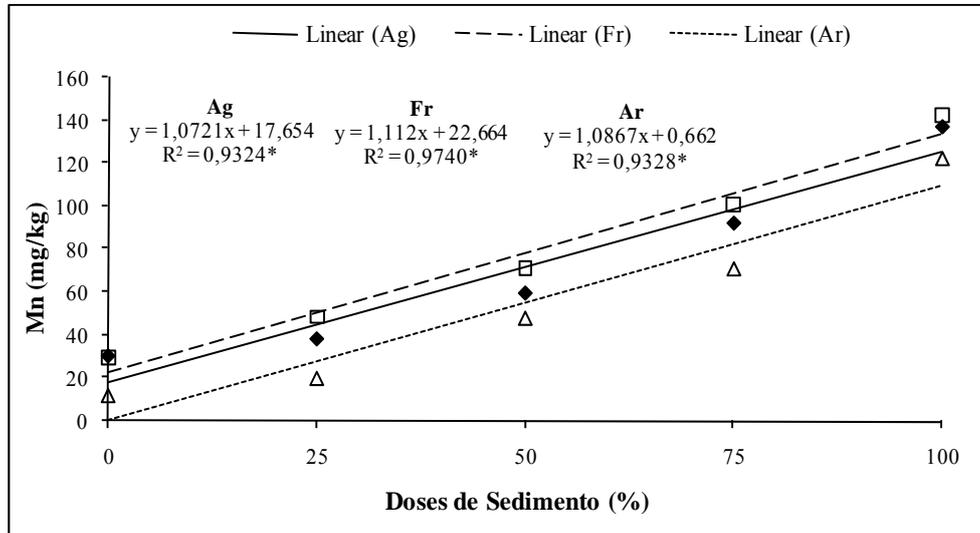
Figura A1.4. Efeito das doses de sedimento nos teores de nitrogênio nas misturas. (* $p \leq 0,05$)

Tabela A1.1. Coeficientes de variação (CV) das variáveis químicas das misturas de solo e sedimento

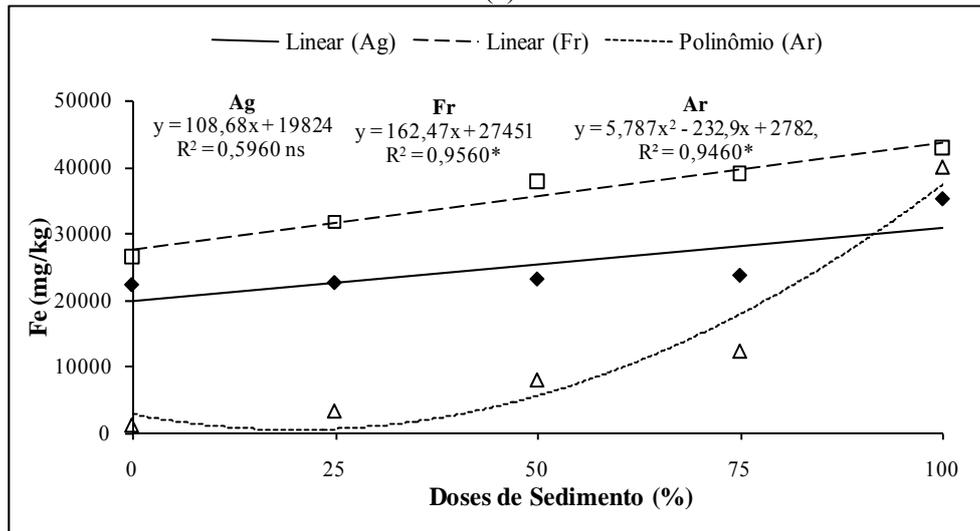
Tratamento*	Coeficiente de Variação – CV (%)						
	Ca	Mg	K	Na	P	C org	N total
Ag-0%	0	0	0	37,80	0	9,12	0
Ag-25%	10,84	8,31	14,72	7,63	3,67	4,86	13,65
Ag-50%	13,41	10,94	13,91	3,07	6,82	3,93	7,14
Ag-75%	5,33	9,76	15,99	4,17	8,65	8,61	10,17
Ag-100%	9,54	10,18	3,48	5,73	3,33	4,05	6,89
Fr-0%	69,28	69,28	17,32	28,87	0	10,27	8,66
Fr-25%	5,59	4,32	8,39	6,54	3,13	2,30	9,10
Fr-50%	3,33	8,43	14,59	26,76	8,64	6,97	6,93
Fr-75%	8,18	11,97	12,44	22,90	3,15	3,37	2,27
Fr-100%	3,70	4,03	4,27	0,26	2,81	0,69	8,10
Ar-0%	0	0	24,74	25	43,30	43,30	0
Ar-25%	16,23	13,68	13,86	21,75	13,09	9,74	13,32
Ar-50%	10,96	18,23	29,12	17,05	3,69	5,02	5,58
Ar-75%	4,33	4,74	0,49	18,03	2,84	3,32	11,15
Ar-100%	5,69	7,77	22,11	5,58	4,95	4,56	12,40

* Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%- 25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento; Valores médios de 3 repetições.

MICRONUTRIENTES (Mn, Fe, Zn e Cu)



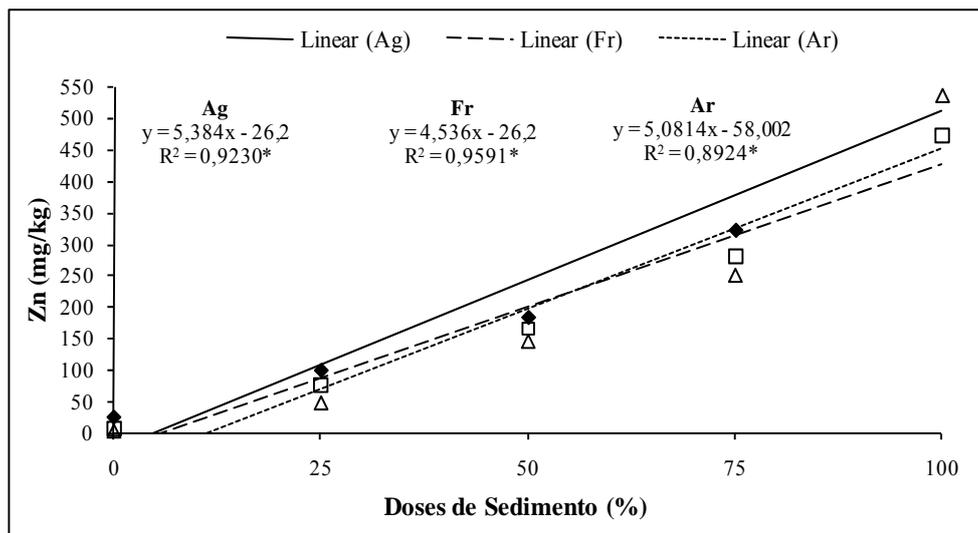
(a)



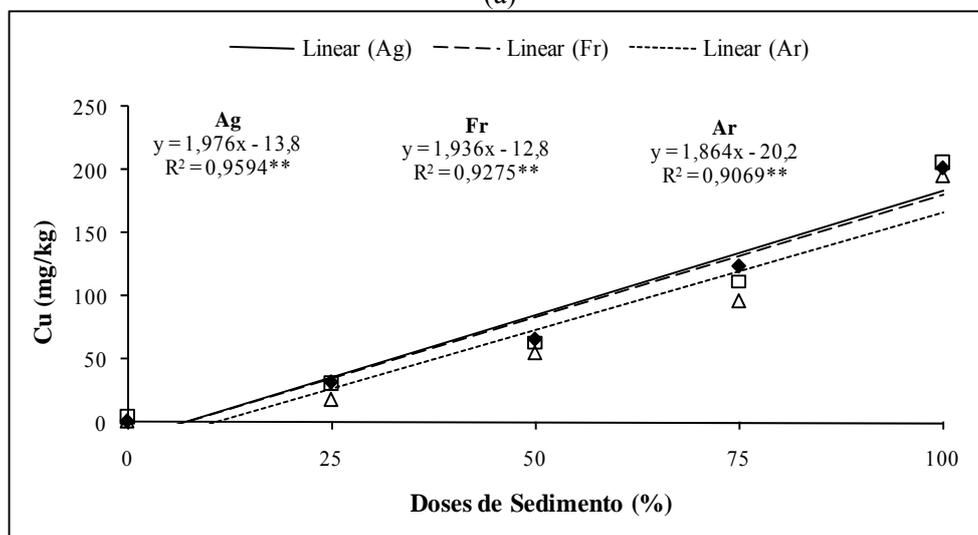
(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.5. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de manganês nas misturas. (* $p \leq 0,05$); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores ferro nas misturas. (* $p \leq 0,05$ e ns: não significativo)



(a)

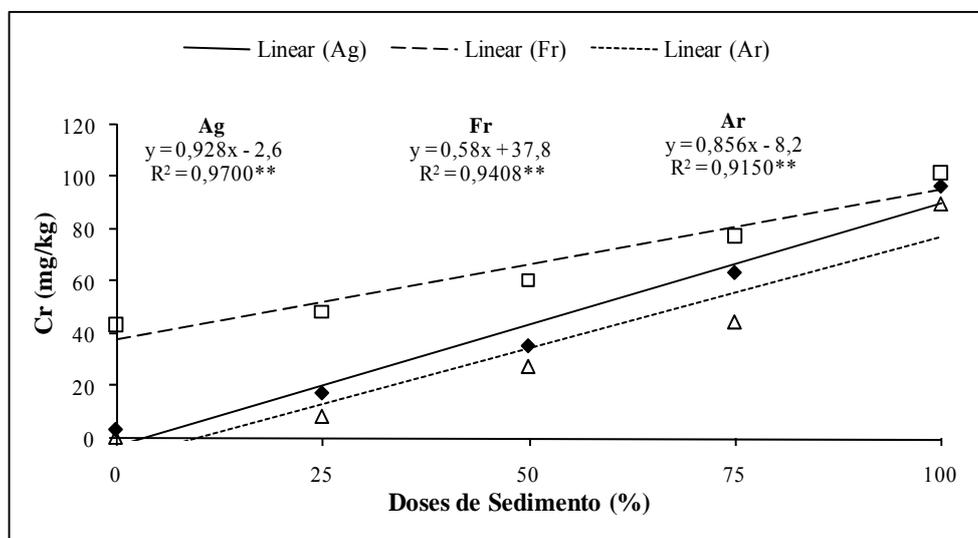


(b)

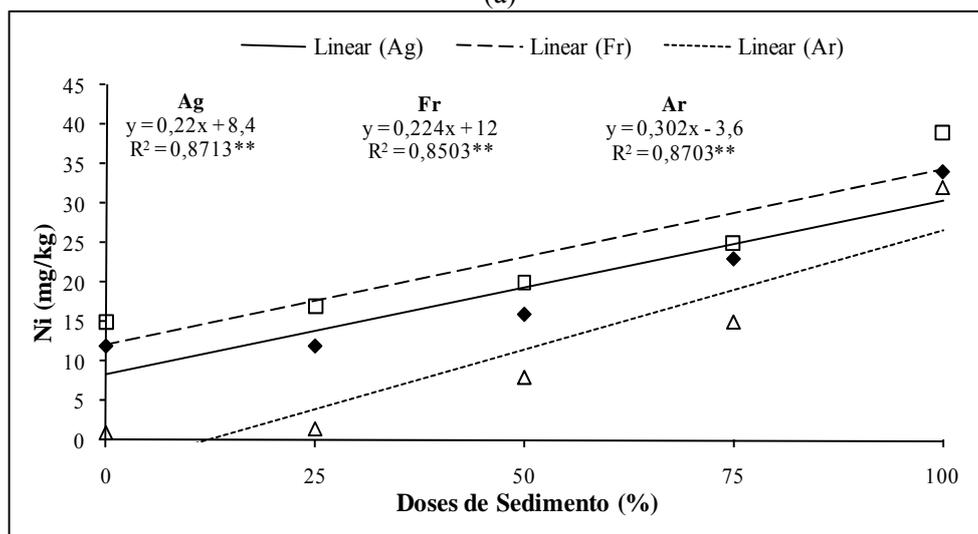
* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.6. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de zinco nas misturas. (* $p \leq 0,05$); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de cobre nas misturas. (** $p \leq 0,01$)

METAIS PESADOS TÓXICOS (Cr, Ni, Pb, Co e Sr) E AI



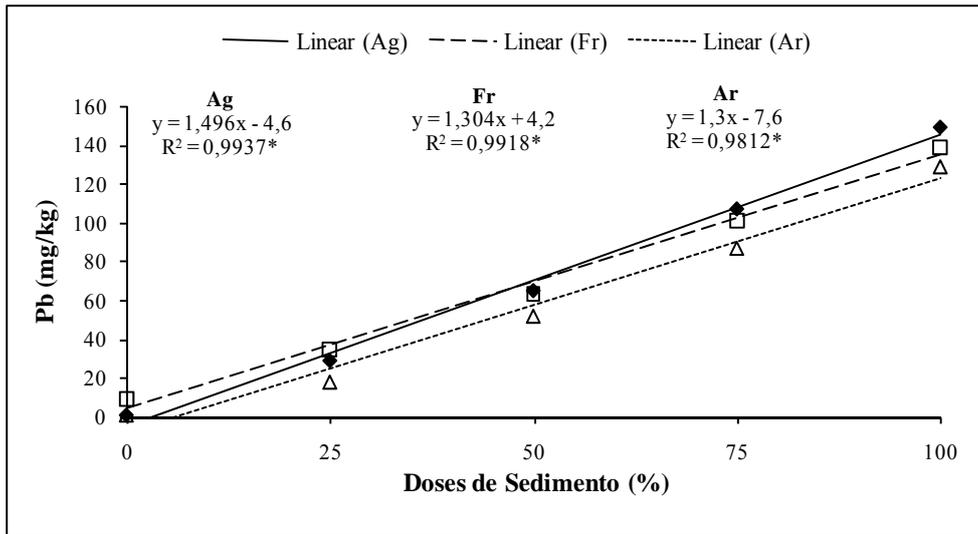
(a)



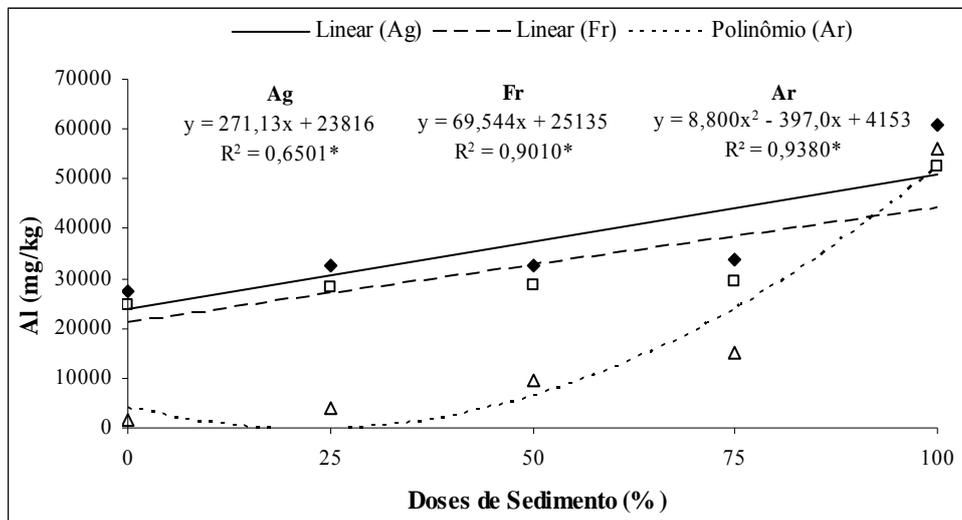
(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.7. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de cromo nas misturas. (** $p \leq 0,01$); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de níquel nas misturas. (** $p \leq 0,01$).



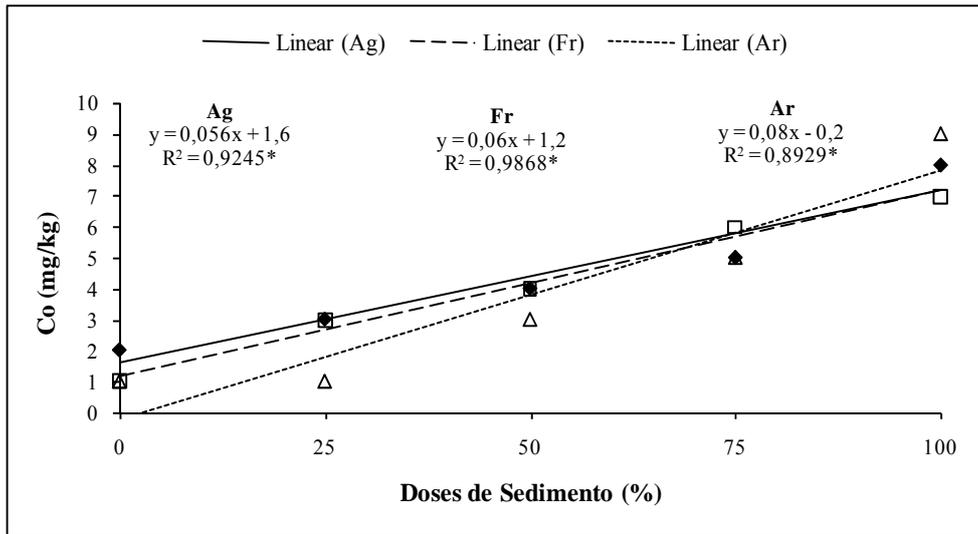
(a)



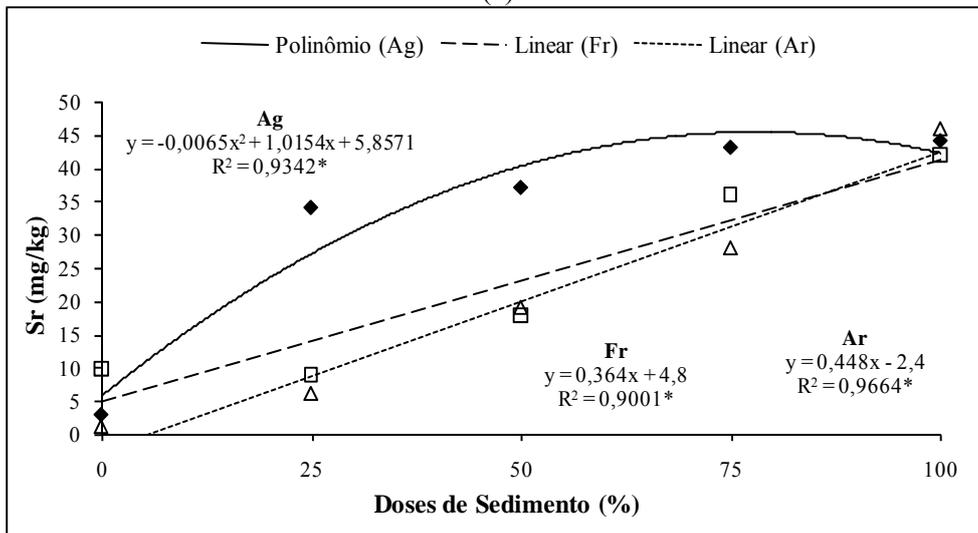
(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.8. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de chumbo nas misturas. (* $p \leq 0,05$); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de alumínio nas misturas. (* $p \leq 0,05$)



(a)



(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

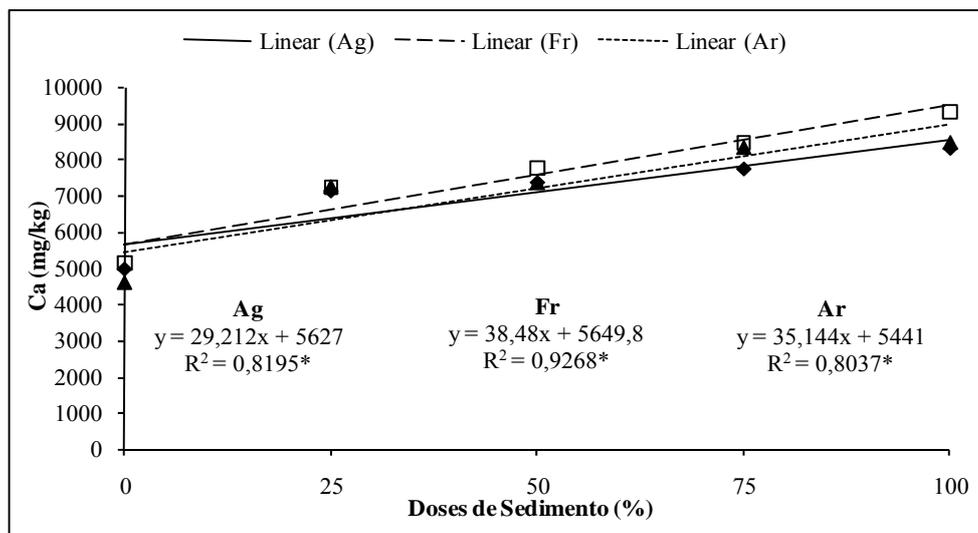
Figura A1.9. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de cobalto nas misturas. (* $p \leq 0,05$); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de estrôncio nas misturas. (* $p \leq 0,05$)

Tabela A1.2. Coeficientes de variação (CV) das variáveis químicas das misturas de solo e sedimento

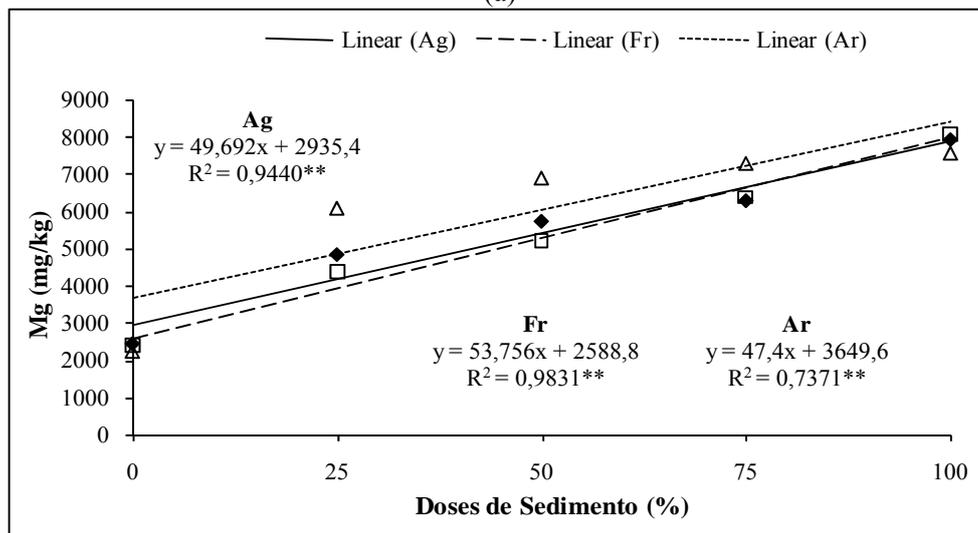
Tratamento*	Coeficiente de Variação – CV (%)									
	Mn	Fe	Zn	Cu	Cr	Co	Ni	Al	Pb	Sr
Ag-0%	6,67	7,76	6,19	43,30	13,32	0	8,33	5,48	0	21,65
Ag-25%	3,07	1,38	20,1	17,39	22,04	33	4,95	10,63	12,43	30,04
Ag-50%	5,92	4,48	5,85	3,83	8,57	25	10,83	5,05	8,97	35,78
Ag-75%	10,48	2,40	11,57	13,10	12,20	10,83	9,18	7,85	12,16	6,18
Ag-100%	1,26	1,73	13,87	0,29	0,60	0	2,94	2,46	15,95	25,23
Fr-0%	12,91	6,05	0	0	9,12	0	7,53	6,57	6,66	69,28
Fr-25%	12,12	7,96	3,95	3,13	23	17,32	8,81	10,50	3,33	24,35
Fr-50%	4,23	3,21	7,83	8,56	0	13,32	7,51	7,17	8,19	6,30
Fr-75%	2,07	8,85	8,61	9,35	19,40	10,19	12	12,60	7,92	24,05
Fr-100%	15,81	2,09	1,62	4,90	6,40	21	6,78	0,78	2,20	7,59
Ar-0%	12,39	9,34	24,74	0	0	0	0	3,89	0	0
Ar-25%	15,81	15,40	11,85	11,11	16,37	0	33,33	9,30	11,78	24,12
Ar-50%	3,16	2,81	3,10	2,76	2,04	0	6,66	7,11	2,92	25,32
Ar-75%	8,57	8,87	8,46	9,36	8,48	12,37	9,96	14,97	6,40	9,45
Ar-100%	2,05	2,14	2,33	5,23	13,94	16,37	15,87	0,40	2,23	4,56

* Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%- 25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento; Valores médios de 3 repetições.

ANÁLISE DO TECIDO VEGETAL – INGÁ



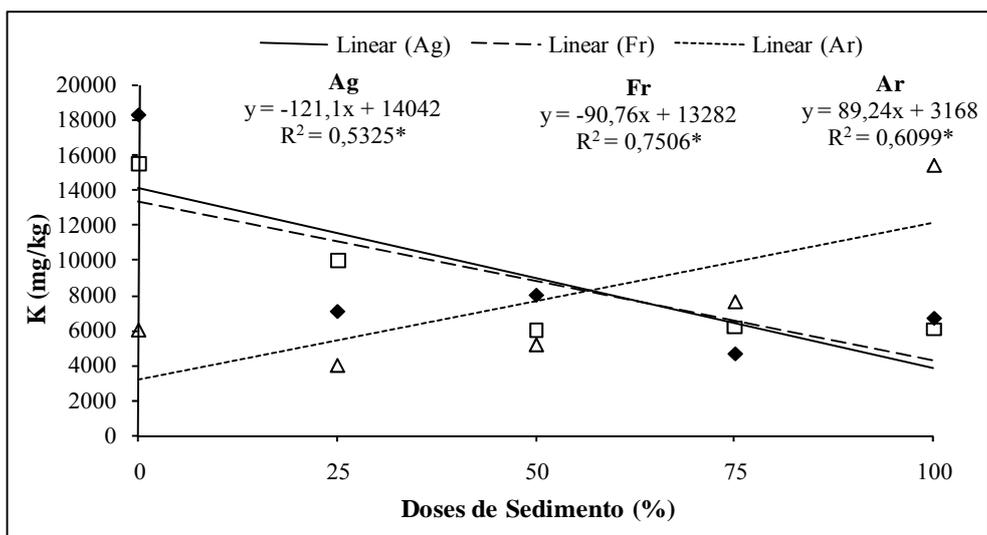
(a)



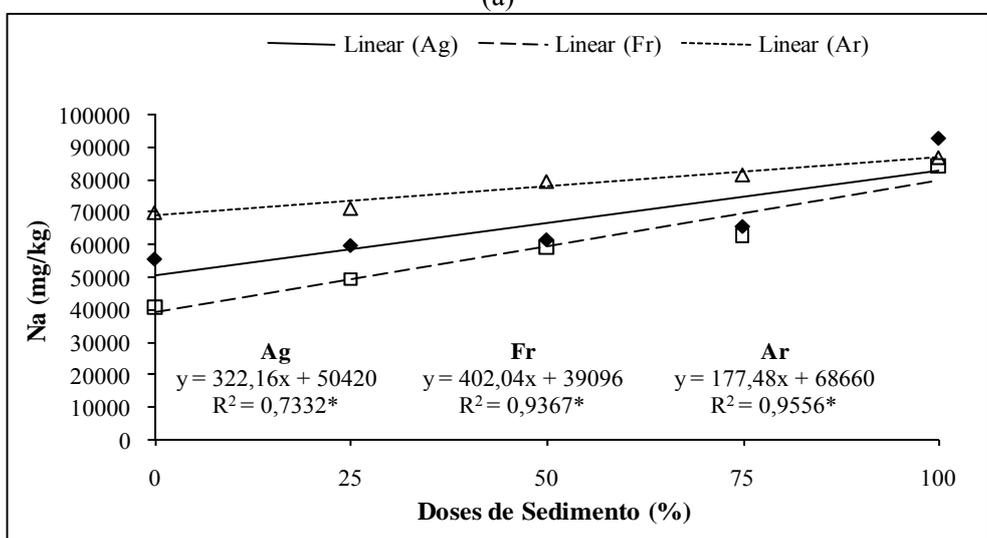
(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.10. (a)Efeito das doses de sedimento nos teores de cálcio no tecido vegetal de ingá. (* $p \leq 0,05$); (b)Efeito das doses de sedimento nos teores de magnésio no tecido vegetal de ingá. (** $p \leq 0,01$);



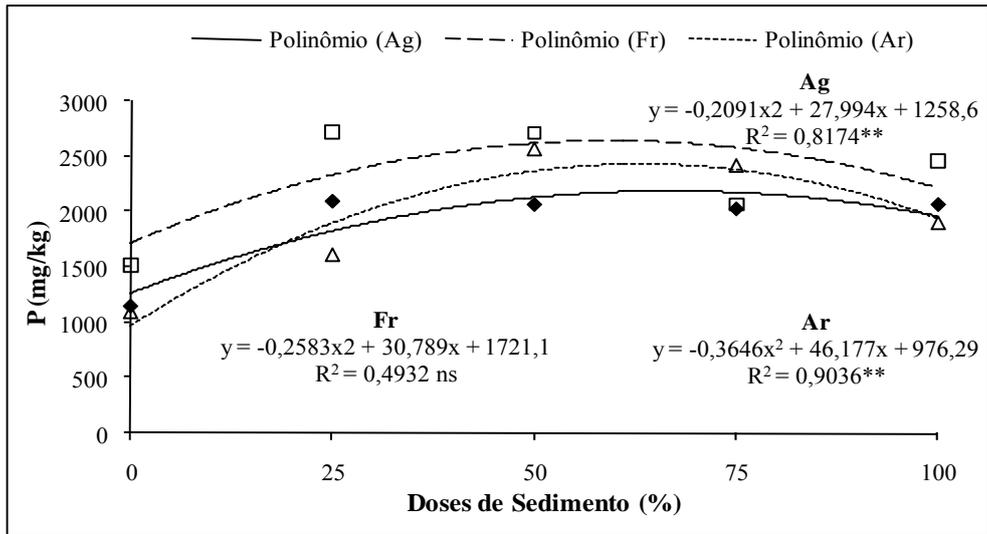
(a)



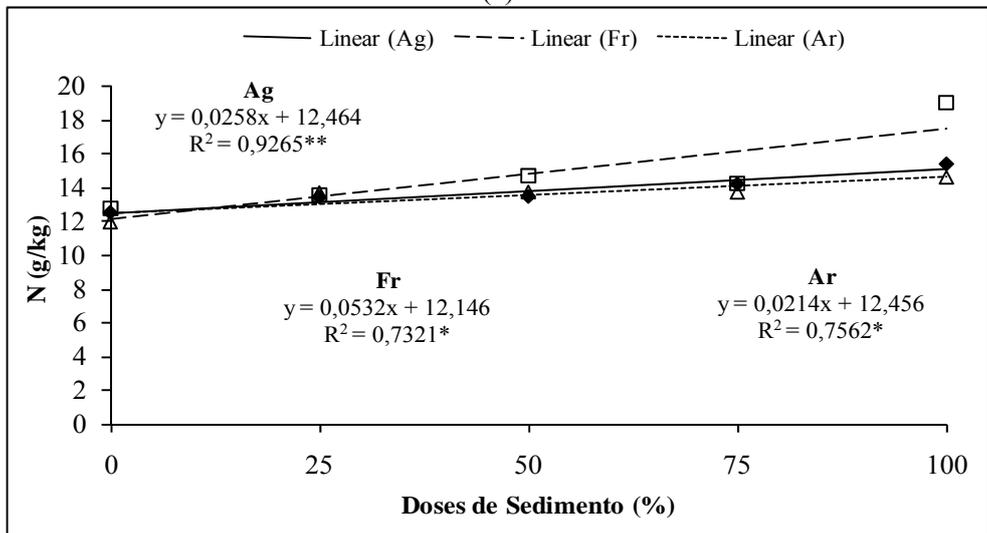
(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.11. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de potássio no tecido vegetal de ingá. (* $p \leq 0,05$); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de sódio no tecido vegetal de ingá. (* $p \leq 0,05$)



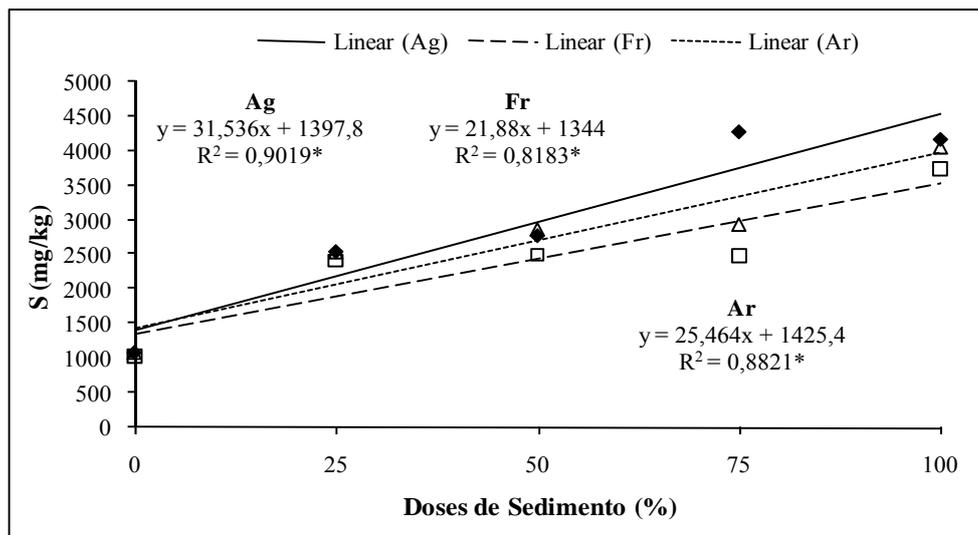
(a)



(b)

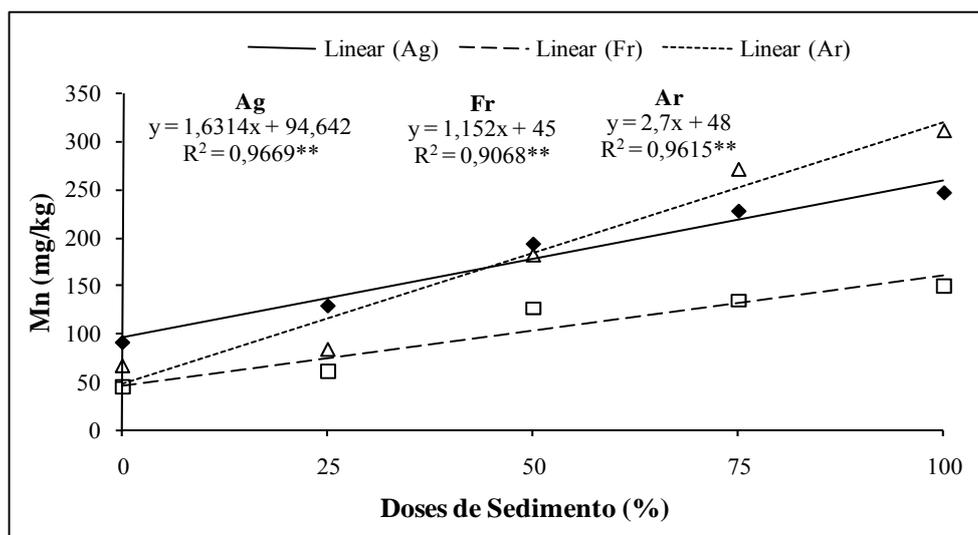
* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.12. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de fósforo no tecido vegetal de ingá. (** $p \leq 0,01$ e ns: não significativo); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de nitrogênio no tecido vegetal de ingá. (* $p \leq 0,05$ e ** $p \leq 0,01$)



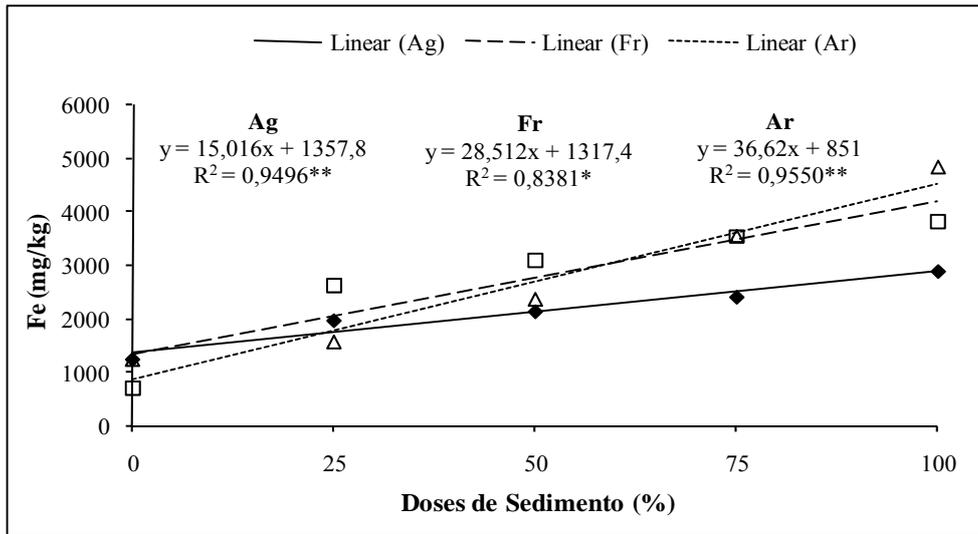
* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.13. Efeito das doses de sedimento nos teores de enxofre no tecido vegetal de ingá. (* $p \leq 0,05$)

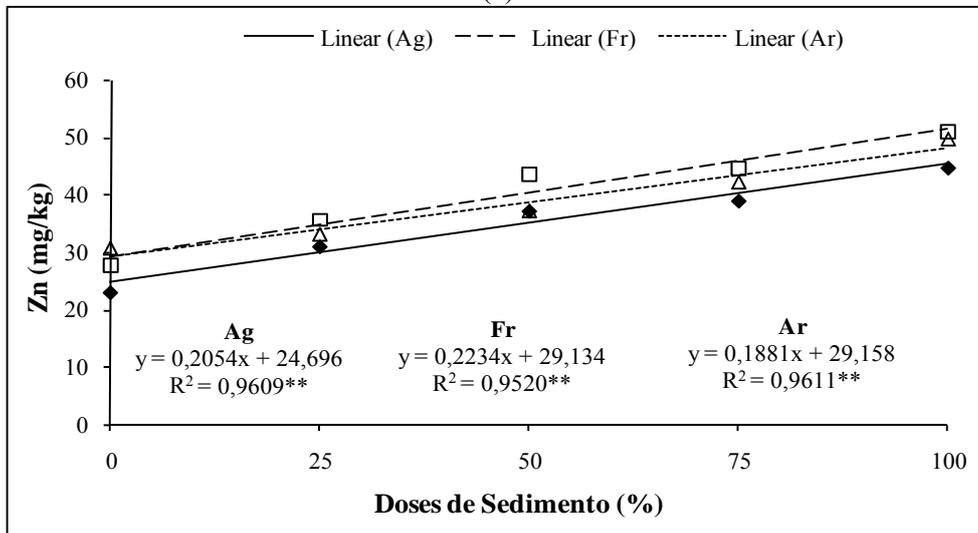


* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.14. Efeito das doses de sedimento nos teores de enxofre no tecido vegetal de ingá. (** $p \leq 0,01$)



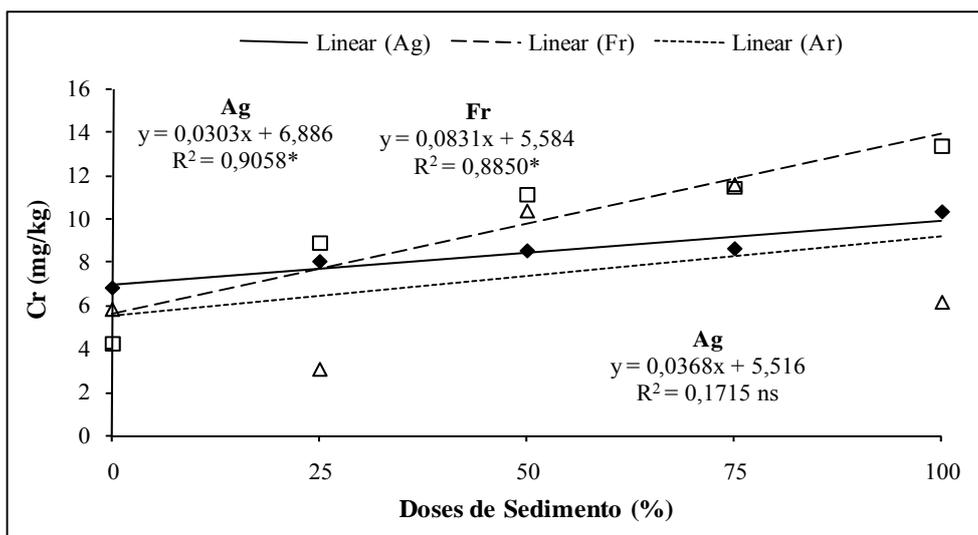
(a)



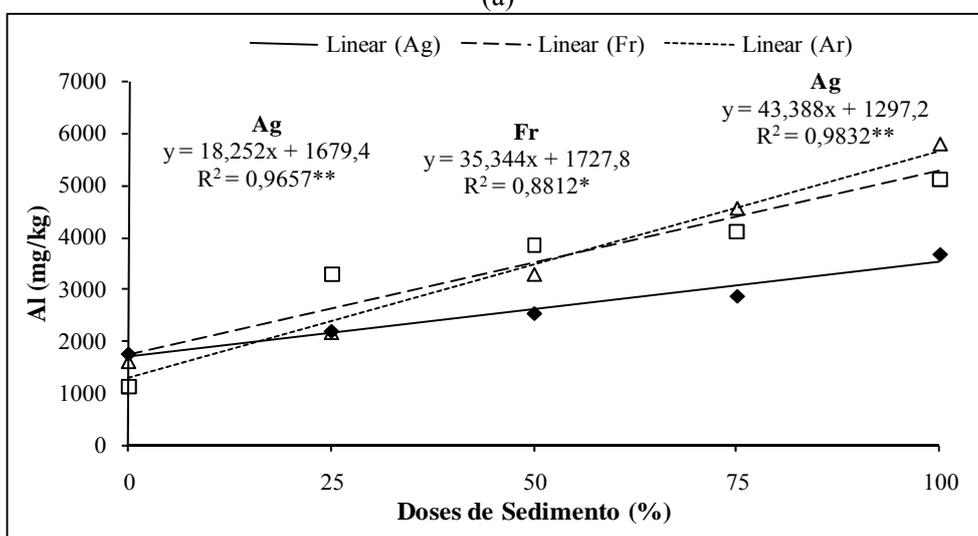
(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.15. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de ferro no tecido vegetal de ingá. (* $p \leq 0,05$ e ** $p \leq 0,01$); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de zinco no tecido vegetal de ingá. (** $p \leq 0,01$)



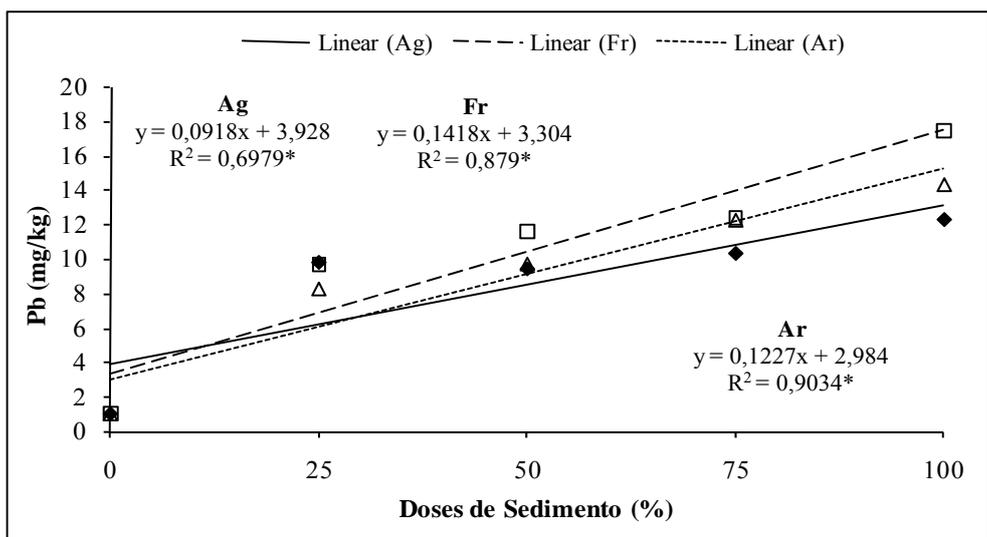
(a)



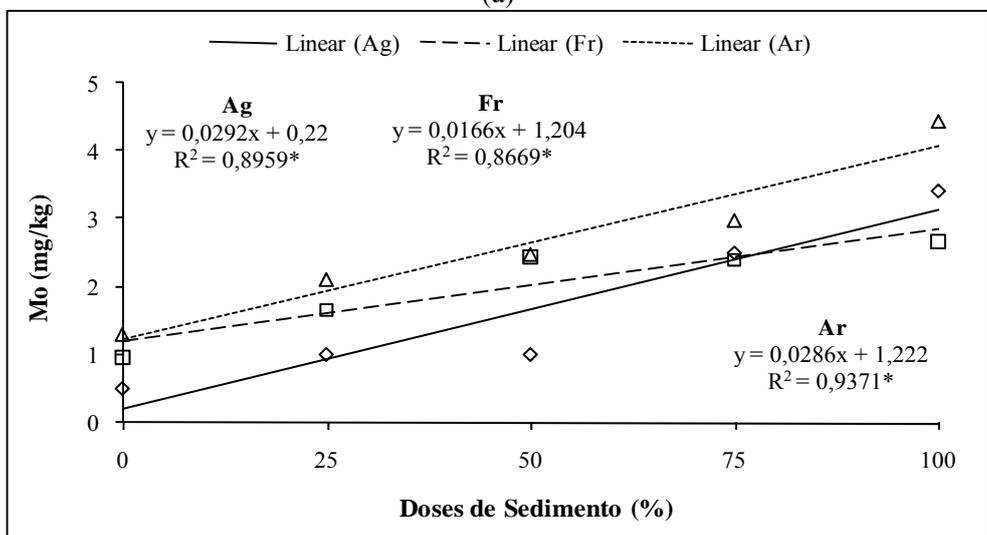
(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.16. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de cromo no tecido vegetal de ingá. (* $p \leq 0,05$ e ns: não significativo); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de alumínio no tecido vegetal de ingá. (* $p \leq 0,05$ e ** $p \leq 0,01$)



(a)



(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.17. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de chumbo no tecido vegetal de ingá. (* $p \leq 0,05$); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de molibdênio no tecido vegetal de ingá. (* $p \leq 0,05$)

Tabela A1.3. Coeficientes de variação (CV) das variáveis químicas do tecido vegetal de Ingá

Tratamento*	Coeficiente de Variação – CV (%)						
	Ca	Mg	K	Na	S	N	P
Ag-0%	13,05	2,16	1,88	1,32	33,75	0,66	20,22
Ag-25%	2,85	1,05	10,13	0,74	12,20	1,09	0,55
Ag-50%	1,50	0,93	1,01	2,22	1,97	3,39	3,51
Ag-75%	1,52	2,65	1,89	1,64	3,35	2,93	1,03
Ag-100%	3,95	2,85	0,92	3,48	2,75	3,05	16,41
Fr-0%	12,85	2,42	3,05	1,40	46,27	1,07	56,79
Fr-25%	0,80	4,13	0,61	0,91	1,26	0,91	15,77
Fr-50%	1,44	1,04	3,24	0,35	5,74	4,44	4,07
Fr-75%	2,47	0,71	4,08	0,88	3,12	2,34	4,08
Fr-100%	4,23	1,05	3,96	1,20	2,80	1,91	4,28
Ar-0%	5,82	4,43	4,54	0,78	12,33	1,19	12,49
Ar-25%	0,91	0,26	5,85	0,42	7,99	0,97	3,98
Ar-50%	7,15	1,43	8,73	0,97	15,39	0,58	1,92
Ar-75%	5,92	0,47	0,80	1,41	10,60	4,91	6,36
Ar-100%	4,77	0,32	2,02	0,98	3,36	0,53	2,93

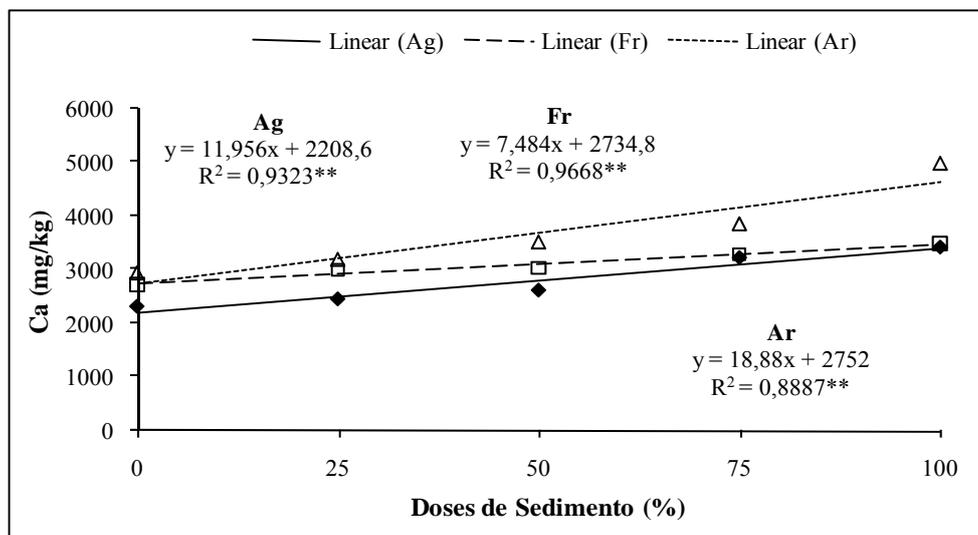
* Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%- 25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento; Valores médios de 3 repetições.

Tabela A1.4. Coeficientes de variação (CV) das variáveis químicas do tecido vegetal de Ingá

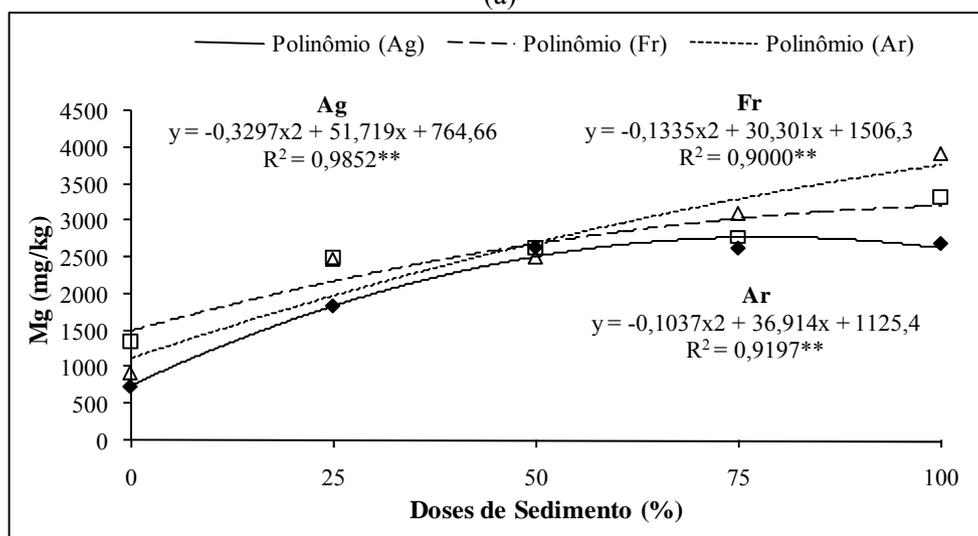
Tratamento*	Coeficiente de Variação – CV (%)								
	Mn	Fe	Zn	Cu	Cr	Al	Pb	Mo	B
Ag-0%	2,06	5,05	1,47	4,28	2,53	2,18	0	10,94	12,05
Ag-25%	1,62	3,35	2,99	0	1,43	2,40	0,98	0	12,45
Ag-50%	2,90	5,34	0,66	0	1,07	2,77	0,48	0	7,09
Ag-75%	1,84	0,81	0,42	0	2,19	1,12	3,76	7,39	13,79
Ag-100%	3,32	3,34	1,91	0	1,52	0,45	1,42	1,29	9,06
Fr-0%	1,38	1,79	1	0	2,91	9,16	0	47,32	1,35
Fr-25%	3,20	2	0,47	0	1,44	0,44	1,14	7,34	0,76
Fr-50%	1,92	2,81	0,28	15,16	2,49	1,46	2,47	5,77	0,88
Fr-75%	5,40	3,74	1,48	10,80	0,50	3,10	3,80	4,90	1,13
Fr-100%	5,67	0,90	1,07	1,94	1,19	2,26	4,23	5,05	0,22
Ar-0%	4,04	7,13	1,48	11,81	1,37	2,03	0	72,60	6,64
Ar-25%	3,81	2,42	0,33	0,81	6,31	0,23	2,03	9,23	5,36
Ar-50%	4,13	0,72	1,41	0	5,07	1,26	2,20	3,77	2,96
Ar-75%	2,25	1,63	1,21	6,79	9,90	3,97	2,94	11,85	1,20
Ar-100%	3,93	1,10	0,20	0	4,70	1,82	1,40	14,68	2,05

* Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%- 25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento; Valores médios de 3 repetições.

ANÁLISE DO TECIDO VEGETAL – CAPIM VETIVER



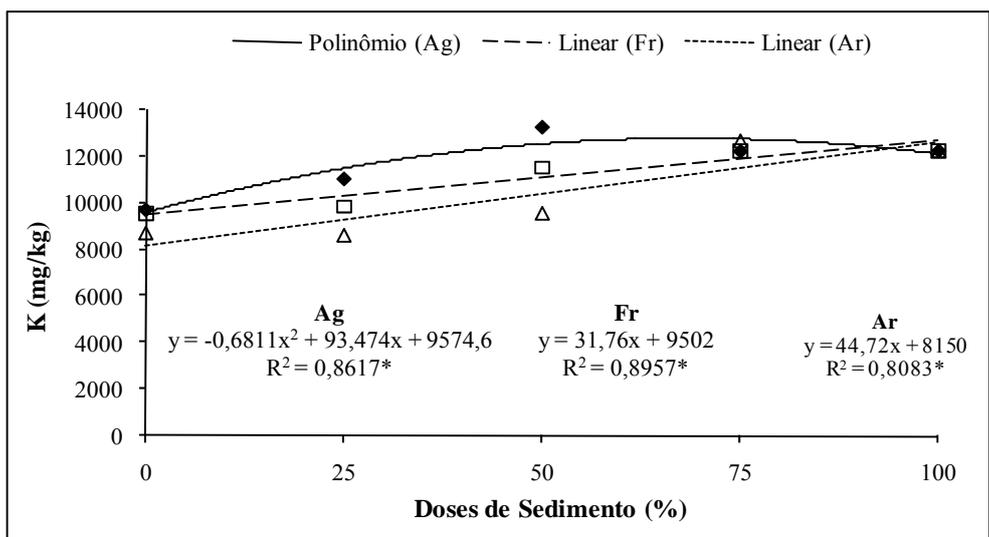
(a)



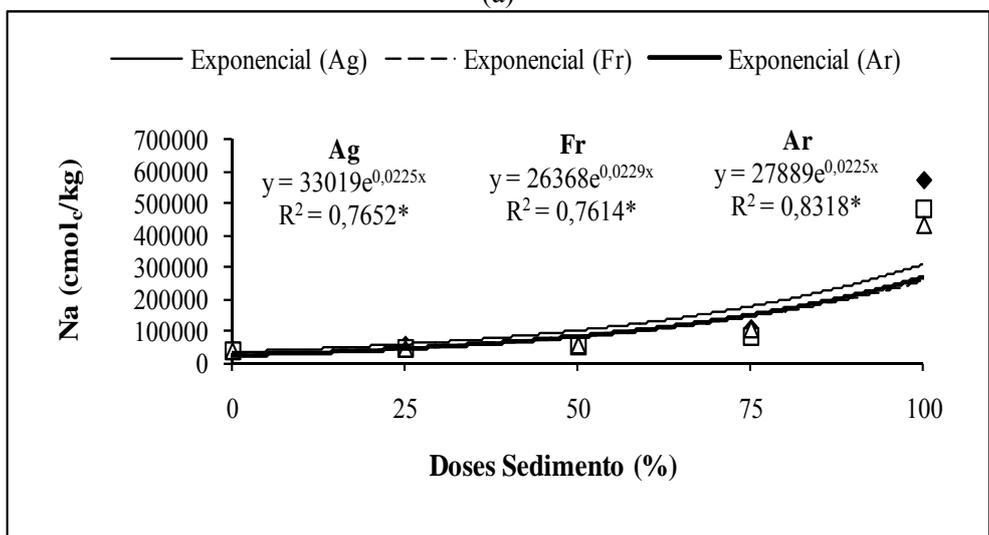
(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.18. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de cálcio no tecido vegetal de ingá. (* $p \leq 0,01$); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de magnésio no tecido vegetal de ingá. (* $p \leq 0,01$)



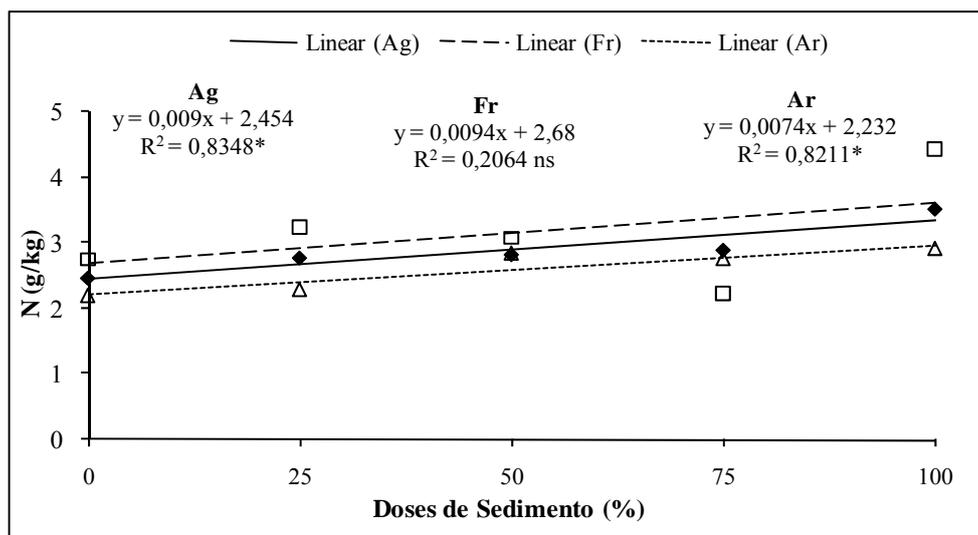
(a)



(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.19. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de potássio no tecido vegetal do capim vetiver. (* $p \leq 0,05$); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de sódio no tecido vegetal do capim vetiver. (* $p \leq 0,05$)



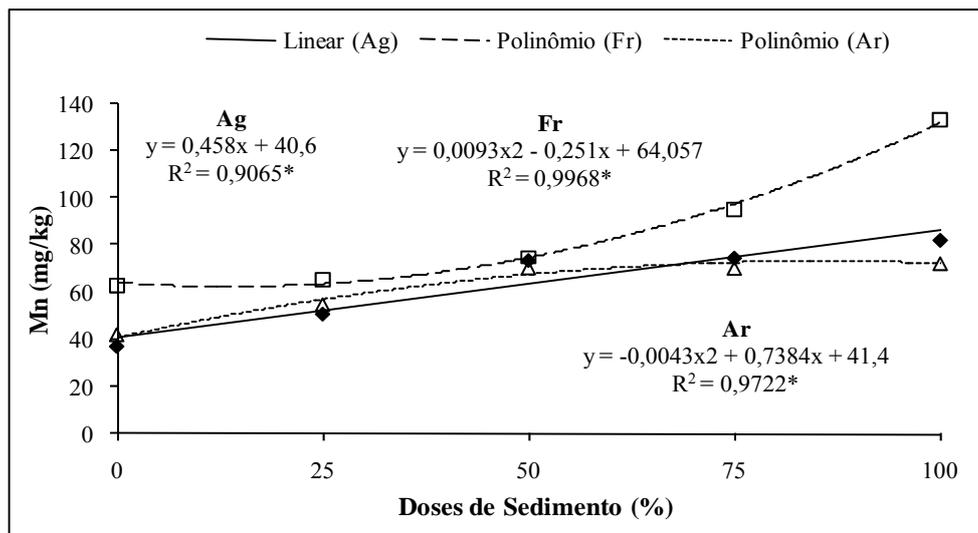
* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.20. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de nitrogênio no tecido vegetal do capim vetiver. (* $p \leq 0,05$)

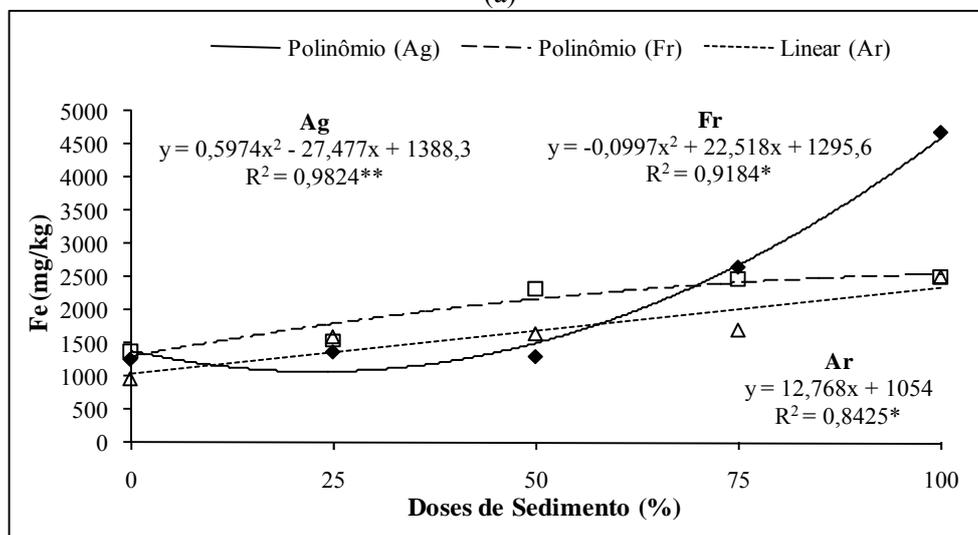
Tabela A1.5. Coeficientes de variação (CV) das variáveis químicas do tecido vegetal de Vetiver

Tratamento*	Coeficiente de Variação – CV (%)				
	Ca	Mg	K	Na	N
Ag-0%	6,14	9,05	2,43	2,42	14,61
Ag-25%	15,42	10,81	7,87	7,60	12,13
Ag-50%	2,10	17,47	16,02	8,36	10,33
Ag-75%	7,93	7,86	9,04	5,85	14,79
Ag-100%	15,34	14,77	10,54	6,90	2,88
Fr-0%	4,83	10,91	13,57	4,97	3,40
Fr-25%	5,01	2,66	10,14	7,88	12,47
Fr-50%	7,40	7,70	14,54	5,41	11,98
Fr-75%	10,30	8,61	8,60	6,52	9,22
Fr-100%	7,91	10,94	4,20	3,22	8,81
Ar-0%	7,08	10,31	9,95	9,84	10,71
Ar-25%	0,85	6,06	5,18	2,45	17,47
Ar-50%	16,04	12,64	14,41	6,38	21
Ar-75%	14,60	3,23	8	0,53	11,84
Ar-100%	3,81	2,76	1,91	5,04	3,76

* Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%- 25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento; Valores médios de 3 repetições.



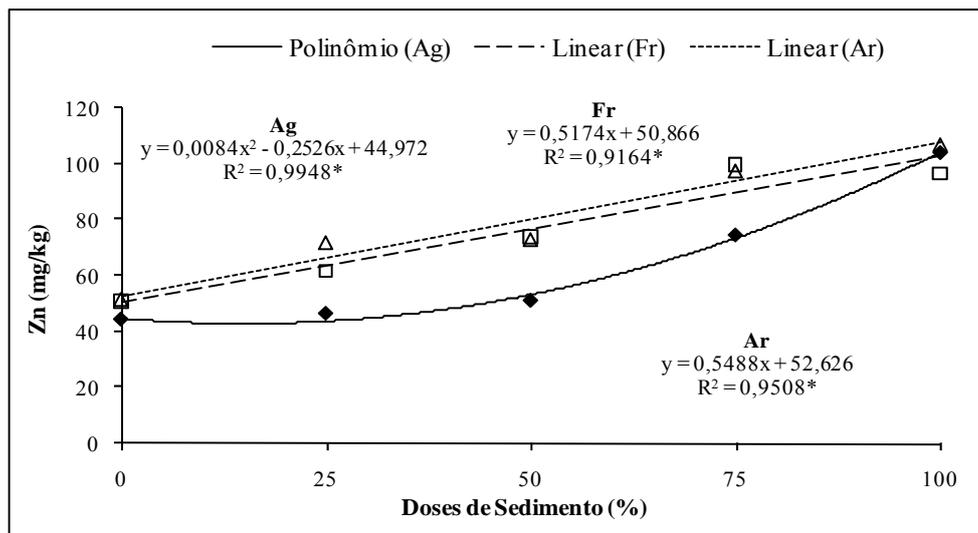
(a)



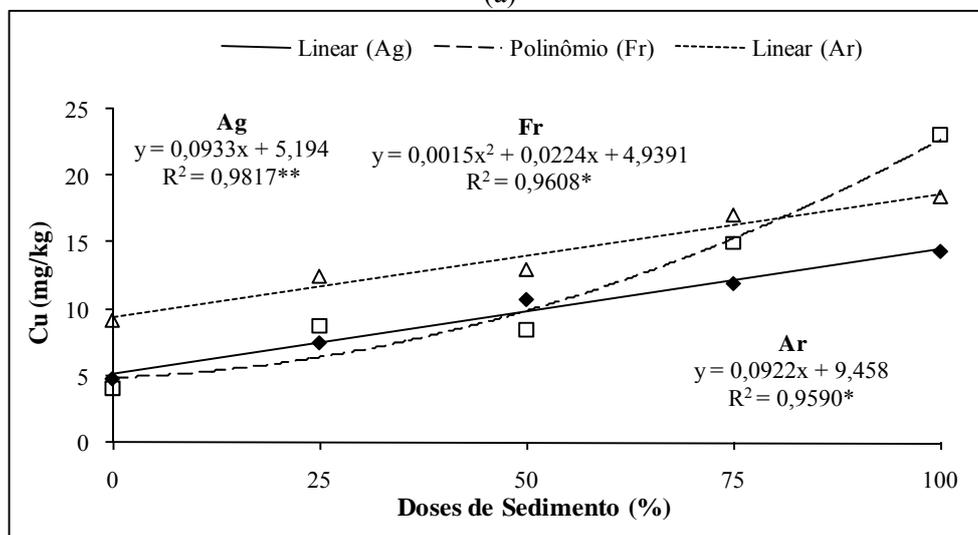
(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.21. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de manganês no tecido vegetal do capim vetiver. (* $p \leq 0,05$); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de ferro no tecido vegetal do capim vetiver. (* $p \leq 0,05$ e ** $p \leq 0,01$)



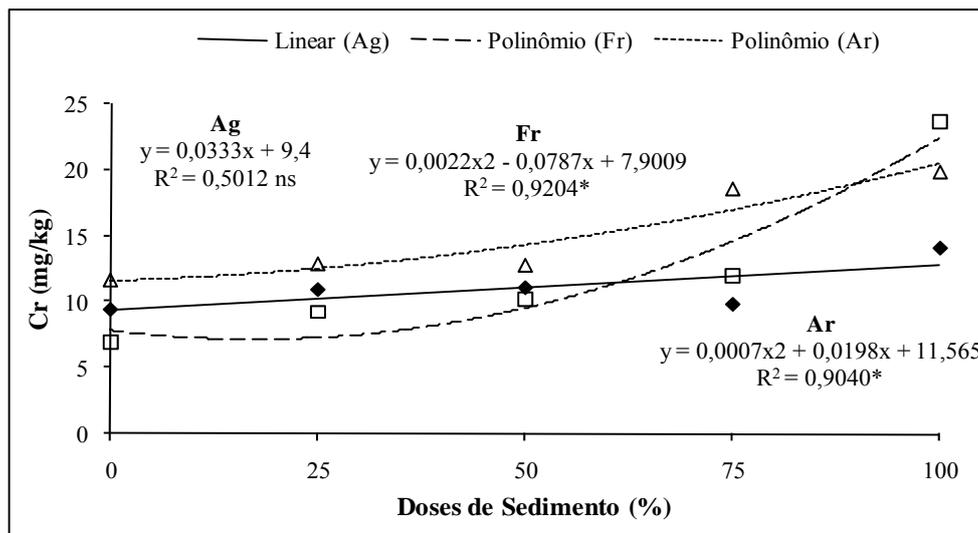
(a)



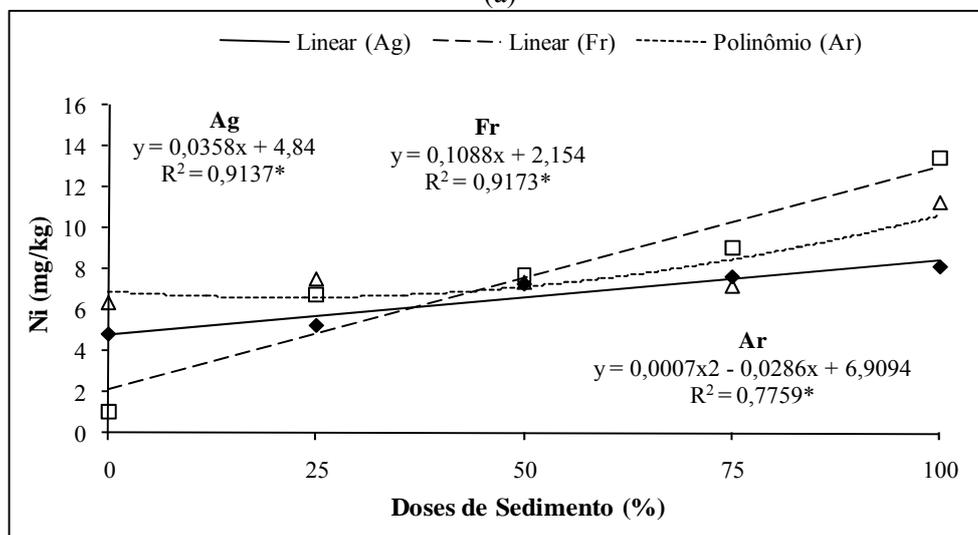
(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.22. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de zinco no tecido vegetal do capim vetiver. (* $p \leq 0,05$); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de cobre no tecido vegetal do capim vetiver. (* $p \leq 0,05$ e ** $p \leq 0,01$)



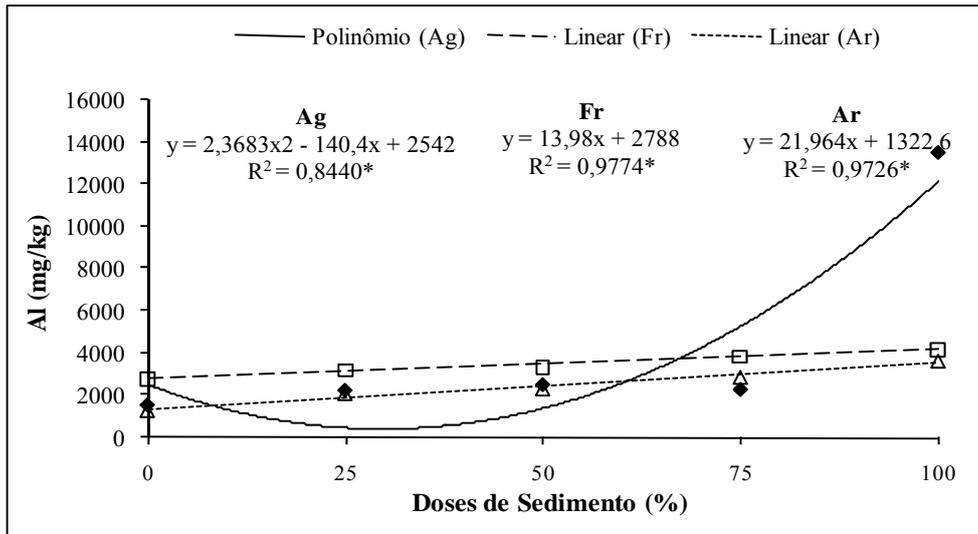
(a)



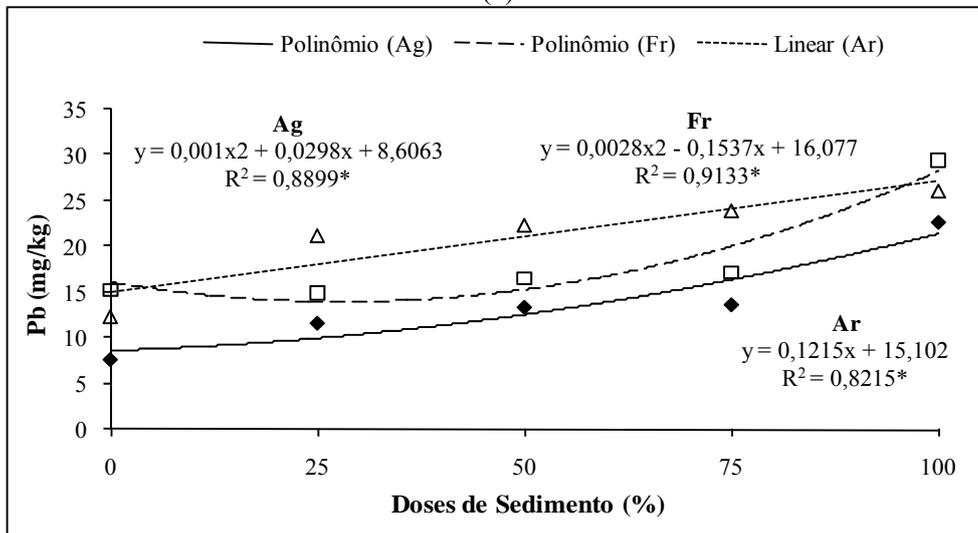
(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.23. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de cromo no tecido vegetal do capim vetiver. (* $p \leq 0,05$ e ns: não significativo); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de níquel no tecido vegetal do capim vetiver. (* $p \leq 0,05$)



(a)



(b)

* Doses de sedimento em % (v/v)

Figura A1.24. (a) Efeito das doses de sedimento nos teores de alumínio no tecido vegetal do capim vetiver. (* $p \leq 0,05$); (b) Efeito das doses de sedimento nos teores de chumbo no tecido vegetal do capim vetiver. (* $p \leq 0,05$)

Tabela A1.6. Coeficientes de variação (CV) das variáveis químicas do tecido vegetal de Vetiver

Tratamento*	Coeficiente de Variação – CV (%)							
	Mn	Fé	Zn	Cu	Cr	Ni	Al	Pb
Ag-0%	5,79	9,76	8,59	9,80	32,80	11,07	8,38	8,12
Ag-25%	3,22	21,61	12,98	6,19	3,70	2,34	2,57	9,24
Ag-50%	4,24	5,72	22,61	18,14	18,99	27,30	3,49	3,84
Ag-75%	5,37	15,87	22,57	4,91	10,70	11,75	27,20	29,90
Ag-100%	10,58	9,63	7,28	6,67	12,03	4,50	27,74	14,06
Fr-0%	27,68	5,40	19,38	13,64	27,48	0	3,66	3,88
Fr-25%	6,77	21,76	12,12	18,44	44,63	14,06	6,26	6,96
Fr-50%	9,86	11,66	14,02	33,42	19,38	12,45	1,25	5,82
Fr-75%	8,31	3	32,61	23,24	13,43	30,58	18,26	2,22
Fr-100%	17,16	12,68	26,74	7,90	14,06	34,26	13,60	15,02
Ar-0%	13,71	9,26	17,28	29,77	14,39	17,82	7,87	19,78
Ar-25%	13,63	22,50	16,45	11,94	22,87	9,45	18,47	20,38
Ar-50%	4,47	11,15	15,78	13,29	24,07	8,56	14,46	15,13
Ar-75%	6,19	9,66	36,35	12,15	18,68	17,53	11,36	4,23
Ar-100%	3,29	22,37	13,85	27,39	14,44	8,04	16,26	14,15

* Identificação dos tratamentos: Ag: solo de textura argilosa; Fr: solo de textura média; Ar: solo de textura arenosa; Ag-0%- ausência sedimento; Ag-25%- 25% sedimento; Ag-50%- 50% sedimento; Ag-75%- 75% sedimento; Ag-100%- 100% sedimento; Fr-0%- ausência sedimento; Fr-25%- 25% sedimento; Fr-50%- 50% sedimento; Fr-75%- 75% sedimento; Fr-100%- 100% sedimento; Ar-0%- ausência sedimento; Ar-25%- 25% sedimento; Ar-50%- 50% sedimento; Ar-75%- 75% sedimento; Ar-100%- 100% sedimento; Valores médios de 3 repetições.

MONITORAMENTO DA ALTURA – CAPIM VETIVER

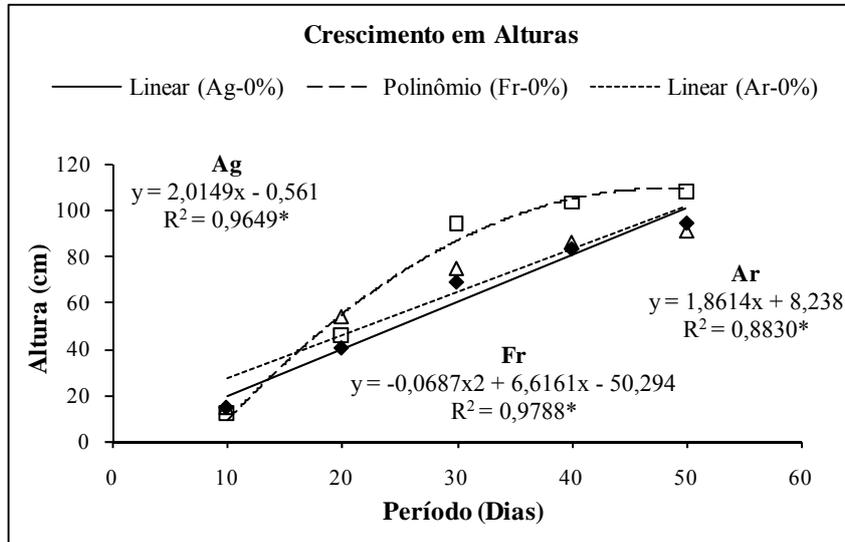
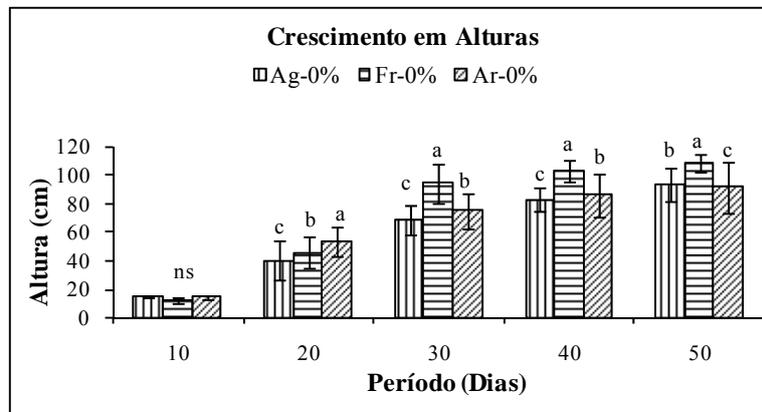


Figura A1.25. Crescimento do capim vetiver em solos de textura argilosa, franca e arenosa, na dose Zero. (* $p \leq 0,05$)



*(\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

Figura A1.26. Comparação do crescimento do capim vetiver nos solos de textura argilosa, franca e arenosa, na dose Zero.

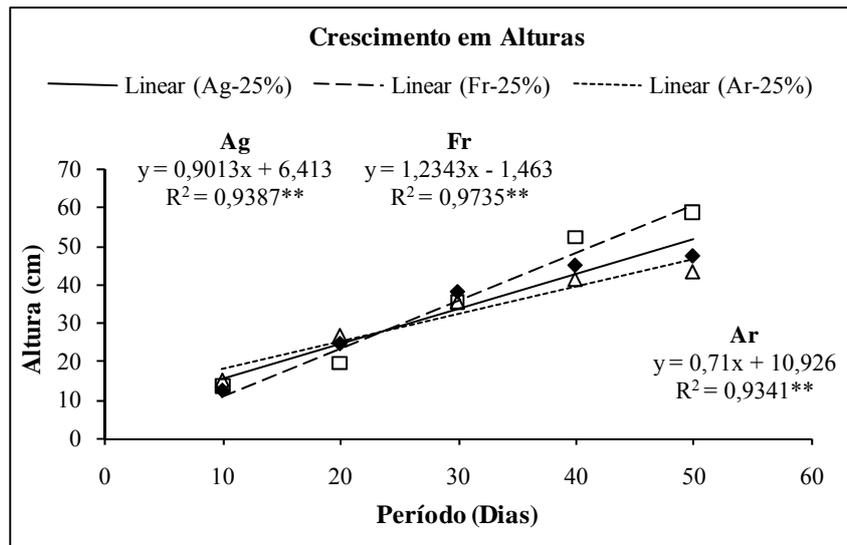
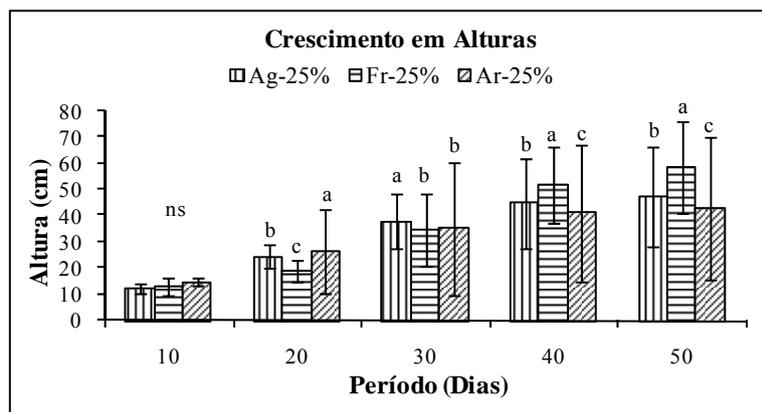


Figura A1.27. Crescimento do capim vetiver em solos de textura argilosa, franca e arenosa, na dose 25%. (** $p \leq 0,01$)



*(± desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

Figura A1.28. Comparação do crescimento do capim vetiver nos solos de textura argilosa, franca e arenosa, na dose 25%.

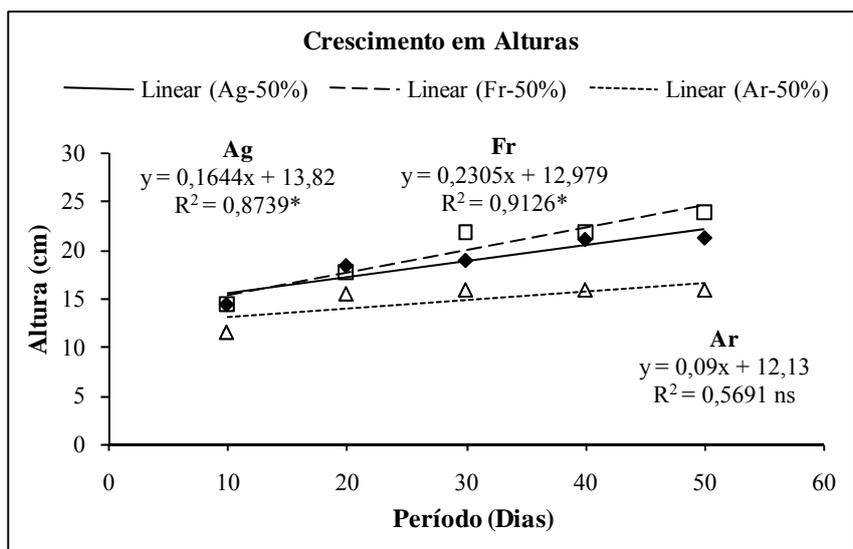
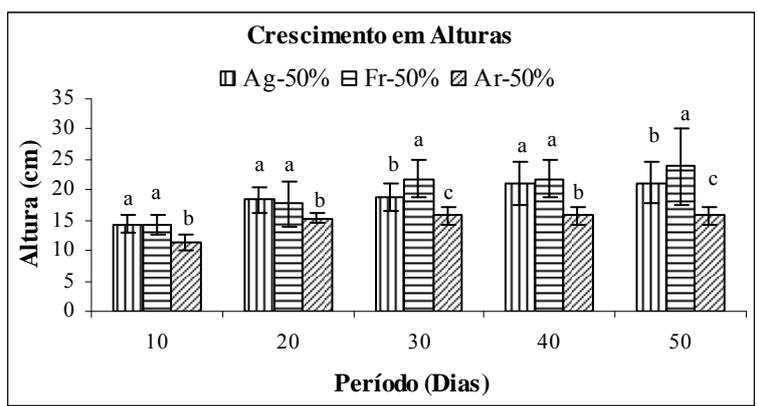


Figura A1.29. Crescimento do capim vetiver em solos de textura argilosa, franca e arenosa, na dose 50%. (* $p \leq 0,05$ e ns: não significativo)



*(± desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

Figura A1.30. Comparação do crescimento do capim vetiver nos solos de textura argilosa, franca e arenosa, na dose 50%.

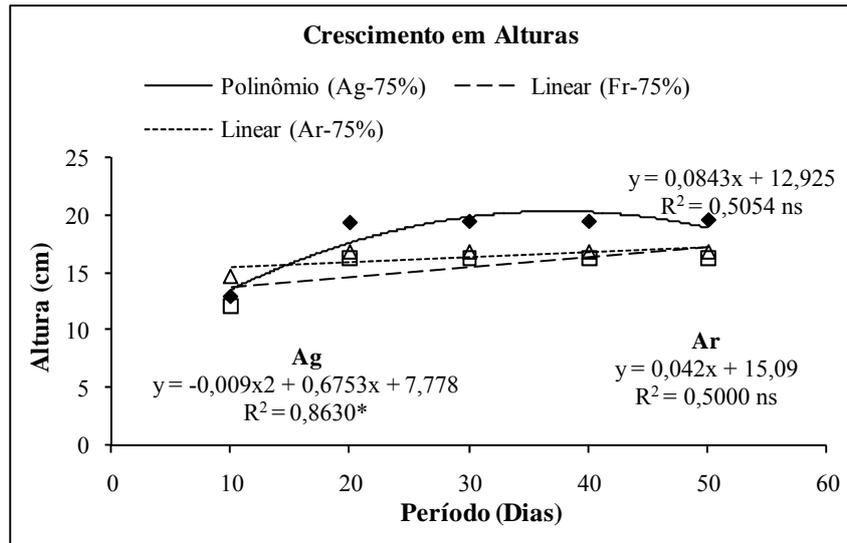
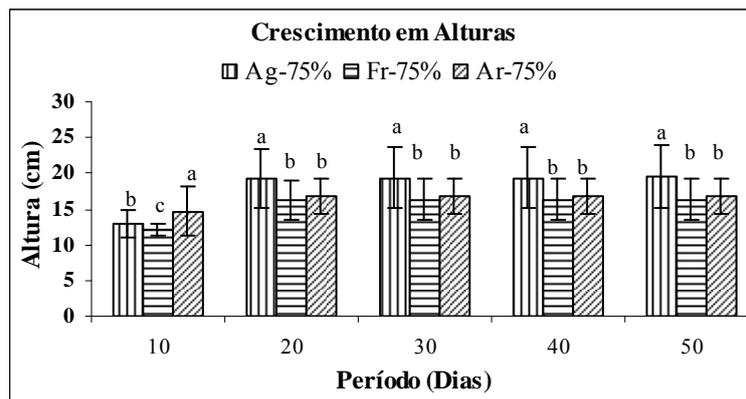


Figura A1.31. Crescimento do capim vetiver em solos de textura argilosa, franca e arenosa, na dose 75%. (* $p \leq 0,05$ e ns: não significativo)



*(\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

Figura A1.32. Comparação do crescimento do capim vetiver nos solos de textura argilosa, franca e arenosa, na dose 75%.

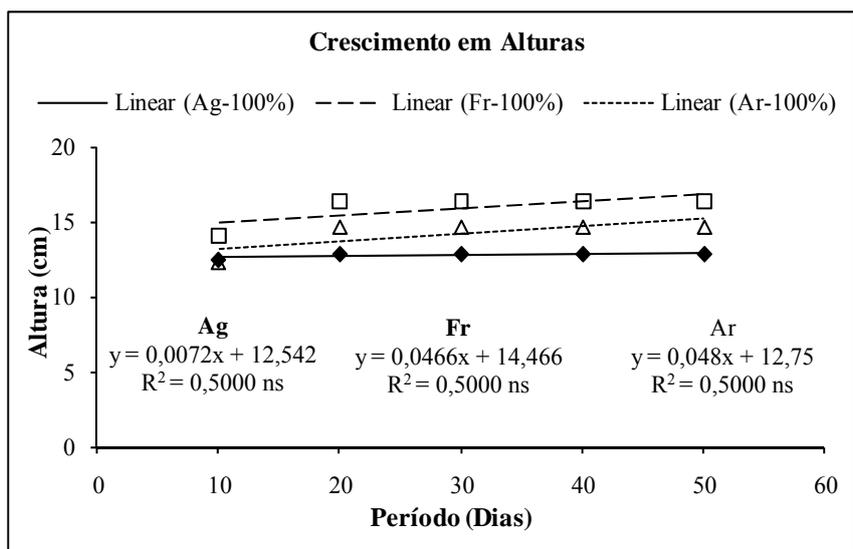
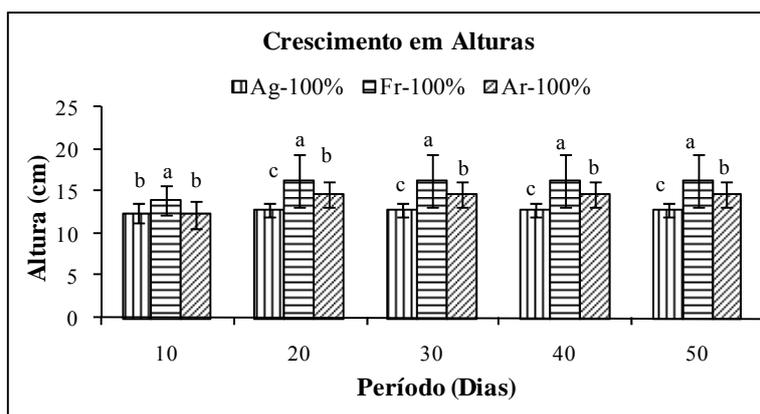
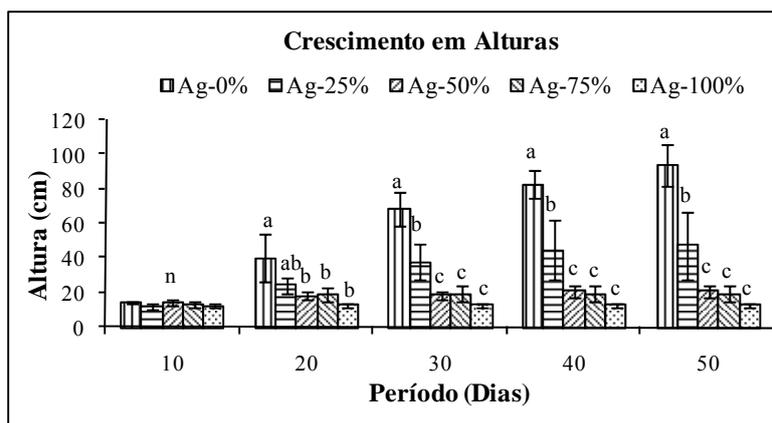


Figura A1.33. Crescimento do capim vetiver em solos de textura argilosa, franca e arenosa, na dose 100%. (ns: não significativo)

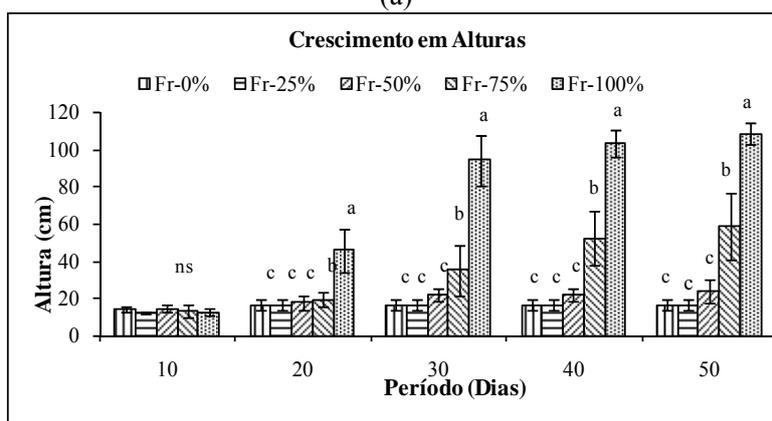


*(± desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

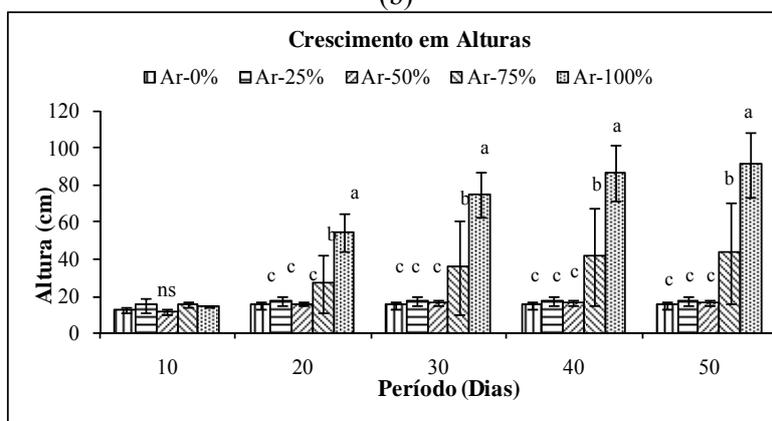
Figura A1.34. Comparação do crescimento do capim vetiver nos solos de textura argilosa, franca e arenosa, na dose 100%.



(a)



(b)



(c)

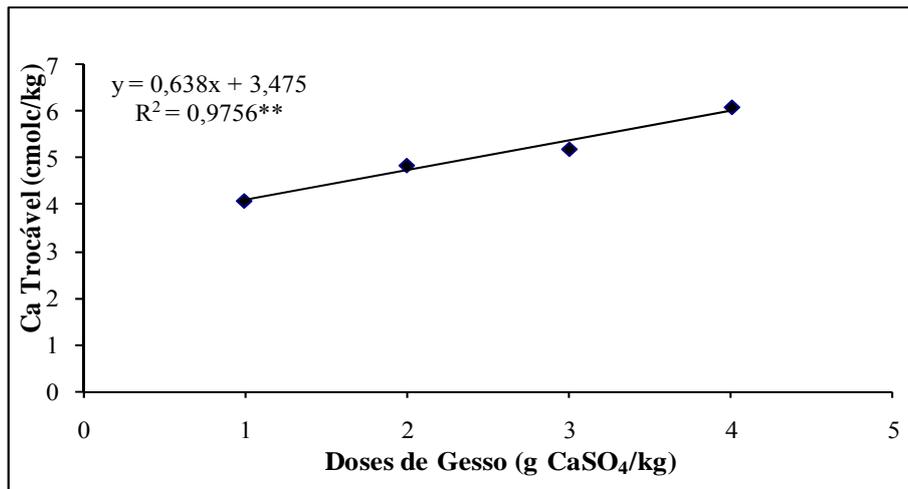
*(\pm desvio padrão; médias seguidas por uma mesma letra são iguais entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade).

Figura A1.35. (a) Comparação do crescimento do capim vetiver no solo de textura argilosa nas diferentes doses; (b) Comparação do crescimento do capim vetiver no solo de textura franca nas diferentes doses; (c) Comparação do crescimento do capim vetiver no solo de textura arenosa nas diferentes doses.

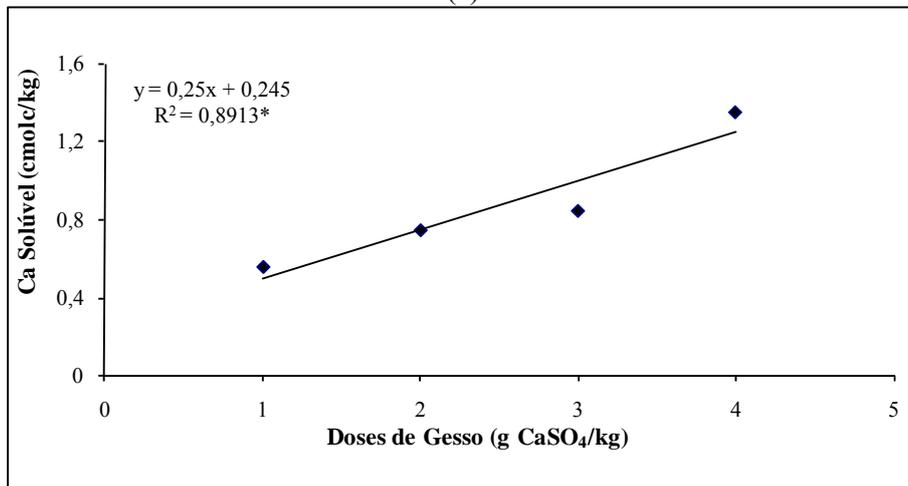
APÊNDICE 2

EXPERIMENTO II

Efeito das doses de gesso sobre os teores de cálcio e sódio trocável e solúvel, sódio trocável e solúvel, PST e RAS.

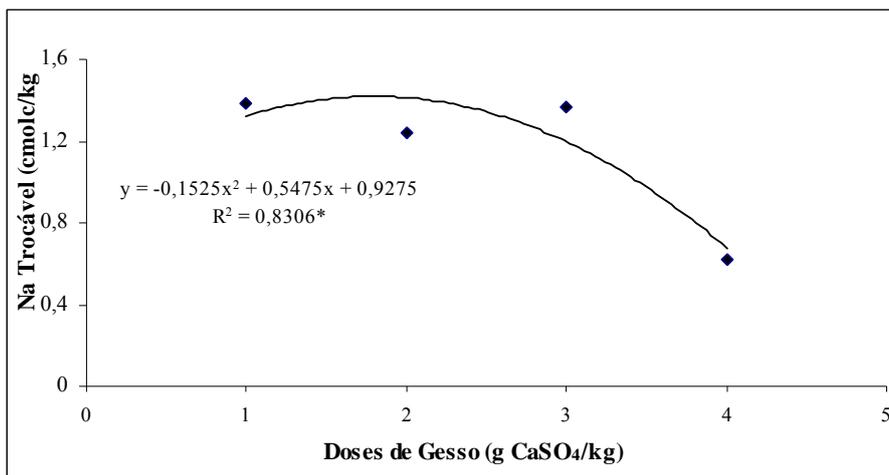


(a)

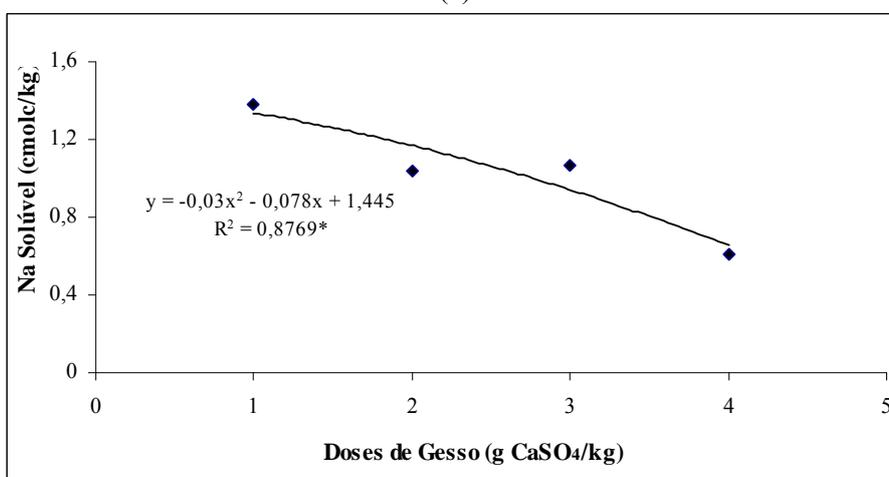


(b)

Figura A2.1. (a) Efeito das doses de gesso nos teores de cálcio trocável em mistura de solo e sedimento. (* $p \leq 0,05$ e ** $p \leq 0,01$); Efeito das doses de gesso nos teores de cálcio e solúvel em mistura de solo e sedimento. (* $p \leq 0,05$ e ** $p \leq 0,01$)

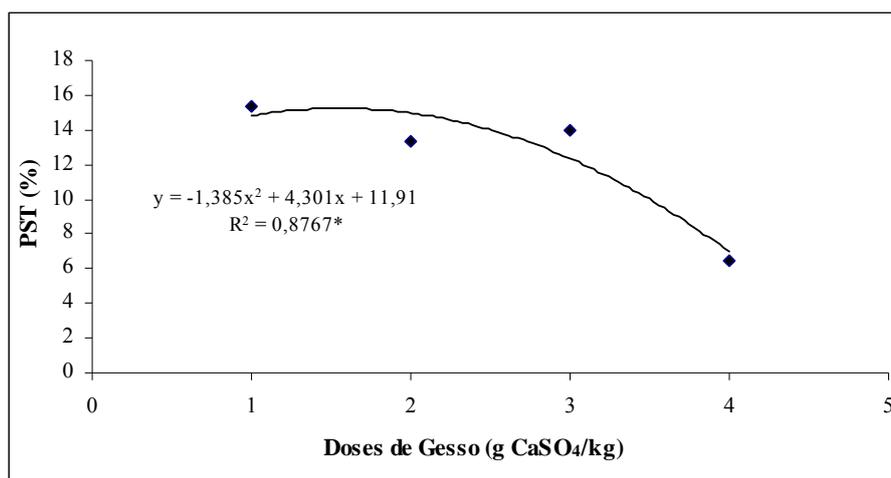


(a)

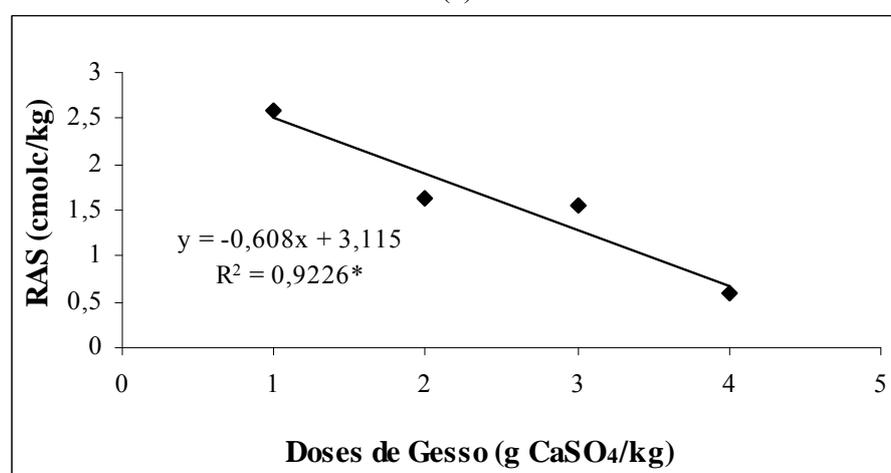


(b)

Figura A2.2. (a) Efeito das doses de gesso nos teores de sódio trocável em mistura de solo e sedimento. (* $p \leq 0,05$); (b) Efeito das doses de gesso nos teores de sódio solúvel em mistura de solo e sedimento. (* $p \leq 0,05$)



(a)



(b)

Figura A2.3. (a) Efeito das doses de gesso na PST em mistura de solo e sedimento. (* $p \leq 0,05$); (b) Efeito das doses de gesso na RAS em mistura de solo e sedimento. (* $p \leq 0,05$)

Tabela A2.1. Coeficientes de variação (CV) das variáveis químicas das misturas de sedimento e gesso

Tratamento	Coeficiente de Variação – CV (%)									
	Ca	Mg	K	Na	Ca Solúvel	Mg Solúvel	K Solúvel	Na Solúvel	RAS	PST
Zero	6,49	1,12	13,54	9,22	6,84	14,81	20,73	17,32	10,64	7,68
35%	1,37	3,66	10,98	1,07	5,89	2,92	11,43	6,67	7,96	7,79
65%	2,78	2,30	9,15	1,43	12,43	3,81	1,94	0	10,44	8,67
100%	9,40	10,43	2,45	0,59	6,28	12,74	4,15	5,88	11,96	5,62

* Valores médios de três repetições

APÊNDICE 3

EXPERIMENTO III - FITORREMEDIAÇÃO

Tabela A3.1. Condutividade elétrica da água de lavagem dos vasos do experimento de fitorremediação

Amostra	Lavagens - CE (mS/cm)			
	1	2	3	4
1	7,99	4,32	4,11	1,83
2	9,19	5,9	5,02	4
3	7,6	6,5	4,88	1,34
4	9,2	7,55	5,71	4
5	10,3	6,84	5,36	3,91
6	10,3	7,03	4,9	3,77
7	9,7	7,38	5,61	3,93
8	13,1	8,97	5,95	3,82
9	11,2	8,09	6,2	3,63
10	11	7,78	5,38	3,33
11	10,7	7,35	4,6	1,92
12	12,2	7,51	5,19	3,75
13	10,96	5,26	4,82	3,94
14	11,73	6,46	5,09	3,35
15	11,76	6,48	4,99	3,63
16	13,77	7,84	5,52	3,68
17	11,62	6,74	5,06	3,34
18	11,93	7,25	5,52	3,78
19	11,95	6,76	6,02	1,72
20	11,7	6,74	5,58	3,81
21	5,72	4,92	5,9	4,63
22	6,94	6,38	5,37	3,6
23	6,42	6,26	6,55	4,73
24	6,52	6,5	5,91	3,75
25	12,21	6,43	6,57	4,05
Média	10,24	6,80	5,39	3,49

Tabela A3.2. Características químicas do solo (Niterói), areia e tratamentos

Amostra	pH		Complexo Sortivo (cmol _c /kg)					C org (g/kg)	P assimilável (mg/kg)
	Água	KCl	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺	Valor S		
Solo Niterói	4,1	3,69	0,23	0,1	0,23	0,01	0,57	0,79	1,22
Areia	7,24	8,02	0,37	0,37	0	0,014	0,75	1,60	4,31
Mangue	5,94	5,87	2,43	1,41	3,81	0,35	8	26,3	106,1
Tamboril	5,95	5,85	2,95	1,48	3,89	0,37	8,7	31,8	106,3
Vetiver	5,89	5,82	2,95	1,53	3,82	0,36	8,7	30,4	99,1
Chorão	5,97	5,90	2,64	1,45	3,37	0,33	7,8	28,4	71,1
Controle	5,88	5,90	2,54	2,75	3,75	0,74	8,04	28,8	100,4

Tabela A3.3. Leituras dos diâmetros na base do caule (DBC) das espécies utilizadas no experimento de fitorremediação

Espécies	Diâmetro na Base do Caule (DBC) – mm									
	Zero (Dias)	15 (Dias)	30 (Dias)	45 (Dias)	60 (Dias)	75 (Dias)	90 (Dias)	105 (Dias)	120 (Dias)	135 (Dias)
Mangue	3,44	4,19	4,35	5,79	6,46	6,93	7,24	7,83	7,93	8,08
Tamboril	9,94	10,81	11,45	11,60	11,86	12,27	12,36	12,76	13,07	13,10
Vetiver	60,47	78,55	90,82	92,57	93,30	95,23	101,05	103,45	104,26	105,99
Chorão	6,57	7,17	7,30	7,42	7,55	7,58	8,01	8,09	8,1	8,1

*Valores médios de cinco repetições

Tabela A3.4. Coeficientes de variação (CV) das variáveis químicas do solo referente ao experimento de fitorremediação

Tratamento	Coeficiente de Variação – CV (%)										
	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
Mangue	15,39	0	12,06	13,88	15,31	12,25	10,93	10,34	11,48	15,56	12,15
Tamboril	18,05	16,7	10,19	17,74	16,26	14,18	19,38	21,18	16,59	21,33	12,78
Vetiver	3,94	16,7	4,95	16,08	14,52	23,08	23,30	24,17	11,15	18,55	23,07
Chorão	2,02	20	17,16	2,44	3,92	15,25	6,37	14,65	3,88	18,75	23,71
Controle	0,49	10,8	1,80	1,93	0	0,90	0,84	3,02	3,37	13,32	0,87

Tabela A3.5. Coeficientes de variação (CV) das variáveis químicas do tecido vegetal das espécies utilizadas no experimento de fitorremediação

Tratamento	Coeficiente de Variação – CV (%)										
	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	B	Zn
Mangue	8,47	10,83	30,20	2,49	4,35	15,60	11,89	14,01	19,01	24,25	13,97
Tamboril	17,26	26,65	33,07	32,83	12,84	19,26	14,77	19,77	22,87	14,95	7,65
Vetiver	21,36	12,37	0	17,65	13,73	16,18	24,77	10,96	35,19	15,94	13,55
Chorão	10,57	17,64	23,32	30,37	9,25	10,13	13,50	27,45	25,47	11,24	27,45

Tabela A3.6. Coeficientes de variação (CV) das variáveis químicas do tecido vegetal das espécies utilizadas no experimento de fitorremediação

Tratamento	Coeficiente de Variação – CV (%)				
	Ca	Mg	K	Na	P
Mangue	15,1	10,15	25,42	20	14,12
Tamboril	24,7	14,97	17	11,5	20,90
Vetiver	16,7	7,59	12,70	20,4	7,55
Chorão	14,6	13,80	18,08	10,9	19,38

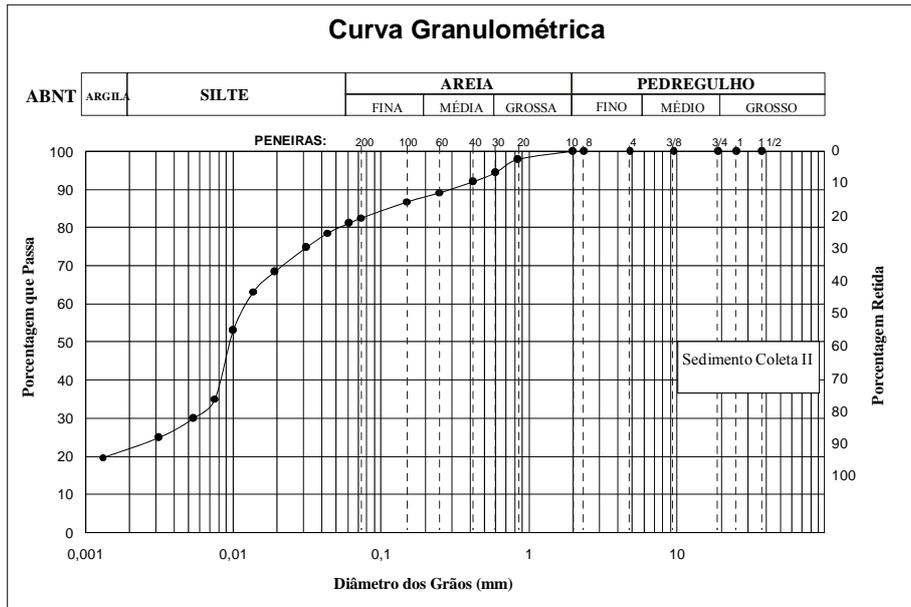


Figura A3.1. Curva granulométrica do sedimento empregado.

Tabela A3.7. Análise granulométrica do sedimento empregado

Composição Granulométrica % (Escala ABNT)					
Argila	Silte	Areia			Pedregulho
		Fina	Média	Grossa	
22	59	7	6	6	0

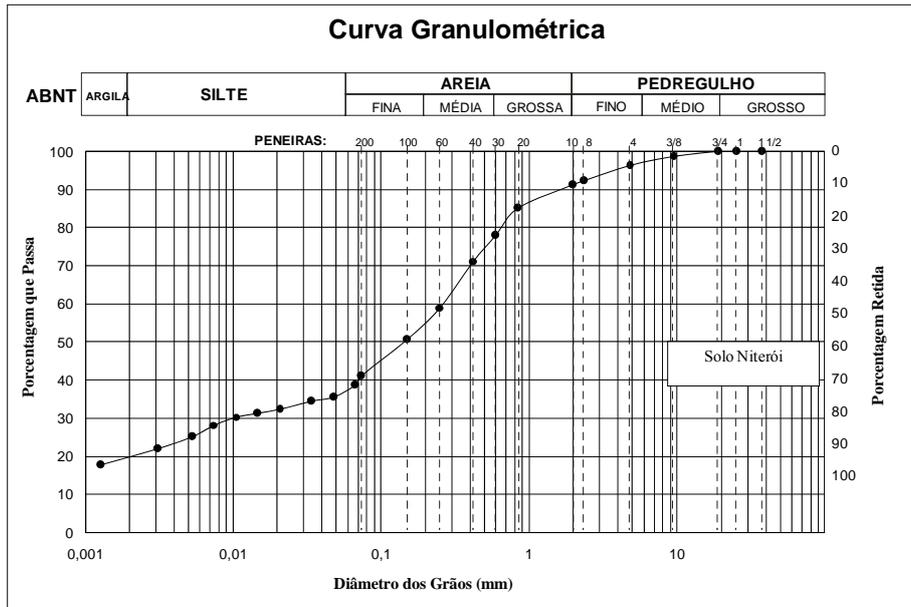


Figura A3.2. Curva granulométrica do solo empregado.

Tabela A3.7. Análise granulométrica do solo empregado

Composição Granulométrica % (Escala ABNT)					
Argila	Silte	Areia			Pedregulho
		Fina	Média	Grossa	
20	18	18	22	13	9

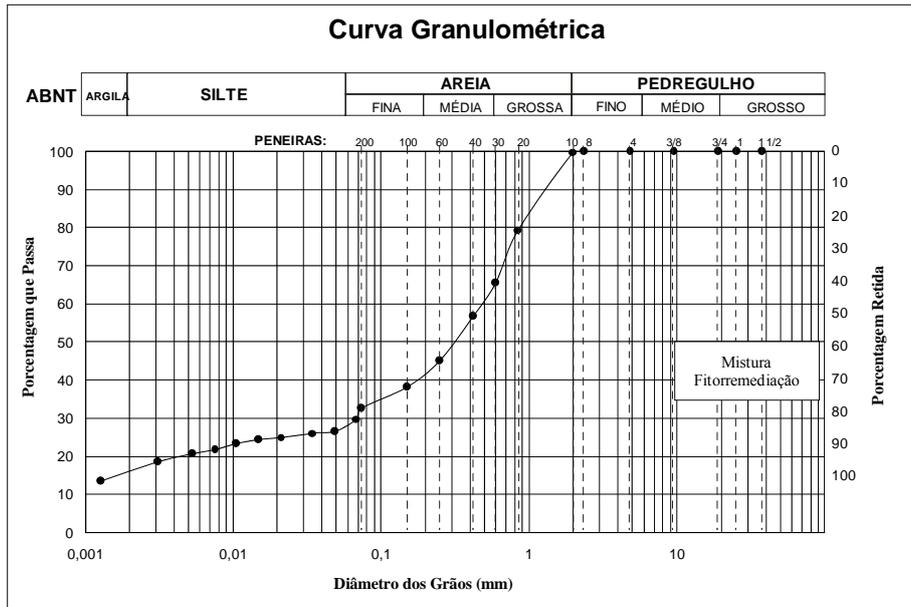


Figura A3.3. Curva granulométrica da mistura empregada.

Tabela A3.8. Análise granulométrica da mistura empregada

Composição Granulométrica % (Escala ABNT)					
Argila	Silte	Areia			Pedregulho
		Fina	Média	Grossa	
16	13	14	23	34	0

APÊNDICE 4

EXPERIMENTO COMPLEMENTAR – MATERIAIS ESTRUTURANTES

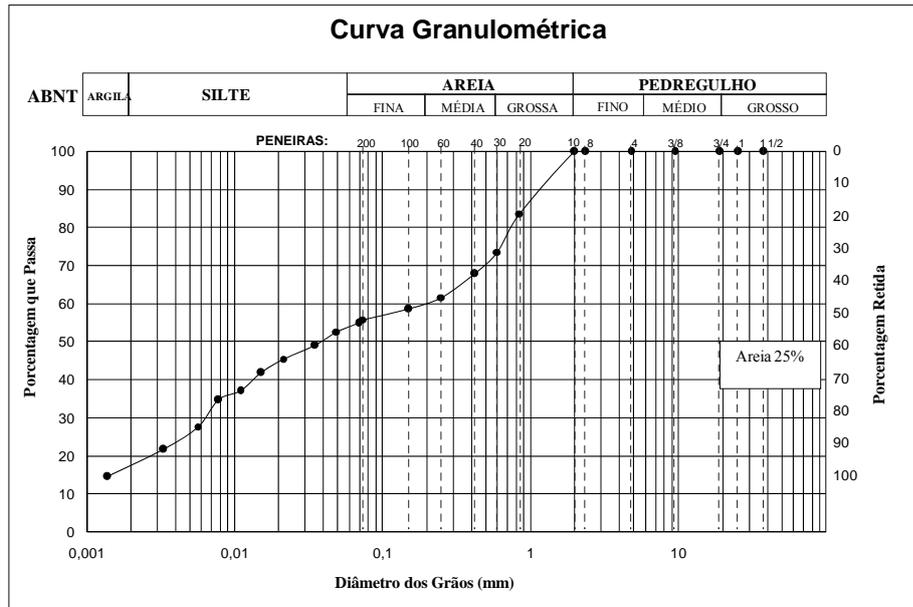


Figura A4.1. Curva granulométrica da mistura de sedimento e areia a 25%.

Tabela A4.1. Análise granulométrica da mistura de sedimento e areia a 25%

Composição Granulométrica % (Escala ABNT)					
Argila	Silte	Areia			Pedregulho
		Fina	Média	Grossa	
18	36	6	13	27	0

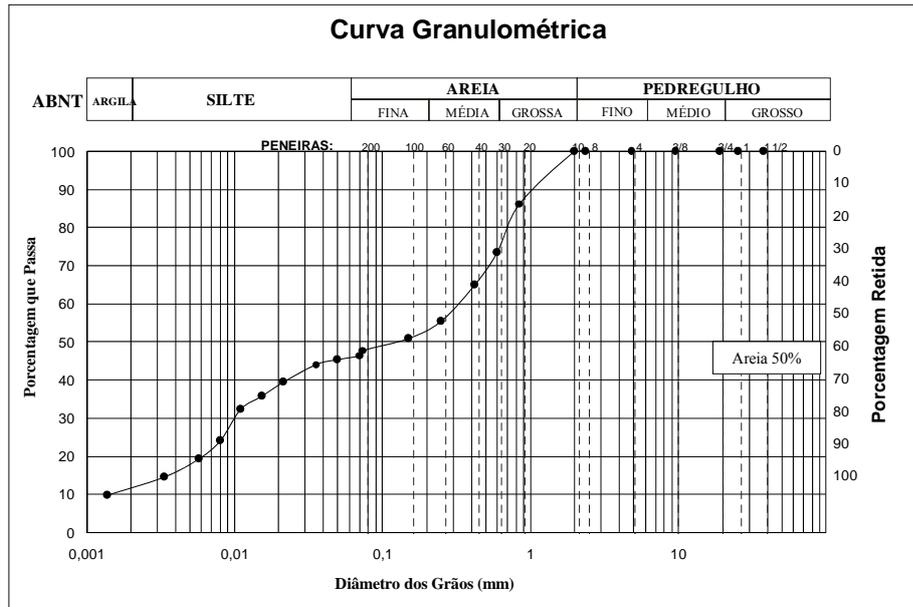


Figura A4.2. Curva granulométrica da mistura de sedimento e areia a 50%.

Tabela A4.2. Análise granulométrica da mistura de sedimento e areia a 50%

Composição Granulométrica % (Escala ABNT)					
Argila	Silte	Areia			Pedregulho
		Fina	Média	Grossa	
12	34	7	20	27	0

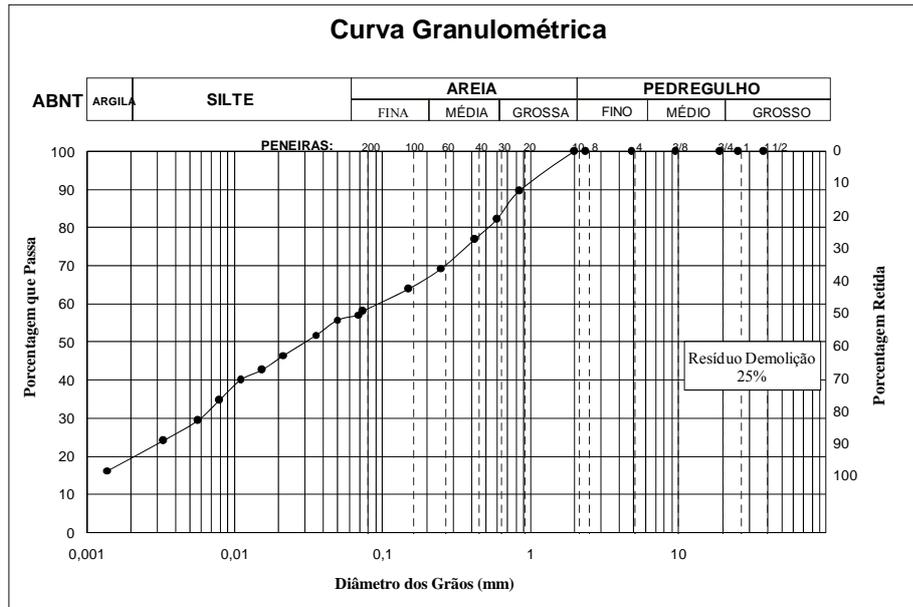


Figura A4.3. Curva granulométrica da mistura de sedimento e resíduo de construção e demolição a 25%.

Tabela A4.3. Análise granulométrica da mistura de sedimento e resíduo de construção e demolição a 25%

Composição Granulométrica % (Escala ABNT)					
Argila	Silte	Areia			Pedregulho
		Fina	Média	Grossa	
20	37	10	15	18	0

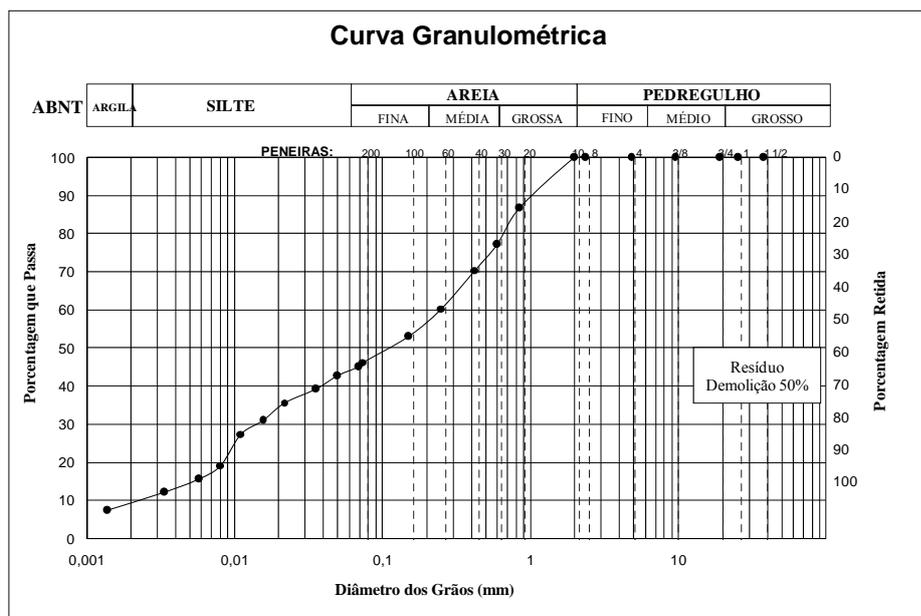


Figura A4.4. Curva granulométrica da mistura de sedimento e resíduo de construção e demolição a 50%.

Tabela A4.4. Análise granulométrica da mistura de sedimento e resíduo de construção e demolição a 50%

Composição Granulométrica % (Escala ABNT)					
Argila	Silte	Areia			Pedregulho
		Fina	Média	Grossa	
9	35	13	20	23	0

Livros Grátis

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

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

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

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

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