

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

LUÍS CARLOS IUÑES DE OLIVEIRA FILHO

**ANÁLISE DE RISCO ECOLÓGICO E MESOFAUNA EM ÁREAS DE
MINERAÇÃO**

LAGES – SC

2013

LUÍS CARLOS IUÑES DE OLIVEIRA FILHO

**ANÁLISE DE RISCO ECOLÓGICO E MESOFAUNA EM ÁREAS DE
MINERAÇÃO**

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

Orientador: Prof. Dr. Julio Cesar Pires Santos

LAGES – SC

2013

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

Oliveira Filho, Luís Carlos Iuñes de
Análise de risco ecológica e mesofauna em áreas de mineração. / Luís
Carlos Iuñes de Oliveira Filho; orientador: Julio Cesar Pires Santos .

Lages, 2013.
158f.

Inclui referências.

Tese (Doutorado) – Centro de Ciências Agroveterinárias / UDESC.

1. Bioindicadores. 2. Ecotoxicologia terrestre. 3. Resíduo piritoso.
I. Título.

CDD – 631.4

LUÍS CARLOS IUÑES DE OLIVEIRA FILHO

ANÁLISE DE RISCO ECOLÓGICO E MESOFAUNA EM ÁREAS DE MINERAÇÃO

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

Banca Examinadora:

Orientador:

Dr. Julio Cesar Pires Santos
(UDESC/Lages – SC)

Co-orientador:

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

Co-orientador:

Dr. Dilmar Baretta
(UDESC/Chapecó – SC)

Membro:

Dra. Zaida Inês Antonioli
(UFSC/Santa Maria – RS)

Membro:

Dr. Mauricio Vicente Alves
(UTFPR/Dois Vizinhos – PR)

Lages, Santa Catarina.

01 de Março de 2013.

A todas as pessoas que acreditam na importância da Biologia do Solo. A minha família.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, meu Refúgio e minha Fortaleza, Fonte de Misericórdia, Felicidade e Paz.

Ao Prof. Dr. Julio Cesar Pires Santos pela amizade, confiança, conselhos, sugestões na escrita e por aceitar encarar esse desafio de orientação. Deixo aqui minha admiração.

A minha esposa e grande amor da minha vida, Jaqueline, por sempre me ajudar em tudo, pelo carinho, pela paciência, pela compreensão e pelo companheirismo em todos os momentos.

Aos meus pais Luiz e Mariza, sogros Islairo e Zulma, irmãos Marcelo e Rodrigo, cunhadas Alessandra e Carol e cunhado Junior; aos meus pequenos grandes sobrinhos Thiago e Lucas por todo apoio, incentivo, pelos momentos de felicidade e distrações durante o transcorrer de minha vida até aqui.

Ao Prof. Dr. Dilmar Baretta, pela amizade, confiança, ajuda e sugestões na escrita e por todas as oportunidades que me proporcionou durante o meu Doutorado.

Ao Prof. Dr. José Paulo de Sousa (Universidade de Coimbra, Portugal), pelo apoio na orientação durante o Doutorado-Sanduiche e a todos que me ajudaram enquanto estive em Coimbra, em especial Carla, Tiago, Tony e Joana.

Ao Prof. Dr. Osmar Klauberg Filho pela amizade e confiança em trabalharmos juntos no Pós-Doutorado.

A todos os amigos do curso. Aos bolsistas Cristhiane Manfroi e Rafael Lacerda que me ajudaram nas coletas e identificação da fauna do solo. Aos bolsistas do Laboratório de Solos e Sustentabilidade do CEO/UDESC de Chapecó, que me ajudaram a montar e desmontar os testes, em especial a Talyta, Katiane, Patricia e Rafael. A Priscila Dors do Laboratório de Levantamento e Análise Ambiental que me ajudou nas análises químicas da pirita.

A UDESC – CAV e ao Programa de Pós-Graduação em Manejo do Solo, pela formação científica e oportunidade de realizar o curso de Pós-Graduação. Aos professores do Departamento de Solos pelos ensinamentos nas disciplinas cursadas.

A CAPES pela bolsa de Doutorado no Brasil e ao convênio CAPES/GRICES pela bolsa de Doutorado-Sanduiche fornecida para a realização do estágio na Universidade de Coimbra (UC), Portugal em 2010/2011, especialmente aos coordenadores Profa. Dra.Elke J.B.N. Cardoso (ESALQ/USP) e Prof. Dr. José Paulo Sousa (UC, Portugal).

Agradeço aos membros da banca, Mari, Dilmar, Zaida e Mauricio, pelas valiosas contribuições.

Agradeço a todos que contribuíram para a realização desse projeto.

RESUMO

OLIVEIRA FILHO, Luís Carlos Iuñes de. **Análise de risco ecológica e mesofauna em áreas de mineração**. 2013. 140 f. Tese (Doutorado em Manejo do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, Lages, SC, 2013.

O presente trabalho foi desenvolvido em três fases distintas, sendo que na primeira fase avaliou-se a mesofauna do solo em áreas recuperadas após mineração de carvão a céu aberto, na segunda avaliou-se o risco ecológico do resíduo piritoso (carvão mais a pirita) gerado da mineração de carvão, e na terceira fase foi realizada análise de risco ecológico (ARE) da Mina de cobre e ferro de São Domingos (MSD; Portugal). A primeira fase objetivou avaliar a presença da mesofauna edáfica em solos construídos após a mineração de carvão a céu aberto na região de Lauro Müller/SC. A fauna do solo foi coletada utilizando-se um cilindro de 17 cm de diâmetro, na profundidade de 5 cm, e avaliada pelo o método de Berlese, seguido da identificação dos organismos. Os resultados obtidos evidenciam que a fauna do solo teve influência dos tratamentos e por isso pode ser utilizada como bioindicador das alterações ocasionadas pela recuperação do solo. A segunda fase objetivou avaliar os efeitos ecotoxicológicos das deposições de resíduo piritoso. Utilizaram-se solos coletados em Lauro Müller (LM) e Capão Alto (CA), testadas cinco doses desse resíduo (0; 2,5; 5; 10; 20%). Realizou-se testes de fuga com *Folsomia candida* e *Eisenia andrei*, de sobrevivência e reprodução com *F. candida*, *E. andrei* e *Enchytraeus crypticus* e de germinação com *Avena sativa* e *Lotus corniculatus*. Os organismos e as plantas estudados apresentaram diferentes sensibilidades e os resultados indicam que o resíduo piritoso apresentou potencial de influenciar negativamente os organismos do solo, tanto em curto período de tempo (teste de fuga) quanto em longo prazo (sobrevivência e reprodução). Na terceira fase, a ARE da Mina de São Domingos objetivou obter informações da distribuição espacial da contaminação por metais e arsênio, integrando informações a partir das linhas de evidência química (análise de metais e arsênio e cálculo de pressões tóxicas) e ecotoxicológica (teste em fase sólida com *Vibrio fischeri*, teste de fuga com *F. candida* e teste de germinação de sementes com *A. sativa*). Como previsto, o valor de risco integrado diminuiu com o aumento da distância dos pontos coletados. No entanto, incertezas em relação ao risco ainda persistem em alguns pontos e, portanto, sugere-se uma avaliação mais detalhada, que constituirá a próxima fase da avaliação de risco.

Palavras-chave: Bioindicadores. Ecotoxicologia terrestre. Resíduo piritoso.

ABSTRACT

OLIVEIRA FILHO, Luís Carlos Iuñes de. **Ecological risk assessment and mesofaunal in mining areas**. 2013. 140 f. Thesis (Doutorado em Manejo do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, Lages, SC, 2013.

This work was developed in three distinct phases, the first phase evaluated the soil fauna in reclaimed areas after coal mining open pit, in the second evaluated the ecological risk of the waste pyritic (coal more pyrite) generated from coal mining, and the third phase was conducted ecological risk assessment (ERA) of São Domingos copper and iron mine (SDM; Portugal). The first phase aims to evaluate the richness and abundance in constructed soils after coal mining open pit in the region of Lauro Müller/SC. Soil fauna was collected using a cylinder of 17 cm diameter, 5 cm depth, and evaluated by the Berlese method, followed by the identification of organisms. The results obtained in this study indicate that soil fauna suffered influences of treatments and therefore can be used as a bioindicator of changes caused by land reclamation. The second phase aims to evaluate the ecotoxicological effects of depositions of waste pyritic. For this, used soils collected in Lauro Müller (LM) and Capão Alto (CA), this waste tested five doses (0.0, 2.5, 5.0, 10.0, 20.0%) and conducted avoidance tests with *Folsomia candida* and *Eisenia andrei*, survival and reproduction with *F. candida*, *E. andrei* and *Enchytraeus crypticus* and germination with *Avena sativa* and *Lotus corniculatus*. The organisms studied showed different sensitivities and the results indicate that the pyritic waste has the potential to negatively affect soil organisms, both in short period of time (avoidance test) and long-term (survival and reproduction). In the third phase, the ERA of MSD aims to get information of the spatial distribution of metal and arsenic contamination, integrating information from the chemical line of evidence (metal analysis and calculation of toxic pressures) and the ecotoxicological line of evidence (*Vibrio fischeri* solid-phase test, *Folsomia candida* avoidance test and *Avena sativa* seed germination test). As predicted, integrated risk values decreased with increasing distance from the CA. However, the risk uncertainty still persisting at some points and therefor suggest a more detailed evaluation, which will constitute the next stage of the risk assessment.

Keywords: Bioindicators. Terrestrial ecotoxicology. Waste pyritic.

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Características químicas (média \pm desvio padrão) do solo na profundidade de 5 cm nos tratamentos da Mina do Apertado, na Mata Nativa e no Campo Naturalizado, no município de Lauro Müller/SC. Médias das quatro épocas de coleta.....	41
Tabela 3.2 - Densidade média de organismos (ind. m ⁻²) da comunidade da fauna invertebrada do solo coletadas na Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + <i>Braquiaria brizantha</i> ; MACCB - Calcário + Cama de aves + <i>Braquiaria brizantha</i> ; MAD - Dregs), na Mata Nativa (MN) e no Campo Naturalizado (CN).....	43
Tabela 3.3 - Riqueza média da comunidade da fauna invertebrada do solo coletadas na Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + <i>Braquiaria brizantha</i> ; MACCB - Calcário + Cama de aves + <i>Braquiaria brizantha</i> ; MAD - Dregs), Mata Nativa (MN) e Campo Naturalizado (CN).	44
Tabela 3.4 - Índice de Diversidade de Shannon-Wiener da comunidade da fauna invertebrada do solo coletadas na Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + <i>Braquiaria brizantha</i> ; MACCB - Calcário + Cama de aves + <i>Braquiaria brizantha</i> ; MAD - Dregs), na Mata Nativa (MN) e no Campo Naturalizado (CN).....	45
Tabela 4.1 - Atributo, método e referência usada para determinação das características físicas e químicas dos solos de Lauro Müller (LM) e Capão Alto (CA) e do resíduo piritoso utilizado nos testes.....	59
Tabela 4.2 - Características dos ensaios utilizados para verificar a toxicidade do resíduo piritoso da mineração.....	60
Tabela 4.3 - Caracterização física e química dos solos de Lauro Müller (LM) e Capão Alto (CA) e do resíduo piritoso utilizado nos testes.	66
Tabela 4.4 - Valores médios (\pm desvio padrão, $n = 5$) de pH (KCl 1M) dos solos de Lauro Müller (LM) e Capão Alto (CA) ao final de dois, sete, 28 e 56 dias.	68
Tabela 4.5 - Valores médios (\pm desvio padrão, $n = 5$) de condutividade elétrica do solo ($\mu\text{S cm}^{-1}$) dos solos de Lauro Müller (LM) e Capão Alto (CA) ao final de dois, sete, 28 e 56 dias.	70
Tabela 4.6 - Valores de EC50 obtidos para o resíduo piritoso utilizado nos testes ecotoxicológicos com organismos terrestres.	77
Tabela 5.1 - Resumo das propriedades físicas e químicas dos solos amostrados para cada grupo e sua respectiva referência.	91

Tabela 5.2 - Resumo da concentração total de metais e arsênio dos solos amostrados para cada grupo e sua respectiva referência. Concentrações expressas em mg kg^{-1} de peso seco.	93
Tabela 5.3 - Risco combinado para as linhas de evidência ecotoxicológica e química e valores de risco integrado.	94

LISTA DE QUADROS

- Quadro 3.1 - Principais práticas de manejo adotadas na área experimental da Mina do Apertado (CAMPOS; ALMEIDA; SOUZA, 2003; LUNARDI NETO et al., 2008) e descrição da Mata Nativa e do Campo Naturalizado..... 39
- Quadro 3.2 - Presença (+) e ausência (-) da comunidade da fauna invertebrada do solo coletadas na Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + *Braquiaria brizantha*; MACCB - Calcário + Cama de aves + *Braquiaria brizantha*; MAD - Dregs), na Mata Nativa (MN) e no Campo Naturalizado (CN), independente da época de coleta. 46

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Contraste de abordagens em solos degradados (modificado de BRADSHAW, 1992, 1997).	22
Figura 2.2 - Localização das principais Jazidas de Carvão da Bacia do Paraná (RS, SC e PR) (A) e detalhe da bacia carbonífera catarinense (B).	24
Figura 2.3 - Cadeia produtiva do carvão mineral.	25
Figura 2.4 - Mina de ferro e cobre de São Domingos (Portugal) mostrando os resíduos da mineração depositados ao longo da área de mineração.	28
Figura 3.1 - Média mensal de temperaturas (mínima, média e máxima) e precipitação total mensal das áreas de coleta, registrado pela Estação Urussanga (SC), no período de agosto de 2009 a agosto de 2010.	41
Figura 3.2 - Frequência relativa (%) da comunidade da fauna invertebrada do solo coletadas na Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + <i>Braquiaria brizantha</i> ; MACCB - Calcário + Cama de aves + <i>Braquiaria brizantha</i> ; MAD - Dregs), na Mata Nativa (MN) e no Campo Naturalizado (CN), independente da época de coleta.	48
Figura 3.3 - Dendograma obtido pela análise de cluster discriminando os tratamentos da Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + <i>Braquiaria brizantha</i> ; MACCB - Calcário + Cama de aves + <i>Braquiaria brizantha</i> ; MAD - Dregs) e as áreas de Mata Nativa (MN) e de Campo Naturalizado (CN) por "Distância Euclidiana", nas quatro épocas de coleta.	49
Figura 3.4 - Análise de Correspondência (CA) discriminando a fauna do solo e os tratamentos estudados [Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + <i>Braquiaria brizantha</i> ; MACCB - Calcário + Cama de aves + <i>Braquiaria brizantha</i> ; MAD - Dregs)], e as áreas da Mata Nativa (MN) e do Campo Naturalizado (CN), independente da época de coleta.	50
Figura 3.5 - Análise de Correspondência Canônica (CCA) discriminando a fauna do solo e as variáveis ambientais explicativas (umidade e temperatura do solo, pH, Ca, Mg, K e MO).	52
Figura 4.1 - Esquema de montagem de um teste de fuga para colêmbolos.	61
Figura 4.2 - Foto ilustrativa de um teste de fuga com minhocas (solo não contaminado x solo contaminado).	62
Figura 4.3 - Teste de sobrevivência e reprodução com colêmbolos.	63
Figura 4.4 - Teste de germinação com <i>Avena sativa</i> no solo de Capão Alto.	65

Figura 4.5 - Resposta de fuga (%) de <i>Folsomia candida</i> (a) e <i>Eisenia andrei</i> (b) quando expostos ao solo de referência (barras brancas) e solo contaminado (barras pretas) nas diferentes doses. (⌊) desvio padrão ($n = 5$).....	71
Figura 4.6 - Sobrevivência e reprodução de <i>Folsomia candida</i> , <i>Eisenia andrei</i> e <i>Enchytraeus cripticus</i> quando expostos a solo não contaminado (barras pretas) e contaminado (barras brancas). (⌊) desvio padrão ($n = 5$).....	73
Figura 4.7 - Perda de biomassa (g) de <i>Eisenia andrei</i> quando expostas a solo não contaminado (barras pretas) e contaminado (barras brancas).....	75
Figura 4.8 - Germinação (%) de <i>Avena sativa</i> e <i>Lotus corniculatus</i> quando expostas a solo não contaminado e contaminado. (⌊) desvio padrão ($n = 5$).	76
Figura 5.1 - Mapa da área de estudo em uma área de mineração abandonada (Mina de São Domingos, região do Alentejo ao sudeste de Portugal) que mostra as localizações dos 62 pontos de amostragem ao longo dos transectos L0, L1, L2, L3, L5 e L6.....	85
Figura 5.2 - Mapa de risco baseado nos valores de risco nas linhas de evidência ecotoxicológica (A), química (B) e do risco integrado (C).	99

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	17
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
2.1. Qualidade e Degradação do Solo	19
2.2. Mineração de Carvão Mineral	23
2.2.1. Produção no Brasil e em Santa Catarina	23
2.2.2. Processos de extração do carvão mineral e recuperação do solo	24
2.2.3. Problemas ambientais da mineração	28
2.3. Bioindicadores, Fauna do Solo e Ecotoxicologia Terrestre.....	29
3. CAPÍTULO I - MESOFAUNA DE SOLO CONSTRUÍDO EM ÁREAS DE MINERAÇÃO DE CARVÃO EM LAURO MÜLLER/SC.....	35
Resumo.....	35
3.1. Introdução.....	36
3.2. Material e Métodos.....	38
3.3. Resultados e Discussão.....	42
3.4. Conclusões.....	54
4. CAPÍTULO II - AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DO RESÍDUO DE MINERAÇÃO DE CARVÃO DA REGIÃO SUL DE SANTA CATARINA	56
Resumo.....	56
4.1. Introdução.....	57
4.2. Material e Métodos.....	58
4.3. Resultados e Discussão.....	66
4.4. Conclusões.....	78
5. CAPÍTULO III - ANÁLISE DE RISCO ECOLÓGICO DA ÁREA DA MINA DE SÃO DOMINGOS (PORTUGAL): ETAPA 1 - FASE DE VARREDURA	80
Resumo.....	80
5.1. Introdução.....	81
5.2. Material e Métodos.....	83
5.3. Resultados e Discussão.....	89
5.4. Conclusões.....	99
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	101
REFERÊNCIAS.....	104

APÊNDICES	129
------------------------	------------

1. INTRODUÇÃO

Historicamente, áreas de mineração são um dos problemas ambientais mais preocupantes de muitos países, sendo a indústria da mineração provavelmente a atividade antropogênica que produz os impactos mais profundos no ambiente. Esta é responsável por uma completa desfiguração da paisagem, eliminação da vegetação e por expressivos impactos sobre o solo, a água e o ar. Sua intensidade depende do volume explorado, do tipo de mineração e da composição dos resíduos produzidos (GRIFFITH, 1980), podendo apresentar como consequências a supressão da fauna e flora dos ecossistemas.

Independente da forma de extração seja ela superficial ou subterrânea, a mineração e o processamento do minério geram uma quantidade enorme de resíduos, que são depositados próximos às áreas de mineração. Muitas vezes, são encontrados nos resíduos, sulfetos, como pirita (FeS_2), arsenopirita (FeAsS), calcopirita (CuFeS_2), esfalerita (ZnS), galena (PbS), blenda [$(\text{Zn}, \text{Fe})\text{S}$], entre outros (DAVIDSON, 1996; ORTIZ; TEIXEIRA, 2002). A presença de pirita nas camadas superficiais dos solos construídos após mineração de carvão provoca intensa acidificação do solo, acelera a intemperização de minerais, eleva os teores de Al e Mn solúveis e aumenta a lixiviação de bases (CAMPOS; ALMEIDA; SOUZA, 2003).

Pouco se conhece dos atributos do solo construído sobre as áreas degradadas por mineração de carvão em relação à diversidade da fauna invertebrada. O estudo de atributos biológicos como indicadores da qualidade do solo é muito importante para entender os processos ecológicos que ocorrem nestas áreas visando sua recuperação. Há poucos trabalhos utilizando a fauna invertebrada como indicadora da qualidade do solo para uso no monitoramento dessas áreas, o que dificulta o seu manejo e recuperação.

Há uma grande preocupação em entender os aspectos ecotoxicológicos relativos aos resíduos da mineração, bem como a necessidade de estabelecer uma análise sistemática das informações que compõem o arsenal de conhecimento sobre os efeitos adversos aos ecossistemas e ao homem.

O pouco conhecimento das características biológicas envolvidas em áreas degradadas pela mineração de carvão constitui um problema ambiental importantíssimo para o Estado de Santa Catarina. Por outro lado, existem alguns estudos envolvendo a flora (CITADINI-

ZANETTE, 1982; CITADINI-ZANETTE; BOFF, 1992; MARTINS, 2005; KLEIN et al., 2009), a microbiota do solo (MENDONÇA, 2002; BORNHAUSEN, 2010; CEOLA, 2010; CORREIA, 2010; SOUZA, 2011), a mineralogia e de atributos químicos e físicos do solo (CAMPOS; ALMEIDA; SOUZA, 2003; LUNARDI NETO et al., 2008; ANDREOLA, 2011; SPIAZZI, 2011) e ambientais (MILIOLI, 1995; CITADINI-ZANETTE, 1999; SANTOS, 2003; POMPÊO et al., 2004; GALATTO et al., 2007; GONÇALVES; MENDONÇA, 2007; ZOCHE; FREITAS; QUADROS, 2010).

De qualquer modo, ainda existe um déficit grande de informações, no que diz respeito sobre a fauna do solo, nestes ecossistemas. Embora seja importante analisar o ecossistema em compartimentos separados, seria muito mais útil se a informação gerada fosse integrada em um único resultado/risco como forma de programar medidas de gerenciamento para esses locais. A informação gerada integrada em um único resultado/risco, a forma mais confiável de interpretação, uma vez que temos uma avaliação integrada e realista dos efeitos globais dos contaminantes nos ecossistemas, permitindo estabelecer uma ligação causal entre o contaminante e a resposta ecológica adversa.

O presente trabalho está associado ao Programa de Pós-Graduação em Manejo do Solo do Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV/UDESC) e ao projeto de Cooperação Bilateral entre Brasil e Portugal (Processo 198/08) através do convênio CAPES/GRICES e Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"/IMAR - Centro do Mar e Ambiente (Universidade de Coimbra, Portugal), tendo como objetivos:

- Avaliar a presença da mesofauna edáfica em solos construídos após a mineração de carvão a céu aberto na região de Lauro Müller/SC (Capítulo I).
- Estudar o efeito da adição de resíduo piritoso gerado da mineração de carvão, da região sul de Santa Catarina, sobre invertebrados terrestres e plantas com a finalidade de determinar o risco ecotoxicológico (Capítulo II).
- Estudar a distribuição espacial da contaminação por metais e arsênio e constituir a primeira etapa (Etapa 1) da Análise de Risco Ecológico da Mina de São Domingos (Portugal), integrando informações a partir das linhas de evidência química e ecotoxicológica (Capítulo III).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Qualidade e Degradação do Solo

O solo pode ser considerado o centro principal de organização dos ecossistemas terrestres, pois, em sua grande parte, os nutrientes são reciclados durante a decomposição da matéria orgânica antes de se tornarem disponíveis para às plantas. Ele não é apenas um fator do ambiente para os organismos, mas também é produzido por eles e, de modo geral, é o resultado líquido da ação do clima e dos organismos (microrganismos, micro, meso, macro e megafauna e vegetação) sobre a rocha-matriz na superfície da Terra (ODUM; BARRETT, 2008).

Solo é um componente essencial de sistemas naturais e manejados, e para manter sua qualidade é fundamental o desenvolvimento sustentável das atividades humanas, em particular a agricultura (GARRIGUES et al., 2012). A melhoria do ambiente edáfico tem efeitos benéficos sobre o ecossistema, revestindo de grande importância o conhecimento da qualidade do solo e sua quantificação via indicadores físicos, químicos e biológicos (REICHERT; REINERT; BRAIDA, 2003).

Como o solo é o principal centro da organização dos ecossistemas terrestres e principal componente do ambiente, em geral, pode-se esperar que a sua qualidade seja um bom indicador da qualidade ambiental (ODUM; BARRETT, 2008). Em outras palavras, se a sua qualidade esta sendo mantida, o que estiver acontecendo na paisagem deve ser sustentável (ODUM; BARRETT, 2008). Também é considerado como um recurso econômico e seu valor depende fortemente do tipo de uso da terra (agricultura, indústria, etc.), mas é também um recurso natural o qual suas funções ambientais e sociais dependem da qualidade física, química e biológica (HAVLICEK, 2012).

A qualidade do solo é definida como sendo a capacidade de funcionamento, dentro do ecossistema e das limitações de uso que permite a sustentabilidade e favorece a manutenção e o crescimento de plantas, de animais e do homem (DORAN; PARKIN, 1994; FRIGHETTO; VALARINI, 2000).

Logo, qualidade do solo é a integração das propriedades biológicas, físicas e químicas, que o habilita a exercer suas funções na plenitude (VEZZANI; MIELNICZUK, 2009), que são: função alimentar (produção de alimentos e armazenamento de nutrientes); função biológica (hábitat para diversos organismos, animais, plantas e para o próprio homem); função hídrica (armazenar e liberar água no ambiente); função filtro (importante na degradação e/ou reciclagem ativa de nutrientes e na decomposição de resíduos orgânicos, funcionando como tampão ou filtro); função material (fornecer materiais e suporte físico para as atividades humanas) (BECK et al., 2005; RÖMBKE et al., 2005; ÓHALLORAN, 2006).

Os atributos indicadores da qualidade do solo são definidos como propriedades mensuráveis que influenciam a capacidade do mesmo na produção das culturas ou no desempenho de funções ambientais (DORAN; PARKIN, 1994). A quantificação das alterações nos atributos edáficos, decorrentes da intensificação de sistemas de uso e manejo, podem fornecer subsídios importantes para a definição de sistemas racionais de manejo, contribuindo para tornar o solo menos suscetível à perda de capacidade produtiva (DORAN; PARKIN, 1994).

No contexto da Ciência do Solo, degradação do solo é um conjunto de processos que levam ao declínio da qualidade e capacidade produtiva do solo, ocasionada pelo mau uso, na grande maioria dos casos pela atividade humana. A degradação é um fenômeno complexo advindo da interação entre fatores físicos, químicos e biológicos, o qual se refere à diminuição na qualidade do solo, comprometendo suas funções.

O conceito de degradação tem sido geralmente associado aos efeitos ambientais que decorrem principalmente de atividades ou intervenções humanas, variando segundo a atividade em que esses efeitos são gerados, bem como em função do campo do conhecimento humano em que são identificados e avaliados (TAVARES et al., 2008).

De acordo com Azevedo; Kaminski (1995), os processos de degradação do solo podem ser entendidos como perturbações nos fluxos de troca, as quais se ampliam por todo o sistema, alterando seu funcionamento e produzindo uma nova realidade ao solo e/ou ao ecossistema degradado. Esse processo caracteriza-se inicialmente pela redução da capacidade do solo em sustentar a vida dos organismos produtores e consumidores, assim como dos serviços ambientais, e isso ocorre em razão da diminuição da sua qualidade como hábitat (SIQUEIRA; SOARES; SILVA, 2008).

Declínio na qualidade do solo tem ocorrido em muitas áreas por causa das mudanças adversas nas propriedades físicas, químicas e biológicas. Perdas nas propriedades do solo, que reduzam a capacidade de sustentar o crescimento vegetal ou que impliquem riscos ambientais,

causam impacto negativo de grande significado para as comunidades rurais, com repercussões no meio urbano (REICHERT; REINERT; BRAIDA, 2003). Assim, o conhecimento sobre os processos que ocorrem no solo, na água e no ar é muito importante para o entendimento da qualidade do solo, sendo seus atributos determinantes na elaboração de estratégias de manejo e recuperação de áreas degradadas.

A degradação do solo resulta principalmente das atividades antrópicas, como: desmatamento, obras de construção civil (expansão da urbanização, construção de estradas, barragens, lixões), mineração (carvão, ouro, cobre, entre outros), contaminação (metais, agrotóxicos, entre outros), salinização, compactação e agricultura intensiva, como também de processos naturais, como arenização, atividades vulcânicas, deslizamento de terras, erosão do solo, inundações, queimadas (SIQUEIRA; SOARES; SILVA, 2008). Como resultados dessas atividades, alguns processos são causadores da degradação do solo, como erosão hídrica e eólica, perdas da matéria orgânica, acúmulo excessivo de sais no solo, lixiviação de nutrientes, acúmulo de substâncias e metais, chuva ácida, mudanças na estrutura, porosidade, permeabilidade e densidade do solo (SIQUEIRA; SOARES; SILVA, 2008). Todos esses processos estão associados à deterioração dos atributos físicos, químicos e biológicos que garantem a boa qualidade do solo (SIQUEIRA; SOARES; SILVA, 2008).

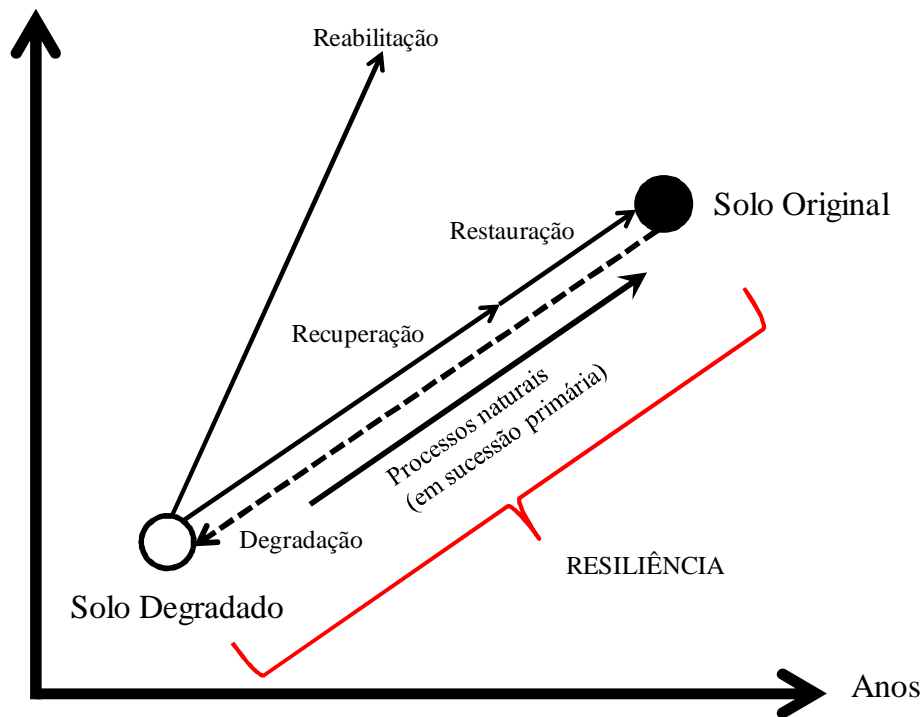
O solo é normalmente considerado como sendo apenas uma parte de um ecossistema completo, a Figura 2.1 ilustra o processo de reabilitação/recuperação/restauração do solo através de uma representação esquemática semelhante à desenvolvida para ilustrar os processos envolvidos com ecossistemas inteiros (BRADSHAW, 1992). No entanto, entendemos que para o ecossistema voltar ao seu estado original (ou mais perto disso) é necessário que ocorra uma melhoria das características do solo juntamente com desenvolvimento da vegetação. Para melhor entendimento, será utilizado o termo solo, mas que engloba o ecossistema todo.

O solo em seu estado original (solo não degradado) sofre degradação em suas propriedades de estrutura e função (BRADSHAW, 1992) e passa assim a um status de solo degradado (Figura 2.1). Todavia, a melhoria da qualidade do solo requer técnicas as quais muitas vezes seus conceitos são confundidos. Estas técnicas podem ser definidas como: (1) restauração, envolve voltar a seu estado original ou o mais próximo possível, tais como eram antes de serem alteradas; (2) recuperação, é apenas um retorno parcial do seu estado original, ou seja, o local alterado é trabalhado de modo que as condições acabem se situando próximas ao estado original; (3) reabilitação, o local alterado é destinado a uma dada forma de uso de solo, de acordo com projeto prévio e em condições compatíveis com a ocupação

circunvizinha, ou seja, trata-se de reaproveitar a área para outra finalidade, onde a estrutura ou a função é diferente do original (BRADSHAW, 1992; BITAR; BRAGA, 1995).

Figura 2.1 - Contraste de abordagens em solos degradados (modificado de BRADSHAW, 1992, 1997).

Melhoria nas características físicas, químicas e biológicas



Ainda, a Figura 2.1, mostra que através de processos naturais o solo pode voltar ao seu estado original se a estrutura e o funcionamento dos solos foram desenvolvidos a partir desses processos (BRADSHAW, 1992). A esse processo dá-se o nome de resiliência que é a capacidade de um solo recuperar sua integridade funcional e estrutural após um distúrbio. Para Addiscott (1994), se um solo em seu estado original é perturbado, seus mecanismos de regulação agirão para contrapor a perturbação e voltar ao seu estado original (não degradado).

Cabe ressaltar que no processo que visa proporcionar condições para o desenvolvimento da vegetação, são utilizados o solo e as litologias subjacentes às camadas de carvão para a construção topográfica da paisagem (PINTO, 1997) e, geralmente, não há maiores cuidados com o estado original do solo e subsolo, ocorrendo mistura de horizontes empilhados juntamente com materiais estéreis (BRADSHAW, 1997), sendo esses solos

denominados de “solos construídos” (KÄMPF; SCHNEIDER; GIASSON, 1997; CAMPOS; ALMEIDA; SOUZA, 2003).

2.2. Mineração de Carvão Mineral

2.2.1. Produção no Brasil e em Santa Catarina

O carvão mineral é o combustível fóssil de maior disponibilidade no mundo, suas reservas totais conhecidas ultrapassam um trilhão de toneladas (MME, 2011). O Brasil dispõe de extensas reservas de combustíveis fósseis, sendo que o carvão mineral participa com 50%, a energia nuclear com 26%, o petróleo com 10%, os folhelhos betuminosos com 10%, o gás natural com 3% e a turfa com 1% (GOMES; CRUZ; BORGES, 2003). Portanto, o carvão mineral possui um importante papel estratégico na composição da matriz energética do país.

A extração de carvão no Brasil destina-se basicamente à geração de energia termelétrica, sendo que em 2008 a produção foi de 6,5 milhões de toneladas (MME, 2011). O estado do Rio Grande do Sul permanece sendo o maior produtor, com 54,8% da produção total, ficando Santa Catarina com 43,6% e o Paraná com apenas 1,5%. No entanto, em termos de faturamento a distribuição se altera, pois Santa Catarina possui 65,7% do valor total, enquanto o Rio Grande do Sul possui 32,1% e o Paraná apenas 3,3%, devido ao maior valor econômico do carvão beneficiado catarinense (DNPM, 2011).

As reservas brasileiras são compostas pelo carvão dos tipos linhito e sub-betuminoso, do menor para o maior em teor de carbono, e as maiores jazidas situam-se nos estados do Rio Grande do Sul (principalmente em Candiota) e Santa Catarina e as menores no Paraná (Figura 2.2), São Paulo e Maranhão (apêndice A; DNPM, 2011).

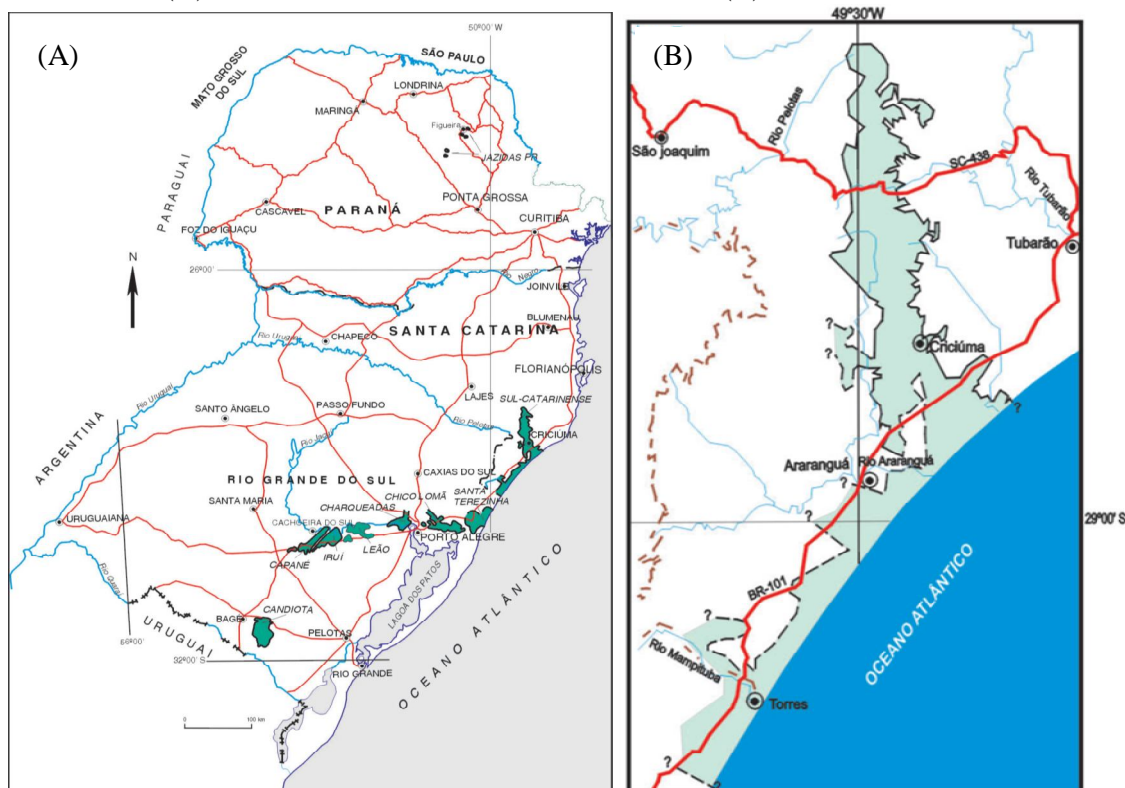
Do volume de reservas, o Rio Grande do Sul responde por 89,25%, pois somente a Jazida de Candiota possui 38%, enquanto os estados de Santa Catarina, Paraná e São Paulo respondem por 10,41, 0,32 e 0,02%, respectivamente (GOMES; CRUZ; BORGES, 2003). As reservas lavráveis somam 6,6 bilhões de toneladas e, se consideradas as reservas indicadas e inferidas, atingem cerca de 17 bilhões de toneladas compostas na sua maioria de carvão de baixo poder calorífico (MME, 2011).

Em Santa Catarina, a exploração do carvão mineral teve início no começo do século XX, a partir do surgimento de dezenas de minas em uma área que se convencionou denominar de bacia carbonífera (CASTILHOS; FERNANDES, 2011). No decorrer do século, várias

pequenas cidades foram substituindo a agricultura pela exploração do carvão mineral, sendo os municípios que mais aderiram a este tipo de economia foram: Lauro Müller, Urussanga, Tubarão, Criciúma, Orleans, Içara e Siderópolis (CASTILHOS; FERNANDES, 2011).

A bacia carbonífera catarinense constitui uma faixa de aproximadamente 100 km de comprimento e largura entre 5 e 20 km (9.409 Km², equivalente a 9,8% da área do Estado), entre a Serra Geral a oeste e o maciço granítico da Serra do Mar a leste, onde se desenvolveram importantes centros de mineração de carvão (BELOLLI; QUADROS; GUIDI, 2002). A produção mais expressiva encontra-se nos municípios de Lauro Müller, Treviso, Forquilha, Siderópolis, Criciúma e Urussanga, entre outras de menor produção como Maracajá, Morro da Fumaça e Içara (DNPM, 2011). Este é o depósito de carvão brasileiro que tem sido mais intensamente explorado nas últimas décadas (GOMES; CRUZ; BORGES, 2003).

Figura 2.2 - Localização das principais Jazidas de Carvão da Bacia do Paraná (RS, SC e PR) (A) e detalhe da bacia carbonífera catarinense (B).



FONTE: Gomes; Cruz; Borges, (2003), modificado a partir de Süffert (1997) e Aboarrage; Lopes (1986).

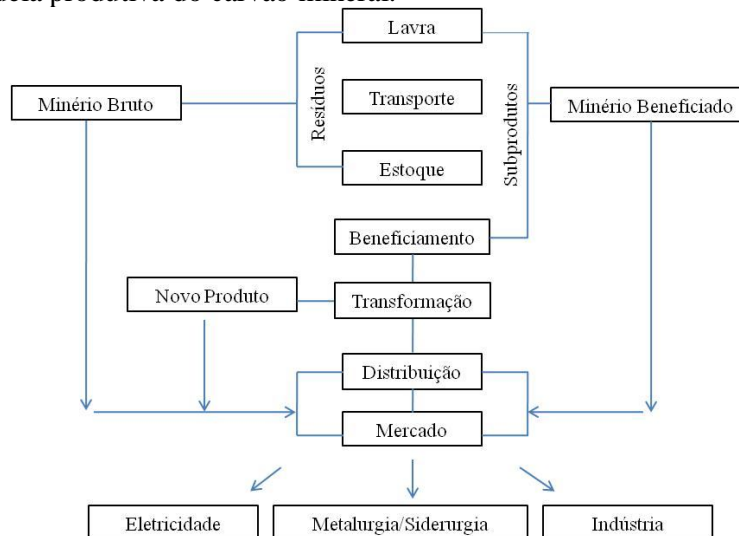
2.2.2. Processos de extração do carvão mineral e recuperação do solo

O carvão mineral pode ser extraído através de lavra subterrânea ou lavra a céu aberto (superficial), sendo a profundidade da camada carbonífera critério para seleção entre um ou outro método (ANEEL, 2008). Quando a camada que recobre o carvão é estreita ou o solo não é apropriado à perfuração de túneis (por exemplo, areia ou cascalho), a opção é a mineração a céu aberto, sendo que nesta a produtividade das minas é superior à das lavras subterrâneas (ANEEL, 2008). Ao contrário, quando o mineral está em camadas profundas ou apresenta-se como veios de rocha, há a necessidade da construção de túneis (ANEEL, 2008).

Segundo Gomes; Cruz; Borges, (2003), em Santa Catarina predominam minas de encostas e subterrâneas. Há também minas a céu aberto (minas Comin, Urussanga e Lauro Müller), que utilizam o método *stripping mining* ou cortes em tiras, com maquinário de terraplenagem (GOMES; CRUZ; BORGES, 2003).

A cadeia produtiva da indústria do carvão mineral envolve processos articulados desde o minério bruto até o seu aproveitamento final, que são: a) Lavra: extração a céu aberto ou subterrânea; b) Transporte: deslocamento dos minérios lavrados; c) Estoque: o estoque agrega valor de momento; d) Beneficiamento: tratamento do minério; e) Transformação: maior valor agregado; f) Distribuição: disponibilização do carvão bruto, beneficiado ou transformado; g) Mercado: o carvão poderá compor as cadeias de geração de eletricidade, de metalurgia e de siderurgia e da indústria (Figura 2.3; CANO, 2009).

Figura 2.3 - Cadeia produtiva do carvão mineral.



FONTE: DNPM/DIDEM, compilado de Cano (2009).

Os maiores impactos socioambientais do carvão decorrem de sua mineração, que afeta principalmente os recursos hídricos, o solo e o relevo das áreas circunvizinhas (ANEEL,

2008). A abertura dos poços de acesso aos trabalhos de lavra, feita no próprio corpo do minério e o uso de máquinas e equipamentos manuais, como retroescavadeiras e escarificadores, provocam a emissão de material particulado, óxido de enxofre, óxido de nitrogênio, monóxido de carbono e outros poluentes da atmosfera (ANEEL, 2008).

O beneficiamento do carvão gera rejeitos sólidos, que também são depositados no local das atividades (ANEEL, 2008). As pilhas de rejeito são percoladas pelas águas pluviais, formando águas sulfurosas no ambiente, provocando a elevação das concentrações de sulfatos e de ferro e a redução de pH no local, ocasionando a lixiviação de substâncias tóxicas que contaminam os lençóis freáticos (ANEEL, 2008). A posterior separação de carvão de outras frações de menor qualidade forma novos depósitos, que cobrem muitos hectares de solos cultiváveis (ANEEL, 2008).

Assim, um dos maiores passivos ambientais da mineração brasileira situa-se no sul do Estado de Santa Catarina (cerca de 5.100 hectares de solos férteis afetados), devido ao longo histórico da mineração de carvão. Durante mais de um século, essa mineração despejou rejeitos ricos em pirita nas bacias dos rios Tubarão, Urussanga e Araranguá, produzindo a acidificação das águas (MME, 2011). Em 1993, o Ministério Público Federal promoveu ação civil pública contra empresas mineradoras e a União, com o objetivo de que recuperassem os danos provocados contra o meio ambiente (MME, 2011). Nesta época, a bacia carbonífera sul catarinense foi classificada como a 14ª Área Crítica Nacional para Efeito de Controle de Poluição e Conservação da Qualidade Ambiental (Decreto n. 85.206/1980) (CASTILHOS; FERNANDES, 2011).

Em 2007, o Superior Tribunal de Justiça condenou a União e as mineradoras a reparar danos ambientais, sendo que os prazos foram de 10 anos e de três anos, respectivamente, para a recuperação ambiental das bacias hidrográficas e área terrestre, a contar da liminar concedida pelo juízo de primeiro grau, no ano de 2000 (CASTILHOS; FERNANDES, 2011). Isto significa que, em 2011, a área terrestre estaria recuperada e os impactos ambientais teriam aspectos históricos e não atuais (CASTILHOS; FERNANDES, 2011).

Para êxito do fechamento de mina e subsequente revitalização e destinação do uso da área minerada, é fundamental que o processo ocorra desde o início da pesquisa mineral, tendo continuidade até a exaustão das reservas. Este processo deve ser viabilizado com a participação da comunidade e das autoridades locais no desenvolvimento de todas as ações (MME, 2011).

A recuperação destas áreas degradadas pela mineração visa recompor a topografia regional e restituir um perfil de solo capaz de contribuir para a formação da cobertura vegetal,

promover a sucessão vegetal, de modo que a vegetação impeça o processo erosivo, além de sustentar a conseqüente reorganização do ecossistema. O ambiente degradado é caracterizado pela remoção do horizonte superficial do solo e da matéria orgânica, alterando as propriedades físicas, químicas e biológicas do mesmo (DUDA et al., 1999).

As etapas de recuperação das áreas degradadas pela mineração, assumidas atualmente como ambientalmente aceitas pelos órgãos de fiscalização, seguem o Plano de Recuperação de Áreas Degradadas. Este plano sugere, de forma geral, para áreas de mineração a céu aberto: (1) remoção do solum no sentido perpendicular ao corte, para estocagem em local pré-determinado; (2) retirada do regolito argiloso e camadas subjacentes ao carvão no sentido do espaço criado pelo corte para último recobrimento; (3) após a retirada do carvão, preenchimento da cava com o "estéril" piritoso e o arenito; (4) recobrimento do "estéril" repostado com parte do regolito argiloso proveniente do corte adjacente; (5) reposição do solum previamente estocado sobre o corte já preenchido e recoberto; (6) conformação e drenagem do terreno, e (7) plantio e, ou, semeadura de espécies vegetais para estruturação do solo afim de evitar a erosão (CAMPOS; ALMEIDA; SOUZA, 2003).

O sucesso na recuperação destas áreas baseia-se no restabelecimento da cobertura vegetal e na recuperação dos atributos químicos, físicos e biológicos destes solos, buscando proporcionar um mínimo de condições favoráveis para o desenvolvimento da vegetação, a qual tem um papel essencial tanto na produção de biomassa quanto no controle da erosão, recuperando assim o seu estado de agregação e conseqüentemente a sua estrutura (FRANCO, 2006).

No entanto, o que se observa na prática é o não cumprimento das normas para a reconstrução do solo. A falta de cumprimento na reconstrução proporciona muitas vezes solos contaminados com resíduos do carvão e/ou solos pobres química, física e biologicamente, em que os horizontes mais férteis não voltam para o lugar de origem. O resultado é um solo composto aparentemente de uma mistura de horizontes B e C, de difícil estabelecimento para as espécies vegetais e conseqüentemente favorecendo a erosão.

Os processos de mineração tendem a alterar radicalmente os solos, bem como o ambiente onde ocorrem e o seu entorno. No caso da mineração de carvão, os tratamentos para eliminação da pirita ("lavatórios") produzem outro agravante, que é a geração de grande quantidade de rejeitos, que, normalmente, são depositados em pilhas sobre a superfície de solos naturais, afetando não só aquele ambiente específico, mas também grande parte do seu entorno (ALBUQUERQUE et al., 2011).

Cada mina tem suas particularidades, requerendo que os projetos de fechamento enfrentem os seus próprios desafios técnicos e socioeconômicos (MME, 2011). Essa constatação é muito importante para a dinâmica recente da mineração no Brasil, que está ampliando a escala de produção e se expandindo, isso mais do que justifica a necessidade de estudos específicos que acompanhem todas as etapas do ciclo de mineração (MME, 2011).

2.2.3. Problemas ambientais da mineração

A degradação do hábitat, impulsionado pelo desmatamento para agricultura, urbanização, exploração madeireira e mineração, são as principais causas de perda de biodiversidade em todo o mundo (DOBSON; BRADSHAW; BAKER, 1997), com consequente degradação do solo.

A exploração mineira é uma atividade essencial para vários setores da economia, aos quais fornece diversas matérias primas. Entretanto, gera problemas ambientais, não só durante a atividade de exploração, mas também após o fim da mesma, com o impacto negativo no local e nas áreas circundantes a exploração (Figura 2.4). Segundo Larondelle; Haas (2012), a mineração é uma das atividades que mais alteraram a paisagem na história da humanidade, causando alterações, que em sua grande maioria, são irreversíveis.

Figura 2.4 - Mina de ferro e cobre de São Domingos (Portugal) mostrando os resíduos da mineração depositados ao longo da área de mineração.



AUTOR: Luís Carlos Iuñes de Oliveira Filho, 2010.

Os recursos minerais raramente podem ser obtidos sem a remoção do solo e da vegetação, o que causa danos ou destruição ao local, e tem como efeito primário da mineração a destruição da vegetação original e os solos geralmente perdidos ou enterrados por resíduos (BRADSHAW, 1997). Assim, a mineração afeta fortemente as paisagens, onde as paisagens de pós-mineração muitas vezes diferem drasticamente das paisagens de pré-mineração (LARONDELLE; HAAS, 2012).

A mineração envolve uma dupla mudança no uso da terra: (1) a partir de um cenário de pré-mineração a uma paisagem de mineração e (2) a partir de um cenário de mineração a uma paisagem pós-mineração (LARONDELLE; HAAS, 2012), resultando em fortes alterações nas estruturas do terreno, hidrovias, microclimas, usos da terra e comunidades de organismos (SKLENIÈKA et al., 2004).

O processo de construção do solo de áreas de mineração é caracterizado pelo tráfego de máquinas pesadas que resulta na compactação do solo (STAHL et al., 2002; SCHROEDER; DANIELS; ALLEY, 2010), aumento na densidade e diminuição da porosidade do solo (LIMA et al., 2012), acidificação pela oxidação da pirita, diminuição na disponibilidade de nutrientes, aumento na concentração de metais e a susceptibilidade dos solos à erosão, o que dificulta ou impede o desenvolvimento da vegetação (ALBUQUERQUE et al., 2011). Também têm sido observados efeitos negativos da contaminação de metais no tamanho e diversidade da comunidade microbiana do solo (KELLY; HAGGBLOM; TATE, 2003), no comportamento de colêmbolos e minhocas (NATAL-DA-LUZ; RIBEIRO; SOUSA, 2004) e na presença da mesofauna (BARROS et al., 2010).

2.3. Bioindicadores, Fauna do Solo e Ecotoxicologia Terrestre

Bioindicadores

O interesse na qualidade do solo tem sido estimulado pela consciência recente de que o solo é essencial para o funcionamento do ecossistema global. Durante as últimas décadas um número crescente de estudos vem sendo realizados com organismos do solo como bioindicadores de qualidade. Estes estudos têm mostrado alta sensibilidade e capacidade dos organismos do solo em refletir o seu estado, bem como, sua adequação para ser usado como bioindicador (HAVLICEK, 2012).

O monitoramento do solo é uma determinação sistemática de suas variáveis, sejam elas químicas, físicas ou biológicas, de modo a registrar sua mudança temporal e espacial (GARDI et al., 2009), permitindo uma detecção precoce de alterações na qualidade do solo,

tanto negativas quanto positivas, como, também, uma melhor compreensão das ações dos processos do solo envolvidos na degradação ou melhoria da sua qualidade (ARROUAYS; BELLAMY; PAUSTIAN, 2009).

Os indicadores mais utilizados são baseados principalmente em atributos químicos e físicos e, em geral, exigem longos períodos de tempo antes que os efeitos de impactos humanos ou práticas de manejo possam ser detectados (PANKHURTS; DOUBE; GUPTA, 1997). Bioindicadores utilizados representam uma fração da diversidade de solos (HAVLICEK, 2012), que reagem com maior sensibilidade às modificações e, portanto, são adequados para o diagnóstico precoce de processos de degradação (DORAN; ZEISS, 2000).

Funções e serviços dos ecossistemas terrestres apresentam uma forte dependência dos solos e da sua biota (HAVLICEK, 2012). Os solos provêm um alto número de serviços ao ecossistema, devido às complexas interações e comunidades de organismos que vivem nele contribuindo direta ou indiretamente, para ciclagem de nutrientes, decomposição, formação do solo e controle do regime de águas (GARDI et al., 2009).

As avaliações dos impactos das atividades humanas na qualidade do solo necessitam de pesquisas práticas que possam ser incorporadas em avaliações ambientais (GARRIGUES et al., 2012). A melhoria do ambiente edáfico tem efeitos positivos sobre o todo, revestindo de grande importância o conhecimento da qualidade do solo e sua quantificação via indicadores físicos, químicos e biológicos (REICHERT; REINERT; BRAIDA, 2003).

Fauna edáfica em ambientes antropizados

Diante da pressão antrópica sobre os ecossistemas, há uma necessidade de compreender melhor tais efeitos, a fim de prever e diminuir seus impactos sobre a biodiversidade edáfica. No entanto, previsões confiáveis sobre as consequências de potenciais perturbações nos organismos do solo são dificultados pela falta de conhecimento básico sobre a distribuição, densidade e ecologia das comunidades de organismos do solo (KURAMAE et al., 2012).

Comunidades do solo são variáveis ao longo do tempo e respondem ao estresse e perturbações. Uma vez que a biologia do solo desempenha um papel central nos serviços de solo (SCHON; MACKAY; MINOR, 2012), também desempenha um papel-chave em muitos serviços que pode impulsionar o sucesso de recuperação/restauração. Estes incluem a ciclagem de nutrientes, aeração e estrutura do solo, produtividade das plantas, ativação da biomassa microbiana, dispersão de sementes e esporos ou controle de pragas de insetos,

fontes de alimentos para outros organismos (MAJER, 1989; TOPP et al., 2001; NICHOLS; NICHOLS, 2003; FROUZ et al., 2006; CARDOSO et al., 2011).

A fauna do solo desempenha um papel crucial no restabelecimento de um ecossistema funcional, ainda que a sua recolonização em áreas recuperadas/restauradas seja menos estudada que a flora (CRISTESCU; FRÈRE; BANKS, 2012). O aumento da diversidade da fauna e o reestabelecimento da cadeia trófica podem ser indicativos de que o ecossistema vem se mantendo em equilíbrio e se auto-sustentando (BARETTA et al., 2011), melhorando significativamente as propriedades físicas e químicas do solo de áreas em recuperação (TOPP et al., 2001).

O conhecimento dos grupos de organismos presentes no solo e suas interações são importantes, não só para um entendimento da funcionalidade desse sistema, como também para a previsão das consequências geradas pelo fluxo desses organismos, na estrutura da cadeia trófica acima e abaixo da superfície do solo (UVAROV, 2009).

Ácaros e colêmbolos são os artrópodes mais numerosos no solo, geralmente com milhares ou dezenas de milhares de indivíduos por metro quadrado em um determinado hábitat (JEFFERY et al., 2010). Dunger; Voigtländer (2005) encontraram altas densidades de ácaros e colêmbolos em áreas jovens (2-6 anos) de mineração de linhita, tipo de carvão com elevado teor de carbono na sua constituição (65 a 75%), em processo natural de restauração, os quais colonizaram muito rapidamente o local.

A maioria das espécies de ácaros do solo está envolvida na decomposição da matéria orgânica morta, dispersão e controle da população de fungos e bactérias e, ainda, contribuem para a formação da estrutura do solo e húmus do solo. Isto, combinado com sua alta riqueza de espécies e variabilidade ecológica, faz dos ácaros um grupo muito bom para a indicação biológica (JEFFERY et al., 2010).

Outros estudos indicaram que as comunidades de colêmbolos são caracterizadas por uma grande diversidade de espécies, esses organismos têm uma variada estratégia alimentar e papéis funcionais dentro dos processos do solo (FIERA, 2009), sendo utilizado como bioindicador de distúrbios e modificações ambientais, bem como da qualidade do solo (CUTZ-POOL et al., 2007; BARETTA et al., 2008). A semelhança entre as comunidades de colêmbolos de áreas de mineração e de matas nativas adjacentes é maior, dez anos após a sucessão primária e que após cinquenta anos a comunidade de colêmbolos ainda é diferente de matas nativas (DUNGER et al., 2004).

O conhecimento da colonização de formigas em locais de mineração é importante tendo em vista o seu papel na formação do solo (BRUYN; CONACHER, 1990;

FOLGARAIT, 1998; BRUYN, 1999), ciclagem de nutrientes (FROUZ; HOLEC; KALČIK, 2003), dispersão de sementes (WOLFF; DEBUSSCHE, 1999), efeitos sobre as plantas, microorganismos (FOLGARAIT, 1998), temperatura e aeração, que por sua vez podem alterar a vegetação da área (MACMAHON; MULL; CRIST, 2000; MAJER; BRENNAN; MOIR, 2007).

Como a fauna do solo e da serapilheira apresentam alta diversidade e rápida capacidade de reprodução, são excelentes bioindicadores e suas propriedades ou funções indicam e determinam a qualidade ou o nível de degradação do solo. Esses fatores podem ser avaliados pela presença de organismos específicos ou análise da comunidade e processos biológicos, como: a modificação da estrutura do solo e níveis de decomposição (KNOEPP et al., 2000).

Observa-se que a influência do manejo do solo sobre componentes biológicos apresenta normalmente, resposta mais rápida do que outros atributos pedológicos, servindo como indicadores das alterações ecológicas. Desse modo, o conhecimento da fauna e do seu comportamento ecológico é importante para a avaliação da qualidade do solo (PAOLETTI; BRESSAN, 1996).

Ecotoxicologia

As áreas afetadas pela mineração continuam a aumentar e uma avaliação mais integrada dos locais de mineração é necessária para tornar mais sustentável o desenvolvimento pós-mineração (LARONDELLE; HAAS, 2012). Para avaliar o sucesso da recuperação/restauração de áreas mineradas, é importante estabelecer padrões de desempenho e monitorar o progresso de hábitat recuperados/restaurados (SMYTH; DEARDEN, 1998), nessa perspectiva surge a Ecotoxicologia Terrestre e a Análise de Risco Ecológico.

De acordo com Terekhova (2011), a Ecotoxicologia é um método eficiente para estimar o perigo potencial de substâncias no solo. Este é um método experimental, no qual os sistemas de ensaios utilizados em laboratório são padronizados e o impacto das substâncias no solo geralmente é mensurado através de *endpoints* utilizando diversos organismos, dentre os quais estão os colêmbolos, as minhocas, os enquitreídeos e as plantas.

A Análise de Risco Ecológico (ARE) é um processo que objetiva dar suporte as decisões de manejo de locais contaminados (SUTER et al., 2000). ARE tem sido reconhecida como uma ferramenta poderosa nos processos de tomada de decisão de manejo de locais contaminados, sendo definida como "um processo de coleta, organização e análise ambiental dos dados para estimar o risco ou probabilidade de efeitos indesejados aos organismos,

populações ou ecossistema causados por vários processos/fatores associados às atividades humanas" (JENSEN; PEDERSEN, 2006), que os efeitos ecológicos adversos podem ocorrer ou que estão ocorrendo. É um processo que avalia as informações para entender a relação entre o estressor e o efeito ecológico (SUTER et al., 2000).

A metodologia da ARE é bastante recomendada como estratégia para avaliação de locais com contaminação ambiental identificada (por exemplo, metais) e particularmente relevante para áreas de mineração (FERNÁNDEZ et al., 2005; WEEKS; COMBER, 2005; JENSEN; MESMAN, 2006; MATTSON; ANGERMIER, 2007; PEREIRA et al., 2008; NIEMEYER et al., 2010). O uso de ensaios biológicos na ARE tem atraído o interesse de pesquisadores e é visto como um complemento útil às análises químicas nas decisões relacionadas a solos contaminados (FERGUSON et al., 1998; CIRIA, 2002; WEEKS; COMBER, 2005).

Para avaliar a qualidade dos solos contaminados a ARE, considera os parâmetros de medição pertencentes a três grandes linhas de evidência (LoEs): química (propriedades físico-químicas e biodisponibilidade de poluentes), ecotoxicológica (bioensaios) e ecológica (densidade de espécies ou riqueza; RUTGERS et al., 2000). A combinação das três LoEs é necessária porque uma única LoE não fornece informação detalhada a cerca do problema (CHAPMAN, 1990), enquanto que o esforço combinado e avaliação dos resultados das três LoEs proporciona uma redução pragmática de incertezas associada à avaliação do risco (RUTGERS et al., 2000).

Em nível internacional, a análise de risco ecológico para locais contaminados é baseada em uma estrutura de três Etapas (CRITTO et al., 2007). A Etapa 1 compreende uma varredura inicial do nível de contaminação, quando o risco é detectado compreende a Etapa 2 (incluindo investigações mais detalhadas do local utilizando, por exemplo, avaliações letais e subletais que sejam ecologicamente mais relevantes) e, se necessário, a Etapa 3 (incluindo estudos *in situ* mais detalhados e modelos complexos com base em outros aspectos ecológicos, tais como vias de contaminantes e receptores específicos (OLIVEIRA FILHO et al., 2013).

Análise de risco ecológico é necessária para facilitar a avaliação da qualidade do solo e a capacidade de um solo em prestar serviços ao ecossistema, tais como, por exemplo, desintoxicação e decomposição dos resíduos, formação do solo e renovação da fertilidade do solo (THOMSEN; FABER; SORENSEN, 2012), para tanto, faz-se uso de ensaios ecotoxicológicos.

Como regra geral, os ensaios ecotoxicológicos complementam os métodos químicos de análises, em que os métodos biológicos são altamente sensíveis, podendo muitas vezes detectar concentrações mais baixas dos poluentes do que vários dispositivos analíticos e o seu valor informativo para as avaliações de impacto ambiental é maior do que métodos físico-químicos (TEREKHOVA, 2011).

Assim, visando atender os objetivos descritos anteriormente, realizaram-se três estudos: CAPÍTULO I - Mesofauna de solo construído em área de mineração de carvão em Lauro Müller/SC, onde se avaliou a presença da mesofauna edáfica no período de um ano em uma área experimental a qual o solo foi construído e utilizado quatro modelos de recuperação; CAPÍTULO II - Avaliação ecotoxicológica do resíduo de mineração de carvão da região sul de Santa Catarina, onde se avaliou o efeito do resíduo piritoso da mineração sobre parâmetros crônicos e agudos em invertebrados terrestres e plantas; CAPÍTULO III - Análise de risco ecológico da área da mina de São Domingos (Portugal): Etapa 1 - fase de varredura, onde se avaliou a distribuição espacial da contaminação por metais e arsênio e efeitos ecotóxicológicos dessa contaminação.

3. CAPÍTULO I - MESOFAUNA DE SOLO CONSTRUÍDO EM ÁREA DE MINERAÇÃO DE CARVÃO EM LAURO MÜLLER/SC

Resumo

O descarte de grandes quantidades de rejeitos de mineração modifica quimicamente o solo e isso pode alterar a estrutura e a atividade da fauna edáfica. O objetivo deste estudo foi avaliar a presença da mesofauna edáfica em solos construídos após a mineração de carvão a céu aberto na região de Lauro Müller/SC, respondendo as seguintes perguntas: (1) O modelo de recuperação utilizado pelas empresas de mineração promove um ambiente adequado para os grupos da mesofauna edáfica? (2) O método de recuperação utilizado é eficiente no processo de recolonização da mesofauna edáfica quando comparado com uma área de referência? (3) Existe relação entre os atributos químicos e a diversidade de grupos da mesofauna edáfica? Utilizou-se a área experimental da Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + *Braquiaria brizantha*; MACCB - Calcário + Cama de aves + *B. brizantha*; MAD - Dregs) e duas áreas de referência (campo naturalizado e mata nativa). A fauna do solo foi coletada utilizando-se um cilindro metálico de 17 cm de diâmetro, na profundidade de 5 cm e a extração foi realizada o método de Berlese modificado, seguido da identificação dos organismos. Ao lado dos pontos de coleta da fauna, foram coletadas amostras de solo para análise química (pH em água, Ca, Mg, Al, P, Na, K e matéria orgânica). A densidade total, riqueza e o índice de Shannon-Wiener foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias comparadas por meio do teste LSD ($p < 0,05$). Em seguida, verificaram-se quais grupos da fauna do solo indicaram similaridades entre tratamentos e áreas, através da análise de correspondência (AC). Posteriormente, foi realizada análise de correspondência canônica (ACC), para verificar a relação entre a fauna e as variáveis ambientais (a 10% de significância). Ao total foram encontrados 19 táxons, sendo que Acari, Collembola e Formicidae apresentaram as maiores densidades. A AC mostrou associação dos grupos Coleoptera e Symphyla com a Mata Nativa, enquanto Araneae e Diptera com MAT, MAC e Campo Naturalizado. Ainda, Acari, Collembola, Dermaptera, Chilopoda, Thysanoptera e Larva de Diptera foram mais abundantes no MACCB. A ACC mostrou que Ca e Mg correlacionam-se com uma maior presença dos grupos Formicidae e Isopoda, a matéria orgânica com Araneae, Coleoptera e Symphyla, e o K com Collembola, Chilopoda, Enchytraeidae, Heteroptera, Protura e Larva de Diptera. Os modelos de recuperação da Mina do Apertado (MAC, MACB, MACCB, MAD) apresentaram grupos semelhantes à referência mata nativa, satisfazendo os serviços do ecossistema prestados por eles, assim como o modelo de recuperação utilizado pelas empresas de mineração (MACCB) promove um ambiente adequado para os grupos da mesofauna edáfica. Existem correlações significativas entre a comunidade da mesofauna edáfica e os atributos químicos do solo. Destaca-se a necessidade de um protocolo padronizado de coleta para fauna e monitoramento de áreas de mineração recuperadas em longo prazo a fim de averiguar se o ambiente permanece favorável à fauna do solo.

Palavras-chave: Bioindicadores. Fauna Edáfica. Análise Multivariada.

3.1. Introdução

Diversas atividades antropogênicas contribuem para a degradação do solo, como é o caso da mineração de carvão. A exploração de minério é uma atividade essencial para vários setores da economia, aos quais fornece diversas matérias primas, no entanto, gera muitos problemas ambientais, não só durante a atividade de exploração, mas também no fim da mesma, com o impacto negativo no local e nas áreas circundantes a exploração.

A bacia carbonífera catarinense constitui uma faixa de aproximadamente 100 km de comprimento e largura média de 20 km, onde se desenvolveram importantes centros de mineração de carvão, especialmente nos municípios de Criciúma, Forquilha, Içara, Lauro Müller, Maracajá, Morro da Fumaça, Siderópolis, Treviso e Urussanga (BELOLLI; QUADROS; GUIDI, 2002).

A área denominada Mina do Apertado, em Lauro Müller (SC), vem servindo de base experimental para estudos científicos visando à recuperação de solos degradados pela mineração de carvão a céu aberto (LUNARDI NETO et al., 2008). Nessa área, foi detectada deficiência na reconstrução do solo pela disposição inadequada de materiais e resíduos da mineração, com prejuízo às propriedades físicas e químicas do solo (CAMPOS; ALMEIDA; SOUZA, 2003).

Os solos dessas áreas são normalmente construídos com maquinário pesado (como, tratores, retro escavadeiras, etc.) causando compactação e sérios efeitos nas propriedades físicas (LUNARDI NETO et al., 2008; ALBUQUERQUE et al., 2011). Ainda, a presença de pirita nas camadas superficiais desses solos após mineração de carvão provoca intensa acidificação do solo, acelera a intemperização de minerais, eleva os teores de Al e Mn e aumenta a lixiviação de bases (CAMPOS; ALMEIDA; SOUZA, 2003), impactando adversamente a vida aquática, a vegetação (CHERRY et al., 2001), os microrganismos (CEOLA, 2010; SOUZA, 2011) e a fauna do solo (CORREIA, 2010), comprometendo a qualidade do solo e o estabelecimento da cobertura vegetal (STAHL et al., 2002).

A mineração a céu aberto provoca sérios impactos ambientais através da remoção do solo e da cobertura vegetal, além da diminuição das comunidades de organismos do solo. A recuperação/restauração das condições ambientais e da diversidade de espécies em áreas de mineração a céu aberto é exigido pelas autoridades ambientais no Brasil (ZEPPELINI et al.,

2009). Diversas abordagens pré-e pós-mineração procuram recuperar a riqueza original e diversidade de espécies encontradas antes do impacto (ZEPPELINI et al., 2009).

A recuperação dos locais de mineração depende de complexas interações entre a fauna do solo, os microrganismos e a vegetação (FROUZ et al., 2008; MARAMBA et al., 2006; WANG et al., 2006). A melhoria do ambiente edáfico tem efeitos positivos sobre o todo, revestindo de grande importância o conhecimento da qualidade do solo e sua quantificação via indicadores físicos, químicos e biológicos (REICHERT; REINERT; BRAIDA, 2003).

A fauna do solo desempenha um papel crucial no restabelecimento de um ecossistema funcional, ainda que a sua recolonização em áreas recuperadas/restauradas seja menos estudada que a flora (CRISTESCU; FRÈRE; BANKS, 2012). O aumento da diversidade da fauna e o reestabelecimento da cadeia trófica podem ser indicativos de que o ecossistema vem se mantendo em equilíbrio e se auto-sustentando (BARETTA et al., 2011), melhorando significativamente as propriedades físicas e químicas do solo de áreas em recuperação (TOPP et al., 2001).

Uma vez que a biologia do solo desempenha um papel central nos serviços de solo (SCHON; MACKAY; MINOR, 2012), também desempenha um papel-chave em muitos serviços que pode impulsionar o sucesso de recuperação/restauração. Estes incluem a ciclagem de nutrientes, aeração e estrutura do solo, produtividade das plantas, ativação da biomassa microbiana, dispersão de sementes e esporos ou controle de pragas de insetos, fontes de alimentos para outros organismos (MAJER, 1989; TOPP et al., 2001; NICHOLS; NICHOLS, 2003; FROUZ et al., 2006; CARDOSO et al., 2011).

A avaliação do sucesso de recuperação/restauração exige critérios mensuráveis para definir o grau de recuperação de um determinado local (ZEPPELINI et al., 2009). Áreas circundantes não perturbadas podem dar uma indicação das condições naturais para a comparação (ANDRÉS; MATEOS, 2006), os atributos físicos e químicos são usualmente utilizados como indicadores da qualidade do solo, mas indicadores biológicos são mais promissores em avaliar a capacidade do solo em suportar suas funções ecológicas (ANDRÉS; MATEOS, 2006). Visto que a fauna do solo melhora significativamente as propriedades físicas e químicas do solo em áreas submetidas a processos de recuperação (TOPP et al., 2001).

O objetivo deste estudo foi avaliar a presença da mesofauna edáfica em solos construídos após a mineração de carvão a céu aberto na região de Lauro Müller/SC. Assim, surgem três perguntas: (1) O modelo de recuperação utilizado pelas empresas de mineração promove um ambiente adequado para os grupos da mesofauna edáfica? (2) O método de

recuperação utilizado é eficiente no processo de recolonização da mesofauna edáfica quando comparado com uma área de referência? (3) Existe relação entre os atributos químicos e a diversidade de grupos da mesofauna edáfica?

3.2. Material e Métodos

O estudo foi realizado na área experimental da Mina do Apertado no município de Lauro Müller/SC, em uma área de mineração de carvão a céu aberto, cujo solo passou por processo de construção. Foram coletadas amostras adicionais, em área de campo naturalizado (CN) e de mata nativa (MN), que serviram como referência da fauna nativa do solo, para efeito de comparação, as quais foram realizadas amostragens do solo mais serapilheira em quatro épocas: outubro de 2009, fevereiro, maio e agosto de 2010.

O clima da região é definido como mesotérmico úmido com verões quentes (Cfa; segundo a classificação de Köppen), com precipitação e temperatura média anual respectivamente de 1.400 mm e 19 °C (LUNARDI NETO et al., 2008). A geologia local é constituída por rochas sedimentares das formações gonduânicas da bacia do Paraná, representadas localmente pelas formações Palermo e Rio Bonito, Grupo Guatá, especificamente a camada minerada Barro Branco (LUNARDI NETO et al., 2008). De acordo com Campos; Almeida; Souza (2003), que analisaram um solo adjacente à área da Mina do Apertado, o solo é classificado como ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Alítico típico (EMBRAPA, 2006), sendo a classe de solo predominante na região.

O Quadro 3.1 apresenta um breve resumo das atividades ocorridas na área experimental da Mina do Apertado, na MN e no CN. Assim, no período das coletas de fauna edáfica a área do experimento da Mina do Apertado constituiu-se nos tratamentos: testemunha (MAT); calcário (MAC); calcário + *Brachiaria brizantha* (MACB); calcário + cama de aves + *B. brizantha* (MACCB); “dregs” (MAD; apêndice B).

Com exceção da MA, a qual o delineamento experimental consistiu de blocos ao acaso, com três repetições. No CN e na MN foram coletadas seis amostras em um transecto com distância de 10 metros entre pontos.

Para coleta da mesofauna utilizou-se um cilindro de aço inoxidável de 17 cm de diâmetro, amostrando o solo na profundidade 5 cm, com volume de solo de 1134,9 cm³. O solo retirado foi acondicionado em sacos plásticos para minimizar as perdas de umidade, identificados e levados para o Laboratório de Microbiologia e Fauna do Solo, do Departamento de Solos e Recursos Naturais do CAV/UEDESC.

Quadro 3.1 - Principais práticas de manejo adotadas na área experimental da Mina do Apertado (CAMPOS; ALMEIDA; SOUZA, 2003; LUNARDI NETO et al., 2008) e descrição da Mata Nativa e do Campo Naturalizado.

Ano	Manejo
Mina do Apertado (MA; 28°21'58.18"S, 49°27'30.98"W; apêndice C, D e E)	
1992	Mineração da área.
1995/96	Recomposição do local, utilizando material proveniente do decapeamento de um morro situado nas proximidades da área minerada resultando em mistura de várias camadas geológicas e perda do solum original.
2001	<p>Início do manejo do solo construído para a implantação do experimento.</p> <p>Delimitação experimental de blocos ao acaso, com três repetições, e parcelas com dimensões de 12,5 x 9 m.</p> <p>Aplicação dos tratamentos: testemunha; calcário; calcário + <i>Brachiaria brizantha</i>; calcário + <i>B. brizantha</i> + cama de aves.</p> <p>Plantio de <i>B. brizantha</i>, aplicação de calcário (25 Mg ha⁻¹, com PRNT 100%, visando elevar o pH do solo para 6,0) e de cama de aves (6 Mg ha⁻¹ em base seca), nos respectivos tratamentos.</p> <p>Adubação NPK em todas as parcelas (66 kg ha⁻¹ de N na forma de uréia, 110 kg ha⁻¹ de P₂O₅ na forma de superfosfato triplo e 110 kg ha⁻¹ de K₂O na forma de cloreto de potássio, de acordo com a recomendação para gramíneas forrageiras de estação quente).</p> <p>Utilização de mudas <i>Eucalyptus saligna</i> na revegetação em todos os tratamentos.</p>
2004	<p>Apesar dos tratamentos e da adição da adubação mineral, o eucalipto não apresentou crescimento adequado, devido às restrições químicas e físicas do solo (LUNARDI NETO et al., 2008).</p> <p>Reformulação do experimento, sendo os quatro tratamentos originais reaplicados nas respectivas parcelas e introdução de um tratamento adicional com "dregs", um resíduo alcalino da indústria de celulose.</p> <p>Replanteio de <i>B. brizantha</i>, nova aplicação de calcário (13 Mg ha⁻¹ de calcário com PRNT 100%) e de cama de aves (9 Mg ha⁻¹ em base seca) e aplicação de "dregs" (dose foi correspondente ao somatório das doses de calcário que foram aplicadas nos tratamentos com calcário, efetuando-se a correção de acordo com seu poder corretivo de neutralização; para ver análise química do "dregs" consultar apêndice H), nos respectivos tratamentos.</p> <p>Utilização de mudas de <i>Pinus taeda</i> em uma metade da parcela e, na outra metade, <i>E. saligna</i> na revegetação em todos os tratamentos. Adubação NPK em todas as parcelas (66 kg ha⁻¹ de N na forma de uréia, 110 kg ha⁻¹ de P₂O₅ na forma de superfosfato triplo e 110 kg ha⁻¹ de K₂O na forma de cloreto de potássio).</p>
Mata Nativa (MN; 28°21'50.80"S, 49°27'25.48"W; apêndice C e F)	
	Cerca de 2 ha, localizada aproximadamente 230 metros da área MA, é um pequeno remanescente de Floresta Estacional Semidecidual (Floresta Tropical Atlântica) existente na região, constituída de vegetação típica do bioma da Mata Atlântica, sendo a área que mais se aproxima do estado natural. Entretanto, apresenta baixa intervenção antrópica e formação de caminhos pela entrada de gado.
Campo Naturalizado (CN; 28°21'49.99"S, 49°27'23.96"W; apêndice C e G)	
	Cerca de 2 ha, localizada aproximadamente 230 metros da área MA, considerada como campo naturalizado após a retirada da mata em anos anteriores para utilização com pastagem, porém na época das coletas encontrava-se, de acordo com o proprietário, em pousio de médio prazo (período de pousio > 1-2 anos; HUISING, 2010), sendo composta por espécies de gramíneas, leguminosas com predominância de capim-limão (<i>Cymbopogon</i> sp.) e pega-pega (<i>Desmodium</i> sp.) e outras espécies nativas ou naturalizadas.

Para a extração da mesofauna foi utilizado o método de Berlese modificado (SOUTHWOOD, 1968), que consiste em uma armação adaptada dividida em dois compartimentos, onde o solo permaneceu por um período de três dias. No compartimento superior havia lâmpadas de 25 W e no compartimento inferior havia os funis, nos quais foram colocadas as amostras sobre uma peneira com malha de 2 mm e os frascos com solução detergente (2,5%) para coleta dos organismos. O aquecimento e ressecamento progressivo do

solo forçou o deslocamento dos organismos para as camadas mais profundas da amostra, até que caíssem nos funis, sendo direcionados para os frascos coletores. Após o período de exposição, as amostras dos frascos foram passadas em peneiras com malhas de 0,20, 0,15 e 0,10 mm, para separar o solo e os fragmentos vegetais.

Os organismos extraídos das amostras foram colocados em potes plásticos e conservados em solução de álcool (70%) para posterior identificação e quantificação, com auxílio de uma lupa binocular de aumento 40 vezes. Assim, os insetos imaturos e adultos coletados foram identificados quanto à Ordem [Coleoptera (Colp); Dermaptera (Der); Diptera (Dipt); Hymenoptera, especificamente a família Formicidae (For); Heteroptera - Hemiptera (Het); Isoptera (Ispt); Larva de Coleoptera + Pupa de Coleoptera (LCol); Larva de Diptera (LDipt); Orthoptera (Ort); Thysanoptera (Thy)], com auxílio de literatura específica (GALLO et al., 2002; COSTA; IDE; SIMONKA, 2006). Os outros organismos invertebrados foram classificados em grandes grupos taxonômicos: Arachnida [Acari (Aca), Araneae (Ara), Pseudoscorpionida (Pse)], Collembola (Coll), Diplura (Dipl), Enchytraeidae (Enc), Isopoda (Isop), Mollusca, Myriapoda [Chilopoda (Chi), Diplopoda (Dip), Symphyla (Sym)], Protura (Pro) e Outros Grupos (OG; organismos não identificados e grupos de menor ocorrência) (BRUSCA; BRUSCA, 2003).

As análises químicas do solo foram realizadas em amostras coletadas, na profundidade de 5 cm com trado de rosca, ao lado dos pontos amostrais para avaliação da mesofauna. Os atributos químicos analisados foram pH em água, Ca, Mg, Al, P, K e matéria orgânica (MO) (Tabela 3.1, apêndice I - para cada época), de acordo com o protocolo descrito por Tedesco et al. (1995). Ainda, ao lado dos pontos amostrais, foi coletada uma amostra para quantificação do teor de umidade (US) e medida a temperatura do solo (TS).

Também foram obtidas informações sobre a precipitação total e temperatura do ar (mínima, média e máxima) da região da EPAGRI/CIRAM/INMET da Estação Urussanga/SC, distante aproximadamente 16 km de Lauro Müller (Figura 3.1).

A partir do resultado de densidade de indivíduos (ind. m⁻²), foi obtido o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'; utilizando Log (10) para os cálculos), através do software DivEs 2.0 (RODRIGUES, 2005), frequência relativa e riqueza dos grupos taxonômicos.

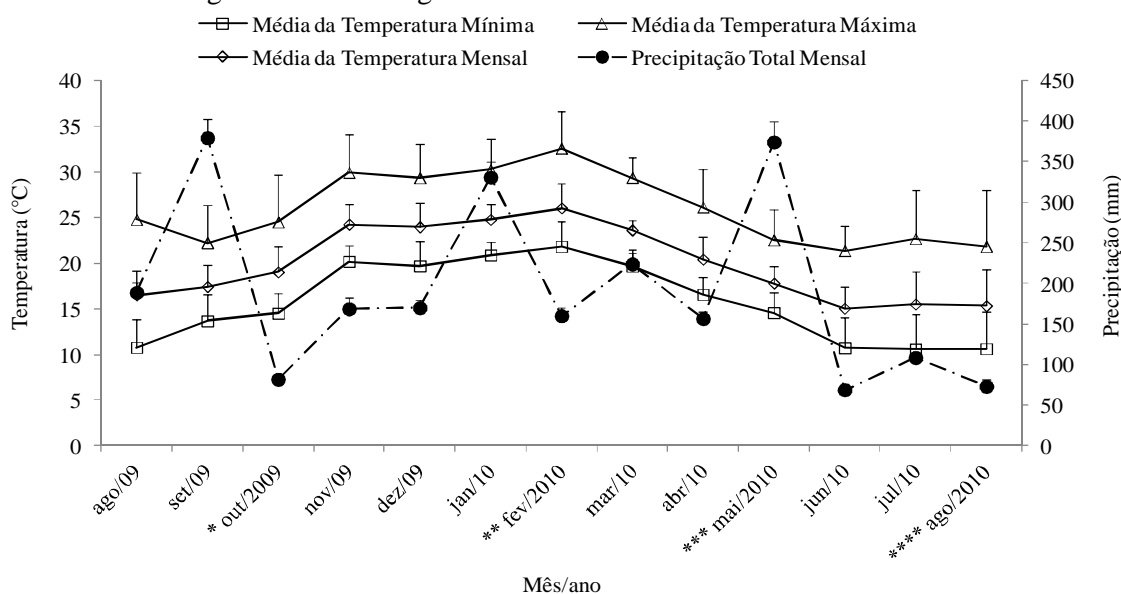
Tabela 3.1 - Características químicas (média \pm desvio padrão) do solo na profundidade de 5 cm nos tratamentos da Mina do Apertado, na Mata Nativa e no Campo Naturalizado, no município de Lauro Müller/SC. Médias das quatro épocas de coleta.

Área	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	P _{Mehlich}	K ⁺	MO
	H ₂ O	----- cmol _c dm ⁻³ -----				mg dm ⁻³	%
MAT (n = 12)	4,13 \pm 0,40	0,77 \pm 0,46	0,86 \pm 0,59	5,65 \pm 1,48	4,63 \pm 1,35	198 \pm 106	1,08 \pm 0,05
MAC (n = 12)	6,64 \pm 0,19	4,52 \pm 2,89	2,49 \pm 1,84	0,15 \pm 0,10	5,45 \pm 1,18	130 \pm 11	1,68 \pm 0,05
MACB (n = 12)	6,57 \pm 0,12	4,68 \pm 3,38	2,76 \pm 2,58	0,15 \pm 0,10	7,70 \pm 4,25	140 \pm 9	2,23 \pm 0,10
MACCB (n = 12)	6,66 \pm 0,42	3,92 \pm 0,49	2,31 \pm 0,63	0,13 \pm 0,10	25,05 \pm 13,59	175 \pm 100	1,58 \pm 0,15
MAD (n = 12)	5,24 \pm 0,92	3,62 \pm 0,68	0,75 \pm 0,35	0,98 \pm 1,55	6,58 \pm 2,65	139 \pm 53	1,33 \pm 0,10
MN (n = 24)	3,60 \pm 0,15	1,35 \pm 1,27	1,41 \pm 1,24	5,48 \pm 0,31	9,08 \pm 1,82	117 \pm 36	3,63 \pm 0,36
CN (n = 24)	4,08 \pm 0,06	3,06 \pm 1,48	1,16 \pm 0,24	3,65 \pm 0,72	3,88 \pm 2,63	127 \pm 142	3,13 \pm 0,15

NOTAS: MAT: Mina do Apertado - Testemunha; MAC: Mina do Apertado - Calcário; MACB: Mina do Apertado - Calcário + *Braquiaria brizantha*; MACCB: Mina do Apertado - Calcário + Cama de Aves + *B. brizantha*; MAD: Mina do Apertado - Dregs; MN: Mata Nativa; CN: Campo Naturalizado.

FONTE: O Autor.

Figura 3.1 - Média mensal de temperaturas (mínima, média e máxima) e precipitação total mensal das áreas de coleta, registrado pela Estação Urussanga (SC), no período de agosto de 2009 a agosto de 2010.



NOTAS: *: 1ª Época de coleta; **: 2ª Época de coleta; ***: 3ª Época de coleta; ****: 4ª Época de coleta. (T) desvio padrão (n = número de dias de cada mês).

FONTE: EPAGRI/CIRAM/INMET da Estação Urussanga (SC), 2011.

O tratamento estatístico dos dados foi realizado por dois métodos. O primeiro método consistiu de uma análise de variância (ANOVA) e as médias comparadas por meio do teste LSD ($p < 0,05$), utilizando o Software Statistica 7.0 (STATSOFT, 2004), dos atributos da fauna do solo (densidade, riqueza e o índice de H'). O segundo método consistiu em uma análise multivariada dos dados para diferenciação dos tratamentos e áreas.

O número de indivíduos m^{-2} de cada grupo taxonômico foi utilizado para obtenção do comprimento do gradiente, que foi maior que três (resposta unimodal). Optou-se, então, pela análise de correspondência (*Correspondence Analysis - CA*), com o objetivo de verificar quais grupos da mesofauna poderiam ser utilizados para diferenciar ou indicar similaridades entre tratamentos e áreas. Abundância total dos grupos nas quatro coletas (excluindo o efeito de época de coleta) foi utilizada durante a análise estatística, a fim de padronizar os dados e utilizar melhor as informações sobre abundância de indivíduos. Devido à alta heterogeneidade de variância (alta presença de zeros), os dados de abundância foram transformados para $(x+0,5)^{0,5}$ para padronizar e normalizar todos os dados.

Posteriormente, foi realizada a análise de correspondência canônica (*Canonical Correspondence Analysis - CCA*), com objetivo de verificar a relação entre a fauna e as variáveis ambientais explicativas. Para este estudo foram retiradas as variáveis não significativas a 10%, conforme sugerido por Ter Braak; Smilauer (1998). Assim, utilizaram-se os grupos da fauna como "species" e umidade e temperatura do solo, pH em água, cálcio, magnésio, alumínio, fósforo, potássio e matéria orgânica como variáveis ambientais explicativas das modificações da densidade da fauna do solo ("environmental parameters"). O método de Permutação utilizado foi o de Monte Carlo com modelo reduzido (499 permutações) usado para avaliar efeitos marginais associados com fatores ambientais. As análises foram realizadas com o Software CANOCO 4.5 (TER BRAAK; SMILAUER, 1998).

Também foi realizada a análise multivariada de agrupamento (*Cluster Analysis*) pelo método de ligação completa, vizinho mais distante (EVERITT, 1993; JONGMAN, 1995). Neste caso, foi tomada a "Distância Euclidiana" (FRAKES; YATES, 2000) entre densidade de organismos de cada grupo como medida de similaridade, por meio do Software Statistica 7.0 (STATSOFT, 2004).

3.3. Resultados e Discussão

Densidade e Riqueza

Houve efeito significativo ($p < 0,05$) entre as épocas de coleta da fauna do solo em MAC, MACB, MACCB, MAD, MN e CN (Tabela 3.2). Os valores de densidade variaram de 323 ind. m^{-2} no tratamento MAT na Época 4 a 12.173 ind. m^{-2} no tratamento CN na Época 1.

Observou-se que houve efeito significativo ($p < 0,05$) entre os tratamentos durante a mesma época, ou seja, na Época 1, os tratamentos MAT, MAC e MAD e a área CN diferiram dos tratamentos MACB e MACCB e da área MN. Na Época 2, MAD e CN não diferiram de MAC, MACB e MN. No entanto, não foram constatadas diferenças significativas entre os

tratamentos e áreas nas Épocas 3 e 4 (Tabela 3.2). Rovedder et al. (2004) também observaram uma tendência de redução no número de indivíduos coletados em área degradada, plantio direto, campo nativo e povoamento de eucalipto. A explicação para esta redução pode estar relacionada aos organismos da fauna edáfica apresentar comportamento sazonal ou relacionado com a duração do ciclo biológico.

Tabela 3.2 - Densidade média de organismos (ind. m⁻²) da comunidade da fauna invertebrada do solo coletadas na Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + *Braquiaria brizantha*; MACCB - Calcário + Cama de aves + *Braquiaria brizantha*; MAD - Dregs), na Mata Nativa (MN) e no Campo Naturalizado (CN).

Épocas	MAT	MAC	MACB	MACCB	MAD	MN	CN
Época 1 (out/09)	7.327aA ± 3360	9.750aA ± 4366	2.878abB ± 1794	3.965aB ± 665	10.720aA ± 5553	5.235aB ± 3205	12.173aA ± 6993
Época 2 (fev/10)	3.774aB ± 4614	4.809bAB ± 4818	5.367aAB ± 3966	3.796aB ± 1659	8.113aA ± 5484	5.705aAB ± 5552	11.079aA ± 8985
Época 3 (mai/10)	5.771aA ± 8890	2.518bA ± 1909	2.504abA ± 2313	9.84bA ± 1126	4.728abA ± 7304	4.883aA ± 5482	2.034bA ± 2117
Época 4 (ago/10)	323aA ± 217	925bA ± 1249	470bA ± 434	756bA ± 719	646bA ± 583	396bA ± 252	925bA ± 547

NOTAS: Letras minúsculas na coluna representam diferenças entre épocas por tratamento e letras maiúsculas na linha representam diferenças entre os tratamentos por época, diferem significativamente entre si pelo teste LSD ($p < 0,05$).

FONTE: O Autor.

A abundância de comunidades de organismos do solo é variável ao longo do tempo (SCHON; MACKAY; MINOR, 2012) e respondem às alterações nas condições da temperatura e umidade do solo, que de acordo com Han et al. (2007), são fatores críticos que regulam a atividade biológica nos solos, como a presença/ausência e mobilidade/imobilidade de espécies da fauna do solo.

Nesse estudo, as temperaturas médias do ar no período das coletas foram de 19, 26, 18 e 15 °C nas Épocas 1, 2, 3 e 4, respectivamente, e a precipitação total mensal foi de 82, 160, 374 e 73 mm nas Épocas 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Figura 3.1). À medida que a atividade de invertebrados depende da temperatura e umidade, diferenças de valores de densidade (Tabela 3.2) e riqueza média (Tabela 3.3) de organismos entre as épocas de coleta devem-se, provavelmente, à variação climática. O incremento da temperatura e da precipitação na primeira e segunda coleta pode ter possibilitado um aumento no crescimento de plantas e com isso na disponibilidade de alimento. Temperaturas mais baixas, nos meses de maio (Época 3) e agosto (Época 4) associadas às mais baixas precipitações, podem ser um dos fatores que tenham contribuído para a menor densidade e riqueza da fauna do solo daquele período.

Tabela 3.3 - Riqueza média da comunidade da fauna invertebrada do solo coletadas na Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + *Braquiaria brizantha*; MACCB - Calcário + Cama de aves + *Braquiaria brizantha*; MAD - Dregs), Mata Nativa (MN) e Campo Naturalizado (CN).

Épocas	MAT	MAC	MACB	MACCB	MAD	MN	CN
Época 1 (out/09)	5,0aB ± 2,0	5,7aAB ± 0,6	5,7aAB ± 1,5	7,0aA ± 1,0	5,7aAB ± 1,5	7,0aA ± 1,1	8,2aA ± 1,2
Época 2 (fev/10)	4,7aA ± 3,3	5,7aA ± 3,7	4,7aA ± 2,1	4,7abA ± 1,4	5,7aA ± 3,1	6,8aA ± 3,4	6,2bA ± 1,2
Época 3 (mai/10)	4,0aA ± 2,0	4,8aA ± 1,6	5,5aA ± 1,4	3,7bA ± 2,4	4,0abA ± 1,3	5,2aA ± 2,8	5,3bA ± 1,5
Época 4 (ago/10)	3,2aA ± 1,2	2,2bA ± 1,5	2,7bA ± 0,5	3,0bA ± 1,1	1,7bA ± 1,2	2,2bA ± 1,3	2,7cA ± 1,0

NOTAS: Letras minúsculas na coluna representam diferenças entre épocas por tratamento e letras maiúsculas na linha representam diferenças entre os tratamentos por época, diferem significativamente entre si pelo teste LSD ($p < 0,05$).

FONTE: O Autor.

Os valores de riqueza média dos grupos taxonômicos diferiram entre as épocas de coleta para os tratamentos MAC, MACB, MACCB e MAD e as áreas MN e CN, sendo os maiores valores de riqueza encontrados nas épocas mais quentes (Época 1 e 2), em comparação as épocas mais frias (Épocas 3 e 4; Tabela 3.3). Em relação à ocorrência de diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos e áreas durante a mesma época de coleta, o tratamento MAT diferiu dos demais na Época 1, em que CN, MN e MACCB apresentaram os maiores valores, 8,2; 7,0 e 7,0, respectivamente.

De maneira geral, os solos dos tratamentos MAT e MAD e das áreas MN e CN apresentaram os atributos químicos menos favoráveis, como teores de nutrientes e matéria orgânica, baixo pH e alto teor de Al (Tabela 3.1), no entanto, esses fatores parecem não ter afetado a presença da fauna do solo, visto que a densidade (Tabela 3.2) tenha sido semelhante ou maior em determinada época de coleta que outros tratamentos que passaram por processo de recuperação do solo. Por exemplo, na Época 1 o tratamento MAT apresentou 7.327 ind. m⁻² em comparação com o tratamento MACB que teve 2.878 ind. m⁻². O mesmo acontece quando comparamos MAT e MN em relação à riqueza média (Tabela 3.3) e o Índice de diversidade de Shannon-Wiener na Época 4 (Tabela 3.4).

Considerando que o tratamento testemunha (MAT) dentro da área experimental, lado a lado aos demais tratamentos, é possível que não represente a realidade das áreas adjacentes à área experimental que não receberam recuperação. Analisando dessa forma, pode-se dizer que as áreas adjacentes à experimental representam a realidade de uma testemunha, pois elas não sofreram influência dos tratamentos aplicados apresentando-se igual à época em que foi realizada a primeira implantação do experimento em 2001.

Índice de diversidade Shannon-Wiener

Para o índice diversidade de Shannon-Wiener (H' ; Tabela 3.4) foi encontrada diferença significativa entre as épocas de coleta para os tratamentos MACB e MAD e as áreas MN e CN, onde o maior valor foi encontrado em MACB (0,609) na Época 1 e o menor valor em MAD (0,132) na Época 4. Em relação a diferenças durante a mesma coleta, foram encontradas diferenças significativas ($p < 0,05$), com maiores valores encontrados no tratamento MACB e na área MN na Época 1, MAC, MACB, MACCB, MAD, MN e CN na Época 3, e MAT, MAC, MACB, MACCB, MN e CN na Época 4.

Tabela 3.4 - Índice de Diversidade de Shannon-Wiener da comunidade da fauna invertebrada do solo coletadas na Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + *Braquiaria brizantha*; MACCB - Calcário + Cama de aves + *Braquiaria brizantha*; MAD - Dregs), na Mata Nativa (MN) e no Campo Naturalizado (CN).

Épocas	MAT	MAC	MACB	MACCB	MAD	MN	CN
Época 1 (out/09)	0,368aB ± 0,263	0,348aB ± 0,070	0,609aA ± 0,103	0,542aAB ± 0,053	0,453aAB ± 0,154	0,597aA ± 0,124	0,526aAB ± 0,071
Época 2 (fev/10)	0,409aA ± 0,237	0,409aA ± 0,271	0,430abA ± 0,245	0,407aA ± 0,120	0,424aA ± 0,229	0,456abA ± 0,246	0,524aA ± 0,136
Época 3 (mai/10)	0,320aB ± 0,219	0,473aA ± 0,221	0,605aA ± 0,108	0,456aA ± 0,237	0,396aA ± 0,202	0,477abA ± 0,068	0,430aA ± 0,198
Época 4 (ago/10)	0,433aA ± 0,119	0,206aA ± 0,202	0,338bA ± 0,113	0,354aA ± 0,136	0,132bB ± 0,173	0,257bA ± 0,237	0,230bA ± 0,154

NOTAS: Letras minúsculas na coluna representam diferenças entre épocas por tratamento e letras maiúsculas na linha representam diferenças entre os tratamentos por época, diferem significativamente entre si pelo teste LSD ($p < 0,05$).

FONTE: O Autor.

Em relação ao índice de H' , quanto maior o H' , maior a diversidade da população, em que o índice leva em consideração a riqueza de grupos taxonômicos e a distribuição do número de indivíduos entre os grupos (ODUM, 1983). Uma vez que em tratamentos com densidades muito baixas, existe um artifício que aumenta a equitabilidade e consequentemente o valor do índice de diversidade, como MACB (Época 1), MACCB e CN (Época 3) e MN (Época 4) que apresentaram baixa densidade e, no entanto, apresentaram valor de H' semelhantes ou maiores que os tratamentos que apresentaram maior riqueza. Ou seja, o uso do índice de diversidade de Shannon-Wiener quando utilizado com grupos taxonômicos pode levar a uma superestimação da diversidade local, pois tratamentos que apresentam elevadas densidades populacionais podem representar um número bem superior de espécies do que se apenas considerar os grupos.

Em geral, os estudos que comparam a fauna de áreas recuperadas com áreas desenvolvidas sob a sucessão espontânea concluem que os últimos são de maior valor

ecológico (LONGCORE, 2003). Áreas recuperadas são alteradas e menos diversificadas do que a área natural circundante (LONGCORE, 2003). Entretanto, as áreas consideradas como referência (MN e CN) mostram valores médios de riqueza (Tabela 3.3) e H' (Tabela 3.4) semelhantes aos tratamentos que passaram por processo de recuperação, mostrando haver, desse modo, um efeito da recuperação do solo sobre a fauna. De acordo com Majer (1989), a riqueza de espécies pode indicar a qualidade dos ecossistemas e, conseqüentemente, o sucesso de projetos de recuperação/restauração.

Frequência de Organismos

Encontrou-se 19 táxons, independente de tratamento/área e época na área de estudo (Quadro 3.2). Os grupos presentes em todos os tratamentos/áreas foram Acari, Araneae, Collembola, Formicidae, Heteroptera, Isopoda e Symphyla.

Quadro 3.2 - Presença (+) e ausência (-) da comunidade da fauna invertebrada do solo coletadas na Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + *Braquiaria brizantha*; MACCB - Calcário + Cama de aves + *Braquiaria brizantha*; MAD - Dregs), na Mata Nativa (MN) e no Campo Naturalizado (CN), independente da época de coleta.

Grupos	MAT	MAC	MACB	MACCB	MAD	MN	CN
Acari	+	+	+	+	+	+	+
Araneae	+	+	+	+	+	+	+
Chilopoda	-	+	+	+	+	+	+
Collembola	+	+	+	+	+	+	+
Coleoptera	+	-	+	+	-	+	+
Dermaptera	-	+	+	-	-	+	-
Diplopoda	-	-	+	-	-	+	-
Diplura	+	-	-	+	-	-	-
Diptera	+	+	-	+	+	+	+
Enchytraeidae	+	-	+	+	+	+	+
Formicidae	+	+	+	+	+	+	+
Heteroptera	+	+	+	+	+	+	+
Isopoda	+	+	+	+	+	+	+
Isoptera	-	-	-	-	-	-	+
Orthoptera	-	-	+	-	-	-	-
Protura	+	+	-	+	+	+	+
Pseudoscorpionida	-	-	-	-	-	+	-
Symphyla	+	+	+	+	+	+	+
Thysanoptera	-	-	-	-	-	+	+
Riqueza Total	12	11	13	13	11	16	14

FONTE: O Autor.

A Mata Nativa apresentou uma maior riqueza total de grupos taxonômicos que os demais tratamentos, independente de época (Quadro 3.2). Isto pode estar conectado ao fato de áreas naturais apresentarem uma maior diversidade vegetal. De acordo com Lawes; Kotze; Bourquin (2005), áreas de florestas nativas, em geral, possuem um hábitat com maior heterogeneidade e são capazes de dar um maior suporte a diversidade de organismos edáficos. Visto que as plantas desempenham um papel principal na formação da estrutura física do hábitat, além de fazerem parte da cadeia alimentar (FROUZ et al., 2008).

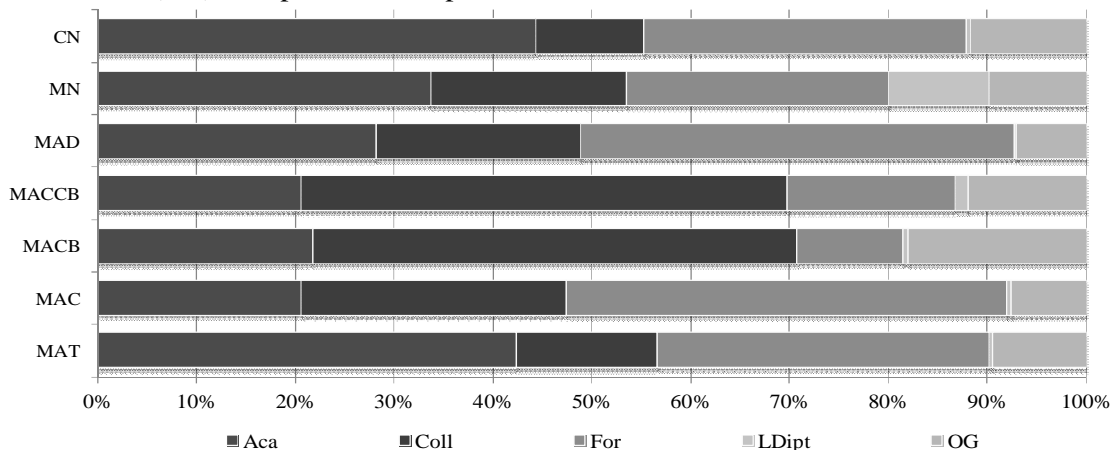
Ainda, a MN foi a única área onde se coletou representante do grupo Pseudoscorpionida que normalmente é encontrado em ambientes cujo ecossistema não apresenta degradação. Segundo Yamamoto et al. (1994), os Pseudoscorpionida são bons bioindicadores, já que são sensíveis a ações antrópicas e encontram-se em maiores densidades populacionais em ambientes com maior equilíbrio ecológico.

A diversidade de grupos taxonômicos também foi expressa pela frequência relativa (FR) dos grupos mais frequentes, sendo incluídos apenas os que apresentaram FR acima de 10% (Figura 3.2). Acari, Collembola e Formicidae foram os grupos mais frequentes da comunidade da fauna do solo encontrados, com as maiores densidades em todos os tratamentos/áreas e épocas de coleta, embora tenha havido diferenças entre frequência relativa em cada época (Figura 3.2). Barros et al. (2010) encontraram 23 táxons e, também, Acari, Collembola e Formicidae foram os grupos mais frequentes da comunidade da fauna do solo em área de mineração e metalurgia de chumbo, no município de Adrianópolis (PR).

Considerando as quatro épocas juntas, os grupos que apresentaram maior FR foram os ácaros (Acari) que tiveram maior frequência no CN (44,4%), MAT (42,4%) e MN (33,7%). Já os colêmbolos (Collembola) foram mais frequentes em MACCB (49,1%) e MACB (48,9%). As formigas (Hymenoptera: Formicidae), em MAC (44,5%) e MAD (43,9%). Os demais grupos apresentaram FR menor que 10%, exceção para Larva de Diptera (10,2%) na MN.

Áreas de mineração revegetadas revelaram que as formigas podem ser usadas como bioindicadores, permitindo avaliar, em tempo reduzido, a recuperação de áreas degradadas (FOWLER, 1998). Práticas de recuperação de ecossistemas promovem um rápido enriquecimento da comunidade de formigas que em áreas com solos pobres em nutrientes, as formigas podem ser essenciais para a recuperação do solo e revegetação após a perturbação (FOWLER, 1998). O solo existente na região deste estudo apresenta fertilidade natural baixa e a presença de formigas pode ter sido fundamental para a recuperação do tratamento MAT, em decorrência do seu papel na prestação de serviços ecológicos mencionados acima.

Figura 3.2 - Frequência relativa (%) da comunidade da fauna invertebrada do solo coletadas na Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + *Braquiaria brizantha*; MACCB - Calcário + Cama de aves + *Braquiaria brizantha*; MAD - Dregs), na Mata Nativa (MN) e no Campo Naturalizado (CN), independente da época de coleta.



NOTAS: Aca: Acari; Coll: Collembola; For: Formicidae; LDipt: Larva de Diptera; OG: outros grupos (organismos não identificados e os grupos com frequência menor que 10%, como Araneae, Chilopoda, Coleoptera, Dermaptera, Diplopoda, Diplura, Diptera, Heteroptera, Isopoda, Isoptera, Orthoptera, Protura, Pseudoscorpionida, Symphyla, Thysanoptera, Larva de Coleoptera). Total de seis repetições e quatro épocas de coleta (n = 6x4).

FONTE: O Autor.

A área MN apresentou maior frequência relativa de larvas de dípteras (10,20%). Apesar de existirem poucos estudos envolvendo o grupo Diptera, Frouz (1999) e Coleman; Crossley Jr.; Hendrix (2004) verificaram que as larvas participam de processos biológicos importantes no solo, como decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes.

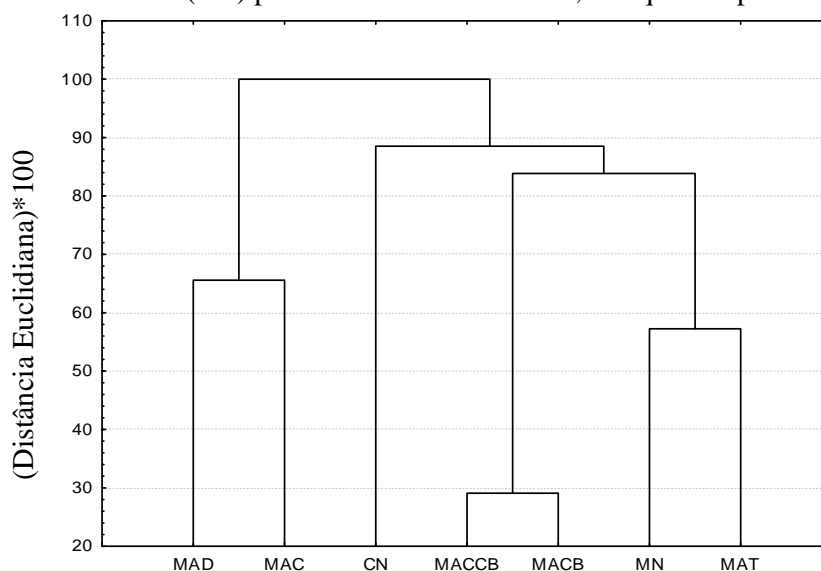
Análise de Agrupamento

Na Figura 3.3 encontra-se o dendograma obtido pela análise de agrupamento para os tratamentos estudados [Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + *Braquiaria brizantha*; MACCB - Calcário + Cama de aves + *Braquiaria brizantha*; MAD - Dregs)], e áreas de referência na Mata Nativa (MN) e no Campo Naturalizado (CN), independente da época de coleta, onde os números no eixo vertical representam a "Distância Euclidiana" reescalada e no eixo horizontal os tratamentos estudados.

Considerando as quatro épocas de coleta em conjunto, observou-se um agrupamento entre os tratamentos MACCB e MACB, com menor distância de ligação e maior similaridade entre si (Figura 3.3), visto que apresentaram as menores densidades. Outro agrupamento intermediário foi formado entre MN e MAT, seguida por CN, sendo que esta ficou isolada das

demais, por apresentar maior distância de ligação, possivelmente relacionada à maior abundância dos grupos Acari e Formicidae. Ainda, MAD e MAC formaram um agrupamento isolado dos demais.

Figura 3.3 - Dendograma obtido pela análise de cluster discriminando os tratamentos da Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + *Braquiaria brizantha*; MACCB - Calcário + Cama de aves + *Braquiaria brizantha*; MAD - Dregs) e as áreas de Mata Nativa (MN) e de Campo Naturalizado (CN) por "Distância Euclidiana", nas quatro épocas de coleta.



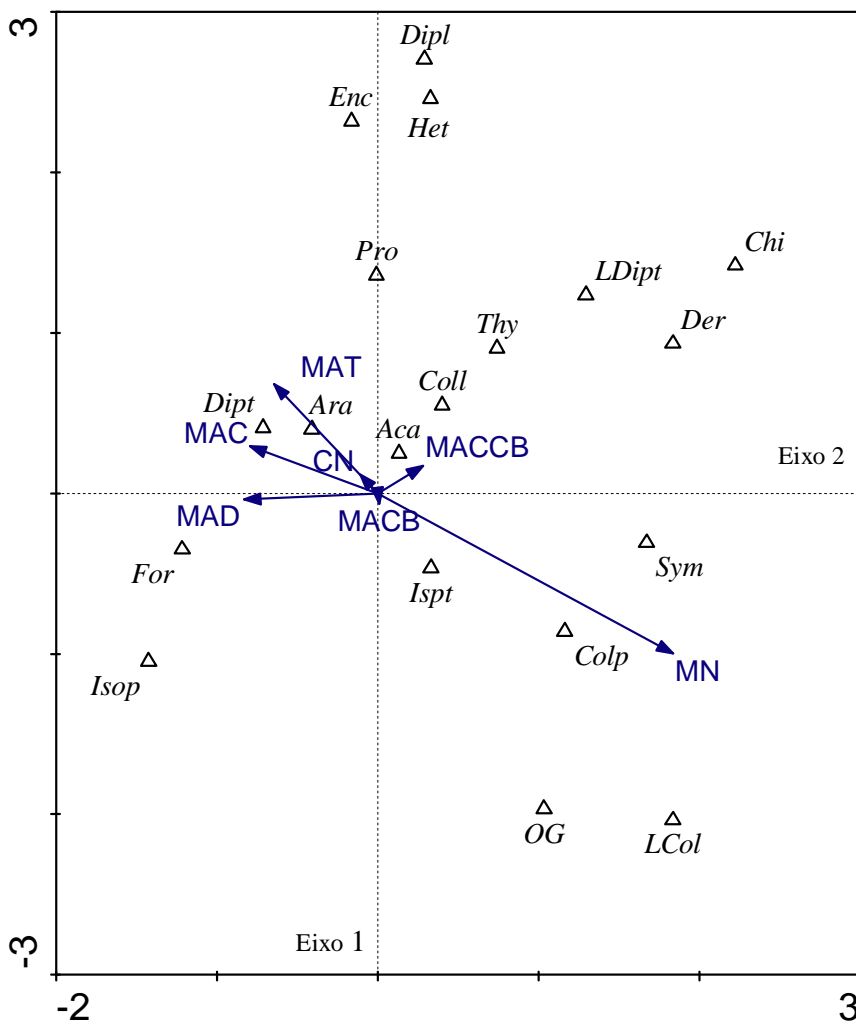
FONTE: O Autor.

A análise de agrupamento foi importante porque demonstrou que os tratamentos/áreas são diferentes em termos de composição de grupos taxonômicos e indicou a necessidade de outras análises de ordenação para verificar quais destes grupos ficaram mais ou menos associados em cada tratamento/área (CA) e a que se deve isso, a qual variável ambiental explicativa (CCA).

Análise de Correspondência (CA)

O resultado da CA demonstrou, por meio da relação entre os eixos 1 e 2, que houve separação entre os tratamentos/áreas estudados. Ao longo do eixo 1 o tratamento MACCB ficou separado dos demais com escore positivo, enquanto que MAD, com escore negativo (Figura 3.4). A área CN e o tratamento MACB ficaram muito próximos entre si (muito similares) e dispostos no centro (próximas do zero). Os eixos 1 e 2 explicaram 16,0% e 11,2% da variabilidade dos dados, respectivamente.

Figura 3.4 - Análise de Correspondência (CA) discriminando a fauna do solo e os tratamentos estudados [Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + *Braquiaria brizantha*; MACCB - Calcário + Cama de aves + *Braquiaria brizantha*; MAD - Dregs)], e as áreas da Mata Nativa (MN) e do Campo Naturalizado (CN), independente da época de coleta.



NOTAS: Abreviações da fauna do solo, Aca: Acari; Ara: Araneae; Chi: Chilopoda; Coll: Collembola; Colp: Coleoptera; Der: Dermaptera; Dipl: Diplura; Dipt: Diptera; Enc: Enchytraeidae; For: Formicidae; Het: Heteroptera – Hemiptera; Isop: Isopoda; Ispt: Isoptera; Pro: Protura; Sym: Symphyla; Thy: Thysanoptera; LCol: Larva de Coleoptera; LDipt: Larva de Diptera; OG: outros grupos (organismos não identificados e de baixa ocorrência, como Diplopoda, Orthoptera e Pseudoscorpionida).

FONTE: O Autor.

Ainda, pode-se visualizar a maior ou menor associação de cada grupo da fauna do solo por meio dos valores de cada variável no lado positivo ou negativo dos eixos 1 e 2 (Figura 3.4). Assim, mais frequente é sua ocorrência conjunta quanto mais próxima duas variáveis (grupo da fauna do solo x tratamento) estiverem na figura. Os grupos Coleoptera (adultos e larvas) e Symphyla ficaram mais associados a MN, enquanto Araneae e Diptera aos

tratamentos MAT e MAC e ao CN. Acari, Collembola, Dermaptera, Chilopoda, Thysanoptera e Larva de Diptera foram correlacionados com MACCB.

A presença de certas espécies podem revelar aspectos particulares da dinâmica do ecossistema. Segundo Dunger; Voigtländer (2005), a fauna do solo coloniza locais de mineração de carvão a céu aberto em grupo-específico, bem como espécie-específica. Isto pode ser usado para a caracterização de certos níveis do desenvolvimento da área.

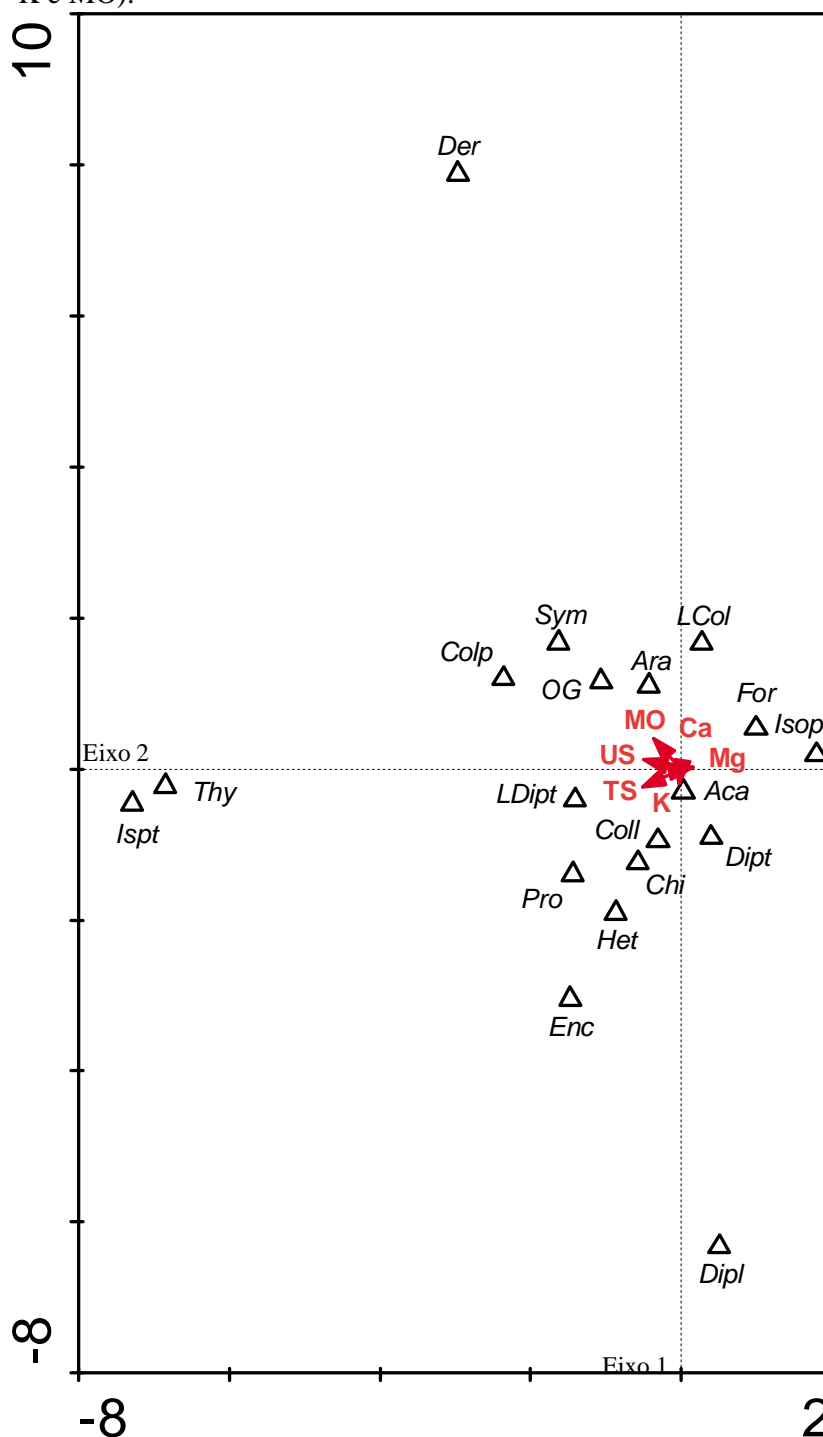
Nesse estudo, a CA indicou que os tratamentos que sofreram algum tipo de intervenção antrópica, sejam por processo de mineração e recuperação (como a Mina do Apertado) ou por ocasião de desmatamento e transformação em pastagem (como o Campo Naturalizado - CN), estão muito próximos entre si e separados da mata nativa, a qual não apresenta intervenção antrópica. Portanto, as espécies vegetais e os seus processos influenciam diretamente a ocorrência de comunidades de organismos do solo (AQUINO et al., 2008), fato esse observado na MN que apresentou maior número espécies vegetais. Ainda, a redução na quantidade de resíduos culturais, principal fonte de alimento e hábitat natural dos organismos, provoca um desequilíbrio entre a fauna edáfica, o que leva à redução de indivíduos e espécies, até que um novo equilíbrio se estabeleça (BARETTA et al., 2006).

Análise de Correspondência Canônica (CCA)

A CCA indicou por meio dos testes de permutação de Monte Carlo ($F = 2,752$, $p = 0,002$) que existe relação entre a abundância de grupos da fauna edáfica e as modificações nos atributos, umidade e temperatura do solo, pH, Ca, Mg, K e MO (Figura 3.5). As variáveis ambientais explicam 10,3% do total da variação, deste 43,0% é explicado pelo eixo 1 e 28,3% pelo eixo 2. As variáveis ambientais significativas no modelo foram US ($F = 1,64$, $p = 0,052$), TS ($F = 5,51$, $p = 0,002$), Ca ($F = 1,80$, $p = 0,034$), Mg ($F = 1,64$, $p = 0,066$), K ($F = 1,59$, $p = 0,074$) e MO ($F = 4,78$, $p = 0,002$).

Os atributos Ca e Mg estão muito correlacionados entre si e parecem favorecer uma maior presença dos grupos Formicidae e Isopoda. A MO e a US estão mais correlacionados entre si e favorece uma maior presença dos grupos Araneae, Coleoptera e Symphyla nesses ambientes. Já a TS e o K estão mais correlacionados com os grupos Collembola, Chilopoda, Enchytraeidae, Heteroptera, Protura e Larva de Diptera favorecendo sua presença. Ainda, o grupo Acari parece ter uma maior afinidade com o K, visto que ambos estão muito próximos (Figura 3.5).

Figura 3.5 - Análise de Correspondência Canônica (CCA) discriminando a fauna do solo e as variáveis ambientais explicativas (umidade e temperatura do solo, pH, Ca, Mg, K e MO).



NOTAS: Abreviações da fauna do solo, Aca: Acari; Ara: Araneae; Chi: Chilopoda; Coll: Collembola; Colp: Coleoptera; Der: Dermaptera; Dipl: Diplura; Dipt: Diptera; Enc: Enchytraeidae; For: Formicidae; Het: Heteroptera – Hemiptera; Isop: Isopoda; Ispt: Isoptera; Pro: Protura; Sym: Symphyla; Thy: Thysanoptera; LCol: Larva de Coleoptera; LDipt: Larva de Diptera; OG: outros grupos (organismos não identificados e de baixa ocorrência, como Diplopoda, Orthoptera e Pseudoscorpionida). Abreviações das variáveis explicativas, US: umidade do solo; TS: temperatura do solo; Ca: cálcio; K: potássio; Mg: magnésio; MO: matéria orgânica.

FONTE: O Autor.

Discussão geral

A mineração a céu aberto é responsável por distúrbios em grande escala e ao mesmo tempo muito intensivos (FROUZ et al., 2006), alterando drasticamente a paisagem, através da escavação, deposição de material e drenagem ácida de minas, o que resulta em destruição massiva do solo e da biota do solo em áreas adjacentes da mineração (FROUZ et al., 2001). Como geralmente ocorre uma mistura de horizontes e não se conhece a origem desses horizontes, de acordo com Frouz et al. (2001) o desenvolvimento dos solos construídos nos locais de mineração também é um indicador sensível de desenvolvimento do ecossistema, podendo refletir o desenvolvimento da vegetação e da biota, e assim também possíveis interações bióticas que podem afetar a desenvolvimento das comunidades. Normalmente, depois da mineração, as condições do solo são secos, ácidos e pobres em nutrientes (FROUZ et al., 2006; HOLEC; FROUZ, 2005), como é o caso do solo do tratamento MAT que apresentou baixos valores de pH, teores de nutrientes e matéria orgânica.

Os impactos das mudanças na diversidade dependem das condições biológicas do ecossistema original ou com pouca interferência do homem, por exemplo, da riqueza e densidade de espécies da fauna do solo antes da interferência e da intensidade do distúrbio imposto ao ecossistema (BARETTA et al., 2011). Fator esse que pode ter contribuído para um baixo valor do Índice H', como também dos valores semelhantes de riqueza e densidade quando comparados às áreas de referência com as afetadas pela mineração.

A fauna do solo é afetada pelo seu ambiente, o qual é formado principalmente pela estrutura da vegetação (PARMENTER; MACMAHON, 1987). Ao mesmo tempo, desempenham um papel importante em muitos dos processos ecológicos que ocorrem em ecossistemas, por exemplo, afetando a decomposição bem como a atividade de outros organismos (ROŽEN et al., 2010), ciclagem de nutrientes, aeração, dispersão e a disponibilidade de alimentos, etc. (HENDRYCHOVÁ, 2008), sugerindo que seja uma boa ferramenta para avaliar o sucesso da recuperação/restauração (JANSEN, 1997).

Mas será que este estudo descreve se a recuperação foi satisfatória? A resposta para essa pergunta é particularmente importante se as empresas de minerações abdicarem da responsabilidade para com a área em algum período (MAJER; BRENNAN; MOIR, 2007). Em relação ao presente estudo, a recuperação foi satisfatória durante o período de um ano (quatro coletas). Entretanto, é necessária uma avaliação contínua da área por um período de tempo maior para saber se a estrutura e função mantêm-se satisfatórias.

Para descrever se o presente estudo e outros estudos que avaliem a presença da fauna do solo como um indicador de qualidade do solo em áreas de mineração presente de forma

satisfatória a recuperação/restauração é necessário, não somente, a criação de protocolos de amostragem padronizados para o levantamento da biota no campo, mas também, a classificação em nível de espécies e a investigação dos serviços ecológicos prestados por espécies ao ecossistema.

Outros tipos de estudos, como por exemplo, estudos ecotoxicológicos que envolvam resíduos da mineração de carvão (Capítulo II) e análises de risco ecológico de locais específicos contaminados (Capítulo III) tem uma abordagem diferente daquela apresentada nesse estudo, são também de grande importância e pouco utilizados no Brasil. Pois estudos ecotoxicológicos, dão uma idéia de que forma, em curto ou em longo prazo, e quais quantidades esses resíduos afetam a biota do solo, e análises de risco ecológico envolve uma série de etapas, as quais diminuem as incertezas do perigo que essas áreas contaminadas proporcionam ao ecossistema.

Outro fator de grande importância é o monitoramento dessas áreas em longo prazo, pois foi demonstrado por Wanner; Dunger (2002), que pesquisas de longo prazo são essenciais para a avaliação de áreas de mineração recuperadas. Visto que estudos com a fauna do solo fornecem informações importantes sobre o funcionamento do ecossistema em áreas recuperadas/restauradas, melhorando a compreensão desses locais.

Restaurar, ou melhor, fazer com que os organismos colonizem as áreas de minerações (recuperadas ou não) é importante devido aos papéis que vários grupos desempenham na estrutura e função do ecossistema (BABIN-FENSKE; ANAND, 2010). Sendo que a intensidade da melhoria da qualidade do solo depende de como ocorre à colonização do local, taxa de sobrevivência e capacidade de manter altas densidades da fauna do solo (TOPP et al., 2001).

3.4. Conclusões

A fauna do solo apresenta influência dos tratamentos da Mina do Apertado (MAT - Testemunha; MAC - Calcário; MACB - Calcário + *Braquiaria brizantha*; MACCB - Calcário + Cama de aves + *B. brizantha*; MAD - Dregs) e por isso pode ser utilizada como bioindicador das alterações ocasionadas pela recuperação do solo.

Os modelos de recuperação da Mina do Apertado (MAC, MACB, MACCB, MAD) favorecem à composição de grupos da fauna do solo em relação aos grupos encontrados na Mata Nativa (referência), ou seja, os tratamentos apresentaram grupos semelhantes à referência, satisfazendo os serviços do ecossistema prestados por eles.

O modelo de recuperação MACCB (Calcário + Cama de aves + *B. brizantha*)

semelhante ao utilizado pelas empresas de mineração promove um ambiente adequado para os grupos da mesofauna edáfica.

Embora a riqueza total (independente de época) tenha sido maior na Mata Nativa, a riqueza média dos grupos da fauna do solo, mostrou-se pouco sensível na detecção de modificações entre os modelos de recuperação estudados, no qual a falta de sensibilidade pode ter sido causada por viés metodológico.

Existem correlações significativas entre a comunidade da mesofauna edáfica e os atributos químicos do solo, em que Ca, Mg, K e matéria orgânica são os que mais se correlacionam com a mesofauna.

Destaca-se, ainda a necessidade de um protocolo padronizado de coleta para fauna e monitoramento de áreas de mineração recuperadas em longo prazo a fim de averiguar se o ambiente permanece favorável à fauna do solo. Como, também, a inclusão de estudos ecotoxicológicos na avaliação dos resíduos gerados pelas empresas e de análise de risco ecológico dos locais recuperados.

4. CAPÍTULO II - AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DO RESÍDUO DE MINERAÇÃO DE CARVÃO DA REGIÃO SUL DE SANTA CATARINA

Resumo

A falta de informação sobre a biota do solo em áreas de mineração é uma grande preocupação, pois o descarte de grandes quantidades de resíduos modifica quimicamente o solo e isso pode alterar a estrutura e a atividade da fauna edáfica. A fauna edáfica é vulnerável aos efeitos da degradação do solo, sendo usada para avaliar o impacto ambiental em ambientes contaminados. O presente estudo teve o objetivo de estudar os efeitos ecotoxicológicos das deposições de resíduo piritoso (carvão mais a pirita) em dois solos, coletados em Lauro Müller (LM), Argissolo, e Capão Alto (CA), Cambissolo, e testadas cinco doses desse resíduo (0; 2,5; 5; 10; 20%). Os testes realizados foram de fuga com *Folsomia candida* e *Eisenia andrei*, sobrevivência e reprodução com *F. candida*, *E. andrei* e *Enchytraeus crypticus* e de germinação com *Avena sativa* e *Lotus corniculatus*. O resíduo da pirita na dose 2,5% (equivalente a 51.282 kg ha⁻¹) afetou negativamente os organismos do solo, exceção da *A. sativa*. O comportamento de fuga apontou toxicidade dos dois solos, em que de maneira geral o valor de EC50 (%) para os dois solos ficou abaixo 8,50%. Nos testes de sobrevivência e reprodução com colêmbolos e enquitreídeos o valor de EC50 para os dois solos ficou abaixo 8,14%. Já para minhocas, os valores de EC50 para sobrevivência ficou acima de 18,73% em ambos os solos e para reprodução o solo CA (2,52%) foi mais sensível que o solo LM (10,61%). No teste de germinação com plantas, somente *L. corniculatus* apresentou sensibilidade no solo LM. Os organismos mostraram sensibilidade elevada à aplicação do resíduo e, de maneira geral, os testes de fuga e os testes crônicos com colêmbolos e enquitreídeos apresentaram as maiores sensibilidades. Os resultados indicam que o resíduo piritoso apresentou potencial de afetar negativamente os organismos do solo, tanto em um curto período de tempo quanto em longo prazo. Esse resíduo, caso liberado de modo indiscriminado em áreas que não aquelas destinadas ao correto descarte, pode vir a causar a perda do hábitat e da biodiversidade de meso e macrofauna do solo.

Palavras-chave: Resíduo piritoso. Teste crônico. Teste agudo. Mesofauna. Macrofauna.

4.1. Introdução

O solo tem sido utilizado como receptor de contaminantes resultantes das atividades antropogênicas (GÜNTHER, 2005) e por muitos anos esses locais representam uma ameaça real para os ecossistemas e organismos que neles vivem. A disposição inapropriada de resíduos provenientes da atividade de mineração causa a contaminação do solo e consideráveis danos nos ecossistemas, podendo resultar na perda de algumas ou várias funções essenciais do solo e ainda provocar a contaminação dos corpos hídricos.

A drenagem ácida de mina (DAM) é um efluente ocasionado pela oxidação de sulfetos (por exemplo, a pirita - FeS_2) gerando águas ácidas com enormes concentrações de SO_4^{-2} , Fe, Al, Mn, Mg, Ca, Na e numerosos metais tóxicos específicos da mineralogia do minério extraído (BHUIYAN et al., 2010; SIMMONS, 2010; KALIN; WHEELER, 2011), impactando negativamente a vida aquática, a vegetação (CHERRY et al., 2001), os microrganismos (GAIVIZZO et al., 2002) e a fauna do solo (CORREIA, 2010). A DAM frequentemente acontece em locais de mineração de carvão, representando sérios problemas ambientais (BHUIYAN et al., 2010) podendo acontecer durante a exploração de carvão e em corpos de resíduos depositados ao longo das áreas de mineração que contêm sulfetos (ZHAO et al., 2007; BHUIYAN et al., 2010).

Segundo Terekhova (2011), a avaliação da contaminação dessas áreas tem sido realizada principalmente com o auxílio de parâmetros químicos. Todavia, essa informação não é suficiente para prever as alterações estruturais e funcionais na comunidade da biota do solo e, portanto, em todo o ecossistema (TEREKHOVA, 2011), sendo que para uma melhor conclusão a investigação recomenda-se a utilização de ensaios ecotoxicológicos.

Componentes biológicos podem fornecer informações rápidas sobre os serviços dos ecossistemas terrestres e o estado dos organismos em si, comum a resposta a impactos variados (TEREKHOVA, 2011). Os poluentes, mesmo quando presentes em concentrações baixas ou indetectáveis por métodos analíticos podem gerar efeitos negativos sobre as atividades dos organismos (HOFFMAN et al., 2002). Para estimar o risco real de poluentes, análises químicas devem ser complementadas com ensaios biológicos e ecotoxicológicos, utilizando organismos pertencentes a uma grande variedade de níveis tróficos (HOFFMAN et

al., 2002).

Para avaliar a toxicidade dos poluentes tem sido proposta uma série de ensaios ecotoxicológicos com invertebrados terrestres, para os quais existem diversos protocolos como, por exemplo, protocolos da *International Organization for Standardization* (ISO), da *United States Environmental Protect Agency* (US EPA) e da *Organization for Economic Co-operation and Development* (OCDE) (BARETTA et al., 2013). Para solos, minhocas (*Eisenia* sp.), enquitreídeos (*Enchytraeus* sp.) e colêmbolos (*Folsomia candida*) têm sido os organismos mais usados por serem de fácil manutenção em laboratório e período de reprodução relativamente curto em locais com temperatura controlada (RONDAY; HOUX, 1996; ACHAZI; CHROSZCZ; MIERKE, 1997). Porém, no manual elaborado Baretta et al. (2013), os autores listam uma série de outros táxons de invertebrados importantes no ecossistema do solo que podem ser utilizados nos ensaios ecotoxicológicos.

O resíduo da mineração que contenha pirita, quando em contato com a umidade e oxigênio, tem um grande potencial para acidificar o meio em que se encontra. Esse poder de acidificação é capaz de prejudicar o estabelecimento da vegetação, os microrganismos e a fauna do solo. Entretanto, são praticamente inexistentes as informações no Brasil sobre o efeito da adição de pirita sobre a fauna edáfica, especialmente usando metodologias padronizadas (ISO). Assim, o objetivo geral do presente estudo é obter informações sobre o efeito da adição de resíduo piritoso gerado da mineração de carvão sobre invertebrados terrestres e plantas com a finalidade de determinar o risco ecotoxicológico, como forma de prever o impacto biológico desta deposição no solo.

4.2. Material e Métodos

Resíduo, solo e tratamentos

O resíduo piritoso, nesse estudo considerado como pirita mais carvão mineral, foi coletado em um "lavrório" de carvão no município de Lauro Müller (28°22'20.13"S, 49°26'04.92"O; apêndice J) no Sul de Santa Catarina, o qual estava estocado em pilhas de 2-3 metros por três anos. Foram feitas 10 amostragens nessa pilha, cada uma contendo em média 2 kg desse resíduo piritoso. No laboratório, o resíduo foi armazenado em sacos plásticos, dos quais o ar foi retirado através de uma bomba de vácuo para ter o mínimo possível de alteração do material. Aproximadamente sete dias antes de iniciar os testes, as 10 amostras desse resíduo foram unidas, trituradas e passadas em peneira de malha 1,25 mm para uma maior homogeneização. Nesse período, foram coletadas cinco amostras do resíduo para

caracterização.

Foram utilizados dois solos sem histórico de uso agrícola e de contaminação de carvão, um Argissolo em Lauro Müller (LM), distante aproximadamente 4 km do local onde foi coletado o resíduo, e um Cambissolo em Capão Alto (CA) na Serra Catarinense. O Argissolo foi coletado na borda de um remanescente de mata (28°23'28.40"S, 49°28'12.16"O) e o Cambissolo em área coberta com gramíneas nativas a beira da rodovia SC-458 (27°55'48.63"S, 50°31'55.97"O), ambos a 10 cm de profundidade. Os métodos utilizados na caracterização dos solos e do resíduo são apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Atributo, método e referência usada para determinação das características físicas e químicas dos solos de Lauro Müller (LM) e Capão Alto (CA) e do resíduo piritoso utilizado nos testes.

Atributo	Método	Referência
Solo		
Granulometria	Pipeta	Gee; Bauder (1986)
Capacidade de retenção de água		ISO (1998a)
Acidez do solo - pH KCl (1M, 1:5 m/v)	Determinado através de pHmetro	ISO (2004)
Condutividade elétrica do solo (1:5 m/v)	Determinado através de condutímetro	FAOUN (1984)
Matéria Orgânica (MO)	Extração com dicromato de sódio Determinação por espectrofotômetro	Tedesco et al. (1995)
Cu, Zn, Fe, Mn (Total)	Digestão em <i>aqua regia</i> Determinação por espectrometria de absorção atômica em chama ar-acetileno ¹	Soares (1995)
Resíduo Piritoso		
Cu, Zn, Fe, Mn (Total)	Digestão em forno micro-ondas ² com HNO ₃ (4 mL) e HCl (3 mL), temperatura de 150 °C, pressão de 6 bares, rampa e hold de 15 minutos Determinação por espectrometria de absorção atômica em chama ¹	USEPA (1997)

¹ Equipamento: Perkin Elmer AAnalyst 200. ² Equipamento: Anton Paar Multiwave 3000.

O substrato utilizado para validar os testes foi um solo artificial no qual a formulação original segue normas da OECD (1984), que foi modificada, com utilização da fibra de coco no lugar da turfa, diminuindo seu conteúdo para 5%, denominado de solo artificial tropical (SAT; GARCIA, 2004; KUPERMAN et al., 2009).

Os tratamentos consistiram dos solos: naturais (LM e CA), artificial (SAT 5%) sem aplicação de resíduo (dose 0; teste duplo-controle - *dual control test*, no caso do teste de fuga) e de combinações dos solos naturais mais o resíduo incorporado, nas doses: 2,5; 5; 10 e 20% de resíduo (solo/resíduo piritoso nas proporções de 100/0; 97,5/2,5; 95/5; 90/10 e 80/20, respectivamente) equivalendo a 51.282; 105.523; 222.222 e 500.000 kg ha⁻¹, totalizando 11 tratamentos. É importante ressaltar que esta contaminação incorporada retrata uma situação

hipotética de contaminação. Caso o resíduo fosse aplicado somente em superfície os resultados poderiam apresentar falso-negativos, especialmente se os organismos ficassem abaixo da superfície sem ter contato com o resíduo e tempo hábil para a oxidação do resíduo (no caso de teste de fuga de colêmbolos e minhocas e germinação de sementes).

Parâmetros gerais dos testes

Os ensaios ecotoxicológicos foram conduzidos no Laboratório de Solos e Sustentabilidade do CEO/UDESC de Chapecó/SC. Uma descrição dos ensaios compreendendo os organismos testados, os parâmetros mensurados, a duração, o tipo de toxicidade medida e o protocolo utilizado encontram-se sintetizadas na Tabela 4.2. O conjunto de ensaios inclui testes de efeitos agudos e crônicos, utilizando organismos representativos de uma variedade de níveis tróficos, incluindo meso e macrofauna edáfica.

Tabela 4.2 - Características dos ensaios utilizados para verificar a toxicidade do resíduo piritoso da mineração.

Organismo	Parâmetro mensurado	Duração do teste	Tipo de toxicidade	Protocolo
<i>Avena sativa</i> (Poaceae)	Germinação	7 dias	Agudo	OECD 208 (OECD, 2006)
<i>Lotus corniculatus</i> (Fabaceae)	Germinação	7 dias	Agudo	OECD 208 (OECD, 2006)
<i>Folsomia candida</i> (Collembola: Isotomidae)	Fuga	48 horas	Agudo	ISO 17512-2 (ISO, 2007a)
	Sobrevivência	28 dias	Crônico	ISO 11267 (ISO, 1999)
<i>Eisenia andrei</i> (Oligochaeta: Lumbricidae)	Reprodução	28 dias	Crônico	ISO draft 238 (ISO, 2007b)
	Fuga	56 dias	Crônico	ISO 11268-2 (ISO, 1998b)
<i>Enchytraeus crypticus</i> (Oligochaeta: Enchytraeidae)	Sobrevivência	28 dias	Crônico	ISO 16387 (ISO, 2004)
	Reprodução	28 dias	Crônico	ISO 16387 (ISO, 2004)

O conteúdo de água de cada solo, tanto no solo natural não contaminado e contaminado quanto no SAT para testes com colêmbolos foi ajustado para 50% da máxima capacidade de retenção de água (CRA), para minhocas e enquitreídeos para 60% e para plantas 70% da CRA. Para os testes de reprodução e de germinação a umidade inicial do solo foi ajustada e controlada a cada semana com a quantidade de água destilada necessária.

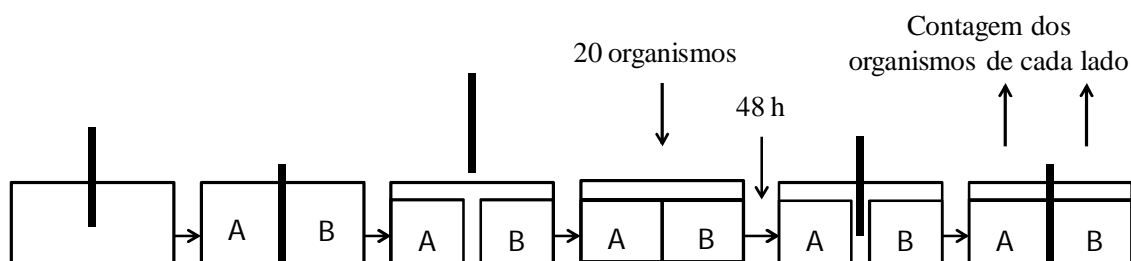
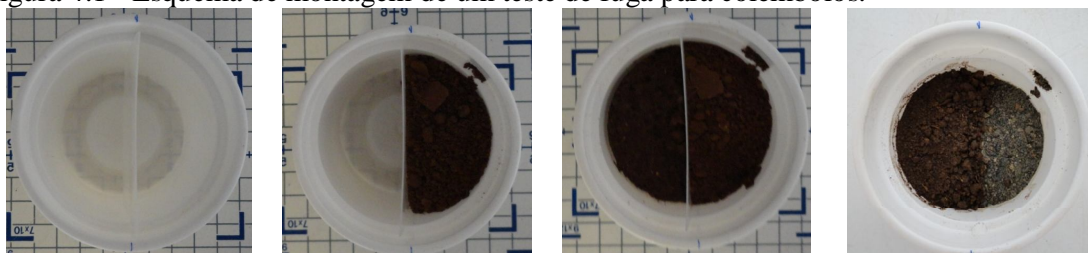
Para o teste de fuga e de reprodução de colêmbolos e reprodução de enquitreídeos foram montadas cinco réplicas com organismos e mais uma réplica sem organismos para determinação final de pH e umidade. Para os testes com minhocas e germinação de plantas foram montadas cinco réplicas. Todas as réplicas permaneceram em câmara com temperatura controlada a 20 °C (exceção para germinação que foi de 22 °C), com fotoperíodo de 16:8 h (luz:escuro) e o pH e a umidade determinados no início e no final do teste, conforme o protocolo recomendado para cada teste (apêndices K ao P - para cada teste).

Ainda, em paralelo aos testes ecotoxicológicos, foi montado um ensaio a parte com cinco réplicas de cada tratamento, onde no início (dia zero) e ao final de dois, sete, 28 e 56 dias foram analisados o pH em KCl (ISO, 2004) e a condutividade elétrica do solo (FAOUN, 1984), como forma de obter um controle maior sobre estes parâmetros, já que eles variam, além daqueles medidos ao final de cada teste. Este teste foi conduzido da mesma forma que os testes ecotoxicológicos (temperatura, umidade e fotoperíodo controlados), exceto por não conterem organismos.

Teste de fuga com Folsomia candida (WILLEM, 1902)

O teste com *F. candida* foi baseado na diretriz da ISO draft 17512-2 (ISO, 2007a), onde o solo contaminado com resíduo foi testado contra uma referência (solo sem resíduo), utilizando potes plásticos cilíndricos (diâmetro: 6,5 cm; altura: 5,5 cm) divididos em duas seções iguais (A e B) por uma divisória plástica introduzida verticalmente (Figura 4.1). Cada pote foi preenchido com 30 g de solo fresco contaminado de um lado e 30 g de solo fresco de referência do outro lado. Em seguida a remoção da divisória, 20 colêmbolos juvenis sincronizados (10 a 12 dias de idade) foram introduzidos no centro de cada pote plástico. Após 48 h de incubação, o conteúdo de cada compartimento foi esvaziado para outro pote plástico ao qual foi adicionada água para flutuação dos colêmbolos seguido de contagem.

Figura 4.1 - Esquema de montagem de um teste de fuga para colêmbolos.



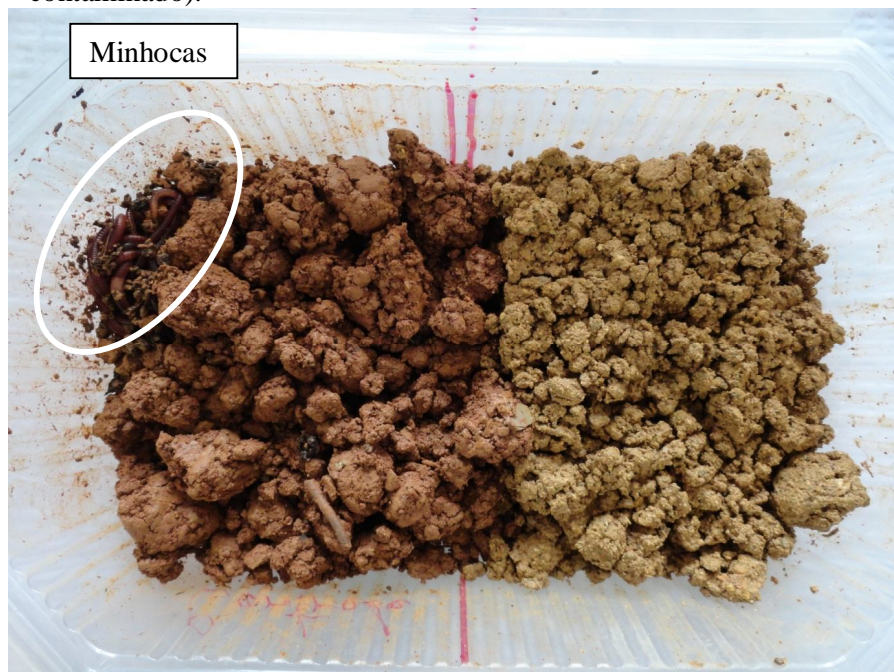
AUTOR: Luís Carlos Iuñes de Oliveira Filho, 2013.

Teste de fuga com Eisenia andrei (BOUCHÉ, 1972)

O teste com *E. andrei* foi baseado na diretriz da ISO draft 238 (ISO, 2007b) e segue o mesmo método de montagem descrito para colêmbolos, porém utilizam-se potes maiores (comprimento: 20 cm; largura: 12 cm; altura: 5 cm) preenchidos com 250 g de solo seco em cada seção e 20 minhocas sincronizadas e cliteladas, previamente lavadas e secas (utilizando papel absorvente; Figura 4.2). Após incubação por 48 h, o solo foi dividido para contagem das minhocas e as minhocas encontradas no centro do pote (linha divisória das duas seções) foram contadas 0,5 minhoca para cada seção.

De acordo com procedimentos utilizados em outros estudos (HUND-RINKE; WIECHERING, 2001; NATAL-DA-LUZ; RIBEIRO; SOUSA, 2004; NATAL-DA-LUZ; RÖMBKE; SOUSA, 2008; NIEMEYER et al., 2010), o uso da fuga como um parâmetro do teste assume que a distribuição dos indivíduos é aleatória quando o mesmo solo (tratamento) está presente nas duas seções do recipiente. É esperada uma distribuição uniforme de indivíduos ($p > 0,05$, teste de Fischer), garantindo assim que o solo referência esteja livre de contaminantes e que o ambiente esteja controlado. Também avalia se o teste cumpriu o critério de validade proposto nos protocolos (mortalidade $< 20\%$ para colêmbolos e $< 10\%$ para minhocas; ISO, 2007a, b). O teste duplo-controle com solo artificial e a referência tiveram o mesmo procedimento de montagem, porém o mesmo solo nas duas seções dos potes plásticos.

Figura 4.2 - Foto ilustrativa de um teste de fuga com minhocas (solo não contaminado x solo contaminado).

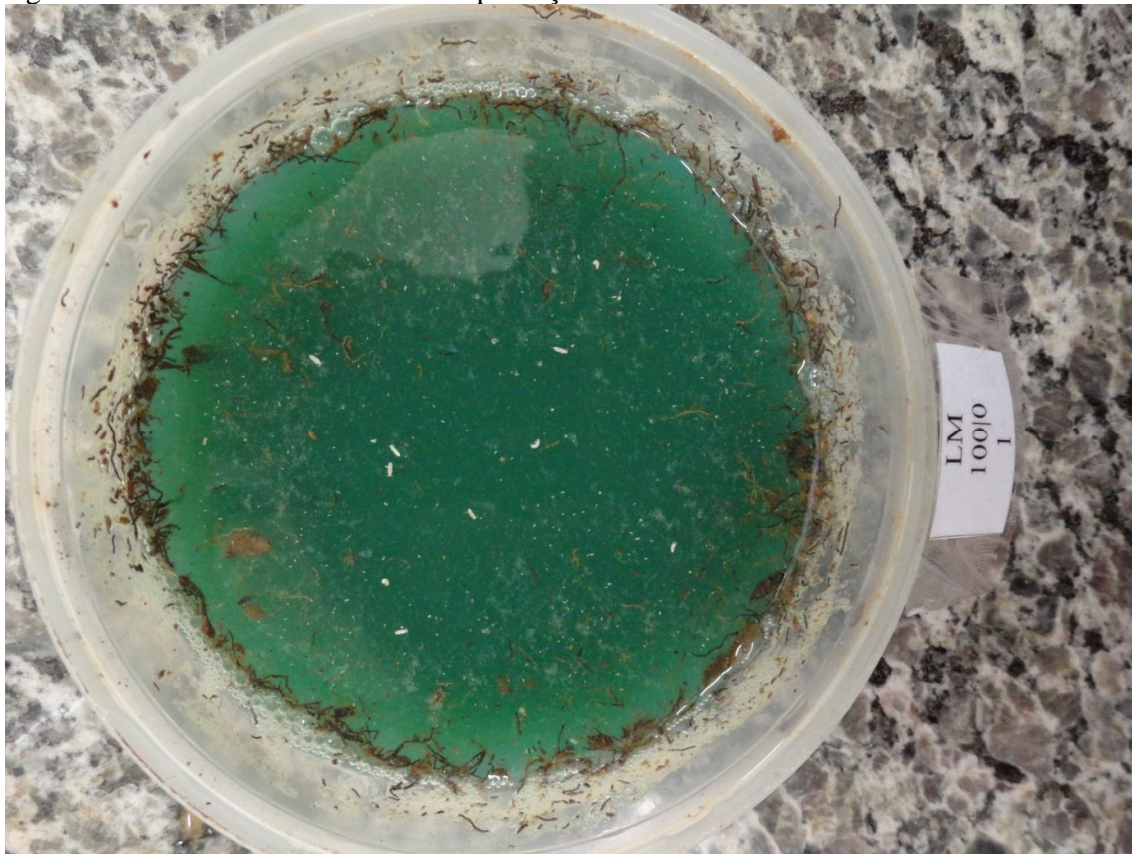


AUTOR: Luís Carlos Iuñes de Oliveira Filho, 2010.

Teste de sobrevivência e reprodução com Folsomia candida

O teste de reprodução com *F. candida* foi baseado no protocolo ISO 11267 (1999), com duração de 28 dias. Cada réplica consiste de um frasco de vidro (diâmetro: 6,5 cm; altura: 5,5 cm), preenchido com 30 g (peso fresco) de cada solo testado, com 10 colêmbolos juvenis sincronizados (10-12 dias de idade). Os colêmbolos foram alimentados no início do teste e aos 7, 14 e 21 dias com 2 mg de fermento biológico granulado seco da marca Fleischmann e os frascos abertos por um minuto duas vezes na semana para aeração. Ao final do teste, o conteúdo do frasco foi esvaziado para outro recipiente e adicionado água, e quando necessário foram adicionadas algumas gotas de tinta azul para facilitar a contagem. Após agitar o conteúdo do recipiente, foram tomadas fotos digitais e o número de adultos e juvenis que aparecerem na superfície foram contados (Figura 4.3), com ajuda do Software ImageTool 3.0 (<http://compdent.uthscsa.edu/dig/download.html>).

Figura 4.3 - Teste de sobrevivência e reprodução com colêmbolos.



AUTOR: Luís Carlos Iuñes de Oliveira Filho, 2012.

Teste de sobrevivência e reprodução com Eisenia andrei

O teste de reprodução com *E. andrei* foi realizado de acordo com o protocolo ISO

11268-2 (1998b), com duração de 56 dias. Cada réplica consistiu de um pote plástico (diâmetro: 11,5 cm; altura: 9 cm), preenchido com 500 g (peso seco) de cada solo testado, com 10 minhocas sincronizadas e cliteladas (massa entre 250 a 600 mg). As minhocas foram alimentadas no início do teste e a cada semana com 5 g de esterco úmido de cavalo (desfaunado por congelamento) e com histórico de não utilização de antibiótico durante a vida do animal. Após 28 dias, as minhocas adultas foram removidas e pesadas, deixando os casulos incubados por mais 28 dias para permitir que os juvenis saíssem dos mesmos. Ao final do teste, os potes plásticos foram colocados em banho-maria a 60 °C por 40-50 minutos para forçar a migração dos juvenis a superfície do solo facilitando a contagem.

Teste de sobrevivência e reprodução com Enchytraeus cripticus (WESTHEIDE & GRAEFE, 1992)

O teste que determina a reprodução de *E. cripticus* seguiu o protocolo padronizado da ISO 16387 para o teste de reprodução de enquitreídeos (ISO, 2004). Por causa do seu pequeno tamanho e curto ciclo reprodutivo dessa espécie, a duração do teste foi reduzida para 28 dias e os adultos mantidos nos recipientes por esse período (CHELINHO et al., 2011). Dez adultos com o clitelo desenvolvido foram introduzidos em cada recipiente (diâmetro: 3 cm; altura: 5 cm), contendo 20 g de solo seco (pré-umedecido) mais o suprimento de comida (50 mg de flocos de aveia moídos e auto clavado, sendo metade do suprimento de comida toda semana). Ao final do teste, o número de enquitreídeos foi avaliado após fixação com álcool (80%), colorindo com rosa Bengala (solução de 1% com etanol) e peneiragem úmida (malha 103 mm).

Teste de germinação com Avena sativa (LINNAEUS, 1753) e *Lotus corniculatus* (LINNAEUS, 1753)

O teste de germinação foi baseado no protocolo OECD 208 (2006), utilizando as espécies *A. sativa* (Poaceae) e *L. corniculatus* (Fabaceae), com quatro réplicas por tratamento, em que cada réplica consistiu de uma placa de petri (10 cm de diâmetro, 2 cm altura) preenchida com 100 g solo fresco (pré-umedecido) e 10 sementes por réplica (Figura 4.4). Após sete dias, o número de sementes germinadas foi contado.

Figura 4.4 - Teste de germinação com *Avena sativa* no solo de Capão Alto.



AUTOR: Talyta Zortéa, 2012.

Análise estatística

A resposta para o teste de fuga de cada solo foi calculada de acordo com a diretriz da ISO 17512 (ISO, 2007a, b) utilizando a fórmula: $A = ((C - T)/N) \cdot 100$, onde A = porcentagem de fuga, C = número de organismos no solo de referência, T = número de organismos no solo contaminado, N = número total de organismos, e a sua significância avaliada usando o teste de Fisher (ZAR, 1996; SOUSA; BARETTA, 2013). Esse procedimento estatístico permite comparar a distribuição de organismos em relação a uma distribuição esperada assumindo a não existência da resposta de fuga para determinado tipo de solo (hipótese nula). A hipótese nula é rejeitada (há comportamento de fuga significativo) quando a probabilidade for igual ou menor que 0,05. Antes da avaliação de significância, o número de indivíduos foi corrigido usando a taxa de letalidade registrada nos testes.

Para os testes de sobrevivência e reprodução, perda de biomassa de minhocas, germinação e evolução do pH, diferenças entre o solo contaminado e o solo de referência foram avaliadas através de análise de variância (ANOVA *One-way*) seguida pelo teste de Dunnett ($M < \text{controle}$, $p < 0,05$), utilizando o Software Statistica 7.0 (STATSOFT, 2004).

Valores de EC50 (concentração estimada que seja esperado causar um ou mais efeitos específicos em 50% de um grupo de organismos, em condições especificadas) do teste de fuga, de sobrevivência e de germinação foram feitos utilizando o Software PriProbit® 1.63 (SAKUMA, 1998). Para os testes de reprodução, foi realizada uma análise de regressão não linear, com o Software Statistica 7.0 (STATSOFT, 2004), usando o modelo exponencial para

determinar os valores de EC50.

4.3. Resultados e Discussão

A caracterização dos solos e do resíduo piritoso são apresentados na Tabela 4.3. O solo de Lauro Müller apresentou valor inicial baixo de pH (3,8), teor de matéria orgânica (MO) médio (2-6%; USEPA, 2004) e foi classificado como textura franco-siltosa. Já o solo de Capão Alto apresentou valor inicial maior de pH (4,8), teor de matéria orgânica baixo (< 2%; USEPA, 2004) e textura franca.

Os atributos físicos e químicos do solo podem afetar de forma direta os organismos, incluindo invertebrados e plantas, como também influenciar uma maior ou menor disponibilidade de contaminantes nos solos (ALEXANDER, 1995; KUPERMAN et al., 2006; NATAL-DA-LUZ; RÖMBKE; SOUSA, 2008). De acordo com Jänsch; Amorim; Römbke (2005), *F. candida*, *E. andrei* e *E. crypticus* apresentam uma variação em relação ao teor de matéria orgânica preferido, desde 1,0 - 11,5% para *F. candida* e 0,3 até maior que 20% para *E. crypticus*. Já *E. andrei* tem uma ampla variação no teor de matéria orgânica preferencial. Assim, os teores de MO dos solos estudados apresentaram-se adequados para as espécies utilizadas nos testes.

Quanto aos teores de metais nos solos não contaminados (Tabela 4.3), o solo LM apresentou concentrações mais elevadas de cobre, zinco, ferro e manganês, do que aqueles propostos por Salomons; Förstner (1984) e Sposito (1989), a qual as concentrações típicas desses elementos no solo são de 26, 60, 2.600 e 550 mg kg⁻¹, respectivamente. No solo CA, apenas o manganês ficou acima do valor proposto pelos autores.

Tabela 4.3 - Caracterização física e química dos solos de Lauro Müller (LM) e Capão Alto (CA) e do resíduo piritoso utilizado nos testes.

Atributo	Lauro Müller (LM)	Capão Alto (CA)	Resíduo piritoso	LOD	LOQ
pH KCl	3,8	4,8	ND		
MO (%)	4,7	1,5	ND		
Argila (g kg ⁻¹)	200 (20%)	160 (16%)	ND		
Silte (g kg ⁻¹)	500 (50%)	370 (37%)	ND		
Areia (g kg ⁻¹)	300 (30%)	470 (47%)	ND		
Total					
Cu (mg kg ⁻¹) (n = 5)	108 ± 1,58	26 ± 0,56	70 ± 29,50	0,01	0,05
Zn (mg kg ⁻¹) (n = 5)	126 ± 11,93	37 ± 0,35	59 ± 15,10	0,01	0,04
Fe (mg kg ⁻¹) (n = 5)	406.711 ± 37.090	2.602 ± 33,67	106.127 ± 87.157	0,06	0,20
Mn (mg kg ⁻¹) (n = 5)	3.179 ± 24,29	14.016 ± 499	903 ± 1.061	0,37	1,22

NOTA: ND: valor não determinado. LOD: limite de detecção do aparelho. LOQ: limite de quantificação do aparelho.

FONTE: O Autor.

Dados de toxicidade disponíveis na literatura para Cu, Zn e Mn, utilizando reprodução, sobrevivência e resposta de fuga, apresentam uma variação considerável, devido principalmente a diferenças nas formas de substâncias utilizadas, parâmetro tóxico avaliado, tipos de solos (alguns estudos fazem uso de solos naturais contaminados em laboratório, solos naturais com contaminação *in situ* por ação antropogênica e solos artificiais), variações de pH, teor de matéria orgânica, temperatura e umidade.

Segundo Boiteau; Lynch; Mackinley (2011), EC50 de 18 mg Cu kg⁻¹ de solo foram suficientes para promover resposta de fuga em *F. candida* e de 181 mg Cu kg⁻¹ de solo para *E. andrei* (LOUREIRO; SOARES; NOGUEIRA, 2005). Entretanto, esses valores aumentam para testes crônicos como reprodução, em que Greenslade; Vaughan (2003) encontraram EC50 de 751 mg Cu kg⁻¹ de solo para *F. candida* e de 293 para *E. crypticus* (MENEZES-OLIVEIRA et al., 2011). Nesse estudo, os valores de cobre ficaram entre 26 mg kg⁻¹ para o solo CA e 108 mg kg⁻¹ para o solo LM, o que parece terem tido influência somente na resposta de fuga dos organismos.

Para zinco, Jensen; Pedersen (2006), estudando um solo natural contaminado artificialmente, encontraram valores de EC50 de 184 mg kg⁻¹ que foram suficientes para ocasionar uma diminuição na reprodução de *F. candida* e de 262 mg kg⁻¹ na reprodução de *E. crypticus*. Nenhum dos valores de Zn encontrados nos solos estudados e no resíduo piritoso foram suficientes para ocasionar diminuição na reprodução desses organismos.

Ainda, no caso do manganês, os valores encontrados nos solos (Tabela 4.3) foram suficientes para influenciar a sobrevivência de *F. candida*, *E. andrei* e *E. crypticus*, onde, de acordo com Kuperman et al. (2004), valores de EC50 2575, 927 e 389 mg Mn kg⁻¹ de solo, respectivamente, diminuíram a sobrevivência desses organismos. E, segundo o mesmo autor, valores de 1663 e 927 mg Mn kg⁻¹ de solo, interferem na reprodução de *F. candida* e *E. andrei*, respectivamente.

Ainda na Tabela 4.3, pode-se observar que o resíduo apresentou para todos os metais teores mais baixos que o solo LM e manganês para o solo CA. O qual demonstra que a pirita causa efeitos diretos e indiretos. Diretos pela acidificação do solo e liberação dos metais presentes no resíduo (Cu, Zn e Mn) e consequente toxicidade para plantas e animais. E efeitos indiretos em razão dos baixos valores de pH, outros elementos potencialmente tóxicos, como Al, As, Mn Cu, Zn, Pb, Hg, Cd, entre outros, se presentes no solo são solubilizados e mobilizados nas águas de drenagem, aumenta o risco de incorporação de metais nos sistemas biológicos (DIAS; FRANCO; CAMPELLO, 2007).

Outro fator que pode ter causado toxicidade aos organismos e não ter sido levado em consideração, é a presença de outros contaminantes (como outros metais no solo e no resíduo e/ou agrotóxicos no solo). No entanto, a região não apresenta histórico de outros metais presente no solo ou no resíduo.

A diminuição do pH durante o período do experimento indica que houve oxidação da pirita durante este período (Tabela 4.4). Quando os resíduos de pirita entram em contato com a umidade e o oxigênio, resultam na liberação de íons ferrosos, prótons, sulfatos e precipitação de hidróxido de ferro férrico (KLEINMANN; CRERAR; PACELLI, 1981). Segundo Moses et al. (1987), a oxidação da pirita é acelerada pela exposição do resíduo na superfície do solo, porque se trata de um processo aeróbico. Assim, áreas que passam por processos de recuperação e tenham resíduos piritosos de carvão podem apresentar uma diminuição do pH mais acentuada e de forma mais rápida.

O pH para os dois solos testados foi diferente entre as doses de resíduo aplicadas em comparação ao seu respectivo controle (LM 0 e CA 0) em todas as datas avaliadas. Ainda, ocorreu diferença entre datas avaliadas para o mesmo tratamento, em que o solo CA 2,5 diferiu aos 28 dias em relação ao dia de aplicação (Dia zero) e todos os tratamentos apresentaram diferença de pH aos 56 dias (Tabela 4.4).

Tabela 4.4 - Valores médios (\pm desvio padrão, $n = 5$) de pH (KCl 1M) dos solos de Lauro Müller (LM) e Capão Alto (CA) ao final de dois, sete, 28 e 56 dias.

Tratamento	Dia zero	2 dias após	7 dias após	28 dias após	56 dias após
LM 0	3,55 (\pm 0,03)	3,57 (\pm 0,08)	3,52 (\pm 0,01)	3,90 (\pm 0,02)	3,11 (\pm 0,09)"
LM 2,5	3,32 (\pm 0,02)*	3,30 (\pm 0,02)*	3,28 (\pm 0,01)*	3,40 (\pm 0,01)*	2,47 (\pm 0,02)**
LM 5	3,16 (\pm 0,02)*	3,16 (\pm 0,01)*	3,09 (\pm 0,01)*	3,11 (\pm 0,04)*	1,80 (\pm 0,06)**
LM 10	2,93 (\pm 0,01)*	2,93 (\pm 0,01)*	2,85 (\pm 0,01)*	2,83 (\pm 0,15)*	1,84 (\pm 0,09)**
LM 20	2,54 (\pm 0,02)*	2,57 (\pm 0,02)*	2,52 (\pm 0,01)*	2,56 (\pm 0,09)*	1,73 (\pm 0,04)**
CA 0	4,48 (\pm 0,10)	4,60 (\pm 0,09)	4,57 (\pm 0,01)	4,57 (\pm 0,02)	4,20 (\pm 0,14)"
CA 2,5	4,29 (\pm 0,05)*	4,41 (\pm 0,01)*	4,29 (\pm 0,01)*	4,15 (\pm 0,01)**	3,69 (\pm 0,02)**
CA 5	4,00 (\pm 0,02)*	4,16 (\pm 0,01)*	4,06 (\pm 0,01)*	4,10 (\pm 0,01)*	3,59 (\pm 0,03)**
CA 10	3,59 (\pm 0,02)*	3,77 (\pm 0,02)*	3,70 (\pm 0,01)*	3,81 (\pm 0,01)*	3,18 (\pm 0,05)**
CA 20	3,01 (\pm 0,02)*	3,22 (\pm 0,05)*	3,21 (\pm 0,01)*	3,33 (\pm 0,06)*	2,29 (\pm 0,03)**

NOTAS: Asterisco (*) na coluna difere do respectivo controle (LM 0 e CA 0) e aspas (") na linha difere do respectivo controle (Dia zero) pelo teste de Dunnett ($M <$ controle). Doses: 0 = controle (sem resíduo); 2,5 = 2,5% de resíduo; 5 = 5% de resíduo; 10 = 10% de resíduo; 20 = 20% de resíduo.

FONTE: O Autor.

Sabe-se que o baixo pH influencia a toxicidade para diversos organismos do solo. De acordo com Jansch; Amorim; Römbke (2005) as espécies *F. candida*, *E. andrei* e *E. crypticus* apresentam uma grande variabilidade de tolerância ao pH, com valores de 3,2 a 7,6; 4,0 a 9,0; e 3,6 a 7,7, respectivamente. Os valores de pH para os dois solos não contaminados com o

resíduo piritoso no dia zero (LM 0 e CA 0) apresentaram-se na faixa de tolerância para colêmbolos e enquitreídeos, a exceção foi o solo LM 0 para minhocas em que o valor (3,55) ficou um pouco abaixo do valor de tolerância (4,0). Entretanto, o baixo valor inicial de pH do solo LM 0 não apresentou influência nos resultados dos testes crônico e agudo para minhocas.

Efeitos do pH na sobrevivência e reprodução de *F. candida* foram estudados por Greenslade; Vaughan (2003), onde foi encontrada uma diminuição dos valores a partir do pH 3,47 a pH 5,38. Neste estudo, foi encontrada uma diminuição nos mesmos parâmetros nos dois solos utilizados, a partir de valores de pH de 2,83 para sobrevivência e de 3,40 para reprodução no solo LM e de 4,15 para o solo CA. Ainda segundo Sandifer; Hopkin (1996), Van Straalen; Verhoef (1997) e Greenslade; Vaughan (2003), *F. candida* atinge a reprodução máxima em solos de pH 5,5, tendo uma redução abaixo ou acima desse valor.

As minhocas apresentaram, ao final de 28 dias após a aplicação do resíduo piritoso, uma diminuição da sobrevivência somente com valor de pH 2,56 do solo LM. Entretanto, houve perda de biomassa, também ao final de 28 dias, a partir da menor dose aplicada, ou seja, com valores de pH de 3,40 para o solo LM e de 4,15 para o solo CA. Já a reprodução que teve a duração de 56 dias, ocorreu diminuição do número de juvenis com valores de pH de 2,47 para o solo LM e de 3,69 para o solo CA. Em estudo realizado por Römbke et al. (2006) com nove solos naturais de regiões temperadas, os autores constataram que *E. andrei* obteve maior sucesso na reprodução em solos com valores de pH variando entre 3,8-7,4.

De acordo com Jänsch; Amorim; Römbke (2005), *E. crypticus* evita solos fortemente ácidos com pH inferior a 4,0. Ainda, os mesmos autores, relatam que um elevado número de juvenis foi encontrado em valores de pH 4,8 a 6,5, mas com pH inferior a 4,0 quase nenhum juvenil foi encontrado. Neste estudo, foi encontrada uma diminuição da sobrevivência nos dois solos utilizados, ao final de 28 dias após a aplicação do resíduo piritoso, a partir de valores de pH de 3,40 no solo LM e de 4,15 para o solo CA. Entretanto, os mesmos valores de pH inibiram a reprodução de enquitreídeos.

O aumento da condutividade elétrica do solo (CE) está relacionado com a diminuição do pH durante o período do experimento (Tabela 4.5) devido a acidificação e maior concentração de sais solúveis na solução do solo. A CE para os dois solos testados diferiu significativamente entre doses de resíduo aplicado em relação ao seu respectivo controle (LM 0 e CA 0) para todas as datas avaliadas. Já em relação à diferença entre datas avaliadas para o mesmo tratamento, todos os solos contaminados diferiram aos 28 e 56 dias em relação ao controle (dia zero de aplicação).

Em função da oxidação da pirita produziu uma grande quantidade de sais solúveis.

Segundo Daniels (1996), valores de CE maiores que $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ indicam restrição ao desenvolvimento de espécies sensíveis ao excesso de sais e maiores que $400 \mu\text{S cm}^{-1}$ são considerados tóxicos para as plantas e podem inibir a absorção de água e de nutrientes.

Dados da literatura que avaliaram efeitos da salinidade em invertebrados do solo são escassos. No trabalho realizado por Owojori; Reinecke (2009), os autores avaliaram a salinidade por meio da CE em solo artificial OECD (pH 6, MO 10%) e constataram que o EC50 para fuga (condutividade elétrica a qual afeta 50% dos organismos) de *E. fetida* foi de $560 \mu\text{S cm}^{-1}$ e para *A. caliginosa* $260 - 560 \mu\text{S cm}^{-1}$.

Tabela 4.5 - Valores médios (\pm desvio padrão, $n = 5$) de condutividade elétrica do solo ($\mu\text{S cm}^{-1}$) dos solos de Lauro Müller (LM) e Capão Alto (CA) ao final de dois, sete, 28 e 56 dias.

Tratamento	Dia zero	2 dias após	7 dias após	28 dias após	56 dias após
LM 0	379 ($\pm 6,58$)	365 ($\pm 29,76$)	330 ($\pm 9,01$)	328 ($\pm 9,26$)	344 ($\pm 13,46$)
LM 2,5	655 ($\pm 22,16$)*	652 ($\pm 7,88$)*	654 ($\pm 26,08$)*	1143 ($\pm 19,01$)*"	1626 ($\pm 8,98$)*"
LM 5	935 ($\pm 25,27$)*	919 ($\pm 20,25$)*	1324 ($\pm 30,59$)*	1789 ($\pm 114,20$)*"	5174 ($\pm 548,07$)*"
LM 10	1401 ($\pm 21,92$)*	1349 ($\pm 15,09$)*	1363 ($\pm 76,64$)*	2860 ($\pm 517,64$)*"	5414 ($\pm 809,71$)*"
LM 20	2506 ($\pm 92,15$)*	2296 ($\pm 31,02$)*	2352 ($\pm 16,27$)*	4234 ($\pm 515,97$)*"	6532 ($\pm 275,54$)*"
CA 0	58 ($\pm 5,75$)	54 ($\pm 0,67$)	54 ($\pm 1,42$)	61 ($\pm 2,83$)	53 ($\pm 2,79$)
CA 2,5	130 ($\pm 5,88$)*	124 ($\pm 3,88$)*	140 ($\pm 6,26$)*	353 ($\pm 16,76$)*"	469 ($\pm 28,64$)*"
CA 5	287 ($\pm 5,47$)*	248 ($\pm 4,62$)*	287 ($\pm 4,47$)*	513 ($\pm 11,06$)*"	716 ($\pm 15,05$)*"
CA 10	780 ($\pm 14,55$)*	713 ($\pm 10,24$)*	746 ($\pm 16,11$)*	1154 ($\pm 20,93$)*"	1329 ($\pm 257,29$)*"
CA 20	1885 ($\pm 27,40$)*	1802 ($\pm 34,31$)*	1786 ($\pm 53,66$)*	2564 ($\pm 167,11$)*"	3552 ($\pm 176,55$)*"

NOTAS: Asterisco (*) na coluna difere do respectivo controle (LM 0 e CA 0) e aspas (") na linha difere do respectivo controle (Dia zero) pelo teste de Dunnett ($M < \text{controle}$). Doses: 0 = controle (sem resíduo); 2,5 = 2,5% de resíduo; 5 = 5% de resíduo; 10 = 10% de resíduo; 20 = 20% de resíduo.

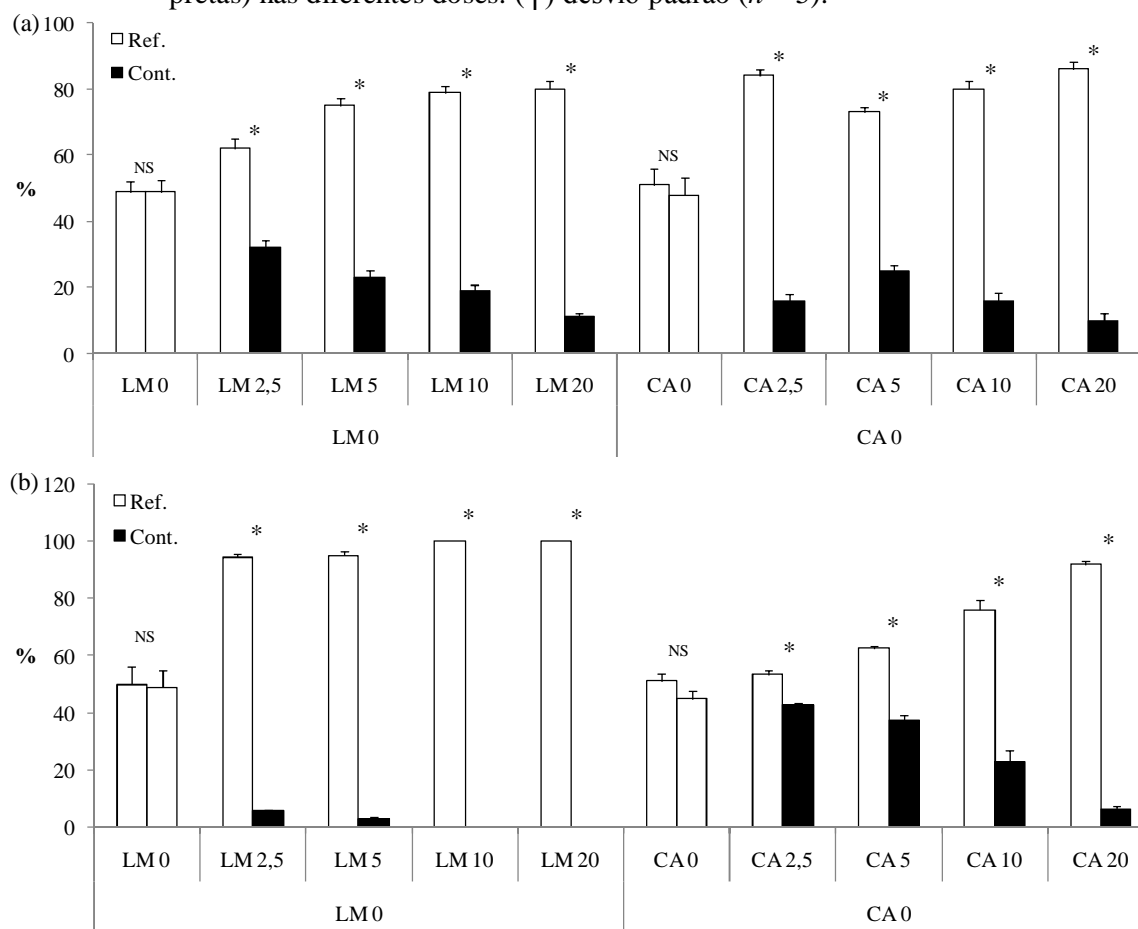
FONTE: O Autor.

Teste de fuga

Os critérios de validade definidos para os testes de fuga (ISO, 2007a, b) foram cumpridos (apêndice Q). No teste de duplo-controle (Figura 4.5), a distribuição encontrada nas duas seções não apresentou diferença estatística ($p > 0,05$).

A taxa de sobrevivência de colêmbolos ficou acima de 91% no solo LM e de 96% no solo CA e para minhocas ficou acima de 98% e 96% para o solo LM e CA, respectivamente (apêndice R). Assim, compreende-se que os níveis de resíduos incorporados ao solo nesse estudo tiveram pouquíssima influência sobre a letalidade de colêmbolos e minhocas em curto prazo.

Figura 4.5 - Resposta de fuga (%) de *Folsomia candida* (a) e *Eisenia andrei* (b) quando expostos ao solo de referência (barras brancas) e solo contaminado (barras pretas) nas diferentes doses. (⊥) desvio padrão ($n = 5$).



NOTAS: * significativo, $p \leq 0,05$; NS = não significativo, $p > 0,05$, avaliado pelo teste de Fisher. LM = solo de Lauro Müller; CA = solo de Capão Alto. Doses: 0 = controle (sem resíduo); 2,5 = 2,5% de resíduo; 5 = 5% de resíduo; 10 = 10% de resíduo; 20 = 20% de resíduo.

FONTE: O Autor.

A Figura 4.5 mostra a resposta de fuga de colêmbolos e minhocas à contaminação do solo pelo resíduo piritoso, onde se observa que a percentagem de tratamentos que tiveram uma resposta de fuga significativa em direção a sua respectiva referência (combinações quando o número maior de organismos foi encontrado na seção do solo controle) foi de 100% para ambas as espécies e solos testados. Ainda, observa-se que com o aumento da dose do resíduo piritoso nos dois solos ocorreu um aumento na resposta de fuga de ambas as espécies e que os colêmbolos foram os que se mostraram mais sensíveis à resposta de fuga (Tabela 4.6).

De acordo com o protocolo da ISO, a função de hábitat do solo é limitada quando, em média $> 70\%$ dos colêmbolos (ISO, 2007a) e $> 80\%$ das minhocas (ISO, 2007b) são encontrados no solo controle, em relação ao solo contaminado. Assim, para colêmbolos somente o tratamento LM 2,5 e para minhocas os tratamentos CA 2,5, CA 5 e CA 10,

mantiveram sua função de hábitat do solo, ou seja, os organismos que permaneceram nesses tratamentos parece não terem sido afetados pela contaminação no período de 48 horas.

A resposta de fuga muitas vezes representa um sintoma comportamental facilmente detectado em vários animais expostos a contaminantes, que reflete em um mecanismo de defesa evitando a exposição crônica (HELLOU, 2011). Testes de fuga são amplamente utilizados e provêm informações sobre a capacidade dos organismos em detectar os contaminantes e, mais importante, a percentagem da população que é capaz de evitá-la (não capaz de colonizar o solo contaminado). Neste contexto, os dados de fuga obtidos no presente estudo também podem fornecer informações sobre o potencial de recolonização da fauna do solo em áreas contaminadas (EDWARDS; COULSON, 1992). Por ser uma estratégia eficiente de sobrevivência dos organismos, a resposta de fuga em larga escala pode ter um impacto negativo sobre a densidade populacional e estrutura da comunidade de organismos edáficos, afetando os ciclos de nutrientes e decomposição de material orgânico, induzindo a uma diminuição da qualidade do solo (EDWARDS; COULSON, 1992).

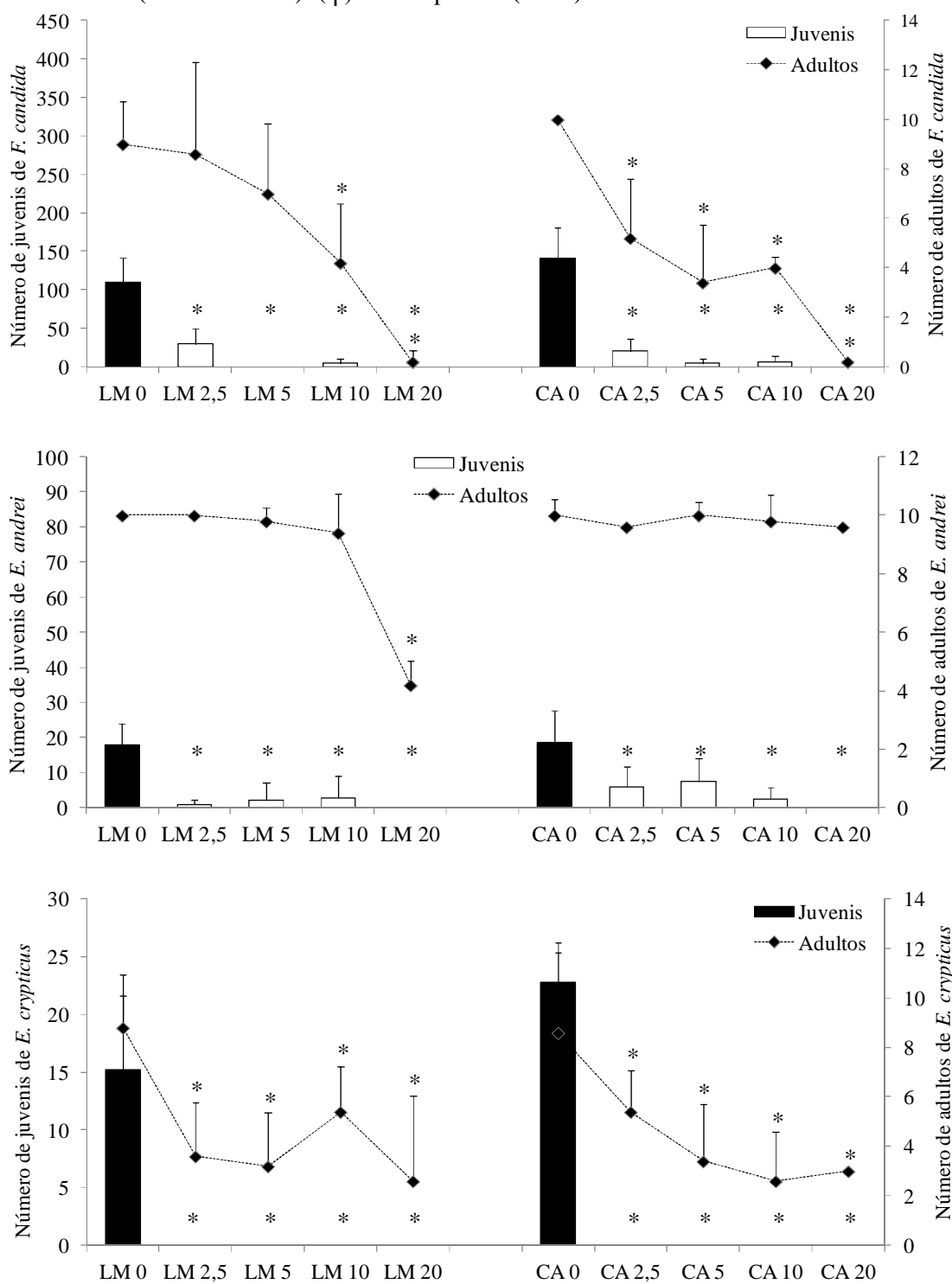
Os resultados obtidos no teste de fuga com *F. candida* diferiam dos obtidos com *E. andrei*, provavelmente porque os colêmbolos estão menos expostos a solução do solo do que as minhocas. Ao contrário de outros organismos (plantas, enquitreídeos, minhocas), que estão em contato direto com a solução do solo, os colêmbolos, especialmente da espécie *F. candida* vivem principalmente na superfície do solo ou em poros de grandes dimensões que são normalmente drenados (FROUZ et al., 2011). Além disso, são cobertos por uma cutícula com permeabilidade limitada aos líquidos, assim, pH e substâncias químicas na solução do solo são capazes de apresentar um menor efeito direto sobre os colêmbolos do que em outros organismos (FROUZ et al., 2011).

Diversos estudos têm constatado que em curto prazo os testes ecotoxicológicos são altamente sensíveis para avaliar a contaminação do solo (NIEMEYER et al., 2006; OWOJORI; REINECKE, 2009; NATAL-DA-LUZ et al., 2009; NIEMEYER et al., 2010; GARCÍA-SANTOS; KELLER-FORRER, 2011; MATOS-MOREIRA et al., 2011), sendo ainda relevantes devido às relações diretas com a qualidade do hábitat para esses organismos (NATAL-DA-LUZ; RIBEIRO; SOUSA, 2004).

Testes de sobrevivência e reprodução

Os critérios de validade definidos para os testes de sobrevivência e de reprodução (ISO, 1999, 1998b, 2004) foram cumpridos (apêndice Q).

Figura 4.6 - Sobrevivência e reprodução de *Folsomia candida*, *Eisenia andrei* e *Enchytraeus crypticus* quando expostos a solo não contaminado (barras pretas) e contaminado (barras brancas). (T) desvio padrão ($n = 5$).



NOTAS: *significativo, $p \leq 0,05$, avaliado pelo teste de Dunnett. LM = solo de Lauro Müller; CA = solo de Capão Alto; 0 = controle (sem resíduo); 2,5 = 2,5% de resíduo; 5 = 5% de resíduo; 10 = 10% de resíduo; 20 = 20% de resíduo.

FONTE: O Autor.

A taxa de sobrevivência de *F. candida* obtida nos solos naturais sem aplicação do resíduo foi de $90 \pm 1,7\%$ (média \pm desvio padrão, $n = 5$) e 100% para os solos LM e CA, respectivamente. Nos solos contaminados com resíduo, somente LM 2,5 e LM 5 não foram estatisticamente diferentes ($p \leq 0,05$) de seu respectivo solo controle. Para *E. andrei* foi de 100% para ambos os solos e acima de 94% nos solos contaminados, com exceção do solo LM 20 que ficou em torno de 40%, apresentando diferença estatística. Já para *E. criptcus*, a taxa de sobrevivência foi de $88 \pm 1,3\%$ e $86 \pm 0,9\%$ para os solos LM e CA, respectivamente. Nos solos contaminados ficou abaixo dos 60%, diminuindo com o aumento da dose de resíduo (apêndice S).

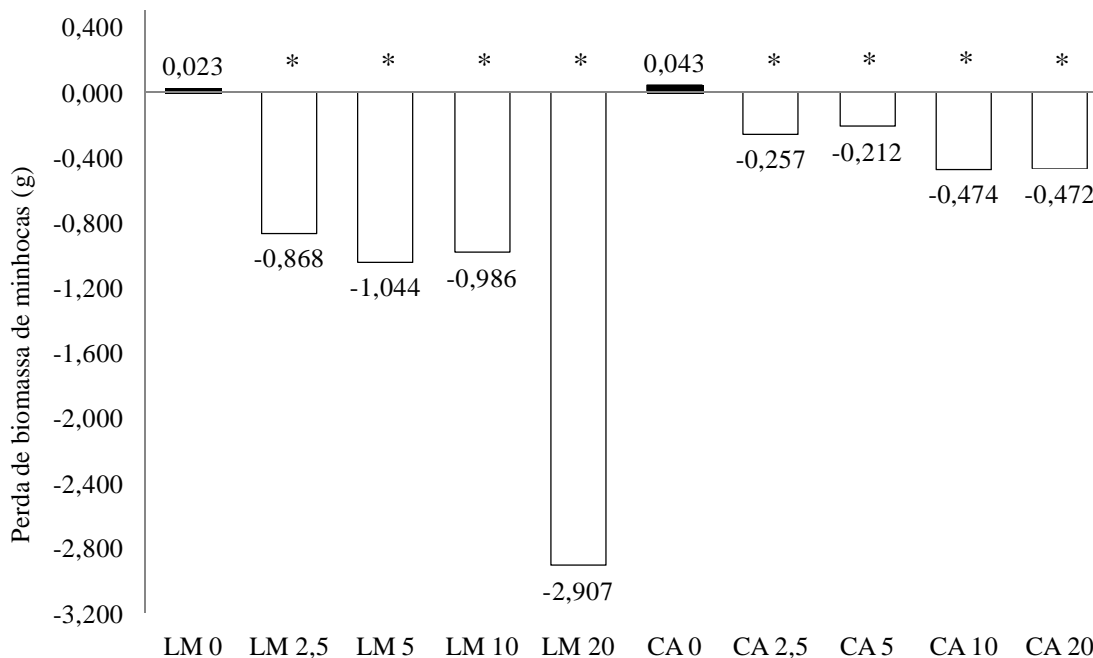
A reprodução para organismos foi significativamente afetada ($p \leq 0,05$) em todas as doses avaliadas do resíduo. *F. candida* e *E. andrei* obtiveram uma baixa reprodução com o aumento da dose, ficando bem abaixo dos solos controles, e em alguns casos não ocorrendo reprodução destes organismos. Já para *E. criptcus* em ambos os solos contaminados não houve reprodução (Figura 4.6).

Ocorreu perda de biomassa das minhocas ao final de 28 dias de exposição, nos tratamentos contaminados, em ambos os solos. Vale lembrar que a letalidade não foi o principal fator para a perda de massa corporal, no entanto o tratamento LM 20 obteve a maior perda de massa corporal devido a ter uma maior letalidade, o que influenciou no número final de minhocas e, conseqüentemente, a biomassa final *E. andrei* (Figura 4.7).

Embora a sobrevivência de minhocas tenha sido pouco afetada, houve perda de massa corporal ao final de 28 dias, o que leva a supor que se as minhocas tivessem um período de exposição maior a taxa de sobrevivência seria menor.

Nestes ensaios de solos contaminados com resíduo piritoso, o efeito do pH sobre os organismos do solo foi evidente. A diminuição do pH, resultado da oxidação do resíduo piritoso discutida anteriormente (Tabela 4.4), ocasionou uma resposta de fuga dos colêmbolos e das minhocas (Figura 4.5), como também uma baixa sobrevivência de colêmbolos e enquitreídeos (Figura 4.6), uma baixa reprodução dos colêmbolos e das minhocas e nenhuma reprodução de enquitreídeos (Figura 4.6). De acordo com Magalhães; Ferrão-Filho (2008), testes crônicos, de maneira geral, são observados efeitos sub-letais, que permitem a sobrevivência, mas afetam uma ou mais funções biológicas, como inibição do crescimento, reprodução e alterações morfológicas.

Figura 4.7 - Perda de biomassa (g) de *Eisenia andrei* quando expostas a solo não contaminado (barras pretas) e contaminado (barras brancas).



NOTAS: *significativo, $p \leq 0,05$, avaliado pelo teste de Dunnett. LM = solo de Lauro Müller; CA = solo de Capão Alto; 0 = controle (sem resíduo); 2,5 = 2,5% de resíduo; 5 = 5% de resíduo; 10 = 10% de resíduo; 20 = 20% de resíduo.

FONTE: O Autor.

Teste de germinação com *Avena sativa* e *Lotus corniculatus*

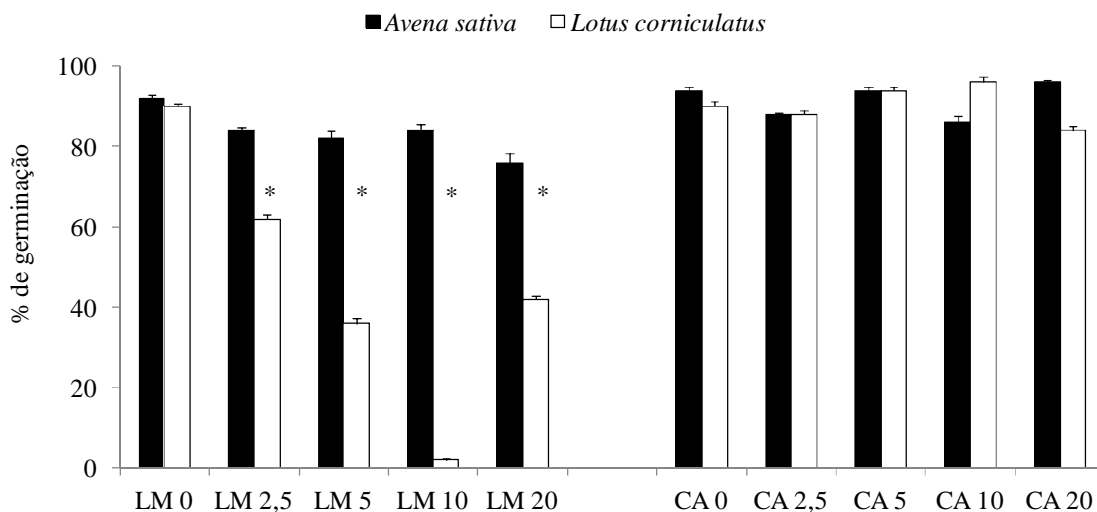
De forma a produzir resultados comparáveis dos testes, *A. sativa* e *L. corniculatus* foram selecionados como representantes de uma longa lista de espécies cultivadas e recomendada para testes ecotoxicológicos. Os critérios de validade definidos para o teste de germinação (OECD, 2006) foram cumpridos (apêndice Q; apêndice T).

A exposição de *A. sativa* aos dois solos não expressou nenhum efeito tóxico. Porém, para *L. corniculatus* a exposição ao solo LM contaminado após sete dias de exposição, em todas as doses (Figura 4.8), causou efeitos significativos (Dunnett, $p \leq 0,05$) em função do baixo pH e alta condutividade (Tabela 4.4 e Tabela 4.5, respectivamente) tenham afetado a germinação. Ainda, o baixo pH pode ter comprometido o crescimento vegetal devido a presença de metais como Al^{+3} e Mn^{+2} (MOSES et al., 1987).

Azevedo et al. (2013) realizaram uma extensa avaliação sobre os efeitos da acidificação do solo em diversas espécies de plantas e constataram que a ocorrência preferencial quanto ao pH para *A. sativa* está entre 6,2 a 9,2 e para *L. corniculatus* está entre 4,2 a 5,9. Para *A. sativa*, embora o pH nos dois solos após sete dias de germinação tenha ficado abaixo do preferencial (Tabela 4.4), não apresentou nenhum efeito significativo na

germinação de sementes. Já para *L. corniculatus*, a germinação de sementes foi significativamente afetada após sete dias de exposição somente no solo LM. Outra razão é a possível presença desconhecida de outros contaminantes que não foram considerados na análise química e foram, portanto, negligenciados.

Figura 4.8 - Germinação (%) de *Avena sativa* e *Lotus corniculatus* quando expostas a solo não contaminado e contaminado. (⌊) desvio padrão ($n = 5$).



NOTAS: *significativo, $p \leq 0,05$, avaliado pelo teste de Dunnett, em relação a sua respectiva referência. LM = solo de Lauro Müller; CA = solo de Capão Alto; 0 = controle (sem resíduo); 2,5 = 2,5% de resíduo; 5 = 5% de resíduo; 10 = 10% de resíduo; 20 = 20% de resíduo.

FONTE: O Autor.

Outro fato que pode explicar a baixa toxicidade dos solos no presente estudo é que a utilização da capacidade de germinação como variável resposta (tal como utilizado no presente estudo) tem sido relatada com baixa sensibilidade do que os outros parâmetros (por exemplo, o crescimento inicial das plântulas; GONG et al., 2001).

Com a exceção de *L. corniculatus* que sofreu efeito da contaminação no solo LM, estes efeitos também foram observados em outros estudos, em que houve a germinação das sementes, porém efeitos significativos ocorreram para o crescimento das plantas para diferentes espécies (GONG et al., 2001; AN, 2004; FJÄLLOBORG; DAVE, 2004), pois estas podem reagir de forma diferente a compostos químicos devido a diferentes processos fisiológicos que estão ocorrendo e às tornam mais ou menos sensíveis a produtos químicos (COBB et al., 2000; AN, 2004).

Valores de EC_{50}

A região sul catarinense é uma das áreas que apresentam um dos maiores passivos ambientais do Brasil. Os recursos hídricos, o solo e o ar são os principais compartimentos que devem ser revistos para avaliar o risco ambiental e humano. Neste estudo, o solo foi o principal compartimento avaliado, utilizando uma bateria de testes com diferentes grupos tróficos para a avaliação da potencial toxicidade e diferentes resultados e sensibilidades, obtidos através dos valores de EC50 (Tabela 4.6).

Como um primeiro teste avaliando a função de hábitat do solo, o comportamento de fuga apontou toxicidade dos dois solos, em que os organismos edáficos evitaram ambos os solos contaminados com o resíduo piritoso. Além disso, o solo LM apresentou uma maior sensibilidade tanto para minhocas (EC50 < 2,5%) quanto para colêmbolos (EC50 < 2,5%), quando comparado com o solo CA que apresentou valores de EC50 < 2,5% e 8,50% para colêmbolos e minhocas, respectivamente (Tabela 4.6).

Ainda foram realizados testes de toxicidade aguda (sobrevivência) e crônica (reprodução) com colêmbolos, minhocas e enquitreídeos, os quais demonstraram níveis elevados de toxicidade pelo resíduo piritoso, sendo que ambos os solos apresentaram sensibilidades semelhantes para colêmbolos e enquitreídeos. Para minhocas, o solo LM apresentou toxicidade, porém menos sensível que o solo CA. Quando comparado à sensibilidade dos organismos no mesmo solo, estes organismos por apresentarem os menores valores de EC50 obtiveram uma sensibilidade crescente a partir de enquitreídeos, colêmbolos até minhocas (Tabela 4.6).

Tabela 4.6 - Valores de EC50 obtidos para o resíduo piritoso utilizado nos testes ecotoxicológicos com organismos terrestres.

Organismo	Teste	EC50 (%)	
		LM	CA
Colêmbolos	Fuga	< 2,5	< 2,5
	Sobrevivência	8,14	3,11
	Reprodução	< 2,5	< 2,5
Minhocas	Fuga	< 2,5	8,50
	Sobrevivência	18,73	> 20
	Reprodução	10,61	2,52
Enquitreídeos	Sobrevivência	3,40	3,85
	Reprodução	< 2,5	< 2,5
<i>Avena sativa</i>	Germinação	> 20	> 20
<i>Lotus corniculatus</i>	Germinação	3,48	> 20

FONTE: O Autor.

Testes de germinação com plantas (*Avena sativa* e *Lotus corniculatus*) somente apresentou resultado significativo para a espécie *L. corniculatus* no solo LM em que o EC50 foi de 3,48% (Tabela 4.6). Por outro lado, *A. sativa* no solo LM e ambas as espécies no solo

CA, apresentaram valores de maiores que a maior concentração estudada, ou seja, EC50 > 20% (Tabela 4.6).

Contaminantes quando adicionados no solo podem influenciar o funcionamento ecológico do sistema em todos os níveis tróficos, afetando as comunidades e os ecossistemas em escala espacial, tendo como impacto mais óbvio sobre a diversidade de espécies de plantas e organismos do solo (EDWARDS, 2002).

De maneira geral, os testes de fuga e os testes crônicos com colêmbolos e enquitreídeos apresentaram as maiores sensibilidades. As diferentes sensibilidades das espécies apresentadas na Tabela 4.6, demonstra a necessidade de incluir organismos representativos de diferentes níveis tróficos em uma bateria de testes aumentando a relevância ecológica de dados quando o objetivo é avaliar a contaminação por resíduos piritosos em um determinado solo, visto que os animais edáficos têm vias de absorção diferentes. Estas vias podem consistir na absorção de compostos químicos através da pele, no caso de invertebrados de corpo mole, através da ingestão de solo (através da parede do intestino), via de ingestão de água, ou órgãos especiais, como nos túbulos ventrais dos colêmbolos (PEIJNENBURG et al., 1997). Estas diferenças estão relacionadas com estrutura do corpo das espécies, mas também a um comportamento ou preferências de tipos de hábitat, como camadas de solo ou a camada de húmus (PEIJNENBURG et al., 1997). Nesse sentido, testes de bioacumulação devem ser conduzidos para avaliar a possibilidade de esses contaminantes entrarem na cadeia trófica.

4.4. Conclusões

O resíduo piritoso (carvão mais a pirita) adicionado na dose de 2,5% (equivalente a 51.282 kg ha⁻¹, menor dose utilizada nesse estudo) afeta negativamente os organismos do solo (*Folsomia candida*, *Eisenia andrei*, *Enchytraeus cripticus* e *Lotus corniculatus*), tanto em um curto período de tempo (teste de fuga e germinação) quanto em longo prazo (sobrevivência e reprodução). Embora nenhum constituinte único do solo ou do resíduo piritoso possa explicar os resultados, os organismos mostraram sensibilidade elevada à aplicação desse resíduo e foram afetados pelo pH do solo. Esse resíduo, caso liberado de modo indiscriminado em áreas que não aquelas destinadas ao correto descarte, pode vir a causar a perda do hábitat e da biodiversidade de meso e macrofauna do solo.

Como considerações adicionais que podem ser tiradas desse estudo:

- ✓ A capacidade dos colêmbolos e das minhocas em evitar solos contaminados com resíduo piritoso com resposta de fuga tão sensível como parâmetros crônicos

(reprodução).

- ✓ A sobrevivência de colêmbolos e enquitreídeos e a reprodução dos três organismos testados parecem ser um bom indicativo da contaminação do solo por resíduo piritoso, bem como a perda de biomassa por minhocas.
- ✓ O teste de germinação com a espécie *Avena sativa* não é um bom indicador da contaminação do solo em curto período de tempo, fazendo necessária a utilização de outros parâmetros, como massa seca na avaliação de plantas.

5. CAPÍTULO III - ANÁLISE DE RISCO ECOLÓGICO DA ÁREA DA MINA DE SÃO DOMINGOS (PORTUGAL): ETAPA 1 - FASE DE VARREDURA

Resumo

A análise de risco ecológico (ARE) é uma abordagem bastante recomendada para locais com contaminação ambiental comprovada. Baseia-se numa série de etapas que permitem a coleta de informação de forma crescente e progressiva em avaliações detalhadas e uma melhor percepção do problema. O presente estudo objetivou obter informações da distribuição espacial da contaminação por metais e constituiu-se na primeira etapa (Etapa 1) da ARE da Mina de São Domingos (Sudeste de Portugal), integrando informações a partir das linhas de evidência química (análise de metais e cálculo de pressões tóxicas) e ecotoxicológica (teste em fase sólida com *Vibrio fischeri*, teste de fuga com *Folsomia candida* e teste de germinação de sementes com *Avena sativa*), as quais foram integradas para calcular os valores de risco. Foram coletadas 62 amostras de solo ao longo de seis transectos perpendiculares a um eixo central (CA), que foi coincidente com a linha férrea inativa usada para o transporte de minério em toda a área. Em cada transecto foram retiradas amostras aos 0, 20, 50, 150, 400 e 1000 m de distância da CA, nos lados esquerdo e direito. Inicialmente, uma análise multivariada foi executada com as propriedades do solo (silte/argila, areia fina, areia grossa, teores de matéria orgânica, condutividade, capacidade de retenção de água e pH) com objetivo de agrupar os solos mais similares entre si. Quatro grupos de solos foram definidos, indicando a necessidade de se usar uma abordagem de múltipla referência. Para complementar, três amostras adicionais de solo foram recolhidas 15 a 20 km distantes de CA, para ser usado como material de referência, juntamente com um dos pontos do transecto. As concentrações totais de metais e arsênio mostraram grande heterogeneidade entre as amostras com maior número de pontos acima dos valores de referência ao longo da CA. Os resultados mostraram que os testes ecotoxicológicos utilizados foram adequados para avaliar o potencial de risco ecotoxicológico a que estão submetidos os solos coletados. Como previsto, o valor de risco integrado diminuiu com o aumento da distância do CA. A importância da utilização de uma bateria de testes múltiplos para examinar a toxicidade do solo como uma etapa da ARE foi demonstrada, no entanto, incertezas em relação ao risco ainda persistem em alguns pontos e, portanto, sugere-se uma avaliação mais detalhada, que constituirá a próxima fase da avaliação de risco (Etapa 2).

Palavras-chave: Valor de risco integrado. Testes ecotoxicológicos de solo. Multi-referência. Contaminação. Arsênio.

5.1. Introdução

A mina de São Domingos foi uma área de mineração a céu aberto, localizada no sudeste de Portugal e que esteve em operação durante quase um século (1858-1957). Durante esse período, mais de 20 milhões de toneladas de pirita cuprífera foram extraídas e processadas localmente para produção de enxofre (FREITAS; PRASAD; PRATAS, 2004). Após o fechamento da mina (em 1965) vários estudos relataram altas concentrações de elementos-traço tóxicos (As, Sb, Pb, Cu e Zn) em solos e plantas locais (FREITAS; PRASAD; PRATAS, 2004; PÉREZ-LÓPEZ et al., 2008). Esses estudos têm mostrado prejuízos nos compartimentos locais aquáticos (LOPES et al., 1999; PEREIRA et al., 1999; PEREIRA et al., 2000) e terrestre (NATAL-DA-LUZ; RIBEIRO; SOUSA, 2004; PEREIRA; RIBEIRO; GONÇALVES, 2004; PEREIRA et al., 2006a, b; LOPES et al., 2010).

Análise de risco ecológico (ARE) específica para o compartimento do solo é geralmente composta por três etapas: caracterização do local e descrição do uso do solo, identificação dos aspectos ecológicos; avaliação específica do local (JENSEN; MESMAN, 2006). Com base inicial na abordagem em tríade desenvolvido para avaliar a qualidade dos sedimentos (CHAPMAN, 1986; INGERSOLL et al., 1997), uma abordagem em etapas com combinação de três linhas de evidência (*Lines of Evidence* – LoE química, ecotoxicológica e ecológica) tem sido recomendada como uma ferramenta poderosa na última etapa (isto é, avaliação específica do local) da ARE de locais contaminados (WEEK et al., 2004; JENSEN; MESMAN, 2006; WAGELMANS et al., 2009). Este tipo de abordagem baseia-se numa série de etapas que permitem a coleta de informação de forma crescente e progressiva em avaliações detalhadas e uma melhor percepção do problema. É um processo de custo-benefício baixo que integra pontos de decisão (geralmente após cada etapa) e permite interromper a avaliação (quando o risco encontrado for insignificante ou ações corretivas imediatas sejam necessárias) ou continuar a um nível mais elevado, especialmente quando as incertezas persistem.

A Etapa 1 compreende o rastreamento a nível de análises e, quando o risco é detectado, recomenda-se a Etapa 2, que inclui avaliações específicas do local utilizando, por exemplo, variáveis letais e subletais que sejam ecologicamente relevantes. E, ainda, caso seja

necessário deve seguir para Etapa 3, a qual inclui estudos mais detalhados *in situ* e modelos complexos com base em outros aspectos ecológicos, tais como vias de contaminantes e receptores específicos).

Durante a Etapa 1, a LoE química é baseada em comparações entre as concentrações conhecidas ou potenciais de contaminantes do solo, com seus específicos valores limites, os chamados valores de triagem (WAGNER; LØKKE, 1991; POSTHUMA; SUTER II; TRAAS, 2001). Entretanto, essas informações ecológicas às vezes não são consideradas na fase de triagem (Etapa 1), ou é relegado para rápidos levantamentos florísticos que podem dar uma ideia sobre a distribuição espacial das partes mais afetadas (*hot spots* - menos vegetação) na área de estudo. Se for necessário, levantamentos florísticos mais detalhados podem ser realizados em etapas posteriores (JENSEN; MESMAN 2006).

A LoE ecotoxicológica é normalmente recolhida por meio de bioensaios rápidos (NIEMEYER et al., 2010) que integram a possível influência das propriedades físicas e químicas do solo na toxicidade de contaminantes (AMORIM et al., 2005) e aditivos, bem como seus efeitos antagônicos e sinérgicos, resultantes de interações químicas (DE ZWART; POSTHUMA, 2005). Nesse sentido, os testes de fuga, com invertebrados do solo foram reconhecidos como ferramentas adequadas para o rastreamento precoce na ARE (NATAL-DA-LUZ; RIBEIRO; SOUSA, 2004).

A menor sensibilidade dos colêmbolos para as propriedades do solo em comparação com minhocas (NATAL-DA-LUZ; RÖMBKE; SOUSA, 2008), fez o teste de fuga ser recentemente padronizado com *Folsomia candida* (ISO, 2010), sendo este recomendado para ser usado em locais específicos de avaliação de solos contaminados quando as propriedades do solo se modificam ao longo da área de estudo. Assim sendo, os testes de germinação de sementes com espécies de plantas cultivadas, como por exemplo, *Avena sativa* e testes luminescentes com bactérias *Vibrio fischeri* (Microtox®) têm sido recomendados para análise de solos contaminados (VAN GESTEL, 1997; JENSEN; MESMAN, 2006).

Solos contaminados requerem que ARE seja resultante de atividade industrial, o que pode contribuir para aumentar as concentrações de metais no solo e ocasionar danos consideráveis nos ecossistemas. O destino de metais é uma preocupação ambiental, uma vez que estes produtos químicos não se degradam (JØRGENSEN et al., 2005), constituindo um risco potencial para os sistemas terrestre e aquático e, indiretamente, para a saúde humana por meio da transferência na cadeia alimentar (BIRKEFELD; SCHULIN; NOWACK, 2005).

Até a presente data, uma ARE compreendendo toda a área afetada da mina ferro e cobre de São Domingos, dando uma ideia sobre a distribuição espacial das partes mais

afetadas não foi realizada. Com o objetivo de preencher essa lacuna, a Etapa 1 da ARE específica do solo da mina de São Domingos foi realizada, integrando informações das linhas química (análise de metais e cálculo de pressões tóxicas) e ecotoxicológica (teste de fase sólida com *Vibrio fischeri*, teste de fuga com *Folsomia candida* e teste de germinação de sementes com *Avena sativa*). Os dados obtidos foram utilizados para calcular os valores de risco dos locais amostrados para permitir o mapeamento dos pontos afetados.

5.2. Material e Métodos

Área de estudo

A mina de São Domingos (MSD; 37°40'19.40"N/7°30'16.54"W) está localizada no sudeste de Portugal, na margem leste do rio Guadiana, a 14 km da fronteira com a Espanha. Essa mina a céu aberto esteve em operação entre 1858 e 1957 e foi abandonada em 1965. Resíduos de mineração estão dispersos em uma grande área e causam graves problemas de drenagem ácida de mina (PEREIRA; RIBEIRO; GONÇALVES, 2004; RIBEIRO et al., 2012). O corpo de minério da MSD é predominantemente composto por pirita cuprífera do maciço da Faixa Piritosa Ibérica. Sua composição é de 45 a 48% de enxofre e é, principalmente, na forma de pirita (FeS_2). Em associação pode ser encontrado outros minerais como calcopirita (CuFeS_2), esfalerita (ZnS), galena (PbS) e blenda [$(\text{Zn}, \text{Fe})\text{S}$]. No corpo de minério, a proporção de cobre, zinco e chumbo são amplamente variáveis, de 7% para o cobre e de 14% para o chumbo e zinco combinados e depósitos de manganês são formados predominantemente por pirolusita (MnO_2 ; PEREIRA; RIBEIRO; GONÇALVES, 2004).

Outros detalhes sobre a mineralogia e a geoquímica de resíduos da mineração podem ser obtidos em Álvarez-Valero et al. (2008). As atividades de mineração afetaram uma área total de 3.156.225 m², dos quais 653.571 m² são ocupados por aterro industrial e tanques de lixiviação e 544.046 m² por resíduos e rochas. Foi estimado para a área um total de 25 milhões de m³ de resíduos da mineração depositados na superfície do solo (PÉREZ-LÓPEZ et al., 2008).

Amostragem do solo

Um total de 62 amostras de solo foram coletadas ao longo de seis transectos (L0, L1, L2, L3, L4, L5 e L6) paralelos entre si, distantes por 1-2 km e perpendiculares a um eixo central (CA) que foi coincidente com a linha férrea inativada usada para o transporte de minério da mina até o rio Guadiana, a 17 km de distância. De cada transecto foram retiradas

amostras aos 0, 20, 50, 150, 400 e 1000 m distantes do CA, tanto no oeste (CA, A1, A2, A3, A4 e A5, respectivamente) quanto no leste (CA, B1, B2, B3, B4 e B5, respectivamente), totalizando 11 amostras de solo por transecto. A exceção foi no transecto mais ao sul (L6), onde amostras de solo foram retiradas somente em 0, 20, 50 e 150 m distantes do CA, em ambos os lados, perfazendo sete amostras de solo retiradas do transecto L6.

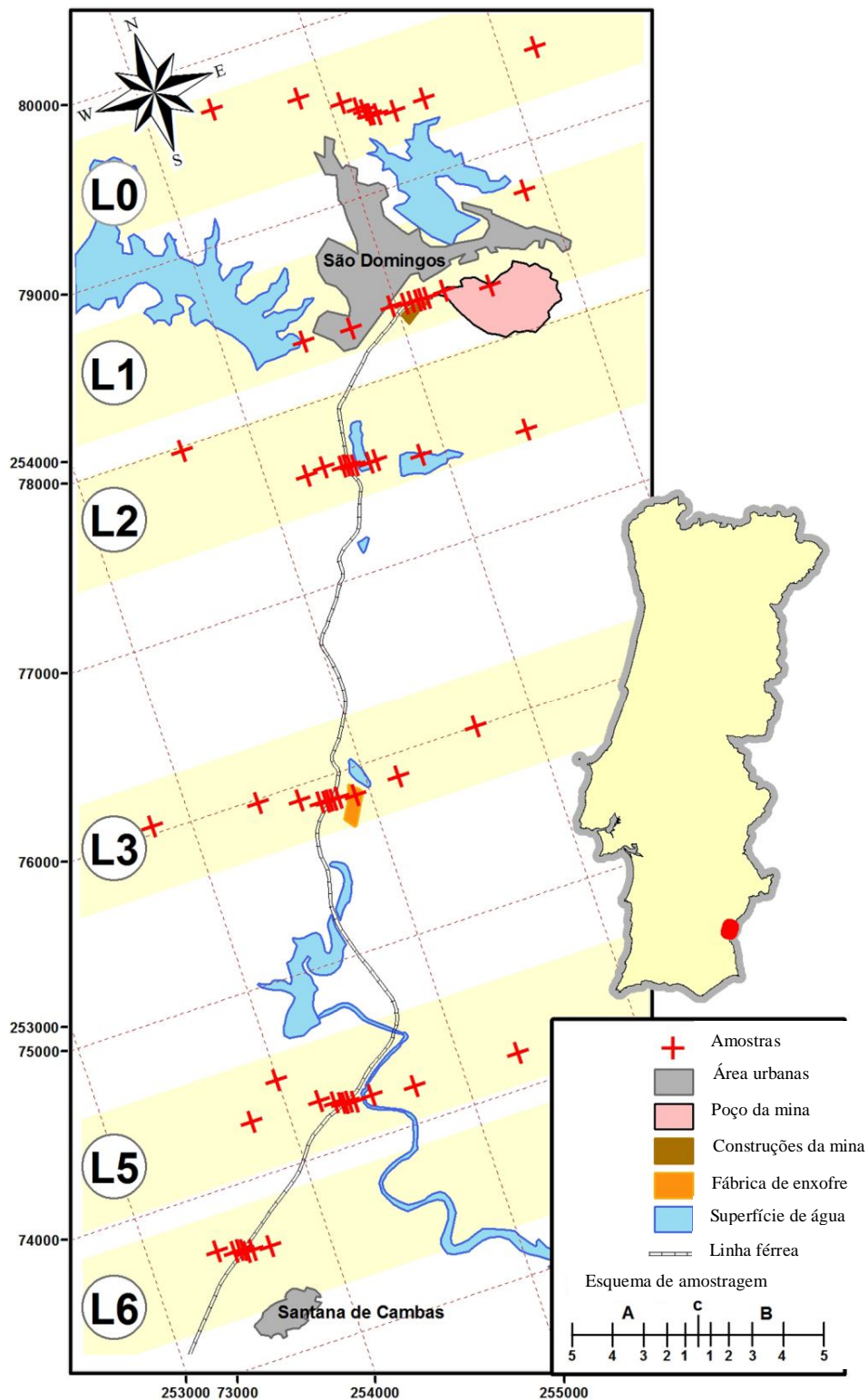
Adicionalmente, amostras de solo foram recolhidas a montante da mina (de 15 a 20 km do CA) e analisados suas propriedades físico-químicas. Três destes solos foram selecionados para serem usados como material de referência (Refs. 1, 2 e 3) em conjunto com um solo de um dos transectos num sistema multireferencial baseado nas propriedades físico-químicas dos solos recolhidos. Todos os locais de amostragem foram georreferenciados em um total de 65 pontos (Figura 5.1). Os solos foram coletados a partir da camada de 0-10 cm, peneirado (5 mm) e armazenado à temperatura ambiente no laboratório antes da sua utilização para a caracterização físico-química e testes ecotoxicológicos.

Caracterização física e química dos solos

Foram medidas as concentrações totais de As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn, pois de acordo com Pereira et al. (2006a) esses elementos foram os contaminantes predominantes nesta área de estudo. Estas medidas foram realizadas no campo com auxílio de equipamento de espectrometria de fluorescência de raio-X portátil (XRF; Niton XRF analyzer, Thermo scientific, Boston, Massachusetts, USA). A validação das medições do XRF foi realizada medindo metais em laboratório (por digestões *aqua regia*) a partir de amostras de solo selecionadas aleatoriamente (cerca de 10% dos locais), usando plasma indutivamente acoplado a espectrômetro de emissão óptica (OES axial 730 ES, Varian Instruments Scientific) seguindo as normas da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2001) para As, Cr, Cu, Ni e Zn e USEPA (1994) para Cd e Pb.

Outros parâmetros físico-químicos dos solos foram medidos, como a umidade do solo (perda por secagem a 105 °C durante 12h), o pH do solo (1 M KCl, 1:5, w:v), a condutividade elétrica do solo em suspensão em água (1:5, w:v), a capacidade de retenção de água (CRA; ISO, 1998a), teor de matéria orgânica do solo (MO) (perda por ignição a 500 °C por 6h) e textura do solo (teores de silte/argila, areia fina, areia grossa; LNEC, 1970).

Figura 5.1 - Mapa da área de estudo em uma área de mineração abandonada (Mina de São Domingos, região do Alentejo ao sudeste de Portugal) que mostra as localizações dos 62 pontos de amostragem ao longo dos transectos L0, L1, L2, L3, L5 e L6.



FONTE: Álvaro Sousa.

Teste da Fase Sólida com Vibrio fischeri (Microtox®)

O modelo descrito no presente manuscrito consiste numa reação entre o produto do elutriato feito da fase sólida e um diluente da amostra contaminada e depois adicionado bactérias luminescentes *V. fischeri*, com base no protocolo fornecido pelo fabricante. O teste da Fase Sólida Microtox® (SPT) é uma marca registrada pela Microbics Corporation. A concentração máxima do elutriato usado foi de 197.400 mg L⁻¹. Um analisador Microtox® M500 (Azur Environmental, Carlsbad, CA, USA) foi utilizado para medir a emissão de luz das bactérias após 15 minutos de exposição.

Teste de fuga com Folsomia candida

Testes de fuga de dois compartimentos foram realizados seguindo o protocolo ISO 17512-2 (ISO, 2010) e combinando cada solo teste (a partir de pontos de coleta dos transectos) com o solo de referência mais similar em termos de propriedades físico-químicas. Os colêmbolos utilizados foram originados a partir de culturas de laboratório mantidos como descrito por Natal-da-Luz et al. (2009) e, antes do teste, o teor de água de cada solo foi ajustado para 50% da sua máxima CRA. Recipientes cilíndricos de plástico com 7 cm de diâmetro e 6 cm de altura foram utilizados com 30 g de solo teste (equivalente ao peso fresco; PF) ou do solo de referência e introduzidos em cada um dos lados das repetições. Vinte colêmbolos com idade de 10 a 12 dias, provenientes de culturas sincronizadas, foram colocados no interior da linha média de cada recipiente de ensaio. Cinco repetições foram preparados para cada combinação testada, além de uma réplica sem animais para determinação de pH e umidade. Após 48 horas de incubação, o número de colêmbolos foi determinado em cada um dos lados das repetições seguindo os procedimentos usados por Natal-da-Luz et al. (2009).

Ensaio de duplo-controle foram realizados simultaneamente com o solo artificial OCDE (1984) modificado a 5% de matéria orgânica (5% de turfa de *Sphagnum*, 16% de caulim, 79% de areia e de 0,5 de CaCO₃ a 1%, para ajuste do pH a 6 ± 0,5) para validar os ensaios e com os solos de referência para atestar que a distribuição aleatória de indivíduos quando o mesmo solo está presente em ambas as seções dos recipientes de ensaio. Nestes testes, os mesmos procedimentos usados nos testes de fuga de dois compartimentos foram utilizados com a diferença de que o mesmo solo foi colocado em ambos os lados dos recipientes de ensaio. Todos os testes foram realizados a 24 °C e com um fotoperíodo de 16:8 h (luz:escuro). O pH e teor de umidade foram determinados no início e no final dos testes.

Teste de germinação de sementes com Avena sativa

O teste de germinação foi realizado seguindo o protocolo da OCDE 208 (2006), utilizando-se como espécie teste a *A. sativa* e três repetições por solo. Cada repetição consistiu de um recipiente plástico com 10 cm de diâmetro e 3 cm de altura, cheio com 100 g de PF de solo pré-umedecido em 70% da máxima CRA. Dez sementes, de fontes comerciais, foram enterradas no solo de cada réplica e permaneceram em sala de crescimento climatizada a 24 °C com fotoperíodo de 16:8 h (luz:escuro). Repetições de solo artificial OECD modificado como os utilizados no teste de fuga foram preparados como um controle adicional para validar os ensaios, visando atestar a qualidade das sementes usadas. Após sete dias de exposição, o número de sementes germinadas foi determinado. O pH e teor de umidade foram medidos no início e no final dos testes.

Análise Estatística

Testes ecotoxicológicos

No teste da Fase Sólida com *V. fischeri*, os valores de EC50 (diluição mediana eficaz) e respectivos intervalos de confiança de 95% foram calculados usando MicrotoxOmni versão de software 1.18 (Azur Environmental).

No teste de fuga, a significância das respostas ($\alpha = 0,05$) foi testada utilizando o teste de Fisher (ZAR, 1996). Esta ferramenta estatística baseia-se na comparação da distribuição de organismos observados com uma distribuição esperada no qual não é observado resposta de fuga (hipótese nula). Enquanto que para os testes de fuga (solo de referência vs. solo teste), um teste de uma cauda foi usado, para os testes duplo-controle, usando o mesmo solo em ambas as seções, um teste bicaudal foi escolhido (NATAL-DA-LUZ; RIBEIRO; SOUSA, 2004). Antes de executar a análise estatística o número de indivíduos foi corrigido utilizando a taxa de mortalidade registrada nos testes de duplo-controle.

No teste de germinação de sementes, o número de sementes germinadas nos solos teste foi comparado com a dos respectivos solos de referência por meio da análise ANOVA seguido pelo teste de Dunnett *pot-hoc* para detectar diferenças significativas. A normalidade e homogeneidade dos dados foram previamente verificadas. ANOVA foram realizadas utilizando o Software Statistica 7.0 (STATSOFT, 2004)

Cálculo do risco

A quantificação do risco foi alcançada após a abordagem descrita por Jensen; Mesman (2006). Valores de risco foram expressos em uma escala que varia de zero ("nenhum risco") a

um ("alto risco"), assumindo um valor de risco zero para os solos de referência e foi calculado o risco dos solos contaminados (solos testes) de acordo com a sua comparação com o respectivo solo de referência. O quificação do risco foi realizado em três etapas principais: (1) padronização dos dados de ensaios ecotoxicológicos e análises químicas dentro de cada linha de evidência (entre zero e um); (2) integração dos dados padronizados e calculado a contribuição de cada linha de evidência ao risco global e (3) cálculo dos valores de risco usando os dados ponderados de acordo com a contribuição de cada linha de evidência.

A padronização dos dados da LoE química foi baseada nas concentrações totais de metais e arsênio medidos que foram usados para calcular a pressão tóxica específica (*Potential Affected Fraction of species* - PAF - Fração de espécies potencialmente afetadas) de cada ponto de amostragem. Isto foi determinado comparando as concentrações de metais medidos com os valores de concentração de risco de 50% das espécies (HC50; concentração acima valores de EC50) através de uma abordagem de modelo para a toxicidade de misturas combinando a adição de concentração e adição de resposta de modelos (DE ZWART; POSTHUMA, 2005).

Para evitar superestimação de valores de risco e uma vez que HC50s são baseados em EC50s (HC50_{EC50}) disponíveis na literatura, no presente estudo os HC50s com base nos valores de NOEC (HC50_{NOEC}) foram multiplicados pelo fator de segurança de 10, como recomendado por Rutgers et al. (2008). Antes desses cálculos, os valores de HC50_{NOEC} foram corrigidos para cada amostra, levando-se em conta o teor de MO e silte/argila de cada solo e utilizando a fórmula de correção descrita por Boivin et al. (2006). Uma vez que os valores HC50_{NOEC} só existem na literatura para alguns metais, o risco derivado da linha de evidência química foi calculado apenas para Cd, Cu, Cr, Pb, Ni, Zn e As.

Para os dados da linha de evidência ecotoxicológica, a escala dos dados de fuga foi baseada na porcentagem de respostas de fuga. Enquanto os valores negativos (atração para o solo controle) foram passados para zero, os positivos foram convertidos entre 0 e 1 e utilizado diretamente como valores de risco individuais. A padronização de dados a partir de testes com *V. fischeri* foram baseadas nos valores de EC50 que foram expressas em porcentagem de diluição dos elutriados, sendo os dados dos testes de germinação baseados na porcentagem de germinação de sementes em cada solo.

No segundo passo, o risco derivado de cada LoE foi calculado integrando os dados padronizados de todos os parâmetros. Na LoE química, o multi-PAF (msPAF) foi estimado por meio da integração dos PAFs individuais de acordo com o modelo de adição de resposta descrito por De Zwart; Posthuma (2005). Finalmente, no terceiro passo, o risco integrado (RI)

foi calculado para cada ponto amostrado. Para avaliar se as diferentes linhas de evidências contribuíram diferentemente para o risco total, o desvio-padrão associado a cada valor de RI foi calculado. Mais detalhes sobre os cálculos envolvidos em cada um dos três passos acima descritos podem ser encontrados em Jensen; Mesman (2006).

Elaboração dos mapas de riscos

Os mapas de riscos foram construídos com base nos valores de risco estimados para cada linha de evidência (ecotoxicológica e química) e no RI. Para cada mapa, classes de riscos diferentes foram definidas na área de estudo, usando a técnica de *Kriged-intrapolated*. No modelo exponencial, os parâmetros (*range*, *nugget* e *sill*) e peso dos mínimos quadrados foram utilizados em um procedimento ordinário de Krigagem para analisar o variograma experimental. Após a realização de uma fase de modelo de validação cruzada, os mapas de previsão foram atraídos para cada linha de evidência utilizando sistema de informação geográfica (Arcgis 10.0).

5.3. Resultados e Discussão

Propriedades do solo e seleção dos solos de referência

Os dados sobre as propriedades físicas e químicas do solo em cada grupo encontram-se resumidos na Tabela 5.1 e para propriedades físicas e químicas dos solos individuais de cada grupo no apêndice U. Estas análises mostraram uma heterogeneidade relativamente alta de pH, condutividade, CRA, teor de MO e textura do solo.

Análise fatorial multivariada mostrou que a textura (silte/argila e areia grossa) e CRA foram as variáveis que mais contribuíram para a separação dos solos ao longo do eixo 1, explicou 33% da variação, seguido de pH e condutividade ao longo do eixo 2, explicou 22% da variação, e areia fina ao longo do eixo 3, explicou 17% da variação. As variáveis textura e CRA separaram os solos dos grupos 1 e 2 (silte/argila elevada, CRA alta e baixos teores de areia grossa) dos outros grupos. Os solos do grupo 1 foram geralmente caracterizados com pH baixo a médio, enquanto que os solos com pH mais elevado foram incluídos no grupo 2. Os outros solos foram separados em dois grupos com o solo do grupo 3, geralmente com um menor teor de silte/argila, uma menor CRA e um maior teor de areia grossa em comparação com os solos do grupo 4.

Dada a influência das propriedades do solo, não apenas sobre a biodisponibilidade de contaminantes no solo (AMORIM et al., 2005), mas também no comportamento de fuga de

invertebrados do solo (NATAL-DA-LUZ; RÖMBKE; SOUSA, 2008) e germinação de semente (ZDOR; ALEXANDER; KREMER, 2005), cada grupo de solo integrou um solo de referência. Cada solo foi caracterizado por baixas concentrações de metais e compreendendo as propriedades físicas e químicas (textura, CRA e pH) representativos dos solos incluídos nos grupos de solos respectivos (Tabela 5.1). Solos de referência dos grupos 1, 2, 3 e 4 foram Ref.2, L6A3, CP e Ref.1, respectivamente.

Tabela 5.1 - Resumo das propriedades físicas e químicas dos solos amostrados para cada grupo e sua respectiva referência.

Grupo	Silte/Argila^a (%)	Areia fina^b (%)	Areia grossa^c (%)	MO (%)	Cond. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	CRA (%)	pH (1M KCl)
Grupo 1 (31 solos)							
Ref.2 ($n = 1$)	49,0	18,2	32,8	3,30	295	37,1	3,80
Max	61,7	55,4	49,2	8,93	2370	67,3	7,09
Min	26,0	9,37	9,12	2,53	48,0	29,8	3,48
MG ($n = 31$)	45,9 \pm 8,47	21,3 \pm 11,4	28,5 \pm 8,11	4,71 \pm 1,96	270 \pm 409	46,76 \pm 10,3	5,09 \pm 0,79
Grupo 2 (8 solos)							
L6A3 ($n = 1$)	51,1	31,43	17,5	4,08	361	48,3	4,28
Max	65,5	33,4	24,8	29,2	4830	77,0	4,36
Min	46,8	11,7	6,78	1,79	71	33,7	2,64
MG ($n = 8$)	58,1 \pm 6,74	25,1 \pm 7,22	14,1 \pm 6,30	5,42 \pm 8,86	556 \pm 1603	45,8 \pm 13,6	3,40 \pm 0,70
Grupo 3 (8 solos)							
CP ($n = 1$)	4,0	2,2	93,8	0,67	29,7	28,0	5,81
Max	10,5	30,9	99,7	21,3	54,4	2820	6,71
Min	0,0	0,2	64,0	0,00	12,5	28,0	2,56
MG ($n = 8$)	4,58 \pm 3,44	8,94 \pm 10,92	76,97 \pm 12,69	3,49 \pm 7,08	24,2 \pm 14,3	311 \pm 901	4,36 \pm 1,42
Grupo 4 (18 solos)							
Ref.1 ($n = 1$)	41,7	2,34	55,9	4,77	610	52,9	4,10
Max	47,3	47,1	58,0	27,6	5880	75,2	4,50
Min	15,0	2,34	32,4	2,74	83	29,8	2,31
MG ($n = 18$)	32,3 \pm 9,39	18,0 \pm 10,8	44,5 \pm 7,20	7,23 \pm 5,65	841 \pm 1943	41,3 \pm 13,3	3,24 \pm 0,62

NOTAS: ^a - Tamanho de partícula (ps) < 63 μm ; ^b - 63 μm < ps < 250 μm ; ^c - 250 μm < ps < 2000 μm ; CRA - capacidade de retenção de água; MO - teor de matéria orgânica; Cond. - Condutividade elétrica do solo; Max - valor máximo; Min - valor mínimo; MG - média geométrica \pm desvio padrão.

FONTE: O Autor.

Concentrações totais de metais e de arsênio

As concentrações totais de metais e de arsênio medidos nos solos encontram-se resumidos na Tabela 5.2 e para concentrações individuais nos solos de cada grupo no apêndice U. As amostras de solo mostraram grande heterogeneidade nas concentrações totais de metal e de arsênio entre os pontos de amostragem, possivelmente devido à deposição de resíduos no interior da área da mina e a deposição aérea de partículas contaminadas (poeira).

Em alguns transectos houve uma redução das contaminações de metal e de arsênio, com o aumento da distância a partir do eixo central (apêndice U). Esta tendência foi provavelmente influenciada pela topografia da área que pode condicionar a deposição espacial de poeira contaminada da mina. Solos amostrados através dos transectos L0 e L6 foram geralmente inferiores ou na mesma ordem de grandeza dos valores considerados de HC50. Solos de outros transectos próximos do eixo central (A2, A1, B1, B2 e B3) apresentaram concentrações de metais e de arsênio consideravelmente mais elevado do que os seus HC50s, constituindo valores muito elevados de risco integrado ($0,75 < IR < 1,00$; Tabela 5.3). Os maiores RIs foram encontrados geralmente em pontos de amostragem do transecto L1, provavelmente relacionado ao fato deste transecto estar localizado no poço da mina, e dos transectos L2 e L3, devido à sua localização perto da "fábrica de enxofre" onde grandes depósitos de resíduo ocorreram (Tabela 5.3).

Tabela 5.2 - Resumo da concentração total de metais e arsênio dos solos amostrados para cada grupo e sua respectiva referência. Concentrações expressas em mg kg^{-1} de peso seco.

Grupo	As	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Fe
Grupo 1 (31 solos)									
Ref.2 ($n = 1$)	15,5		160	42,3	107		21,3	56,7	29.000
Max	843		160	134	2.258	57,1	1.433	327	105.200
Min	15,5		23,1	22,9	107	7,95	21,3	42,3	25.300
MG ($n = 31$)	$50,0 \pm 186$		$28,4 \pm 31,7$	$46,1 \pm 27,9$	895 ± 530	$35,9 \pm 12,5$	118 ± 365	$83,7 \pm 56,8$	42.900 ± 17.500
Grupo 2 (8 solos)									
L6A3 ($n = 1$)	15,7		73,2	47,2	490		22,8	49,3	25.600
Max	7.988	0,46	73,2	691,0	896	51,3	11.596	924,7	220.300
Min	15,7	0,46	25,5	33,0	164	43,8	22,8	49,3	11.500
MG ($n = 8$)	334 ± 2682	$0,460 \pm 0,000$	$43,2 \pm 33,8$	123 ± 225	492 ± 335	$47,4 \pm 5,28$	588 ± 3.903	176 ± 286	62.800 ± 71.000
Grupo 3 (8 solos)									
CP ($n = 1$)			276	43,4	151		19,6	34,6	10.200
Max	1.679	1,36	276	2.430	1.032	256	8.154	18.557	394.000
Min	201	0,990	276	39,3	151	29,2	19,6	34,6	10.200
MG ($n = 8$)	499 ± 492	$1,16 \pm 0,260$	$276 \pm 0,000$	416 ± 896	553 ± 315	104 ± 114	1.895 ± 3.007	859 ± 8.216	107.000 ± 172.000
Grupo 4 (18 solos)									
Ref.1 ($n = 1$)	18,0		99,3	35,7	408	57,8	17,1	37,5	28.600
Max	61.794	1,14	99,3	879	974	57,8	68.725	3.134	238.700
Min	18,0	0,570	27,7	35,7	114	40,9	17,1	37,5	28.600
MG ($n = 18$)	864 ± 14.335	$0,810 \pm 0,400$	$42,7 \pm 41,2$	239 ± 265	304 ± 300	$48,8 \pm 8,00$	2.099 ± 17.555	168 ± 723	97.800 ± 58.000

NOTAS: Max - valor máximo; Min - valor mínimo; MG - média geométrica \pm desvio padrão.

FONTE: O Autor.

Tabela 5.3 - Risco combinado para as linhas de evidência ecotoxicológica e química e valores de risco integrado.

Trans.	Pontos amostrados										
	A5	A4	A3	A2	A1	CA	B1	B2	B3	B4	B5
Valores de risco para linha de evidência ecotoxicológica											
L0	0,029 ± 0,046	0,036 ± 0,103	0,052 ± 0,105	0,000	0,054 ± 0,082	0,024 ± 0,069	0,073 ± 0,204	0,110 ± 0,253	0,048 ± 0,138	0,095 ± 0,257	0,000
L1	0,255 ± 0,524	0,318 ± 0,511	0,095 ± 0,257	0,136 ± 0,354	0,610 ± 0,755	0,946 ± 0,509	0,960 ± 0,255	0,941 ± 0,452	0,328 ± 0,461	0,000	0,088 ± 0,241
L2	0,007 ± 0,020	0,048 ± 0,138	0,000	0,537 ± 0,557	0,451 ± 0,286	0,353 ± 0,377	0,532 ± 0,156	0,959 ± 0,457	0,953 ± 0,637	0,435 ± 0,604	0,012 ± 0,034
L3	0,000	0,166 ± 0,383	0,468 ± 0,595	0,319 ± 0,683	0,325 ± 0,691	0,301 ± 0,529	0,754 ± 0,765	0,969 ± 0,195	0,948 ± 0,938	0,489 ± 0,429	0,307 ± 0,666
L5	0,061 ± 0,172	0,135 ± 0,217	0,100 ± 0,162	0,074 ± 0,207	0,035 ± 0,100	0,156 ± 0,397	0,072 ± 0,200	0,050 ± 0,143	0,703 ± 0,458	0,089 ± 0,292	0,000
L6			0,000	0,379 ± 0,653	0,036 ± 0,103	0,419 ± 0,803	0,255 ± 0,586	0,036 ± 0,103	0,000		
Valores de risco para linha de evidência química											
L0	0,006	0,006	0,014	0,044	0,019	0,026	0,017	0,016	0,320	0,000	0,000
L1	0,646	0,725	0,990	0,860	0,733	0,842	0,963	0,922	0,915	0,731	0,369
L2	0,012	0,000	0,036	0,856	0,751	0,781	0,463	0,990	0,875	0,352	0,037
L3	0,034	0,021	0,460	1,000	0,999	0,998	0,996	1,000	0,888	0,788	0,004
L5	0,000	0,000	0,000	0,005	0,631	0,677	0,795	0,168	0,976	0,006	0,000
L6			0,000	0,005	0,000	0,743	0,456	0,000	0,000		
Valor do risco integrado											
L0	0,018 ± 0,029	0,021 ± 0,036	0,033 ± 0,047	0,022 ± 0,053	0,037 ± 0,043	0,025 ± 0,003	0,045 ± 0,069	0,064 ± 0,114	0,195 ± 0,332	0,048 ± 0,116	0,000
L1	0,486 ± 0,478	0,567 ± 0,497	0,904 ± 1,095	0,652 ± 0,886	0,677 ± 0,150	0,907 ± 0,127	0,961 ± 0,004	0,932 ± 0,024	0,761 ± 0,718	0,481 ± 0,894	0,241 ± 0,344
L2	0,010 ± 0,007	0,024 ± 0,059	0,018 ± 0,044	0,742 ± 0,391	0,630 ± 0,367	0,624 ± 0,524	0,499 ± 0,085	0,980 ± 0,038	0,923 ± 0,095	0,395 ± 0,103	0,024 ± 0,031
L3	0,017 ± 0,041	0,097 ± 0,177	0,464 ± 0,010	0,984 ± 0,833	0,981 ± 0,825	0,963 ± 0,853	0,968 ± 0,295	0,999 ± 0,037	0,924 ± 0,073	0,671 ± 0,366	0,169 ± 0,370
L5	0,031 ± 0,074	0,070 ± 0,166	0,051 ± 0,122	0,040 ± 0,085	0,403 ± 0,730	0,478 ± 0,638	0,564 ± 0,885	0,111 ± 0,144	0,915 ± 0,334	0,048 ± 0,115	0,000
L6			0,000	0,214 ± 0,044	0,018 ± 0,458	0,613 ± 0,395	0,363 ± 0,245	0,018 ± 0,044	0,000		

NOTAS: CA = eixo central; L0, L1, L2, L3, L5, L6 = transectos perpendiculares ao CA; A1, A2, A3, A4, A5, B1, B2, B3, B4, B5 = amostras de solo de cada transecto distantes do CA por 20, 50, 150, 400 e 1000 m, tanto do lado oeste e leste, respectivamente. Fundo verde: baixo risco integrado (RI < 0,5); fundo amarelo: moderado risco integrado (0,5 < RI < 0,75); fundo vermelho: alto risco integrado (0,75 < RI < 1,00). Valores em negrito correspondem aos solos selecionados para etapa 2.

FONTE: O Autor.

Teste de luminescência com a bactéria marinha *Vibrio fischeri* (Microtox®)

Nos solos naturais de referência Ref.2, L6A3, CP e Ref.1, a toxicidade EC50 (%) foi de 10,1, 10,63, 8,92 e 6,13%, respectivamente (apêndice V - para EC50 (%) de Microtox® em solos individuais de cada grupo). Quanto ao teste de *V. fischeri*, os solos exibiram uma forte resposta aguda de ecotoxicidade, com um valor de EC50 de que varia entre 0,78% e 7,88%. Esses resultados estão em concordância com o fato de que as concentrações de metal foram maiores, de acordo com a LoE química e baixo pH (entre 2,31 e 3,79), em solos dos

transectos 1, 2 e 3. As exceções foram os solos dos pontos L3A4 e L3B5 que não foram classificados como contaminados por metais pela LoE química.

A toxicidade encontrada nestes solos (EC50s de 6,01 e 2,04%, respectivamente) foi provavelmente relacionada com o pH baixo (4,28 e 3,76, respectivamente). Assim, os resultados do presente estudo sugerem que a função de retenção dos solos, na maior parte dos pontos de amostragem, foi suficiente para impedir a mobilização de metais via água e a toxicidade e parece estar associada com menor valor de pH e elevadas concentrações de metais no solo, o que resulta em baixos valores de EC50.

*Teste de fuga com *Folsomia candida**

Os critérios de validade dos testes de fuga com *F. candida* foram cumpridos, uma vez que nos testes de duplo-controle com o solo OECD modificado a sobrevivência dos colêmbolos foi em média de $94 \pm 6,5\%$ (média \pm desvio padrão, $n = 5$), e uma distribuição aleatória dos organismos foi observada entre as duas seções das repetições ($p > 0,05$). A sobrevivência nos testes de duplo-controle com os solos naturais de referência foi de $99,5 \pm 1,0\%$ (média \pm desvio padrão, $n = 20$) e distribuição aleatória de colêmbolos ao longo das duas seções dos recipientes testes ($p > 0,05$).

A sobrevivência (média \pm desvio padrão, $n = 5$) verificada nos testes de fuga foi de $96,2 \pm 3,2$, $92,1 \pm 5,4$, $93,6 \pm 1,9$ e $91,7 \pm 5,0\%$, para os solos dos grupos 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Esta baixa mortalidade leva a supor que os teores de metais dos solos testes não influenciaram a mortalidade de colêmbolos. A percentagem de solos que foram significativamente evitados por colêmbolos para os respectivos solos de referência (combinações em que um maior número de organismos foi encontrado na seção do controle) dos grupos 1, 2, 3 e 4 foi de 33,3, 100, 85,7 e 94,1%, respectivamente (apêndice V - para percentual de fuga em solos individuais de cada grupo).

Dado o fato dos grupos 2, 3 e 4 incluir os solos com as mais elevadas concentrações de As, Cu, Fe, Pb e Zn, é provável que o comportamento de fuga observado foi influenciado por concentrações destes produtos químicos no solo. A influência desses contaminantes para o comportamento de fuga de *F. candida* é geralmente desconhecida, exceto para o Cu. Greenslade; Vaughan (2003) relataram um EC50 para fuga de 61,2 mg de Cu kg⁻¹ de solo OECD. Boiteau; Lynch; Mackinley (2011) encontraram uma resposta de fuga relativamente fraca (fuga significativa encontrada apenas em um dos três ensaios) em direção do solo OECD contaminado com 200 mg de Cu kg⁻¹, adotando procedimentos semelhantes aos utilizados no presente estudo, ou seja, recipientes de plástico. Estes dois estudos dão força

para a hipótese de que, no presente estudo o teor de metais dos solos influencia o comportamento de fuga, uma vez que nos solos amostrados do grupo 1 tinham concentrações de Cu inferior a 200 mg kg^{-1} e, na maioria dos casos, até mesmo inferior a $61,2 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto os solos dos outros grupos apresentaram concentrações de Cu geralmente mais elevadas.

Os dados disponíveis na literatura sobre valores tóxicos para *F. candida* no solo OECD para o As ($\text{LC}_{50} = 119 \text{ mg kg}^{-1}$; GREENSLADE; VAUGHAN, 2003), Cu ($\text{EC}_{50} = 658 \text{ mg kg}^{-1}$; JEPSON et al., 1996), Pb ($\text{EC}_{50} = 2.970 \text{ mg kg}^{-1}$; SANDIFER; HOPKINS, 1997) e Zn ($\text{EC}_{50} = 375 \text{ mg kg}^{-1}$; LOCK; JANSSEN, 2001), utilizando como resposta a mortalidade ou reprodução, também sugerem toxicidade desses contaminantes para os colêmbolos em concentrações iguais ou superiores aquelas geralmente encontradas em solos dos grupos 2, 3 e 4. Embora os solos de referência tivessem propriedades naturais geralmente semelhantes às dos solos testes, diferentes conteúdos MO, granulometria e pH entre solos combinados nos testes de fuga, não pode ser descartado como um fator condicionante do comportamento de fuga.

De acordo com estudos anteriores, a resposta de fuga de *F. candida* pode ser influenciada pelo teor de MO e textura do solo (NATAL-DA-LUZ; RÖMBKE; SOUSA, 2008) e a disponibilidade de produtos químicos no solo pode ser reduzida devido ao elevado conteúdo de MO e de partículas finas (BAKER et al., 2003; BELFROID; SIJM, 1998; SMIT; VAN GESTEL, 1998) e baixos pHs (PEIJNENBURG et al., 1999; PHILLIPS; KUPERMAN; CHECKAI, 2002). Apesar de que, na maioria dos casos, o comportamento de fuga encontrado no presente estudo não pode ser explicado apenas pela diferença de propriedades naturais entre solos.

Germinação de sementes com Avena sativa

O critério de validade para germinação das sementes foi cumprido, uma vez que no solo OECD modificado a germinação foi em média $96,7 \pm 1,9\%$ (\pm desvio padrão, $n = 3$). Nos solos de referência Ref.2, L6A3, CP e Ref.1, a germinação das sementes foi em média de $96,7 \pm 1,9$, $86,7 \pm 5,1$, $100 \pm 0,0$, e $57,6 \pm 9,6\%$, respectivamente. Comparando-se os resultados da germinação de sementes observada nos solos de referência com os solos testes de cada um dos grupos de solos, evidenciou-se que houve diferenças estatísticas em pelo menos um tipo de solo (apêndice X). A exceção foi o grupo 1, onde a germinação de sementes observada nos solos testes não foi significativamente diferente do solo Ref.2 (apêndice X). No solo do grupo 2, apenas os solos L1C e L5B3, a germinação das sementes foi significativamente mais baixa

do que em L6A3 (o solo de referência do grupo 2; apêndice X). Os solos dos grupos 3 e 4, a germinação das sementes foi significativamente menor apenas em dois (L1A4 e L2B3) e cinco solos (L1B1, L1B2, L2B2, L3B2 e L3B3) em comparação com os solos CP e Ref.1, respectivamente (apêndice X). Nesses solos, não foi encontrado germinação de sementes em qualquer repetição (apêndice V - para porcentagem de germinação das sementes em solos individuais de cada grupo). Estes solos foram caracterizados por concentrações elevadas de Cu, Pb e Zn, pH baixo ($\leq 2,97$) e os mais elevados níveis de condutividade ($\geq 2.820 \mu\text{S cm}^{-1}$).

Em estudo conduzido por Mitchell et al. (1988) utilizando *A. sativa* como espécie teste, os autores encontraram uma diminuição de 50% na germinação das sementes quando expostas a solo OECD com $1.765 \text{ mg de Cu kg}^{-1}$. Nos solos do presente estudo, onde não houve germinação das sementes, a concentração de Cu foi sempre menor do que 1.765 mg kg^{-1} . No entanto, deve ser levado em consideração que o baixo pH e alta condutividade (como o caso dos solos) estão geralmente associados à elevada disponibilidade de produtos químicos e, conseqüentemente, a toxicidade elevada (PEIJNENBURG et al., 1999; PHILLIPS; KUPERMAN; CHECKAI, 2002). Além disso, o maior teor de MO do solo OCDE (~ 10%) utilizado no estudo de Mitchell et al. (1988), em comparação com os solos do presente estudo, provavelmente reduziu a biodisponibilidade de Cu no solo (BRUN et al., 1998), conduzindo a uma sobreavaliação da concentração de Cu e contribuindo por 50% de inibição da germinação de sementes.

Considerando os parâmetros toxicológicos propostos por Efroymson et al. (1997), principalmente com base em valores tóxicos de crescimento reportados para plantas terrestres em geral, no solo, os valores de Cu, Pb e Zn não devem ser superiores a 100, 50, e 50 mg kg^{-1} , respectivamente. Os solos amostrados do presente estudo tinham concentrações de Cu, Pb e Zn, maiores do que estas concentrações. No entanto, tem que ser levado em consideração que os valores de referência propostos por Efroymson et al. (1997) com base em valores foram tóxicos para várias espécies de plantas que podem ser mais sensíveis ao Cu, Pb e Zn do que *A. sativa*.

Outro fato que pode explicar a baixa toxicidade dos solos se deve a utilização da capacidade de germinação como variável resposta, sendo relatado como menos sensível do que os outros parâmetros como, por exemplo, o crescimento inicial das plântulas (GONG et al., 2001), provavelmente devido à alta dependência desse processo sobre as reservas de energia em cotilédones.

Os valores de risco tanto da linha de evidência química quanto ecotoxicológica e o risco integrado são apresentados na Tabela 5.3. Para LoE ecotoxicológica, os maiores valores de risco foram determinados em solos do lado leste da linha ferroviária próximo ao eixo central (CA, Figura 5.2 – Mapa A) em transectos L1, L2 e L3. Embora a maioria dos solos com os maiores valores de risco (solos dos transectos L1, L2 e L3) apresentaram baixo risco na LoE ecotoxicológica ($\leq 0,489$), alguns desses solos apresentaram um alto valor de desvio padrão ($> 0,4$) como L3A1, L3A2 e L6C. Estes valores altos de desvios padrão refletiram as diferentes sensibilidades encontradas nos testes de varredura. Por outro lado, o uso de uma variedade de espécies nos testes de varredura aumenta a representatividade das diferentes vias de exposição aos contaminantes, o que aumenta a relevância ecológica de dados.

O risco da LoE química foi influenciado principalmente pelos elementos químicos que tiveram o maior PAF e que mais contribuíram para o msPAF (apêndice Y). Estes elementos químicos são o As para todos os grupos de solos, Cu e Pb para grupos de solo 2, 3 e 4, e Zn para solos do grupo 4.

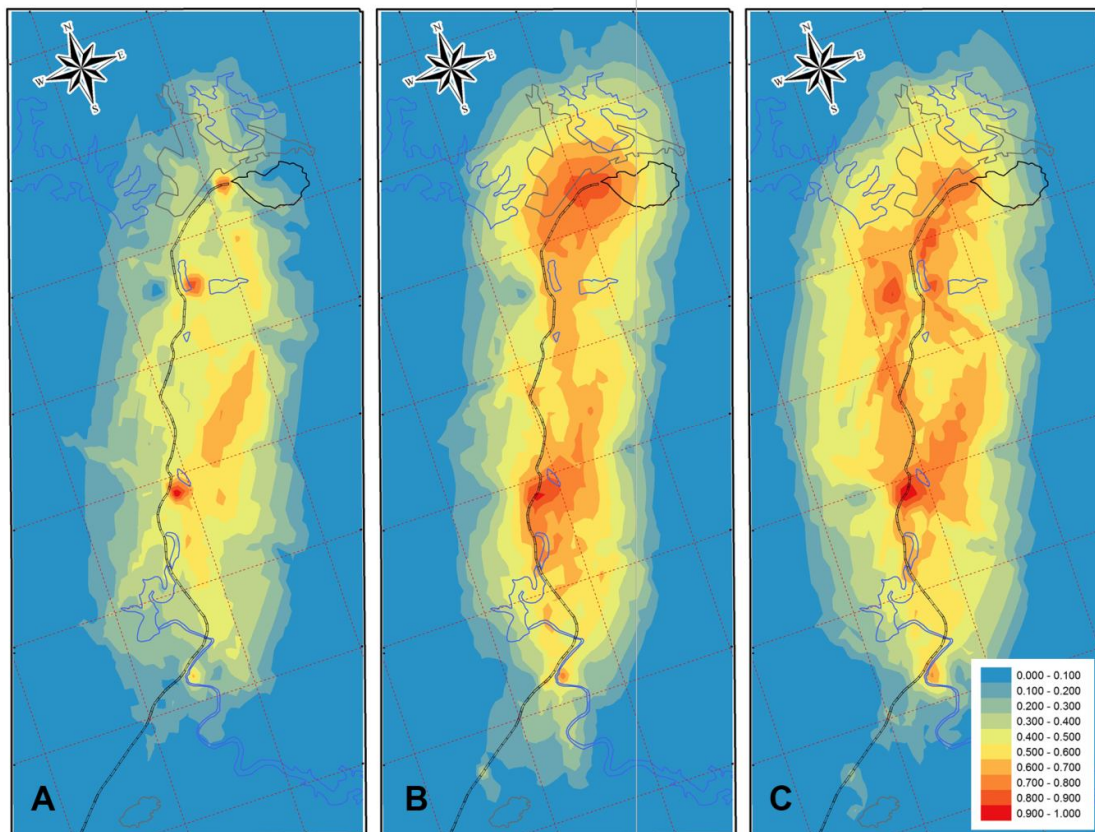
Os valores calculados para o risco LoE química em geral, não foram relacionadas com os valores de risco determinados para LoE ecotoxicológica (Figura 5.2 - Mapas A e B, respectivamente). Isto está de acordo com diversos estudos que relataram concentrações totais de metais no solo como pobres preditores de toxicidade para os organismos terrestres (LOCK; JANSSEN, 2003). É provável que os diferentes valores de risco determinados pelo LoE ecotoxicológica foram relacionados com a baixa fração biodisponível dos metais nos solos amostrados devido às especiações químicas, o que resultou em baixa toxicidade para as espécies de organismos testes utilizadas nos ensaios (WEEKS; COMBER, 2005).

A combinação das LoEs em um valor de risco ecológico integrado para Etapa 1, mostrou uma heterogeneidade espacial da contaminação do solo ao longo da área de estudo, em geral, com maior incidência em solos dos transectos L1, L2 e L3 (Figura 5.2 - Mapa C). Isto aparentemente concorda com a localização das fontes de contaminação uma vez que os solos a partir dos transectos L1, L2 e L3 foram coletados entre a mina e fábrica de enxofre.

Os solos que apresentaram elevada diferença entre os valores de risco das LoEs química e ecotoxicológica e os solos com valores moderados de risco integrados ($0,5 < IR < 0,75$) foram selecionados para serem usados na Etapa 2 do processo ARE, visando confirmar que nenhum risco subletal e/ou um risco para outros receptores ecológicos existe. Seguindo o mesmo raciocínio, os solos com baixos valores de risco similares nas diferentes LoEs não constituem um risco ecológico e, portanto, não foram selecionados para Etapa 2 da ARE. Como precaução, os solos com baixo risco integrado ($RI \leq 0,5$) também foram selecionados

para Etapa 2 para confirmar não haver risco aos organismos edáficos.

Figura 5.2 - Mapa de risco baseado nos valores de risco nas linhas de evidência ecotoxicológica (A), química (B) e do risco integrado (C).



FONTE: Álvaro Sousa.

5.4. Conclusões

Este estudo demonstrou que depois de quase meio século do final das atividades de mineração, o ambiente local ainda está afetado e os pontos de espera de extração de minério, o poço da mina e a fábrica de enxofre são as principais fontes de contaminação.

Em geral, os valores de risco integrados diminuíram com o aumento da distância do eixo central. As concentrações totais de metais e arsênio mostraram grande heterogeneidade entre as amostras com maior número de pontos ao longo do eixo central acima dos valores de referência.

A importância da utilização de uma múltipla bateria de testes para examinar a toxicidade do solo na Etapa 1 da ERA foi demonstrada, uma vez que permitiu esclarecer alguns falsos positivos ou falsos negativos revelados por análise química por si só. Assim, os

resultados mostraram que os testes utilizados foram adequados para avaliar o potencial ecotoxicológico dos solos coletados.

No entanto, a incerteza de riscos ainda persiste em alguns pontos, destacando a necessidade de uma avaliação mais detalhada, que constituirá a próxima fase da avaliação de risco (Etapa 2). Sugere-se incluir na Etapa 2 a medição da fração de metais disponíveis, testes subletais utilizando espécies testes representantes de diferentes vias de exposição e importâncias ecológicas.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A fauna do solo pode ser utilizada como indicadora de qualidade do solo, pois se mostra sensível as alterações no ambiente, auxiliando na avaliação da recuperação de áreas que sofreram processo de mineração para extração de carvão.

A maior prioridade para viabilizar o conhecimento e importância dos grupos da fauna edáfica nos processos de recuperação do solo de áreas de mineração está no estímulo para a pesquisa, sendo algumas medidas necessárias a serem implantadas, como:

- ✓ Apoio para projetos de longa duração.
- ✓ Criação de um protocolo de amostragem específico para áreas contaminadas.
- ✓ Influência contaminação na mudança global na comunidade dos organismos.
- ✓ Entender como se dá a colonização do local contaminado, quais espécies que surgem primeiro (importante a identificação do nível taxonômico ideal para a caracterização de cada grupo de organismo).
- ✓ Qual(is) o(s) primeiro(s) grupo(s) da fauna do solo colonizam o local contaminado?
- ✓ Quais os parâmetros ambientais principais que determinam o processo de colonização? Quais mecanismos determinam a colonização?
- ✓ Quanto tempo após a contaminação e/ou recuperação/restauração do local leva para a fauna do solo assemelhar-se as comunidades de locais vizinhos não contaminados (referências)?

Indicadores ecotoxicológicos podem agir como sistemas de alerta precoce de contaminação. Para indicar em que medida produtos químicos são nocivos e como manifestam os seus efeitos, podemos fazer uso de testes ecotoxicológicos, com organismos bioindicadores. Onde a capacidade de identificar e fugir da contaminação, a sobrevivência e a reprodução de organismos do solo e germinação de sementes provê informação satisfatória para monitorar a qualidade do solo e a avaliação do potencial ecotoxicológico do solo. Portanto, pode ajudar a avaliar o risco potencial para o ambiente que é inerente a um solo.

O presente estudo teve como contribuição a identificação da toxicidade do resíduo piritoso em organismos do solo, com a obtenção de dados que poderão ajudar na avaliação do

risco das áreas de mineração do sul de Santa Catarina. A toxicidade do resíduo evidenciou efeitos em curto e longo período de exposição do resíduo. Ressalta-se a demonstração do papel de metodologias de testes ecotoxicológicos para a avaliação das funções do solo e a importância e necessidade urgente de incorporar essas metodologias dentro de uma estrutura de proteção e avaliação pelas leis.

Testes ecotoxicológicos com organismos terrestres ainda são poucos desenvolvidos no Brasil e alguns desafios surgem para locais de áreas de mineração, como:

- ✓ Necessidade de mais estudos sobre os efeitos de resíduos da mineração sobre o ecossistema solo, tanto em laboratório quanto em condições de campo.
- ✓ Utilização de espécies nativas de maior relevância ecológica para o local, nesse sentido, o uso de organismos nativos do solo da região de estudo em questão torna-se mais interessante.
- ✓ Definição da concentração de metal natural no entendimento relacionado aos impactos das áreas.
- ✓ Locais onde a mineração está presente, as concentrações de metais e metalóides naturalmente são mais elevadas e isto deve ser levado em conta para definir níveis de referência desses elementos no solo no qual não causa problemas aos organismos e consequentemente padrões comparativos contra as quais essas concentrações possam ser comparadas.
- ✓ Há interações entre os contaminantes? E entre os contaminantes e outros fatores de estresse, em parte naturais, tais como baixa e alta umidade do solo?
- ✓ Quais contaminantes são os estressores mais importantes? Se a mistura de contaminantes potencializa o efeito? Quais são as consequências dessa heterogeneidade na exposição dos organismos da fauna do solo?

A área da Mina de São Domingos (MSD) é uma das áreas de mineração em Portugal que apresentam muitos problemas ambientais, sendo um estudo de caso que pode ser tomado como exemplo para futura avaliação de locais contaminados e, por consequência, determinar os processos de remediação e de recuperação/restauração que serão realizados pelos gestores.

Assim, quando se tratar de análise de risco ecológico de áreas contaminadas, antes de iniciar a avaliação da toxicidade potencial da área com ensaios ecotoxicológicos, uma análise química do solo fornece informações sobre os diferentes teores totais de metais. No âmbito do desenvolvimento de estratégias na análise de risco ecológico em locais contaminados, são necessários testes com organismos que possam ser aplicados em processos de análise, sendo

ecologicamente relevantes, rápidos e de baixo custo, são bastante sensíveis na detecção de contaminantes.

Em estudos de análise de risco ecológico sempre que possível deve é necessário avaliar os efeitos de metais presentes no solo, na água e no ar, como parte da análise de risco ecológico. Além disso, deve ser completado com outras avaliações, como estudos de bioacumulação, ou mesmo análise dos tecidos de plantas e animais que vivem na área da mina. Ainda, em um nível mais elevado deve ser realizado uma avaliação de risco à saúde humana, onde a transferência de contaminantes através da carne, leite e vegetais deve ser vista como um grande perigo para população humana.

REFERÊNCIAS

- ABOARRAGE, A.M.; LOPES, R.C. **Projeto A Borda Leste da Bacia do Paraná: integração geológica e avaliação econômica**. Porto Alegre, DNPM/CPRM, 1986. 18p.
- ACHAZI, R.K.; CHROSZCZ, G.; MIERKE, W. Standardization of test methods with terrestrial invertebrates for assessing remediation procedures for contaminated soils. **Eco-Inforna**, v.12, p.284-89, 1997.
- ADDISCOTT, T.M. Simulation, prediction, foretelling or prophecy? Some thoughts on pedogenetic modeling. In: BRYANT, R.B.; ARNOLD, R.W. (Eds.). **Quantitative modeling of soil forming processes**. Madison, SSSA, p.1-15, 1994. (Special, 39)
- ALBUQUERQUE, J.A.; ALMEIDA, J.A.; GATIBONI, L.C.; ELTZ, F.L.F. Atividades agrícolas de produção em solos frágeis no sul do Brasil. **Tópicos em Ciência do Solo**, v.7, p.367-403, 2011.
- ALEXANDER, M. How toxic are toxic chemicals in soil? **Environmental Science and Technology**, v.29, p.2713-2717, 1995.
- ÁLVAREZ-VALERO, A.M.; PÉREZ-LÓPEZ, R.; CAPITÁN, M.A.; MATOS, J.; NIETO, J.M.; SÁEZ, R.; DELGADO, J.; CARABALLO, M. Potential environmental impact at São Domingos mining district (Iberian Pyrite Belt, SW Iberian Peninsula): Evidence from a chemical and mineralogical characterization. **Environmental Geology**, v.55, p.1797-1809, 2008.
- AMORIM, M.J.; RÖMBKE, J.; SCHEFFCZYK, A.; NOGUEIRA, A.J.A.; SOARES, A.M.V.M. Effect of different soil types on the Collembolans *Folsomia candida* and *Hypogastrura assimilis* using the herbicide Phenmedipham. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.49, p.343-352, 2005.
- AN, Y.-J-. Soil toxicity assessment using cadmium sensitive plants. **Environmental Pollution**, v.127, p.21-26, 2004.
- ANDREOLA, A. **Avaliação dos atributos químicos de um solo construído pós - mineração de carvão no município de Lauro Müller, SC**. 2011. 71p. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC. 2011.
- ANDRÉS, P.; MATEOS, E. Soil mesofaunal responses to post-mining restoration treatments. **Applied Soil Ecology**, v.33, p.67-78, 2006.

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. **Atlas de Energia Elétrica do Brasil**. Parte III – Fontes não-renováveis: Carvão mineral. Brasília: ANEEL, 2008. 153p. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/arquivos/PDF/atlas_par3_cap9.pdf>. Acesso em 30 abr. 2011.

AQUINO, A.M.; SILVA, R.F.; MERCANTE, F.M.; CORREIA, M.E.F.; GUIMARÃES, M.F.; LAVELLE, P. Invertebrate soil macrofauna under different ground cover plants in the no-till system in the Cerrado. **European Journal of Soil Biology**, v.44, p.91-97, 2008.

ARROUAYS, D.; BELLAMY, P.H.; PAUSTIAN, K. Soil inventory and monitoring. **European Journal of Soil Science**, v.60, p.721-722, 2009.

AZEVEDO, A.C.; KAMINSKI, J. Considerações sobre os solos dos campos de areia no Rio Grande do Sul. **Ciência e Ambiente**, v.11, p.7-31, 1995.

AZEVEDO, L.B.; VAN ZELM, R.; HENDRIKS, A.J.; BOBBINK, R.; HUIJBREGTS, M.A.J. Global assessment of the effects of terrestrial acidification on plant species richness. **Environmental Pollution**, v.174, p.10-15, 2013.

BABIN-FENSKE, J.; ANAND, M. Terrestrial Insect Communities and the Restoration of an Industrially Perturbed Landscape: Assessing Success and Surrogacy. **Restoration Ecology**, v.18, p.73-84, 2010.

BAKER, S.; HERRCHEN, M.; HUND-RINK, K.; KLEIN, W.; KÖRDEL, W.; PEIJNENBURG, W.; RENSING, C. Underlying issues including approaches and information needs in risk assessment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.56, p.6-19, 2003.

BARETTA, D.; FERREIRA, C.S.; SOUSA, J.P.; CARDOSO, E.J.B.N. Colêmbolos (Hexapoda: Collembola) como bioindicadores de qualidade do solo em áreas com *Araucaria angustifolia*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.693-699, 2008.

BARETTA, D.; SANTOS, J.C.P.; BERTOL, I.; ALVES, M.V.; MANFROI, A.F.; BARETTA, C.R.D.M. Efeito do cultivo do solo sobre a diversidade da fauna edáfica no planalto sul catarinense. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v.5, p.108-117, 2006.

BARETTA, D.; SANTOS, J.C.P.; SEGAT, J.C.; GEREMIA, E.V.; OLIVEIRA FILHO, L.C.I.; ALVES, M.V. Fauna Edáfica e Qualidade do Solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, v.7, p.141-192, 2011.

BARETTA, D.; SEGAT, J.C.; OLIVEIRA FILHO, L.C.I.; MACCARI, A.P.; SOUSA, J.P.; RÖMBKE, J. Ecotoxicologia terrestre com ênfase na fauna edáfica. BROWN, G.G.; NIVA,

C.C. **Ecotoxicologia Terrestre: Métodos e Aplicações dos Ensaio com Oligoquetas.** Curitiba: EMBRAPA Florestas, 2013. *in press.*

BARROS, Y.J.; MELO, V.F.; SAUTTER, K.D.; BUSCHLE, B.; OLIVEIRA, E.B.; AZEVEDO, J.C.R.; SOUZA, L.C.P.; KUMMER, L. Indicadores de qualidade de solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. II – Mesofauna e plantas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.1413-1426, 2010.

BECK, L.; RÖMBKE, J.; BREURE, A.M.; MULDER, C. Considerations for the use of soil ecological classification and assessment concepts in soil protection. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.62, p.189-200, 2005.

BELOLLI, M.; QUADROS, J.; GUIDI, A. **A história do carvão de Santa Catarina.** Criciúma: Imprensa Oficial do Estado de Santa Catarina, 2002. 296p.

BELFROID, A.C.; SIJM, D.T.H.M. Influence of soil organic matter content on elimination rates of hydrophobic compounds in the earthworm: possible causes and consequences. **Chemosphere**, v.37, p.1221-1234, 1998.

BIRKEFELD, A.; SCHULIN, R.; NOWACK, B. In-situ Method for Analyzing the Long-Term Behavior of Particulate Metal Phases in Soils. In: LICHTFOUSE, E.; SCHWARZBAUER, J.; ROBERT, D. (Eds.). **Environmental Chemistry - Green Chemistry and Pollutants in Ecosystems.** Springer-Verlag Berlin Heidelberg. p.3-11, 2005.

BITAR, O.Y.; BRAGA, T.O. O meio físico na recuperação de áreas degradadas. In: BITAR, O.Y. (Coord.) **Curso de geologia aplicada ao meio ambiente.** São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Instituto de Pesquisas Tecnológicas, p.165-179, 1995.

BHUIYAN, M.A.H.; PARVEZ, L.; ISLAM, M.A.; DAMPARE, S.B.; SUZUKI, S. Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. **Journal of Hazardous Materials**, v.173, p.384-392, 2010.

BOITEAU, G.; LYNCH, D.H.; MACKINLEY, P. Avoidance tests with *Folsomia candida* for the assessment of copper contamination in agricultural soils. **Environmental Pollution**, v.159, p.903-906, 2011.

BOIVIN, M.E.Y.; GREVE, G.D.; KOOLS, S.A.E.; VAN DER WURFF, A.W.G.; LEEFLANG, P.; SMIT, E.; BREURE, A.M.; RUTGERS, M.; VAN STRAALLEN, N.M. Discriminating between effects of metals and natural variables in terrestrial bacterial communities. **Applied Soil Ecology**, v.34, p.103-113, 2006.

BORBA, R.F. **Carvão Mineral**. Balanço Mineral Brasileiro, 2001. 18p.

BORNHAUSEN, E.B.C. **Uso de oligochaetas como indicador de alteração química em solos submetidos à adição e resíduos de suinocultura e mineração de carvão**. 2010. 49p. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC. 2010.

BRADSHAW, A. Restoration of mined lands – using natural processes. **Ecological Engineering**, v.8, p.255-269, 1997.

BRADSHAW, A.D. The biology of land restoration. In: JAIN, S.K.; BOTSFORD, L.W. (Eds.). **Applied Population Biology**. Kluwer, Dordrecht, p. 25-44, 1992.

BRUYN, L.A.L. Ants as bioindicators of soil function in rural environments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.74, p.411-425, 1999.

BRUYN, L.A.L.; CONACHER, A.J. The role of termites and ants in modification: a review. **Australian Journal of Soil Research**, v.28, p.55-93, 1990.

BRUSCA, R.C.; BRUSCA, G.J. **Invertebrates**. Sunderland: Sinauer Associates, 2.ed., 2003. 938p.

CAMPOS, M.L.; ALMEIDA, J.A.; SOUZA, L.S. Avaliação de três áreas de solo construído após mineração de carvão a céu aberto em Lauro Müller, Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.1123-1137, 2003.

CANO, T.M. Mineração de Energia. Carvão. In: **Economia Mineral do Brasil**. Brasília: Cidade Gráfica e Editora Ltda., p.51-69, 2009.

CARDOSO, P.; ERWIN, T.L.; BORGES, P.A.V.; NEW, T.R. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. **Biological Conservation**, v.144, p.2647-2655, 2011.

CASTILHOS, Z.C.; FERNANDES, F.R.C. A bacia carbonífera sul catarinense e os impactos e passivos da atividade da indústria extrativa mineral de carvão na territorialidade. In:

FERNANDES, F.R.C.; ENRÍQUEZ, M.A.R.S.; ALAMINO, R.C.J. (Eds.). **Recursos Minerais & Sustentabilidade Territorial**: grandes minas. Rio de Janeiro: CETEM/MCTI, p.361-386, 2011.

CEOLA, G. **Fungos micorrízicos arbusculares na recuperação de áreas mineradas no município de Lauro Müller, sul de Santa Catarina.** 2010. 96p. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC. 2010.

CHAPMAN, P.M. Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.3, p.957-964, 1986.

CHAPMAN, P.M. The Sediment Quality Triad approach to determining pollution-induced degradation. **Science and Total Environment**, v.97, p.815-825, 1990.

CHELINHO, S.; DOMENE, X.; CAMPANA, P.; NATAL-DA-LUZ, T.; SCHEFFCZYK, A.; RÖMBKE, J.; ANDRÉS, P.; SOUSA, J.P. Improving Ecological Risk Assessment in the Mediterranean Area: selection of reference soils and evaluating the influence of soil properties on avoidance and reproduction of two Oligochaete species. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.30, p.1050-1058, 2011.

CHERRY, D.S.; CURRIE, R.J.; SOUEK, D.J.; LATIMER, H.A.; TRENT, G.C. An integrative assessment of a watershed impacted by abandoned mined land discharges. **Environmental Pollution**, v.111, p.377-388, 2001.

CIRIA **Biological methods for the assessment of contaminated land** - case studies. CIRIA research project 625. CIRIA, London, 2002.

CITADINI-ZANETTE, V. Diagnóstico ambiental da região carbonífera no Sul de Santa Catarina: Recuperação de áreas degradadas pela mineração de carvão. **Revista de Tecnologia e Ambiente**, v.5, n.2, p.51-62, 1999.

CITADINI-ZANETTE, V. **Levantamento florístico da área de recuperação da mineração a céu aberto em Siderópolis, Santa Catarina, Brasil.** Florianópolis: FATMA/IOESC, 1982. 24p.

CITADINI-ZANETTE, V.; BOFF, V.P. **Levantamento florístico em áreas mineradas a céu aberto na região carbonífera de Santa Catarina, Brasil.** Florianópolis: SDM/FEPEMA, 1992. 160p.

COBB, G.P.; SANDS, K.; WATERS, M.; WIXSON, B.G.; KING, E.D. Accumulation of heavy metals by vegetables grown in mine wastes. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.19, p.600-607, 2000.

COLEMAN, D.C.; CROSSLEY Jr., D.A.; HENDRIX, P.F. **Fundamentals of soil ecology**. 2ed. San Diego: Elsevier Academic Press, 2004. 384p.

CORREIA, D.S. **Fauna edáfica como indicadora em ambiente reconstruído após mineração de carvão**. 2010. 56p. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC. 2010.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C.E. **Insetos Imaturos**. Metamorfose e identificação. Ribeirão Preto: Editora Holos, 2006. 249p.

CRISTESCU, R.H.; FRÈRE, C.; BANKS, P.B. A review of fauna in mine rehabilitation in Australia: Current state and future directions. **Biological Conservation**, v.149, p.60-72, 2012.

CRITTO, A.; TORRESAN, S.; SEMENZIN, E.; GIOVE, S.; MESMAN, M.; SCHOUTEN, A.J.; RUTGERS, M.; MARCOMINI, A. Development of a site-specific ecological risk assessment for contaminated sites: Part I. A multi-criteria based system for the selection of ecotoxicological tests and ecological observations. **Science and Total Environmental**, v.379, p.16-33, 2007.

CUTZ-POOL, L.Q.; PALACIOS-VARGAS, J.G.; CASTAÑO-MENESES, G.; GARCÍA-CALDERÓN, N.E. Edaphic Collembola from two agroecosystems with contrasting irrigation type in Hidalgo State, Mexico. **Applied Soil Ecology**, v.36, p.46-52, 2007.

DANIELS, W.L. Manipulating the chemical properties of soil and mining wastes. In: ALVAREZ V.V.H.; FONTES, L.E.F.; FONTES, M.P.F. (Eds.). **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.869-897, 1996.

DAVIDSON, R.L. Trace elements in fly ash-dependence of concentration on particle size. **Environmental Science and Technology**, v.8, p.1107-1113, 1996.

DE ZWART, D.; POSTHUMA, L. Complex mixture toxicity for single and multiple species: proposed methodologies. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.24, p.2665-2676, 2005.

DIAS, L.E.; FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C. Fertilidade do solo e seu manejo em áreas degradadas. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Eds.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.955-990, 2007.

DNPM – DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. **Anuário Mineral Brasileiro**. v.35. Brasília: DNPM, 2010. 147p.

DNPM – DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. **Sumário Mineral**. Brasília: DNPM/DIPLAM, v.31, 2011. 105p.

DOBSON, A.P.; BRADSHAW, A.D.; BAKER, A.J.M. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. **Science**, v.277, p.515-522, 1997.

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Eds.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, p.3-21, 1994. (SSSA Special Publication, 35).

DORAN, J.W.; ZEISS, M.R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, v.15, p.3-11, 2000.

DUNGER, W.; SCHULZ, H.-J.; ZIMDARS, B.; HOHBERG, K. Changes in Collembolan species composition in Eastern German mine-sites over fifty years of primary succession. **Pedobiologia**, v.48, p.503-517, 2004.

DUNGER, W.; VOIGTLÄNDER, K. Assessment of biological soil quality in wooded reclaimed mine sites. **Geoderma**, v.129, p.32-44, 2005.

DUDA, G.P.; CAMPELLO, E.F.C.; MENDONÇA, E.S.; LOURES, J.L.; DOMINGOS, M. Avaliação de frações da matéria orgânica do solo para caracterização de áreas degradadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.723-728, 1999.

EDWARDS, C.A. Assessing the effects of environmental pollutants on soil organisms, communities, processes and ecosystems. **European Journal of Soil Biology**, 38:225-231, 2002.

EDWARDS, P.J.; COULSON, J.M. Choice of earthworm species for laboratory tests. In: GREIG-SMITH, P.W.; BECKER, H.; EDWARDS, P.J.; HEIMBACH, F. (Eds.). **Ecotoxicology of Earthworms**. Hants: Intercept, p.36-43, 1992.

EFROYMSON, R.A.; WILL, M.E.; SUTER, II, G.W.; WOOTEN, A.C. **Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants**: 1997 revision. Oak Ridge: Oak Ridge National Laboratory, ES/ER/TM-85/R3, 1997. 128p.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2ed. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Brasília, 2006. 306p.

EVERITT, B.S. **Cluster analysis**. New York: John Wiley, 1993. 170p.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Physical and chemical methods of soil and water analysis. **Soils Bulletin**, v.10, p.1-275, 1984.

FERGUSON, C.; DARMENDRAIL, D.; FREIER, K.; JENSEN, B.K.; JENSEN, J.; KASAMAS, H.; URZELAI, A.; VEGTER, J. (Eds.), **Risk assessment for contaminated sites in Europe**. Volume 1, Scientific basis. Nottingham: LQM Press, 1998. 165p.

FERNÁNDEZ, M.D.; CAGIGAL, E.; VEGA, M.M.; URZELAI, A.; BABÍN, M.; PRO, J.; TARAZONA, J.V. Ecological risk assessment of contaminated soils through direct toxicity assessment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.62, p.174-184, 2005.

FIERA, C. Biodiversity of Collembola in urban soils and their use as bioindicators for pollution. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.44, n.8, p.868-873, 2009.

FJÄLLOBORG, B.; DAVE, G. Toxicity of Sb and Cu in sewage sludge to terrestrial plants (lettuce, oat, radish), and of sludge elutriate to aquatic organisms (*Daphnia* and *Lemna*) and its interaction. **Water, Air, and Soil Pollution**, v.155, p.3-20, 2004.

FOLGARAIT, P.J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. **Biodiversity and Conservation**, v.7, p.221-1244, 1998.

FOWLER, H.G. Provas de melhoria ambiental. **Ciência Hoje**, v.24, p.69-71, 1998.

FRAKES, W.B.; YATES, R.B. **Information retrieval: data structures & algorithms**. New Jersey: Prentice Hall, 2000. 497p.

FRANCO, A.M.P. **Caracterização física de um solo construído na área de mineração de carvão de Candiota, RS**. 2006. 120f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas/RS. 2006.

FREITAS, H.; PRASAD, M.N.V.; PRATAS, J. Plant community tolerant to trace elements growing on the degraded soils of São Domingos mine in the south east of Portugal: environmental implications. **Environmental International**, v.30, p.65-72, 2004.

FRIGHETTO, R.T.S.; VALARINI, P.J. (Cord.). **Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo**: manual técnico. Jaguariúna: EMA, 2000. 198p. (Documentos, 21).

FROUZ, J. Use of Soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.74, p.167-186, 1999.

FROUZ, J.; ELHOTTOVÁ, D.; KURÁŽ, V.; ŠOURKOVA, M. Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment. **Applied Soil Ecology**, v.33, p.308-320, 2006.

FROUZ, J.; HOLEC, M.; KALČÍK, J. The effect of *Lasius niger* (Hymenoptera, Formicidae) ant nest on selected soil chemical properties. **Pedobiologia**, v.47, p.205-212, 2003.

FROUZ, J.; HRČKOVÁ, K.; LANA, J.; KRIŠTŮFEK, S.; MUDRÁK, O.; LUKEŠOVÁ, A.; MIHALJEVIČ, M. Can laboratory toxicity tests explain the pattern of field communities of algae, plants, and invertebrates along a toxicity gradient of post-mining sites? **Applied Soil Ecology**, v.51, p.114-121, 2011.

FROUZ, J.; KEPLIN, B.; PIŽL, V.; TAJOVSKÝ, V.; STARÝ, J.; LUKEŠOVÁ, A.; NOVÁKOVÁ, A.; BALÍK, V.; HÁNĚL, L.; MATERNA, J.; DŮKER, C.H.; CHALUPSKÝ, J.; RUSEK, J.; HEINKELE, T. Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post mining chronosequences. **Ecoligal Engineering**, v.17, p.275-284, 2001.

FROUZ, J.; PRACH, K.; PIŽL, V.; HÁNĚL, L.; STARÝ, J.; TAJOVSKÝ, K.; MATERNA, J.; BALÍK, V.; KALČÍK, J.; ŘEHOUNKOVÁ, K. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. **European Journal of Soil Biology**, v.44, p.109-121, 2008.

GAIVIZZO, L.H.B.; VIDOR, C.; TEDESCO M.J.; MEURE, E. Potencial poluidor de rejeitos carboníferos. I - Caracterização química da água de lixiviação. **Ciência Rural**, v.32, n.5, p.771-780, 2002.

GALATTO, S.L.; LOPES, R.P.; BACK, A.J.; BIF, D.Z.; SANTO, E.L. Emprego de coberturas secas no controle da drenagem ácida de mina - estudos em campo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, p.229-236, 2007.

GALLO, D.; NAKANO, O.; NETO, S.S.; CARVALHO, R.P.L.; BATISTA, G.C.; FILHO, E.B.; PARRA, J.R.P.; ZUCCHI, R.A.; ALVES, S.B.; VENDRAMIM, J.D.; MARCHINI, L.C.; LOPES, J.R.S.; OMOTO, C. **Entomologia agrícola**. Piracicaba: FEALQ, 2002. 920p.

GARCIA, M.V.B. **Effects of pesticides on soil fauna: development of ecotoxicological test methods for tropical regions**. Ecology and Development Series; Zentrum für 17 Entwicklungen für schung, University of Bonn, 2004. 281p.

GARCÍA-SANTOS, G.; KELLER-FORRER, K. Avoidance behaviour of *Eisenia fetida* to carbofuran, chlorpyrifos, mancozeb and metamidophos in natural soils from the highlands of Colombia. **Chemosphere**, v.84, n.5, p.651-656.2011.

GARDI, C.; MONTANARELLA, L.; ARROUAYS, D.; BISPO, A.; LEMANCEAU, P.; JOLIVET, C.; MULDER, C.; RANJARD, L.; RÖMBKE, J.; RUTGERS, M.; MENTA, C. Soil biodiversity monitoring in Europe: ongoing activities and challenges. **European Journal of Soil Science**, v.60, p.807-819, 2009.

GARRIGUES, E.; CORSONA, M.S.; ANGERS, D.A.; VAN DER WERF, H.M.G.; WALTER, C. Soil quality in Life Cycle Assessment: Towards development of an indicator. **Ecological Indicators**, v.18, p.434-442, 2012.

GEE, G.W.; BAUDER, J.W. Particle size analysis. In: KLUTE, A. (Ed.) **Methods of soil analysis**. Part 1. Physical and mineralogical methods. 2ed. Madison: American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, p.383-411. 1986 (Agronomy Series, 9).

GOMES, A.J.P.; CRUZ, P.R.; BORGES, L.P. Minerais Energéticos: Carvão e Urânio. In: BIZZI, L.A.; SCHOBENHAUS, C.; VIDOTTI, R.M.; GONÇALVES, J.H. (Eds.). **Geologia, tectônica e recursos minerais do Brasil**. CPRM, Brasília, p.577-628, 2003.

GONÇALVES, T.M.; MENDONÇA, F.A. **Impactos, riscos e vulnerabilidade socioambientais da produção do carvão em Criciúma/SC (Brasil)**. Curitiba: Editora UFPR, p.55-65, 2007.

GONG, P.; WILKE, B.-M.; STROZZI, E.; FLEISCHMANN, S. Evaluation and refinement of a continuous seed germination and early seedling growth test for the use in the ecotoxicological assessment of soils. **Chemosphere**, v.44, p.491-500, 2001.

GREENSLADE, P.; VAUGHAN, G.T. A comparison of collembola species for toxicity testing of Australian soils. **Pedobiologia**, v.47, p.171-179, 2003.

GRIFFITH, J.J. **Recuperação conservacionista da superfície de áreas mineradas: uma revisão de literatura**. Viçosa: Sociedade de Investigações Florestais, 1980. 106p.

GÜNTHER, H. Poluição dos solos. In: PHILIPPI JR, A.; PELICIONI, M.C. (Eds.). **Educação Ambiental e Sustentabilidade**. São Paulo: Manole, 2005. 191p.

HAN, G.; ZHOU, G.; XU, Z.; YANG, Y.; LIU, J.; SHI, K. Biotic and abiotic factors controlling the spatial and temporal variation of soil respiration in an agricultural ecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, v.39, p.418-425, 2007.

HAVLICEK, E. Soil biodiversity and bioindication: From complex thinking to simple acting. **European Journal of Soil Biology**, v.49, p.80-84, 2012.

HELLOU, J. Behavioural ecotoxicology, an “early warning” signal to assess environmental quality. **Environmental Science and Pollution Research**, v.18, p.1-11, 2011.

HENDRYCHOVÁ, M. Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. **Journal of Landscape Studies**, v.1, p.63-78, 2008.

HOFFMAN, D.J.; RATTNER, B.A.; BURTON JR., G.A.; CAIRNS JR., J. **Handbook of Ecotoxicology**. 2 ed. New York: CRC Press, 2002. 1315p.

HOLEC, M.; FROUZ, J. Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. **Pedobiologia**, v.49, p.345-357, 2005.

HUISING, J. Descrição e classificação de uso da terra nos locais de amostragem para o inventário de biodiversidade do solo. In: MOREIRA, F.M.S.; HUISING, E.J.; BIGNELL, D.E. (Eds.). **Manual de biologia dos solos tropicais: amostragem e caracterização da biodiversidade**. Lavras: UFLA, p.315-349, 2010.

HUND-RINKE, K.; WIECHERING, H. Earthworm avoidance test for soil assessment. **Journal of Soils and Sediments**, v.1, p.15-20, 2001.

INGERSOLL, C.G.; DILLON, T.; BIDDINGER, G.R. **Ecological risk assessment of contaminated sediments**. Pensacola: SETAC, 1997. 389p.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **Soil quality - Avoidance test for determining the quality of soils and effects of chemicals on behaviour - Part 2: Test with collembolans (*Folsomia candida*)**. ISO/DIS 17512-2. Geneva, 2010.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **Soil quality – Avoidance test for testing the quality of soils and effects of chemicals – Part 2: test with collembolans (*Folsomia candida*)**. ISO Draft 17512-2. Geneva, 2007a.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **Soil quality** – Avoidance test for testing the quality of soils and toxicity of chemicals – Part 1: test with earthworms (*Eisenia fetida* and *Eisenia andrei*). ISO 17512-1. Geneva, 2007b.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **Soil quality** – Determination of the water-retention characteristic - laboratory methods. ISO 11274. Geneva, 1998a.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **Soil quality** – Effects of pollutants on Enchytraeidae (*Enchytraeus* sp.) – Determination of Effects on Reproduction and Survival. ISO 16387. Geneva, 2004.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **Soil quality** – Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*) – Part 2: Determination of effects on reproduction. ISO 11268-2. Geneva, 1998b.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **Soil quality** – Inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants. ISO 11267. Geneva, 1999.

JÄNSCH, S.; AMORIM, M.; RÖMBKE, J. Identification of the ecological requirements of important terrestrial ecotoxicological test species. **Environmental Reviews**, v.13, p.51-83, 2005.

JANSEN, A. Terrestrial Invertebrate Community Structure as an Indicator of the Success of a Tropical Rainforest Restoration Project. **Restoration Ecology**, v.5, p.115-124, 1997.

JEFFERY, S.; GARDI, C.; JONES, A.; MONTANARELLA, L.; MARMO, L.; MIKO, L.; RITZ, K.; PERES, G.; RÖMBKE, J.; VAN DER PUTTEN, W. H. (Eds.). **European Atlas of Soil Biodiversity**. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2010. 128p.

JENSEN, J.; MESMAN, M. **Liberation, ecological risk assessment of contaminated land, decision support for site specific investigations**. ISBN 90-6960-901-138-9, Report 711701047, RIVM, Bilthoven, 2006. 136p.

JENSEN, J.; PEDERSEN, M.B. Ecological risk assessment of contaminated soil. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v.186, p.73-105, 2006.

JEPSON, P.C.; WILES, J.A.; READER, N. Sublethal toxicity test with the springtail *Isotoma viridis* (Bourlet, 1839) and *Folsomia candida* (Willem, 1902) (Collembola: Isotomidae). In

LØKKE, H.; VAN GESTEL, C.A.M. (Eds.). **SECOFASE**, Final Report. Development, Improvement and standardization of test systems for assessing sublethal effects of chemicals on fauna in the soil ecosystem. Silkeborg: National Environmental Research Institute, p.221-246, 1996.

JONGMAN, R.H.G. **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 229p.

JØRGENSEN, K.S.; JÄRVINEN, O.; SAINIO, P.; SALMINEN, J.; SUORTTI, A.-M. Quantification of Soil Contamination. In: MARGESIN, R.; SCHINNER, F. (Eds.). **Manual for Soil Analysis** - Monitoring and Assessing Soil Bioremediation. Soil Biology, v.5. Berlin: Springer-Verlag, p.97-119, 2005.

KALIN, M.; WHEELER, W.N. Ecological perspectives in restoring mine waste management areas. **Procedia Environmental Sciences**, v.9, p.90-95, 2011.

KÄMPF, N.; SCHNEIDER, P.; GIASSON, E. Propriedades pedogênese e classificação de solos construídos em áreas de mineração na Bacia Carbonífera do Baixo Jacuí. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.79-88, 1997.

KELLY, J.J.; HAGGBLOM, M.M.; TATE, R.L. Effects of heavy metal contamination and remediation of soil microbial communities in the vicinity of a zinc smelter as indicated by analysis of microbial community phospholipid fatty acid profiles. **Biology and Fertility of Soils**, v.38, p.65-71, 2003.

KLEIN, A.S.; CITADINI-ZANETTE, V.; LOPES, R.P.; SANTOS, R. Regeneração natural em área degradada pela mineração de carvão em Santa Catarina, Brasil. **Revista Escola de Minas**, v.62, p.297-304, 2009.

KLEINMANN, R.L.P.; CRERAR, D.A.; PACELLI, R.R. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. **Minerals Engineering**, v.33, p.300-305, 1981.

KNOEPP, J.D.; COLEMAN, D.C.; CROSSEY Jr., D.A; CLARK, J.S. Biological indices of Soil quality: an ecosystem case study of their use. **Forest Ecology and Management**, v.138, p.357-368, 2000.

KUPERMAN, R.G.; AMORIM, M.J.B.; RÖMBKE, J.; LANNO, R.; CHECKAI, R.T.; DODARD, S.G.; SUNAHARA, G.I.; SCHEFFCZYK, A. Adaptation of the enchytraeid toxicity test for use with natural soil types. **European Journal of Soil Biology**, v.42, p.S234-S243, 2006.

KUPERMAN, R.G.; CHECKAI, R.T.; GARCIA, M.V.B.; RÖMBKE, J.; STEPHENSON, G.L.; SOUSA, J.P. State of the science and the way forward for the ecotoxicological assessment of contaminated land. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.44, p.811-824, 2009.

KUPERMAN, R.G.; CHECKAI, R.T.; SIMINI, M.; PHILLIPS, C.T. Manganese toxicity in soil for *Eisenia fetida*, *Enchytraeus crypticus* (Oligochaeta), and *Folsomia candida* (Collembola). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.57, p.48-53, 2004.

KURAMAE, E.E.; YERGEAU, E.; WONG, L.C.; PIJL, A.S.; VAN VEEN, J.A.; KOWALCHUK, G.A. Soil characteristics more strongly influence soil bacterial communities than land-use type. **FEMS Microbiology Ecology**, v.79, p.12-24, 2012.

LARONDELLE, N.; HAASE, D. Valuing post-mining landscapes using an ecosystem services approach - An example from Germany. **Ecological Indicators**, v.18, p.567-574, 2012.

LAWES, M.J.; KOTZE, D.J.; BOURQUIN, S.L. Epigeic invertebrates as Potential Ecological Indicators of Afromontane Forest Condition in South Africa. **Biotropica**, v.37, p.109-118, 2005.

LIMA, C.L.R.; MIOLA, E.C.C.; TIMM, L.C.; PAULETTO, E.A.; SILVA, A.P. Soil compressibility and least limiting water range of a constructed soil under cover crops after coal mining in Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v.124, p.190-195, 2012.

LNEC – LABORATÓRIO NACIONAL DE ENGENHARIA CIVIL. **Solos** - análise granulométrica por peneiração húmida. LNEC-E 239, Lisboa, 1970.

LOCK, K.; JANSSEN, C.R. Modeling zinc toxicity for terrestrial invertebrates. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.20, p.1901-1908, 2001.

LOCK, K.; JANSSEN, C.R. Influence of ageing on zinc bioavailability in soils. **Environmental Pollution**, v.126, p.371-374, 2003.

LONGCORE, T. Terrestrial Arthropods as Indicator of Ecological Restoration Success in Coastal Sage Scrub (California, U.S.A.). **Restoration Ecology**, v.11, p.397-407, 2003.

LOPES, I.; GONÇALVES, F.; SOARES, A.M.V.M.; RIBEIRO, R. Discriminating the ecotoxicology due to metals and low pH in acide maine drainage. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.44, p.207-214, 1999.

LOPES, I.; SEDLMAYR, A.; MOREIRA-SANTOS, M.; MORENO-GARRIDO, I.; BLASCO, J.; RIBEIRO, R. European bee-eater (*Merops apiaster*) populations under arsenic and metal stress: evaluation of exposure at a mining site. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.161, p.237-245, 2010.

LOUREIRO, S.; SOARES, A.M.V.M.; NOGUEIRA, A.J.A. Terrestrial avoidance behaviour tests as screening tool to assess soil contamination. **Environmental Pollution**, v.138, p.121-131, 2005.

LUNARDI NETO, A.; ALBUQUERQUE, J.A.; ALMEIDA J.A.; MAFRA, A.L.; MEDEIROS, J.C.; ALBERTON, A. Atributos físicos do solo em área de mineração de carvão influenciados pela correção da acidez, adubação orgânica e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.1379-1388, 2008.

MACMAHON, J.A.; MULL, J.F.; CRIST, T.O. Harvester ants (*Pogonomyrmex* spp.): their community and ecosystem influences. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.31, p.265-291, 2000.

MAGALHÃES, D.P.; FERRÃO FILHO, A.S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v.12, p.355-381, 2008.

MAJER, J.D. **Animals in Primary Succession: The Role of Fauna in Reclaimed Lands**. Cambridge: Cambridge University Press, 1989. 547p.

MAJER, J.D.; BRENNAN, K.E.C.; MOIR, M.L. Invertebrates and the restoration of a forest ecosystem: 30 years of research following bauxite mining in Western Australia. **Restoration Ecology**, v.15, p.104-115, 2007.

MARAMBA, N.C.; REYES, J.P.; FRANCISCO-RIVERA, A.T.; PANGANBAN, L.C.R.; DIOQUINO, C.; DANDO, N.; TIMBANG, R.; AKAGI, H.; CASTILLO, M.T.; QUITORIANO, C.; AFUANG, M.; MATSUYAMA, A.; EGUCHI, T.; FUCHIGAMI, Y. Environmental and human exposure assessment monitoring of communities near an abandoned mercury mine in the Philippines: a toxic legacy. **Journal of Environmental Management**, v.81, p.135-145, 2006.

MARTINS, R. **Florística, estrutura fitossociológica e interações interespecíficas de um remanescente de floresta ombrófila densa como subsídio para recuperação de áreas**

degradadas pela mineração de carvão, Siderópolis, SC. 2005. 101f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

MATTSON, K.; ANGERMIER, P.I. Integration human impacts and ecological integrity into a risk-based protocol for conservation planning. **Environmental Management**, v.39, p.125-138, 2007.

MATOS-MOREIRA, M.; NIEMEYER, J.C.; SOUSA, J.P.; CUNHA, M.; CARRAL, E. Behavioral avoidance tests to evaluate effects of cattle slurry and dairy sludge application to soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.1471-1477, 2011.

MENDONÇA, D. **Características biológicas indicadoras de recuperação da qualidade de um solo reconstruído após mineração de carvão a céu aberto com adição de calcário e esterco animais.** 2002. 53p. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo), Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade de Santa Catarina, Lages/SC. 2002.

MENEZES-OLIVEIRA, V.B.; SCOTT-FORDSMAND, J.J.; ROCCO, A.; SOARES, A.M.V.M.; AMORIM, M.J.B. Interaction between density and Cu toxicity for *Enchytraeus crypticus* and *Eisenia fetida* reflecting field scenarios. **Science and Total Environmental**, v.409, p.3370-3374, 2011.

MILIOLI, G. **Mineração de carvão e desenvolvimento sustentado no sul de Santa Catarina.** Florianópolis: Luana, 1995.

MITCHELL, R.L.; BURCHETT, M.D.; PULKOWNIK, A.; MCCLUSKEY, L. Effects of environmentally hazardous chemicals on the emergence and early growth of selected Australian plants. **Plant and Soil**, v.112, p.195-199, 1988.

MME – MINISTÉRIO DAS MINAS E ENERGIA. **Plano Nacional de Mineração 2030:** Geologia, Mineração e Transformação Mineral. Brasília: MME, 2011. 180p.

MOSES, C.O.; NORDSTROM, D.K.; HERMAN, J. S.; MILLS, A.L. Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v.51, p.1561-1571, 1987.

NATAL-DA-LUZ, T.; RIBEIRO, R.; SOUSA, J.P. Avoidance tests with collembola and earthworms as early screening tools for site-specific assessment of polluted soils. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.23, p.2188-2193, 2004.

NATAL-DA-LUZ, T.; RÖMBKE, J.; SOUSA, J.P. Avoidance tests in site-specific risk assessment - influence of soil properties on the avoidance response of Collembola and earthworms. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.27, p.1112-1117, 2008.

NATAL-DA-LUZ, T.; TIDONA, S.; JESUS, B.; MORAIS, P.V.; SOUSA, J.P. The use of sewage sludge as soil amendment. The need for an ecotoxicological evaluation. **Journal of Soils and Sediments**, v.9, p.246-260, 2009.

NICHOLS, O.G.; NICHOLS, F.M. Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the Jarrah forest of southwestern Australia. **Restoration Ecology**, v.11, p.261-272, 2003.

NIEMEYER, J.C.; SANTOS, V.C.; RODRIGUES, J.M.L.; DA-SILVA, E.M. Comportamento de *Cubaris murina* Brandt (Crustacea: Isopoda) em solo com glifosato: Testes de fuga em laboratório. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v.1, p.1-4, 2006.

NIEMEYER, J.C.; MOREIRA-SANTOS, M.; NOGUEIRA, M.A.; CARVALHO, G.M.; RIBEIRO, R.; SILVA, E.M.; SOUSA, J.P., Environmental risk assessment of a metal-contaminated area in the Tropics. Tier I: screening phase. **Journal of Soils and Sediments**, v.10, p.1557-1571, 2010.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara. 1983, 434p.

ODUM, E.P.; BARRETT, G.W. **Fundamentos de ecologia**. São Paulo: Cengage Learning, 2008. 612p.

OECD – ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **Earthworm, acute toxicity tests**. Guidelines for testing of chemicals, 207. Paris, 1984.

OECD – ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **Terrestrial Plant Test: Seedling emergence and Seedling growth test**, 208. Paris, 2006.

OLIVEIRA FILHO, L.C.I.; PEREIRA, C.; PETRUCCI, A.P.; FERREIRA, A.; BARETTA, D.; SANTOS, J.C.P.; CARDOSO, E.J.B.N.; SOUSA, Á.; MOREIRA-SANTOS, M.; PEREIRA, R.; NATAL-DA-LUZ, T.; RIBEIRO, R.; SOUSA, J.P. Environmental risk assessment in an abandoned mine area (Portugal). Tier I: screening phase. 2013. *in press*.

ORTIZ, L.; TEIXEIRA, E.C. Influência das atividades de processamento do carvão sobre a qualidade dos recursos hídricos superficiais. In: TEIXEIRA, E.C.; PIRES, M.J.R. **Meio ambiente e carvão: Impactos da exploração e utilização**. Porto Alegre: FEPAM, 2002. 498p.

OWOJORI, O.J.; REINECKE, A.J. Avoidance behaviour of two eco-physiologically different earthworms (*Eisenia fetida* and *Aporrectodea caliginosa*) in natural and artificial saline soils. **Chemosphere**, v.75, p.279-283, 2009.

ÓHALLORAN, K. Toxicological considerations of contaminants in the terrestrial environment for Ecological Risk Assessment. **Human and Ecological Risk Assessment**, v.12, p.74-83, 2006.

PANKHURTS, C.E.; DOUBE, B.M.; GUPTA, W.S.R. (Eds.). **Biological Indicators of Soil Health**. Wallingford: CAB International, 1997.

PAOLETTI, M.G.; BRESSAN, M. Soil invertebrates as bioindicators of human disturbance. **Critical Review in Plant Sciences**, v.15, p.21-62, 1996.

PARMENTER, R.R.; MACMAHON, J.A. Early successional patterns of arthropod recolonization on reclaimed strip mines in southwestern Wyoming: the ground-dwelling beetle fauna (Coleoptera). **Environmental Entomology**, v.16, p.168-177, 1987.

PEREIRA, R.; ANTUNES, S.C.; MARQUES, S.M.; GONÇALVES, F. Contribution for tier 1 of the ecological risk assessment of Cunha Baixa uranium mine (Central Portugal): I Soil chemical characterization. **Science of the Total Environment**, v.90, p.377-386, 2008.

PEREIRA, A.M.M.; SOARES, A.M.V.M.; GONÇALVES, F.; RIBEIRO, R. Test chambers and test procedures for *in situ* toxicity testing with zooplankton. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.18, p.1956-1964, 1999.

PEREIRA, A.M.M.; SOARES, A.M.V.M.; GONÇALVES, F.; RIBEIRO, R. Water-column, sediment and *in situ* chronic bioassays with Cladocerans. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.47, p.27-38, 2000.

PEREIRA, R.; RIBEIRO, R.; GONÇALVES, F. Plan for an integrated human and environmental risk assessment in the S. Domingos mine area (Portugal). **Human and Ecological Risk Assessment**, v.10, p.543-578. 2004.

PEREIRA, R.; SOUSA, J.P.; RIBEIRO, R.; GONÇALVES, F. Microbial Indicators in Mine Soils (S. Domingos Mine, Portugal). **Soil and Sediment Contamination**, v.15, p.147-167, 2006a.

PEREIRA, R.; PEREIRA, M.L.; RIBEIRO, R.; GONÇALVES, F. Tissues and hair residues and histopathology in wild rats (*Rattus rattus* L.) and Algerian mice (*Mus spretus* Lataste) from an abandoned mine area (Southeast Portugal). **Environmental Pollution**, v.139, p.561-575, 2006b.

PEIJNENBURG, W.J.G.M.; POSTHUMA, L.; EIJSACKERS, H.J.P.; ALLEN, H.E. A conceptual framework for implementation of bioavailability of metals for environmental management purposes. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.37, p.163-172, 1997.

PEIJNENBURG, W.J.G.M.; POSTHUMA, L.; ZWEERS, P.G.P.C.; BAERSELMAN, R.; GROOT, A.C.; VAN VEEN, R.P.M.; JAGER, T. Prediction of metal bioavailability in Dutch field soils for the Oligochaetes *Enchytraeus crypticus*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.43, p.170-186, 1999.

PÉREZ-LÓPEZ, R.; ÁLVAREZ-VALERO, A.M.; NIETO, J.M.; SÁEZ, R.; MATOS, J.X. Use of sequential extraction procedure for assessing the environmental impact at regional scale of the São Domingos Mine (Iberian Pyrite Belt). **Applied Geochemistry**, v.23, p.3452-3463, 2008.

PHILLIPS, C.T.; KUPERMAN, R.G.; CHECKAI, R.T. Toxicity of chemical-warfare agent HD to *Folsomia candida* in different soil types. **European Journal of Soil Biology**, v.38, p.281-228, 2002.

PINTO, L.F.S. **Potencial de acidificação e de neutralização dos materiais geológicos para a composição do solo construído em áreas de mineração de carvão**. 1997. 186p. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. 1997. (Tese de Doutorado).

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

POSTHUMA, L.; SUTER II, G.W.; TRAAS, T.P. **Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology**. Boca Raton: CRC Press, 2001. 616p.

REICHERT, J.M.; REINERT, J.M.; BRAIDA, J.A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência e Ambiente**, v.27, p.29-48, 2003.

RIBEIRO, R.; BAIRD, D.J.; SOARES, A.M.V.M.; LOPES, I. Contaminant driven genetic erosion: A case-study with *Daphnia longispina*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.31, p.977-982, 2012.

RODRIGUES, W.C. DivEs – **Diversidade de Espécies v2.0**. 2005. Disponível em: <<http://www.ebras.bio.br/dives>> Acesso em 15 nov. 2011.

RONDAY, R.; HOUX, N.W.H. Suitability of seven species of soil-inhabiting invertebrates

for testing toxicity of pesticides in soil pore water. **Pedobiologia**, v.40, p.106-112, 1996.

RÖMBKE, J.; BREURE, A.M.; MULDER, C.; RUTGERS, M. Legislation and ecological quality assessment of soil: Implementation of ecological indication system in Europe. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.62, p.201-210, 2005.

RÖMBKE, J.; JÄNSCH, S.; JUNKER T, POHL, B.; SCHEFFCZYK, A.; SCHALLNA, H.-J. Improvement of the applicability of ecotoxicological tests with earthworms, springtails, and plants for the assessment of metals in natural soils. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.25, p.776-787, 2006.

ROVEDDER, A.P.; ANTONIOLLI, Z.I.; SPAGNOLLO, E.; VENTURINI, S.F. Fauna edáfica em solo suscetível à arenização na região sudoeste do Rio Grande do Sul. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v.3, n.2, p.87-96, 2004.

ROŹEN, A.; SOBCZYK, Ł.; LISZKA, K.; WEINER, J. Soil faunal activity as measured by the bait-lamina test in monocultures of 14 tree species in the Siemianice common-garden experiment, Poland. **Applied Soil Ecology**, v.45, p.160-167, 2010.

RUTGERS, M.; FABER, J.H.; POSTMA, J.F.; EIJSACKERS, H. **Site-specific Ecological Risk: A Basic Approach to Function-specific Assessment of Soil Pollution**. The Netherlands Integrated Soil Research Programme Report, vol. 28. Aquasense, Alterra: RIVM; 2000.

RUTGERS, M.; TUINSTRA, J.; SPIJKER, J.; MESMAN, M.; WINTERSEN, A.; POSTHUMA, L. **Ecological risks of soil contamination in the second step of the remediation criterion**. Report 711701072, RIVM, Bilthoven, 2008.

SAKUMA, M. Probit analysis of preference data. **Applied Entomology and Zoology**, v.33, n.3, p.339-347, 1998.

SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. **Metals in the hydrocycle**. Berlin: Springer-Verlag, 1984. 349p.

SANDIFER, R.D.; HOPKIN, S.P. Effects of pH on the toxicity of cadmium, copper, lead and zinc to *Folsomia candida* Willem, 1902 (Collembola) in a standard laboratory test system. **Chemosphere**, v.33, p.2475-2486, 1996.

SANDIFER, R.D.; HOPKIN, S.P. Effects of temperature on the relative toxicities of Cd, Cu, Pb, and Zn to *Folsomia candida* (Collembola). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.37, p.125-130, 1997.

SANTOS, R. **Reabilitação de ecossistemas degradados pela mineração de carvão a céu aberto em Santa Catarina, Brasil**. 2003. 115f. Tese (Doutorado em Engenharia), Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2003, São Paulo.

SCHON, N.L.; MACKAY, A.D.; MINOR, M.A. Vulnerability of soil invertebrate communities to the influences of livestock in three grasslands. **Applied Soil Ecology**, v.53, p.98-107, 2012.

SCHROEDER, P.D.; DANIELS, W.L.; ALLEY, M.M. Chemical and physical properties of reconstructed mineral sand mine soils in Southeastern Virginia. **Soil Sciences**, v.175, p.2-9, 2010.

SIQUEIRA, J.O.; SOARES, C.R.F.S.; SILVA, C.A. Matéria orgânica em solos de áreas degradadas. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed., Porto Alegre: Metrópole, p.495-524. 2008.

SIMMONS, J.A. Phosphorus Removal by Sediment in Streams Contaminated with Acid Mine Drainage. **Water Air Soil Pollution**, v.209, p.123-132, 2010.

SKLENIÈKA, P.; PØIKRYL, I.; SVOBODA, I.; LHOTA, T. Non-productive principles of landscape rehabilitation after long-term opencast mining in north-west Bohemia. **Journal of the South African Institute of Mining and Metallurgy**, v.104, p.83-88, 2004.

SMIT, C.E.; VAN GESTEL, C.A.M. Effects of soil type, prepercolation, and ageing on bioaccumulation and toxicity of zinc for the springtail *Folsomia candida*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.17, p.1132-1141, 1998.

SMYTH, C.R.; DEARDEN, P. Performance standards and monitoring requirements of surface coal mine reclamation success in mountainous jurisdictions of western North America: a review. **Journal Environmental and Management**, v.53, p.209-229, 1998.

SOARES, E.R. **Mobilização de metais pesados em materiais provenientes do complexo carboenergético de Candiota-RS**. 1995. 95p. Dissertação, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 1995

SOUTHWOOD, R. **Ecological methods with particular reference to the study of insect populations**. 1968. 391p.

SOUSA, J.P.; BARETTA, D. Cálculo e expressão dos resultados. In: BROWN, G.G.; NIVA, C.C. **Ecotoxicologia Terrestre: Métodos e Aplicações dos Ensaio com Oligoquetas**. Curitiba: EMBRAPA Florestas, 2013. *in press*.

SOUZA, D.G. **Bactérias diazotróficas em solos reconstruídos após a mineração de carvão, na bacia carbonífera catarinense**. 2011. 103p. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC. 2011.

SPIAZZI, F.R. **Análise geostatística de atributos químicos e físicos do solo em áreas construídas após mineração de carvão no município de Lauro Müller, SC**. 2011. 97f. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC. 2011.

SPOSITO, G. **The Chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, Inc., 1989. 277p.
STAHL, P.D.; PERRYMAN, B. L.; SHARMASARKAR, S.; MUNN, L.C. Topsoil stockpiling versus exposure to traffic: A Case Study on in situ Uranium Wellfields. **Restoration Ecology**, v.10, n.1, p.129-137, 2002.

STATSOFT, Inc., **STATISTICA** (data analysis software system). version 7, 2004.
<www.statsoft.com>.

SUTER, G.W.; EFROYMSON, R.A.; SAMPLE, B.E.; JONES, D.S. (Eds.). **Ecological risk assessment for contaminated sites**. Boca Raton: Lewis Publishers, 2000.

TAVARES, S.R.L. MELO, A.S.; ANDRADE, A.G.; ROSSI, C.Q.; CAPECHE, C.L.; BALIEIRO, F.C.; DONAGEMMA, G.K.; CHAER, G.M.; POLIDORO, J.C.; MACEDO, J.R.; PRADO, R.B.; FERRAZ, R.P.D.; PIMENTA, T.S. Curso de recuperação de áreas degradadas: a visão da Ciência do Solo no contexto do diagnóstico, manejo, indicadores de monitoramento e estratégias de recuperação. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2008. 228p. (Embrapa Solos: **Documentos**, 103).

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico de Solos, 5).

TER BRAAK, C.J.F.; SMILAUER, P. **CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows**: software for canonical community ordination (version 4). New York: Microcomputer Power, 1998.

TEREKHOVA, V.A. Soil Bioassay: Problems and Approaches. **Eurasian Soil Science**, v.44, n.2, p.173-179, 2011.

THOMSEN, M.; FABER, J.H.; SORENSEN, P.B. Soil ecosystem health and services – Evaluation of ecological indicators susceptible to chemical stressors. **Ecological Indicators**, v.16, p.67-75, 2012.

TOPP, W.; SIMON, M.; KAUTZ, G.; DWORSCHAK, U.; NICOLINI, F.; PRÜCKNER, S. Soil fauna of a reclaimed lignite open-cast mine of the Rhineland: improvement of soil quality by surface pattern. **Ecological Engineering**, v.17, p.307-322, 2001.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Determination of Trace Elements in Waters and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry**. Method 200.8., Cincinnati, US, 1994.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry**. Method 200.7., Cincinnati, US, 2001.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Framework for inorganic metals risk assessment**. Draft EPA/630/P-04/068B, Washington DC, US, 2004.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Microwave assisted acid dissolution of sediments, sludges, soils, and soils**. Method 3051, Washington DC, US, 1997.

UVAROV, A.V. Inter- and intraspecific interactions in lumbricid earthworms: Their role for earthworm performance and ecosystem functioning. **Pedobiologia**, v.53, p.1-27, 2009.

VAN GESTEL, C.A.M. Scientific basis for extrapolating results from soil ecotoxicity tests to field conditions and the use of bioassays. In: VAN STRAALLEN, N.M.; LOKKE, H. (Eds.). **Ecological risk assessment of contaminants in soil**. London: Chapman & Hall, Ecotoxicology Series, v.5, p.25-52, 1997.

VAN STRAALLEN, N.M.; VERHOEF, H.A. The development of a bioindicator system for soil acidity based on arthropod pH preferences. **Journal of Applied Ecology**, v.34, p.217-32, 1997.

VEZZANI, F.M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.743-755, 2009.

WAGELMANS, M.; DERKSEN, J.G.M.; KOOLS, S.A.E.; FABER, J.; VAN DER POL, J.; MESMAN, M.; LUD, D. **Evaluation of the implementation of Triad in assessing ecological risks**. SKB (The Centre for Soil Quality Management and Knowledge Transfer) project report. The Netherlands. 2009. 46p.

WAGNER, C.; LØKKE, H. Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. **Water Research**, v.25, p.1237-1242, 1991.

WANG, D.D.; LI, H.X.; WEI, Z.G.; WANG, X.; HU, F. Effect of earthworms on the phytoremediation of zinc-polluted soil by ryegrass and Indian mustard. **Biology and Fertility of Soils**, v.43, p.120-123, 2006.

WANNER, M.; DUNGER, W. Primary immigration and succession of soil organisms on reclaimed opencast coal mining areas in eastern Germany. **European Journal of Soil Biology**, v.38, n.2, p.137-143, 2002.

WEEKS, J.M.; COMBER, S.D.W. Ecological risk assessment of contaminated soil. **Mineralogical Magazine**, v.69, p.601-613, 2005.

WOLFF, A.; DEBUSSCHE, M. Ants as seed dispersers in a Mediterranean old-field succession. **Oikos**, v.84, p.443-452, 1999.

YAMAMOTO, T.; TOUYAMA, Y.; NAKAMURA, K.; HIDAKA, K.; TAKAHASHI, F. Ecological study of forest floor invertebrate fauna in naturally regenerated cedar forest and cedar plantations. **Edaphologia**, v.51, p.19-32, 1994.

ZAR, J. **Biostatistical Analysis**. 3.ed. London: Prentice-Hall. 1996. 663p.

ZDOR, R.E.; ALEXANDER, C.M.; KREMER, R.J. Weed suppression by deleterious rhizobacteria is affected by formulation and soil properties. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.36, p.1289-1299, 2005.

ZHAO, F.; CONG, Z.; SUN, H.; REN, D. The geochemistry of rare earth elements (REE) in acid mine drainage from the Sitai coal mine, Shanxi Province, North China. **International Journal of Coal Geology**, v.70, p.184-192, 2007.

ZOCHE, J.J.; FREITAS, M.; QUADROS, K.E. Concentração de Zn e Mn nos efluentes do beneficiamento de carvão mineral e em *Typha domingensis* Pers (TYPHACEAE). **Revista Árvore**, v.34, p.177-188, 2010.

ZEPPELINI, D.; BELLINI, B.C.; CREÃO-DUARTE, A.J.; HERNÁNDEZ, M.I.M. Collembola as bioindicators of restoration in mined sand dunes of Northeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v.18, p.1161-1170, 2009.

APÊNDICES

Apêndice A - Municípios brasileiros extratores de carvão mineral.

Unidades da Federação	Municípios			
MARANHÃO	Balsas			
PARANÁ	Congonhinhas	Sapopema	Telêmaco Borba	
RIO GRANDE DO SUL	Alvorada	Arroio dos Ratos	Bagé	Barão do Triunfo
	Butiá	Caçapava do Sul	Cachoeira do Sul	Candiota
	Canoas	Charqueadas	Encruzilhada do Sul	General Câmara
	Gravataí	Guaíba	Herval	Minas do Leão
	Montenegro	Novo Hamburgo	Osório	Pinheiro Machado
	Portão	Rio Pardo	Santo Antônio da Patrulha	São Jerônimo
	São Sepé	Tramandaí	Triunfo	Viamão
SANTA CATARINA	Alfredo Wagner	Araranguá	Cocal do Sul	Criciúma
	Forquilha	Içara	Lauro Müller	Orleans
	Siderópolis	Sombrio	Treviso	Urussanga
SÃO PAULO	Buri	Itapeva	Leme	

FONTE: DNPM (2010).

Apêndice B - Croqui da área experimental da Mina do Apertado, Lauro Müller/SC.

Bloco 1	(15) (E) DREGS	(7) (A) TESTEMUNHA	(6) (D) CALCÁRIO + CAMA DE AVES + BRAQUIÁRIA
		(8) (C) CALCÁRIO + BRAQUIÁRIA	(5) (B) CALCÁRIO
		(9) (B) CALCÁRIO	(4) (C) CALCÁRIO + BRAQUIÁRIA
Bloco 2	(14) (A) TESTEMUNHA	(10) (E) DREGS	(3) (D) CALCÁRIO + CAMA DE AVES + BRAQUIÁRIA
		(11) (B) CALCÁRIO	(2) (D) CALCÁRIO+ CAMA DE AVES + BRAQUIÁRIA
Bloco 3	(13) (E) DREGS	(12) (A) TESTEMUNHA	(1) (C) CALCÁRIO + BRAQUIÁRIA

Sem escala

Apêndice C - Localização das áreas de coleta da Mina do Apertado, do Campo Naturalizado e da Mata Nativa, Lauro Müller/SC.



FONTE: GOOGLE Earth, 2012.

Apêndice D - Vista da área experimental da Mina do Apertado em Lauro Müller/SC, 2006.



AUTOR: Álvaro Luiz Mafra, 2006.

Apêndice E - Vista da área experimental da Mina do Apertado em Lauro Müller/SC, 2010.



AUTOR: Álvaro Luiz Mafra, 2010.

Apêndice F - Vista do interior da área da Mata Nativa, Lauro Müller/SC, 2010.



AUTOR: Luís Carlos Iuñes de Oliveira Filho, 2010.

Apêndice G - Vista da área do Campo Naturalizado, Lauro Müller/SC, 2010.



AUTOR: Luís Carlos Iuñes de Oliveira Filho, 2010.

Apêndice H - Análise química do resíduo alcalino da indústria de papel e celulose ("dregs").
LUNARDI NETO et al. (2008).

Elemento (Unidade)	Teor	Limite de detecção
pH	10,9	
Nitrogênio (NKT) (%) ⁽¹⁾	0,02	0,01%
Fósforo (%)	0,08	0,01%
Potássio (%)	0,23	0,01%
Cálcio (%)	30,0	0,01%
Magnésio (%)	1,0	0,01%
Enxofre (%)	0,71	0,01%
Cobre (mg kg ⁻¹)	61,0	0,6 mg kg ⁻¹
Zinco (mg kg ⁻¹)	189	2 mg kg ⁻¹
Ferro (%)	0,29	4 mg kg ⁻¹
Manganês (%)	0,40	4 mg kg ⁻¹
Sódio (%)	3,4	0,01%
Cádmio (mg kg ⁻¹)	0,9	0,2 mg kg ⁻¹
Cromo (mg kg ⁻¹)	284	0,4 mg kg ⁻¹
Níquel (mg kg ⁻¹)	99	0,4 mg kg ⁻¹
Chumbo (mg kg ⁻¹)	3,0	2 mg kg ⁻¹
Boro (mg kg ⁻¹)	6,0	1 mg kg ⁻¹

NOTAS: ⁽¹⁾NKT: nitrogênio de Kjeldahl total. Análise realizada no laboratório de análise de solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

Apêndice I - Características químicas (média ± desvio padrão) do solo na profundidade de 5 cm nos tratamentos estudados da Mina do Apertado, na Mata Nativa e no Campo Naturalizado, no município de Lauro Müller/SC.

Área	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	P _{Mehlich}	K ⁺	MO
	H ₂ O	----- cmol _c dm ⁻³ -----				mg dm ⁻³	%
Época 1 (out/09)							
MAT (n = 3)	4,50 ± 1,16	1,45 ± 0,70	1,71 ± 1,34	3,8 ± 3,2	3,6 ± 2,6	352 ± 298	1,1 ± 0,3
MAC (n = 3)	6,88 ± 0,36	2,96 ± 0,68	1,33 ± 0,09	0,2 ± 0,0	7,2 ± 7,5	143 ± 23	1,7 ± 0,
MACB (n = 3)	6,51 ± 0,38	3,61 ± 0,47	1,65 ± 1,34	0,2 ± 0,1	13,8 ± 10,4	150 ± 17	2,1 ± 0,2
MACCB (n = 3)	6,85 ± 0,22	4,01 ± 0,20	2,78 ± 0,50	0,1 ± 0,0	20,4 ± 1,9	316 ± 126	1,8 ± 0,1
MAD (n = 3)	6,57 ± 0,43	4,63 ± 1,81	0,45 ± 0,35	0,2 ± 0,1	2,9 ± 2,9	217 ± 55	1,4 ± 0,2
MN (n = 6)	3,78 ± 0,12	3,19 ± 1,87	3,10 ± 3,89	5,5 ± 1,7	11,3 ± 3,3	151 ± 40	4,1 ± 1,1
CN (n = 6)	4,13 ± 0,11	5,07 ± 0,60	1,46 ± 0,61	3,1 ± 0,9	6,2 ± 2,1	77 ± 16	2,9 ± 2,0
Época 2 (fev/10)							
MAT (n = 3)	4,14 ± 0,85	0,53 ± 0,21	0,66 ± 0,10	5,5 ± 1,1	4,0 ± 0,9	162 ± 33	1,0 ± 0,4
MAC (n = 3)	6,45 ± 0,23	3,04 ± 0,44	1,64 ± 0,32	0,2 ± 0,1	4,6 ± 3,5	125 ± 5	1,7 ± 0,3
MACB (n = 3)	6,43 ± 0,27	2,63 ± 0,39	1,33 ± 0,12	0,2 ± 0,1	4,7 ± 1,6	136 ± 13	2,2 ± 0,7
MACCB (n = 3)	6,92 ± 0,89	3,43 ± 0,25	1,64 ± 0,22	0,2 ± 0,1	16,7 ± 4,9	148 ± 11	1,5 ± 0,1
MAD (n = 3)	4,75 ± 1,12	3,20 ± 2,17	0,60 ± 0,45	0,2 ± 0,0	8,3 ± 1,8	114 ± 14	1,2 ± 0,3
MN (n = 6)	3,44 ± 0,13	0,69 ± 0,21	1,08 ± 0,20	5,3 ± 1,9	7,8 ± 2,0	87 ± 28	3,4 ± 0,9
CN (n = 6)	4,00 ± 0,13	2,89 ± 0,91	0,96 ± 0,35	3,5 ± 0,7	5,8 ± 2,1	37 ± 20	3,2 ± 1,8
Época 3 (mai/10)							
MAT (n = 3)	4,30 ± 0,75	0,55 ± 0,24	0,71 ± 0,12	5,9 ± 1,1	4,3 ± 1,1	172 ± 36	1,1 ± 0,3
MAC (n = 3)	6,70 ± 0,14	3,24 ± 0,41	1,76 ± 0,31	0,2 ± 0,1	4,9 ± 3,7	135 ± 3	1,7 ± 0,3
MACB (n = 3)	6,69 ± 0,30	2,76 ± 0,33	1,44 ± 0,10	0,2 ± 0,1	4,9 ± 1,7	143 ± 12	2,3 ± 1,0
MACCB (n = 3)	6,83 ± 0,06	3,69 ± 0,07	1,90 ± 0,05	0,2 ± 0,1	17,8 ± 5,7	154 ± 10	1,5 ± 0,2
MAD (n = 3)	5,07 ± 1,15	3,40 ± 2,32	0,68 ± 0,48	0,2 ± 0,0	8,7 ± 2,1	119 ± 14	1,4 ± 0,3
MN (n = 6)	3,52 ± 0,19	1,16 ± 0,55	1,33 ± 0,60	5,2 ± 1,7	7,4 ± 4,0	146 ± 113	3,7 ± 1,1
CN (n = 6)	4,07 ± 0,22	2,74 ± 1,56	0,97 ± 0,80	3,3 ± 1,0	2,9 ± 1,3	338 ± 331	3,2 ± 1,8

Continua.

Apêndice I - Continuação.

Área	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	P _{Mehlich}	K ⁺	MO
	H ₂ O	----- cmol _c dm ⁻³ -----				mg dm ⁻³	%
Época 4 (ago/10)							
MAT (n = 3)	3,57 ± 0,21	0,54 ± 0,39	0,35 ± 0,25	7,4 ± 1,8	6,6 ± 3,3	107 ± 21	1,1 ± 0,1
MAC (n = 3)	6,53 ± 0,22	8,85 ± 1,31	5,23 ± 0,94	0,0 ± 0,0	5,1 ± 1,0	118 ± 11	1,6 ± 0,4
MACB (n = 3)	6,65 ± 0,23	9,70 ± 1,56	6,63 ± 0,66	0,0 ± 0,0	7,4 ± 6,1	129 ± 23	2,3 ± 0,5
MACCB (n = 3)	6,03 ± 0,08	4,56 ± 0,18	2,91 ± 0,12	0,0 ± 0,0	45,3 ± 10,9	81 ± 6	1,5 ± 0,2
MAD (n = 3)	4,55 ± 0,50	3,24 ± 3,50	1,26 ± 1,48	3,3 ± 2,5	6,4 ± 5,8	104 ± 23	1,3 ± 0,2
MN (n = 6)	3,67 ± 0,08	0,37 ± 0,09	0,13 ± 0,06	5,9 ± 0,7	9,8 ± 3,1	85 ± 11	3,6 ± 0,8
CN (n = 6)	4,13 ± 0,08	1,52 ± 0,34	1,24 ± 0,24	4,7 ± 1,0	0,6 ± 0,4	56 ± 12	3,2 ± 1,8

NOTAS: * MAT: Mina do Apertado - Testemunha; MAC: Mina do Apertado - Calcário; MACB: Mina do Apertado - Calcário + *Braquiaria brizantha*; MACCB: Mina do Apertado - Calcário + Cama de Aves + *B. brizantha*; MAD: Mina do Apertado - Dregs; MN: Mata Nativa; CN: Campo Naturalizado.

Apêndice J - Vista do local de coleta do resíduo. Lauro Müller, 2012.



FONTE: GOOGLE Earth, 2012.

Apêndice K - Valores iniciais e finais de umidade e pH do teste de fuga com *Folsomia candida*.

Tratamentos	Umidade (%)		pH	
	Inicial	Final	Inicial	Final
LM 0	47,37	46,6	3,95	3,88
LM 0	47,37	46,6	3,95	3,88
LM 0	47,37	46,6	3,95	3,88
LM 2,5	49,38	48,1	3,72	2,91
LM 0	47,37	46,6	3,95	3,88
LM 5	46,51	45,7	3,74	3,72
LM 0	47,37	46,6	3,95	3,88
LM 10	44,35	44,0	3,67	3,49
LM 0	47,37	46,6	3,95	3,88
LM 20	41,49	41,2	3,51	3,37
CA 0	45,90	44,4	4,18	4,09
CA 0	45,90	44,4	4,14	4,09
CA 0	45,90	44,4	4,18	4,09
CA 2,5	40,39	40,0	4,14	3,84
CA 0	45,90	44,4	4,18	4,09
CA 5	39,85	39,6	4,04	3,81
CA 0	45,90	44,4	4,18	4,09
CA 10	39,77	38,9	4,08	3,96
CA 0	45,90	44,4	4,18	4,09
CA 20	39,66	39,30	3,91	3,53

NOTAS: LM = solo de Lauro Müller; CA = solo de Capão Alto; 0 = controle (sem resíduo); 2,5 = 2,5% de resíduo; 5 = 5% de resíduo; 10 = 10% de resíduo; 20 = 20% de resíduo.

Apêndice L - Valores iniciais e finais de umidade e pH do teste de fuga com *Eisenia andrei*.

Tratamentos	Umidade (%)		pH	
	Inicial	Final	Inicial	Final
LM 0	49,08	48,41	3,91	3,84
LM 0	49,08	48,41	3,91	3,84
LM 0	49,08	48,41	3,91	3,84
LM 2,5	43,89	42,67	3,86	3,58
LM 0	49,08	48,41	3,91	3,84
LM 5	47,23	46,74	3,83	3,53
LM 0	49,08	48,41	3,91	3,84
LM 10	46,23	45,69	3,63	3,58
LM 0	49,08	48,41	3,91	3,84
LM 20	43,56	42,17	3,77	3,47
CA 0	57,87	57,78	4,16	4,14
CA 0	57,87	57,78	4,16	4,14
CA 0	57,87	57,78	4,16	4,14
CA 2,5	51,26	50,45	4,15	3,55
CA 0	57,87	57,78	4,16	4,14
CA 5	51,88	51,50	4,10	3,85
CA 0	57,87	57,78	4,16	4,14
CA 10	56,77	55,96	4,01	3,22
CA 0	57,87	57,78	4,16	4,14
CA 20	54,89	53,66	3,91	3,30

NOTAS: LM = solo de Lauro Müller; CA = solo de Capão Alto; 0 = controle (sem resíduo); 2,5 = 2,5% de resíduo; 5 = 5% de resíduo; 10 = 10% de resíduo; 20 = 20% de resíduo.

Apêndice M - Valores iniciais e finais de umidade e pH do teste de sobrevivência e reprodução com *Folsomia candida*

Tratamentos	Umidade (%)		pH	
	Inicial	28 dias	Inicial	28 dias
LM 0	39,71	33,44	3,95	3,67
LM 2,5	39,57	35,77	3,79	3,36
LM 5	36,27	38,40	3,75	3,12
LM 10	34,40	37,74	3,70	3,16
LM 20	34,69	39,83	3,52	3,37
CA 0	39,10	43,71	4,18	4,00
CA 2,5	36,80	30,48	4,13	3,70
CA 5	37,85	35,36	4,07	3,83
CA 10	38,10	26,95	4,04	3,60
CA 20	37,37	32,89	3,92	3,49

NOTAS: LM = solo de Lauro Müller; CA = solo de Capão Alto; 0 = controle (sem resíduo); 2,5 = 2,5% de resíduo; 5 = 5% de resíduo; 10 = 10% de resíduo; 20 = 20% de resíduo.

Apêndice N - Valores iniciais e finais de umidade e pH do teste de sobrevivência e reprodução com *Eisenia andrei*.

Tratamentos	Umidade (%)		pH		
	Inicial	56 dias	Inicial	28 dias	56 dias
LM 0	55,28	57,28	4,00	3,36	3,27
LM 2,5	52,16	55,28	3,95	3,64	3,41
LM 5	53,23	55,72	3,80	3,21	3,11
LM 10	50,26	52,77	3,75	4,12	3,89
LM 20	45,85	49,78	3,61	3,62	3,39
CA 0	48,37	52,81	4,31	4,39	4,22
CA 2,5	45,36	49,98	4,24	4,32	4,09
CA 5	46,91	48,28	4,20	3,87	3,66
CA 10	42,99	46,01	4,15	3,61	3,27
CA 20	39,27	44,58	3,95	3,49	3,11

NOTAS: LM = solo de Lauro Müller; CA = solo de Capão Alto; 0 = controle (sem resíduo); 2,5 = 2,5% de resíduo; 5 = 5% de resíduo; 10 = 10% de resíduo; 20 = 20% de resíduo.

Apêndice O - Valores iniciais e finais de umidade e pH do teste de sobrevivência e reprodução com *Enchytraeus cripticus*.

Tratamentos	Umidade (%)		pH	
	Inicial	28 dias	Inicial	28 dias
LM 0	39,71	33,44	3,95	3,52
LM 2,5	39,57	35,67	3,79	3,50
LM 5	36,27	38,40	3,75	3,17
LM 10	34,40	37,74	3,70	3,64
LM 20	34,69	39,83	3,52	3,50
CA 0	39,10	43,71	4,18	4,20
CA 2,5	36,80	30,38	4,13	4,01
CA 5	37,85	35,26	4,07	3,85
CA 10	38,10	26,95	4,04	3,61
CA 20	37,37	32,79	3,92	3,49

NOTAS: LM = solo de Lauro Müller; CA = solo de Capão Alto; 0 = controle (sem resíduo); 2,5 = 2,5% de resíduo; 5 = 5% de resíduo; 10 = 10% de resíduo; 20 = 20% de resíduo.

Apêndice P - Valores iniciais e finais de umidade pH do teste de germinação.

Tratamentos	Umidade (%)		pH	
	Inicial	7 dias	Inicial	7 dias
LM 0	57,56	57,18	3,95	3,67
LM 2,5	55,62	55,18	3,79	3,36
LM 5	54,99	55,72	3,75	3,12
LM 10	51,30	52,68	3,70	3,16
LM 20	42,74	49,71	3,52	3,37
CA 0	46,73	52,81	4,18	4,00
CA 2,5	46,31	49,88	4,13	3,70
CA 5	44,81	48,18	4,07	3,83
CA 10	41,40	46,01	4,04	3,60
CA 20	35,89	44,48	3,92	3,49

NOTAS: LM = solo de Lauro Müller; CA = solo de Capão Alto; 0 = controle (sem resíduo); 2,5 = 2,5% de resíduo; 5 = 5% de resíduo; 10 = 10% de resíduo; 20 = 20% de resíduo.

Apêndice Q - Valores referentes ao critério de validade com solo artificial tropical (SAT).

Organismo	Parâmetro mensurado	Critério de validade	Valores encontrados SAT
<i>Avena sativa</i>	Germinação ¹	Taxa de germinação $\geq 90\%$	90%
<i>Lotus corniculatus</i>	Fuga ²	Letalidade no controle $> 20\%$	100%
<i>Folsomia candida</i>	Sobrevivência ³	Nº juvenis/réplica no controle ≥ 100	213 \pm 13,7*
	Reprodução ³	CV $\leq 30\%$	6,4%
<i>Eisenia andrei</i>	Fuga ⁴	Letalidade no controle $> 10\%$	98%
	Sobrevivência ⁵	Nº juvenis/réplica no controle ≥ 30	71 \pm 13,6*
	Reprodução ⁵	CV $\leq 30\%$	19,0%
		Letalidade no controle ≤ 10	0
<i>Enchytraeus crypticus</i>	Sobrevivência ⁶	Nº juvenis/réplica no controle ≥ 25	683 \pm 63,5*
	Reprodução ⁶	CV $\leq 50\%$	9,3%
		Letalidade no controle ≤ 20	0

NOTAS: ¹ OECD 208 (OECD, 2006); ² ISO 17512-2 (ISO, 2007a); ³ ISO 11267 (ISO, 1999); ⁴ ISO draft 238 (ISO, 2007b); ⁵ ISO 11268-2 (ISO, 1998b); ⁶ ISO 16387 (ISO, 2004). * média \pm desvio padrão, $n = 5$.

Apêndice R - Valores do teste de fuga para *Folsomia candida*.

Tratamento	Réplicas					TOTAL	Fuga (%)	Significância*
	A	B	C	D	E			
LM 0	11	13	7	12	6	49		
LM 0	9	7	13	6	14	49	0,0	> 0,05
LM 0	11	17	12	9	13	62		
LM 2,5	5	3	8	9	7	32	31,9	< 0,05
LM 0	13	16	13	18	15	75		
LM 5	7	4	7	2	3	23	53,1	< 0,05
LM 0	15	13	17	18	16	79		
LM 10	5	6	3	1	4	19	61,2	< 0,05
LM 0	18	18	13	14	17	80		
LM 20	1	1	2	4	3	11	75,8	< 0,05
CA 0	14	6	4	13	14	51		
CA 0	5	14	16	7	6	48	3,0	> 0,05
CA 0	16	17	16	15	20	84		
CA 2,5	4	3	4	5	0	16	68,0	< 0,05
CA 0	16	15	16	13	13	73		
CA 5	4	5	3	6	7	25	49,0	< 0,05
CA 0	14	13	16	18	19	80		
CA 10	6	5	4	1	0	16	66,7	< 0,05
CA 0	16	19	19	18	14	86		
CA 20	0	1	2	1	6	10	79,2	< 0,05
SAT	10	8	9	14	8	49		
SAT	10	12	11	6	12	51	-2,0	> 0,05

NOTAS: LM = solo de Lauro Müller; CA = solo de Capão Alto; 0 = controle (sem resíduo); 2,5 = 2,5% de resíduo; 5 = 5% de resíduo; 10 = 10% de resíduo; 20 = 20% de resíduo; SAT = solo artificial tropical.

*Significância avaliada usando o teste de Fisher.

Apêndice S - Valores do teste de fuga para *Eisenia andrei*.

Tratamento	Réplicas					TOTAL	Fuga (%)	Significância*
	A	B	C	D	E			
LM 0	2,5	12	5,5	19	11	50		
LM 0	16,5	8	14,5	1	9	49	1,0	> 0,05
LM 0	20	18	18	20	18,5	94,5		
LM 2,5	1	2	1	0	1,5	5,5	89,0	< 0,05
LM 0	20	20	16	20	19	95		
LM 5	0	0	2	0	1	3	93,9	< 0,05
LM 0	20	20	20	20	20	100		
LM 10	0	0	0	0	0	0	100,0	< 0,05
LM 0	20	20	20	20	20	100		
LM 20	0	0	0	0	0	0	100,0	< 0,05
CA 0	13	11,5	6	12,5	8	51		
CA 0	7	7,5	12	6,5	12	45	6,3	> 0,05
CA 0	12	9	10	12	10,5	53,5		
CA 2,5	8	8	10	7	9,5	42,5	11,5	< 0,05
CA 0	12,5	12	12	14	12	62,5		
CA 5	9,5	6	9	5	8	37,5	25,0	< 0,05
CA 0	19	19	12,5	13,5	12	76		
CA 10	0	1	7,5	6,5	8	23	53,5	< 0,05
CA 0	17	20	19	19	17	92		
CA 20	2	0	1	0	3	6	87,8	< 0,05
SAT	9	13	7	11	13	53		
SAT	11	7	11	9	7	45	8,2	> 0,05

NOTAS: LM = solo de Lauro Müller; CA = solo de Capão Alto; 0 = controle (sem resíduo); 2,5 = 2,5% de resíduo; 5 = 5% de resíduo; 10 = 10% de resíduo; 20 = 20% de resíduo; SAT = solo artificial tropical.

*Significância avaliada usando o teste de Fisher.

Apêndice T - Valores dos testes de sobrevivência e reprodução e germinação (média \pm desvio padrão, $n = 5$).

Tratamento	<i>F. candida</i>		<i>E. andrei</i>		<i>E. crypticus</i>		Germinação ^a	
	Sobrev. ^b	Reprod. ^c	Adultos	Juvenis	Adultos	Juvenis	<i>A. sativa</i>	<i>B. napus</i>
LM 0	9,0 \pm 1,7	110 \pm 32	10,0 \pm 0,0	18,0 \pm 6,0	8,8 \pm 1,3	15,2 \pm 8,3	92 \pm 0,8	90 \pm 0,7
LM 2,5	8,6 \pm 3,7	29,6 \pm 20	10,0 \pm 0,0	1,0 \pm 1,4	3,6 \pm 2,2	0	84 \pm 0,9	62 \pm 1,1
LM 5	7,0 \pm 2,8	0	9,8 \pm 0,4	2,2 \pm 4,9	3,2 \pm 2,2	0	82 \pm 1,8	36 \pm 1,3
LM 10	4,2 \pm 2,4	4,4 \pm 6,3	9,4 \pm 1,3	2,8 \pm 6,3	5,4 \pm 1,8	0	84 \pm 1,7	2 \pm 0,4
LM 20	0,2 \pm 0,4	0	4,2 \pm 0,8	0	2,6 \pm 3,4	0	76 \pm 2,3	42 \pm 0,8
CA 0	10,0 \pm 0,0	141 \pm 40	10,0 \pm 0,0	18,6 \pm 9,0	8,6 \pm 0,9	30,0 \pm 2,4	94 \pm 0,9	90 \pm 1,2
CA 2,5	5,2 \pm 0,8	19,8 \pm 17	9,6 \pm 0,5	6,0 \pm 5,6	5,4 \pm 3,6	0	88 \pm 0,4	88 \pm 1,1
CA 5	3,4 \pm 2,4	4,2 \pm 6,0	10,0 \pm 0,0	7,6 \pm 6,5	3,4 \pm 1,7	0	94 \pm 0,9	94 \pm 0,9
CA 10	4,0 \pm 2,3	6,4 \pm 7,8	9,8 \pm 0,4	2,6 \pm 3,3	2,6 \pm 2,3	0	86 \pm 1,7	96 \pm 1,5
CA 20	0,2 \pm 0,4	0	9,6 \pm 0,9	0	3,0 \pm 2,0	0	96 \pm 0,5	84 \pm 1,1
SAT	9,8 \pm 0,4	213 \pm 14	10,0 \pm 0,0	71 \pm 14	10,0 \pm 0,0	683 \pm 64	90 \pm 0,7	96 \pm 0,5

NOTAS: LM = solo de Lauro Müller; CA = solo de Capão Alto; 0 = controle (sem resíduo); 2,5 = 2,5% de resíduo; 5 = 5% de resíduo; 10 = 10% de resíduo; 20 = 20% de resíduo; SAT = solo artificial tropical. *Significância avaliada usando o teste de Fisher. ^a Germinação de sementes (%; \pm desvio padrão, $n = 5$). ^b Sobrev.: Sobrevivência. ^c Reprod.: Reprodução.

Apêndice U - Caracterização física e química dos solos amostrados. Concentração de metais e arsênio são expressa em mg kg⁻¹ de peso seco. O primeiro solo de cada grupo de solos foi utilizado como referência para aquele grupo.

Grupo	Silte/Argila ^a (%)	Areia fina ^b (%)	Areia grossa ^c (%)	CRA (%)	MO (%)	Cond. (μS cm ⁻¹)	pH ^d	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	Mn	Fe
Grupo 1																
Ref.2	49,0	18,16	32,8	37,1	3,30	295	3,80	15,5		160	42,3	21,3		56,7	107	29000
L0A1	54,5	11,39	34,2	56,0	6,90	157	4,38	54,0		27,6	46,2	163		127	1.166	39.600
L0A2	47,0	15,10	37,8	46,0	4,62	211	5,25	68,6			57,9	176	39,4	64,4	777	46.500
L0A3	46,3	44,65	9,12	43,1	2,99	216	5,21	43,1		25,6	37,1	120		78,2	578	35.000
L0A4	61,7	10,95	27,4	58,0	7,25	409	5,89	44,1			36,9	123	57,0	64,8	1.374	49.000
L0A5	42,9	17,09	40,0	58,0	4,84	419	4,49	34,7		24,8	34,0	63,9		64,1	2.258	45.100
L0B1	40,9	18,05	41,1	63,9	7,02	570	5,50	45,2		25,5	35,2	157		64,5	1.377	26.200
L0B2	42,2	30,17	27,6	48,3	4,76	237	5,73	44,0		25,2	39,1	122		64,7	1.105	29.900
L0B3	41,1	29,44	29,4	65,0	8,33	606	5,79	213		25,3	51,8	648		117	1.949	41.200
L0B4	59,8	14,90	25,3	62,4	8,93	644	5,35	27,8		27,0	33,6	74,6		75,9	2.181	30.600
L0B5	49,7	13,86	36,4	40,5	3,03	157	4,72	25,3		25,2	27,5	33,0		62,3	579	48.300
L0C	40,7	26,50	32,8	61,5	7,35	628	5,63	52,8		26,6	48,1	167	51,0	106	1.199	37.100
L1A5	38,2	28,07	33,7	50,9	3,08	278	5,31	533			134	1.433		169	672	43.100
L1B4	26,0	55,41	18,6	55,0	3,77	289	4,53	843			104	971		62,7		105.200
L1B5	51,8	15,18	33,0	35,5	2,82	257	6,55	194		25,2	47,9	1.350	7,9	97,9	804	61.800
L2A3	54,3	15,25	30,5	67,3	6,25	2.370	4,56	68,9			61,7	88,6		206	1.731	25.300
L2A4	50,1	23,37	26,5	36,6	3,90	90	4,61	33,1		26,9	31,1	110		59,0	894	37.500
L2A5	34,5	29,70	35,8	34,1	3,03	161	5,62	36,1		25,6	28,4	134		64,6	956	29.600
L2B5	59,0	16,45	24,5	47,8	5,80	238	5,56	40,8			88,9	205	49,0	66,3	1.813	43.400
L3A3	55,4	13,84	30,8	39,1	2,99	59	3,48	507			82,1	410	44,7	50,0	409	91.100
L3A4	37,2	25,68	37,1	32,7	2,90	48	4,28	44,3		25,2	40,1	72,5	36,6	42,3	722	50.300
L3A5	28,5	54,45	17,0	36,5	4,69	129	4,83	27,4		25,6	54,1	59,8	43,0	131	1.253	48.600
L5A2	47,7	19,71	32,6	47,8	2,90	311	5,74	34,8			39,6	87,1	40,2	64,2	950	51.700

Continuação.

Apêndice U - (Continua)

Grupo	Silte/Argila ^a (%)	Areia Fina ^b (%)	Areia Grossa ^c (%)	CRA (%)	MO (%)	Cond. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	pH ^d	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	Mn	Fe
L5A3	46,1	31,7	22,2	43,0	4,35	240	4,64	23,7			22,9	49,5	31,6	64,6	1020	35.000
L5A4	54,2	25,0	20,8	50,5	6,45	457	5,42	18,5			29,1	40,1		62,0	984	38.000
L5A5	41,4	9,37	49,2	29,8	2,53	95	6,10	29,0			29,4	46,9	46,5	98,5	1.222	74.700
L5B2	50,6	26,6	22,8	48,6	5,63	315	5,83	69,4		23,1	125	188		327	598	45.200
L5B5	46,6	19,1	34,3	50,7	7,46	467	7,09	22,1			33,0	32,8	29,7	111	653	43.400
L6A2	48,3	30,8	20,9	48,2	6,56	313	4,51	19,3			63,4	53,5		64,0	566	42.400
L6B2	49,6	18,0	32,5	39,4	4,62	164	4,29	18,2		27,9	47,8	44,7		96,5	529	39.000
L6B3	53,3	21,0	25,7	50,3	8,33	222	5,04	18,6		24,9	41,1	53,9	30,2	129	621	44.800
Grupo 2																
L6A3	51,1	31,4	17,5	48,3	4,08	361	4,28	15,7		73,2	47,2	22,8		49,3	490	25.600
L1A1	55,5	31,4	13,1	39,1	4,35	1.980	3,05	826			273	2.255		248		116.600
L1C	58,9	20,4	20,7	33,7	7,46	4.830	2,64	1.276			691	2.549		335	164	220300
L2A2	46,8	33,4	19,8	49,6	5,56	599	3,50	1.465		25,5	320	3.533		149		83.600
L2B4	63,5	11,7	24,8	45,2	4,69	596	2,95	344			166	192		297		153.600
L5B3	62,5	26,8	10,7	77,0	1,79	298	2,83	7.988	0,5		54,2	11.596		925		11.500
L5B4	65,5	25,2	9,32	35,6	4,11	71	4,11	44,3			33,0	104	51,3	61,5	896	50.900
L6A1	63,5	29,7	6,78	49,5	29,2	353	4,36	52,2			60,0	134	43,8	90,7	817	49.300
Grupo 3																
CP	4,0	2,2	93,8	29,7	0,67	28	5,81			276	43,4	19,6		34,6	151	10.200
L1A4	6,24	17,7	76,0	34,9	4,23	482	6,71	518			39,3	1.406		65,6	485	42.400
L2B3	10,5	16,9	72,6	34,9	6,15	2.820	2,56	488			248	4.982		187		38.700
L3A1	0,00	0,16	99,7	12,5	0,00	355	4,63	268	1,0		1.523	6.163	256	18.557	1.032	393.500
L3A2	1,39	22,2	76,5	12,7	0,00	76	5,65	547	1,4		2.430	8.155		18.437	860	393.900
L3B1	3,85	30,9	65,2	23,9	3,85	578	3,13	1.679			976	5.626	150	1.643		293.700
L3C	3,08	22,2	74,7	15,9	1,27	348	3,79	620			1.721	6.115		7.644	794	336.400
L5A1	9,79	26,2	64,0	54,4	21,3	427	4,21	201			344	701	29,2	162	554	65.500

Continuação.

Apêndice U - (Continua)

Grupo	Silte/Argila ^a (%)	Areia Fina ^b (%)	Areia Grossa ^c (%)	CRA (%)	MO (%)	Cond. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	pH ^d	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	Mn	Fe
Grupo 4																
Ref.1	41,7	2,34	55,9	52,9	4,77	610	4,10	18,0		99,3	35,7	17,1	57,8	37,5	408	28.600
L1A2	26,1	26,4	47,5	75,2	14,6	559	4,50	442			872	2904	42,6	396	460	75.900
L1A3	33,9	27,8	38,3	67,3	8,16	588	3,51	8.057			167	26.000		148	767	98.500
L1B1	43,7	10,9	45,4	32,0	5,63	4.830	2,40	3.468			424	10.470		270		181.200
L1B2	15,0	27,0	58,0	29,8	7,46	2.860	2,97	1.240			409	2.026		438	180	180.300
L1B3	40,8	11,9	47,3	35,7	2,74	315	3,73	1.810			368	5.693		136	159	121.800
L2A1	36,6	12,4	51,0	33,6	6,15	778	2,79	1.096			142	1.166		130		140.500
L2B1	15,9	47,1	37,1	34,8	5,00	632	2,85	243			85,7	307		131		62.000
L2B2	36,5	17,3	46,2	51,3	9,23	5.880	2,55	3.606			747	34.534		955		238.700
L2C	39,0	20,5	40,6	30,4	5,08	689	3,17	1.158			211	1.302		158		102.100
L3B2	39,1	18,5	42,4	55,1	7,02	5.020	2,31	61.794	1,1		879	68.725		3.134		189.600
L3B3	47,3	20,4	32,4	36,7	7,69	3.950	2,92	1.893			289	5.258		266	193	102.000
L3B4	40,0	21,7	38,3	48,2	4,62	431	3,23	935	0,6	27,7	216	2.577		62,5		102.300
L3B5	40,7	9,8	49,5	48,7	6,15	83	3,76	32,2		28,3	36,1	65,2	40,9	60,5	974	43.700
L5B1	30,9	20,6	48,6	40,9	27,6	381	3,35	807			488	2.979		149		140.100
L5C	24,2	41,4	34,4	38,5	13,3	126	3,13	391			260	1.440	47,9	63,5		63.200
L6B1	23,3	24,1	52,6	32,6	5,63	315	3,95	172			101	907		41,3	115	37.800
L6C	34,8	19,8	45,4	30,3	9,72	2.380	4,01	675			388	1.057	57,5	99,9	248	127.200

NOTAS: ^a - (ps) < 63 μm ; ^b - 63 μm < ps < 250 μm ; ^c - 250 μm < ps < 2000 μm ; CRA - capacidade de retenção de água; MO - teor de matéria orgânica; Cond. – Condutividade elétrica do solo; ^d - pH medido em 1M KCl.

Apêndice V - Resumo dos testes ecotoxicológicos para cada solo e sua respectiva referência.

Solo	MICROTOX ^{®a}	Germinação <i>A. sativa</i> ^b	Fuga		
			Referência	<i>F. candida</i> ^c Contaminado	% fuga
Grupo 1					
Ref.2	10,01	96,7 ± 0,6	48 ± 2,6 ^d	52 ± 2,6 ^d	0,0
L0A1	18,89	90,0 ± 1,7	48 ± 3,0	40 ± 2,5	9,1
L0A2	100,00	100,0 ± 0,0	27 ± 2,1	63 ± 1,5	0,0
L0A3	11,31	93,3 ± 1,2	52 ± 2,4	41 ± 1,3	11,8
L0A4	36,76	86,7 ± 1,2	45 ± 4,0	51 ± 4,4	0,0
L0A5	14,11	93,3 ± 0,6	50 ± 2,8	45 ± 3,2	5,3
L0B1	23,36	100,0 ± 0,0	59 ± 2,8	39 ± 2,7	20,4
L0B2	32,70	93,3 ± 0,6	59 ± 1,6	34 ± 1,8	26,9
L0B3	48,99	83,3 ± 0,6	40 ± 4,5	56 ± 4,4	0,0
L0B4	16,13	100,0 ± 0,0	61 ± 1,8	36 ± 1,6	25,8
L0B5	11,17	96,7 ± 0,6	49 ± 1,9	50 ± 1,9	0,0
L0C	14,54	90,0 ± 0,0	31 ± 1,9	69 ± 1,9	0,0
L1A5	21,05	90,0 ± 0,0	77 ± 2,9	22 ± 2,3	55,6
L1B4	17,85	96,7 ± 0,6	29 ± 1,9	67 ± 2,6	0,0
L1B5	18,17	73,3 ± 3,1	43 ± 1,1	53 ± 1,1	0,0
L2A3	18,95	96,7 ± 0,6	34 ± 4,2	60 ± 3,7	0,0
L2A4	10,43	83,3 ± 2,9	23 ± 2,3	76 ± 2,7	0,0
L2A5	17,97	96,7 ± 0,6	50 ± 2,0	48 ± 2,2	2,0
L2B5	19,12	93,3 ± 0,6	27 ± 4,6	73 ± 4,6	0,0
L3A3	2,47	90,0 ± 0,0	66 ± 2,0	32 ± 2,1	34,7
L3A4	6,01	93,3 ± 1,2	43 ± 4,3	57 ± 5,7	0,0
L3A5	100,00	96,7 ± 0,6	8 ± 1,3	91 ± 1,6	0,0
L5A2	119,66	76,7 ± 2,3	45 ± 3,1	55 ± 4,3	0,0
L5A3	92,40	86,7 ± 1,2	54 ± 2,8	37 ± 2,6	18,7
L5A4	58,87	83,3 ± 1,5	60 ± 3,7	36 ± 2,8	25,0
L5A5	18,98	96,7 ± 0,6	58 ± 4,3	41 ± 4,4	17,2
L5B2	90,58	96,7 ± 0,6	56 ± 2,9	42 ± 3,0	14,3
L5B5	27,97	100,0 ± 0,0	30 ± 2,9	65 ± 2,4	0,0
L6A2	16,95	86,7 ± 0,6	36 ± 3,2	58 ± 3,8	0,0
L6B2	12,67	86,7 ± 1,2	39 ± 2,2	53 ± 2,3	0,0
L6B3	19,95	96,7 ± 0,6	39 ± 6,6	59 ± 6,6	0,0
Grupo 2					
L6A3	10,63	86,7 ± 1,5	51 ± 1,9 ^d	47 ± 2,2 ^d	0,0
L1A1	2,45	90,0 ± 1,0	81 ± 0,4	12 ± 1,3	74,2
L1C	6,25	0,0 ± 0,0	82 ± 1,8	13 ± 1,3	72,6
L2A2	1,95	66,7 ± 0,6	55 ± 2,9	30 ± 2,2	29,4
L2B4	6,25	86,7 ± 1,2	72 ± 4,0	13 ± 2,1	69,4
L5B3	1,02	53,3 ± 3,1	77 ± 2,9	22 ± 2,9	55,6
L5B4	14,79	90,0 ± 1,0	61 ± 2,5	35 ± 2,1	27,1
L6A1	35,17	73,3 ± 2,1	79 ± 0,8	13 ± 1,7	71,7
Grupo 3					
CP	8,92	100,0 ± 0,0	51 ± 2,4 ^d	49 ± 2,4 ^d	0,0
L1A4	24,29	76,7 ± 0,6*	73 ± 3,5	19 ± 2,0	58,7
L2B3	6,25	0,0 ± 0,0*	85 ± 1,6	7 ± 0,5	84,8
L3A1	25,00	100,0 ± 0,0	77 ± 1,3	14 ± 2,5	69,2
L3A2	18,19	100,0 ± 0,0	80 ± 2,5	15 ± 2,1	68,4
L3B1	1,73	90,0 ± 0,0	90 ± 0,7	4 ± 0,8	91,5
L3C	7,88	96,7 ± 0,6	76 ± 1,8	19 ± 1,8	60,0
L5A1	32,18	90,0 ± 1,7	31 ± 3,8	65 ± 3,0	0,0

Continuação.

Apêndice V - (Continua)

Solo	MICROTOX ^{®a}	Germinação <i>A. sativa</i> ^b	Fuga <i>F. candida</i> ^c		
			Referência	Contaminado	% fuga
Grupo 4					
Ref.1	6,13	56,7 ± 2,9	52 ± 4,9 ^d	48 ± 4,9 ^d	0,0
L1A2	9,55	86,7 ± 1,2	65 ± 3,4	31 ± 2,6	35,4
L1A3	13,77	96,7 ± 0,6	61 ± 4,8	36 ± 4,0	25,8
L1B1	1,56	0,0 ± 0,0	82 ± 2,3	12 ± 1,5	74,5
L1B2	2,91	0,0 ± 0,0	70 ± 1,6	19 ± 2,4	57,3
L1B3	3,84	86,7 ± 0,6	75 ± 2,8	24 ± 2,4	51,5
L2A1	2,36	40,0 ± 2,6	66 ± 3,0	29 ± 2,5	38,9
L2B1	2,27	30,0 ± 5,2	72 ± 6,0	26 ± 1,2	47,8
L2B2	3,13	0,0 ± 0,0	83 ± 2,1	6 ± 1,3	86,5
L2C	5,34	40,0 ± 3,0	71 ± 2,8	20 ± 3,0	56,0
L3B2	0,78	0,0 ± 0,0	71 ± 2,2	9 ± 1,9	77,5
L3B3	6,25	0,0 ± 0,0	81 ± 1,1	6 ± 0,8	86,2
L3B4	2,13	46,7 ± 0,6	72 ± 1,5	22 ± 1,7	53,2
L3B5	2,04	86,7 ± 0,6	19 ± 1,8	69 ± 1,9	0,0
L5B1	37,63	90,0 ± 1,7	51 ± 4,5	34 ± 2,4	20,0
L5C	6,75	93,3 ± 1,2	65 ± 2,5	28 ± 2,4	39,8
L6B1	18,01	90,0 ± 1,0	73 ± 2,9	19 ± 2,3	58,7
L6C	10,81	86,7 ± 1,5	83 ± 2,5	9 ± 1,8	80,4

NOTAS: ^a EC50 (%), ^b germinação de sementes (%; ± desvio padrão, $n = 3$), ^c total de organismos no solo referência e no solo contaminado (± desvio padrão, $n = 5$), ^d duplo controle.

Apêndice X - Germinação (%) de Avena sativa quando expostas ao solo contaminado e sua respectiva referência para cada grupo.

Solo	Germinação <i>A. sativa</i>	Solo	Germinação <i>A. sativa</i>	Solo	Germinação <i>A. sativa</i>	Solo	Germinação <i>A. sativa</i>
Grupo 1		Grupo 2		Grupo 3		Grupo 4	
Ref.2		L6A3		CP		Ref.1	
L0A1	0,820	L1A1	0,928	L1A4	0,001*	L1A2	0,999
L0A2	0,900	L1C	0,000*	L2B3	0,000*	L1A3	0,999
L0A3	0,916	L2A2	0,252	L3A1	0,875	L1B1	0,004*
L0A4	0,676	L2B4	0,875	L3A2	0,875	L1B2	0,004*
L0A5	0,916	L5B3	0,046*	L3B1	0,177	L1B3	0,999
L0B1	0,900	L5B4	0,928	L3C	0,665	L2A1	0,582
L0B2	0,916	L6A1	0,465	L5A1	0,177	L2B1	0,278
L0B3	0,500					L2B2	0,004*
L0B4	0,989					L2C	0,582
L0B5	0,968					L3B2	0,004*
L0C	0,820					L3B3	0,004*
L1A5	0,820					L3B4	0,775
L1B4	0,968					L3B5	0,999
L1B5	0,096					L5B1	0,999
L2A3	0,968					L5C	0,999
L2A4	0,500					L6B1	0,999
L2A5	0,968					L6C	0,999
L2B5	0,916						
L3A3	0,820						
L3A4	0,916						
L3A5	0,968						
L5A2	0,190						
L5A3	0,676						
L5A4	0,500						
L5A5	0,968						
L5B2	0,968						
L5B5	0,900						
L6A2	0,676						
L6B2	0,676						
L6B3	0,968						

NOTAS: significativo, $p \leq 0,05$, avaliado pelo teste de Dunnett, em relação a sua respectiva referência.

Apêndice Y - Valores de risco individuais para cada parâmetro e risco combinado para cada linha de evidência (para cálculos de risco ver Material e Métodos).

Solo	ChLoE (PAF individual)							Combinado ChLoE (msPAF)	EcLoE			Combinado EcLoE	Risco Integrado
	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn		MICROTOX®	Fuga <i>F. candida</i>	Germinação <i>A. sativa</i>		
Grupo 1													
Ref.2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00 ± 0,000	0,00 ± 0,000
L0A1	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,02	0,00	0,09	0,07	0,05 ± 0,082	0,037 ± 0,043
L0A2	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00 ± 0,000	0,022 ± 0,053
L0A3	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,00	0,12	0,03	0,05 ± 0,105	0,033 ± 0,047
L0A4	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,00	0,00	0,10	0,04 ± 0,103	0,021 ± 0,036
L0A5	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,00	0,05	0,03	0,03 ± 0,046	0,018 ± 0,029
L0B1	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,02	0,00	0,20	0,00	0,07 ± 0,204	0,045 ± 0,069
L0B2	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,02	0,00	0,27	0,03	0,11 ± 0,253	0,064 ± 0,114
L0B3	21,5	0,0	0,0	0,0	13,4	0,0	0,0	0,32	0,00	0,00	0,14	0,05 ± 0,138	0,195 ± 0,332
L0B4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,26	0,00	0,09 ± 0,257	0,048 ± 0,116
L0B5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00 ± 0,000	0,000 ± 0,000
L0C	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,03	0,00	0,00	0,07	0,02 ± 0,069	0,025 ± 0,003
L1A5	45,6	0,0	0,0	12,4	25,6	0,0	0,0	0,65	0,00	0,56	0,07	0,25 ± 0,524	0,486 ± 0,478
L1B4	61,2	0,0	0,0	11,4	21,6	0,0	0,0	0,73	0,00	0,00	0,00	0,00 ± 0,000	0,481 ± 0,894
L1B5	18,5	0,0	0,0	0,0	22,5	0,0	0,0	0,37	0,00	0,00	0,24	0,09 ± 0,241	0,241 ± 0,344
L2A3	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00 ± 0,000	0,018 ± 0,044
L2A4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,14	0,05 ± 0,138	0,024 ± 0,059
L2A5	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,00	0,02	0,00	0,01 ± 0,020	0,010 ± 0,007
L2B5	0,5	0,0	0,0	3,2	0,0	0,0	0,0	0,04	0,00	0,00	0,03	0,01 ± 0,034	0,024 ± 0,031
L3A3	39,3	0,0	0,0	3,2	8,0	0,0	0,0	0,46	0,75	0,35	0,07	0,47 ± 0,595	0,464 ± 0,010
L3A4	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,02	0,40	0,00	0,03	0,17 ± 0,383	0,097 ± 0,177
L3A5	0,4	0,0	0,0	2,7	0,0	0,3	0,0	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00 ± 0,000	0,017 ± 0,041
L5A2	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,21	0,07 ± 0,207	0,040 ± 0,085
L5A3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,19	0,10	0,10 ± 0,162	0,051 ± 0,122

Continuação.

Apêndice Y - (Continua)

Solo	ChLoE (PAF individual)							Combinado ChLoE (msPAF)	EcLoE			Combinado EcLoE	Risco Integrado
	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn		MICROTOX®	Fuga <i>F. candida</i>	Germinação <i>A. sativa</i>		
L5A4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,25	0,14	0,14 ± 0,217	0,070 ± 0,166
L5A5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,17	0,00	0,06 ± 0,172	0,031 ± 0,074
L5B2	4,0	0,0	0,0	8,2	0,0	0,0	5,5	0,17	0,00	0,14	0,00	0,05 ± 0,143	0,111 ± 0,144
L5B5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00 ± 0,000	0,000 ± 0,000
L6A2	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,10	0,04 ± 0,653	0,018 ± 0,458
L6B2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,10	0,04 ± 0,103	0,018 ± 0,044
L6B3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00 ± 0,000	0,000 ± 0,000
Grupo 2													
L6A3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00 ± 0,000	0,00 ± 0,000
L1A1	51,4	0,0	0,0	21,2	30,2	0,0	0,0	0,73	0,77	0,74	0,00	0,61 ± 0,755	0,677 ± 0,150
L1C	60,7	0,0	0,0	41,5	31,3	0,0	0,0	0,84	0,41	0,73	1,00	0,95 ± 0,509	0,907 ± 0,127
L2A2	67,4	0,0	0,0	26,7	39,8	0,0	0,0	0,86	0,82	0,29	0,23	0,54 ± 0,557	0,742 ± 0,391
L2B4	27,6	0,0	0,0	10,4	0,0	0,0	0,0	0,35	0,41	0,69	0,00	0,44 ± 0,604	0,395 ± 0,103
L5B3	92,4	0,0	0,0	0,0	60,9	0,0	18,4	0,98	0,90	0,56	0,38	0,70 ± 0,458	0,915 ± 0,334
L5B4	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,00	0,27	0,00	0,09 ± 0,292	0,048 ± 0,101
L6A1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,00	0,72	0,15	0,38 ± 0,103	0,214 ± 0,044
Grupo 3													
CP	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00 ± 0,000	0,00 ± 0,000
L1A4	57,5	0,0	0,0	4,3	32,4	0,0	0,0	0,72	0,00	0,59	0,23	0,32 ± 0,511	0,567 ± 0,497
L2B3	53,0	0,0	0,0	35,4	55,0	0,0	8,7	0,88	0,30	0,85	1,00	0,95 ± 0,637	0,923 ± 0,095
L3A1	44,4	0,0	0,0	84,3	63,1	52,1	96,7	1,00	0,00	0,69	0,00	0,32 ± 0,691	0,981 ± 0,825
L3A2	62,4	0,0	0,0	90,2	68,2	0,0	96,7	1,00	0,00	0,68	0,00	0,32 ± 0,683	0,984 ± 0,833
L3B1	83,3	0,0	0,0	74,4	60,2	36,5	61,2	1,00	0,81	0,91	0,10	0,75 ± 0,765	0,968 ± 0,295
L3C	64,8	0,0	0,0	85,5	62,6	0,0	89,8	1,00	0,12	0,60	0,03	0,30 ± 0,529	0,963 ± 0,853
L5A1	25,3	0,0	0,0	36,2	16,8	2,2	4,9	0,63	0,00	0,00	0,10	0,03 ± 0,100	0,403 ± 0,730

Continuação.

Apêndice Y - (Continua)

Solo	ChLoE (PAF individual)							Combinado ChLoE (msPAF)	EcLoE			Combinado EcLoE	Risco Integrado
	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn		MICROTOX®	Fuga <i>F. candida</i>	Germinação <i>A. sativa</i>		
Grupo 4													
Ref.1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00 ± 0,000	0,00 ± 0,000
L1A2	41,0	0,0	0,0	55,9	38,4	0,6	12,1	0,86	0,00	0,35	0,00	0,14 ± 0,354	0,652 ± 0,886
L1A3	94,4	0,0	0,0	16,1	78,3	0,0	0,0	0,99	0,00	0,26	0,00	0,09 ± 0,257	0,904 ± 1,095
L1B1	84,4	0,0	0,0	34,4	61,6	0,0	4,7	0,96	0,75	0,74	1,00	0,96 ± 0,255	0,961 ± 0,004
L1B2	72,6	0,0	0,0	44,8	81,0	0,0	19,7	0,92	0,53	0,57	1,00	0,94 ± 0,452	0,932 ± 0,024
L1B3	74,2	0,0	0,0	32,9	50,9	0,0	0,0	0,91	0,37	0,52	0,00	0,33 ± 0,461	0,761 ± 0,718
L2A1	63,3	0,0	0,0	13,1	22,1	0,0	0,0	0,75	0,62	0,39	0,29	0,45 ± 0,286	0,630 ± 0,367
L2B1	33,4	0,0	0,0	11,1	9,2	0,0	0,0	0,46	0,63	0,48	0,47	0,53 ± 0,156	0,499 ± 0,085
L2B2	85,6	0,0	0,0	50,1	81,7	0,0	25,5	0,99	0,49	0,87	1,00	0,96 ± 0,457	0,980 ± 0,038
L2C	64,2	0,0	0,0	20,1	23,6	0,0	0,0	0,78	0,13	0,56	0,29	0,35 ± 0,377	0,624 ± 0,524
L3B2	99,8	0,0	0,0	54,0	89,3	0,0	53,3	1,00	0,87	0,78	1,00	0,97 ± 0,195	0,999 ± 0,037
L3B3	72,4	0,0	0,0	23,7	47,1	0,0	0,0	0,89	0,00	0,86	1,00	0,95 ± 0,938	0,924 ± 0,073
L3B4	58,8	0,0	0,0	20,4	35,3	0,0	0,0	0,79	0,65	0,53	0,18	0,49 ± 0,429	0,671 ± 0,366
L3B5	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,67	0,00	0,00	0,31 ± 0,666	0,169 ± 0,370
L5B1	51,2	0,0	0,0	35,0	35,5	0,0	0,0	0,80	0,00	0,20	0,00	0,07 ± 0,200	0,564 ± 0,885
L5C	38,9	0,0	0,0	26,8	26,4	1,8	0,0	0,68	0,00	0,40	0,00	0,16 ± 0,397	0,478 ± 0,638
L6B1	22,7	0,0	0,0	11,2	20,8	0,0	0,0	0,46	0,00	0,59	0,00	0,26 ± 0,586	0,363 ± 0,245
L6C	50,6	0,0	0,0	33,8	20,4	1,1	0,0	0,74	0,00	0,80	0,00	0,42 ± 0,803	0,613 ± 0,395

NOTAS: ChLoE - linha de evidência química; EcLoE - linha de evidência ecotoxicológica.