

UFRRJ
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO

TESE

**Ensaio Ecotoxicológicos como Ferramenta para
Avaliação do Impacto Ambiental de Resíduos de
Mineração Sobre o Solo**

Miriam de Oliveira Bianchi

2013



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

**ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS COMO FERRAMENTA PARA
AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL DE RESÍDUOS DE
MINERAÇÃO SOBRE O SOLO**

MIRIAM DE OLIVEIRA BIANCHI

Sob a Orientação do Professor
Alexander Silva de Resende

e Co-orientação da Pesquisadora
Maria Elizabeth Fernandes Correia

Tese submetida como requisito
parcial para obtenção do grau de
Doutora em Ciências, no Curso
de Pós-Graduação em Agronomia,
Área de Concentração em Ciência
do Solo

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2013

631.4
B577e
T

Bianchi, Miriam de Oliveira, 1981-

Ensaio ecotoxicológico como ferramenta para avaliação do impacto ambiental de resíduos de mineração sobre o solo / Miriam de Oliveira Bianchi – 2013.

104 f.

Orientador: Alexander Silva de Resende.

Tese (doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo.

Bibliografia: f. 79-91.

1. Ciência do solo – Teses. 2. Solos – Poluição – Teses. 3. Solos – Lixiviação – Teses. 4. Fauna do solo – Teses. 5. Alumínio – Teses. 6. Avaliação de riscos ambientais – Teses. I. Resende, Alexander Silva de, 1975-. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo. III. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta tese, desde que citada a fonte.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA - CIÊNCIA DO SOLO**

MIRIAM DE OLIVEIRA BIANCHI

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutora em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo.

TESE APROVADA EM 27/02/2013.

Maria Elizabeth Fernandes Correia. Dra. Embrapa Agrobiologia
(Co-Orientadora)

Maria Edna Tenório Nunes. Dra. NEEA/CRHEA/EESC/USP

Daniel Vidal Pérez. Dr. Embrapa Solos

Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho. Dr. UFRRJ

Eduardo Francia Carneiro Campello. Dr. Embrapa Agrobiologia

AGRADECIMENTOS

♪ “Bons momentos temos pra viver essa é a certeza do meu coração, nessa vida tudo vai passar pra mim essa é a hora de prevalecer. Com Jesus eu sei, somos vencedores... basta sempre acreditar!” ♪

Se dissermos que o tempo voa parece chavão rs... mas levando em conta tudo que vivemos durante cada período que nos dedicamos aos cursos de pós-graduação e as diferentes etapas que são cumpridas durante cada processo, percebemos somente ao final de tudo o quanto estamos ‘ligeiramente’ mais maduros. Eu agradeço primeira, principal e fundamentalmente a Deus pela oportunidade de ter vivido cada uma dessas etapas.

Outra coisa essencial que aprendemos é que em nada podemos chegar ao final como vencedores se não pudermos contar com aqueles que estão ao nosso redor, dando apoio, incentivo, lições, puxões de orelha e, é claro e sem dúvidas, muita alegria. Eu particularmente sou uma pessoa muito privilegiada. Em todas as situações o Senhor sempre me disponibilizou um ‘anjo’. Nas tarefas diárias para a elaboração da tese, eu agradeço pela vida da Betinha, a ‘mente pensante’ (rs) de tudo que fazemos. Nos momentos de dúvida sempre uma palavra de escape e consolo, que já traziam consigo uma solução. Nas conversas informais sempre iniciativas de incentivo, positivas e com uma prospecção gloriosa para um “*grand finale*”. Obrigada por tudo!

A confiança depositada no sucesso do trabalho é o que me faz agradecer de coração ao Alex (Orientador). O caráter da sua orientação durante esses quatro anos foi certamente expresso na tranquilidade e disponibilidade que sempre demonstrou em todas as situações. Agradeço muito por investir e estar presente nessa escalada!

O convívio diário aproxima de forma extraordinária as pessoas. E conosco no Laboratório de Fauna não tem como ser diferente! Agradeço à Itaynara, ao Rafael, à Sandra, à Fernandinha, à Eloísa, à Khadidja e com certeza ao meu camarada Robertinho pelo apoio e diversões sempre presentes no nosso dia a dia.

Em se tratando de perspectivas para o futuro, aprendi que as minhas precisam estar sempre ligadas às promessas de Deus para cada um de nós. E ainda, que no cumprimento de cada uma delas, temos o privilégio de tornar participantes todos aqueles ao nosso redor que fazem parte do Elo maravilhoso de amor que nos une. Aqui agradeço pela presença sempre real da minha família Comunidade Evangélica de Seropédica: tão participante, acolhedora, atenta a cada uma das necessidades. À minha sempre presente Pastora e amiga Dulce Viana, uma figura especial e modificadora da história contada diariamente no meu livro da vida.

Ao meu pai Waldir, à minha mãe Maria das Graças, aos meus irmãos Rinaldo e Cecília. Inicialmente formávamos uma família de cinco, e agora... tudo cresceu! Novas famílias foram geradas do coração de Deus e delas, frutos do amor despertado em cada coração. Agradeço aos meus cunhados Jany e Márcio que por nos darem a graça de fazerem parte de nossa família, e ainda nos deram de presente Paôla e Vítor, figurinhas carimbadas e muito amadas.

Nessa trajetória profissional temos a oportunidade de viver momentos incríveis e inesquecíveis. Passam por nós pessoas que marcam ainda que sua estadia ao nosso lado seja por um pequeno espaço de tempo (mais exatamente 7 meses, rsrs). Eu vivi essa experiência, convivendo com pessoas extraordinárias durante o período de Doutorado Sanduíche em Coimbra – Portugal. Agradeço ao Prof. José Paulo pela recepção tão calorosa e o conhecimento tão precioso. À Matilde pela dedicação incessante e diária para que todo o trabalho fosse realizado com clareza e credibilidade, sem contar com as lições básicas que cada pessoa pode nos oferecer durante o convívio. Ao Prof. Rui Ribeiro pelas portas abertas e

a prontidão em esclarecer cada etapa. Aos meus colegas de laboratório, Tiago Natal-da-Luz, Carla Sofia, Katia, Luiz Iunes, Franciane, Andressa, Lucio, e muitos outros.

É bom quando você retorna para casa após um dia de trabalho com a certeza de que irá encontrar com pessoas agradáveis e que te fazem bem. Agradeço pelo carinho que recebi de Dona Irene durante esses sete meses “fora de casa”. Uma companhia sempre prestativa e apaziguadora. Um grande abraço!

Agradeço à Prof. Lucia Helena Anjos, ao Prof. Marcos Gervasio e aos componentes da secretaria do Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo pelo apoio e a paciência durante o curso.

A CAPES agradeço pelo apoio financeiro, que proporcionou a minha dedicação exclusiva ao trabalho.

RESUMO GERAL

BIANCHI, M. O. Ensaio ecotoxicológicos como ferramenta para avaliação do impacto ambiental de resíduos de mineração sobre o solo 2013. 91f. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

Os estudos foram realizados parte na Universidade de Coimbra – Portugal (Laboratório de Ecotoxicologia de Solos e Instituto de Pesquisas Marinhas-IMAR) e parte nas instalações da Embrapa Agrobiologia – RJ. Originada do processo de beneficiamento do alumínio, a lama vermelha (*lama vermelha*), é gerada a partir do refino da bauxita para produção de alumina (Al_2O_3). Caracterizada como material de alta alcalinidade e grande quantidade de sais, associado à grande quantidade produzida anualmente pelas indústrias, o descarte desse material necessita de inúmeros cuidados. Nesse sentido, estudos que envolvam a análise dos possíveis efeitos da utilização e aplicação desse material tanto no solo como sobre as fontes de água surgem como ferramentas fundamentais para minimizar danos, seja para a comunidade biológica do solo, como de corpos hídricos. Os objetivos deste estudo foram avaliar a toxicidade intrínseca da lama vermelha sobre organismos em solo artificial (Capítulo I); e em solos naturais (Capítulo II); e sobre organismos aquáticos (Capítulo III) em consequência da lixiviação da solução do solo contaminado. Para os ensaios ecotoxicológicos com organismos de solo foram estudados dois ‘tipos’ do resíduo, a saber, a lama vermelha “In Natura” e “Filtrado” (com redução de 3% no teor de Na). As concentrações ensaiadas foram inicialmente 0, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80 e 90% do resíduo “In Natura”, e em seguida, definidas novas doses de 0, 2,5, 5, 10, 20, 30 e 40% de resíduo “In Natura” e também do “Filtrado”, além de dois tipos de solo coletados na mesma região (Poços de Caldas - MG) onde ocorrem jazidas de bauxita. No Capítulo I foi verificada uma considerável diferença na sensibilidade dos organismos testados. Os resultados demonstraram que a lama vermelha inibiu fortemente a reprodução para cada um deles. O alto teor de sódio ($Na^+ = 18500,9 \text{ mg L}^{-1}$) é provavelmente o fator mais deletério para a reprodução dessas espécies, não tendo sido minimizada a toxicidade pelo tratamento aplicado à lama para a redução desse sal. No capítulo II foi possível observar um incremento dos efeitos dessa toxicidade quando associado a solos naturais. Ainda assim, características particulares de cada solo permitem alcançar resultados particulares para cada ambiente testado. No Capítulo III o resíduo “In Natura” mostrou-se tóxico para todos os organismos aquáticos estudados.

Palavras-chave: Fauna do Solo. Alumínio. Risco Ambiental.

GENERAL ABSTRACT

BIANCHI, M. O. **Ecotoxicological assays as a tool for environmental impact assessment of mining waste on soil.** 2013. 91p. Thesis (Doctor Science in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

The studies were carried part of the University of Coimbra - Portugal (Ecotoxicology Laboratory of Soil and Marine Research Institute-IMAR) and part of the premises of Embrapa Agrobiologia - RJ. Originated from the beneficiation process aluminum, red mud (red mud), is generated from the refining of bauxite to produce alumina (Al_2O_3). Characterized as material of high alkalinity and large amount of salts associated with a huge amount produced annually by industries, the disposal of this material requires innumerable care. Accordingly, studies involving the analysis of the possible effects of the use and application of this material in the soil and on water sources emerge as key tools to minimize damage, either to the soil biological community, as water bodies. The aim of this study were assessing the intrinsic toxicity of red mud in soil organisms in artificial soil (Chapter I), and In Natural soil (Chapter II); end on aquatic organisms (Chapter III) as a result of leaching from contaminated soil solution. For ecotoxicological tests with soil organisms we studied two 'types' of waste, namely the red mud "In Natura" and "Filtered" (with a 3% reduction in the content of Na). The concentrations tested were initially 0, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80 and 90% of the residue "In Natura", and then set new doses of 0, 2.5, 5, 10, 20, 30 and 40% residual In Natura and also the "Filtered", and two types of soil collected in the same region (Poços de Caldas - MG) where there are deposits of bauxite (Alcoa). In Chapter a considerable difference in the sensitivity of the test organisms was checked. The results showed that the red mud strongly inhibited reproduction for each. The high sodium concentration ($\text{Na}^+ = 18500.9 \text{ mg L}^{-1}$) is probably the most deleterious factor for the reproduction of these species and has not been minimized toxicity by treatment applied to the sludge to reduce this salt. In Chapter II was observed an increase in the effects of the toxicity associated with natural soils. Still, the particular characteristics of each soil allow achieving particular outcomes for each environment tested. In Chapter III the residue "In Natura" proved toxic to all aquatic organisms studied.

Keywords: Soil Fauna. Aluminium. Environmental Risk.

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Análise química do resíduo sólido alcalino de bauxita “In Natura”: pH, CE, Na ⁺ , teores de nutrientes e metais pesados.	7
Tabela 2. Composição química da lama vermelha (%) gerada em diferentes países (adaptado de SILVA FILHO et al., 2007).	9
Tabela 3. Avaliação química de alguns parâmetros realizada com amostras brutas e material solubilizado de Resíduo do Refino de Bauxita coletadas na ALUMAR – Consórcio de Alumínio do Maranhão.	10
Tabela 4. Maior concentração de efeito não observado (CENO), menor concentração com efeito observado (CEO), concentração que exerce efeito sobre 20% (CE ₂₀) e 50% (CE ₅₀) da reprodução (intervalos com 95% de confiança), e concentração letal a 50% da população (CL ₅₀), referentes à toxicidade da lama vermelha “In Natura” e “Filtrado” testada com solo OECD 5%, utilizando-se ensaios de reprodução com colêmbolos (<i>Folsomia candida</i>).	30
Tabela 5. Concentração efetiva (CE ₅₀) do resíduo de extração de alumina “In Natura” e “Filtrado” suficiente para levar à fuga 50% das minhocas <i>E. andrei</i>	33
Tabela 6. Concentração efetiva que inibe o crescimento e a reprodução da minhoca <i>Eisenia andrei</i> em 50% (CE ₅₀), e concentração letal a 50% da população (CL ₅₀), quando da aplicação do resíduo de bauxita “In Natura” e “Filtrado” testados com solo artificial.	37
Tabela 7. Concentração que exerce efeito sobre 20% (CE ₂₀) e 50% (CE ₅₀) da reprodução (intervalos com 95% de confiança), e concentração letal a 50% da população (CL ₅₀), referentes à toxicidade da lama vermelha “In Natura” e “Filtrado” testada com solo artificial, utilizando-se ensaios de reprodução com <i>Enchytraeus crypticus</i>	38
Tabela 8. Maior concentração de efeito não observado (CENO) e menor concentração com efeito observado (CEO) dos resíduos de bauxita “In Natura” e “Filtrado” sobre os parâmetros massa seca de parte aérea (MSPA), massa seca de raiz (MSR) e comprimento (CO) das plantas de Milho (<i>Zea mays</i>) e Soja (<i>Glycine max</i>).	41
Tabela 9. Concentração que exerce efeito sobre 20 e 50% da germinação das plantas de Milho (<i>Zea mays</i>) e Soja (<i>Glycine max</i>) ao serem expostas aos resíduos de bauxita “In Natura” e “Filtrado”.	42
Tabela 10. Concentração que exerce efeito sobre 20 e 50% do desenvolvimento das plantas de Milho (<i>Zea mays</i>) e Soja (<i>Glycine max</i>), verificado a partir dos parâmetros vegetativos massa seca de parte aérea e raiz, ao serem expostas aos resíduos de bauxita “In Natura” e “Filtrado” por 21 dias.	42
Tabela 11. Análise dos solos utilizados nas análises ecotoxicológicas com organismos de solo, coletados em Poços de Caldas - MG.	47
Tabela 12. Maior concentração de efeito não observado (CENO), menor concentração com efeito observado (CEO), concentração que exerce efeito sobre 20% (CE ₂₀) e 50% (CE ₅₀) da reprodução (intervalos com 95% de confiança), e concentração letal a 20 e 50% da população (CL ₂₀ e CL ₅₀), referentes à toxicidade da lama vermelha “In Natura” e “Filtrado” testada com Solo Natural argiloso, utilizando-se ensaios de reprodução com colêmbolos <i>Folsomia candida</i> . * Ensaios realizados com as mesmas diluições.	50
Tabela 13. Concentração efetiva (CE ₅₀) do resíduo de extração de alumina “In Natura” e “Filtrado” suficiente para levar à fuga 50% das minhocas <i>E. andrei</i>	52

Tabela 14. Concentração efetiva (CE ₅₀) do resíduo de extração de alumina “In Natura” e “Filtrado” suficiente para impedir o crescimento de pelo menos 20 e 50% das sementes de milho e soja em solo natural.....	57
Tabela 15. Concentração (mg/L) que exerce efeito sobre 20% (CE ₂₀) e 50% (CE ₅₀) da emissão de luz de <i>Vibrio fischeri</i> , referentes à toxicidade da lama vermelha “In Natura” (intervalos com 95% de confiança).....	67
Tabela 16. Taxa de crescimento da alga (/d) <i>P. subcapitata</i> na presença e ausência de nutrientes para os tratamentos com diferentes doses do resíduo de bauxita “In Natura” (%). Letras minúsculas correspondem à diferença estatística no mesmo tratamento, na mesma linha, para a presença ou não do nutriente ($p \leq 0,05$).....	69
Tabela 17. Concentração (%) que exerce efeito sobre 20% (CE ₂₀) e 50% (CE ₅₀) do crescimento celular da alga verde <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> , referentes à toxicidade da lama vermelha “In Natura” (intervalos com 95% de confiança).	70
Tabela 18. Percentual de mortalidade de <i>D. magna</i> quando expostas às diferentes concentrações do eluato do resíduo de bauxita durante os períodos de 24h e 48h. Concentração letal a 20 % (CL ₂₀) e 50% (CL ₅₀) da população. Intervalo de confiança de 95%.	70
Tabela 19. Concentração (%) que exerce efeito sobre 20% (CE ₂₀) e 50% (CE ₅₀) da reprodução do microcrustáceo <i>D. magna</i> em diferentes séries de diluições do resíduo de bauxita “In Natura”, levando em conta apenas exemplares sobreviventes e vivos e mortos (intervalos com 95% de confiança).	74

INDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** Fluxograma do processo de produção do resíduo alcalino do refino da fábrica da Alumar.6
- Figura 2.** Fluxograma e Esquema do Processo Bayer (Adaptado de WAO, 2003). (SILVA FILHO, 2007).8
- Figura 3.** Fotografia das doses de resíduo preparadas para o ensaio com colêmbolos em solo artificial (A) e *F. candida* em detalhe (B).23
- Figura 4.** Fotografia Do ensaio de fuga com minhocas. Réplica demonstrando a divisão entre a dose 30% de resíduo “In Natura” e o solo artificial controle (A); dose 20% do resíduo “Filtrado” e o solo natural controle (B); réplicas do ensaio com solo natural (C); e réplicas durante as 48 horas de ensaio.23
- Figura 5.** Fotografia de um exemplar de *Enchytraeus crypticus* (A); sequência de procedimentos para a avaliação do ensaio de reprodução com os enquitreídeos, coloração (B), lavagem da amostra (C), extração (D), organismos coloridos (E) e contagem (F).25
- Figura 6.** Fotografia do experimento de crescimento de plantas em casa de vegetação. Parte das réplicas disposta sobre a bancada (A); Plantas de milho (B) e soja (C) em solo artificial com 5% de matéria orgânica atuando como controle do experimento; comparação entre o crescimento das plantas de milho nos tratamentos controle, 2.5% e 5% do resíduo “In Natura” (D); comparação entre o crescimento das plantas de soja nos tratamentos controle, 2.5% e 5% do resíduo “Filtrado” (E).26
- Figura 7.** Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina “In Natura” (lama vermelha) em solo OECD 5% sobre a reprodução de colêmbolos (*F. candida*). Número de juvenis (média + erro) e mortalidade após 28 dias de exposição ao resíduo - * corresponde à diferença estatística ($p \leq 0,05$ pelo teste de Dunnett) da dose quando comparada ao controle, para o número médio de juvenis.28
- Figura 8.** Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina (lama vermelha) “In Natura” e “Filtrado” sobre a reprodução de colêmbolos (*F. candida*) em solo artificial OECD 5 %. Numero médio de juvenis (média + erro) após 28 dias de exposição ao resíduo. * corresponde à diferença estatística ($p \leq 0,05$ pelo teste de Dunnett) da dose quando comparada ao controle, para o número médio de juvenis. ..29
- Figura 9.** Relação entre o número médio de juvenis e o percentual de sobrevivência de *Folsomia candida* após 28 de exposição aos resíduos de extração de alumina “In Natura” (A) e “Filtrado” (B) para cada valor de condutividade elétrica (dS m^{-1}), pH (unidade) e dose de resíduo de bauxita (%). Terceira sequência de valores do eixo horizontal (eixo x) corresponde às doses de resíduo estudadas em percentual.31
- Figura 10.** Média do percentual de fuga para as quatro réplicas, cada uma com 10 minhocas (*E. andrei*) após 48 de exposição às diferentes doses do resíduo de extração de alumina “In Natura” (A) e “Filtrado” (B) quando contrastadas a um solo artificial controle com 5% de matéria orgânica. Linha pontilhada indica os tratamentos onde houve fuga das minhocas para o solo controle em pelo menos 80%. Quadro ao lado define as doses de resíduo em percentual, condutividade elétrica verificada no início do ensaio e quantidade de sódio presente.32
- Figura 11.** Número médio de juvenis por adulto sobrevivente da minhoca *Eisenia andrei* após 28 dias de exposição às diferentes doses de resíduo de bauxita “In Natura” e “Filtrado”.34

- Figura 12.** Variação do peso da minhoca *Eisenia andrei* após 28 dias de exposição às diferentes doses de resíduo de bauxita “In Natura” e “Filtrado”. Valores dos tratamentos também representados pelo teor de sódio presente nas doses de cada resíduo e condutividade elétrica medida para cada mistura. Linha corresponde ao peso inicial contado como 100%. 35
- Figura 13.** Fotografias mostrando o aumento de massa das minhocas teste expostas a 5% (A e B) e 10% (C e D) dos resíduos “In Natura” e “Filtrado”..... 36
- Figura 14.** Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina “In Natura” e “Filtrado” em solo artificial sobre a reprodução e mortalidade de *Enchytraeus crypticus*. Barras representam o número de juvenis e as linhas a mortalidade, após 28 dias de exposição. Asteriscos indicam diferença significativa da dose com o controle para os dois resíduos pelo teste de Dunnett ($p<0,05$). 38
- Figura 15.** Percentual de plantas emergentes das espécies *Zea mays* (milho) e *Glycine max* (soja) estudadas nas diferentes doses dos resíduos de bauxita “In Natura” e “Filtrado”. 39
- Figura 16.** Massa seca de raiz (MSR), massa seca de parte aérea (MSPA) e comprimento (CO) das espécies *Zea mays* (milho) e *Glycine max* (soja) expostas aos dois resíduos de bauxita “In Natura” e “Filtrado” em diferentes concentrações. Valor médio por planta + erro padrão. Asteriscos representam as únicas doses que não apresentaram diferença significativa quando comparados aos seus respectivos controles pelo teste de Dunnett ($p\leq 0,05$)..... 40
- Figura 17.** Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina (lama vermelha) “In Natura” e “Filtrado” sobre a reprodução de colêmbolos (*F. candida*) em solo natural. Numero médio de juvenis (média + erro) após 28 dias de exposição ao resíduo..... 48
- Figura 18.** Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina (lama vermelha) “In Natura” e “Filtrado” sobre a mortalidade de colêmbolos (*F. candida*). 50
- Figura 19.** Média do percentual de fuga para as quatro réplicas, cada uma com 10 minhocas (*E. andrei*) após 48 de exposição às diferentes doses do resíduo de extração de alumina “In Natura” (A) e “Filtrado” (B) quando contrastadas a um solo natural. Linha pontilhada indica os tratamentos onde houve fuga das minhocas para o solo controle em pelo menos 80%. Quadro ao lado define as doses de resíduo em percentual, condutividade elétrica verificada no início do ensaio e quantidade de sódio presente. 51
- Figura 20.** Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina “In Natura” e “Filtrado” em solo OECD 5% sobre a reprodução e mortalidade de *E. andrei*. Barras representam o número de juvenis e as linhas a mortalidade, após 28 dias de exposição. * indicam diferença significativa da dose com o controle para os dois resíduos pelo teste de Dunnett ($p<0,05$). 53
- Figura 21.** Variação do peso da minhoca *Eisenia andrei* após 28 dias de exposição às diferentes doses de resíduo de bauxita “In Natura” e “Filtrado” em solo natural. Linha corresponde ao peso inicial contado como 100%. 54
- Figura 22.** Fotografias mostrando o aumento de massa das minhocas teste expostas a 2,5% (A) e 30% (B e C) dos resíduos “In Natura” e “Filtrado” respectivamente; vista geral das réplicas durante todo o período experimental. 54
- Figura 23.** Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina “In Natura” (lama vermelha) em solo natural sobre a reprodução e mortalidade de *Enchytraeus crypticus*. Número de juvenis e mortalidade após 28 dias de exposição ao resíduo. Barras indicam o número médio de juvenis, enquanto as linhas indicam o percentual de mortalidade. 55

- Figura 24.** Percentual de plantas emergentes das espécies *Zea mays* (milho) e *Glycine max* (soja) estudadas nas diferentes doses dos resíduos de bauxita “In Natura” (barras) e “Filtrado” (linhas). 56
- Figura 25.** Fotografia das réplicas dispostas na bancada ao longo do experimento (A); solo artificial com 30% de resíduo “In Natura” (B); plantas de milho germinadas em solo natural com 2,5% do resíduo “In Natura” (C). 57
- Figura 26.** Fotografia do ensaio de crescimento com as algas *Pseudokirchneriella subcapitata*. Diluições preparadas com o resíduo de bauxita “In Natura” (A) e ensaio já montado sob iluminação constante (B). 63
- Figura 27.** Fotografia do ensaio de reprodução com *D. magna*. Réplicas preparadas com as diferentes diluições do resíduo de bauxita “In Natura” aguardando inserção dos organismos (A) e exemplar de *D. magna* retirado do tratamento controle (B). 64
- Figura 28.** Fotografia do ensaio de crescimento com larvas de *C. riparius*. Réplicas durante o experimento sendo aeradas (A) e exemplar da larva após o período experimental, secas em estufa (B). 65
- Figura 29.** Luz emitida (Lt) pela bactéria *Vibrio fischeri* após 5 minutos de exposição às diferentes doses do resíduo proveniente da extração de alumina. 67
- Figura 30.** Taxa de crescimento da alga *P. subcapitata* nas diferentes concentrações de resíduo de bauxita estudadas, em relação ao crescimento evidenciado no tratamento controle, sem adição do resíduo. * e + - correspondem à diferença significativa observada quando comparadas as doses com e sem nutrientes, respectivamente, ao controle, pelo teste de Dunnett ($p \leq 0,05$). 69
- Figura 31.** Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina (lama vermelha) sobre a reprodução de *Daphnia magna* no primeiro ensaio. Coluna - Número de juvenis por fêmea sobrevivente (média + erro); e Linha - número de fêmeas sobreviventes após 21 dias de exposição ao resíduo - * corresponde à diferença estatística ($p \leq 0,05$) da dose quando comparada ao controle. 71
- Figura 32.** Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina (lama vermelha) sobre a reprodução de *Daphnia magna* no segundo ensaio. Coluna - Número de juvenis por fêmea sobrevivente (média + erro); e Linha - número de fêmeas sobreviventes após 21 dias de exposição ao resíduo - * corresponde à diferença estatística ($p \leq 0,05$) da dose quando comparada ao controle. 72
- Figura 33.** Soluções com diferentes doses do eluato proveniente do resíduo de bauxita, onde um organismo da espécie *D. magna* foi exposto em cada réplica por 48 horas. Foto realizada momentos antes da troca do meio usado (na foto) pelo meio novo. Seta representa a aparência cristalina e o precipitado castanho verificados no tratamento com 40% de eluato observada em todo o período do experimento. 73
- Figura 34.** Teor de alumínio (mg L^{-1}) presente nas soluções com diferentes concentrações do resíduo de bauxita “In Natura” utilizadas nos ensaios de reprodução com *D. magna*, representando a solução nova e a solução usada, retirada após dois dias de permanência com as fêmeas. A linha representa o número de animais mortos em cada concentração, durante o ensaio de 21 dias. 74
- Figura 35.** Efeito de diferentes concentrações de eluato proveniente do resíduo de extração de alumina (lama vermelha) sobre o crescimento da larva de sedimento *C. riparius*. Peso seco das larvas (mg) (média + erro) e mortalidade ao final de dez de exposição ao resíduo/sedimento - * - corresponde à diferença estatística ($p \leq 0,05$) da dose quando comparada ao controle. 75

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL	2
2.1. Resíduos Sólidos.....	2
2.1.1. Resíduos Sólidos industriais.....	2
2.1.2. Classificação de resíduos sólidos	4
2.2. Resíduo de Bauxita - Geração e Caracterização	5
2.3. Importância de Estudos Ecotoxicológicos	12
2.3.1. Abordagens gerais em ecotoxicologia.....	12
2.3.2. Caracterização e seleção de organismos teste	16
2.3.3. Diversificação de organismos-teste.....	17
3. CAPÍTULO I AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DA TOXICIDADE INTRÍNSECA DO RESÍDUO DE EXTRAÇÃO DE ALUMINA (LAMA VERMELHA) SOBRE ORGANISMOS DE SOLO	19
3.1. RESUMO.....	20
3.2. ABSTRACT.....	20
3.3. INTRODUÇÃO	21
3.4. MATERIAL E MÉTODOS	22
3.4.1. <i>Folsomia candida</i>	22
3.4.2. <i>Eisenia andrei</i>	23
3.4.3. <i>Enchytraeus crypticus</i>	24
3.4.4. Germinação de sementes.....	25
3.4.5. Análise dos dados.....	27
3.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	28
3.5.1. <i>Folsomia candida</i>	28
3.5.2. <i>Eisenia andrei</i>	32
3.5.3. <i>Enchytraeus crypticus</i>	37
3.5.4. Crescimento de Plantas	39
3.6. CONCLUSÕES	43
4. CAPÍTULO II ESTUDO DO POTENCIAL TÓXICO DA LAMA VERMELHA SOBRE ORGANISMOS EDÁFICOS EM SOLOS NATURAIS	44
4.1. RESUMO.....	45
4.2. ABSTRACT.....	45
4.3. INTRODUÇÃO	46
4.4. MATERIAL E MÉTODOS	47
4.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
4.5.1. <i>Folsomia candida</i>	48
4.5.2. <i>Eisenia andrei</i>	51
4.5.3. <i>Enchytraeus crypticus</i>	55
4.5.4. Crescimento de Plantas	55
4.6. CONCLUSÕES	58
5. CAPÍTULO III GRAU DE TOXICIDADE DO RESÍDUO DE EXTRAÇÃO DE ALUMINA SOBRE ORGANISMOS AQUÁTICOS	59
5.1. RESUMO.....	60

5.3. INTRODUÇÃO	61
5.4. MATERIAL E MÉTODOS	62
5.4.1. Ensaio Ecotoxicológicos.....	62
5.4.2. Análise dos Dados	66
5.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	67
5.5.1. <i>Vibrio fischeri</i>	67
5.5.2. <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	68
5.5.3. <i>Daphnia magna</i>	70
6.1. CONCLUSÕES	77
6. CONCLUSÕES GERAIS.....	78
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	79

1. INTRODUÇÃO GERAL

Em se tratando do produto proveniente de atividades industriais, o número crescente de resíduos gerados em quantidades cada vez maiores tem exigido tanto de seus geradores quanto da sociedade, soluções e investimentos mais eficientes e que satisfaçam de uma forma ampla tanto a demanda competitiva da atividade no mercado como a sua responsabilidade social e ambiental. Em complemento, tem-se hoje um aumento da industrialização em países ainda em estágio de desenvolvimento, alocadas em regiões sem um preparo específico seja para processar o resíduo gerado ou mesmo para armazená-lo adequadamente. Nessa ótica surgem as alternativas para minimizar desde a quantidade gerada até seus possíveis efeitos decorrentes de uma disposição no ambiente. Encontram-se aí mudanças adequadas no processo de produção, a redefinição do próprio produto a ser obtido, ou mesmo estudos que envolvam a análise dos possíveis efeitos da utilização e aplicação desse material tanto no solo como sobre as fontes de água. Caracterizada como material de alta alcalinidade, grande quantidade de sais e textura argilosa, a lama vermelha (red-mud) proveniente do refino da bauxita para produção de alumina (Al_2O_3) necessita de inúmeros cuidados quando se trata do seu descarte no meio ambiente.

Atualmente o descarte desse resíduo é feito em grandes reservatórios selados que se tornam inapropriados para qualquer tipo de utilização. No Brasil, terceiro maior produtor de alumina, há uma proposta de processamento do resíduo para reduzir sua alcalinidade e teores de sódio, o que permite sua volta às minas originais.

Seguindo essa idéia, a hipótese desse estudo considera que avaliações ecotoxicológicas, que envolvem a caracterização da toxicidade do resíduo sobre organismos vivos presentes no ambiente podem ser considerados como ferramenta capaz de trazer informações relevantes no que diz respeito a uma nova proposta para descarte desse material.

Assim, para essa verificação foram realizados estudos com diferentes organismos. No Capítulo I e no Capítulo II com espécies edáficas, respectivamente em solo artificial para o conhecimento da toxicidade intrínseca da lama, e em solo natural para prospecção do comportamento de cada espécie após a reação do contaminante com as diferentes características do solo selecionado. Objetivando conhecer o grau de toxicidade do lixiviado proveniente da lavagem do resíduo após ser depositado sobre o solo, no Capítulo III foram realizados ensaios com organismos aquáticos que compõem diferentes níveis da cadeia trófica.

2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL

2.1. Resíduos Sólidos

Ao se pensar nas alternativas possíveis para descarte de resíduos, alguns conceitos surgem como ferramenta auxiliar na definição mais apropriada para a destinação final. Assim conforme a NBR 10.004, da Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT – resíduos sólidos são definidos como “Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, subdivididos de acordo com a atividade da qual são resultantes: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição”.

2.1.1. Resíduos Sólidos industriais

Segundo Resolução nº 313 (2002) do CONAMA, resíduos sólidos industriais são definidos como “todo o resíduo que resulte de atividades industriais e que se encontre nos estados sólido, semi-sólido, gasoso - quando contido, e líquido - cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgoto ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água e aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição”.

2.1.2. Breve histórico

Leis e diretrizes aplicáveis para um desenvolvimento ambiental sustentável, baseado na preservação e proteção do meio ambiente, são recentes e muitas ainda em caráter de definição e aprovação.

Em um histórico dos movimentos precursores, bem como aqueles ocorridos ao longo do tempo no que tange à formação e elaboração de planos e estratégias para melhoria e manutenção de boas qualidades ambientais, destaca-se a primeira Conferência Mundial sobre Meio Ambiente Humano, realizada em 1972 em Estocolmo, onde foram estabelecidas as diretrizes e princípios que contemplavam a preservação e conservação do meio ambiente e onde se convencionou os caminhos necessários para a construção de um desenvolvimento sustentável, de maneira que o desenvolvimento econômico não se desse alheio às preocupações ambientais (Projeto de Lei, 1991).

Dez anos mais tarde, em 1982 por ocasião da reunião da Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento foi confeccionado o Relatório de Brundtland, a partir do qual se deu incentivo ao que se conhece por desenvolvimento sustentável. Nele foi enfatizada a necessidade de uma nova relação “ser humano-meio ambiente”, em virtude da evidente incompatibilidade entre os padrões de produção e consumo vigentes, o uso racional dos recursos naturais e a capacidade de suporte dos ecossistemas (RELATÓRIO...2010; PROJETO DE LEI, 1991).

Um passo importante se deu no início da década de 90, com a realização da Eco-92, realizada no Rio de Janeiro, em busca de conciliar o desenvolvimento socioeconômico com a conservação e proteção dos ecossistemas da Terra. Foi um evento de grande importância para a consolidação do conceito de desenvolvimento sustentável, conceito este fundamentado na utilização racional dos recursos naturais de maneira que possam estar disponíveis para as futuras gerações, garantindo a construção de uma sociedade mais justa, do ponto de vista ambiental, social, econômico e de saúde (Projeto de Lei, 1991). Iniciou-se, também na Eco

92, a reflexão sobre a gestão de resíduos, buscando combater a causa principal do problema da seguinte forma hierarquizada: a não geração de resíduos; a minimização da geração; a reutilização; a reciclagem; o tratamento; e a disposição final (PNUMA, 2004).

No Brasil, as primeiras iniciativas legislativas para a definição de diretrizes voltadas aos resíduos sólidos surgiram no final da década de 80, a partir de onde se discutiram mais de 100 projetos de lei, os quais, por força de dispositivos do Regimento Interno da Câmara dos Deputados, encontram-se apensados ao Projeto de Lei nº 203, de 1991 que dispõe sobre acondicionamento, coleta, tratamento, transporte e destinação dos resíduos de serviços de saúde (PROJETO DE LEI, 1991). Em seguida, em 1998 foi montado o Grupo de Trabalho no âmbito do Conselho Nacional de Meio Ambiente-CONAMA, do qual fizeram parte representantes das três esferas de governo e da sociedade civil, resultando na Proposição CONAMA nº 259, de 30 de junho de 1999, intitulada “Diretrizes Técnicas para a Gestão de Resíduos Sólidos”, que apesar de ter sido aprovada, não chegou a entrar em vigor.

Inúmeras outras tentativas de se estabelecer uma legislação efetiva para resíduos sólidos foram empenhadas, como a “Comissão Especial da Política Nacional de Resíduos” em 2001 baseada nos vários projetos apensados ao Projeto de Lei nº 203/91. Em 2004 o Ministério do Meio Ambiente trabalhou na confecção de uma proposta de texto para a regulamentação da questão dos resíduos sólidos no país, o CONAMA realizou, também em 2004, o seminário “Contribuições à Política Nacional de Resíduos Sólidos”, visando a coleta de sugestões e contribuições para a elaboração de uma nova proposta de projeto de lei (CUPERTINO, 2008)

Somente no ano de 2005, a partir da formação de um grupo interno na Secretaria de Qualidade Ambiental nos Assentamentos Humanos do Ministério do Meio Ambiente foi possível consolidar os seminários e os projetos realizados anteriormente, existentes no Congresso Nacional. Como resultado foi elaborada e encaminhada uma proposta como um anteprojeto de lei de “Política Nacional de Resíduos Sólidos”. Em 2006, o PL 203/91 teve relatório favorável aprovado pela Comissão Especial sobre Resíduos Sólidos, criado para dar encaminhamento ao projeto que, posteriormente foi arquivado no Congresso, depois de uma tentativa política de se incluir na lei uma autorização para que o Brasil importasse pneus usados (CUPERTINO, 2008).

No dia 06/09/2007 o então presidente Luiz Inácio Lula da Silva, enviou à Câmara dos Deputados o Projeto de Lei que instituía a Política Nacional de Resíduos Sólidos. No dia 02 de agosto de 2010 foi sancionada a lei nº 12.305 que rege os princípios básicos de gestão integrada e o gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos.

Entre outros detalhes, alguns aspectos que envolvem resíduos apresentam legislação específica, dentro dessa mesma esfera, como a Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989 (regulamentada pelo Decreto 4.074 de 4 de janeiro de 2002), dispõe sobre pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins. A Resolução RDC nº 342 de 13 de dezembro de 2002 representa os esforços da ANVISA para dar cabo à necessidade de implementar e harmonizar os requisitos mínimos para a elaboração, análise e avaliação dos Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos em portos, aeroportos, estações e passagens de fronteiras e terminais alfandegados de uso público, e critérios para aprovação destes Planos.

Inúmeras outras leis que envolvam atividades industriais, ou mesmo a possível geração, tratamento e destinação de resíduos sólidos podem ser enumeradas.

2.1.2. Classificação de resíduos sólidos

Um dos principais problemas decorrentes das atividades de mineração e industriais é a geração de resíduos com maior ou menor grau de substâncias perigosas para a saúde humana e o meio-ambiente. No caso da mineração, o licenciamento ambiental das atividades é conferido pelo IBAMA, de acordo com as resoluções CONAMA 09 e 10, e que tem como obrigatoriedade um plano de controle ambiental e a aplicação de medidas mitigadoras dos impactos ambientais. Levando em conta o grande volume gerado e as dificuldades para destinação final adequada, o ideal, em termos ambientais e sociais, é que os resíduos possam, após algum tratamento, serem utilizados como matéria prima, em algum ramo do sistema produtivo, gerando renda e minimizando o impacto ambiental.

No que diz respeito à classificação dos resíduos sólidos quanto à sua periculosidade à saúde humana ou a organismos vivos e ao meio ambiente, uma série de conhecimentos prévios, associados à sua produção surgem como requisitos indispensáveis, como o conhecimento do processo ou atividade que o gerou e de suas próprias características e constituintes que são comparados com substâncias já conhecidas por seu impacto, daí fornecendo orientação na identificação dos resíduos nocivos para que possam ser manuseados corretamente e tenham uma destinação final apropriada, descritos pela NBR 10.004 (ABNT, 2004a).

Assim, de acordo com esta Norma, os resíduos são classificados em:

- Resíduo classe I – perigosos - Diz respeito àqueles que apresentam características em sua composição como inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade, podendo ocasionar riscos à saúde pública contribuindo para um aumento da letalidade ou surgimento de doenças e danos ao meio ambiente (ABNT, 2004a).
- Resíduo classe II A – não perigoso, não-inerte;
- Resíduo classe II B – não perigoso, inerte.

Os resíduos sólidos industriais não perigosos são “originados a partir do consumo dos produtos gerados pelas atividades industriais, da construção civil ou de importação, que não se enquadrem como perigosos, e que geram uma massa de embalagens ou de carcaças de bens de consumo após o término do ciclo de vida dos produtos” (BRASIL, 2001).

Para ABNT NBR 10.004 (2004a), os resíduos classe II B são representados por materiais que, “quando amostrados de uma forma representativa, segundo a ABNT NBR 10007, e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme ABNT NBR 10006, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor, conforme anexo G, onde são exibidos os *padrões para o ensaio de solubilização*”. Por fim, os resíduos que não são considerados como perigosos ou como inertes, são classificados como não inertes, podendo ser potencialmente biodegradáveis, combustíveis ou apresentar solubilidade em água, e sua disposição considerada relativamente simples.

De acordo com a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), no ano de 1996, as indústrias do Estado de São Paulo geraram ao ano 500 mil toneladas de resíduos sólidos perigosos, 20 milhões de toneladas de resíduos sólidos não inertes e não perigosos e um milhão de toneladas de resíduos inertes. Destes, 53% dos resíduos perigosos são tratados, 31% são armazenados e os 16% restantes são depositados sobre o solo. A classificação dos resíduos é feita de acordo com a norma ABNT–NBR 10004, que se baseia na origem do resíduo e em características físico-químicas. A magnitude dos números não deixa dúvida da urgência do problema e da potencial contaminação dos solos brasileiros.

Para mais detalhes, a ABNT (2004a) mostra em seus anexos, as listagens baseadas nas características dos resíduos, que evidenciam desde as fontes geradoras, até as substâncias específicas possivelmente presentes em diversos processos que conferem ao resíduo final características que os enquadram nas divisões propostas, as quais estão dispostas a seguir:

- Anexo A – Resíduos perigosos de fontes não-específicas;
- Anexo B – Resíduos perigosos de fontes específicas;
- Anexo C – Substâncias que conferem periculosidade aos resíduos;
- Anexo D – Substâncias agudamente tóxicas;
- Anexo E – Substâncias tóxicas;
- Anexo F – Concentração - Limite máximo no extrato obtido no ensaio de lixiviação;
- Anexo G – Padrões para o ensaio de solubilização;

2.2. Resíduo de Bauxita - Geração e Caracterização

Apesar da sua baixa percentagem de participação no processo de degradação, quando comparado às atividades agrícola e pecuária, a mineração é uma atividade que causa um grande impacto local, por ocasionar desde a devastação da vegetação até a retirada das camadas profundas do solo (KOBAYAMA et al., 2001), além da degradação da paisagem de forma ampla e a geração de resíduos com maior ou menor grau de substâncias perigosas para a saúde humana e o meio-ambiente. Para DeGrood et al. (2005) a remoção da camada superficial do solo e de todo material biológico de um determinado local, constitui-se numa perturbação drástica do ambiente, acarretando em sérios problemas físicos, químicos e biológicos inclusive ao substrato remanescente. A retomada do desempenho das atividades vitais do solo depende, a partir daí, da restauração dos níveis anteriores de nutrientes e matéria orgânica, processo difícil e demorado, uma vez que o próprio desenvolvimento da vegetação depende da capacidade produtiva do solo (REIS, 2006).

Dados obtidos em Power et al. (2011) demonstram que até o ano de 2007, cerca de 2,7 bilhões de toneladas de resíduo de bauxita tenham sido gerados por indústrias produtoras de alumínio através do processo Bayer (Figura 1), com um crescente aumento de cerca de 120 milhões de toneladas sendo geradas ainda, a cada ano.

A destinação de subprodutos e resíduos industriais e de mineração é também uma preocupação mundial, não só pelo volume de resíduos gerados, mas também pelo destino dado a esse volume no final, o que tem resultado em legislações ambientais severas em diversos países. Hermsmeyer et al. (2002) citam que a disposição em aterros de resíduos industriais com elevada salinidade não é permitida em vários países da União Européia, incluindo a Alemanha. No entanto, de acordo com os mesmos autores, este tipo de resíduo pode ser considerado um subproduto benéfico, desde que processado e combinado com outros resíduos e solo. Da mesma forma, outras iniciativas, tem procurado melhorar as características físicas e químicas de depósitos minerais inertes, através da adição de biosólidos, como descrito por Rate et al. (2004), em áreas de mineração na Austrália.

PROCESSO DA REFINARIA

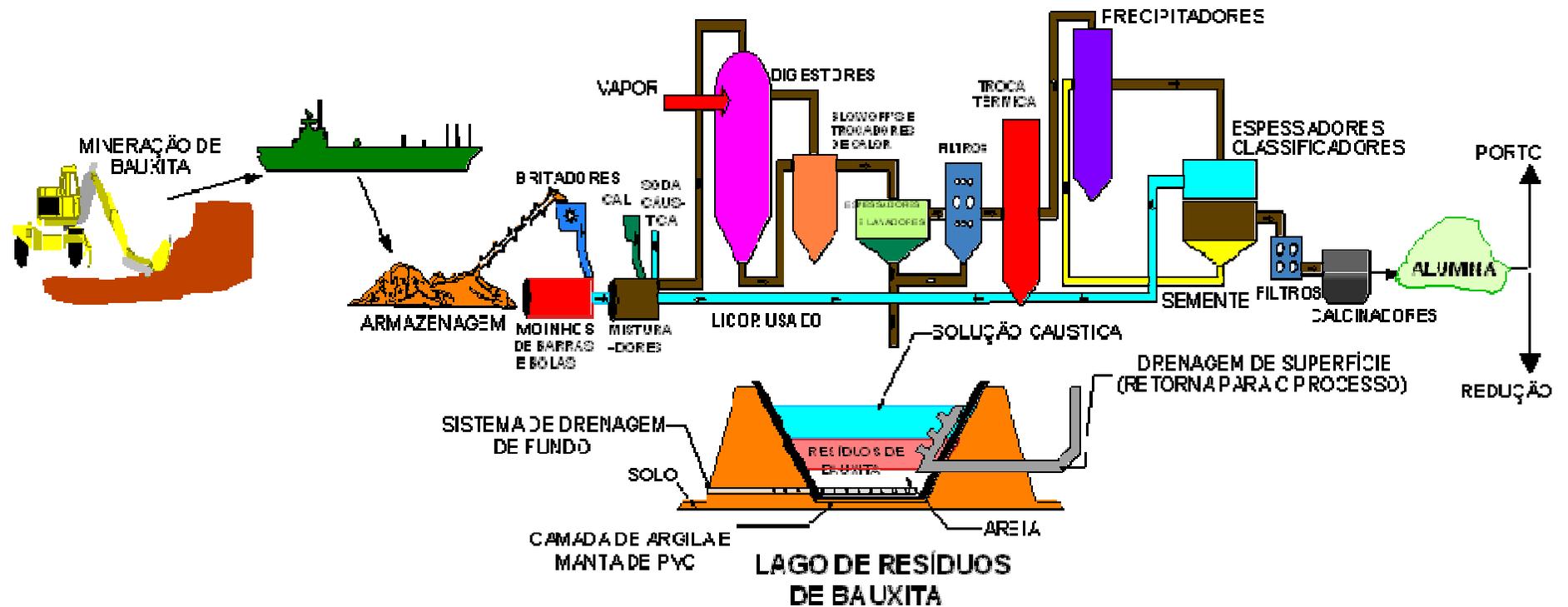


Figura 1. Fluxograma do processo de produção do resíduo alcalino do refino da fábrica da Alumar.

Moreira (2006) caracterizou quimicamente (Tabela 1) o resíduo de extração da alumina “In Natura”, onde verificou que, além de apresentar teores altos de sódio e uma alta alcalinidade, o que pode restringir seu uso em grande quantidade, apresenta também baixos teores de nutrientes de modo geral. Outra caracterização realizada diz respeito à composição granulométrica do material, observando-se maiores quantidades (g kg^{-1}) de silte (844), areia (96) e argila (60).

Tabela 1. Análise química do resíduo sólido alcalino de bauxita “In Natura”: pH, CE, Na^+ , teores de nutrientes e metais pesados.

Análises	Teores
pH em água	12,30
CE (dS m^{-1})	26,44
Na^+ ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)	89,51
$\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}$ ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)	0,4
Ca^{+2} ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)	----
Mg^{+2} ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)	----
Al^{+3} ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)	----
P (mg dm^{-3})	----
K^+ (mg dm^{-3})	54
N (g kg^{-1})	0,05
Mn^{+2} (g kg^{-1})	0,01
Fe^{+2} (g kg^{-1})	44,77
Zn^{+2} (g kg^{-1})	0,01
Co^{+2} (g kg^{-1})	0,01
Cd^{+2} (g kg^{-1})	0,01
Cr^{+1} (g kg^{-1})	0,13
Ni^{+2} (g kg^{-1})	0,03
Pb (g kg^{-1})	0,02
Cu^{+2} (g kg^{-1})	---

N - Método Kjeldahl (ALVES et al., 1994); $\text{pH}_{\text{água}}$; Al; Ca; Mg; P, K e Na– EMBRAPA- (1997), Mn, Fe, Zn, Co, Cd, Cr, Ni, Pb, Cu – espectrometria de emissão atômica por plasma (ICP-OES).

--- valores abaixo do nível de detecção pela metodologia utilizada.

No entanto, o fato de um resíduo não conter contaminantes de elevada toxicidade para os organismos, não o torna necessariamente apto a ser devolvido para o ambiente, pois outros fatores tais como o pH e a salinidade, podem promover um considerável impacto, reduzindo as chances de uma recuperação ambiental satisfatória. Desta forma, existem duas formas de lidar com o resíduo, o procedimento mais frequente é a sua disposição em tanques ou aterros, que necessitam de ações de recuperação/revegetação. A forma alternativa é a utilização dos resíduos ou sub-produtos como matéria prima para outro fim. Neste caso, o que determina esta opção é a demanda, o custo do processamento, a distância da fonte ao local de uso e o possível impacto ambiental da sua utilização.

Apresentando suas características completamente dependentes do minério de onde é extraído, do processo e das condições de fabricação que a bauxita foi submetida para a extração da alumina, o resíduo pode surgir com diferentes propriedades químicas e físicas (MOREIRA, 2006). No caso da lama vermelha, que tem como principal característica uma elevada alcalinidade (pH 10-13), sua constituição baseia-se na presença de partículas muito finas (cerca de 95 % < 44 μm), apresentando uma área superficial de 13-22 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ (SILVA

FILHO et al., 2007; SUMMERS et al., 2002). Este resíduo é gerado durante o processo de extração da alumina da bauxita através do processo Bayer (**Figura 2**).

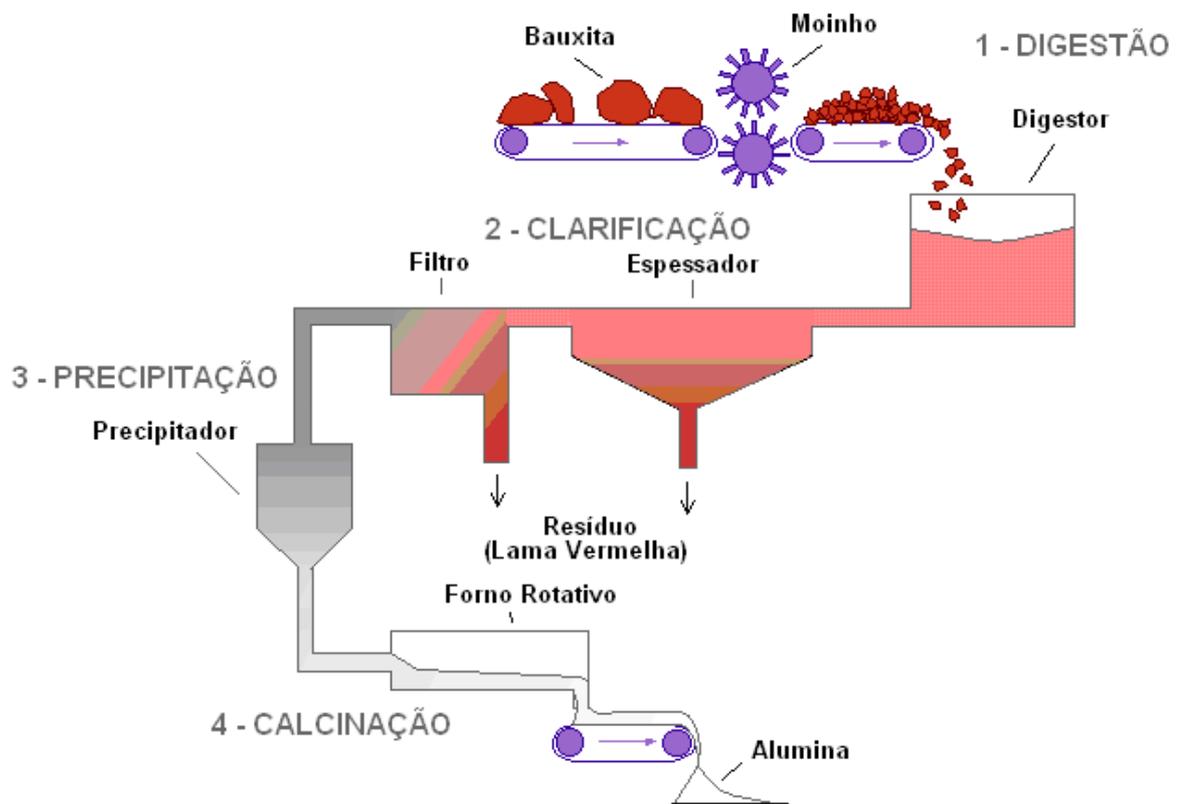


Figura 2. Fluxograma e Esquema do Processo Bayer (Adaptado de WAO, 2003). (SILVA FILHO, 2007).

A composição da lama vermelha em termos percentuais é descrita por diferentes autores, é apresentada na Tabela 2. Verifica-se uma grande variação na composição deste resíduo, mesmo quando gerado em um mesmo país.

Tabela 2. Composição química da lama vermelha (%) gerada em diferentes países (adaptado de SILVA FILHO et al., 2007).

Referência	Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃	SiO ₂	Na ₂ O	TiO ₂	MgO	CaO	K ₂ O	LOI ⁽¹⁾	País
Wang et al., (2005)	60	15	5	16	5	-	-	-	-	Austrália
Park & Jun (2005)	16,60	23,70	22,90	11,60	6,70	-	6,70	-	-	Coréia
Peng et al., (2005)	14,17	28,72	5,81	2,70	1,09	-	-	-	-	China
Komnitsas et al., (2004)	45,58	15,65	6,96	3,26	7,07	0,19	14,84	0,07	6,42	Grécia
Tsarkiridis et al., (2004)	40,80	19,95	6,80	2,70	5,80	0,20	12,60	0,14	10,54	Grécia
Diaz et al., (2004)	37,00	12,00	-	5,00	20,00	-	6,00	-	-	Espanha
Freitas (2003)	46,60	14,36	16,57	2,43	4,34	0,08	2,62	-	-	Brasil
Pan et al., (2003)	9,46	7,17	17,75	3,23	2,41	1,51	38,69	0,50	16,38	China
Genç et al., (2003)	34,05	25,45	17,06	2,74	4,90	1,86	3,69	-	-	Austrália
Park et al., (2002)	16,60	23,70	22,90	11,60	6,70	-	6,70	-	11,80	Coréia
Altundogan et al., (2002)	36,94	20,39	15,74	10,10	4,98	-	2,23	-	8,19	Turquia
Çengeloglu et al., (2001)	39,70	18,71	14,52	8,82	4,90	-	4,47	-	8,15	Turquia
Li (2001)	26,30	43,50	0,00	0,00	3,50	-	0,00	-	26,80	Jamaica
Lopez et al., (1998)	31,80	21,10	6,10	4,70	22,60	0,20	4,70	-	-	Espanha
Gordon et al., (1996)	42,30	16,40	8,00	4,60	6,00	-	9,10	-	10,20	Jamaica
Alves (1992)	49,50	17,50	9,50	2,70	5,00	-	3,00	-	-	Brasil

(1) - Perdas por ignição

Normalmente, em sua constituição química, a lama vermelha retém todo o ferro, titânio e sílica presentes na bauxita, além do alumínio restante que não foi extraído durante o refino, combinado com o sódio sob a forma de um silicato hidratado de alumínio e sódio de natureza zeolítica (McCONCHIE et al., 2002). Outros compostos como óxidos de V, Ga, P, Mn, Mg, Zn, Th, Cr, Nb podem estar presentes como elementos-traço (KALKAN, 2006). As fases minerais mais comuns são a hematita ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$), a goetita ($\alpha\text{-FeOOH}$), a magnetita (Fe_3O_4), a boemita ($\gamma\text{-AlOOH}$), o quartzo (SiO_2), a sodalita ($\text{Na}_4\text{Al}_3\text{Si}_3\text{O}_{12}\text{Cl}$) e a gipsita ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), com menor presença de calcita (CaCO_3) e gibsita ($\text{Al}(\text{OH})_3$) (BRUNORI et al., 2005; UWINONA, 2010; YALÇIN et al., 2000). As principais impurezas encontradas nas bauxitas são os compostos de sílica, ferro e titânio. O comportamento desses compostos no beneficiamento da bauxita é de fundamental importância na obtenção de um produto final (alumina) de qualidade desejada assim como na composição do resíduo derivado desse processamento (BARROSO, 1997).

No caso deste estudo, segundo CETREL S. A. (2005) amostras de Resíduo de Refino de Bauxita coletadas na ALUMAR – Consórcio de Alumínio do Maranhão foram analisadas e os parâmetros caracterizados conforme estabelece a Norma Brasileira NBR 10004 de 2004 (Tabela 3). Neste foi verificado que os parâmetros Fluoreto, Alumínio, Arsênio e Surfactantes no material Solubilizado do resíduo estão acima do valor legislado, o que enquadraria este material como Resíduo Classe II A - Resíduo Não Inerte. Foram analisados também outros parâmetros, utilizando-se de amostra bruta do material, entretanto estes valores não fazem referência à classificação do resíduo, uma vez que não são requisitos da NBR 10.004/2004.

Tabela 3. Avaliação química de alguns parâmetros realizada com amostras brutas e material solubilizado de Resíduo do Refino de Bauxita coletadas na ALUMAR – Consórcio de Alumínio do Maranhão.

Parâmetros analisados	Solubilizado (mg/L)	
	Amostra	NBR 10004
Arsênio	0,035	0,01
Fluoreto	4,6	1,5
Alumínio	6,6	0,2
Sulfactantes	0,62	0,5
Parâmetros analisados	Amostra bruta	
	Amostra	NBR 10004
Alumínio	112122	NL
Cádmio	< 1	NL
Cromo	52	NL
Cobre	< 1	NL
Ferro	64797	NL
Manganês	< 2	NL
Sódio	40564	NL
Chumbo	< 10	NL
Vanádio	72	NL
Zinco	1,7	NL
Selênio	< 1	NL
Fósforo total	7785	NL

NL = parâmetro não legislado pela norma em referência.

No que diz respeito ao grau de toxicidade da lama, apesar de haver certas contradições na literatura, esta não é considerada propriamente tóxica. Alguns autores atentam para os

possíveis efeitos oriundos, por exemplo, de sua natureza cáustica (BRUNORI et al., 2005), outros verificam a possibilidade de ser tóxica às áreas vizinhas, em decorrência da presença de elevados valores de hidróxido de sódio (HIND et al., 1999; WANG, et al., 2005), e de sua alta alcalinidade e capacidade de troca iônica (LI, 2001; COLLAZO et al., 2005). Instituições, como a *Environmental Protection Agency* (EPA) não classifica a lama vermelha como um rejeito perigoso (EPA, 2010).

Nesse sentido, inúmeros trabalhos buscam empregá-la, de forma a minimizar as possíveis consequências de um acúmulo desordenado e sem perspectivas de um destino funcional. Dentro dessas aplicações, a utilização como recobrimento para aterros e pavimentação (KIRKPATRICK, 1996), insumo para produção de cimentos especiais (TSAKIRIDIS, et al., 2004), matéria prima para a produção de revestimentos cerâmicos (víttricos, porcelanas) (YALÇIN & SEVINÇ, 2000), tijolos, telhas, isolantes (SINGH & GARG, 2005). Outras aplicações para a lama vermelha também estão no tratamento de superfícies, como proteção do aço contra corrosão (COLLAZO et al., 2005) e na melhoria das características termoplásticas de polímeros (PARK & JUN, 2005).

No que diz respeito à agricultura e ao meio ambiente, a lama vermelha é utilizada como corretivo para solos ácidos, enriquecimento de solos pobres em ferro (HIND et al., 1999), no aumento da retenção de fósforo pelo solo (SUMMERS et al., 2002) e na imobilização de metais pesados em solos contaminados (CICCU et al., 2003; LOMBI et al., 2002), na remediação de áreas contaminadas e no tratamento de efluentes líquidos, tendo sido utilizada com sucesso no tratamento de águas ácidas de minas (DOYE & DUCHESNE, 2003), assim como na remediação de solos contaminados por metais pesados, fósforo e nitrogênio (SANTORA et al., 2006).

Outra aplicação que tem sido investigada é seu potencial na indústria química, como catalisador em várias aplicações como a remoção de enxofre em querosene (SINGH et al., 1993), hidrogenação do antraceno (ÁLVAREZ et al., 1999), degradação de compostos orgânicos voláteis (COV) (HALASZ et al., 2005), degradação de cloreto de polivinila (PVC) em óleos combustíveis (YANIK et al., 2001), degradação de organoclorados (ORDÓÑEZ et al., 2002), em processos de adsorção para vários tipos de adsorbatos, em efluentes sintéticos e reais, como metais pesados Cu(II), Pb(II), Cd (II), Cr(V) e ânions como fósforo (PO_4^{-3}) e arsênico (As) e pigmentos têxteis (GENÇ-FUHRMAN et al., 2004; SILVA FILHO et al., 2005; WANG et al., 2005; ÇENGELGLU et al., 2002; KOMNITSAS et al., 2004; BRUNORI et al., 2005) e ainda para a adsorção e clarificação de chorume (De SOUZA et al., 2001).

Em relação aos efeitos da aplicação do resíduo alcalino de bauxita no desenvolvimento das plantas, os resultados são ainda mais incipientes do que os estudos na modificação das características do solo. Ward (1986) obteve maior produção de pastagem quando aplicou 500 Mg ha^{-1} de resíduo e a produção de leguminosas foi elevada proporcionalmente no segundo ano após a sua aplicação. Summers et al. (1996) a partir da aplicação de 20 Mg ha^{-1} de resíduo em solos arenosos, conseguiu aumentos na produção de trevo e pastagem em 25 %. Este mesmo autor observou uma elevação no pH do solo que possibilitou o aumento do rendimento de pastagens em terras arenosas ácidas. O incremento na produção foi maior para a espécie mais sensível à acidez do solo, no entanto, o trevo semeado juntamente com alfafa não sobreviveu nas condições de acidez do solo, em condições naturais ou nas condições de alcalinidade, promovidas pela aplicação de resíduo, o que indica a importância da espécie vegetal que se trabalha para definir o potencial de uso do resíduo. Em solos arenosos e com nível de acidez que comprometem o estabelecimento de plantas, os benefícios oriundos do resíduo de bauxita são atribuídos à redução da perda de alguns nutrientes, via lixiviação, devido à maior capacidade de retenção desse material, e elevação do pH (WARD & SUMMERS, 1993).

Em contrapartida, a alta alcalinidade poderia tornar-se prejudicial para algumas espécies e/ou cultivares, ao indisponibilizar alguns elementos, inclusive o P acima de pH 7,3 e, principalmente alguns micronutrientes como Fe, Cu e Zn, que estão mais disponíveis em pH ácido (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA POTASSA E DO FOSFATO, 2004). Fortes & Campos Neto (1995), utilizaram doses de 20 e 80 Mg ha⁻¹ em Latossolo arenoso cultivado com milho e observaram que o resíduo elevou o pH de 4,4 para 5,9 na maior dose, não elevando a condutividade elétrica, em nível comprometedor à produção. Entretanto, o curto período de reação do resíduo não permitiu uma avaliação mais ampla do seu efeito sobre o solo.

O incremento de 24% na produção de pastagem, em solo arenoso com doses de resíduo de bauxita entre 10 e 80 Mg ha⁻¹, foi destacado por Ward & Summers (1993), atribuindo esse aumento de produção da pastagem nas baixas doses de aplicação do resíduo às modificações provocados no pH, proporcionando uma faixa de melhor disponibilidade de nutrientes. Entretanto, a maior eficiência no uso de P também foi associada à contribuição do resíduo. Para uma condição de acidez como a maioria dos solos brasileiros, a elevação do pH é interessante, pois possibilitaria uma melhor disponibilidade dos nutrientes para as plantas e tornaria indisponível o Al³⁺ tóxico.

Não há na bibliografia recente informações sobre o impacto do uso deste tipo de resíduo nos aspectos ecológicos do solo, o quanto a elevada alcalinidade e/ou salinidade poderiam reduzir as populações de organismos do solo, eliminando do sistema de produção funções importantes, tais como a decomposição de resíduos, a agregação do solo e o controle biológico de pragas e doenças. Uma forma de eliminar esta lacuna seria a adaptação de testes ecotoxicológicos para determinação dos impactos positivos e negativos deste tipo de utilização do resíduo da bauxita.

2.3. Importância de Estudos Ecotoxicológicos

2.3.1. Abordagens gerais em ecotoxicologia

O aproveitamento de resíduos de mineração e industriais é uma tendência relativamente nova no cenário mundial, e muitos questionamentos são levantados tanto pelo setor produtivo, quanto pelos órgãos ambientais. Há uma forte demanda de ambos os setores por tecnologias e processos tanto para tratamento dos resíduos, como para monitoramento ambiental dos mesmos. Entra em vigor aqui a importância de se ter bem definidos parâmetros biológicos que investiguem o impacto dessas atividades sobre o ambiente de um modo geral, considerando que a avaliação do comportamento e da toxicidade de um elemento ou composto no solo não deve basear-se exclusivamente em parâmetros químicos (Van STRAALLEN, 2002; MAGALHÃES & FERRÃO-FILHO, 2008), uma vez que a análise química dos compostos separadamente pode não representar seu comportamento no ambiente como um todo. A avaliação do potencial tóxico de uma substância através de análises químicas tradicionais, além de não refletir os possíveis efeitos sobre os organismos, não fornece respostas sobre qual agente químico está sendo responsável pela toxicidade, nem mesmo informações sobre a interação entre as substâncias (aditivas, antagônicas, sinérgicas), e sua biodisponibilidade (MAGALHÃES & FERRÃO-FILHO, 2008). Enquanto as análises químicas identificam e quantificam as concentrações das substâncias tóxicas, os testes de toxicidade avaliam o efeito dessas substâncias sobre sistemas biológicos, de forma que as análises químicas e os testes de toxicidade se complementam (COSTA et al., 2008).

Sendo assim, Ramade (1977 *apud* MAGALHÃES & FERRÃO-FILHO, 2008) define a ecotoxicologia como a ciência que objetiva avaliar as modalidades de contaminação do

ambiente que se dão por poluentes naturais ou sintéticos, produzidos por atividades humanas, bem como compreender seus mecanismos de ação e seus efeitos sobre o conjunto de seres vivos que habitam a biosfera. De forma prática, a ecotoxicologia envolve a aplicação de testes ecotoxicológicos como uma das estratégias mais comuns para a avaliação do modo de ação de substâncias tóxicas no ambiente.

A utilização de testes ecotoxicológicos para avaliação de contaminação de solos é reconhecida internacionalmente como uma ferramenta complementar à análise química (CROUAV & MOÏA, 2006). Essa ciência, por meio desses testes, busca conhecer a consequência da liberação de substâncias químicas no ambiente, sobre os organismos nele existentes (CHASIN & PEDROZO 2004), tendo por finalidade compreender, até que ponto, substâncias químicas, isoladas ou em forma de mistura, são nocivas a sistemas vivos, e como e onde se manifestam seus efeitos (KNIE & LOPES 2004), por meio do monitoramento de efeitos letais, morfológicos, comportamentais, fisiológicos, citogenéticos e bioquímicos nos organismos expostos aos poluentes (NEUHAUSER et al., 1985).

No Brasil, observada a importância das amplas interações existentes entre espécies, individualmente ou num conjunto, e o ambiente em que se encontram inseridos, desde 1987 a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) vem desenvolvendo estudos ecotoxicológicos com organismos aquáticos. Outros estudos da toxicidade sobre organismos aquáticos, também se deram inicialmente pela CETESB a partir dos anos 70, através de organismos de água doce e com espécies marinhas e estuarinas dez anos mais tarde. Além disso, a ABNT em sua Comissão de Estudo Especial de Análises Ecotoxicológicas, hoje tem se dedicado à discussão e tradução de normas ISO para testes ecotoxicológicos com organismos de solo. No entanto, apenas recentemente a ABNT incluiu em suas normas um ensaio com minhocas (ABNT, 2007), e a partir daí, ainda outros ensaios que envolvem plantas (ABNT, 2009), Colêmbolos (ABNT, 2011) e Enchytraeidae (ABNT, 2012). Para a autorização e liberação do uso de produtos químicos, atualmente, já normalizados encontram-se apenas testes de toxicidade para registro e comercialização de agrotóxicos, que envolvem algas, micro-organismos, minhocas, abelhas, microcrustáceos, peixes e aves (IBAMA, 1996).

Levando em conta a abrangência dos ensaios de toxicidade, estes podem ser realizados tanto sob condições controladas de laboratório como de campo. No caso de estudos realizados no campo, os resultados são mais próximos da condição real dos organismos, uma vez que se utilizam várias espécies e se leva em consideração as interações entre elas. Já os ensaios em laboratório se dão normalmente com uma única espécie, sem considerar tais interações, entretanto tem a vantagem do maior controle sobre os fatores externos e a possibilidade de padronização (CORTET et al, 1999; CARVALHO et al, 2009). Segundo Bertolletti (1989), o rigor na definição e padronização desses ensaios é fundamental para que se possa realizar o mesmo nível de controle de toxicidade, em diferentes corpos receptores e em substratos com os mais diversos poluentes.

Uma avaliação de risco ecológico (ARE) consiste em se avaliar a probabilidade de ocorrerem efeitos adversos no ambiente como resultado da exposição a um ou mais agentes perturbadores resultantes de contaminação (NIEMEYER et al., 2007). Nesse sentido, o conhecimento desses efeitos tanto sobre um organismo individualmente como sobre as possíveis interações no ambiente fazem parte das etapas de avaliação envolvidas nesse estudo.

Avaliando os possíveis impactos de culturas geneticamente modificadas sobre a população de artrópodes não-alvo, Romeis et al. (2008) apresentaram um modelo sequencial estratégico para avaliação de risco ecológico em diferentes níveis de complexidade ambiental. Em primeiro lugar, a avaliação em laboratório, com todas as condições abióticas controladas organismos individualmente são expostos à toxina produzida pela bactéria *Bacillus thuringiensis* (*Bt*). Tem-se aí uma resposta da influência direta do “contaminante” sobre o organismo-teste com informações conclusivas e decisivas, levando em consideração as

características particulares da espécie e, apesar do grande nível de confiança com relação ao controle do ensaio, a relevância ecológica é minimizada em virtude da limitada diversidade. Nesse caso são utilizadas doses relativamente altas do agente tóxico avaliado. Em outro nível os autores apresentam ensaios realizados em condições de semi-campo, com ambiente controlado, entretanto são constituídos de amostras do ecossistema natural (água, sedimentos, plantas, ETA) em pequena escala (ARAGÃO & ARAÚJO, 2006). Um terceiro nível refere-se à experimentação em campo, com condições similares às ambientais, onde se verifica além da influência direta sobre o organismo, se existe a interação deste com o meio e demais espécies presentes. A padronização do teste se torna difícil, entretanto leva-se em conta a complexidade e diversidade do ambiente.

O procedimento padrão normalmente utilizado em testes de toxicidade com organismos edáficos preconiza a utilização de um solo artificial como substrato para adição das substâncias tóxicas, a fim de eliminar possíveis interferências externas. Assim, um grande desafio que surge na adaptação dos métodos para a complementação da avaliação de áreas contaminadas diz respeito à substituição do substrato artificial pelas amostras de solo trazidas dessas áreas, a avaliação dos possíveis interferentes nos resultados, bem como a escolha dos organismos-teste para amostras com determinadas características (SISINNO et al., 2006; Van GESTEL & WEEKS, 2004)

Como características gerais, os testes ecotoxicológicos padronizados apresentam como organismos testes algumas espécies de grupos representantes de ambientes terrestres como colêmbolos, minhocas e enquitreídeos, além de organismos aquáticos como algas, poliquetas, microcrustáceos e peixes.

Uma premissa básica diz respeito aos critérios para utilização de determinada espécie como organismo-alvo, a qual deve ter significativa representação ecológica dentro do ambiente que ocupa, ser sensível a uma ampla diversidade de agentes químicos, ser abundante e de fácil cultivo e manipulação em laboratório, apresentar estabilidade genética e uniformidade das populações, importância comercial e por fim, deve-se ter o conhecimento da sua biologia, fisiologia e hábitos alimentares bem como, se possível, que a espécie seja nativa para a melhor representatividade dos ecossistemas (CARVALHO et al, 2009; COSTA et al., 2008; RAND, 1995). Para o Instituto Ambiental do Paraná (IAP, 1997), alguns critérios para a seleção de organismos teste estão relacionados à localização dentro da estrutura e funcionamento das biocenoses, a distribuição da espécie, o conhecimento da biologia, hábitos nutricionais e fisiologia, a estabilidade genética e uniformidade das populações, a manutenção e cultivo em laboratório, a disponibilidade ao longo do ano, a sensibilidade constante e o tipo de teste a ser utilizado.

Outra abordagem importante trata da utilização de mais de uma espécie, e de preferência que estas ocupem níveis tróficos distintos, ou seja, incluindo produtores primários, os consumidores primários e os consumidores secundários, pois, dependendo da concentração e da composição do poluente químico, pode ocorrer que estes, além de serem tóxicos para todos os organismos, apresentem toxicidade para apenas uma ou outra espécie (BEHRENS, 1995). Esse procedimento é recomendado devido às diferenças na sensibilidade apresentada por cada espécie diante do agente tóxico. Além disso, não se torna um resultado confiável extrapolar o efeito tóxico da substância sobre organismos de uma espécie para aqueles de outras espécies, fazendo-se necessário sempre que possível avaliar o efeito do poluente para mais de uma espécie onde, por meio do resultado obtido com a que for mais sensível, estimar o possível impacto sobre as demais (COSTA et al., 2008).

Em adição, podem ocorrer os fenômenos de bioacumulação, onde os organismos vivos retêm em seus sistemas biológicos substâncias tóxicas presentes no meio, sem conseguir eliminá-las na mesma velocidade da ingestão e incorporação (MAGOSSO & BONACELLA, 2003) ou a biomagnificação, onde a concentração de determinadas

substâncias podem aumentar progressivamente ao longo da cadeia alimentar, como o mercúrio (BAIRD, 2002; COSTA et al., 2008; MAGALHÃES & FERRÃO-FILHO, 2008).

Ainda assim, mesmo tendo em vista todas as exigências para que determinados organismos se enquadrem na condição de organismos-teste e a dificuldade para se encontrar uma espécie com todas essas características, o principal fator associado ao desenvolvimento e bom desempenho para obtenção dos resultados está relacionado às condições ambientais do local onde se espera alcançar uma resposta, ou seja, torna-se de extrema importância a realização de bioensaios com espécies representativas do ambiente de estudo, pela sua capacidade de responder melhor às condições encontradas no ambiente em que vivem. No caso da maioria dos testes já padronizados, estes envolvem a manipulação de espécies de clima temperado, sendo de certa forma passível de resultar em respostas irreais quando do seu uso em condições naturais de áreas tropicais (FÖRSTER, et al., 2006).

Levando-se em conta o que se conhece como nicho ecológico, uma espécie não pode crescer e reproduzir fora de seu nicho, entretanto ainda sobrevive por algum tempo. Assim, à medida que agentes tóxicos interagem com fatores de estresse naturais como temperatura, pH, pressão osmótica e nutrição, principalmente quando os organismos estão numa condição limite de sua amplitude ecológica (faixa em que podem reproduzir e sobreviver), seus efeitos tornam-se mais severos (Van STRAALEN, 2004).

Em outra visão, o estabelecimento de testes utilizando espécies presentes naturalmente em determinadas regiões pode ser visto como trabalhoso e demorado, uma vez que para isso se faz necessária a utilização de um grande número de espécies, visto a ampla diversidade de ambientes, bem como o estudo e conhecimento completo das características de cada organismo utilizado e possíveis respostas destes às alterações ambientais. Mas em compensação, ao escolher um organismo endêmico se leva em conta um fator importante, que é a relevância ecológica daquela espécie para o local designado, além de se obter resultados que expressem com maior fidelidade a realidade do impacto sobre a biota local.

Outra possibilidade refere-se à padronização de espécies que representem de fato os ambientes tropicais, e que, para serem escolhidas para esta padronização, deve-se levar em consideração a ampla distribuição por essas áreas. Como exemplo, alguns representantes da macrofauna do solo, como o diplópode *Trigoniulus corallinus* (FÖRSTER et al., 2009; FÖRSTER et al., 2006), os isópodes *Circoniscus ornatus* (FÖRSTER et al., 2009; FÖRSTER et al., 2006), e *Cubaris murina* (NIEMEYER et al., 2009), e mesmo como a minhoca da espécie *Pontoscolex corethrurus* (FORSTER et al., 2009; FORSTER et al., 2006) que apesar de não ser nativa de algumas regiões em que aparece, apresenta um comportamento bem tolerante, além de presença expressiva e abrangente em boa parte do Brasil. Ainda que se utilize espécies não endêmicas como organismo-teste para uma ampla diversidade de ambientes, os fatores levados em conta aí são o conhecimento da espécie ao ponto de se obter indivíduos com capacidade de ser sensível, seja em um nível bioquímico, fisiológico, morfológico ou comportamental, mensurável, bem como de resistir e responder aos fatores ambientais que incidem na região de estudo. Tem-se ao padronizar determinadas espécies, um número limitado de organismos que, todavia, representam diversas áreas e são utilizados em ampla escala para avaliação em ambientes distintos.

Como o estudo da toxicidade em ambientes terrestres é uma ciência relativamente nova, cujo maior desenvolvimento científico ocorreu nos últimos 20 anos e se concentrou principalmente na Europa, EUA e Canadá, ainda há muitos questionamentos sobre as possíveis situações de impactos sobre organismos representantes do ambiente edáfico em países tropicais. Como essa aferição ecotoxicológica pode ter implicações legais, dependendo do país, é importante que qualquer método de monitoramento ambiental, principalmente aqueles baseados na resposta de organismos individuais a estressores químicos, seja padronizado e baseado em métodos ecológicos bem estabelecidos (RÖMBKE et al., 2006). A

utilização de testes padronizados traz inúmeras vantagens, principalmente por permitir a seleção de um ou mais testes uniformes e úteis para uma variedade de laboratórios, facilitar a comparação dos dados contribuindo para aumentar a utilização dos dados publicados e permitir a reprodução de cada teste (COSTA et al., 2008). Além disso, quanto mais situações e regiões fizerem parte dessa validação, ou seja, estiverem enquadradas nas condições propostas para que se tenha uma resposta confiável, mais robustos e confiáveis se tornam os métodos.

2.3.2. Caracterização e seleção de organismos teste

Cada sistema biológico (organismo, população, comunidade) é capaz de responder de forma direta ou indireta aos efeitos de fatores ambientais, sejam eles naturais, antrópicos ou modificados antropicamente. A indicação dos fatores ambientais bióticos ou abióticos através de sistemas biológicos é chamada frequentemente de bioindicação (LIMA, 2010). Nesse processo, é de fundamental importância a escolha de propriedades e atributos, sejam eles físicos, químicos ou biológicos, que apresentem características como facilidade de avaliação, aplicabilidade em diferentes escalas, capacidade de integração, adequação ao nível de análise da pesquisa, utilização no maior número possível de situações, sensibilidade às variações de manejo e clima e possibilidade de medições por métodos quantitativos e/ou qualitativos (DORAN et al., 1998; USDA, 2001).

Os bioindicadores, caracterizados como organismos que, apesar de não morrerem por alterações do ambiente, respondem a elas por meio de reações comportamentais ou metabólicas mensuráveis, que indicam e refletem alguma mudança no ambiente onde eles vivem. Além da relevância biológica no ambiente em que vivem, eles devem ocupar as mais baixas posições tróficas, para indicar os perigos de contaminação da teia alimentar daquele ambiente (ANDRÉA, 2008). Os indicadores físicos e químicos podem até ser menos complexos e mais acessíveis do que os bioindicadores, mas não refletem necessariamente a capacidade do solo de manter as suas funções ecológicas (Van BRUGGEN & SEMENOV, 2000).

A comunidade de invertebrados do solo compõe uma ferramenta apropriada para avaliação do grau de perturbação de um solo decorrente de atividades humanas (KIMBERLING et al., 2001; RUF, 1998), ou da intensificação do uso da terra. De uma forma geral, toda a composição da fauna do solo está intimamente relacionada aos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes. Por serem estes organismos sensíveis aos diferentes impactos ambientais, além de bem correlacionados com as funções do solo, tornam-se fundamentais para a elucidação dos processos físicos, químicos e biológicos do ecossistema (DORAN & ZEISS, 2000).

Embora boa parte dos grupos representantes da fauna edáfica apresente ampla distribuição espacial, ocorrendo em uma grande diversidade de ambientes com características bem distintas, aqueles que são empregados em protocolos internacionais de avaliação de toxicidade consistem normalmente de espécies oriundas de países temperados. Assim, levando em consideração a aplicação mundial desses testes, a utilização dos mesmos em ambientes tropicais pode não corresponder ao que ocorreria, de fato, nessas condições tropicais, dadas as relações artificiais do organismo de clima temperado com as condições de ambiente tropical. Além disso, Daam & Brink (2010) destacam as diferenças dos fatores chuva, temperatura, luminosidade e micro-organismos dos ambientes temperados e tropicais sobre a dinâmica e disponibilidade de pesticidas no solo. Isto indica a importância de estudos específicos para cada região.

O conhecimento mais detalhado das características biológicas de algumas espécies, bem como o fato de já existirem protocolos definidos para sua utilização, torna-se, de certa

forma a razão principal pela qual estas espécies são amplamente utilizadas em ensaios em âmbito mundial (ANDRADE, 2003; SARMA et al., 2005).

2.3.3. Diversificação de organismos-teste

Já há algum tempo, Cortet et al (1999) propõem a utilização de outros grupos da fauna do solo, além dos já padronizados, como organismos-teste em avaliações ecotoxicológicas.

Considerando que condições ecológicas diferem amplamente entre partes diferentes do mundo, sistemas de teste têm que ser desenvolvidos de forma pertinente para condições regionais diferentes. Como exemplo, Breitholtz et al. (2006) destacam que, como a maioria das espécies de peixe que vivem naturalmente na zona temperada tem ciclos de vida muito longos, isto dificulta estudos completos da interferência do poluente sobre as diversas gerações e se utilizam espécies tropicais e subtropicais como as espécies *Oryzias latipes* e *Danio rerio*. Entretanto ensaios para avaliação de poluentes em países temperados devem lançar mão de espécies de animais característicos dessa região, uma vez que a reprodução dos testes em laboratório, com organismos não adaptados a essas condições não irão fornecer respostas compatíveis com o observado no ecossistema real (BREITHOLTZ et al., 2006). O mesmo se dá para a utilização de organismos na avaliação de impactos ambientais em regiões tropicais, que deve basear-se em estudos de espécies que representem de forma coerente as características do ambiente em questão e que sejam adaptadas a tais condições, minimizando os erros advindos possivelmente de uma não adaptação ou mesmo decorrente das influências abióticas sobre o organismo, impedindo-o de manifestar uma resposta que represente somente a ação do contaminante.

Alguns grupos de espécies da macro e mesofauna do solo apresentam características que podem levá-los a se enquadrar nos requisitos para serem considerados organismos-teste em ecotoxicologia. Entretanto, para cada espécie devem ser consideradas suas características biológicas e ecológicas particulares, bem como o tipo de teste e o objetivo que se espera alcançar.

Nos ensaios envolvendo a toxicidade do ambiente do solo, como se trata da homogeneização da substância contaminante ao solo, a escolha do organismo teste deve estar relacionada ao fato de que, num período curto de tempo o indivíduo vai ter contato direto com o solo ao ponto de tolerá-lo ou mesmo rejeitá-lo. Assim as minhocas (Oligochaeta) são bons indicadores tanto de comportamento nos ensaios de fuga como aqueles de toxicidade aguda e crônica. Esses animais além de se locomoverem ao longo do interior da camada de solo apresentam epiderme bastante sensível à presença de possíveis contaminantes. Como exemplo de minhoca tropical, a *Pontoscolex corethrurus* encontra-se bem distribuída por boa parte do território brasileiro e tem suas características já bem estudadas. Possibilidades também envolvem representantes da família Enchytraeidae que apresentam comportamento similar ao das demais minhocas e que já são utilizados em testes padronizados (OECD 220, 2000; ISO 16387, 2003), bem como em outros estudos (MOSER et al., 2002; AMORIM et al., 2002; AMORIM et al., 2008).

Outros invertebrados do solo têm surgido com algum destaque quanto à sua utilização em testes ecotoxicológicos, como Colêmbolos e Isópodas. Alguns autores já apresentam resultados verificando o comportamento de espécies tropicais de colêmbola como *Proisotoma minuta* (SANTANA et al., 2009) e isópodas como *Cubaris murina* (NEVES et al., 2009), *Trichorhina heterophthalma*, Lemos de Castro (1964) e *Porcellionides pruinosus* (JÄNSCH et al., 2005). Para cada autor respectivamente, a seleção de espécies que representam as ordens Collembola e Isopoda está relacionada ao papel funcional que eles desempenham no solo, na decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes. O grupo dos isópodas é considerado como apresentando bom potencial para indicação ecotoxicológica (DROBNE,

1997; CORTET et al., 1999; PAOLETTI & HASSALL, 1999; JÄNSCH et al, 2005) além de também participarem ativamente na ciclagem de nutrientes (Van STRAALLEN, 2004). Porém, os organismos desse grupo não são indicados para todos os tipos de teste, uma vez que apresentam um longo ciclo de vida (DROBNE, 1997). Já para ensaios de comportamento como ‘fuga’, podem ser uma importante ferramenta para verificação da função habitat do solo.

Outra alternativa para avaliação da toxicidade de contaminantes ao longo do tempo pode ser verificada através da macrofauna fragmentadora do material vegetal. No caso dos tanques onde são depositadas as grandes quantidades de lama vermelha produzida, um manejo de revegetação tem sido apropriado para tornar esse ambiente novamente ‘produtivo’. Assim, quando se trata da presença de alguma substância que possa ser assimilada pelas plantas e que, conseqüentemente retornarão ao sistema por meio do processo de decomposição, os organismos fragmentadores presentes na serapilheira serão afetados diretamente pela ingestão desses produtos. No caso dos diplópodes, sua alta capacidade de consumo e fragmentação do material vegetal formador da serapilheira, como verificado por Correia (2003) avaliando o consumo e preferência alimentar de diplópodes associados a sistemas florestais em Seropédica – RJ, através das espécies *Leptogoniulus sorornus* (Butler) 1876, *Trigoniulus corallinus* (Gervais), *Rhinocricus padbergi* Verhoeff, 1938, faz desse grupo um importante objeto de estudo das possibilidades de contaminação através da cadeia alimentar que parte da vegetação estruturada sobre esse substrato.

3. CAPÍTULO I

AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DA TOXICIDADE INTRÍNSECA DO RESÍDUO DE EXTRAÇÃO DE ALUMINA (LAMA VERMELHA) SOBRE ORGANISMOS DE SOLO

3.1. RESUMO

Foi verificada a toxicidade intrínseca da lama vermelha quando da sua possível disposição no ambiente. Para alcançar esse conhecimento foram realizados ensaios de fuga com *Eisenia andrei*, de reprodução com os colêmbolos de solo *Folsomia candida*, oligoquetas das espécies *Enchytraeus crypticus* e *Eisenia andrei*, além de um ensaio padronizado de germinação de sementes, sendo utilizados o milho e a soja, como representantes de uma monocotiledônea e uma dicotiledônea, respectivamente. Para o efeito sobre os colêmbolos foi realizado um ensaio preliminar com o resíduo "In Natura" que serviu como referência para as doses estudadas posteriormente com todos os organismos selecionados. Em seguida foi estudado também o resíduo "Filtrado". Foi verificada uma considerável diferença na sensibilidade dos organismos testados. Os resultados demonstraram que a lama vermelha inibiu fortemente a reprodução para cada um deles, e o alto teor de sódio ($\text{Na}^+ = 18500,9 \text{ mg L}^{-1}$) é provavelmente o fator mais deletério para a reprodução dessas espécies, não tendo sido minimizada a toxicidade pelo tratamento aplicado à lama para a redução desse sal. Quanto à mortalidade, *F. candida* foi o menos afetado, apresentando apenas ligeira diferença entre os tratamentos. Os demais organismos, bem como as plantas, sofreram considerável interferência da adição do resíduo, principalmente a partir da adição de 20%. No que diz respeito à maior ou menor toxicidade entre os dois resíduos estudados, os valores que os diferem apresentam apenas ligeira diferença, entretanto não é o suficiente para considerar o tratamento que dá origem ao resíduo denominado "Filtrado" como suficientemente eficaz na redução da toxicidade real observada.

3.2. ABSTRACT

It was verified the intrinsic toxicity of red mud as possible available in your environment. To achieve this knowledge tests were performed with *Eisenia andrei* fuga, playing with the soil collembolan *Folsomia candida*, oligochaetes species *Enchytraeus crypticus* and *Eisenia andrei*, and a standardized test of seed germination, and used corn and soybeans, as representatives from a monocot and a dicot, respectively. To effect on collembola a preliminary test was performed with the residue "In Natura" who served as reference for the subsequent doses studied with all organisms selected. Then the residue was also studied "Filtrate." It was observed a considerable difference in the sensitivity of the test organisms. The results showed that the red mud strongly inhibited reproduction for each and high sodium ($\text{Na}^+ = 18500.9 \text{ mg L}^{-1}$) is probably the most deleterious factor for reproduction of these species has not been minimized toxicity the treatment applied to the sludge to reduce this salt. Regarding mortality, *F. candida* was the least affected, with only slight difference between treatments. The other organisms and plants, have suffered considerable interference adding the residue, primarily from the addition of 20%. With respect to a greater or lesser toxicity between the two residues, the values that differ only show slight difference, however, is not enough to consider that the treatment gives rise to the residue called "Filter" as sufficiently effective in reducing toxicity real observed.

3.3. INTRODUÇÃO

Dentro do que se têm como causadores de poluição ambiental, o descarte de subprodutos e resíduos sólidos industriais e de mineração surge intrinsecamente ligado a uma série de problemas sócios econômico ambientais que envolvem cada etapa do processo para obtenção do produto final, tais como a geração, o acondicionamento, o manuseio, a coleta, o transporte, o tratamento e a disposição final desses resíduos sólidos industriais (JACOMINO et al., 2002). Nessas atividades, a grande quantidade de substâncias potencialmente tóxicas introduzidas nas diversas etapas do processo industrial, bem como uma destinação inadequada dos resíduos sólidos gerados, podem levar ao agravamento de problemas ambientais, podendo atingir o ar, o solo e, principalmente, as águas superficiais e do subsolo.

No Brasil, ainda que na espera por uma Política Nacional de Resíduos Sólidos vigente, alguns aspectos que envolvem resíduos apresentam legislação específica dentro dessa mesma esfera, além daquelas já estabelecidas que diferem entre estados e até mesmo são estabelecidas em apenas um âmbito municipal.

Para que o resíduo industrial tenha disposição final, transporte ou processamento corretos é importante que o gerador do resíduo forneça informações a respeito das características dos contaminantes presentes (CONAMA, 313/2002). Em se tratando do resíduo proveniente da extração da alumina (Lama vermelha) para produção do alumínio, mesmo que caracterizado como não inerte (CETREL S. A., 2005) e ausente de contaminantes de alta toxicidade para os organismos, não pode ser considerado necessariamente apto para ser devolvido ao ambiente, pois outros fatores tais como o pH e a salinidade podem promover um considerável impacto, reduzindo as chances de uma recuperação ambiental satisfatória.

A verificação do real poder tóxico de diferentes poluentes ao serem despejados no ambiente do solo, afetando direta ou indiretamente os organismos nele presentes, tem sido realizada de forma contínua. No âmbito da pesquisa, particularmente no monitoramento ambiental, já existem técnicas consagradas no domínio da Ecotoxicologia, inclusive recomendadas pela “Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento” (“Organization for Economic Co-operation and Development”, OECD), ISO, EPA e ABNT, para avaliação de pesticidas, metais pesados e outros poluentes.

Referências legais para o controle de toxicidade presente nos compartimentos da água e do solo estão presentes em Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA 357/2005 e CONAMA 420/2009, que dizem respeito, respectivamente aos corpos d'água doces, salinas e salobras, estabelecendo condições e padrões de lançamento de efluentes (CONAMA, 2005); e aos critérios e valores referentes à qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas (CONAMA, 2009).

O estudo teve por objetivo avaliar a toxicidade intrínseca do resíduo de extração de alumina, para verificação da sua toxicidade potencial quando disposto sobre o solo.

3.4. MATERIAL E MÉTODOS

Os ensaios com colêmbolos foram realizados no laboratório de ecotoxicologia de solos da Universidade de Coimbra – Portugal e os estudos com enquitreídeos, minhocas e plantas nas instalações da Embrapa Agrobiologia, no município de Seropédica - RJ. Foram avaliados os possíveis efeitos tóxicos do resíduo de mineração de bauxita (lama vermelha) sobre os parâmetros mortalidade e reprodução do inseto da espécie *Folsomia candida* (Collembola: Isotomidae), dos oligoquetos *Enchytraeus crypticus* e *Eisenia andrei*, além da influência sobre a germinação de sementes de milho (*Zea mays*) e soja (*Glycine max*), representando respectivamente uma mono e uma dicotiledônea.

Os tratamentos avaliados são provenientes da mistura da lama vermelha em dois estágios diferentes de tratamento, “In Natura” e “Filtrado” (que passou por um processo de redução de cerca de 3% no teor total de sódio), com solo artificial e solo artificial tropical (SAT), ambos com 5% de matéria orgânica.

Os solos artificiais utilizados para os ensaios com colêmbolos apresentaram a turfa (*Sphagnum sp*) como fonte de matéria orgânica (5%). Nos demais ensaios foi utilizada fibra de côco (Amafibra® – Golden Mix, tipo 80) para este mesmo fim, constituindo assim o solo artificial tropical (SAT), seguindo orientações descritas por Garcia (2004), que sugere ainda a utilização de solos com 10% de matéria orgânica, enquanto nesse trabalho foram utilizados 5%, ficando o solo descrito nas seguintes proporções: 5% de fibra de côco, 22,5% de caulim e 72,5% de areia. O uso de solo padronizado permite futuras comparações, seja entre ensaios realizados em diferentes laboratórios, seja com diferentes espécies (SMIT & VANGESTEL, 1998).

Para todos os ensaios realizados com os representantes da fauna do solo, a temperatura média permaneceu em torno de $20\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$, em fotoperíodo de 16h:8h (luz:escuro), e em um delineamento experimental inteiramente casualizado.

3.4.1. *Folsomia candida*

Resumidamente, o teste de inibição da reprodução de *F. Candida* consiste em expor indivíduos juvenis ao solo contaminado e comparar a sua taxa de reprodução com a de animais colocados em solo não contaminado (controle) (Figura 3). Para tanto, foi seguida a metodologia descrita na norma ISO 11267 (*International Organization for Standardization*, 1998). Nesse teste, em cada unidade experimental, 10 indivíduos de *F. candida* com 10 a 12 dias de idade, obtidos a partir da colônia de laboratório, foram introduzidos em recipientes de vidro de 100 ml, contendo solo controle e/ou o solo com resíduo de acordo com os tratamentos definidos, em 5 repetições. Extrato de levedura granulada foi adicionado no início e aos quinze dias do ensaio como fonte alimentar. Após 28 dias de duração do experimento todos os indivíduos foram retirados e contados, para verificação do número de adultos mortos e de juvenis gerados. Para contagem dos juvenis presentes em cada amostra, uma a uma elas foram fotografadas e observadas através do programa Image Tool 3.0.

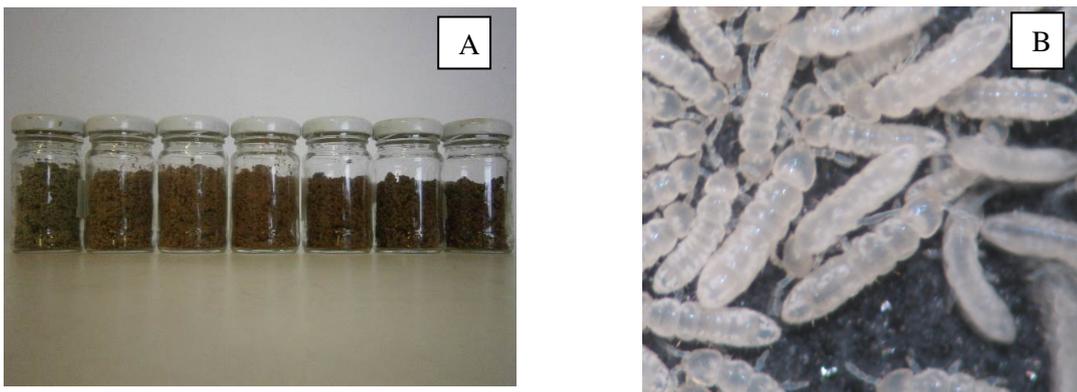


Figura 3. Fotografia das doses de resíduo preparadas para o ensaio com colêmbolos em solo artificial (A) e *F. candida* em detalhe (B).

3.4.2. *Eisenia andrei*

Os ensaios de fuga com minhocas da espécie *Eisenia andrei* (Oligochaeta: Lumbricidae), foram realizados seguindo o protocolo descrito na norma ISO 17512-1 (2006). (Figura 4).



Figura 4. Fotografia do ensaio de fuga com minhocas. Réplica demonstrando a divisão entre a dose 30% de resíduo “In Natura” e o solo artificial controle (A); dose 20% do resíduo “Filtrado” e o solo natural controle (B); réplicas do ensaio com solo natural (C); e réplicas durante as 48 horas de ensaio.

Para isso, foi estabelecida em laboratório uma cultura com indivíduos da mesma espécie, sincronizadas e em idade suficiente para atender às exigências contidas na referência. As unidades experimentais consistiram de caixas plásticas (20 cm x 12 cm x 5 cm) divididas em duas seções de tamanho igual por uma película plástica. Em cada uma das seções foi adicionado 500 g da mistura de solo com resíduo e na outra a mesma quantidade do solo referência sem adição de resíduo. Após o preenchimento com os dois tipos de solo, a película divisória foi retirada e 10 minhocas postas na linha divisória entre os dois tipos de solo, em 5 repetições por tratamento, permanecendo ali por 48 horas. Após esse período, as duas seções de cada caixa foram novamente divididas e o solo de cada uma retirado e registrado o número de minhocas em cada seção.

De acordo com Hund-Rinke & Wiechering (2001), o teste de fuga assume que haverá uma distribuição equitativa na unidade experimental, caso se use nas duas seções o mesmo tipo de solo. Desta forma, a inclusão de um tratamento controle com essa característica é necessária para verificar possíveis desvios de distribuição não ocasionados pela dose do resíduo. De acordo com a norma adotada para execução do ensaio, uma preferência das minhocas maior que 80% pelo solo controle, caracteriza o solo teste como apresentando “função habitat limitada”, ou seja, que a substância pode provocar impacto quando liberada no ambiente, uma vez que torna o solo inapto para servir como suporte para o desenvolvimento e manutenção da vida animal e vegetal.

Já para avaliação do efeito tóxico dos resíduos sobre processos fisiológicos das minhocas após a exposição por um tempo mais longo, foi realizado ensaio de reprodução de *E. andrei*, seguindo as orientações segundo a norma ISO 11268-2 (1997). Neste ensaio, foram utilizados 10 indivíduos adultos, sincronizados e com clitelo desenvolvido por repetição, sendo instaladas 4 repetições por dose de resíduo. Esses organismos permaneceram nos recipientes, com 500g de solo, até o 28º dia, quando foram retirados para que apenas os casulos resultantes permanecessem até o 56º dia do ensaio, onde foram contados os juvenis que nasceram. Foi avaliada alteração de peso das minhocas a partir da média de peso das minhocas vivas ao final dos 28 dias, comparando com a média inicial das 10 minhocas adicionadas no primeiro dia em cada réplica.

3.4.3. *Enchytraeus crypticus*

Para o desenvolvimento dos testes de reprodução de *Enchytraeus crypticus* seguiu-se as orientações e os procedimentos descritos na norma ISO 16387, que recomenda que 10 indivíduos adultos, com clitelo desenvolvido, fossem colocados em recipientes com o equivalente a 20g de solo seco por repetição, num total de 5 repetições por dose de resíduo utilizada, onde permaneceram por um período de 28 dias (Figura 5). A alimentação ocorreu a cada duas semanas, com pequenas quantidades de farinha de aveia. Ao final foram adicionadas 5 gotas de rosa de bengala com 5 mL de álcool 50% em cada frasco para corar os enquitreídeos em 24 h. Em seguida cada réplica foi lavada em peneira de 100 mm e os organismos, agora corados e visíveis a olho nu, foram colocados em placa de petri para posterior contagem.



Figura 5. Fotografia de um exemplar de *Enchytraeus crypticus* (A); seqüência de procedimentos para a avaliação do ensaio de reprodução com os enquitreídeos, coloração (B), lavagem da amostra (C), extração (D), organismos coloridos (E) e contagem (F).

3.4.4. Germinação de sementes

Foi realizado um ensaio para verificação da influência do resíduo sobre a germinação de sementes e o crescimento de plantas (Figura 6).

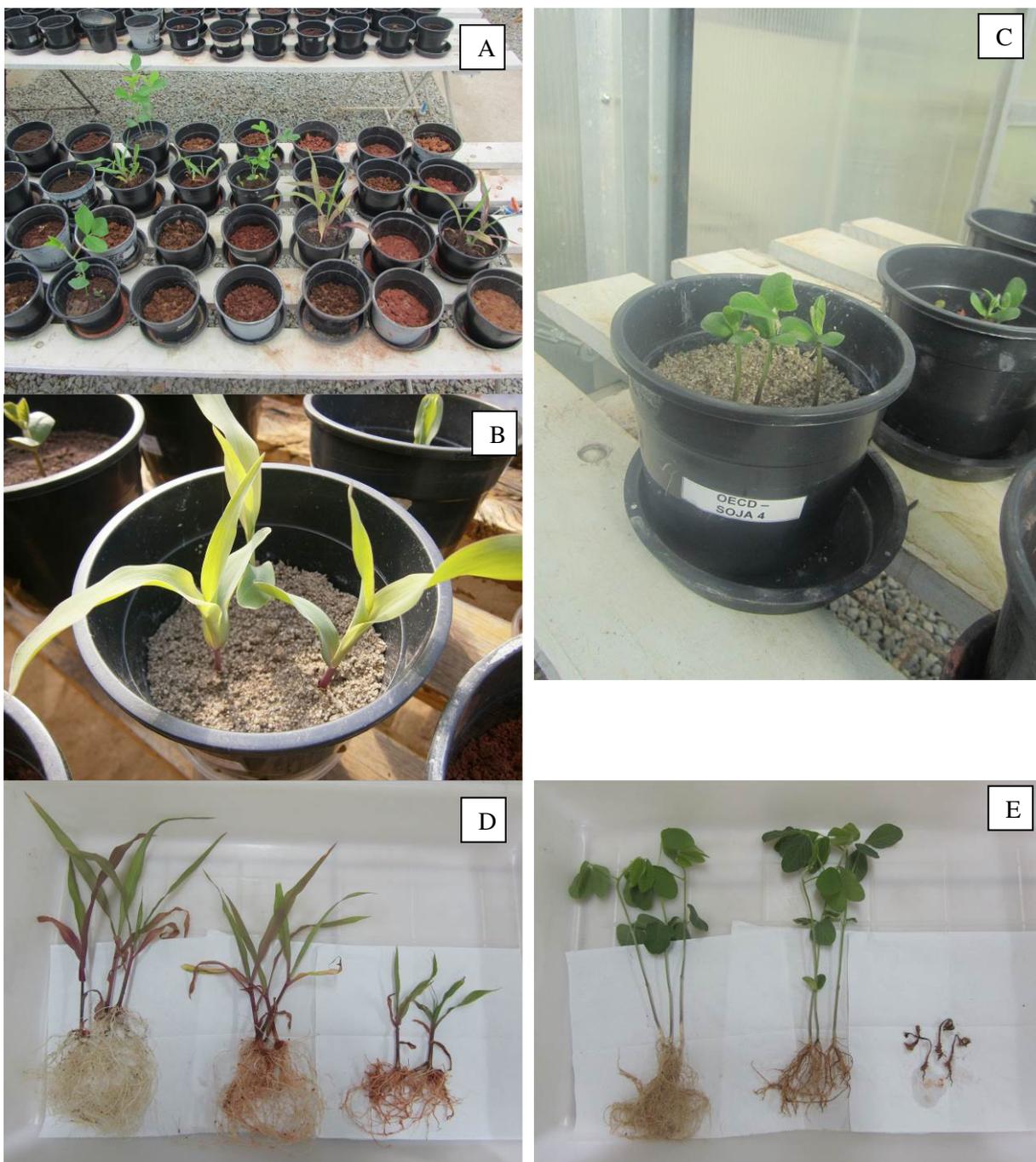


Figura 6. Fotografia do experimento de crescimento de plantas em casa de vegetação. Parte das réplicas disposta sobre a bancada (A); Plantas de milho (B) e soja (C) em solo artificial com 5% de matéria orgânica atuando como controle do experimento; comparação entre o crescimento das plantas de milho nos tratamentos controle, 2.5% e 5% do resíduo “In Natura” (D); comparação entre o crescimento das plantas de soja nos tratamentos controle, 2.5% e 5% do resíduo “Filtrado” (E).

O trabalho foi desenvolvido em casa de vegetação, baseado no protocolo OECD 208 (2006), tendo duração de 21 dias, contados a partir da germinação de 50% das sementes no tratamento controle. Inicialmente foram utilizadas duas espécies, *Zea mays* (milho) híbrido AG 1051 e *Glycine max* (soja) variedade BRS 239, representando respectivamente uma mono e uma dicotiledônea que serão adicionadas 3 sementes por réplica, num delineamento em 4

blocos ao acaso. Os tratamentos serão os mesmos dos ensaios descritos anteriormente, também para os dois tipos de resíduo.

Ao final do período experimental, foram verificados os parâmetros: número de plantas emergentes, crescimento da planta, massa fresca de raiz e de parte aérea (folha+colmo/caule). O Percentual de germinação encontrado refere-se ao número de plantas que alcançaram a superfície do solo.

3.4.5. Análise dos dados

Para o ensaio de reprodução de colêmbolos, inicialmente foi testado o resíduo “In Natura” em solo artificial 5% (OECD, 1984), onde foram verificadas dez doses, correspondendo a 0, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90% de resíduo, para uma verificação prévia do comportamento da lama em relação à sua toxicidade (ensaio preliminar). Posteriormente, a partir da resposta às doses aplicadas, foram estipuladas novas doses, agora mais baixas e testadas para os dois “tipos” de resíduo, sendo essas 0, 2.5, 5, 10, 20, 30 e 40% de resíduo. Em se tratando da obtenção de uma forma de descarte para a lama vermelha, o estudo baseado em doses de lama aplicadas envolve conhecer que quantidade, ao ser descartada em um perfil de solo mais profundo, permite a cobertura por um top soil de forma que a superfície ainda seja caracterizada como habitat para os organismos e plantas que ali se desenvolvem.

Os resultados obtidos nos testes de fuga com minhocas foram analisados pelo teste exato de Fisher (ZAR, 1996), que permite a comparação da distribuição dos animais, em relação a uma distribuição esperada, assumindo-se a não existência de comportamento de fuga de um determinado tipo de solo.

As concentrações letais para 20 e 50% (CL₂₀ CL₅₀) dos organismos testados foram obtidas, em cada ensaio com animais a partir da mortalidade ocorrida, enquanto que no ensaio com plantas, o número de sementes que germinou foi quem proporcionou a realização desses cálculos. Para essas análises utilizou-se do programa Probit 1.63 (SAKUMA, 1998).

Já as concentrações efetivas para reduzir uma determinada capacidade fisiológica dos organismos em 20 e 50% (CE₂₀ e CE₅₀) foram obtidas, nos ensaios com animais através do valor da reprodução, enquanto que as plantas foram avaliadas através dos valores de massa fresca da raiz e da parte aérea para as duas culturas estudadas.

A análise estatística para comparação dos diferentes resultados obtidos nos ensaios com cada organismo foi realizada através de uma análise de variância (ANOVA) utilizando o teste de Dunnett ($p \leq 0,05$), a partir do qual se obteve os valores de CEO (menor dose de efeito observado) e CENO (maior dose de efeito não observado), através do programa STATISTIVA, versão 7.0.

3.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1. *Folsomia candida*

A) Ensaio preliminar

A mortalidade observada durante os ensaios de reprodução não excedeu os 20 % e o número médio de juvenis no controle foi superior a 100, o que atende aos critérios de validação do ensaio (ISO, 1998).

No que diz respeito à inibição da reprodução, no primeiro ensaio, realizado com altas doses de resíduo “In Natura” em solo OECD 5%, a partir da adição de 30% de resíduo já não houve atividade reprodutiva entre os indivíduos de *F. candida* (Figura 7). Ainda assim, mesmo nas concentrações mais baixas, onde foram encontrados juvenis, houve diferença quando comparados esses valores, ao número encontrado no controle.

Apesar da ausência de juvenis, entretanto, entre as proporções de 30% e 60% de lama vermelha adicionadas, a variação na mortalidade foi regular, alcançando um máximo de 32% de organismos mortos, enquanto que a partir da dose imediatamente posterior (70%), esse número dobra, chegando a alcançar o pico de 100% de mortalidade quando da maior dose testada.

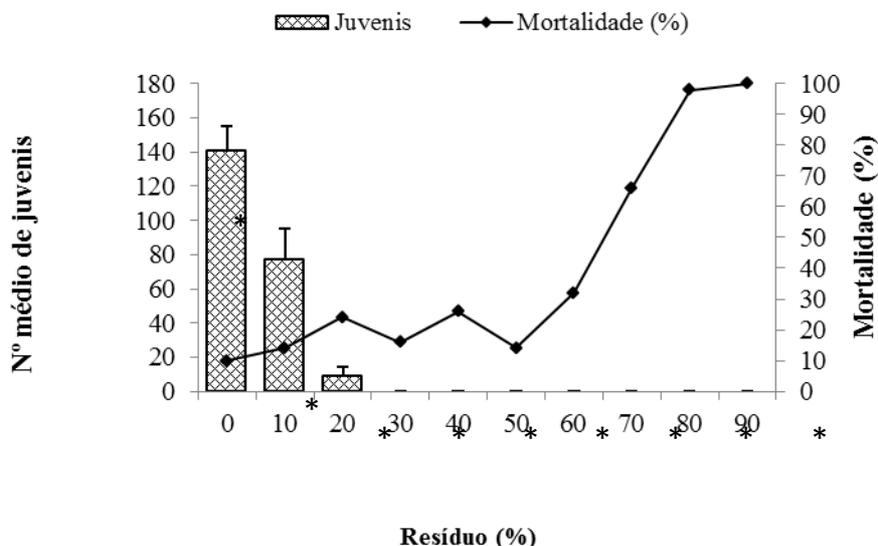


Figura 7. Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina “In Natura” (lama vermelha) em solo OECD 5% sobre a reprodução de colêmbolos (*F. candida*). Número de juvenis (média + erro) e mortalidade após 28 dias de exposição ao resíduo - * corresponde à diferença estatística ($p \leq 0,05$ pelo teste de Dunnett) da dose quando comparada ao controle, para o número médio de juvenis.

B) Ensaios definitivos

Tanto para os ensaios com resíduo “In Natura” como “Filtrado”, quando avaliados em solo artificial, nas menores doses verificou-se mais uma vez a inibição da reprodução em valores que diferem do controle, a partir da dose 10% de lama (Figura 8), e um mínimo próximo de zero, nas concentrações 30% e 40%. A mortalidade para ambos não excedeu 20%, aumentando proporcionalmente à dose dos resíduos.

Outra resposta similar entre os dois resíduos está no comportamento da primeira dose, após o controle, onde houve um aumento no número de juvenis, entretanto com o resíduo “Filtrado” (891) os valores são mais expressivos que com o “In Natura” (158), chegando inclusive a apresentar diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) quando comparado ao controle (0%) (Figura 8).

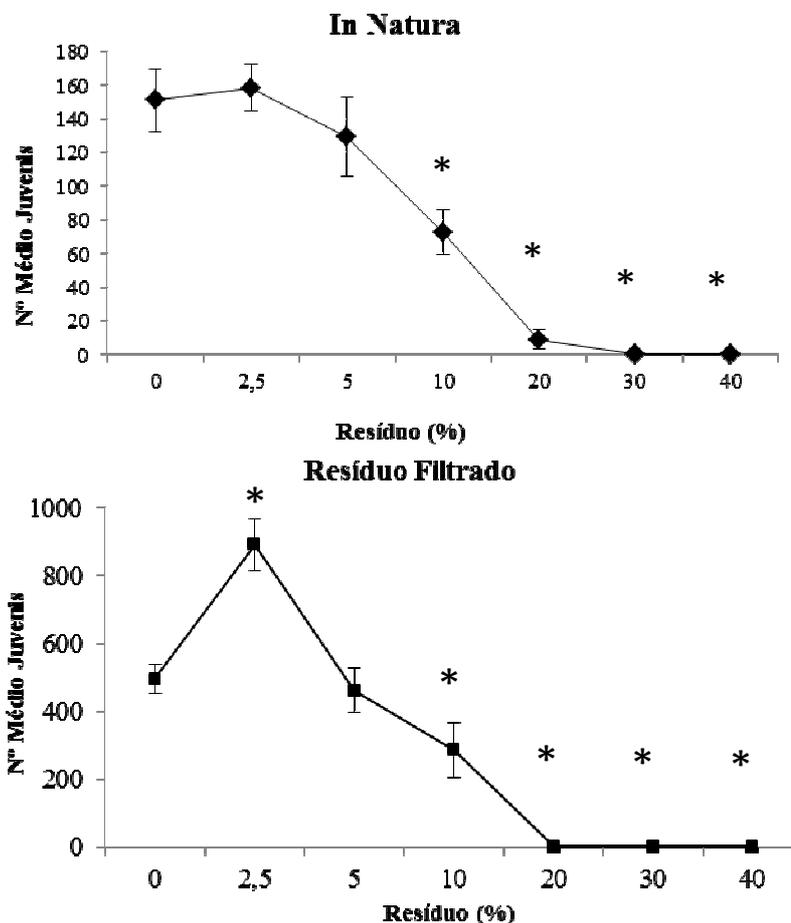


Figura 8. Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina (lama vermelha) “In Natura” e “Filtrado” sobre a reprodução de colêmbolos (*F. candida*) em solo artificial OECD 5 %. Numero médio de juvenis (média + erro) após 28 dias de exposição ao resíduo. * corresponde à diferença estatística ($p \leq 0,05$ pelo teste de Dunnett) da dose quando comparada ao controle, para o número médio de juvenis.

Em vias de associação dos resultados observados, há entre os ensaios com solo artificial (OECD 5%), informações que se complementam (Tabela 4). Os valores de CEO para os dois ensaios “In Natura” são os mesmos, ou seja, a menor dose, a partir da aplicação do resíduo, que apresenta diferença em relação ao controle, é a concentração de 10% do resíduo. Para o ensaio preliminar (“In Natura” 1) essa dose é a imediatamente posterior ao controle (Figura 7), o que faz com que o valor de CENO seja caracterizado como qualquer valor inferior a esse, uma vez que representa a maior concentração onde não se verifica diferença para com o controle. Como não foram verificadas doses menores que 10%, não se pode saber com mais precisão qual é esse valor. Entretanto, ao se realizar o segundo ensaio com “In Natura” já se pode afirmar que a menor concentração em que não se observa efeito está entre 5 e 10%. Da mesma maneira acontece para o resíduo “Filtrado”.

Para as concentrações que causam efeito sobre 20 e 50% da reprodução (CE_{20} e CE_{50}) entre os organismos (Tabela 4), os valores para esses ensaios são próximos, apresentando

diferença de cerca de 1 a 2% de resíduo a mais nas doses, para o ensaio “In Natura” 1”. Segundo alguns artigos da literatura (KAPUSTICA et al., 2006), os valores estimados de CENO estão relacionados àqueles encontrados de CE₂₀. Sendo assim, observa-se que para ambos os ensaios, os CE₂₀ estão entre 5% e 10%, e no ensaio “In Natura” 2”, 5% foi a maior dose onde não se verificou efeito (CENO).

Tabela 4. Maior concentração de efeito não observado (CENO), menor concentração com efeito observado (CEO), concentração que exerce efeito sobre 20% (CE₂₀) e 50% (CE₅₀) da reprodução (intervalos com 95% de confiança), e concentração letal a 50% da população (CL₅₀), referentes à toxicidade da lama vermelha “In Natura” e “Filtrado” testada com solo OECD 5%, utilizando-se ensaios de reprodução com colêmbolos (*Folsomia candida*). * Ensaio realizado com as mesmas diluições.

	CENO	CEO	CE ₂₀	CE ₅₀	CL ₂₀	CL ₅₀
Solo Artificial OECD 5%						
“In Natura” 1	<10	10	6,35 (4,48-8,21)	10,69 (9,19-12,19)	24	51
“In Natura” 2*	5	10	5,59 (2,82-8,35)	9,60 (7,32-11,89)	63	713
“Filtrado”*	5	10	5,93 (4,58-7,29)	8,40 (6,23-10,58)	53	422

Estando entre um dos critérios para validação do ensaio (<20%), a mortalidade durante todos os ensaios, no que se refere às doses comuns, apresentou comportamento similar. O dado importante e aqui bem verificado, que diz respeito a esse ‘end point’, é referente aos valores de CL₂₀ e CL₅₀ (Tabela 4). Quando se estudou uma série longa de dados (“In Natura” 1), além de acompanhar a interferência na reprodução, pôde-se acompanhar a toxicidade do resíduo sobre a mortalidade, até que 100% dos organismos fossem exterminados. Já numa série mais curta, porém mais detalhada (“In Natura” 2 e “Filtrado”), há a possibilidade de refinar mais as informações com relação ao efeito na reprodução, entretanto, como houve baixa diferença na mortalidade entre a menor e a maior dose da sequência estudada, ao se estimar a concentração de resíduo necessária para levar à morte de 50% da população (CL₅₀), há uma extrapolação do valor, que está fora do real, e pôde ser verificado quando comparado aos resultados das doses mais elevadas.

Entretanto, quando se trata da redução do potencial reprodutivo dos colêmbolos, verificando algumas características marcantes nos dois resíduos, Owojori et al. (2009) estudando solos arenosos e salinos, encontrou redução significativa na reprodução de *Folsomia candida* a partir do valor de 1,03 dS m⁻¹ de condutividade. Como continuidade, o mesmo trabalho verificou que a inibição total da reprodução se deu a partir de 1,62 dS m⁻¹. No caso das doses de lama vermelha avaliadas, a condutividade elétrica observada corresponde a um valor máximo de 1,60 dS m⁻¹ no solo artificial com 40% do resíduo “Filtrado” e 1,01 dS m⁻¹ com a mesma dose do resíduo “In Natura”, valores ainda que inferiores ao observado por esse autor, podem estar contribuindo para fazer da salinidade um dos fatores que se somam para a inibição dessa capacidade dos organismos. Para todos os valores estudados por Owojori et al. (2009) a sobrevivência de *F. candida* não foi afetada significativamente, assim como encontrado nesse trabalho (Figura 9).

Para ambos os resíduos, obteve-se uma dose aplicada que levou a uma redução da reprodução próxima de zero, que corresponde à adição de 20% da lama, e é referente a um pH acima de 9,0 (Figura 9). Segundo Greenslade e Vaughan (2003) em uma faixa de pH próximo de 8,03, já não há presença de juvenis de *F. candida*. Entretanto, nesse mesmo estudo o número de adultos presentes ao final do ensaio, nessa mesma faixa de pH foi de quatro indivíduos, enquanto que tanto na presença do resíduo “Filtrado” ou “In Natura”, menos de 20% dos organismos morreram nesse tratamento.

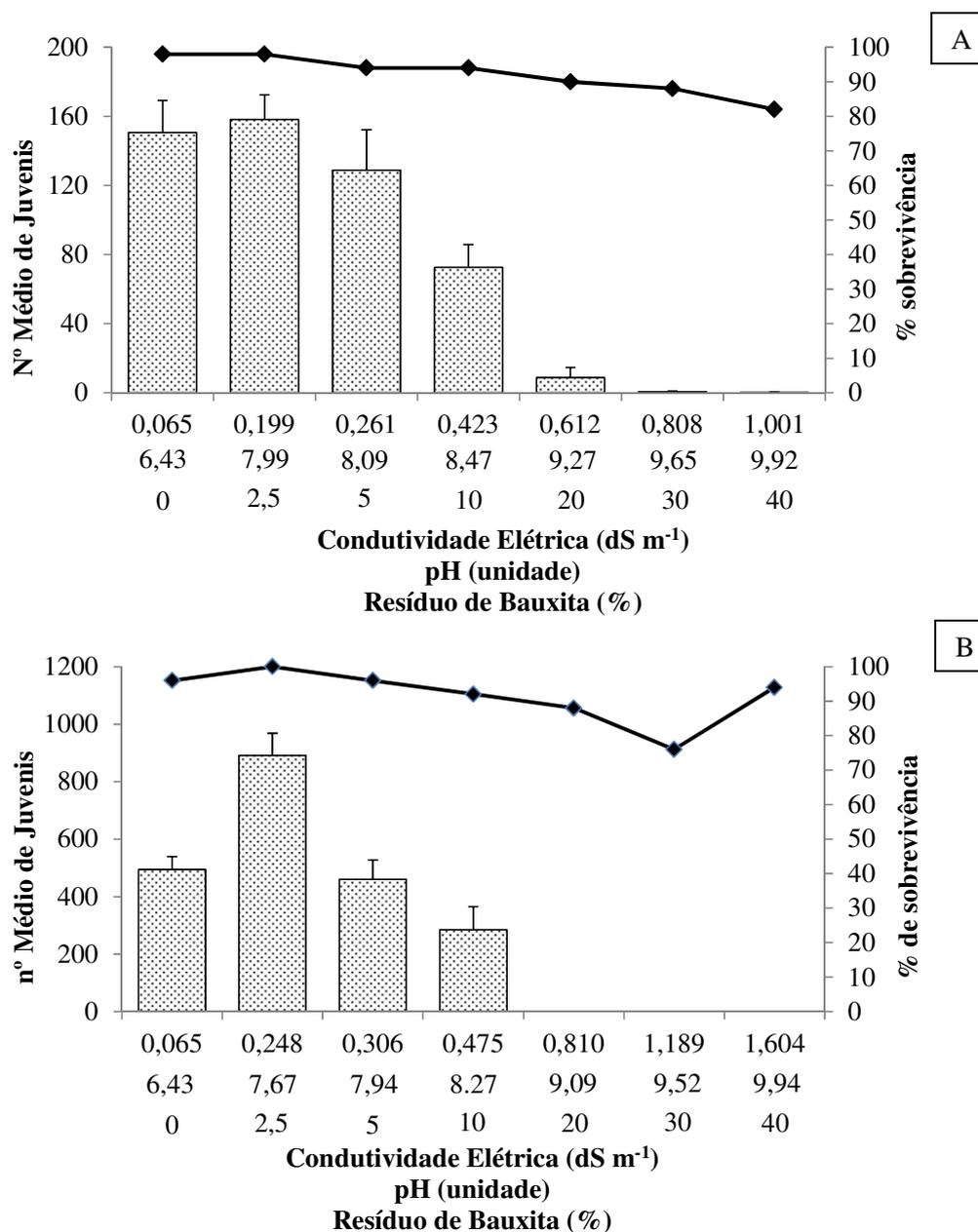


Figura 9. Relação entre o número médio de juvenis e o percentual de sobrevivência de *Folsomia candida* após 28 de exposição aos resíduos de extração de alumina “In Natura” (A) e “Filtrado” (B) para cada valor de condutividade elétrica (dS m⁻¹), pH (unidade) e dose de resíduo de bauxita (%). Terceira sequência de valores do eixo horizontal (eixo x) corresponde às doses de resíduo estudadas em percentual.

Um fator importante, que pode levar a diferenças marcantes no comportamento de cada resíduo diz respeito à constituição química dos solos em que são estudados. Para um solo artificial, formulado em laboratório, sua característica marcante é a ausência de contaminantes e sua habilidade em funcionar como substrato inerte, que permite a verificação da toxicidade real do resíduo em estudo, sem que haja interferência de um fator paralelo. Já em solos naturais, suas características podem de certa forma se associar aos resíduos e formarem um novo agente de toxicidade para os colêmbolos. Diversos estudos relatam a influência do tipo de solo sobre a biodisponibilidade de tóxicos para diferentes organismos do solo (SMIT & VANGESTEL, 1998; GREENSLADE & VAUGHAN, 2003; AMORIM et al., 2005; DOMENE et al., 2011).

3.5.2. *Eisenia andrei*

a) Fuga

Durante as 48 horas de duração do ensaio, a mortalidade para ambos os resíduos não ultrapassou 10%, e a proporção de minhocas no tratamento dual (controle) ficou 55%:45% como necessário para cumprimento de validação do teste (ISO, 2006).

Como descrito na norma ISO, uma preferência tal, por parte das minhocas que acarrete em pelo menos 80% de fuga para o solo controle, caracteriza o solo teste como aquele que apresenta uma capacidade limitada de funcionar como habitat, ou seja, o solo teste contém uma substância que pode acarretar em dano para os organismos e o ambiente de uma forma geral. Sendo assim, estão descritos na Figura 10 para cada dose avaliada o percentual de fuga das minhocas.

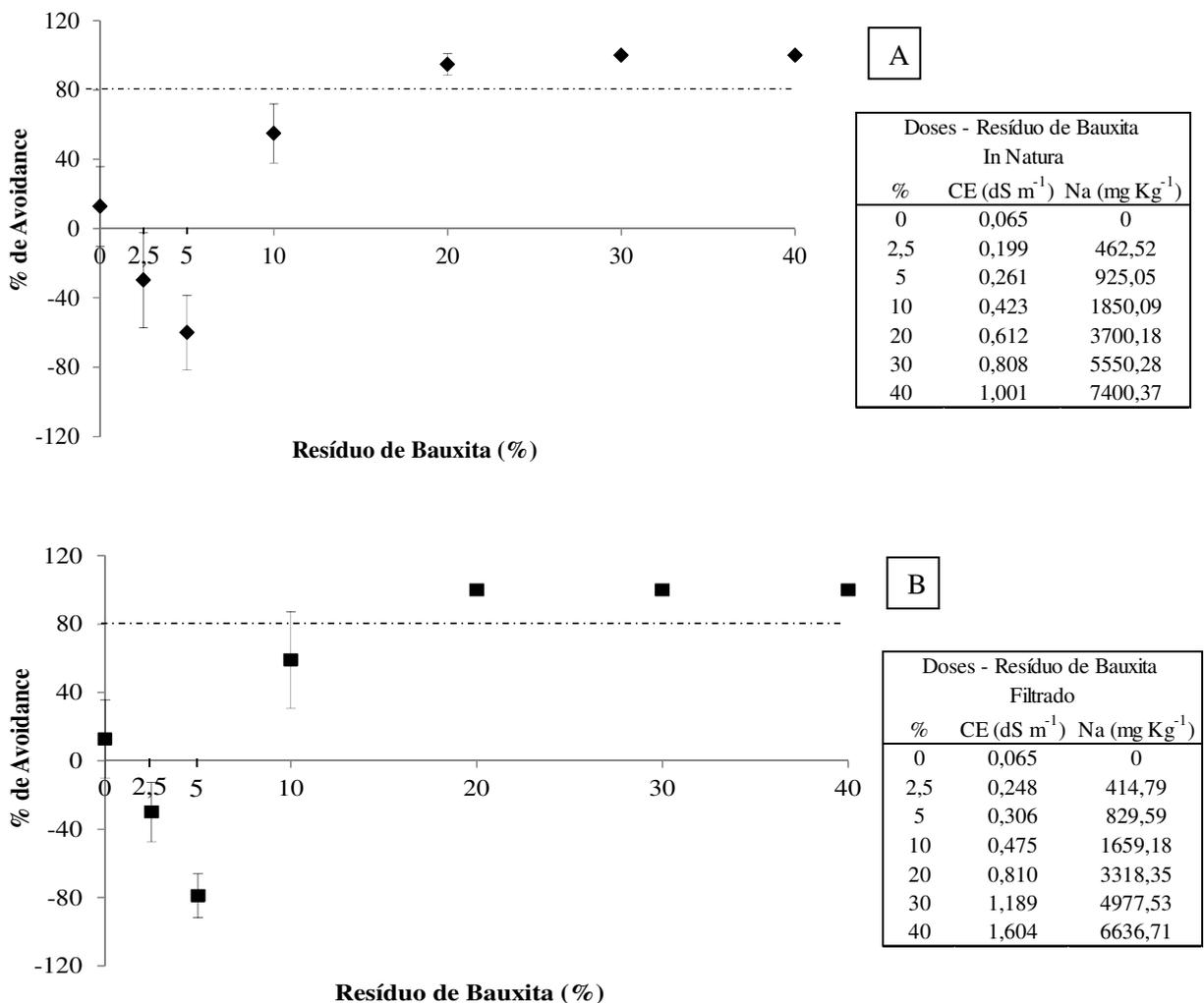


Figura 10. Média do percentual de fuga para as quatro réplicas, cada uma com 10 minhocas (*E. andrei*) após 48 de exposição às diferentes doses do resíduo de extração de alumina “In Natura” (A) e “Filtrado” (B) quando contrastadas a um solo artificial controle com 5% de matéria orgânica. Linha pontilhada indica os tratamentos onde houve fuga das minhocas para o solo controle em pelo menos 80%. Quadro ao lado define as doses de resíduo em percentual, condutividade elétrica verificada no início do ensaio e quantidade de sódio presente.

Para ambos os resíduos, o comportamento preferencial das minhocas foi semelhante, apresentando a mesma tendência para todas as doses. Com a adição de 10% dos resíduos, já foi observado um efeito significativo na repelência dos organismos com relação ao solo contaminado. A partir daí, uma ligeira diferença está que no resíduo “Filtrado”, em 20% já há 100% de fuga, enquanto que no “In Natura” está em 94,74%. Essa também é a primeira concentração onde a fuga das minhocas excede os 80%.

Percentual de fuga negativo significa preferência pelo solo com a substância teste. Nesse caso, até 5% de adição do resíduo, proporciona um ambiente tal que as minhocas tendem a se deslocar em direção a essa mistura (Figura 10).

Quando contrastadas as doses em percentual com o teor de sódio e a condutividade elétrica avaliados, Owojori & Reinecke (2009) encontraram fuga estatisticamente significativa para *Eisenia fetida* a partir da concentração de 500 mg Kg⁻¹ de NaCl em solo artificial e condutividade elétrica de 0,52 dS m⁻¹ em solo natural salino. Entretanto quando se diz do percentual de fuga significativo de 80%, esses valores sobem para 2000 mg Kg⁻¹ e 1,03 dS m⁻¹, respectivamente. Os valores obtidos por esses autores correspondem ao encontrado aqui, uma vez que para cada resíduo avaliado, a partir da dose de 20%, que corresponde à primeira dose com valores de condutividade acima de 0,5 dS m⁻¹, e teor de sal acima de 2000 mg Kg⁻¹, houve diferença estatística significativa quando comparadas ao controle (p<0,05), além de serem as doses que correspondem a uma fuga efetiva com mais de 80% de preferência pelo solo controle.

A concentração que causa efeito de rejeição (fuga) sobre 50% da população de minhocas foi estimada a partir dos dados obtidos, alcançando-se valores representados na Tabela 5. De uma forma geral, o resíduo “Filtrado” mostrou-se ligeiramente mais tóxico que o “In Natura”. Ainda que sua ação seja um pouco mais retardada, como se vê pelos valores de CE₂₀, assim que há continuidade no aumento das doses, sua ação é mais intensificada, verificada nos valores de CE₅₀.

Tabela 5. Concentração efetiva (CE₅₀) do resíduo de extração de alumina “In Natura” e “Filtrado” suficiente para levar à fuga 50% das minhocas *E. andrei*.

Dose de Resíduo	“In Natura”		“Filtrado”	
	CE ₂₀	CE ₅₀	CE ₂₀	CE ₅₀
%	7,58	10,16	8,96	9,76
Condutividade Elétrica (dS m ⁻¹)	0,35	0,42	0,44	0,47
Sódio (mg Kg ⁻¹)	1556,3	2093,1	1781,43	1949,12

Os valores encontrados aqui são ainda superiores aos verificados por Owojori & Reinecke (2009) quando da mistura de solo artificial com diferentes dosagens de NaCl, indicando menor toxicidade. No caso do resíduo de bauxita, além de não ser um composto puro, apresenta ainda característica granulométrica de silte e argila, que associado ao solo artificial de característica mais arenosa, pode ter atuado atenuando o efeito direto tanto do sódio, como dos demais compostos presentes em cada tipo de resíduo. A fina granulometria associada aos resíduos apresenta considerável superfície específica, normalmente capaz de atrair cargas negativas e positivas de íons presentes no solo. Muitos estudos relatam a capacidade da lama vermelha de atuar positivamente sobre a redução de metais pesados no solo. Phillips (1998) e Lombi et al. (2002a) mostraram que a aplicação da lama vermelha em solos contaminados pode reduzir a quantidade de metais pesados solúveis na solução do solo. A utilização desse resíduo levou à redução da absorção de metais pesados pelas plantas (MULLER & PLUQUET, 1998; LOMBI et al., 2002b; FRIESL et al., 2003). Além de que,

em experimentos de laboratório, quando aplicada numa dose de 10%, reduziu significativamente a absorção de Zn, Cd e Ni por plantas dos gêneros *Festuca* e *Amaranthus* em até 87, 81 e 87%, respectivamente (FRIESL et al., 2003).

Dados obtidos através do estudo com solos artificiais que alcançam valores relacionados àqueles obtidos em ensaios com solo naturais contaminados demonstram que essa técnica alcança com o objetivo de se conhecer, através da simulação em condições controladas, o mais próximo possível do efeito real da aplicação do tóxico. No caso do estudo do efeito de solos salinos sobre a comunidade de minhocas presentes no solo, tanto dados obtidos por Owojori & Reinecke (2009) e mesmo os do presente trabalho correspondem a valores que provocam o mesmo efeito que os solos salinos estudados (OWOJORI et al., 2008; OWOJORI et al., 2009a).

b) Reprodução

Ao verificar o efeito dos resíduos sobre a reprodução das minhocas, os valores representam uma ação consideravelmente deletéria. Nesse parâmetro, a ação inibitória dos dois resíduos foi verificada já na menor dose, sendo significativa a diferença entre o número de juvenis produzidos por indivíduos sobreviventes em cada tratamento em comparação ao controle (Figura 11). Os trabalhos mencionados acima tratam do efeito de um único agente de toxicidade. No caso do resíduo de bauxita, constitui-se de um conjunto de elementos e minerais que, atuando ao mesmo tempo, podem apresentar comportamento sinérgico, potencializando sua ação tóxica principalmente sobre os organismos mais sensíveis, seja através do estresse provocado sobre os adultos inibindo a produção de ovos, ou como é o caso, dos juvenis.

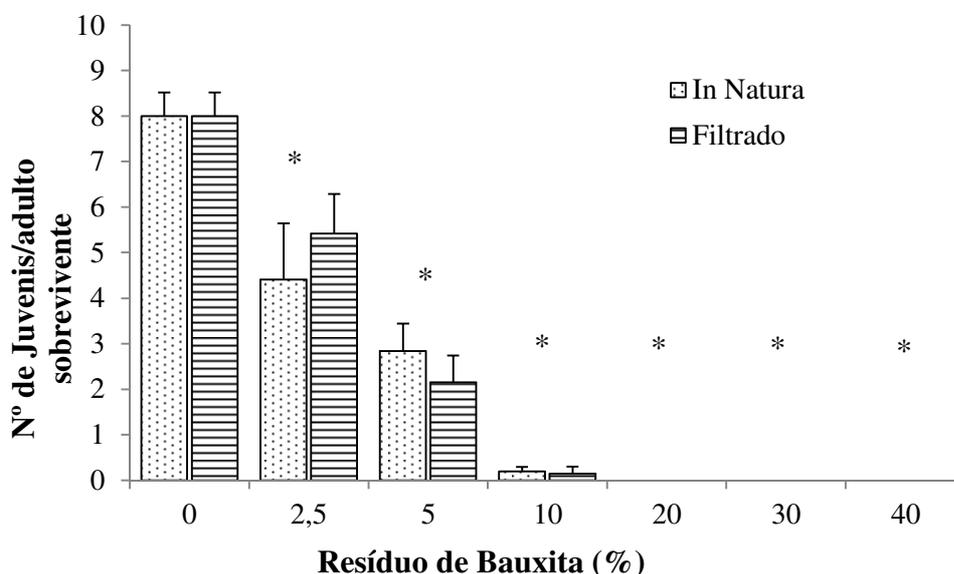


Figura 11. Número médio de juvenis por adulto sobrevivente da minhoca *Eisenia andrei* após 28 dias de exposição às diferentes doses de resíduo de bauxita “In Natura” e “Filtrado”.

Durante os 28 dias de exposição das minhocas às diferentes doses dos resíduos, não foi verificada mortalidade no tratamento controle, sem adição da lama. Entretanto nas doses com 30% e 40% dos dois resíduos, o número de minhocas foi reduzido a zero (Figura 12). Guzyty et al., (2011) estudando o efeito da salinidade sobre a minhoca *Eisenia fetida* em solo artificial, verificou mortalidade total dos indivíduos em tratamentos com valores a partir de

6000 mg Kg⁻¹ de NaCl. Já Owojori et al., (2008) verificaram mortalidade total apenas a partir da dose de 8000 mg Kg⁻¹ de NaCl.

Quando se observa o efeito na mortalidade pelos valores da condutividade elétrica encontrada, Owojori et al., (2009a) verificaram mortalidade significativa a partir de 1,03 dS m⁻¹ e mortalidade total a partir de 1,31 dS m⁻¹. Aqui, tem-se mortalidade total significativa já em valores inferiores aos observados nesses estudos. Bright e Addison (2002) e Guzyti et al., (2011) também verificaram diferença estatística somente a partir da dose de 4000 mg Kg⁻¹ de sódio.

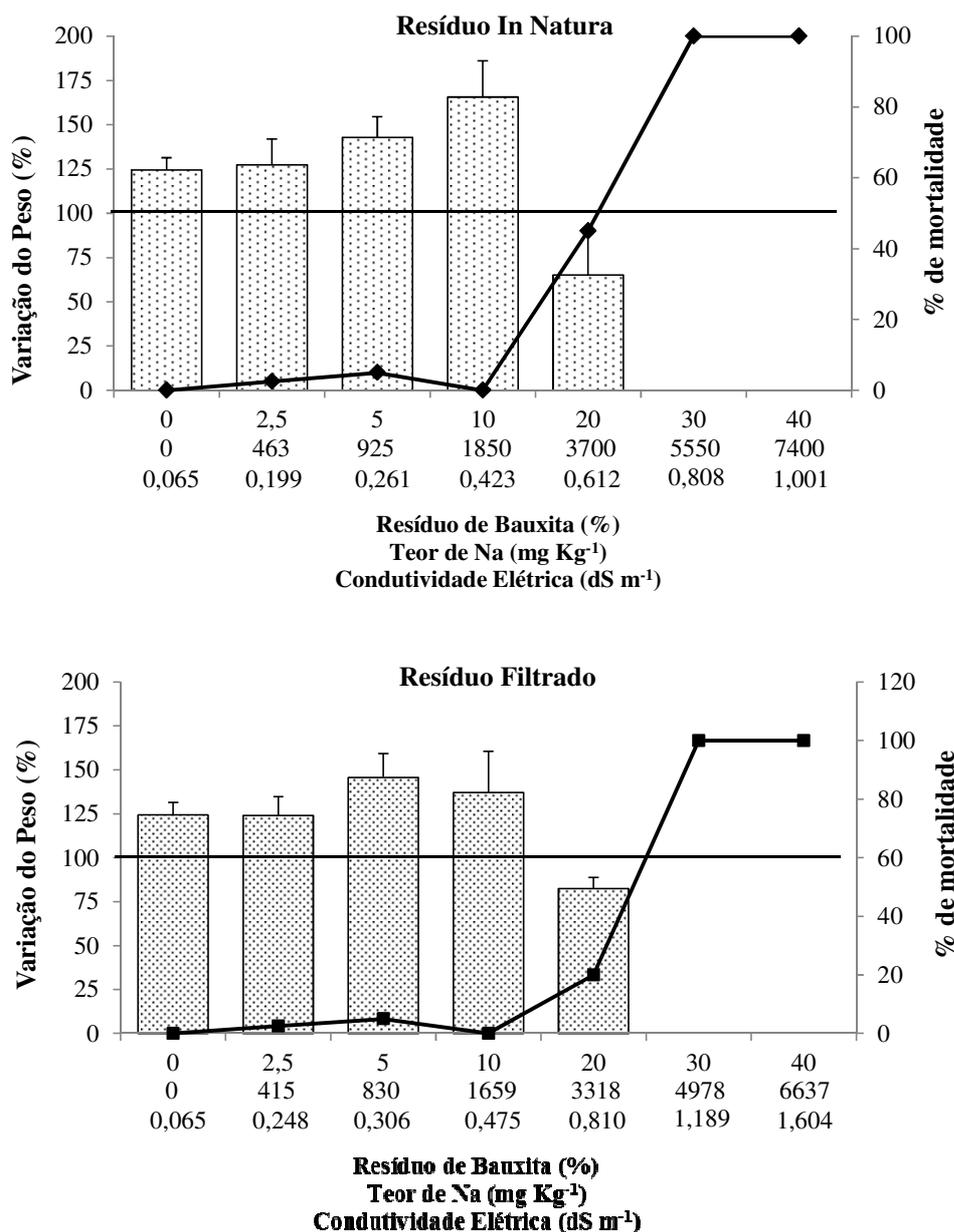


Figura 12. Variação do peso da minhoca *Eisenia andrei* após 28 dias de exposição às diferentes doses de resíduo de bauxita “In Natura” e “Filtrado”. Valores dos tratamentos também representados pelo teor de sódio presente nas doses de cada resíduo e condutividade elétrica medida para cada mistura. Linha corresponde ao peso inicial contado como 100%.

A alteração no peso das minhocas para os dois resíduos se deu na mesma tendência, onde houve um aumento até a dose de 10% e a partir daí (20%) reduz significativamente, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos, até chegar ao zero em 30% e 40% em decorrência da mortalidade total observada.

A diferença observada entre os pesos inicial e final das minhocas chegou a evidenciar um ganho de massa de cerca de 65% na dose com 10% de resíduo “In Natura” e 45% com 5% de resíduo “Filtrado”. Valores semelhantes a esses não foram encontrados na literatura, uma vez que boa parte dos trabalhos mostram pequenos incrementos no peso das minhocas nessas doses mais baixas, de efeito tóxico não significativo. Os organismos encontrados nesses tratamentos chegaram a apresentar peso individual de cerca de 1,54 g (Figura 13), o que chega a ser mais que duas vezes o peso individual inicial máximo permitido para o ensaio (ISO, 1997).



Figura 13. Fotografias mostrando o aumento de massa das minhocas teste expostas a 5% (A e B) e 10% (C e D) dos resíduos “In Natura” e “Filtrado”.

O corpo das minhocas nitidamente evidencia um aumento de peso ocasionado pelo acúmulo excessivo de líquido no interior do organismo. Levando em conta a grande quantidade de sal a que foi exposta, a absorção de Na pela epiderme pode ter aumentado a concentração desse íon no corpo da minhoca em um nível tal que levou à consequente absorção de água. Esse evento atuou ainda diretamente sobre os valores de CE_{50} obtidos, onde aquele estimado a partir dos dados de crescimento foi superior ao valor de CL_{50} baseado nos valores de mortalidade, o que leva à compreensão errônea dos índices. Sendo assim, é importante salientar que os organismos, até a dose 10%, apresentaram um “falso” ganho de peso acarretado pela absorção de água, e não porque a mistura se tornou um habitat

apropriado. Pode-se ainda basear essa informação no fato de no ensaio de fuga, no tratamento 10% dos dois resíduos, o percentual de fuga foi de cerca de 60%.

Os valores das concentrações que influenciam de forma negativa em pelo menos 50% o crescimento, a mortalidade e a reprodução das minhocas (Tabela 6), foram calculados tanto para percentual de resíduo, como para o teor de sódio presente nas amostras.

Tabela 6. Concentração efetiva que inibe o crescimento e a reprodução da minhoca *Eisenia andrei* em 50% (CE₅₀), e concentração letal a 50% da população (CL₅₀), quando da aplicação do resíduo de bauxita “In Natura” e “Filtrado” testados com solo artificial.

Dose de Resíduo		“In Natura”		“Filtrado”	
		CE ₅₀	CL ₅₀	CE ₅₀	CL ₅₀
Crescimento	%	20,08	-	20,51	-
	Teor de sódio (mg Kg ⁻¹)	3714,98	-	3402,97	-
	Condutividade Elétrica (dS m ⁻¹)	0,6144	-	0,8366	-
Reprodução	%	2,14	-	2,63	-
	Teor de sódio (mg Kg ⁻¹)	395,92	-	436,36	-
	Condutividade Elétrica (dS m ⁻¹)	0,1890	-	0,2639	-
Mortalidade	%	-	16,86	-	19,56
	Teor de sódio (mg Kg ⁻¹)	-	3119,26	-	3245,35
	Condutividade Elétrica (dS m ⁻¹)	-	0,5689	-	0,8226

Os valores de CE₅₀ observados aqui estão próximos daqueles encontrados por Bright & Addison (2002) e Owojori et al. (2008) para a concentração de sódio, onde respectivamente correspondem a 4681 e 4985 mg kg⁻¹ de NaCl. Owojori et al. (2009b) ainda verificou em outro estudo, uma concentração de 3586 mg kg⁻¹ de NaCl suficiente para inibir o crescimento de *Eisenia fetida* em 50%. Já Guzyty et al., (2011) encontraram valores inferiores equivalentes a 2512 mg kg⁻¹ de NaCl, atribuindo tal fato à possibilidade das minhocas terem de alguma forma se adaptado ao serem expostas a doses inferiores, como consequência não terem perdido peso, minimizando o efeito das doses mais altas.

3.5.3. *Enchytraeus crypticus*

O número de juvenis encontrados no tratamento controle ficou entre o estabelecido para a validação do ensaio, apresentando um coeficiente de variação inferior a 50%. Já nas doses, a ação inibitória dos resíduos foi verificada logo na menor concentração (Figura 14).

Os enquitreídeos, assim como as minhocas de um modo geral, interagem diretamente com as partículas e soluções do solo, que em contato com seu corpo mole e permeável, fazem desse grupo representantes sensíveis da contaminação do ambiente do solo (OWOJORI et al., 2009a).

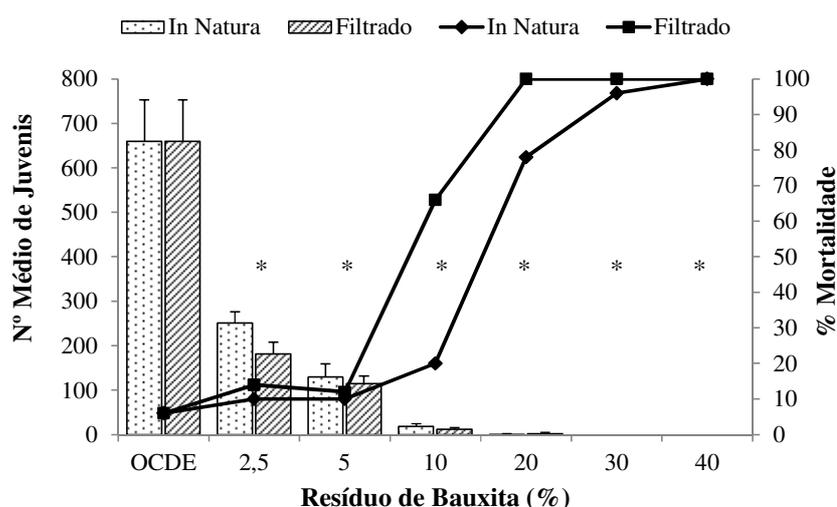


Figura 14. Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina “In Natura” e “Filtrado” em solo artificial sobre a reprodução e mortalidade de *Enchytraeus crypticus*. Barras representam o número de juvenis e as linhas a mortalidade, após 28 dias de exposição. Asteriscos indicam diferença significativa da dose com o controle para os dois resíduos pelo teste de Dunnett ($p < 0,05$).

Seguindo ainda os valores obtidos por Owojori et al., (2009a), *E. crypticus* se mostrou mais sensível no quesito mortalidade que a espécie *Enchytraeus doerjesi* estudada por esse autor. Para esse parâmetro, a ação sobre *E. crypticus* teve significância na dose de 10%, referente a uma condutividade elétrica de $0,423 \text{ dS m}^{-1}$ no resíduo “In Natura” e $0,475 \text{ dS m}^{-1}$ no “Filtrado”, sendo nesse ultimo já alcançado um valor acima de 65% de indivíduos mortos.

A reprodução aqui seguiu a mesma tendência, ainda que a diferença do controle para a menor dose seja maior que o dobro.

Os índices de toxicidades calculados (Tabela 7) evidenciam a alta capacidade tóxica da lama vermelha sobre os enquitreídeos, uma vez que a quantidade de resíduo necessária para reduzir a reprodução, ou mesmo levar à morte metade da população, são doses muito baixas.

Por se tratar de um composto com diferentes características, tanto físicas como químicas, o baixo teor de sódio considerado nas dosagens dos resíduos suficientes para levar à morte ou reduzir a reprodução em 50%, certamente não são diretamente responsáveis por esses danos, estando associada a outros fatores inerentes às propriedades de cada resíduo.

Tabela 7. Concentração que exerce efeito sobre 20% (CE₂₀) e 50% (CE₅₀) da reprodução (intervalos com 95% de confiança), e concentração letal a 50% da população (CL₅₀), referentes à toxicidade da lama vermelha “In Natura” e “Filtrado” testada com solo artificial, utilizando-se ensaios de reprodução com *Enchytraeus crypticus*.

		CE ₂₀	CE ₅₀	CL ₂₀	CL ₅₀
“In Natura”	%	0,63	1,92	5,83	11,23
	Sódio (mg Kg ⁻¹)	116,56	355,22	1078,60	2077,65
“Filtrado”	%	0,51	1,34	3,85	6,85
	Sódio (mg Kg ⁻¹)	84,62	222,33	638,78	1136,54

3.5.4. Crescimento de Plantas

O número de plantas emergentes no tratamento controle apresentou comportamento que favorece a validação do ensaio, uma vez que 100% das sementes adicionadas chegaram à superfície, para as duas espécies vegetais estudadas (Figura 15).

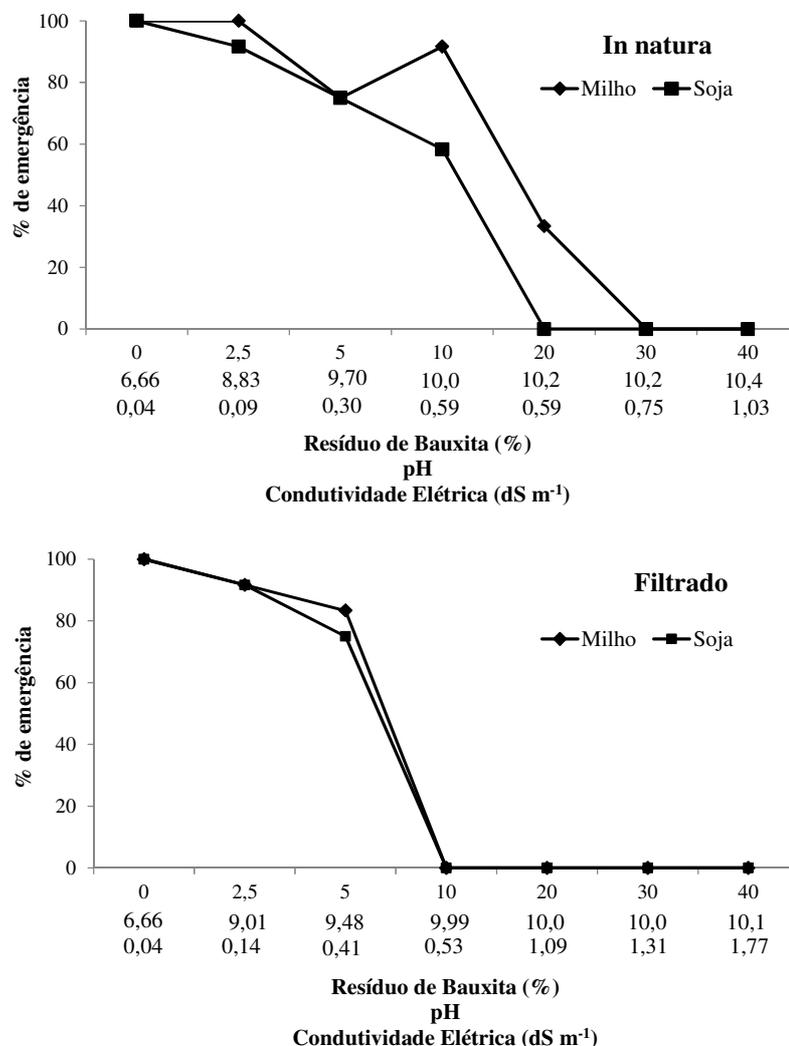


Figura 15. Percentual de plantas emergentes das espécies *Zea mays* (milho) e *Glycine max* (soja) estudadas nas diferentes doses dos resíduos de bauxita “In Natura” e “Filtrado”.

O resíduo “Filtrado” exerceu um efeito similar na germinação tanto do milho como da soja, chegando na dose de 10% já com a inibição completa do desenvolvimento das sementes. O resíduo “In Natura” nessa mesma dose teve ainda um alto percentual de germinação no milho e cerca de 60% na soja, levando à inibição total somente com 30% e 20% de resíduo respectivamente em cada espécie. Segundo Ayers & Westcot (1999), o milho (*Zea mays* L.), é caracterizado como uma cultura moderadamente sensível à salinidade, podendo apresentar salinidade limiar da água de 1,1 dS m⁻¹ e do solo de 1,7 dS m⁻¹.

Os valores observados onde a germinação das sementes começa claramente a ser afetada pela adição dos resíduos, encontram-se um tanto inferiores aos encontrados na literatura, em trabalhos que verificam a influência da salinidade sobre a dinâmica de plantas (COAN, et al. 2008). Entretanto essa sensibilidade à presença do sal pode ser diferente para cada cultura estudada. Blanco et al., (2007) verificaram maior sensibilidade da soja no

momento da germinação, quando comparada ao milho, sob condições salinas. Ainda nesse trabalho, os valores de condutividade elétrica onde se observou respostas significativas para a inibição da emergência das plantas, são valores muito acima daqueles verificados com a adição da lama vermelha aqui.

Para ambos os resíduos estudados, o comportamento das espécies não diferiu, destacando-se aqui que para todos os parâmetros avaliados, a sensibilidade das duas foi maior no resíduo “Filtrado” que no “In Natura”, onde foram observados valores ligeiramente inferiores (Figura 16).

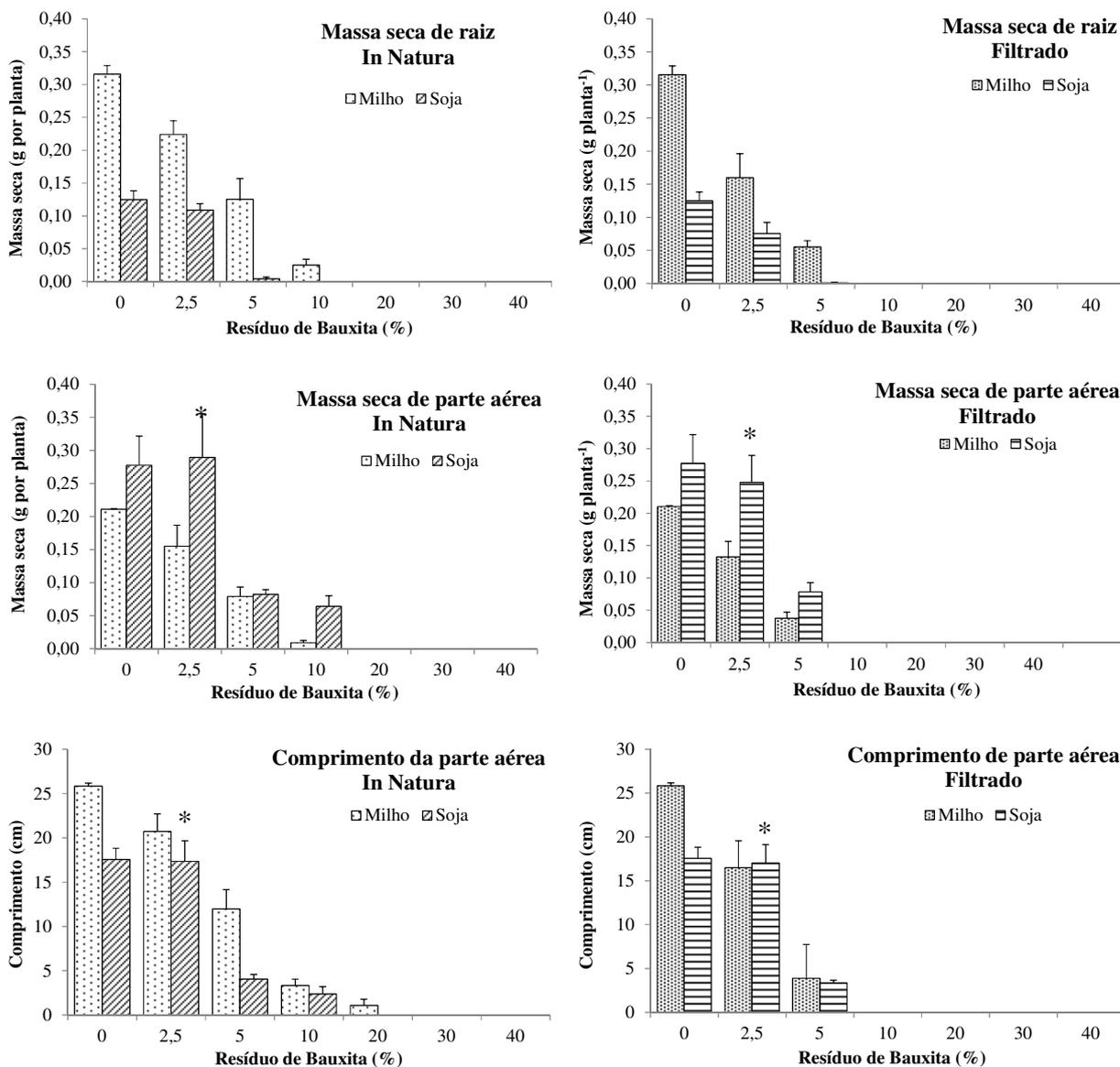


Figura 16. Massa seca de raiz (MSR), massa seca de parte aérea (MSPA) e comprimento (CO) das espécies *Zea mays* (milho) e *Glycine max* (soja) expostas aos dois resíduos de bauxita “In Natura” e “Filtrado” em diferentes concentrações. Valor médio por planta + erro padrão. Asteriscos representam as únicas doses que não apresentaram diferença significativa quando comparados aos seus respectivos controles pelo teste de Dunnett ($p \leq 0,05$).

À medida que aumentaram as doses, houve redução significativa de todos os parâmetros, das duas espécies e com os dois resíduos. No estudo da produção de raiz, a massa seca encontrada de milho foi sempre maior que a da soja e para ambos, todas as doses avaliadas diferiram significativamente do controle. Já para a parte vegetativa, a soja produziu mais massa seca que o milho, além de ter apresentado diferença significativa somente a partir da dose de 5% nos dois resíduos. No que diz respeito ao comprimento da parte aérea só foi verificado efeito sobre a soja também a partir da segunda dose testada (5%), enquanto que no milho todas as doses exerceram efeito significativo.

Ruyters et al. (2011) verificaram um aumento no alongamento da raiz de (*Hordeum vulgare* L.) até a adição de 4,9% de resíduo de bauxita, decrescendo significativamente a partir daí.

Estudando a influência da salinidade sobre a espécie do milho-pipoca ‘híbrido Zélia’, Garcia et al. (2007), Blanco et al. (2008) e Gondim et al. (2011) perceberam que o estresse provocado por esse fator afetou o conteúdo de matéria seca da parte aérea e das raízes das plantas. Da mesma forma, Sousa et al. (2010) obtiveram reduções na acumulação da biomassa das partes vegetativas (folha + colmo) no híbrido AG 1051.

Moraes e Menezes (2003), Wang e Shannon (1999) também observaram que, para a soja, o parâmetro massa seca de raiz apresentou-se mais sensível ao estresse provocado pela salinidade que o percentual de plantas emergentes.

Os valores de CEO e CENO descritos na Tabela 8 demonstram a expressiva interferência dos resíduos sobre os parâmetros massa seca de parte aérea e raiz, e comprimento das plantas de milho e soja estudadas. A diferença significativa observada logo nas menores doses leva a considerar que os teores de sódio, principal elemento tóxico para as plantas presente no resíduo de bauxita em suas condições naturais, quando adicionado já em pequenas quantidades pode ser considerado deletério para o desenvolvimento vegetal.

Tabela 8. Maior concentração de efeito não observado (CENO) e menor concentração com efeito observado (CEO) dos resíduos de bauxita “In Natura” e “Filtrado” sobre os parâmetros massa seca de parte aérea (MSPA), massa seca de raiz (MSR) e comprimento (CO) das plantas de Milho (*Zea mays*) e Soja (*Glycine max*).

	Milho				Soja			
	“In Natura”		“Filtrado”		“In Natura”		“Filtrado”	
	CENO	CEO	CENO	CEO	CENO	CEO	CENO	CEO
MSPA	< 2,5	2,5	< 2,5	2,5	2,5	5	2,5	5
MSR	< 2,5	2,5	< 2,5	2,5	< 2,5	2,5	< 2,5	2,5
CO	< 2,5	2,5	< 2,5	2,5	2,5	5	2,5	5

A partir daí, tem-se concentrações dos resíduos suficientes para impedir a germinação em pelo menos 20 e 50% das plantas (Tabela 9), que demonstram a clara sensibilidade da soja mais acentuada que o milho para os dois resíduos, entretanto mais afetada pelo “In Natura”.

Tabela 9. Concentração que exerce efeito sobre 20 e 50% da germinação das plantas de Milho (*Zea mays*) e Soja (*Glycine max*) ao serem expostas aos resíduos de bauxita “In Natura” e “Filtrado”.

Resíduo		Milho	Soja
“In Natura”	CL ₂₀	7,22 (0,011-13,5)	4,34 (2,42-6,05)
	CL ₅₀	12,60 (1,44-32,90)	7,74 (5,45-10,39)
“Filtrado”	CL ₂₀	3,74 (2,07-4,9)	3,5 (1,94-4,62)
	CL ₅₀	5,56 (4,02-7,3)	5,25 (3,8-6,9)

Para os parâmetros que foram medidos ao final dos 21 dias de experimento, obteve-se também as concentrações que podem causar efeito negativo sobre seu desempenho (Tabela 10).

Tabela 10. Concentração que exerce efeito sobre 20 e 50% do desenvolvimento das plantas de Milho (*Zea mays*) e Soja (*Glycine max*), verificado a partir dos parâmetros vegetativos massa seca de parte aérea e raiz, ao serem expostas aos resíduos de bauxita “In Natura” e “Filtrado” por 21 dias.

Resíduo	Milho		Soja		
	Raiz	Parte aérea	Raiz	Parte aérea	
“In Natura”	CE ₂₀	1,81 (1,15-2,47)	2,09 (1,27-2,92)	2,50 (2,08-2,92)	3,42 (0,85-5,99)
	CE ₅₀	3,67 (3,05-4,29)	3,71 (3,03-4,39)	3,31 (2,85-3,78)	4,29 (2,86-5,71)
“Filtrado”	CE ₂₀	0,99 (0,45-1,55)	1,51 (1,02-1,99)	1,82 (0,78-2,86)	2,60 (1,55-3,65)
	CE ₅₀	2,32 (1,79-2,85)	2,85 (2,42-3,27)	2,63 (2,22-3,04)	3,81 (3,02-4,60)

Tanto no milho como na soja, a raiz demonstrou maior sensibilidade quando comparada à parte aérea e, para ambas, a ação do resíduo “Filtrado” foi ligeiramente mais pronunciada. Levando em conta os danos fisiológicos consequentes da alta salinidade, o acúmulo de Na⁺ e/ou Cl⁻ nos cloroplastos pode inibir a atividade fotossintética, afetando processos bioquímicos e fotoquímicos e retardando o crescimento vegetal (TAIZ & ZEIGER, 2009).

Em adição, Munns (2005) ainda destaca a salinidade inibindo o crescimento da planta por dois fatores, um reduzindo a absorção osmótica em consequência do desequilíbrio osmótico e outro pelos íons presentes em solução que alteram o fluxo de transpiração causando danos à folha, reduzindo seu crescimento e afetando negativamente a absorção de nutrientes essenciais.

3.6. CONCLUSÕES

A sensibilidade de todos os organismos aos resíduos foi alta, entretanto as minhocas e os enquitreídeos foram os mais afetados.

Os valores de CE_{50} encontrados estão próximos aos encontrados na literatura no que diz respeito à influência de teor de sódio e de condutividade elétrica sobre os organismos do solo.

Pequenas doses de ambos os resíduos são suficientes para reduzir a reprodução de *F. candida* em 20 e 50%, em geral, menos que 10% dos resíduos, porém com relação ao parâmetro mortalidade esse foi o organismo menos afetado.

Já *Eisenia andrei* teve sua produção de juvenis praticamente reduzida a zero na dose de 10% dos dois resíduos.

Enchytraeus crypticus mostrou-se consideravelmente mais sensível aos resíduos do que *Folsomia candida*, uma vez que apresentou alta mortalidade e quase total inibição da reprodução já na menor dose testada. Nestes, cerca de 1,5% já é uma quantidade suficiente para levar à morte 50% dos organismos.

As duas espécies de plantas testadas foram mais sensíveis ao resíduo “Filtrado” no que se refere à emergência, entretanto quando se refere ao desenvolvimento vegetativo, as plantas que emergiram foram mais bem sucedidas nesse mesmo resíduo, evidenciado pelos valores de CE_x .

No que diz respeito à maior ou menor toxicidade entre os dois resíduos estudados, os valores obtidos apresentam apenas ligeira diferença, não sendo considerados suficientes para tal comparação. Em complemento, com o decorrer do trabalho pôde-se verificar que, levando em conta apenas a toxicidade potencial dos resíduos, o “Filtrado” mesmo recebendo tratamento para redução do teor de sódio, não pode ser considerado apto para ser devolvido ao ambiente. Sendo assim, o processo de estocagem em tanques bem projetados e construídos especificamente para esse fim, permanecem como a melhor alternativa para o descarte da lama.

4. CAPÍTULO II

ESTUDO DO POTENCIAL TÓXICO DA LAMA VERMELHA SOBRE ORGANISMOS EDÁFICOS EM SOLOS NATURAIS

4.1. RESUMO

Estudos ecotoxicológicos de solo podem geralmente sofrer influência tanto da espécie de organismo estudada, como das características particulares de cada solo, alterando a concentração de metais, normalmente por afetar sua biodisponibilidade. Esse capítulo teve por objetivo verificar o comportamento de diferentes organismos de solo quando submetidos aos dois tipos do resíduo de extração de alumina, “In Natura” e “Filtrado”, associados a dois tipos de solos naturais coletados em Poços de Caldas-MG. Foram realizados ensaios de fuga (*Eisenia andrei*), reprodução (*Folsomia candida*, *Enchytraeus crypticus* e *Eisenia andrei*) além de um ensaio padronizado de germinação de sementes, sendo utilizados o milho e a soja, como representantes de uma monocotiledônea e uma dicotiledônea, respectivamente. A toxicidade verificada em solo natural foi expressivamente mais acentuada que em solo artificial para os dois resíduos. *F. candida* e *E. andrei* se mostraram resistentes quanto à mortalidade durante o tempo dos ensaios, enquanto que a reprodução sofreu maior interferência nas minhocas. *E. crypticus* e as plantas de milho e soja foram os mais afetados pelos resíduos. Em virtude da resposta negativa do solo natural sem adição de resíduo sobre os organismos estudados, a definição do potencial tóxico da lama vermelha sobre as espécies testadas tornou-se difícil e dependente da associação com os resultados obtidos nos demais capítulos.

4.2. ABSTRACT

Ecotoxicological studies of soil can generally be influenced both the species of organism studied, such as the particular characteristics of each soil, altering the concentration of metals, usually by affecting its bioavailability. This chapter aimed to verify the behavior of different soil organisms when subjected to two types of residue extraction of alumina, "In Natura" and "Filter", associated with two types of natural soils collected in wells Caldas-MG. Tests of fuga (*Eisenia andrei*) reproduction (*Folsomia candida*, *Eisenia andrei* and *Enchytraeus crypticus*) and a standardized test of seed germination, and used corn and soybeans, as representatives of a monocot and a dicot, respectively. The toxicity observed in natural soil was significantly more pronounced than in artificial soil for two residues. *F. candida* and *E. andrei* were resistant regarding mortality during the time of the trials, while the reproduction has suffered major interference in earthworms. *E. crypticus* and plants corn and soybeans were the most affected by the waste. Given the negative response without added natural soil residue on organisms studied, defining the toxic potential of red mud on the species tested became difficult and dependent on the association with the results obtained in other chapters.

4.3. INTRODUÇÃO

Em virtude de uma grande quantidade gerada anualmente, a lama vermelha tem, atualmente a sua principal via de descarte grandes tanques impermeáveis projetados especificamente para esse fim. Em perspectivas de um possível reaproveitamento futuro dessas áreas, atividades de recuperação da biota do solo através do processo de revegetação desses tanques entram em vigor após a área atingir sua capacidade máxima de suporte.

Entretanto, esse processo além de oneroso devido à necessidade de grandes investimentos na construção dos tanques, requer que se encontrem áreas vazias que possam ser ocupadas, de preferência próximo à fonte geradora do resíduo bem como um longo período de tempo para o estabelecimento da vegetação inserida e o recorrente desenvolvimento da biota mantenedora dos processos vitais ao ecossistema.

O retorno do resíduo gerado aos locais onde inicialmente se retirou a bauxita para extração da alumina surge aqui, como uma alternativa prática e de menor custo para a indústria, muito em conta, estejam os possíveis danos ocasionados ao solo e corpos hídricos associados a esses locais. Assim, para que o resíduo industrial tenha disposição final, transporte ou processamento corretos é importante que o gerador do resíduo forneça informações a respeito das características dos contaminantes presentes, entretanto, estes procedimentos não devem ser o único parâmetro considerado para que seja possível optar pelo tratamento final adequado do resíduo. Segundo nota da ABNT 10.004 (2004), outros métodos analíticos, consagrados em nível internacional, podem ser exigidos pelo Órgão de Controle Ambiental, dependendo do tipo e complexidade do resíduo, com a finalidade de estabelecer seu potencial de risco à saúde humana e ao meio ambiente.

O emprego de solos naturais em estudos ecotoxicológicos requer do pesquisador o uso de critérios de seleção que minimizem possíveis efeitos adversos indesejáveis que mascarem os resultados obtidos ao final dos experimentos. Nesse sentido tem-se duas observações, uma diz respeito à representatividade do solo dentro de uma determinada região geográfica e o quanto aquele solo faz referência às características físico-químicas dos solos a serem avaliados (por exemplo, textura, pH, relação C/N, ou o teor de matéria orgânica) (KORDEL et al., 2009); outra refere-se à capacidade do solo de servir como habitat que sustente as necessidades especiais de cada espécie a ser utilizada, uma vez que certas características podem atuar como fatores de estresse para os animais (JÄNSCH et al, 2005; AMORIM et al., 2005).

No presente estudo, teve-se por objetivo estudar a toxicidade do resíduo de extração de alumina em solos naturais, para verificação da sua toxicidade potencial quando disposto no ambiente, levando-se em conta as características particulares de cada solo. O uso de ensaios ecotoxicológicos utilizando solos naturais aumenta a relevância ecológica dos estudos, uma vez que solos de variadas regiões apresentam diferentes características (pH, condutividade, textura, teor de matéria orgânica, etc.) que atuam de forma particular sobre o tóxico estudado (CHELINHO et al., 2011).

4.4. MATERIAL E MÉTODOS

Os organismos utilizados e os testes realizados nessa parte do estudo seguem as metodologias descritas no Capítulo I.

Os tratamentos avaliados são também os mesmos, sendo as doses de 0, 2.5, 5, 10, 20, 30, e 40% dos dois resíduos, “In Natura” e “Filtrado” (onde passou por um processo de redução de cerca de 3% no teor total de sódio), com dois solos naturais coletados no município de Poços de Caldas – MG, um em área de pastagem abandonada e outro em área de mata nativa, e nos arredores de áreas de extração da bauxita.

Foram montadas também cinco réplicas apenas com solo artificial (OECD, 1984) com 5% de matéria orgânica para funcionar como controle das condições gerais tanto do ambiente (temperatura, umidade, etc.) como dos organismos, uma vez que foi utilizada uma única colônia, descendentes retirados da mesma “colônia-mãe” e com idade sincronizada entre 10 e 12 dias de nascidos.

Os valores obtidos nessas réplicas não foram demonstrados como resultado, uma vez que tinham unicamente o objetivo de servir como controle dessas possíveis condições adversas. Entretanto, os solos naturais utilizados serviram como referência para comparação com o comportamento observado nas demais doses estudadas. Esses mesmos solos foram utilizados para preparação das diluições.

Os solos naturais utilizados para realização das análises ecotoxicológicas com organismos terrestres foram inicialmente congelados por um período mínimo de 48 horas, para garantia de que não haveria presença de algum organismo constituinte da macro ou mesofauna. Assim, para os tratamentos definidos em cada tipo de ensaio, as doses de resíduo estabelecidas foram misturadas a uma quantidade de solo, obtido da camada superficial (0-20 cm) de dois solos argilosos (Tabela 11), sendo selecionados por serem os solos presentes nas áreas onde foram encontradas as jazidas de bauxita.

Tabela 11. Análise dos solos utilizados nas análises ecotoxicológicas com organismos de solo, coletados em Poços de Caldas - MG.

Solo 1 (Pasto Abandonado)											
pH	C	CTC	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na	Fe	Cu	Areia	Silte	Argila
KCl	(g kg ⁻¹)	meq 100g ⁻¹	-----cmol _c dm ⁻³ -----	-----cmol _c dm ⁻³ -----	-----dm ⁻³ -----	-----	--mg kg ⁻¹ --	-----	-----%	-----	-----
4,2	26,68	7,10	0,79	0,24	0,22	0,06	304	<0,77	9,51	22,26	68,22

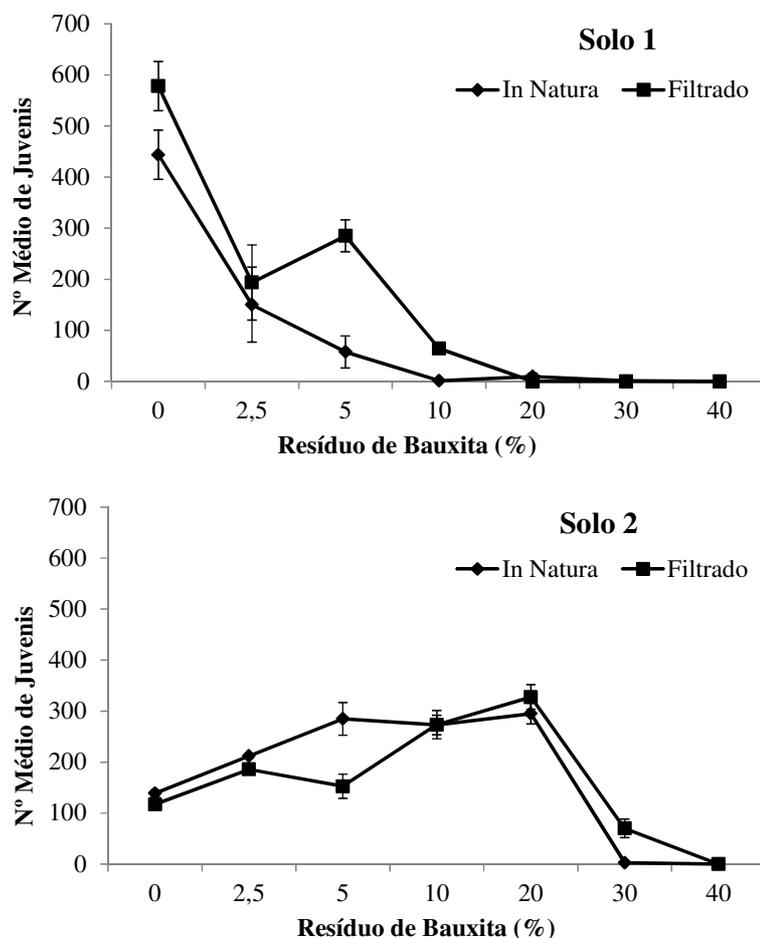
Solo 2 (Mata Nativa)							
pH	C (g kg ⁻¹)	Ca	Mg	Na	Al	K	P
(unid)		-----cmol _c dm ⁻³ -----	-----cmol _c dm ⁻³ -----	-----dm ⁻³ -----	-----	-----mg kg ⁻¹ -----	-----
4,53	8,73	0,04	0,00	0,24	3,15	45,33	1,38

Todos os procedimentos adotados para avaliação dos dados estão descritos no capítulo anterior. Apenas para *Folsomia candida*, foram realizados ensaios com os dois tipos de solo. Os demais organismos tiveram sua resistência à toxicidade da lama vermelha em solo natural estudada com o Solo 2.

4.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.5.1. *Folsomia candida*

O comportamento de *F. candida* no que se refere à produção de juvenis foi similar tanto para o resíduo “In Natura” como para o “Filtrado”, em cada solo estudado (Figura 17). A maior diferença observada aqui refere-se ao número de filhotes produzidos em cada solo e o padrão apresentado ao longo do aumento das doses.



Solo 1 (Pasto abandonado)				
Tratamento	In Natura	Filtrado	In Natura	Filtrado
%	CE (dS m ⁻¹)		pH (unidade)	
0	0,018	0,018	4,35	4,35
2,5	0,170	0,171	5,38	6,30
5	0,234	0,360	6,34	6,90
10	0,442	0,451	7,23	7,46
20	0,704	0,762	8,06	8,29
30	0,832	1,032	8,72	8,94
40	1,012	1,248	8,99	9,29

Solo 2 (Mata nativa)				
Tratamento	In Natura	Filtrado	In Natura	Filtrado
%	CE (dS m ⁻¹)		pH (unidade)	
0	0,051	0,051	5,11	5,11
2,5	0,122	0,091	7,12	7,06
5	0,238	0,176	7,52	7,62
10	0,321	0,321	7,89	7,89
20	0,370	0,399	8,29	8,09
30	0,528	0,483	8,45	8,46
40	0,757	0,612	8,68	8,69

Figura 17. Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina (lama vermelha) “In Natura” e “Filtrado” sobre a reprodução de colêmbolos (*F. candida*) em solo natural. Numero médio de juvenis (média + erro) após 28 dias de exposição ao resíduo.

O número de juvenis encontrado no ensaio realizado com o Solo 1 foi consideravelmente superior ao Solo 2 para os dois resíduos, embora a tendência ao longo das doses, no Solo 2 tenha sido crescente até 20%, enquanto que no Solo 1 foi, de uma forma geral, decrescente quando comparados ao controle. Segundo Domene et al. (2011), pelo menos em metade dos casos, o número de juvenis produzidos é maior em solos naturais do que em solo artificial, aqui, essa diferença também é observada pela alteração no tipo de solo natural utilizado. No caso dos solos utilizados serem provenientes da área onde se extrai a bauxita, pequenas alterações em sua composição química ou mesmo física podem estar influenciando na disponibilidade de nutrientes e ainda na complexação de substâncias presentes naturalmente nesses ambientes. Segundo Babu e Reddy (2011) o top soil retirado dessas regiões é rico em Fe e Al, além de terem sido encontradas grandes quantidades de Fe e Al na parte aérea de plantas utilizadas para revegetação de tanques de bauxita.

O teor de matéria orgânica entre os dois solos estudados difere consideravelmente. Em estudos de fuga realizados com *F. candida*, Natal-da-Luz (2008) verificaram a nítida preferência desses organismos por solos com maior teor de matéria orgânica.

Aqui, ainda que sendo avaliados solos com características consideravelmente diferentes do artificial (OECD, 1984), segundo Domene et al., (2011) em estudos ecotoxicológicos, as propriedades particulares de cada solo podem ter seu efeito observado descrito com mais confiabilidade se a comparação dos valores obtidos se der ao controle (desse 0%) do próprio solo e não a outros solos com características diferentes. Outro ponto importante se deve ao conhecimento do efeito prévio da sensibilidade do organismo teste de se desenvolver no solo referência selecionado, uma vez que estes são normalmente obtidos em áreas próximas àquelas contaminadas que se deseja estudar.

Assim como citado no capítulo anterior, valores de pH e condutividade elétrica elevados podem atuar diretamente sobre a reprodução de *F. candida* (GREENSLADE & VAUGHAN, 2003; OWOJORI et al., 2009). Crommentuijn et al., (1997), estudando o efeito tóxico do cádmio em solo artificial com diferentes valores de pH e matéria orgânica (MO), observaram que o estresse provocado em pH a partir de 7,29 reduz significativamente a reprodução de *F. candida*, da mesma forma que características físicas e químicas atribuídas aos solos em consequência aos diferentes teores de MO tornam diferenciadas as performances de cada espécie quando expostas a eles.

No que diz respeito à diferença significativa observada (Tabela 12), a ação considerada tóxica dos resíduos se manifestou já na primeira dose quando adicionados ao Solo 1, chegando à inibição total da reprodução com 10% do resíduo “In Natura” e 20% do “Filtrado”.

Já para o Solo 2, a sua mistura com os resíduos atenuou esse efeito, proporcionando aos organismos o que se pode considerar, de maneira ampla, uma melhoria no habitat para produção de juvenis, culminando entretanto, também na inibição total dessa capacidade primeiramente no resíduo “In Natura” (30%) e posteriormente no “Filtrado” (40%).

Em se tratando da concentração efetiva suficiente para causar a redução da reprodução de *F. candida*, os valores encontrados evidenciam uma sensibilidade ligeiramente maior pelo resíduo “In Natura” que pelo “Filtrado”, na mistura com os dois solos. Entretanto, demonstram também a maior tolerância dos organismos quando os resíduos foram adicionados ao Solo 2, uma vez que os valores necessários para levar à redução da reprodução em 20 e 50% da população são consideravelmente maiores quando foi realizado o estudo com esse solo.

Tabela 12. Maior concentração de efeito não observado (CENO), menor concentração com efeito observado (CEO), concentração que exerce efeito sobre 20% (CE₂₀) e 50% (CE₅₀) da reprodução (intervalos com 95% de confiança), e concentração letal a 20 e 50% da população (CL₂₀ e CL₅₀), referentes à toxicidade da lama vermelha “In Natura” e “Filtrado” testada com Solo Natural argiloso, utilizando-se ensaios de reprodução com colêmbolos *Folsomia candida*. * Ensaios realizados com as mesmas diluições.

		CENO	CEO	CE ₂₀	CE ₅₀	CL ₂₀	CL ₅₀
Solo 1	“In Natura”	< 2,5	2,5	0,53 (0,32 - 0,73)	1,62 (1,01 - 2,22)	48	> 40
	“Filtrado”	< 2,5	2,5	0,33 (-0,62 - 1,28)	2,06 (-0,55 - 4,68)	10	> 40
Solo 2	“In Natura”	20	30	22,3 (16,0 – 28,6)	23,3 (14,2 – 32,4)	19,9	> 40
	“Filtrado”	30	40	28,4 (26,1 – 30,8)	30,5 (27,6 – 33,5)	>40	>40

Embora a interferência dos resíduos tenha sido verificada sobre a reprodução dos colêmbolos dentro do limite das doses estudadas, a mortalidade dos mesmos foi pouco influenciada, não alcançando 20% no Solo 2 e, sendo considerada um pouco mais pronunciada no Solo 1, entretanto pouco ultrapassando os 40% de indivíduos mortos na maior dose (Figura 18). São assim, então, justificados os valores de CL₅₀ considerados acima de 40% de resíduo para todos os ensaios realizados.

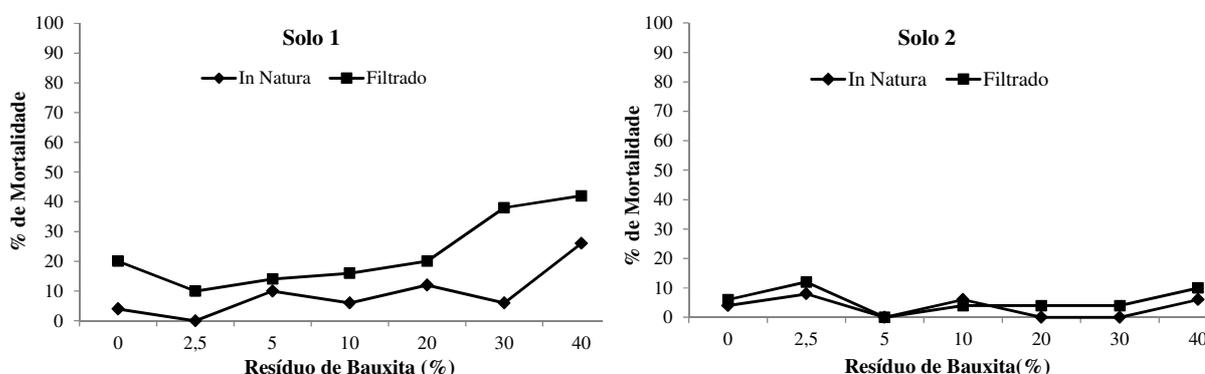


Figura 18. Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina (lama vermelha) “In Natura” e “Filtrado” sobre a mortalidade de colêmbolos (*F. candida*).

Como informação relevante, fatores como a mortalidade dos adultos e a diferença de três dias entre o nascimento dos indivíduos de *F. candida* utilizados nos testes também podem levar a uma considerável variabilidade no número de juvenis produzidos (CROUAU; CAZES, 2003).

4.5.2. *Eisenia andrei*

Fuga

De todas as doses estudadas, para os dois resíduos, apenas em 40% de resíduo “Filtrado” chegou-se ligeiramente a 80% de fuga, podendo caracterizar-se como depreciação da função de habitat para os organismos (Figura 19).

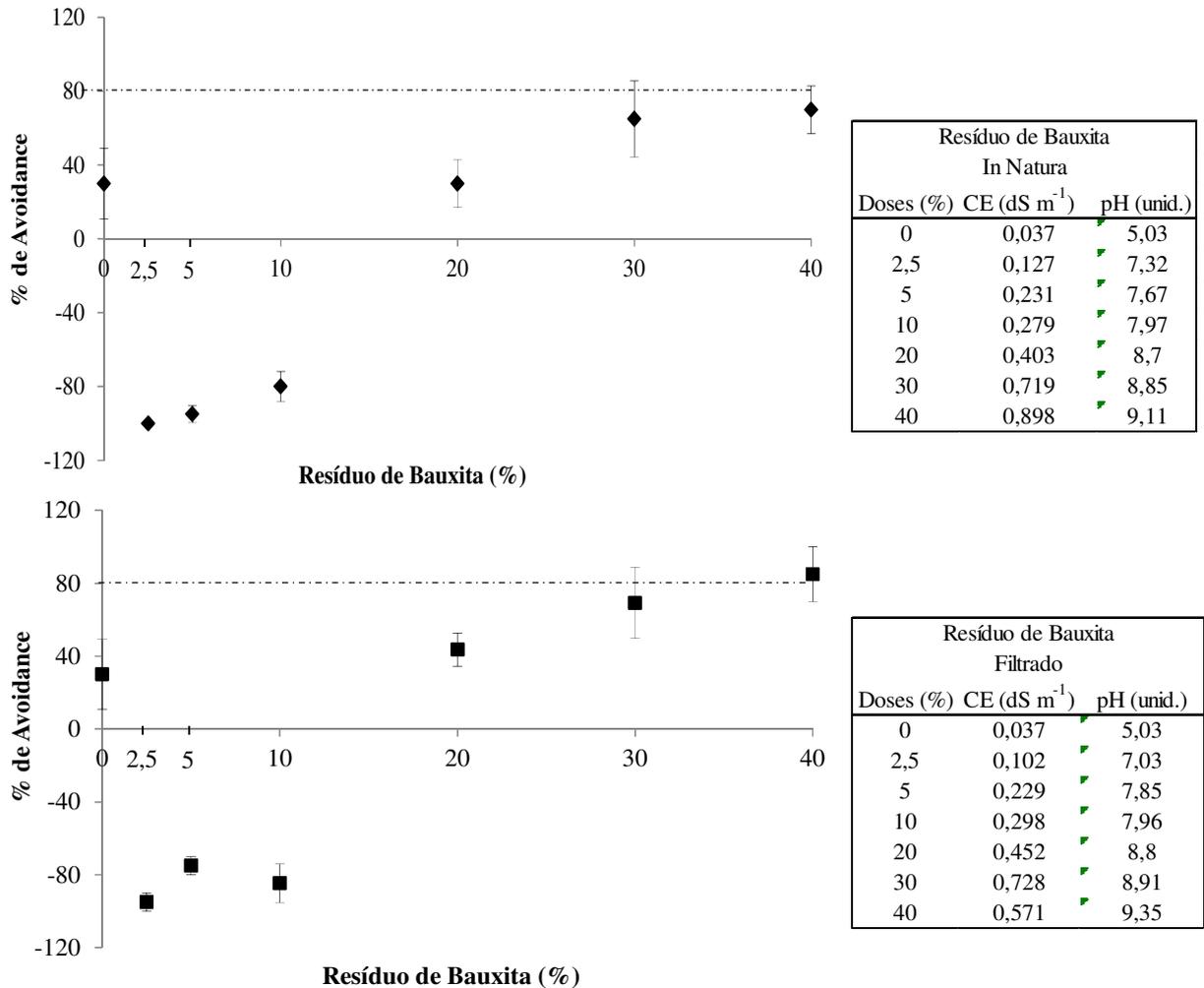


Figura 19. Média do percentual de fuga para as quatro réplicas, cada uma com 10 minhocas (*E. andrei*) após 48 de exposição às diferentes doses do resíduo de extração de alumina “In Natura” (A) e “Filtrado” (B) quando contrastadas a um solo natural. Linha pontilhada indica os tratamentos onde houve fuga das minhocas para o solo controle em pelo menos 80%. Quadro ao lado define as doses de resíduo em percentual, condutividade elétrica verificada no início do ensaio e quantidade de sódio presente.

Outrossim, o comportamento das minhocas foi similar nos dois resíduos, com o aumento da fuga sendo mais expressivo à medida que as doses foram aumentando. A diferença significativa observada para esse comportamento foi expressa a partir da dose de 20% de lama vermelha ($p < 0,05$).

Comportamento particular observado é a nítida preferência das minhocas pelo solo com resíduo até a dose de 10%, e onde na dose imediatamente posterior (20%) já acontece o contrário. Hund-Rinke & Wiechering (2001) destacam não ter encontrado nenhuma

característica do solo que tenha atuado especificamente como fator repelente para a minhoca *Eisenia fetida*, ainda que o tratamento onde houve uma fuga das minhocas de 80% tenha ocorrido em um solo de floresta ácido (pH=4,1).

O solo natural estudado aqui apresenta um pH baixo (Figura 19), o que foi demonstrado causar certa repelência, ao ser comparado com o mesmo solo misturado às doses de resíduo. O limite para essa preferência chega com a adição de 20% de resíduo, uma vez que associado à alta alcalinidade está o alto teor de sódio, constituinte da lama.

Os resíduos puros apresentam 18500,9 mg Kg⁻¹ e 16591,8 mg Kg⁻¹ de sódio no “In Natura” e no “Filtrado”, respectivamente. Assim, considerando as misturas realizadas, pode-se sugerir que a partir da dose de 20% o teor desse elemento passou a ser tóxico para as minhocas, fazendo com que ocorresse a fuga. Entretanto, a análise do teor desse elemento em cada mistura não foi realizada.

A textura do solo aparece em alguns trabalhos como um fator que influencia no comportamento de minhocas. Jänsch et al., (2005) destacam que o alto teor de argila pode proporcionar um ambiente desfavorável para a permanência de minhocas. Natal-da-Luz et al.(2004) ao exporem as minhocas a solos com o mesmo teor de matéria orgânica (MO) e texturas diferentes, observaram sempre maior número de animais nos solos com textura mais grossa. Na comparação entre os solos mais argilosos, e na presença do menor teor de matéria orgânica, foi verificada a formação de aglomerados de minhocas. Para eles, o processo de aglomeração reduz o contato direto do corpo com o substrato, permitindo por mais tempo a resistência a algum tóxico associado.

Essa capacidade de se aglomerarem das minhocas também foi observada a partir de 20% tanto do resíduo “In Natura” como do “Filtrado”, ficando ligeiramente mais para o interior do solo referência que nos resíduos, demonstrando que também não houve uma preferência nítida pelo outro lado.

A mortalidade foi consideravelmente baixa, não chegando a 5% em todos os tratamentos.

Na Tabela 13 a concentração efetiva (CE) a partir da qual é possível verificar a fuga de pelo menos 20 e 50% da população de uma amostra com minhocas expostas ao resíduo de bauxita demonstra que são valores intermediários àqueles estudados.

Tabela 13. Concentração efetiva (CE₅₀) do resíduo de extração de alumina “In Natura” e “Filtrado” suficiente para levar à fuga 50% das minhocas *E. andrei*.

Dose de Resíduo	“In Natura”		“Filtrado”	
	CE ₂₀	CE ₅₀	CE ₂₀	CE ₅₀
%	17,98	27,40	16,27	23,69
Condutividade Elétrica (dS m ⁻¹)	0,418	0,626	0,382	0,507

Owojori et al., (2009c) destacam fuga significativa de *E. fetida* em solos naturais salinos com valores de condutividade elétrica a partir de 0,52 dS m⁻¹ enquanto que aqui a partir de 0,4 dS m⁻¹ (20% de resíduo) já foi observado esse comportamento.

Reprodução

O comportamento reprodutivo das minhocas foi fortemente inibido pelas características do solo natural utilizado. Em apenas um réplica foram encontrados poucos juvenis e não foram verificados ovos, apesar de todos os indivíduos adultos terem permanecidos vivos (Figura 20).

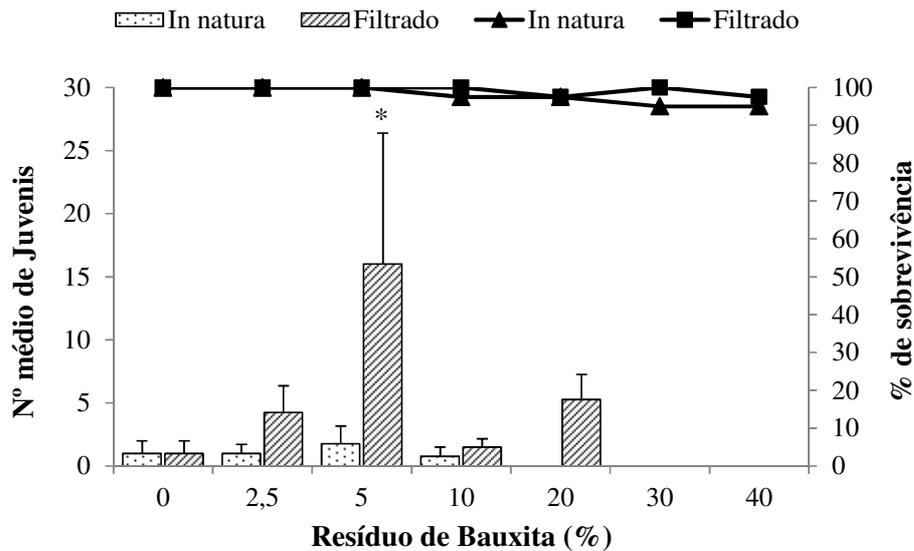


Figura 20. Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina “In Natura” e “Filtrado” em solo OECD 5% sobre a reprodução e mortalidade de *E. andrei*. Barras representam o número de juvenis e as linhas a mortalidade, após 28 dias de exposição. * indicam diferença significativa da dose com o controle para os dois resíduos pelo teste de Dunnett ($p < 0,05$).

Ainda que a quantidade de juvenis encontrada tenha sido muito baixa, nas menores concentrações foram encontrados alguns casulos, que não eclodiram durante o período de 28 dias após a retirada dos adultos. Fatores de estresse nessas concentrações ainda que não tenham afetado em um todo a postura de casulos pelos adultos, o nascimento dos juvenis ficou prejudicado, permanecendo os casulos por um período de tempo além daquele sob condições normais.

A mortalidade foi muito pequena, não alcançando 10% em ambos os resíduos. Da mesma forma, o número de juvenis encontrados foi mínimo, chegando a zero na dose 20% de “In Natura” e 30% no “Filtrado”.

De uma forma geral, em todos os tratamentos avaliados houve aumento do peso das minhocas (Figura 21), com as doses intermediárias de 5, 10 e 20% apresentando os maiores valores e significativamente diferentes do controle ($p < 0,05$), e a partir daí começam a decrescer.

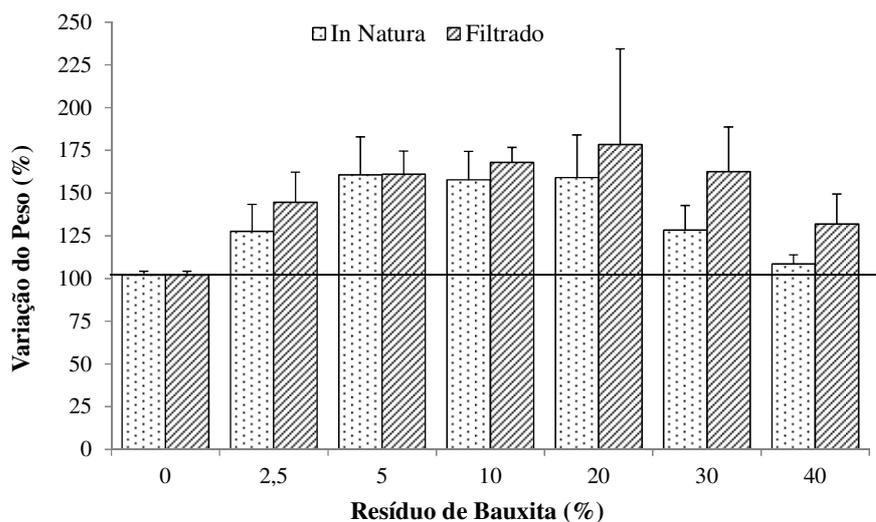


Figura 21. Variação do peso da minhoca *Eisenia andrei* após 28 dias de exposição às diferentes doses de resíduo de bauxita “In Natura” e “Filtrado” em solo natural. Linha corresponde ao peso inicial contado como 100%.

Ao observar os indivíduos retirados de cada tratamento ao final dos 28 dias de experimento, alguns representantes apresentavam aumento corporal excessivo (Figura 22), assim como observado nos tratamentos com solo artificial (Figura 13) no Capítulo I.



Figura 22. Fotografias mostrando o aumento de massa das minhocas teste expostas a 2,5% (A) e 30% (B e C) dos resíduos “In Natura” e “Filtrado” respectivamente; vista geral das réplicas durante todo o período experimental.

Essa irregularidade no número de juvenis encontrados nos tratamentos traz como consequência a impossibilidade para se calcular os valores de CE₂₀ e CE₅₀. Ainda que levando em conta os ovos encontrados, os valores obtidos ficam fora do limite de confiança aceitável, bem como não significativo estatisticamente.

4.5.3. *Enchytraeus crypticus*

A resposta de mortalidade e inibição da reprodução de *Enchytraeus crypticus* ao ser introduzido nos tratamentos com a presença de resíduo de bauxita manifestou um comportamento adverso (Figura 23), onde o tratamento sem adição do resíduo, ou seja, o solo natural puro apresentou uma quantidade de juvenis muito inferior às doses seguintes.

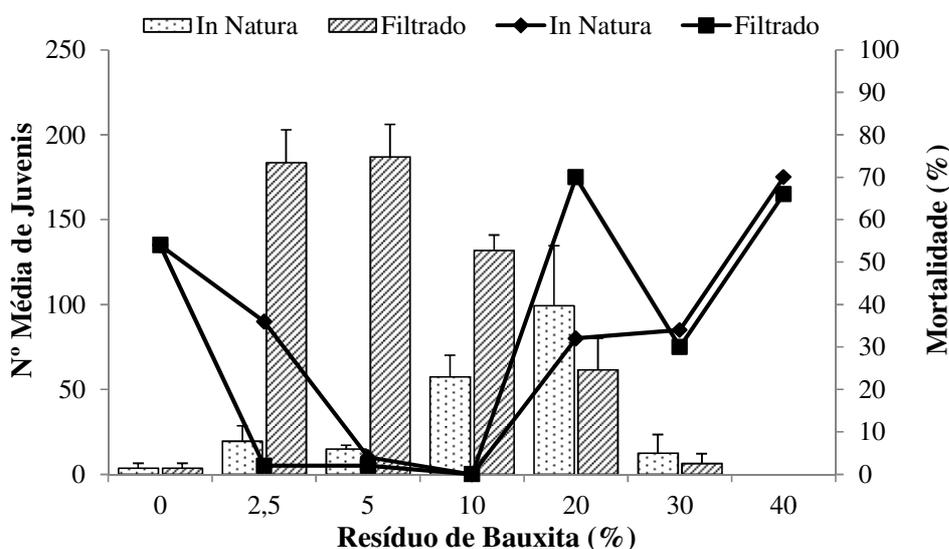


Figura 23. Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina “In Natura” (lama vermelha) em solo natural sobre a reprodução e mortalidade de *Enchytraeus crypticus*. Número de juvenis e mortalidade após 28 dias de exposição ao resíduo. Barras indicam o número médio de juvenis, enquanto as linhas indicam o percentual de mortalidade.

Esse comportamento evidencia alguma característica do solo atuando como fator de toxicidade para os organismos, o que dificulta a avaliação da capacidade tóxica da lama vermelha através da utilização desse solo. As propriedades particulares de cada solo natural exercem grande influência sobre o comportamento de agentes químicos, o que dificulta a extrapolação dos resultados obtidos para um nível real do ambiente (AMORIM et al, 2005).

4.5.4. Crescimento de Plantas

Para todos os tratamentos estudados, a germinação das sementes de soja e milho em solo natural somente aconteceu até a dose com 2,5% de resíduo, tanto “In Natura” como “Filtrado” (Figura 24).

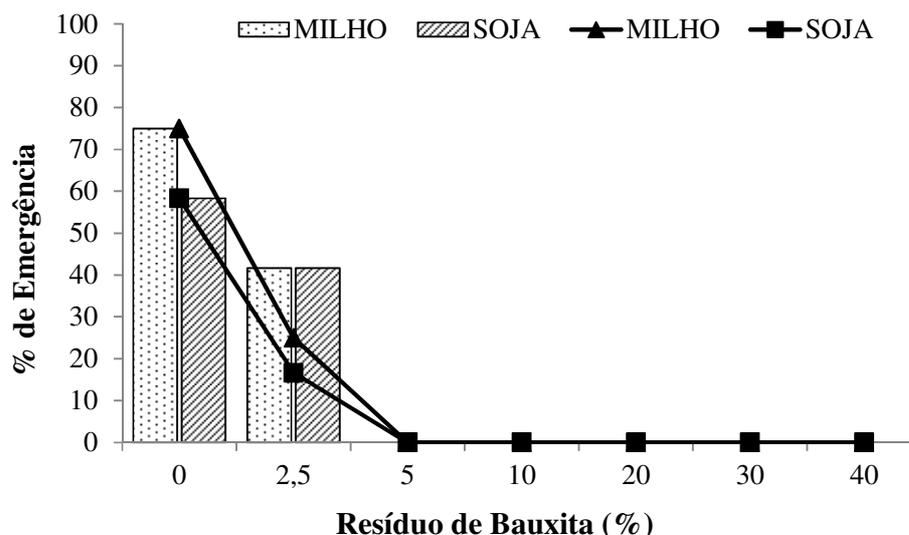


Figura 24. Percentual de plantas emergentes das espécies *Zea mays* (milho) e *Glycine max* (soja) estudadas nas diferentes doses dos resíduos de bauxita “In Natura” (barras) e “Filtrado” (linhas).

Entretanto, ainda que tenham germinado algumas sementes, durante o período de 21 dias do experimento, as plantas não se desenvolveram, vindo a murchar e chegar ao ponto de morte. Sendo assim, para esse ensaio, não se obteve dados de biomassa vegetal, inclusive no tratamento sem adição dos resíduos, onde características intrínsecas do solo natural utilizado apresentaram-se como agentes de estresse que levaram as plantas à morte.

É possível que além dos efeitos adversos do sódio, tenha havido também efeitos deletérios de natureza física ao se adicionar a lama (essencialmente argila) a um solo já argiloso (Figura 25). Foi observada uma compactação do solo nos vasos com adição dos resíduos, que somado ao efeito de salinização pode comprometer a dinâmica de absorção de água pelas plantas, levando ao murchamento e morte.



Figura 25. Fotografia das réplicas dispostas na bancada ao longo do experimento (A); solo artificial com 30% de resíduo “In Natura” (B); plantas de milho germinadas em solo natural com 2,5% do resíduo “In Natura” (C).

Os valores de CE obtidos a partir da germinação das sementes revelam a alta ação tóxica dos resíduos sobre a fisiologia das plantas (Tabela 14).

Tabela 14. Concentração efetiva (CE_{50}) do resíduo de extração de alumina “In Natura” e “Filtrado” suficiente para impedir o crescimento de pelo menos 20 e 50% das sementes de milho e soja em solo natural.

Dose de Resíduo (%)	“In Natura”		“Filtrado”	
	CE_{20}	CE_{50}	CE_{20}	CE_{50}
Milho	1,71	1,94	1,56	1,79
Soja	1,71	1,94	1,45	1,68

Para o resíduo “In Natura” o efeito foi similar tanto para o milho como para a soja. Já com a adição do resíduo “Filtrado”, soja, assim como em solo artificial, mostrou-se mais ligeiramente mais sensível.

4.6. CONCLUSÕES

A toxicidade dos resíduos adicionados a solos naturais locais foi maior do que a observada na adição a solo artificial.

A mortalidade, apesar de crescente com o aumento do percentual de lama, não excedeu 50% na maior concentração avaliada para o estudo com *F. candida*. Ainda assim, os dois resíduos inibiram a reprodução a partir da dose 20%, o que refletiu nos valores de CE₅₀ que indicam uma ligeira, porém maior toxicidade do resíduo “In Natura” quando comparado ao “Filtrado”, no que diz respeito à avaliação desse parâmetro.

Eisenia andrei teve sua produção de juvenis fortemente inibida pela presença de ambos os resíduos, entretanto, no “Filtrado” ainda pôde-se observar alguns poucos indivíduos até o tratamento de 20%. Em contrapartida, o número de minhocas mortas não chegou a 10% em todos os tratamentos avaliados.

Em todos os tratamentos estudados para todos os resíduos, ao final de 28 dias o peso do conjunto das minhocas *E. andrei* sobreviventes apresentou um ganho relacionado à possível absorção de água em decorrência da exposição a altas concentrações de sal a que foram submetidas.

Os resultados observados para *E. crypticus* demonstram a sensibilidade desse organismo, uma vez que a mortalidade chegou a 80% em solo natural sem adição do resíduo, possivelmente associada a alguma propriedade do solo que impossibilitou seu desenvolvimento.

A partir da adição das doses crescentes dos resíduos ao solo natural, o número de juvenis produzidos pelos adultos de *E. crypticus* foi crescente até 5% no resíduo “Filtrado” e até 20% no “In Natura”, a partir desse ponto reduzindo e chegando a zero em 40% para os dois contaminantes.

O número de juvenis produzidos por *E. crypticus* após adição do “Filtrado” foi expressivamente superior àquele verificado após a mistura com o “In Natura”.

Apenas foi observada germinação das sementes de milho (*Zea mays*) e soja (*Glycine max*) na dose de 2,5%, além do controle, de ambos os resíduos, evidenciando um alto poder de inibição do desenvolvimento de plantas desses compostos.

5. CAPÍTULO III

GRAU DE TOXICIDADE DO RESÍDUO DE EXTRAÇÃO DE ALUMINA SOBRE ORGANISMOS AQUÁTICOS

5.1. RESUMO

Com o objetivo de avaliar a toxicidade intrínseca do resíduo de extração de alumina sobre organismos aquáticos, foram realizados testes envolvendo a exposição de organismos aquáticos de diferentes níveis tróficos a variadas concentrações da fração solúvel do resíduo a ser testado. Para isso foi preparado um eluato a partir do resíduo sólido e realizados ensaios de toxicidade com quatro organismos-teste. Para toxicidade aguda: *Vibrio fischeri* (sistema Microtox®) e *Daphnia magna*; para toxicidade crônica: *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Chironomus riparius* e *D. magna*. Para todos os organismos testados foi verificada uma acentuada toxicidade do resíduo associada, além do fato de conter elevado teor de sódio, também, no caso de organismos bentônicos, à sua característica granulométrica, composta por partículas de tamanho muito pequeno que afetam diretamente o comportamento de cada espécie.

5.2. ABSTRACT

In order to evaluate the intrinsic toxicity of the residue extraction of alumina on aquatic organisms, tests were carried out involving the exposure of aquatic organisms of different trophic levels to varying concentrations of the soluble fraction of the waste to be tested. For this one was prepared from the eluate and the solid residue toxicity tests carried out with four test organisms. For acute toxicity: *Vibrio fischeri* system (Microtox ®) and *Daphnia magna*, to chronic toxicity: *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Chironomus riparius* and *D. magna*. For all organisms tested was observed a marked toxicity associated residue, besides the fact that it contains high in sodium, too, in the case of benthic organisms, the characteristic particle size, composed of particles of very small size that directly affect the behavior of each species.

5.3. INTRODUÇÃO

Em uma ótica geral, no que se refere ao retorno do resíduo de bauxita à mina onde foi retirada a matéria prima, cabe ainda ressaltar, levando em conta o possível alcance do poluente aos corpos d'água, que segundo a norma brasileira (resolução CONAMA 357/2005) há necessidade de uma avaliação ecotoxicológica do efluente no que envolve os possíveis efeitos tóxicos agudos e/ou crônicos sobre a comunidade aquática.

Quando se trata da avaliação em ambientes aquáticos, a biodisponibilidade do químico é determinada pelas características físicas, químicas e biológicas da água intersticial, água sobrejacente e do sedimento presentes no sistema em questão (BERVOETS et al., 2004). Essa diversidade de ambientes resulta na colonização por organismos com diferentes padrões de morfologia e comportamento, ocupando níveis tróficos distintos e passíveis de serem afetados por alterações ambientais em diferentes escalas. Nesse grupo estão representados microrganismos, algas, macrófitas, peixes, microcrustáceos e macroinvertebrados bentônicos, entre outros.

Uma vez considerada a sensibilidade de cada espécie a determinado agente químico é relevante acentuar que tal resposta de tolerância difere para cada organismo diante de uma mesma substância tóxica, havendo um determinado nível de contaminação em que a maioria das substâncias tóxicas destrói qualquer forma de vida (PEREIRA, 2002), levando assim a uma mudança na composição da comunidade biológica que a degradaria, pela seleção das espécies resistentes, alterando as atividades da biodegradação.

Nem sempre a aplicação de técnicas de tratamento assegura que o efluente será completamente desprovido de toxicidade. Nesse caso a implantação de testes padronizados, através de metodologias com desenvolvimento bem conhecidos e adaptados à avaliação das possíveis consequências da liberação do tóxico em ambiente de solo ou água apresenta-se como ferramenta de considerável eficiência no controle da toxicidade do efluente líquido, bem como a sua compatibilidade com as características do corpo receptor, de tal forma que este não exerça efeitos tóxicos de natureza aguda ou crônica à biota aquática.

Nesse capítulo, teve-se como objetivo avaliar a toxicidade da lama vermelha sobre organismos de diferentes táxons e presentes em diferentes níveis tróficos de ambientes aquáticos, levando em conta a possível contaminação de corpos hídricos após lixiviação de parte do resíduo depositado sobre o solo. Ainda, a interação do resíduo com a água, bem como sua posterior deposição originando sedimentos possivelmente contaminados, levou à motivação do estudo com organismos que ocupassem esses dois nichos, sendo selecionada a alga *Pseudokirchneriella. Subcapitata*, o microcrustáceo *Daphnia magna*, a larva do inseto *Chironomus riparius* presente em sedimento e a bactéria bioluminescente *Vibrio fischeri*.

5.4. MATERIAL E MÉTODOS

Todos os ensaios foram desenvolvidos no Instituto do Mar - IMAR-CMA, do Instituto de Ciências da Vida da Universidade de Coimbra – Portugal.

Como se trata da avaliação da toxicidade de um resíduo sólido, para os ensaios planctônicos, inicialmente foi preparada uma quantidade de eluato a partir do resíduo de bauxita “In Natura”, para ser utilizado como representante de 100% da fração solúvel do mesmo. Como para cada organismo o controle (0%) e a água de diluição utilizada diferem para cada ensaio, a preparação do eluato consistiu da agitação, por 24 horas, do resíduo “In Natura” com a solução padrão utilizada para o meio de cultura de cada organismo-teste, numa proporção 1:10, respectivamente. A mistura foi então centrifugada, por 20 minutos a uma rotação de 5000 rpm e o sobrenadante separado para ser estudado. As diluições estudadas em cada ensaio eram então preparadas a partir dessa “solução 100%”, de acordo com o organismo em questão. Adicionalmente, para cada ensaio realizado, medidas de pH, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura foram obtidas.

Com o intuito de realizar ensaios que envolvessem respostas letais e subletais foi selecionada uma bateria de testes com espécies representantes de diferentes táxons, bem como diferentes níveis tróficos. As metodologias adotadas seguiram protocolos já descritos e bem estabelecidos para cada teste. No caso das amostras de eluato, foram executados os ensaios seguintes: Inibição da luminescência em 5 minutos da bactéria marinha *Vibrio fischeri* Lehmann e Neumann (decompositora), crescimento em 72 horas da microalga verde planctônica *Pseudokirchneriella subcapitata* (Koršikov) Hindak (produtor primário), sobrevivência em 24-48 horas e reprodução em 21 dias de *Daphnia magna* Straus (consumidor primário).

Foi ainda estudada a expressão do resíduo de bauxita sobre organismos bentônicos que ocupam locais de deposição dos sedimentos antes presentes em suspensão na água. Para isso utilizou-se como representante o ensaio de crescimento em 10 dias com a larva de inseto *Chironomus riparius* Meigen (decompositora), sendo as diluições estudadas preparadas a partir de 100% de bauxita realizadas com o sedimento padrão.

5.4.1. Ensaio Ecotoxicológicos

A) *Vibrio fischeri*

A toxicidade para a bactéria marinha *Vibrio fischeri* foi avaliada pela determinação da inibição da sua luminescência após um tempo de exposição de 5 e 15 minutos, seguindo o protocolo Microtox solid-phase test (SPT) para amostras de sedimento (Azur Environmental, Carlsbad, CA, USA). No entanto, os dados apresentados aparecem apenas referentes ao período de 5 minutos, uma vez que não foi verificada diferença entre os dois períodos de exposição.

Para as doses de resíduo testadas, partiu-se do princípio de que, segundo o protocolo, a concentração máxima possível de ser testada é 197.400 mg/L (19,74%) de sedimento, seguindo as demais doses menores um fator de diluição determinado pelo pesquisador. Nesse caso, após testar o resíduo de bauxita nas maiores doses com um fator de diluição de 2,5, foi necessária a repetição do ensaio, mas dessa vez com doses mais baixas do resíduo, por este ter se mostrado inicialmente muito tóxico, com valores de CE muito inferiores à maior concentração testada. A partir daí, foram testadas doses onde o maior valor foi 6168 mg/L num fator de diluição 2, resultando em cinco diluições com duas réplicas cada.

B) *Pseudokirchneriella. Subcapitata*

O ensaio agudo de crescimento das algas *Pseudokirchneriella subcapitata*, seguiu os protocolos OECD 201 (1984) e EC (1992). Neste trabalho, o crescimento das algas após 72 horas de exposição às concentrações de 0, 1,25, 2,5, 5, 10, 20, e 40% do eluato obtido a partir do resíduo de bauxita é verificado. A diluição e o tratamento controle são a partir do meio MBL para crescimento de algas composto por 14 micro e macronutrientes e vitaminas (STEIN, 1973). Para eliminar diferenças na quantidade de nutrientes em cada diluição (uma vez que o eluato 100% foi preparado com água destilada) e melhor discriminar possíveis efeitos tóxicos de efeitos de níveis de nutrientes, este ensaio foi realizado com adição de nutrientes ao eluato 100% nas mesmas quantidades que no MBL e sem adição de nutrientes.

O ensaio se deu em placas acrílicas contendo 24 poços com capacidade de 2 mL, distribuídos em 4 linhas e seis colunas. Foram utilizadas seis placas, sendo três para os tratamentos com nutrientes e outras três para os tratamentos sem nutrientes (Figura 26).

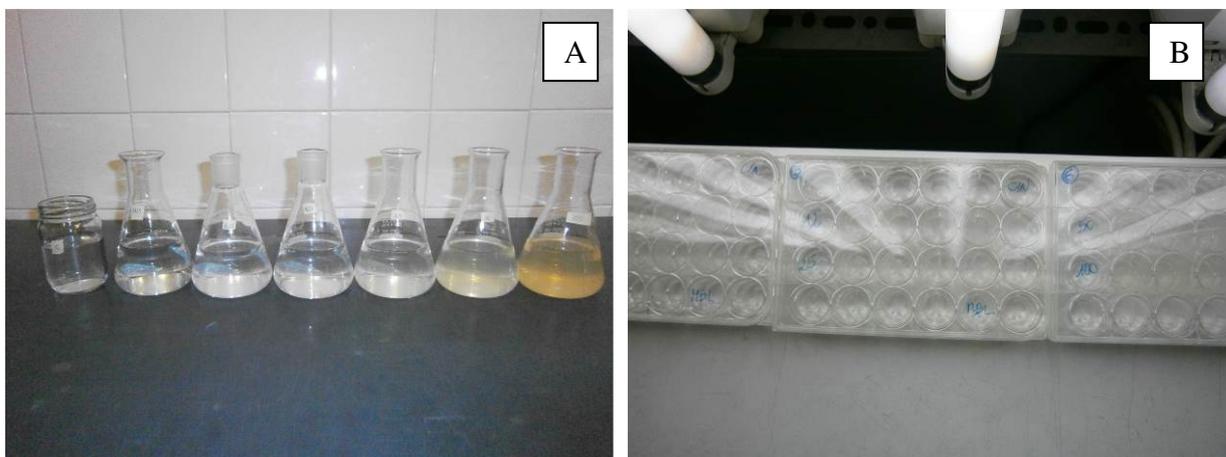


Figura 26. Fotografia do ensaio de crescimento com as algas *Pseudokirchneriella subcapitata*. Diluições preparadas com o resíduo de bauxita “In Natura” (A) e ensaio já montado sob iluminação constante (B).

As linhas externas de orifícios foram preenchidas com água destilada, para evitar perda excessiva por evaporação e as linhas centrais foram ocupadas com dois tratamentos por placa, em três réplicas (poços) mais o tratamento controle em dois poços. Ao total obtiveram-se três réplicas para cada concentração de resíduo de bauxita e seis réplicas para o controle (uma em cada uma das seis placas de modo a poder avaliar a homogeneidade das condições ambientais luz e temperatura) em cada condição (com e sem nutrientes). O volume total de solução acrescentado em cada réplica consistiu de 1 ml, sendo 900 μ L da solução teste mais 100 μ L do inóculo de algas na concentração de 10^5 células por ml, de modo a que a concentração no início do ensaio seja 10^4 células por ml. O ensaio foi mantido sob condições de temperatura e luminosidade semelhantes às utilizadas para as culturas de algas, a saber, entre 19 e 21°C e luz contínua (100 μ E/m²/s), respectivamente. Após o período de 72 horas de exposição, a densidade de células foi obtida a partir da contagem em uma alíquota semelhante para cada réplica em microscópio obtido o número total de células por ml através da utilização da câmara Neubauer para contagem de células. O ‘endpoit’ explorado aqui é a taxa de crescimento diária para cada tratamento, obtida a partir da diferença entre o logaritmo de número de células final e inicial dividido pelo número de dias de duração do ensaio (três) (NYHOLM & KALLQVIST, 1989).

C) *Daphnia magna*

Tanto o ensaio agudo (mortalidade) como crônico (reprodução) com *D. magna* foram realizados duas vezes. No primeiro, como via de verificação do resultado obtido, e no segundo, alterando ligeiramente os procedimentos, em virtude de se ter observado reações não esperadas na mistura da solução teste com o extrato de algas e nutrientes adicionados para realização do teste (Figura 27).



Figura 27. Fotografia do ensaio de reprodução com *D. magna*. Réplicas preparadas com as diferentes diluições do resíduo de bauxita “In Natura” aguardando inserção dos organismos (A) e exemplar de *D. magna* retirado do tratamento controle (B).

Para o teste de toxicidade aguda com *Daphnia magna* seguiu-se orientações contidas no protocolo OECD 202 (2004), onde fêmeas jovens de seis a 24 horas de idade foram expostas inicialmente às concentrações 0, 3,125%, 6,25, 12,5, 25, 50 e 100% do eluato obtido do resíduo por um período de 24 e 48 horas e no segundo ensaio excluiu-se a dose 3,125% por não ter apresentado mortalidade no primeiro. Foi avaliada a mobilidade e/ou sobrevivência após esse período. O tratamento controle (0%) e a água de diluição utilizada para preparação dos tratamentos consistiram de uma água reconstituída dura (ASTM, 2002; 192 mg $\text{NaHCO}_3 \text{ L}^{-1}$, 123 mg $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O L}^{-1}$, 8,0 mg KCl L^{-1} and 120 mg $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O L}^{-1}$ com valores finais de pH, dureza e condutividade de 7.5-8.2, 160-180 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ and 520-600 $\mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente). O ensaio se deu em delineamento inteiramente casualizado, com quatro repetições, onde foram inseridos cinco juvenis por réplica, em frascos com capacidade para 60 ml, contendo 50 ml de solução teste. Os animais não foram alimentados durante o teste.

Já para o teste crônico de reprodução com esse mesmo organismo, seguiu-se o protocolo OECD 211 (1998) com algumas modificações, em que fêmeas jovens de seis a 24 horas de idade foram expostas às amostras durante período de 21 dias. A preparação das doses de resíduo estudadas se deu por diluição em série, onde no primeiro ensaio realizado, as quantidades de extrato de alga e nutrientes eram adicionados ao meio ASTM utilizado nas diluições, sendo assim eram proporcionais à sua quantidade utilizada, ou seja, quanto menor a dose de bauxita, maior a quantidade desses componentes na mistura. Para padronizar esses valores e evitar que concentrações diferentes pudessem favorecer ou beneficiar os resultados, foi realizado novo ensaio, onde o meio ASTM foi preparado sem extrato de algas e sem nutrientes e estes, adicionados na mesma quantidade para cada réplica, independente da dose estudada. Foram estudadas os 0, 5, 10, 20, 40 e 80%, em seguida, feitas as modificações nos procedimentos e avaliadas mais doses, sendo 0, 0,625, 1,25, 2,5, 5, 10, 20 e 40%. Foi

montado um ensaio em delineamento inteiramente casualizado com dez repetições, cada uma correspondendo a 50 ml da solução teste na sua devida concentração. Sendo assim, a cada dois dias eram preparados 500 ml de novo meio para cada tratamento e adicionados a eles 250 µL de vitamina concentrada e 3 ml de extrato de algas, para então serem distribuídos em novos dez frascos com 50 ml. Em cada réplica foi adicionada uma fêmea que era transferida para cada meio novo preparado e os juvenis contados e descartados em seguida.

D) *Chironomus riparius*

Foi realizado um ensaio para avaliação da toxicidade da lama vermelha associada a sedimentos presentes em corpos hídricos, utilizando como organismo-teste a larva de sedimento da espécie *Chironomus riparius* (Meigen) (Diptera, Chironomidae). Para a realização do estudo foram seguidas as instruções contidas no protocolo OECD 218 (2004) (Figura 28).



Figura 28. Fotografia do ensaio de crescimento com larvas de *C. riparius*. Réplicas durante o experimento sendo aeradas (A) e exemplar da larva após o período experimental, secas em estufa (B).

Os tratamentos foram obtidos a partir da diluição do resíduo de bauxita “In Natura” seco em um substrato arenoso inerte utilizado na manutenção das culturas em laboratório (partículas de tamanho entre 0.1 – 0.4 mm; Merck, Darmstadt, Germany), totalizando 50 g de substrato e acrescido de 120 ml de água reconstituída dura (ASTM, 2002) sem adição de vitaminas. As doses estudadas foram 0, 3,125, 6,25, 12,5, 25, 50 e 100%, em três réplicas e adicionadas três larvas no primeiro instar (1-3 dias) em cada réplica. A alimentação dos organismos se deu diariamente com Tetramin (Tetrawerk), alimento comercial para peixes durante todo o período experimental, iniciando com 1 mg/larva até ao segundo dia e 1,5 mg/larva do terceiro dia até ao final do ensaio. As réplicas foram preparadas e deixadas estabilizando por 12 horas com aeração. Após esse período o arejamento foi desligado,

adicionadas as larvas e o alimento e 30 minutos depois religado. Cada réplica foi mantida aerada com injeção de oxigênio contínua e a uma temperatura entre 19°C a 21°C. Após os dez dias de experimento, as larvas foram retiradas de cada réplica, secas individualmente a temperatura de 60°C por 72 horas, para estimar o tamanho final de cada uma (mg).

5.4.2. Análise dos Dados

Para o parâmetro mortalidade, foi utilizado o software Probit 1.63 (SAKUMA, 1998) para alcançar a dose capaz de levar à morte de 50% da população (CL_{50}).

Os dados de reprodução obtidos foram analisados utilizando o programa STATISTICA, versão 7. Para avaliar a diferença do número de juvenis presentes no controle com relação às doses de resíduo aplicadas foi realizada uma análise de variância (ANOVA) utilizando o teste de Dunnett, a partir do qual se obteve os valores de CEO (menor dose de efeito observado) e CENO (maior dose de efeito não observado). Já para avaliar o gradiente obtido pelo número de juvenis gerados ao longo do aumento das doses de resíduo aplicadas, foi realizada uma regressão não linear de modo a se obter a dose de contaminante suficiente para reduzir a reprodução em 20 e 50% (CE_{20} e CE_{50} respectivamente).

5.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.5.1. *Vibrio fischeri*

O efeito da lama vermelha sobre a inibição da emissão de luz da bactéria *Vibrio fischeri* foi acentuado à medida que foram aumentando as doses (Figura 29). Em destaque, na menor dose esse potencial de inibição já apresentou diferença estatística quando comparado ao controle, indicando considerável toxicidade.

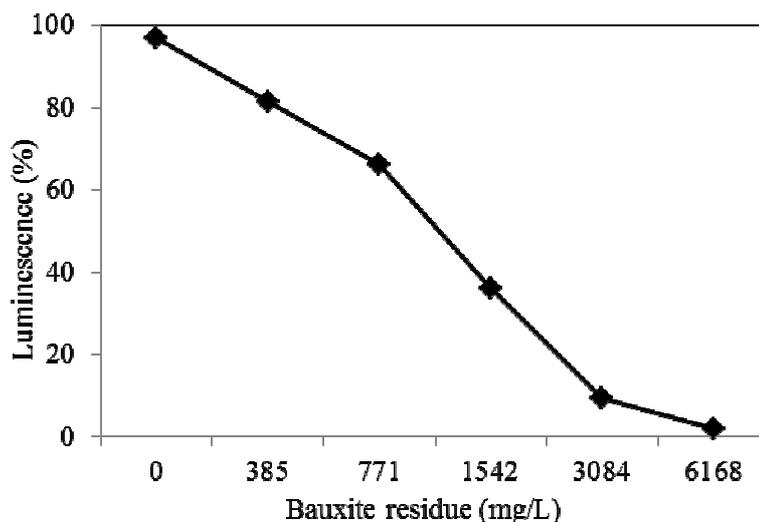


Figura 29. Luz emitida (Lt) pela bactéria *Vibrio fischeri* após 5 minutos de exposição às diferentes doses do resíduo proveniente da extração de alumina.

Seguindo a ideia de que cada concentração estudada corresponde a um valor em percentual de resíduo adicionado, foram testadas dosagens muito baixas da lama vermelha, quando comparadas aos demais organismos verificados nesse trabalho. O valor máximo de 6168 mg/L de resíduo corresponde a 0,617% desse tóxico, ou seja, a menor dose (385 mg/L) onde se verificou efeito sobre *V. fischeri* corresponde a 0,039% de resíduo adicionado (Figura 29).

A ação tóxica da lama vermelha sobre a emissão de luz de *V. fischeri* foi testada após 5 minutos de exposição à solução com as diferentes concentrações, não sendo realizados diferentes intervalos de tempo em virtude da alta toxicidade observada já no menor período de tempo. Assim, foram estimados os valores suficientes para ocasionar a redução dessa capacidade bioluminescente da bactéria em 20 e 50% (Tabela 15).

Tabela 15. Concentração (mg/L) que exerce efeito sobre 20% (CE₂₀) e 50% (CE₅₀) da emissão de luz de *Vibrio fischeri*, referentes à toxicidade da lama vermelha “In Natura” (intervalos com 95% de confiança).

Tempo	mg/L	
	CE ₂₀	CE ₅₀
5 minutos	504,29 (410,50 - 594,21)	1072,6 (943,06 - 1212,6)

Segundo estudos realizados por Ringwood et al. (1997) o conteúdo de partículas de silte e argila presentes nas amostras de sedimento estudadas, influencia diretamente nos resultados de toxicidade do mesmo. O alto teor de partículas finas, com considerável superfície específica, possibilita a adsorção das bactérias e consequente retenção destas pela malha do filtro que separa as fases líquida e sólida antes da leitura da emissão de luz. A lama vermelha apresenta sua constituição física em torno de 60 g kg⁻¹ de argila e 844 g kg⁻¹ de silte, ou seja, mais de 90% de partículas finas. No estudo mencionado acima, em amostras com 5% de argila, o número de células de bactérias verificadas na fase líquida foi reduzido a pouco mais de 50%, e em 100% de argila, apenas 22% de células foram encontradas.

Por se tratar de uma espécie marinha, há necessidade de um ajuste osmótico para o desenvolvimento do ensaio, que se dá por uma solução salina a 2 %, uma vez que é conhecido que em valores de salinidade abaixo de 0,5% pode ocorrer a ruptura da membrana celular devido à baixa pressão osmótica (NUNES-HALLDORSON & DURAN, 2003) enquanto que em valores de salinidade acima de 2% pode haver o estímulo da luminescência da bactéria (COOK et al., 2000). Umbuzeiro et al. (2010) verificaram que na presença de NaCl como reagente de ajuste osmótico, a toxicidade dos compostos cloreto de amônio e etanol foram cerca de 10 e 1,3 vezes, respectivamente menores que quando do uso de sacarose. HINWOOD & MCCORMICK (1987) observaram que a amônia pode ter toxicidade aumentada em cerca de 30 vezes, quando realizada a mesma substituição.

No que diz respeito à ação tóxica do resíduo sobre *Vibrio fischeri*, a emissão de luz está diretamente relacionada à atividade metabólica. Um fator agravante da toxicidade da lama vermelha tanto sobre organismos como sobre as plantas está relacionado ao alto teor de sódio presente em sua constituição. Segundo análise realizada do resíduo de bauxita “In Natura” foram encontrados 80,44 cmol dm⁻³ (18500,9 mg L⁻¹). Levando em conta as concentrações estudadas, o teor de sódio presente nas amostras (máximo de 114 mg L⁻¹ de Na) fica reduzido a valores muito inferiores àqueles verificados por estudos anteriores como possíveis de ocasionar toxicidade à bactéria *V. fischeri*. Cook et al. (2000) verificaram que em presença de um teor de NaCl até 2% há um estímulo da luminescência. A partir dose de 4% essa capacidade fica reduzida a 90% e em 8% de sal, apenas 25% de luz é emitida.

5.5.2. *Pseudokirchneriella subcapitata*

A análise de variância de duas vias revelou haver um efeito significativo do nível de nutrientes, da bauxita e da interação de ambos os fatores na taxa de crescimento da microalga. Mais ainda, a análise de contrastes planejados que se seguiu mostrou que a adição do resíduo de bauxita atuou inibindo o crescimento de *P. subcapitata* à medida que as doses foram aumentando, independente da presença ou não de nutrientes, embora para todas as doses estudadas, o efeito foi ligeiramente minimizado pela presença dos nutrientes, apresentando significativamente valores de crescimento menores quando da ausência de nutriente (Tabela 16).

Tabela 16. Taxa de crescimento da alga (*l/d*) *P. subcapitata* na presença e ausência de nutrientes para os tratamentos com diferentes doses do resíduo de bauxita “In Natura” (%). Letras minúsculas correspondem à diferença estatística no mesmo tratamento, na mesma linha, para a presença ou não do nutriente ($p \leq 0,05$).

Tratamentos	Sem nutrientes	Com nutrientes	<i>p</i>	-95% Lim. Conf.	+95% Lim. Conf.
Controle	1,83 a	1,84 a	1,000000	-0,080068	0,080068
3,125	1,80 a	1,87 a	0,103346	-0,145884	0,014253
6,25	1,61 b	1,78 a	0,000145	-0,251816	-0,091679
12,5	1,42 b	1,62 a	0,000015	-0,284556	-0,124419
25	1,33 b	1,53 a	0,000020	-0,279992	-0,119855
50	0,69 b	0,86 a	0,000159	-0,250511	-0,090374
100	0,15 a	0,20 a	0,297285	-0,121582	0,038555

Quando comparados ao controle (teste de Dunnett), foi observada uma inibição significativa do crescimento a partir da dose de 12,5 % de resíduo nas diluições com adição de nutrientes, enquanto que nos tratamentos sem nutrientes, a inibição significativa foi encontrada ainda antes, na dose de 6,25 % de resíduo (Figura 30).

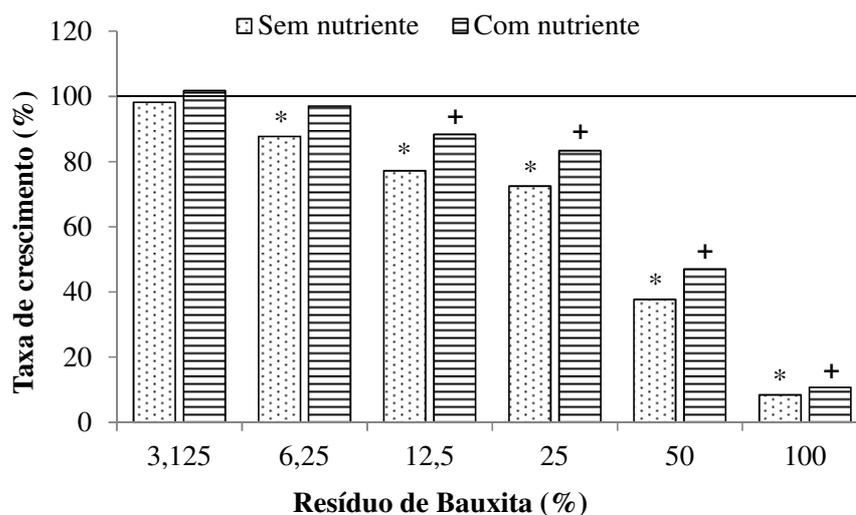


Figura 30. Taxa de crescimento da alga *P. subcapitata* nas diferentes concentrações de resíduo de bauxita estudadas, em relação ao crescimento evidenciado no tratamento controle, sem adição do resíduo. * e + - correspondem à diferença significativa observada quando comparadas as doses com e sem nutrientes, respectivamente, ao controle, pelo teste de Dunnett ($p \leq 0,05$).

Os valores de CE_{20} e CE_{50} demonstram a importância da presença dos nutrientes no que diz respeito a aumentar a resistência à ação tóxica da lama (

Tabela 17). Entretanto, observando-se os limites de confiança compreendidos para cada valor encontrado, percebe-se que não há diferença significativa no que se refere à toxicidade definida por esses fatores para a presença ou ausência de nutrientes.

Tabela 17. Concentração (%) que exerce efeito sobre 20% (CE₂₀) e 50% (CE₅₀) do crescimento celular da alga verde *Pseudokirchneriella subcapitata*, referentes à toxicidade da lama vermelha “In Natura” (intervalos com 95% de confiança).

	CE ₂₀	LC 95%	EC ₅₀	LC 95%
Sem Nutrientes	18,89	14,39 - 23,38	38,99	33,79 - 44,19
Com Nutrientes	27,60	23,93 - 31,26	47,53	43,92 - 51,14

5.5.3. *Daphnia magna*

Os ensaios realizados com *D. magna* atenderam os pressupostos de validação, onde os dados obtidos no ensaio agudo que verificou a ação tóxica da lama vermelha sobre a mortalidade dos organismos indicam que à medida que estes são expostos por um tempo mais prolongado, a mortalidade vai aumentando, para as doses acima de 12% (Tabela 18).

Tabela 18. Percentual de mortalidade de *D. magna* quando expostas às diferentes concentrações do eluato do resíduo de bauxita durante os períodos de 24h e 48h. Concentração letal a 20 % (CL₂₀) e 50% (CL₅₀) da população. Intervalo de confiança de 95%.

Tratamentos	Ensaio 1		Ensaio 2	
	24h	48h	24h	48h
Controle	0	0	5	5
3,12%	0	0	-	-
6,25%	0	0	0	0
12,50%	0	5	0	10
25%	0	0	0	5
50%	0	10	20	45
100%	100	100	100	100
CL ₂₀	52,1 (48,6 – 56,1)		36,7 (27,5 – 43,2)	
CL ₅₀	56,5 (52,6 – 60,8)		49,2 (41,4 – 59,2)	

No tratamento onde o resíduo constituiu 100% do meio onde os organismos foram adicionados, já nas primeiras 24 horas todos morreram. Para as demais concentrações, o potencial tóxico está relacionado ao tempo de exposição dos animais às soluções. De uma forma geral, não houve diferença considerável entre os valores da CL₅₀ obtida nos dois ensaios, ainda que o percentual de mortalidade tenha sido ligeiramente mais alto no segundo ensaio.

A partir daí, foi então testada a toxicidade do eluato sobre a capacidade reprodutiva das dafnias, e realizados também dois ensaios.

Na primeira verificação, o efeito do tóxico foi evidenciado logo na primeira dose (Figura 31). Entretanto, o comportamento dos organismos não seguiu a tendência esperada conforme o aumento de resíduo adicionado.

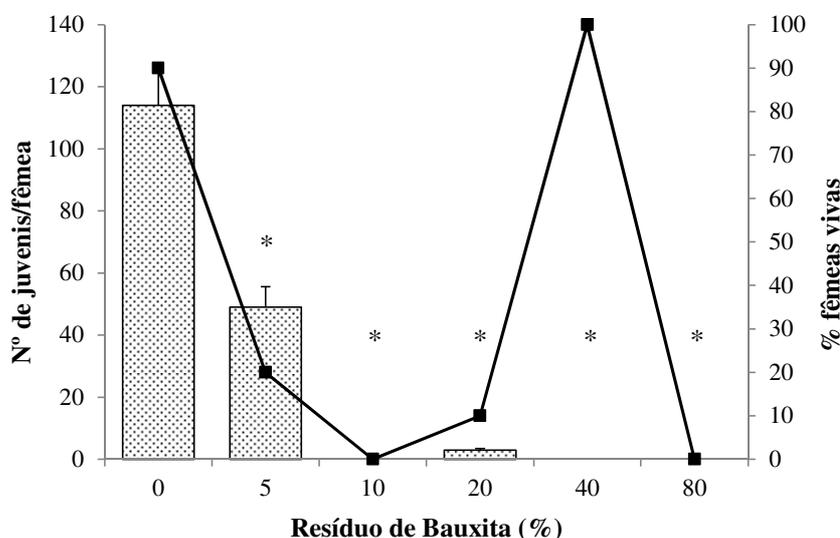


Figura 31. Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina (lama vermelha) sobre a reprodução de *Daphnia magna* no primeiro ensaio. Coluna - Número de juvenis por fêmea sobrevivente (média + erro); e Linha - número de fêmeas sobreviventes após 21 dias de exposição ao resíduo - * corresponde à diferença estatística ($p \leq 0,05$) da dose quando comparada ao controle.

Um fator de grande influência observada foi a mortalidade. No ensaio agudo (mortalidade), as concentrações abaixo de 50% não levaram a grande quantidade de organismos mortos, entretanto quando do ensaio de reprodução, já nas menores doses essa excedeu 70%, o que exerceu influência significativa sobre os dados de reprodução. E evidencia a importância do tempo de exposição à capacidade de resistência dos animais.

As doses definidas para a avaliação da reprodução foram estipuladas a partir dos resultados obtidos nos testes agudos, onde se levou em conta uma CL_{50} acima de 50% de resíduo. Dessa forma, os valores de mortalidade total e 90% encontrados respectivamente nos tratamentos de 10% e 20% surpreendem, uma vez que com 40% de resíduo, a sobrevivência foi total embora fosse verificada ausência de juvenis.

Para o segundo ensaio realizado foram definidas novas concentrações adicionais do resíduo, todas menores que 5%, uma vez que esse foi o valor da concentração e efeito observado (CEO), encontrado no primeiro ensaio (Figura 31).

Nesse novo estudo, de uma forma geral foi encontrado o mesmo comportamento dos organismos (Figura 32). Difere aqui, que a CEO passou a ser a dose de 10%, uma vez que todas as menores não diferiram do controle (CENO).

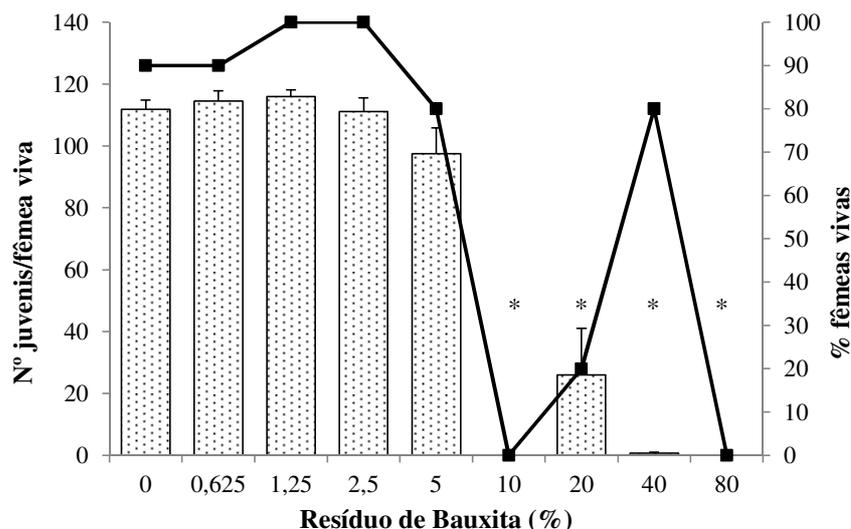


Figura 32. Efeito de diferentes concentrações de resíduo de extração de alumina (lama vermelha) sobre a reprodução de *Daphnia magna* no segundo ensaio. Coluna - Número de juvenis por fêmea sobrevivente (média + erro); e Linha - número de fêmeas sobreviventes após 21 dias de exposição ao resíduo - * corresponde à diferença estatística ($p \leq 0,05$) da dose quando comparada ao controle.

Na realização do ensaio agudo, os animais foram expostos às diferentes doses de eluato por 24 e 48 horas, porém sem adição de alimento. Já para o ensaio crônico, todos os dias foi adicionado um volume constante de algas verdes unicelulares da espécie *P. subcapitata*, como fonte de energia. Um procedimento determinante no ensaio de reprodução de dáfnias é a presença de alimento (MARTINEZ-JERÓNIMO & GARCÍA-GONZÁLEZ, 1994). Estudos revelam o importante papel tanto da quantidade quanto da qualidade do alimento disponível em ensaios ecotoxicológicos (KILHAM et al, 1997; PICARD & LAIR, 2000), podendo afetar a reprodução (BRETT, 1993) além de aspectos demográficos (PICARD & LAIR, 2000).

A variação na quantidade de alimento disponível, pode ainda atuar sobre o grau de toxicidade de determinados compostos. Antunes et al (2004) demonstrou que em diferentes concentrações de alimento (baixa, normal e alta), as concentrações de lindane necessárias para afetar 50% da reprodução em *D. magna* (CE_{50}) aumenta, com o aumento da quantidade de alimento oferecido. Já para Carvalho et al (1995), o alimento surge como um fator de incremento da toxicidade, associado ao fato de uma exposição adicional derivada da ingestão de algas contaminadas.

Barata et al (2002) verificaram em testes de toxicidade com cádmio, maior captação desse metal quando os organismos foram expostos apenas à água contaminada, apresentando um efeito cumulativo com a adição de alimento. Entretanto quando foi verificada a capacidade de assimilação do metal ingerido, os valores são mais significativos quando o tóxico é adquirido a partir do alimento.

Em ambos os ensaios de reprodução, foram verificados comportamentos similares em todas as soluções estudadas. Embora a cada dois dias os meios eram substituídos por soluções novas, podia-se ver que no tratamento com 40% de resíduo, o líquido encontrava-se cristalino e com a formação de uma grande quantidade de precipitado no fundo do frasco (Figura 33), enquanto que as demais diluições permaneciam com aspecto bem parecido ao inicial, com pequena quantidade de precipitado, e no tratamento com 80%, apresentava uma coloração acastanhada, bastante turva.

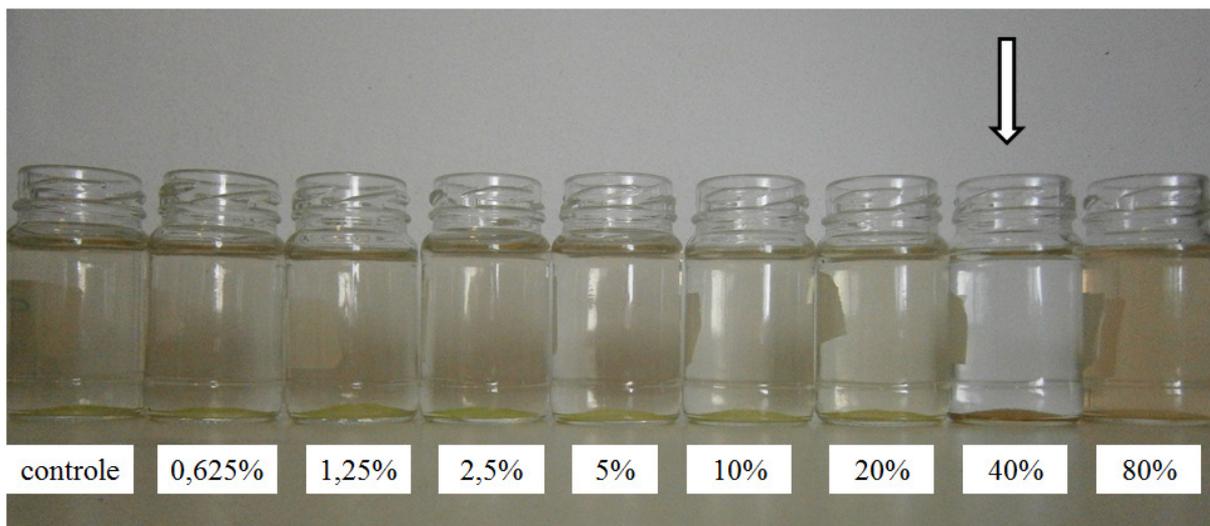


Figura 33. Soluções com diferentes doses do eluato proveniente do resíduo de bauxita, onde um organismo da espécie *D. magna* foi exposto em cada réplica por 48 horas. Foto realizada momentos antes da troca do meio usado (na foto) pelo meio novo. Seta representa a aparência cristalina e o precipitado castanho verificados no tratamento com 40% de eluato observada em todo o período do experimento.

A turbidez observada no momento do estudo em todos aos tratamentos com concentrações a partir de 10% de resíduo pode ter chegado a um nível suficiente para causar dano ao desenvolvimento dos organismos. Entretanto, na concentração de 40%, a interação pH, presença do alimento e quantidade de eluato favoreceram a precipitação do material disperso em suspensão, deixando a solução cristalina e favorecendo a sobrevivência das fêmeas de *D. magna* por mais tempo. Embora os organismos presentes na solução com 40% de eluato tenham apresentado baixa mortalidade (Figura 34), chegaram ao final dos 21 dias de experimento com pequeno tamanho, cor ligeiramente acastanhada e produção de juvenis desconsiderável, indicando a presença de algum fator de estresse que embora não tenha levado à morte durante esse período, a manutenção da espécie a partir da geração de descendentes foi seriamente comprometida pela adição do resíduo nessa concentração.

Tanto a presença de um tóxico no ambiente, como a presença de uma considerável quantidade de partículas sólidas em suspensão podem apresentar-se como agentes de toxicidade sobre diferentes organismos aquáticos, incluindo aí representantes das dáfnias (KIRK & GILBERT, 1990). A associação da maior energia gasta pela mudança do ambiente físico e da atividade metabólica aumentada pela presença do agente químico pode culminar no aumento da sensibilidade de resposta à toxicidade (HERBRANDSON, et al. 2003). Herbrandson et al., (2003) também afirmam a potencialização do efeito tóxico do composto carbofuran quando na presença de partículas em suspensão na solução. Além disso, a ingestão de partículas sólidas presentes na solução pode acelerar a velocidade de precipitação dos organismos, fazendo com que seja necessário para o organismo dispensar mais energia para manter a flutuação (ZUREK, 1983).

No caso do resíduo de bauxita, o metal presente em abundância refere-se ao alumínio, a análise do teor desse metal presente nos eluatos antes da inserção das dáfnias e após dois dias com a presença das mesmas, mostrou o comportamento do alumínio, onde em sua maioria, apresentou diminuição após a interação com o alimento e com o organismo (Figura 34).

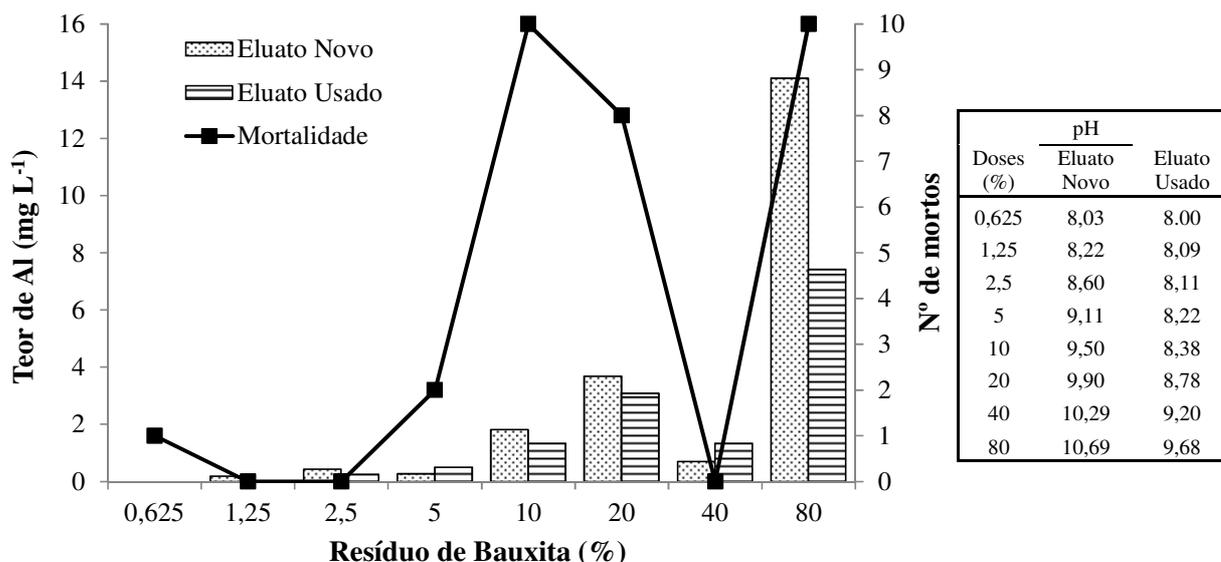


Figura 34. Teor de alumínio (mg L^{-1}) presente nas soluções com diferentes concentrações do resíduo de bauxita “In Natura” utilizadas nos ensaios de reprodução com *D. magna*, representando a solução nova e a solução usada, retirada após dois dias de permanência com as fêmeas. A linha representa o número de animais mortos em cada concentração, durante o ensaio de 21 dias.

Como verificado por Driscoll & Schecher (1990), o alumínio presente em solução apresenta alta solubilidade em pH entre 6,0 e 9,0, a partir do qual precipita pela formação de $\text{Al}(\text{OH})_3$, tendo a partir daí, reduzida consideravelmente sua toxicidade sobre organismos aquáticos, quando comparado à sua forma trivalente (Al^{+3}).

Entretanto, segundo alguns autores ((POLÉO et al., 1994; ALEXOPOULOS et al., 2003) foi observada toxicidade em peixes e crustáceos devido à precipitação do alumínio insolúvel sobre as brânquias. A franca afinidade do Al por polímeros extracelulares torna boa parte dos animais que apresentam essa estrutura vulneráveis à sua ação tóxica, uma vez que é atraído pelo muco produzido nas brânquias, podendo causar o entupimento dos espaços intralamelares, além de anormalidades estruturais que levam a asfixia ou mesmo à disfunção osmorreguladora (ALEXOPOULOS et al., 2003).

Em virtude do comportamento discrepante dos organismos ao longo dos tratamentos, os valores de CE foram calculados de diferentes formas para os valores obtidos no ensaio dois (Tabela 19).

Tabela 19. Concentração (%) que exerce efeito sobre 20% (CE_{20}) e 50% (CE_{50}) da reprodução do microcrustáceo *D. magna* em diferentes séries de diluições do resíduo de bauxita “In Natura”, levando em conta apenas exemplares sobreviventes e vivos e mortos (intervalos com 95% de confiança).

Série de diluição	CE_{20} (IC_{95})	CE_{50} (IC_{95})
0-5 vivas	5,68 (3,76-7,59)	9,05 (-2,05-20,16)
0-5 vivas + mortas	2,78 (-1,78-7,05)	4,78 (0,76-8,81)
0-40 vivas	5,97 (4,39-7,56)	10,56 (7,97-13,14)
0-40 vivas + mortas	4,46 (2,76-6,15)	5,31 (4,34-6,27)
0-80 vivas + mortas	4,46 (2,86-6,05)	5,31 (4,40-6,21)

Levando em conta a importância da escolha da série de diluições a serem estudadas, pode-se aqui observar claramente o efeito dessa tomada de decisão que envolve a etapa inicial no processo de avaliação do risco ecológico de contaminantes (ROMEIS et al., 2008). Para cada série considerada, foram verificados valores diferentes de CE, entretanto, nesse estudo o valor considerado refere-se àquele que representa a série de 0 a 40% com apenas fêmeas vivas, uma vez que essa é a maior concentração onde se observou a presença de organismos até o final do ensaio. Nesse caso, os valores de CE₂₀ e CE₅₀ correspondem respectivamente às doses de 5,97 e 10,56% de resíduo.

6. *Chironomus riparius*

As avaliações mais comuns com Chironomidae, usado para avaliar tanto a toxicidade letal como a subletal em sedimentos, são a sobrevivência e o crescimento de larvas durante um período de dez dias (AGRA & SOARES, 2009).

No estudo da toxicidade das diferentes doses do resíduo, atuando como sedimento para o desenvolvimento das larvas, já na primeira dose (3,125%) mostrou ser inibitória para o crescimento de *Chironomus riparius*, quando comparada ao controle (Figura 35).

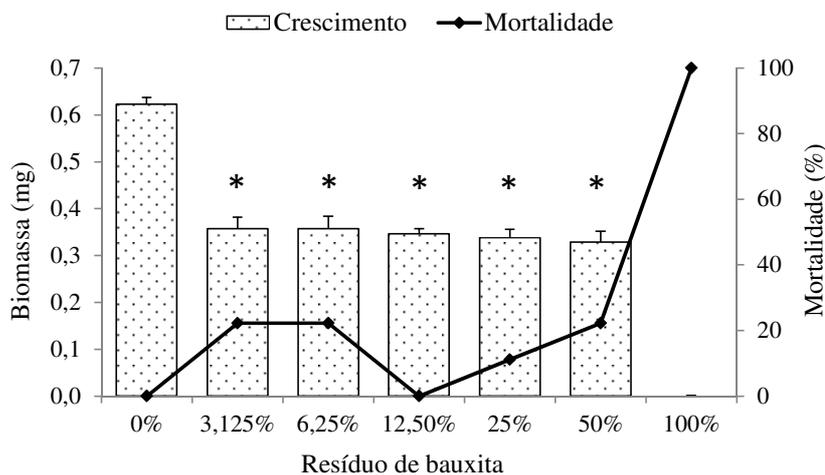


Figura 35. Efeito de diferentes concentrações de eluato proveniente do resíduo de extração de alumina (lama vermelha) sobre o crescimento da larva de sedimento *C. riparius*. Peso seco das larvas (mg) (média + erro) e mortalidade ao final de dez de exposição ao resíduo/sedimento – * - corresponde à diferença estatística ($p \leq 0,05$) da dose quando comparada ao controle.

Na maior dose, ou seja, apenas o resíduo funcionando como sedimento para as larvas, houve 100% de mortalidade, evidenciando um grande poder de toxicidade da lama, quando oferecida como único meio para desenvolvimento dos organismos.

Cuidando que a avaliação da toxicidade sobre quironomídeos se dá pela verificação do peso final das larvas durante o período de dez dias, no caso de se verificar mortalidade total dos organismos, esse parâmetro é tido como inexistente, impossibilitando a obtenção de valores como a concentração suficiente para reduzir o crescimento (CE_x). Porém, em se tratando de um efeito sobre a população estudada, pode-se considerar que em um ambiente onde o acúmulo de lama seja tal que se torne o único meio para desenvolvimento dos organismos, a extinção é inevitável.

Embora tenha sido observado um efeito significativo sobre o crescimento de *C. riparius* já na menor dose, os demais tratamentos estudados onde se encontrou organismos sobreviventes não diferiram significativamente dessa primeira dose. Levando em conta apenas

esses tratamentos, os valores de CEx encontrados, estariam fora e além da concentração máxima estudada (100%) que já levou todos os organismos à morte. Nesse caso, a concentração efetiva possível de levar a uma redução em 20 e 50% do desenvolvimento dos organismos presentes na população de quironomídeos, ou seja, considerando todos os tratamentos avaliados, foi encontrada entre $CE_{20} = 1,31$ (-1,15–3,78) e $CE_{50} = 15,02$ (1,66–28,37).

A lama vermelha apresenta em sua constituição basicamente elementos minerais (Tabela 1) (Tabela 2), sendo assim, não funciona para organismos vivos como nenhum tipo de fonte nutricional. Organismos participantes do grupo dos quironomídeos tem sua taxa de crescimento diretamente relacionada ao teor alimentar disponível durante sua fase de desenvolvimento larval (RISTOLA et al., 1999). Tanto a qualidade quanto a quantidade de alimento disponível afeta o desenvolvimento desse grupo de organismos, podendo afetar desde a duração do ciclo de vida, a fecundidade, o tempo de maturação sexual e até mesmo a sobrevivência de um modo geral.

Alterações fisiológicas promovidas pelas mudanças nos valores de salinidade a que os organismos são expostos podem servir como via de contaminação por outros tóxicos presentes em solução, como diferentes tipos de metais (BERVOETS, 1996). A ingestão de partículas do sedimento bruto, características comumente verificadas nos quironomídeos, bem como a interação das mesmas durante todo o processo digestivo pode acarretar na disponibilização de compostos químicos e sua consequente absorção pelos organismos, resultando em efeitos deletérios observáveis (LEE, 2000) em situações onde as concentrações dos compostos químicos solubilizados nos sedimentos normalmente não causariam efeitos significativos.

Um outro fator importante associado à atividade metabólica do gênero *Chironomus* é a temperatura, influenciando muito no crescimento, indiretamente pela inibição da taxa de alimentação, na postura dos ovos (PINDER, 1986).

6.1. CONCLUSÕES

A lama vermelha apresentou toxicidade elevada para todos os organismos testados.

Para *Vibrio fischeri* a sensibilidade foi extremamente alta, verificada pelas mínimas concentrações estudadas. A maior toxicidade do resíduo sobre a bactéria possivelmente está relacionada à presença de grande quantidade de partículas finas em suspensão que acarretam na adsorção das mesmas, ficando retidas na malha do filtro utilizado na separação das frações líquida e sólida.

A presença de nutrientes mostrou-se eficiente como atenuante da ação tóxica do resíduo, chegando a diferir estatisticamente para a mesma dose. Ainda assim, quando comparadas ao controle, houve uma redução contínua da taxa de crescimento das algas ao longo do aumento das concentrações.

Daphnia magna apresentou mortalidade total na presença de 100% do resíduo quando realizado ensaio agudo com esse organismo. Na sequência, pelos ensaios crônicos, a maior dose observada (80%) também acarretou em morte de todos os bichos, entretanto esse efeito não foi gradual ao longo das doses estudadas, pois em concentrações iniciais morreram mais daphnias que na concentração de 40% de resíduo.

Para os efeitos sobre a reprodução de *D. magna*, ainda que com alta mortalidade, os indivíduos sobreviventes nas menores doses chegaram a produzir juvenis, enquanto que em 40% apesar de a maior parte dos adultos permanecerem vivos, nenhum juvenil foi gerado;

Chironomus riparius demonstrou sensibilidade à lama, entretanto não houve uma ação crescente ao longo do aumento das doses, apresentando todas elas comportamento semelhante, com exceção de 100% onde todas as larvas morreram.

O efeito deletério da lama vermelha não é apenas químico, pelas elevadas concentrações de sódio, mas também de natureza física, pela grande quantidade de partículas em suspensão, que comprometem a sobrevivência e reprodução dos organismos.

6. CONCLUSÕES GERAIS

A ação tóxica da lama vermelha sobre todos os organismos estudados foi verificada principalmente nos ensaios crônicos, afetando a reprodução tanto das espécies edáficas como das aquáticas.

Uma verificação importante está relacionada à importância de se estudar, em análises ecotoxicológicas, o comportamento de organismos que compõem diferentes níveis tróficos. A relevância dessas informações está relacionada ao fato de que cada espécie pode apresentar uma resposta diferente quando exposta ao contaminante, dando uma confiabilidade maior ao conjunto de resultados obtidos.

Nesse trabalho mostrou-se a proposta de tratamento do resíduo de bauxita (lama vermelha) para redução do teor de sódio em 3%, como alternativa para torná-lo menos tóxico. Entretanto, através dos resultados verificados, pode-se considerar que, com relação ao seu potencial tóxico, essa alternativa é dispensável, uma vez que para todos os organismos testados, ambos os resíduos (tratado ou não) apresentaram ação equivalente.

Estudos ecotoxicológicos constituem uma eficiente ferramenta para o estudo e definição do potencial tóxico de diferentes compostos (sólidos ou líquidos) que podem vir a ser utilizados ou mesmo descartados sobre o solo com possíveis repercussões também sobre o ambiente aquático.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10.004, **Resíduos sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro, Brasil, 77 p. 2004a.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10.005, **Resíduos sólidos – Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, Brasil, 16 p. 2004b.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10.006, **Gestão da Qualidade – Diretrizes para a qualidade no gerenciamento de projetos**. Rio de Janeiro, Brasil, 18 p. 2000.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10.007. **Amostragem de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro, Brasil, 25 p. 2004.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12.713: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia* spp. (Cladocera, Crustacea)**. Rio de Janeiro, 16 p. 2004.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR12648, **Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com algas (Chlorophyceae)**, 2ª. ed., Rio de Janeiro, 2005.
- AGRA, A. R.; SOARES, A. M. V. M. Effects of Two Insecticides on Survival, Growth and Emergence of *Chironomus riparius* Meigen. **Environ Contam Toxicol**. Vol. 82, p. 501–504. 2009.
- ALEXOPOULOS, E.; MCCROHAN, C.R.; POWELL, J.J.; JUGDAOHSINGH, R.; WHITE, K.N. Bioavailability and toxicity of freshly neutralised aluminium to the freshwater crayfish *Pacifastacus leniusculus*. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 45, p. 509–514, 2003.
- ALTUNDOGAN, H. S., ALTUNDOGAN, S., TÜMEN, F., BILDIK, M. Arsenic adsorption from aqueous solutions by activated lama vermelha. **Waste Management**, n. 22, p. 357–363, 2002.
- ALUMAR- **CONSÓRCIO DE ALUMÍNIO DO MARANHÃO**. Disponível no site: <http://www.alumar.com.br/>.
- ÀLVAREZ, J., ORDÓÑEZ, S., ROSAL, R. SASTRE, H., DÌEZ, F. V. A new method for enhancing the performance of red mud as a hydrogenation catalyst. **Applied Catalysis A: General**, n. 180, p. 399–409, 1999.
- ALVES, B.J.R.; SANTOS, J.C.F. dos; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Métodos de determinação do nitrogênio em solo e planta. In: HUNGRIA, M.; ARAUJO, R.S., (Ed.). **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Brasília: EMBRAPA-SPI, p.449-409. (EMBRAPA-CNPAF. Documentos, 46). 1994.
- ALVES, M. C. M., **Comportamento de sedimentação e adensamento de uma lama vermelha**, Tese de doutorado. Tese de D.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 1992
- AMORIM, M. J. B.; NOVAIS, S.; ROMBKE, J.; SOARES, A. M. V. M. Avoidance test with *Enchytraeus albidus* (Enchytraeidae): Effects of different exposure time and soil properties. **Environmental Pollution**, v.155, p.112-116, 2008.

- AMORIM, M. J. B.; ROMBKE, J.; SCHEFFCZYK, A.; SOARES, A. M. V. M. Effect of different soil types on the enchytraeids *Enchytraeus albidus* and *Enchytraeus luxuriosus* using the herbicide Phenmedipham. **Chemosphere**, v.61, p.1102-1114, 2005.
- AMORIM, M. J.; SOUSA, J. P.; NOGUEIRA, A. J. A.; SOARES, A. M. V. M. Bioavailability and Toxicokinetics of C-Lindane (-HCH) in the Enchytraeid *Enchytraeus albidus* in Two Soil Types: The Aging Effect. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.** v. 43, p. 221–228, 2002.
- AMORIM, M.J.B.; RÖMBKE, J.; SCHEFFCZYK, A.; SOARES, A.M.V.M. Effects of different soil types on the enchytraeids *Enchytraeus albidus* and *Enchytraeus luxuriosus* using the herbicide Phenmedipham. **Chemosphere**, v. 61, p. 1102–1114, 2005.
- ANDRADE, A. M. S. Estudo sobre a biologia de *Macrothrix elegans* Sars (1901) (Crustacea: Anomopoda) e uma avaliação sobre sua sensibilidade ao dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$). **Instituto de Biologia**, Salvador, BA, UFBA, 49p. 2003.
- ANDRÉA, M. M. **Bioindicadores ecotoxicológicos de agrotóxicos**. Comunicado Técnico, 83 (2008). Centro de Pesquisa e Desenvolvimento de Proteção Ambiental. Instituto Biológico – SP. http://www.biologico.sp.gov.br/artigos_ok.php?id_artigo=83. Acesso em: 04/09/2009.
- ANTUNES, S. C.; CASTRO, B. B.; GONÇALVES, F. Effect of food level on the acute and chronic responses of daphnids to lindane. **Environmental Pollution** v. 127, p. 367–375, 2004.
- ARAGÃO, M. A.; ARAÚJO, R. P. A. Métodos de ensaios de toxicidade com organismos aquáticos. p. 117-147. **In: Zagatto, P. A. & Bertoletti, E.** (eds.), *Ecotoxicologia Aquática Princípios e Aplicações*. Editora Rima. São Paulo, São Carlos. 478p. 2006.
- AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **Water quality for agriculture**. 2.ed Campina Grande: UFPB, 1999. 153p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29 Revisado,1).
- BABU, A. G.; REDDY, M. S. Influence of arbuscular mycorrhizal fungi on the growth and nutrient status of bermudagrass grown in alkaline bauxite processing residue. **Environmental Pollution**. v. 159, p. 25-29. 2011.
- BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2ª edição, editora Bookman; Porto Alegre, 2002.
- BARROSO, R. **Metalurgia do alumínio**. Parte 1. Processo Bayer de obtenção da alumina. Maranhão: CEFET, Apostila de Metalurgia. 12p. 1997.
- BEHRENS, A. **Avaliação da toxicidade aguda (FD) em efluentes industriais – galvanoplastia**. Curitiba, 37f. Monografia (Bacharelado em Biologia) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Pontifícia Universidade Católica do Paraná. 1995.
- BERTOL, I.; LEITE, D.; ZOLDAN JR, W.A. Decomposição do resíduo de milho e variáveis relacionadas. **R. Bras. Ci. Solo**, 28:369-375, 2004.
- BERTOLETTI, E. Tratabilidade e toxicidade de efluentes industriais. **Revista Engenharia Sanitária**, v. 28, n. 1, p. 38-41, 1989.
- BERVOETS, L.; MEREGALLI, G.; DE COOMAN, W.; GODDEERIS, B.; BLUST, R. Caged midge larvae (*Chironomus riparius*) for the assessment of metal bioaccumulation from sediments in situ. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Vol. 23, No. 2, pp. 443–454, 2004.
- BLANCO, F. F.; FOLEGATTI, M. V.; GHEYI, H. R.; FERNANDES, P. D. Growth and yield of corn irrigated with saline water. **Scientia Agrícola**, v. 65, n. 06, p. 574-580, 2008.

BLANCO, F.F.; FOLEGATTI, M. V.; GHEYI, H. R.; FERNANDES, P. D. Emergence and growth of corn and soybean under saline stress. **Sci. Agric.** (Piracicaba, Braz.), v.64, n.5, p.451-459, September/October 2007.

BREITHOLTZ, M.; RUDEN, C.; HANSSON, S. O.; BENGTSSON, B. Tem challenges for improved ecotoxicological testing in environmental risk assessment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 63, p. 24–335, 2006.

BRETT, M.T. Resource quality effects on *Daphnia longispina* offspring fitness. **Journal of Plankton Research** 15, 403–412. 1993.

BRIGHT, D. A.; ADDISON, J. **Derivation of matrix soil standard for salt under the British Columbia contaminated sites regulation**. Report to the British Columbia Ministry of Water, Land, and Air Protection, Ministry of Transportation and Highways, British Columbia Buildings Corporation, and the Canadian Association of Petroleum Producers. 201. 2002.

BRUNORI, C., CREMISINI, C., MASSANISSO, P., PINTO, V., TORRICELLI, L. Reuse of a treated red mud bauxite waste: studies on environmental compatibility. **Journal of Hazardous Materials**, v. 117, n.1, pp. 55-63, 2005.

CARVALHO, A. E. F.; LEONEL, L. F.; MATSUBARA, K. G.; SILVA, E. M. F.; SASAKI, T. H.; MONZANE, P. V. G. Avaliação ecotoxicológica de ecossistemas aquáticos da bacia hidrográfica do rio Itaqueri (Itirapina/Brotas, SP): uma análise espacial. In: VI Congresso de Meio Ambiente da AUGM, São Carlos. **Anais de Eventos da UFSCAR**, v.5. 2009.

CARVALHO, F., GUILHERMINO, L., RIBEIRO, R., GONÇALVES, F., SOARES, A.M.V.M. METIER (Modular Ecotoxicity Tests Incorporating Ecological Relevance). II. Ecotoxicity of poorly water-soluble compounds: concentration versus dose. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology** 29, 431–434. 1995.

ÇENGELGLU, Y., KIR, E., ERSÖZ, M. Recovery and concentration of Al(III), Fe(III), Ti(IV), and Na(I) from red mud. **Journal of Colloid and Interface Science**, n. 244, pp. 342–346, 2001.

CETREL S. A. – Empresa de Proteção Ambiental. **Laudo de classificação de resíduo – LC 033/05 Ver. 00**. Camaçari – Bahia – Brasil. 2005. <http://cetrel.com.br>.

CHASIN, A.A.M.; PEDROZO, M.F.M. O estudo da toxicologia. In: AZEVEDO, F.A.; CHASIN, A.A.M. (Eds.). **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos/São Paulo: RiMa/InterTox, 2004. 340 p.

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 the Oligochaetes *Eisenia andrei* and *Enchytraeus crypticus*. **Environ. Toxicol. Chem.**, v. 30 (5) p. 1050–1058, 2011.

CICCU, R.; GHIANI, M.; SERCI, A.; FADDA, S.; PERETTI, R.; ZUCCA, A. Heavy metal immobilization in the mining-contaminated soils using various industrial wastes. **Minerals Engineering**. n. 16, pp. 187–192, 2003.

COAN, R. M.; BECKMANN-CAVALCANTE, M. Z.; CAVALCANTE, I. H. L.; PIVETTA, K. F. L. Salinidade na emergência de plântulas de duas espécies de gramas ornamentais. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. Vol. 8 – nº 2 - 2º Semestre 2008.

COLLAZO, A.; FERNANDEZ, D.; IZQUIERDO, M.; NOVOA, X. R.; PEREZ, C. Evaluation of red mud as surface treatment for carbon steel prior painting. **Process in Organic Coating**, n. 52. pp.351-358, 2005.

CONAMA 313/02. **Resolução CONAMA n° 313, de 29 de outubro de 2002**. Dispõe sobre o Inventário Nacional de Resíduos Sólidos Industriais. Brasília, 2002.

CONAMA 357/05. **Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005.

CONAMA 420/09. **Resolução CONAMA n° 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, 2009.

CORREIA, M. E. F. **Distribuição, Preferência Alimentar e Transformação de Serapilheira por Diplópodes em Sistemas Florestais**. 2003. 100f. Tese (Doutorado em Agronomia, na área de Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2003.

CORTET, J.; DE VAUFLERY, A. G.; BALAGUER, N. P.; GOMOT, L.; TEXIER, C.; CLUZEAU, D. The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. **Eur. J. Soil Biol.**, v. 35 (3), P. 115-134, 1999.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPÍNDOLA, E. L. G.. A toxicidade em Ambientes Aquáticos: discussão e métodos de Avaliação. **Quim. Nova**, Vol. 31, No. 7, 1820-1830, 2008.

CROMMENTUIJN, T.; DOORNEKAMP, A.; VAN GESTEL, C.A.M. Bioavailability and ecological effects of cadmium on *Folsomia candida* (Willem) in an artificial soil substrate as influenced by pH and organic matter. **Applied Soil Ecology**, v. 5, p. 261-271, 1997.

CROUAU, Y., CAZES, L. What causes variability in the *Folsomia candida* reproduction test? **Appl. Soil Ecol.** 22, 175–180. 2003.

CROUAU, Y.; MOÏA, C. The relative sensitivity of growth and reproduction in the springtail, *Folsomia candida*, exposed to xenobiotics in the laboratory: Na indicator of soil toxicity. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** vol. 64, 115-121p. 2006.

CUPERTINO, L. R.B. **A Legislação para Política de Resíduos Sólidos**. Nota Técnica - Seção de Assessoramento Temático. Junho, 2008. Encontrado em: http://www.assembleia.go.gov.br/assessoramento_tematico/estudos0001_legislacao_para_a_politica_de_residuos_solidos.pdf. Acesso em: 07/06/2010.

DAAM, M. A.; VANDENBRINK, P. J. Implications of differences between temperate and tropical freshwater ecosystems for the ecological risk assessment of pesticides. **Ecotoxicology**, 19:24–37, 2010.

DE SOUZA, M. P. G., MENEZES, L. B. C., DE SOUZA, C. A. G., NEVES, R. F. Utilização de lama vermelha como adsorventes da matéria orgânica presente no chorume (Aterro Sanitário do Aura, Belém-Pará). In: **XIII Congresso Brasileiro de Engenharia Química**, 2001.

- DeGROOD, S. H.; CLAASSEN, V. P.; SCOW, K. M. Microbial community composition on native and drastically disturbed serpentine soils. **Soil Biology & Biochemistry**, n 37, pp. 1427–1435, 2005.
- DIAZ, B., JOIRET, S., KEDDAM, M., NÓVOA, X. R., PÉREZ, M. C., TAKENOUTI, H. Passivity of iron in red mud's water solutions. **Electrochimica Acta**, n. 49, pp. 3039-3048, 2004.
- DOMENE, X.; CHELINHO, S.; CAMPANA, P.; NATAL-DA-LUZ, T.; ALCANIZ, J. M.; ANDRÉS, P.; RÖMBKE, J.; SOUSA, P. Influence of soil properties on the performance of *Folsomia candida*: implications for use in soil ecotoxicology testing. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 30, n. 7, p. 1497–1505. 2011.
- DORAN, J.W., LIEBIG, M.A., SANTANA, D.P. **Soil health and global sustainability**. In: Proceedings of the 16th World Congress of Soil Science. Montpellier, France, 20–26 August. 1998.
- DORAN, J.W.; ZEISS, M.R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Appl. Soil. Ecol.**, 15, 3-11, 2000.
- DOYE, I.; DUCHESNE, J. Neutralisation of acid mine drainage with alkaline industrial residues: laboratory investigation using batch-leaching tests. **Applied Geochemistry**. n.18, pp.1197–1213, 2003.
- DRISCOLL, C.T., SCHECHER, W.D. The chemistry of aluminium in the environment. **Environ. Biochem. Health**, v. 12, p. 28–48, 1990.
- DROBNE, D. Terrestrial isopods – a good choice for toxicity testing of pollutants in the terrestrial environment. **Environ. Toxicol. Chem.**, v.16: 1159–1164, 1997.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de Métodos de Análise de Solos**. Rio de Janeiro, 1997.
- EPA. Environmental Protection Agency, **Electronic code of federal regulations**. Title 40, Part 261, Sect 4 (b) (7) (ii) (c), <http://ecfr.gpoaccess.gov>. Acesso em fevereiro de 2010.
- FÖRSTER, B.; GARCIA, M.; FRANCIMARI, O.; RÖMBKE, J. Effects of carbendazim and lambda-cyhalothrin on soil invertebrates and leaf litter decomposition in semi-field and field tests under tropical conditions (Amazônia, Brazil). **European Journal of Soil Biology**. v.42, p. 171–179, 2006.
- FÖRSTER, B.; GARCIA, M.; HÖFER, H.; MORGAN, E.; RÖMBKE, J. Tropical terrestrial model ecosystems for evaluation of soil fauna leaf litter quality effects on litter consumption, soil microbial biomass and plant growth. **Pesq. Agropec. Bras. Brasília**, v. 44; n. 8, p. 1063-1071, ago. 2009.
- FÖRSTER, B.; VAN GESTEL, C.A.M.; KOOLHAAS, J.E.; NENTWIG, G.; RODRIGUES, FORTES, J.L.O. & CAMPOS NETO, D.. Alterações nas características químicas do solo e produção vegetal do milho com uso de resíduos de bauxita e cinza de caldeira. In: XXV CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, III, 1995, Viçosa. Resumos, Sociedade brasileira de Ciência do Solo, p.1331-1333. 1995.
- FREITAS, R. A. S. **Comportamento de geotêxteis como filtros em resíduos – Fosfógeno e lama vermelha**. 2003. Dissertação (Mestrado). COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ – Brasil 2003.

FRIESL, W.; LOMBI, E., HORAK, O., WENZEL, W. Immobilization of heavy metals in soils using inorganic amendments in a greenhouse study. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, vol. 66, p. 191-196, 2003.

GARCIA, M.V.B. **Effects of pesticides on soil fauna: development of ecotoxicological test methods for tropical regions**. Ecology and Development Series N° 19. University of Bonn, Germany. 2004. 281p.

GARCIA, G. O.; FERREIRA, P. A.; MIRANDA, G. V.; OLIVEIRA, F. G.; SANTOS, D. B. Índice fisiológico, crescimento e produção do milho irrigado com água salina. **Irriga**, v.12, p.307-325. 2007.

GENÇ, H.; TJELL, J. C.; McCONCHIE, D.; SCHUILING, O. Adsorption of arsenate from water using neutralized red-mud, **Journal of Colloid and Interface Science**, n. 264, pp. 327-334, 2003.

GENÇ-FUHRMAN, H.; TJELL, J. C.; McCONCHIE, D. Adsorption of arsenic from water using activated neutralized red mud. **Environmental Science Technology**. n. 38, pp. 2428-2434, 2004.

GONDIM, F.A.; GOMES-FILHO, E.; MARQUES, E.C.; PRISCO, J.T. Efeitos do H₂O₂ no crescimento e acúmulo de solutos em plantas de milho sob estresse salino. **Rev. Ciênc. Agron.** v.42, n.2, p. 373-381, 2011.

GORDON, J. N., PINNOCK, W.R., MOORE, M. M. A preliminary investigation of strength development in Jamaican red mud composites. **Cement and Concrete Composites**, n. 18, pp. 371-379, 1996.

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

GUZYTE, G.; SUJETOVIENE, G.; ZALTAUSKAITE, J. Effects of salinity on earthworm (*Eisenia fetida*). **Environmental Engineering**. The 8th International Conference, Vilnius, Lithuania. May 19-20, 2011.

HALASZ, J.; HODOS, M.; HANNUS, I.; TASI, G.; KIRICSI, I. Catalytic detoxification of C-chlorohydrocarbons over iron-containing oxide and zeolite catalysts. **Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects**. n. 265, pp. 171-177, 2005.

HERBRANDSON, C., BRADBURY, S.P., SWACKHAMER, D.L. Influence of suspended solids on acute toxicity of carbofuran to *Daphnia magna*: I. Interactive effects. **Aquat. Toxicol.**, v. 63, p. 333-342, 2003.

HERMSMEYER, D.; DIEKMANN, R.; VAN DER PLOEG, R.R.; HORTON, R. Physical properties of a soil substitute derived from aluminum recycling by-product. **Journal of Hazardous Materials**. Vol.95 (1-2): 107-124p. 2002.

HIND, R. A., BHARGAVA, S. K., CROCOTT, S. C. The surface chemistry of Bayer process solids: a review. **Colloids and surfaces A: Physicochemical and engineering aspects**, n. 146, pp.359-374, 1999.

HINWOOD, A. L. & McCORMICK, M. J. The effect of ionic solutes on EC₅₀ values measure using the microtox test. **Environ. Toxicol.**, v. 2, p. 449-461, 1987.

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

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ - IAP. **Manual de métodos para avaliação de toxicidade**. Curitiba: IAP, p. 101. 1997.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO) - Soil quality—determination of the effects of pollutants on soil flora. Effects of chemicals on the emergence and growth of higher plants. **ISO 11269-2**. International Organization for Standardization, Geneva, 1994.

ISO. Soil quality – Avoidance test for testing the quality of soils and the of chemicals – test with earthworms (*Eisenia andrei*). International Standard Organization Guideline **No. 17512-1**. 2006.

ISO. Soil quality – Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia andrei*). Part 2. Determination of Effects on Reproduction. **ISO 11268-2**, International Standard Organization, Geneva. 1997.

ISO. Soil quality — effects of pollutants on Enchytraeidae (*Enchytraeus* sp.). Determination of effects on reproduction and survival. Switzerland: Geneva; **ISO 16387**, 2003.

ISO. Soil quality – Inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants. **ISO 11267**, International Standard Organization, Geneva. 1998.

JACOMINO, V. M. F. **Controle ambiental das indústrias de ferro gusa em alto-fornos à carvão vegetal**. 1. ed. Belo Horizonte: Projeto Minas Ambiente, 2002. 302p.

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

JÄNSCH, S.; GARCIA, M.; RÖMBKE, J. Acute and chronic isopod testing using tropical *Porcellionides pruinosus* and three model pesticides. **European Journal of Soil Biology**. v.41, p.143–152, 2005.

KALKAN, E. Utilization of lama vermelha as a stabilization material for the preparation of Clay liners. **Engineering Geology**, n 87, pp. 220–229, 2006.

KILHAM, S.S., KREEGER, D.A., GOULDEN, C.E., LYNN, S.G. Effects of algal food quality on fecundity and population growth rates of *Daphnia*. **Freshwater Biology** 38, 639–647. 1997.

KIMBERLING, D.N.; KARR, J.R.; FORE, L.S. Measuring human disturbance using terrestrial invertebrates in the shrub-steppe of eastern Washington (USA). **Ecol. Indic.** 1, 63–81, 2001.

KIRK, K.L., GILBERT, J.J., Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. **Ecology**, v. 71, p. 1741-1755, 1990.

KIRKPATRICK, D. B. Lama vermelha product development. **The Minerals, Metals & Materials Society**, 1996.

KNIE, J. L. W. & LOPES, E. W. B. **Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações**. Florianópolis: FATMA / GTZ, p. 289. 2004.

KOBIYAMA, M., MINELLA, L.P.G., FABRIS, R., Áreas degradadas e sua recuperação. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, V.22, nº. 210, p. 10-17, 2001.

KOMNITSAS, K.; BARTZAS, G.; PASPALIARIS, I. Efficiency of limestone and red mud barriers: laboratory column studies. **Minerals Engineering**. n. 17, pp.183–194, 2004.

KORDEL. W.; PEIJNENBURG, W.; KLEIN, C.L.; KUHN, G.; BUSSIAN, B.M.; GAWLIK, B.M. The reference-matrix concept applied to chemical testing of soils. **Trend Anal Chem.**, v. 28, p. 51–63, 2009.

- LI, L. Y. A study of iron mineral transformation to reduce red mud tailings. **Waste management**, n. 21, pp. 525-534, 2001.
- LIMA, J. S. Bioindicação, biomonitoramento: Aspectos bioquímicos e morfológicos. Techhoje. Encontrado em: http://www.techhoje.com.br/site/techhoje/categoria/detalhe_artigo/172. Acesso em: 21/03/2010.
- LOMBI, E., ZHAO, F.J., WIESHAMMER, G., ZHANG, G., MCGRATH, S.P. In situ fixation of metals in soils using bauxite residue: biological effects. **Environmental Pollution**, vol.118, p. 445-452. 2002b.
- LOMBI, E., ZHAO, F.J., ZHANG, G.Y., SUN, B., FITZ, W., ZHANG, H., MCGRATH, S.P. In situ fixation of metals in soils using bauxite residue: chemical assessment. **Environmental Pollution**, vol.118, p.435-443, 2002a.
- LOPEZ, E., SOTO, B., ARIAS, M., NUNEZ, A., RUBINOS, D., BARRAL, M. T. Adsorbent properties of red mud and its use for wastewater treatment. **Water Research**, v. 32, n 4, pp. 1314-1322, 1998.
- MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO-FILHO, A. S. A ecotoxicologia como uma ferramenta no biomonitoramento de sistemas aquáticos. **Oecol. Bras.**, v.12 (3), p. 355-381, 2008.
- MAGOSSI, L. R.; BONACELLA, P. H. **Poluição das águas**. 2ª edição, editora Moderna; São Paulo, 2003.
- MARTINEZ-JERÓNIMO, F.; GARCÍA-GONZÁLEZ, R. Effect of food concentration on the chronic toxicity of sodium dodecyl sulphate to *Daphnia magna*. **Journal of Aquatic Ecosystem Health** 3: 247-253, 1994.
- McCONCHIE, D., CLARK, M., DAVIES-McCONCHIE, F. New strategies for the management of bauxite refinery residues (red mud). In.: **Proceedings of the 6th international alumina quality workshop**, Brisbane, Australia, pp. 327-332, 2002.
- MORAES, G.A.F.; MENEZES, N.L. Desempenho de sementes de soja sob condições diferentes de potencial osmótico. **Ciência Rural**, v.33, p.219-226, 2003.
- MOREIRA, J.F. **Avaliação do resíduo alcalino do refino de bauxita como condicionador de solos e do estabelecimento de dendê nos tanques de estocagem**. Seropédica, UFRRJ, 2005, 84 p. (Dissertação, Mestrado em Fitotecnia).
- MOSER, T.; Van GESTEL, C. A. M.; JONES, S. E.; KOOLHAAS, J. E.; RODRIGUES, J. M. L.; ROMBKE, J. Ring-Testing and Field-Validation of a Terrestrial Model Ecosystem (TME) – An Instrument for Testing Potentially Harmful Substances: Effects of Carbendazim on Enchytraeids. **Ecotoxicology**, v.13, pp. 89–103, 2004.
- MULLER, I., PLUQUET, E. Immobilization of heavy metals in sediment dredged from a seaport by iron bearing materials. **Water Science and Technology**, vol.37, p. 379-386, 1998.
- MUNNS, R. Genes and salt tolerance: bringing them together. **New Phytologist**, v. 167, n. 03, p. 645-663, 2005.
- NATAL-DA-LUZ, T. ; RIBEIRO, R.; SOUZA, J. P. Avoidance tests with collembola and earthworms as early screening tools for site-specific assessment of polluted soils. **Environ. Toxicol. Chem.** vol. 23, nº 9, p. 2188-2193, 2004.
- NEUHAUSER, E.F.; LOEHR, R.C.; MILLIGAN, D.L.; MALECKI, M. R. Toxicity of metals to the earthworms *Eisenia foetida*. **Biology and Fertility of Soils**, v. 1, p. 149-152, 1985.

NEVES, V. T. C.; NIEMEYER, J. C.; SANTANA, L. P.; DA SILVA, E. M. Avaliação da sensibilidade dos isopodos *Cubaris murina* Brandt (1833) e *Trichorhina heterophthalma* Lemos de Castro (1964) quanto à sensibilidade ao sulfato de cobre em testes de fuga e mortalidade. **Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil**, 13 a 17 de Setembro de 2009, São Lourenço – MG.

NIEMEYER, J. C.; Da SILVA, E. M.; SOUSA, J. P. Desenvolvimento de um Esquema para Avaliação de Risco Ecológico em Ambientes Tropicais: Estudo de Caso da Contaminação por Metais em Santo Amaro da Purificação, Bahia, Brasil. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**, v. 2, n. 3, 263-267, 2007.

NIEMEYER, J. C.; SANTOS, V. C.; ARAÚJO, P. B.; SILVA, E. M. Reproduction of *Cubaris murina* (Crustacea: Isopoda) under laboratory conditions and its use in ecotoxicity tests. **Braz. J. Biol.**, 69(1): 137-142, 2009.

NUNES-HALLDORSON, V. S. & DURAN, N. L. Bioluminescent bacteria: lux genes as environmental biosensors. **Braz. J. Microbiol.**, v. 34, p. 91-96, 2003.

NYHOLM N.; KALLQVIST, T. Methods for growth inhibition toxicity tests with freshwater algae. **Environmental Toxicology and Chemistry** v.8, p. 689-703, 1989.

OECD - Organization for Economic Cooperation and Development - **Guia para Testes Químicos nº207** (OECD - 1984).

OECD - Organization for Economic Cooperation and Development – **Guidelines for the testing of chemicals 208 - Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test** . (OECD - 2006).

OECD - Organization for Economic Cooperation and Development – **Guidelines for the testing of chemicals 202 – *Daphnia sp.*, Acute Immobilization Test** (OECD - 2004).

OECD - Organization for Economic Cooperation and Development – **Guidelines for the testing of chemicals 218 – Sediment-Water Chironomid Toxicity Test Using Spiked Sediment** (OECD - 2004).

OECD - Organization for Economic Cooperation and Development – **Guidelines for the testing of chemicals 211 – *Daphnia magna.*, Reproduction Test** (OECD - 1998).

OECD - Organization for Economic Cooperation and Development – **Guidelines for the testing of chemicals 201 – Alga, Growth Inhibition Test** (OECD - 1984).

OECD – Organization for Economic Cooperation and Development - **Guia para Testes Químicos – Proposal for a new guideline 220: Enchytraeidae Reproduction Test**, Draft document, 2000.

ORDÓÑEZ, S.; DIEZ, F. V.; SASTRE, H. Hydrodechlorination of tetrachloroethylene over sulfided catalysts: kinetic study. **Catalysis Today**. n. 73, pp.325–331, 2002.

OWOJORI, O. J.; REINECKE, A. J.; ROZANOV, A. B. Effects of salinity on partitioning, uptake and toxicity of zinc in the earthworm *Eisenia fetida*. **Soil Biology and Biochemistry**, vol. 40, p. 2385–2393. 2008.

OWOJORI, O. J.; REINECKE, A. J.; ROZANOV, A. B. The combined stress effects of salinity and copper on the earthworm *Eisenia fetida*. **Applied Soil Ecology**, vol. 41, p. 277-285, 2009b.

OWOJORI, O.J., REINECKE, A.J., VOUA-OTOMO, P., REINECKE, S.A. Comparative study of the effects of salinity on life-cycle parameters of four soil-dwelling species

(*Folsomia candida*, *Enchytraeus doerjesi*, *Eisenia fetida* and *Aporrectodea caliginosa*). **Pedobiologia**, v. 52, p. 351—360. 2009a.

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**, vol. 75, p.279–283, 2009c.

PAN, Z., LI, D., YU, J., YANG, N. Properties and microstructure of the hardened alkali-activated red mud. **Cement and Concrete Research**, v. 33, pp. 1437-1441, 2003.

PAOLETTI, M. G.; HASSALL, M. Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.74: 157-165, 1999.

PARK, S. J., SEO, D. I., NAH, C. Effects of acidic surface treatment of red mud on mechanical interfacial properties of epoxy/red mud nanocomposites. **Journal of Colloid and Interface Science**, n. 251, pp. 225-229, 2002.

PARK, S.; JUN, B. Improvement of red mud polymer-matrix nanocomposites by red mud surface treatment. **Journal of Colloid and Interface Science**. n. 284, pp. 204–209, 2005.

PENG, F., LIANG, K. M., SHAO, H., HU, A. M. Nano-crystal glass-ceramics obtained by crystallization by vitrified red mud, **Chemosphere**, n. 59, pp. 899-903, 2005.

PHILLIPS, I.R. Use of soil amendments to reduce nitrogen, phosphorus and heavy metal availability. **Journal of Soil Contamination**, vol.7, p. 191-212, 1998.

PICARD, V., LAIR, N. The influence of autotrophic and heteroheterotrophic foods on the demography of *Daphnia longispina* under starved, semi-natural and enriched conditions. **Journal of Plankton Research** 22, 1925–1944. 2000.

PINDER, L.C.V. Biology of freshwater chironomidae. **Annu Rev Entomol.**, v.31, p.1–23. 1986.

PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. **Perspectivas do Meio Ambiente Mundial 2001 – GEO 3. Passado, presente e futuro**. IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis; UMA – Universidade Livre da Mata Atlântica. 2004.

POWER, G.; GRÄFE, M.; KLAUBER, C. Bauxite residue issues: I. Current management, disposal and storage practices. **Hydrometallurgy**, v. 108, p. 33–45, 2011.

RAMADE, F. Ecotoxicologie. **Masson, Paris ; New York: 1977**.

RAND, G. M. **Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental**. 2nd edition. North Palm Beach, Florida: fate, and risk assessment Taylor e Francis. 1995. 1125p.

RATE, A.W.; LEE, K.M.; FRENCH, P.A. Application of biosolids in mineral sands mine rehabilitation: use of stockpiled topsoil decreases trace element uptake by plants. **Bioresource Technology**. Vol. 91 (3): 223-231p. 2004.

REIS, L. L. **Monitoramento da recuperação ambiental de áreas de mineração de bauxita na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas (PA)**. Seropédica, UFRRJ, 2006, 159 p. (Tese, Doutorado em Agronomia-Ciência do Solo).

RELATÓRIO BRUNDTLAND E A SUSTENTABILIDADE. Encontrado em: <http://www.mudancasclimaticas.andi.org.br/node/91>. Acesso em: 02/06/2010.

- RINGWOOD AH, DELORENZO ME, ROSS PE, HOLLAND AF. Interpretation of microtox solid-phase toxicity tests: the effects of sediment composition. **Environ Toxicol Chem.**, v. 16(6), p. 1135–40, 1997.
- RÖMBKE, J.; HÖFER, H.; GARCIA, M.V.B.; MARTIUS, C. Feeding activities of soil organisms at four different forest sites in Central Amazonia using the bait lamina method. **Journal of Tropical Ecology**. vol. 22, p. 313-320, 2006.
- ROMEIS, J.; BARTSCH, D.; BIGLER, F.; CANDOLFI, M. P.; GIELKENS, M. M. C.; HARTLEY, S. E.; HELLMICH, R. L.; HUESING, J. E.; JEPSON, P. C.; LAYTON, R.; QUEMADA, H.; RAYBOULD, A.; ROSE, R. I.; SCHIEMANN, J.; SEARS, M.; SHELTON, A. M.; SWEET, J.; VAITUZIS, Z.; WOLT, J. D. Assessment of risk of insect-resistant transgenic crops to nontarget arthropods. **Nature Biotechnology**, v. 26, n.2, p. 203-208, 2008.
- RUF, A. A maturity index for predatory mites (Mesostigmata:Gamasina) as an indicator of environmental impacts of pollution on forest soils. **App. Soil Ecol.**, v. 9, p. 447-452, 1998.
- RUYTERS, S.; MERTENS, J.; VASSILIEVA,E.; DEHANDSCHUTTER, B.; SMOLDERS, A.E. The red mud accident in Ajka (Hungary): Plant toxicity and trace metal bioavailability in red mud contaminated soil. **Environ. Sci. Technol.**, v. 45, p. 1616–1622, 2011.
- SAKUMA, M. Probit analysis of preference data. **Appl. Entomol. Zool**. v. 33, p. 339–347. 1998.
- SANTANA, L. P.; NIEMEYER, J. C.; SOUSA, J. P ; DA SILVA, E. M. Testes de fuga laboratoriais com *Proistoma minuta* (Colembolla) em solos contaminados com metais e comparação com a sensibilidade de *Folsomia candida* (Colembolla). **Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil**, 13a17 de Setembro de 2009, São Lourenço – MG.
- SANTORA, L., CASTALDI, P., MELIS, P. Evaluation of the interaction mechanisms between red mud and heavy metals. **Journal of Hazardous Materials**, 2006.
- SANTOS, J.B.; JAKELAITIS, A.; SILVA, A.A.; VIVIAN, R.; COSTA, M.D.; SILVA, A.F. Atividade microbiana do solo após aplicação de herbicidas em sistemas de plantio direto e convencional. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 23, n. 4, p. 683-691, 2005.
- SARMA, S. S. S.; NANDINI, S.; GULATI, R. D. Life history strategies of cladocerans: comparisons of tropical and temperate taxa. **Hydrobiologia**, v. 542, p.315–333, 2005.
- SILVA FILHO , E. B.; ALVES , M. C. M.; Da MOTTA , M. Lama vermelha da indústria de beneficiamento de alumina: produção, características, disposição e aplicações alternativas. **Revista Matéria**, v. 12, n. 2, p. 322-338, 2007.
- SILVA, R.F.; AQUINO, A.M.; MERCANTE, F.M.; GUIMARÃES, M.F. Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em Latossolo da Região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v. 41, p. 697-704, 2006.
- SINGH, A.P.; SINGH, P.C.; SINGH, V.N.; **J. Chem. Technol. Biotechnol.** v.56, p. 167, 1993.
- SINGH, M.; GARG, M. Study on anhydrite plaster from waste phosphogypsum for use in polymerised flooring composition. **Construction and Building Materials**. n. 19, p. 25–29, 2005.
- SISINNO, C. L. S.; BULUS, M. R. M.; RIZZO, A. C.; MOREIRA, J. C. Ensaio de Comportamento com Minhocas (*Eisenia fetida*) para Avaliação de Áreas Contaminadas: Resultados Preliminares para Contaminação por Hidrocarbonetos. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**, v. 1, n. 2, 2006.

- SISINNO, C., BULUS, M., RIZZO, A., SÁFADI, R., FONTES, A. & MOREIRA, J. Ensaios ecotoxicológicos como um instrumento de complementação da avaliação de áreas contaminadas: resultados preliminares em áreas contaminadas por hidrocarbonetos, pp. 150-154. In: **III Seminário Nacional de Saúde e Ambiente**, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 164p. 2004.
- SMIT, C.E., VAN GESTEL, C.A.M., Effects of soil type, percolation, and ageing on bioaccumulation and toxicity of zinc for the springtail *Folsomia candida*. **Environ. Toxicol. Chem.** v.17, p.1132–1141, 1998.
- SOUSA, G.G.; LACERDA, C.F.; SILVA, G.L.; FREITAS, C.A.S.; CAVALCANTE, L.F.; SOUSA, C.H.C. Acumulação da biomassa, teores e extração de micronutrientes em plantas de milho irrigada com águas salinas. **Revista Agropecuária Técnica**, v. 31, n. 02, p. 1-10, 2010.
- SUMMERS, R.N., RIVERS, M.R. and CLARKE, M.F. The use of bauxite residue to control diffuse phosphorus pollution in Western Australia: a win-win-win outcome”. In: **6th International Alumina Quality Workshop**, p. 262-269, Brisbane. Australia, 2002.
- SUMMERS, R.N.; SMIRK, D. D.; KARAFILIS, D. Phosphorus retention and leachates from sandy soils amended with bauxite residue (red mud). **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v.34, p. 555-567, 1996.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Plant physiology**. 4nd ed. Sunderland: Sinauer Associates, Inc. Publishers, 2009. 848p.
- TSAKIRIDIS, P. E.; AGATZINI-LEONARDOU, S.; OUSTADAKIS, P. Red mud addition in the raw meal for the production of Portland cement clinker. **Journal of Hazardous Materials**. v. 116, p. 103–110, 2004.
- UMBUZEIRO, G. A.; HACHICH, E. M.; MAGRI, E. V. F.; TAKEDA, S. H. K., SATO, M. I. Z. Influência da sacarose e do cloreto de sódio na avaliação da toxicidade de amostras ambientais para *V. fischeri*. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**, v. 5, n. 1, 2010.
- UNITED STATE DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Guidelines for soil quality assessment in conservation planning**. NRCS/Soil Quality Institute. 2001. <http://www.docstoc.com/docs/850717/Guidelines-for-Soil-Quality-Assessment-in-Conservation-Planning>. Acesso em: 03/09/2009.
- UWINONA, <http://wwwchem.uwimona.edu.jm:1104/lectures/bauxite.html>. Acessado em fevereiro de 2010.
- Van BRUGGEN, A .H.C.; SEMENOV, A .M. In search of biological indicators for soil health and disease suspension. **Appl. Soil Ecol.**, v. 15, p. 13-24, 2000.
- Van GESTEL, C. A. M.; WEEKS, J. M. Recommendations of the 3rd International Workshop on Earthworm Ecotoxicology, Aarhus, Denmark, August 2001. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 57, p. 100–105, 2004.
- Van STRAALLEN, N. M. “Assessment of soil contamination - a functional perspective”. **Biodegradation**, v. 13, p. 41-52, 2002.
- Van STRAALLEN, N. The use of soil invertebrates in ecological surveys of contaminated soils. In: **P. Doelman and H. J. P. Eijsackers** (eds.). *Vital Soil. Function, Value and Properties*, Elsevier, Amsterdam, p.159–195, 2004.
- WANG, D.; SHANNON, M.C. Emergence and seedling growth of soybean cultivars and maturity groups under salinity. **Plant and Soil**, v.214, p.117-124, 1999.

WANG, S., BOYJOO, Y., CHOUEIB, A., ZHU, Z. H. Removal of dyes from aqueous solution using fly ash and red mud. **Water Research**, n 39, p. 129-138, 2005.

WAO – World Aluminium Organization, <http://www.world-aluminium.org>. Acessado em abril de 2003.

WARD, S. C.; SUMMERS, R. N. Modifying sandy soils with the fine residue from bauxite refining to retain phosphorus and increase plant yield. **Fertilizer Research**, Hague, v. 36, p. 151-156, 1993.

WARD, S.C. The use of the fine residue from bauxite refining as a soil amendment. Murdoch, **Thesis (PhD of Environmental and Life Science)** – School of Environmental and Life Science – University, Western, Australia. 1986.

WARDLE, D.A.; YEATS, G.M.; WATSON, R.N.; NICHOLSON, K.S. The detritus food-web and diversity of soil fauna as indicators of disturbance regimes in agro- ecosystems. **Plant and Soil**, Crawley, V. 170, p.35- 43, 1995.

YALÇIN, N.; SEVINC, V. Utilization of bauxite waste in ceramic glazes. **Ceramics International**, n 26, p. 485-493, 2000.

YANIK, J., UDDINB, M. A., IKEUCHIB, K., SAKATAB, Y. The catalytic effect of red mud on degradation of poly(vinyl chlorid) containing polymer mixture into fuel oil. **Polymer Degradation and Stability**, n. 73, p. 335 346, 2001.

ZAR, J. **Bioestatistical Analysis**. Prentice-Hall, London, UK. 1996.

ZUREK, R., Effect of suspended materials on zooplankton. 2. Laboratory investigations of *Daphnia hyalina* Leydig. **Acta Hydrobiol.**, v. 24, p. 233-251, 1983.