



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Sérgio Thode Filho

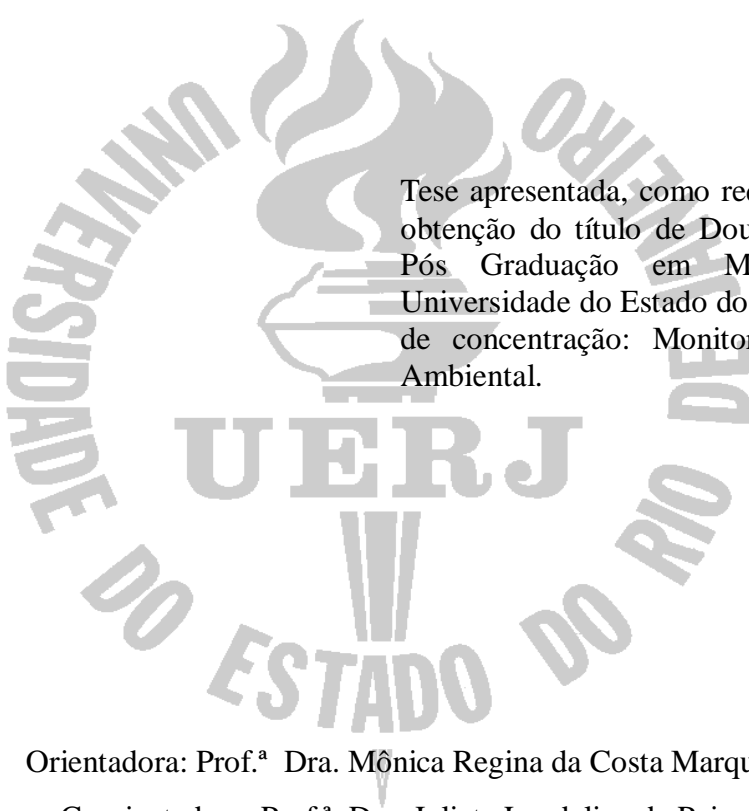
**Avaliação dos impactos ambientais associados ao descarte inadequado de
óleos vegetais residuais em solos Brasileiros**

Rio de Janeiro

2017

Sérgio Thode Filho

**Avaliação dos impactos ambientais associados ao descarte inadequado de óleos vegetais
residuais em solos Brasileiros**



Tese apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós Graduação em Meio Ambiente, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro: Área de concentração: Monitoramento e Controle Ambiental.

Orientadora: Prof.^a Dra. Mônica Regina da Costa Marques

Coorientadora: Prof.^a Dra. Julieta Laudelina de Paiva

Rio de Janeiro

2017

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/A

T449	<p>Thode Filho, Sérgio. Avaliação dos impactos ambientais associados ao descarte inadequado de óleos vegetais residuais em solos brasileiros/ Sérgio Thode Filho. – 2017. 153 f. : il.</p> <p>Orientadora: Mônica Regina da Costa Marques. Coorientadora: Julieta Laudelina de Paiva Tese (Doutorado em Meio Ambiente) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro.</p> <p>1. Meio ambiente - Contaminação - Brasil - Teses. 2. Impacto ambiental - Brasil - Teses. 3. Óleos vegetais - Teses. 4. Toxicologia ambiental - Brasil - Teses. I. Marques, Mônica Regina da Costa. II. Paiva, Julieta Laudelina de. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. IV. Título.</p> <p>CDU 504.05(81)</p>
------	--

Ficha catalográfica elaborada por Patricia Bello Meijinhos - CRB7/5217

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Sérgio Thode Filho

**Avaliação dos impactos ambientais associados ao descarte inadequado de óleos vegetais
residuais em solos Brasileiros**

Tese apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós Graduação em Meio Ambiente, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro: Área de concentração: Monitoramento e Controle Ambiental.

Aprovada em 13 de março de 2017.

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Mônica Regina da Costa Marques (Orientadora)
Instituto de Química – UERJ

Prof.^a Dra. Julieta Laudelina de Paiva (Coorientadora)
Instituto de Química – UERJ

Prof. Dr. Roberto Guimarães Pereira
Universidade Federal Fluminense

Prof. Dr. Alexandre Andrade Cerqueira
FUNCEFET – Fundação de Apoio CEFET

Prof. Dr. Fábio Merçon
Instituto de Química - UERJ

Prof.^a Dr. Daniele Maia Bila
Instituto de Engenharia - UERJ

Rio de Janeiro

2017

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha esposa, meus filhos Daniel e Matheus.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida, saúde e oportunidade.

À Universidade do Estado do Rio de Janeiro pela oportunidade de realizar este curso.

À Prof^ª. Dra. Mônica Regina da Costa Marques, por ter me dado a oportunidade de desenvolver este trabalho. Obrigado por tudo!

À Prof^ª. Dra. Julieta Paiva pelo apoio, conselhos e aprendizado.

Aos membros da banca pelo aceite e participação neste processo.

Ao professor Heider Franco pela parceria e amizade construída durante este trabalho.

À Maria Dolores, à Maria Elena Arcanjo, ao Eduardo, e a todo(a)s o(a)s demais companheiro(a)s do LABTAM, pelo auxílio, sugestões, orientações, convivência, aprendizado e amizade.

Ao IFRJ *campus* Pinheiral pelo uso das instalações e laboratórios.

Ao Prof. Dr. Bruno Pereira Berto e ao casal Lúcia Pereira Berto e Benedito das Graças Berto pelo apoio e incentivo.

Ao Prof. Dr. Marcelo Barcellos da Rosa pela parceria, oportunidade profissional e aprendizado que se iniciou bem antes desse trabalho. Muito obrigado Sensei Marcelo!

Aos professores(as) do IFRJ *campus* Duque de Caxias: Emanuele Nunes de Lima Figueiredo Jorge, Franklin Parrini, Marcelo Fonseca Monteiro de Sena e Welsing Pereira pela força e incentivo nesse processo.

À minha esposa Fátima, sempre presente mesmo nos momentos mais difíceis desta jornada.

A todos aqueles que colaboraram, direta ou indiretamente, para a realização desta tese.

RESUMO

THODE FILHO, S. **Avaliação dos impactos ambientais associados ao descarte inadequado de óleos vegetais residuais em solos brasileiros**. 2017. 150f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

Quando lançado diretamente no solo, o OVR ocupa os espaços que naturalmente seriam ocupados pela água e pelo ar, provocando a impermeabilização do mesmo. Adicionalmente, a fauna e a flora deste local ficam impedidas de absorver os nutrientes e acabam morrendo, bem como, as sementes que não conseguem germinar, tornando o solo impróprio para o cultivo. Dependendo das características físico-químicas do solo e outras características como relevo e regime pluviométrico, este ao migrar pode atingir corpos hídricos e até mesmo o lençol freático. O presente trabalho avaliou os impactos associados ao descarte inadequado do óleo vegetal residual no sistema água-solo-planta. Para tal, utilizou-se dois solos com texturas distintas. Foram analisados os efeitos do OVR sobre os aspectos físicos e químicos do solo (coluna de lixiviação), bem como o potencial de biodegradação do OVR nos solos. Utilizou-se diferentes organismos teste para cada componente do sistema, como por exemplo, *Brachydanio rerio* para toxicidade aquática, a *Eisenia fetida* para toxicidade no solo, além da semente e a cultura da alface (*Lactuca sativa* L.) como organismo teste para vegetais superiores. Dos resultados obtidos, verificou-se que o OVR é um resíduo potencialmente contaminante quando disposto indevidamente sobre o solo, comprometendo o sistema solo-planta. Após o teste de saturação, o solo arenoso apresentou uma capacidade ligeiramente menor de adsorção de OVR do que o solo argiloso. Observou-se que a introdução do OVR causou severa compactação para o solo argiloso. A toxicidade no ensaio de fuga de minhocas foi obtida com as doses de 20 mL e 26 mL, que a alface (*Lactuca sativa* L.) possui baixa tolerância ao OVR e o mesmo influenciou negativamente a germinação, crescimento da radícula e hipocótilo nos ensaios de ecotoxicidade para o solo arenoso e argiloso respectivamente. Pode-se inferir que os diferentes tratamentos testados com OVR no cultivo da alface (*Lactuca sativa* L.), provocaram alterações na morfologia vegetal para todos os parâmetros físicos analisados, em ambos os solos. Os resultados obtidos indicaram que o OVR apresentou percentuais de biodegradação expressivos, em relação aos do tratamento com 1% de glicose, para ambos os solos. O tratamento com 20 mL, em solo arenoso, mostrou-se mais impactante para 50% dos parâmetros analisados. O tratamento com 26 mL, em solo argiloso, mostrou-se mais impactante para 67% dos parâmetros analisados. A introdução do OVR nas colunas, promoveu à acidificação pH para todos os tratamentos, em ambos os solos nas primeiras seções (0-10 cm). Em solo arenoso, a primeira seção foi a mais impactada para o pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} , e V%. As últimas seções (30-40 cm) foram mais impactadas para $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ e a última, para K^+ . Em solo argiloso, a primeira seção (0-10 cm) foi a mais impactada para o pH, $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ e V%. A segunda seção (10-20 cm) foi a de maior impacto para o K^+ . As doses que produziram maior impacto negativo foram 20 mL para o solo arenoso e 26 mL para o solo argiloso. O teste com peixe (*Brachydanio*) não apresentou mortalidade de indivíduos no período analisado.

Palavras-chave: Óleo vegetal residual. Impacto ambiental. Solo. Ecotoxicologia. *Lactuca sativa* L. Contaminação.

ABSTRACT

THODE FILHO, S. **Evaluation of the environmental impacts associated to the inappropriate disposal of residual vegetable oils in brazilian soils.** 2017. 150f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

When disposed directly into the soil, the residual vegetable oil occupies spaces that would, naturally, be occupied by water and air, causing its waterproofing of the same. In addition, the fauna and the flora in this place are prevented from absorbing nutrients and end up dying, as well as preventing seeds germination, turning the soil unsuitable for cultivation. Depending on the soils physical-chemical characteristics and other characteristics such as relief and pluviometric regime, it can migrate to reach water bodies and even the water table. The present study evaluated the impacts associated with the inadequate disposal of residual vegetable oil in the water-soil-plant system. For this, two soils with different textures were used. The effects of OVR on physical and chemical soil aspects (leaching column) were also analyzed. As well as the potential for OVR biodegradation in soils. Different test organisms were used for each component of the system, such as *Brachydanio* for aquatic toxicity, *Eisenia fetida* for soil toxicity, as well as seed and lettuce (*Lactuca sativa* L.) as test organism for higher plants. From obtained results, was verified that the OVR is a potentially contaminant residue when unduly disposed on the soil, compromising the soil-plant system. After the saturation test, the sandy soil had a slightly lower adsorption capacity of OVR than the clayey soil. It was observed that the introduction of OVR caused severe compaction for the clayey soil. The toxicity for earthworm leakage test was obtained with the doses of 20 mL and 26 mL, that lettuce (*Lactuca sativa* L.) had low tolerance to OVR and negatively influenced the germination process, radicle growth and hypocotyl in the tests of Ecotoxicity for sandy and clayey soil respectively. It can be inferred that the different treatments tested with OVR in lettuce (*Lactuca sativa* L.) cultivation caused changes in plant morphology for all physical parameters analyzed in both soils. The results indicated that the OVR had expressive percentages of biodegradation, in relation to the treatment with 1% of glucose, for both soils. The treatment with 20 mL in sandy soil was more impacting for 50% of the analyzed parameters. The treatment with 26 mL in clay soil was more impacting for 67% of the analyzed parameters. The introduction of OVR in the columns promoted pH acidification for all treatments in both soils in the first sections (0-10 cm). For sandy soil, the first section was the most impacted for pH, Ca²⁺, Mg²⁺, and V%. The last sections (30-40 cm) were more impacted for H⁺ + Al³⁺ and the last one for K⁺. For clayey soil, the first section (0-10 cm) was the most impacted for pH, H⁺ + Al³⁺ and V%. The second section (10-20 cm) was the one with the greatest impact on K⁺. The doses that produced the greatest negative impact were 20 mL for the sandy soil and 26 mL for clayey soil. The fish test (*Brachydanio*) did not present any mortality for the analyzed period.

Keywords: Residual vegetable oil. Environmental impact. Soil. Ecotoxicology. *Lactuca sativa* L. Contamination.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxograma demonstrando a geração e destino do OVR.....	25
Figura 2 – Perfil do solo.....	36
Figura 3 – Morfologia da semente. (A) parte externa, (B) parte interna.....	59
Figura 4 – Fatores que influenciam a germinação das sementes.....	60
Figura 5 – Confecção de coluna para saturação de solo.....	66
Figura 6 – Ensaio com minhocas (<i>Eisenia fetida</i>).....	68
Figura 7 – Unidades experimentais na câmara climatizada (tempo zero).....	69
Figura 8 – Localização da casa de vegetação do laboratório de tecnologia ambiental (LABTAM-UERJ).....	72
Figura 9 – Vista do plantio das mudas de alface (<i>Lactuca sativa</i> L.).....	73
Figura 10 – Procedimentos de finalização do cultivo em casa de vegetação.....	73
Figura 11 – Adaptação do respirômetro de Bartha para sistema dinâmico.....	75
Figura 12 – Procedimento de titulação para avaliação da produção de CO ₂	76
Figura 13 – Confecção inicial das colunas de solo.....	77
Figura 14 – Confecção das colunas de solo.....	78
Figura 15 – Contaminação das colunas de solo.....	78
Figura 16 – Confecção e estabelecimento das colunas de solo.....	79
Figura 17 – Chuva artificial com CaCl ₂ aplicada por um sistema automatizado de irrigação por aspersão.....	79
Figura 18 – Vista do teste com peixe (<i>Brachydanio</i>).....	81
Figura 19 – Coluna de solo argiloso com camada sobrenadante.....	85
Figura 20 – Resposta de fuga para a espécie <i>Eisenia fetida</i> em solo arenoso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR.....	86
Figura 21 – Resposta de fuga para a espécie <i>Eisenia fetida</i> em solo argiloso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR.....	87
Figura 22 – Comparativo da resposta de fuga para a espécie <i>Eisenia fetida</i> em solo arenoso e argiloso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR.....	88
Figura 23 – Germinação de sementes de alface (<i>Lactuca sativa</i> L.) com diferentes tratamentos com OVR.....	90

Figura 24 – Comprimento de radícula de sementes de alface (<i>Lactuca sativa</i> L.) com diferentes tratamentos com OVR.....	91
Figura 25 – Efeito das doses de OVR, referente ao cálculo do IVG para germinação de sementes de alface (<i>Lactuca sativa</i> L.) em solo arenoso e argiloso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR.....	93
Figura 26 – Teste de germinação em solo arenoso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR.....	96
Figura 27 – Comprimento (cm) da raiz em ensaio de germinação de sementes de alface (<i>Lactuca sativa</i> L.) em solo arenoso e argiloso submetido a diferentes tratamentos com OVR.....	97
Figura 28 – Efeito dos tratamentos com OVR, referente ao cálculo do IG (%) para germinação de sementes de alface (<i>Lactuca sativa</i> L.) em solo arenoso e argiloso.....	98
Figura 29 – Avaliação das variáveis físicas para cultura da alface (<i>Lactuca sativa</i> L.) em solo arenoso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR.....	99
Figura 30 – Avaliação das variáveis físicas para cultura da alface (<i>Lactuca sativa</i> L.) em solo argiloso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR.....	101
Figura 31 – Resposta da respirometria para o solo arenoso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR. Valores médios de produção CO ₂ (mg /50 g solo).....	106
Figura 32 – Resposta da respirometria para o solo argiloso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR. Valores médios de produção CO ₂ (mg /50 g solo).....	107
Figura 33 – Cálculo percentual, referente à avaliação do impacto dos tratamentos sobre os parâmetros químicos do solo arenoso, pós coluna de lixiviação.....	119
Figura 34 – Cálculo percentual, referente a avaliação do impacto dos tratamentos sobre os parâmetros químicos do solo argiloso, pós coluna de lixiviação.....	120

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Classificação física (visual) de acordo com o grau de deterioração do óleo.....	35
Quadro 2 – Indicação de organismos teste em função do tipo de amostra.....	53
Quadro 3 – Normas brasileiras para testes de ecotoxicologia aquática em função da instituição padronizadora.....	54
Quadro 4 – Espécies utilizadas em ensaios de germinação.....	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Caracterização físico química dos solos arenoso e argiloso.....	83
Tabela 2 –	Percentagem de germinação, G (%) em solo arenoso e argiloso, submetido a diferentes tratamentos com OVR.....	94
Tabela 3 –	Valores médios da raiz (cm), na germinação de sementes de alface em solo arenoso e argiloso (<i>Lactuca sativa</i> L.) submetida a diferentes tratamentos com OVR.....	96
Tabela 4 –	Resultado do cálculo do Coeficiente de Correlação de Pearson para as variáveis físicas, no cultivo de alface (<i>Lactuca sativa</i> L.) em solo arenoso submetida a diferentes tratamentos com OVR.....	102
Tabela 5 –	Resultado do cálculo do Coeficiente de Correlação de Pearson para as variáveis físicas, no cultivo de alface (<i>Lactuca sativa</i> L.) em solo argiloso submetida a diferentes tratamentos com OVR.....	103
Tabela 6 –	Análise química do solo arenoso pós coluna de lixiviação com diferentes tratamentos e seções.....	114
Tabela 7 –	Análise química do solo argiloso pós coluna de lixiviação com diferentes tratamentos e seções.....	116

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
OVR	Óleo Vegetal Residual de Fritura
CO ₂	Gás Carbônico
FIRJAN	Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
FEEMA	Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
DGF	German Society for Fat Research
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
S	Soma de bases
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
V%	Saturação por bases
m%	Saturação por alumínio (m%)
Al ³⁺	Alumínio tóxico
pH H ₂ O	ph em água
Ca ²⁺	Cálcio
Mg ²⁺	Magnésio
K ⁺	Potássio
Na ⁺	Sódio
H ⁺ + Al ³⁺	Hidrogênio + Alumínio
P	Fósforo
V	Soma das bases
C. Org.	Carbono Orgânico
N	Nitrogênio
mN/m	Milnewton-metro/metro
BTEX	Composto benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos
CENO	Concentração de efeito não observado
CEO	Concentração de efeito observado

IFRJ	Instituto Federal de Educação, Ciência Tecnologia do Rio de Janeiro
LABTAM	Laboratório de Tecnologia Ambiental
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
H	Altura
DCP	Diâmetro da copa
DC	Diâmetro do colo
TFP	Número total de folhas por planta (TFP)
TFM	Número total de folhas maiores que 10 cm (TFM)
CMF	Comprimento da maior folha
LMF	Largura da maior folha
CR	Comprimento da raiz
NaOH	Hidróxido de sódio
BaCl ₂	Cloreto de Bário
HCl	Ácido Clorídrico
IVE	Índice de Velocidade de Emergência
IG	Índice de Germinação (IG)
G%	Medidas de germinação de sementes relativa ao grupo controle
R%	Alongamento da raiz relativo ao grupo controle
PVC	Policloreto de polivinila
PET	Garrafa fabricada com polietileno tereftalato, ou PET, é um polímero termoplástico
CE	Condutividade elétrica
STD	Sólidos totais dissolvidos
SD	Salinidade
OD	Oxigênio dissolvido
NH ₄ ⁺	Amônio
Cl ⁻	Cloro
Br ⁻	Bromo
NO ₂ ⁻	Dióxido de Nitrogênio
NO ₃ ⁻	Nitrato
PO ₄ ³⁻	Fosfato
SO ₄ ²⁻	Sulfato
CL ₅₀	Concentração letal

CaCl ₂	Cloreto de Cálcio
NH ₄ Cl	Cloreto de Amônio
OD	Oxigênio dissolvido
IG%	Índice de germinação
CTC	Capacidade de troca de cátions
meq/kg	Miliequivalente por quilograma
mol/L	Mol por litro
MO	Matéria Orgânica

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO.....	18
1	OBJETIVOS.....	21
1.1	Objetivo Geral.....	21
1.2	Objetivos Específicos.....	21
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	22
2.1	Resíduos Sólidos Urbanos.....	22
2.2	Mapeamento da Cadeia Produtiva do Óleo Vegetal Residual.....	24
2.3	Impactos associados ao descarte inadequado de óleos vegetais.....	26
2.4	Caracterização físico química dos óleos vegetais.....	28
2.5	Alterações físico químicas do óleo vegetal - o processo de fritura.....	31
2.6	O solo.....	35
2.6.1	<u>Características físicas do solo.....</u>	37
2.6.2	<u>A matéria orgânica no solo.....</u>	38
2.6.3	<u>Textura, permeabilidade do solo e riscos ao meio ambiente.....</u>	40
2.6.4	<u>Características químicas do solo.....</u>	41
2.6.5	<u>Solução do solo.....</u>	44
2.6.6	<u>Dinâmica da água no solo.....</u>	44
2.6.7	<u>Impacto do óleo no solo.....</u>	45
2.7	A importância dos estudos ecotoxicológicos para o ambiente.....	49
2.7.1	<u>Ecotoxicologia.....</u>	51
2.8	Organismos teste.....	52
2.8.1	<u>Organismos terrestres como indicadores de toxicidade (<i>Eisenia fetida</i>).....</u>	54
2.8.2	<u>Alface (<i>Lactuca sativa</i> L.)</u>	56
2.8.3	<u>Organismos aquáticos como indicadores de toxicidade.....</u>	57
2.8.3.1	<u>Danio rerio (<i>Brachydanio</i>)</u>	58
2.8.4	<u>Germinação e desenvolvimento de raiz.....</u>	58
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	64
3.1	Produtos Químicos.....	64
3.2	Equipamentos.....	64
3.3	Coleta e armazenamento da amostra de óleo vegetal residual.....	65

3.4	Efeito da dinâmica do óleo vegetal residual em solo - saturação de solo...	65
3.5	Testes ecotoxicológicos.....	66
3.5.1	<u>Toxicidade terrestre: comportamento de fuga de minhocas (<i>Eisenia fetida</i>)...</u>	66
3.5.2	<u>Fitotoxicidade: germinação de sementes em placa de Petri.....</u>	68
3.5.2.1	Fitotoxicidade: germinação de sementes em solo.....	69
3.5.2.1.1	Índice de Velocidade de Germinação – IVG.....	70
3.5.2.1.2	Percentual de Germinação – G (%).....	70
3.5.2.1.3	Índice de Germinação – IG (%).....	71
3.5.3	<u>Fitotoxicidade: plantio em vasos.....</u>	72
3.6	Biodegradação pelo método respirométrico modificado.....	74
3.7	Lixiviação em colunas de solo.....	76
3.8	Avaliação da ecotoxicologia aquática – Método de ensaio com peixes (<i>Danio rerio</i>).....	80
3.9	Tratamento Estatístico dos Dados.....	81
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	83
4.1	Efeito da dinâmica do OVR em solo - Saturação de solo.....	84
4.2	Efeito do OVR sobre o comportamento de fuga de minhocas (<i>Eisenia fetida</i>).....	85
4.3	Teste de germinação em placa de Petri.....	89
4.3.1	<u>Teste de germinação em solo.....</u>	92
4.3.1.1	Índice de Velocidade de Germinação – IVG.....	92
4.3.1.2	Percentual de Germinação – G (%).....	94
4.3.1.3	Índice de Germinação – IG (%).....	96
4.4	Estudo do efeito do OVR no desenvolvimento físico da planta a partir do cultivo da alface (<i>Lactuca sativa</i> L.) em casa de vegetação.....	99
4.5	Teste de Biodegração pelo método respirométrico modificado.....	105
4.6	Teste de Lixiviação em colunas de solo.....	110
4.7	Avaliação de Ecotoxicologia aquática.....	120
	CONCLUSÃO.....	121
	PERSPECTIVAS PARA TRABALHOS FUTUROS.....	123
	REFERÊNCIAS.....	124
	APÊNDICE A – Tabela de resultados.....	142
	APÊNDICE B - Tabelas de correlações (Pearson).....	148
	APÊNDICE C – Produção acadêmica do autor.....	153

INTRODUÇÃO

No Brasil, estima-se que foram produzidas 209.280 toneladas de lixo diariamente. Desse total, 90,4% é coletado, entretanto apenas 58,26% tem destino adequado a aterros sanitários, ficando o restante encaminhado a lixões ou aterros controlados. Do total de municípios do país, apenas 62,1% apresenta algum tipo de iniciativa de coleta seletiva (ABRELPE, 2013).

Cabe destacar, porém, os esforços governamentais para disciplinar a problemática dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) a exemplo do Decreto Federal nº 5.940/06 e do Decreto nº 40.645/07 do Governo do Estado do Rio de Janeiro que instituíram a Coleta Seletiva Solidária e a obrigatoriedade de separação dos resíduos recicláveis na fonte geradora, além da aprovação da Lei nº 12.305/10 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Segundo a PNRS o óleo vegetal pós consumo acondicionado em uma garrafa PET é caracterizado como resíduo sólido, no entanto, se descartado pela pia de cozinhas domiciliares, comerciais ou industriais, vaso sanitário ou tanque de lavar roupas, passa a ser um efluente. Entende-se por efluente o termo usado para caracterizar os despejos líquidos provenientes de diversas atividades humanas ou processos (BRASIL, 2006; 2010; 2011).

No entanto, a orientação mais comum quanto ao seu descarte é o acondicionamento do óleo em um recipiente fechado, como uma garrafa pet, seguida do descarte em lixo domiciliar. A desvantagem deste procedimento é a incerteza de que este resíduo não alcance os solos e corpos hídricos, uma vez que a coleta de lixo domiciliar por caminhões compactadores pode causar o rompimento dos recipientes (RABELO; FERREIRA, 2008).

No Brasil estima-se a produção de três bilhões de litros de óleo vegetal comestível por ano. Deste total, apenas 2,5% é reutilizado para alguma finalidade, enquanto que o restante é incinerado ou ainda indevidamente descartado, pela população e indústrias, nos solos, corpos d'água e rede de esgotos (ABIOVE, 2014).

Além dos saponáceos, como sabão em barra, detergente líquido e sabão pastoso, o óleo vegetal residual pode ser matéria prima para outros produtos tais como: biodiesel, óleo para engrenagens, glicerina automotiva, tintas, etc. No entanto, os estudos científicos mais atuais têm se direcionado para a reutilização do óleo vegetal em biodiesel, junto do aumento do interesse mundial por combustíveis alternativos (KULKARNI; DALAI, 2006; TSAI et al., 2007; WILDNER; HILLIG, 2012).

No entanto, a contaminação do solo é hoje vista como um grave problema de contaminação ambiental, isto porque pode levar à contaminação de águas, pode provocar efeitos de bioacumulação e biomagnificação de tóxicos que, em última análise, pode afetar a saúde humana (PETERSEN, 1968).

Além de ser o *habitat* de microrganismos, plantas e animais o solo é responsável ainda pelo ciclo dos nutrientes, por manter o balanço oxigênio/dióxido de carbono na atmosfera e é o destino final de grande parte dos resíduos produzidos, principalmente petróleo, óleos e borras oleosas e fluidos em geral (LOUREIRO; NOGUEIRA, 2005).

Quando lançado diretamente no solo, o óleo ocupa os espaços que naturalmente seriam ocupados pela água e pelo ar, provocando a impermeabilização do mesmo. Adicionalmente, a fauna e a flora deste local ficam impedidas de absorver os nutrientes e acabam morrendo, bem como, as sementes que não conseguem germinar, tornando o solo impróprio para o cultivo. Outro aspecto que precisa ser considerado é que ao ser lançado no solo o óleo entra em contato direto com a água que se infiltra pelos poros e/ou escoam superficialmente. Dependendo das características físico-químicas do solo e outras características como relevo e regime pluviométrico, este pode migrar atingir corpos hídricos e até mesmo o lençol freático. A recuperação deste solo, tornando-o fértil e apto a novos cultivos torna-se custoso e difícil (SABESP, 2011; GALBIATI, 2005).

Um poluente emergente é toda e qualquer substância química de origem sintética ou natural, ou algum microrganismo que não é, normalmente, identificado no ambiente, mas com potencial para entrar neste meio e provocar efeitos ecológicos adversos (FLAHERTY; DODSON, 2005).

Percebe-se uma crescente consciência de que as técnicas específicas de campo são bastante necessárias para remediação de borras oleosas de petróleo, porém as mesmas precisam ser eficientes na remoção e também apresentar baixo custo. O óleo de girassol foi utilizado como agente emulsificante promissor que removeu mais de 90% de hidrocarbonetos de petróleo sobre um solo arenoso contaminado em uma fábrica em Berlim, Alemanha. No entanto, os autores apontam que antes de aplicar esta técnica *in situ* ou *ex situ*, deve-se fazer uma avaliação completa sobre os custos de aplicação, riscos ecológicos e os possíveis impactos causados pelo óleo vegetal no solo (GONG et al., 2005a e 2005b).

Um estudo realizado por Agarry et al (2013) com solo contaminado por naftaleno, constatou que o óleo vegetal de cozinha usado apresentou uma eficiência superior a 85% como agente de dessorção deste contaminante.

Muitos poluentes apresentam baixa degradabilidade e, nesse caso, adiciona-se

emulsificantes, surfactantes ou agentes pré-oxidantes para acelerar o processo, reduzir a recalcitrância e facilitar a degradação desses pela microbiota (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Entretanto, esta crescente aplicação de surfactantes ou agentes emulsificantes a base de óleos vegetais sobre o solo, *in situ* ou *ex situ*, vai de encontro à falta de informação existente referente a seus efeitos ambientais produzidos (FRANZETTI et al., 2006).

Na avaliação do solo contaminado por petróleo ou borras oleosas, o desaparecimento dos hidrocarbonetos pode significar a ocorrência de lixiviação ou que os compostos não se encontram biodisponíveis. Portanto, é recomendado adicionar a análise química aos ensaios de ecotoxicidade, para esclarecer estes efeitos e avaliar os riscos associados à contaminação. Com isso, o monitoramento detalhado e uma avaliação final, acerca da eficiência do processo, são cruciais para adequação das técnicas utilizadas, com o intuito de estabelecer os padrões de segurança ambiental (TAMADA et al., 2012).

Existem poucos trabalhos em que o impacto do óleo vegetal foi avaliado isoladamente em solo, caracterizando-o apenas por sua utilização como adjuvante, isto é, adicionados às caldas de pulverizações para algumas culturas de plantio. Exercendo o papel de adjuvante, os óleos favorecem o espalhamento e a absorção, reduzindo a degradação do ingrediente ativo (MENDONÇA et al., 2007).

Apesar de existirem trabalhos avaliando os impactos ambientais de óleos vegetais ou de éster de ácidos graxos em solos, não existe um estudo sistemático do comportamento do OVR em solos tropicais com diferentes texturas e no sistema água-solo-plantas. Dessa forma, este trabalho avaliou os impactos ambientais do OVR em dois solos brasileiros (arenoso e argiloso) e estimou o nível de toxicidade terrestre (teste de fuga de minhocas), toxicidade aquática (ensaio com peixe), fitotoxicidade (testes de germinação de sementes de alface - *Lactuca sativa* L. - e no cultivo da alface em casa de vegetação).

1 OBJETIVOS

1.1 Objetivo Geral

Avaliar os impactos ambientais no sistema água-solo-planta associados ao descarte inadequado do óleo vegetal residual (OVR) em dois tipos de solos.

1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o grau de saturação do solo a partir da introdução do OVR.
- Identificar o potencial ecotoxicológico do OVR sobre a qualidade do solo para organismo terrestre (*Eisenia fetida*).
- Caracterizar o impacto ecotoxicológico do OVR sobre a germinação de sementes e crescimento de radículas de alface (*Lactuca sativa* L.).
- Avaliar o desenvolvimento do plantio em casa de vegetação da alface (*Lactuca Sativa* L.) em solo contaminado com OVR.
- Quantificar o potencial de gás carbônico (CO₂) a partir da atenuação natural (biorremediação passiva).
- Analisar a mobilidade e os efeitos químicos do OVR sobre o solo (coluna de lixiviação).
- Avaliar o potencial ecotoxicológico do lixiviado das colunas sobre organismo aquático.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Resíduos Sólidos Urbanos

Por definição entende-se que resíduos sólidos são:

Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004, p. 1).

Os resíduos sólidos urbanos possuem características muito variadas e complexas, diante da diversidade de materiais que os compõem. De maneira geral, os componentes que participam da constituição do lixo urbano são: papéis, restos de alimentos, plásticos, metais, borrachas, líquidos residuais de embalagens de pesticidas e outros produtos químicos, tintas, baterias, agentes de limpeza, óleos vegetais, graxas, dentre outros (BERTAZZOLI; PELEGRINI, 2002).

A gestão e a destinação final dos resíduos sólidos urbanos, comumente denominado lixo, constituem grandes problemas a serem enfrentados pela humanidade futuramente. No Brasil, este é um problema de grande dimensão, frente ao enorme volume de resíduos gerados e a forma, na maioria das vezes inadequada, em que este é gerenciado e disposto (CARVALHO et. al., 2006).

A norma NBR 10.004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004) classificam os resíduos em três classes:

Classe 1 - Perigosos: resíduos sólidos ou misturas de resíduos que, em função de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade, podem apresentar riscos à saúde pública, provocando ou contribuindo para um aumento de mortalidade ou incidência de doenças e/ou apresentando efeitos adversos ao ambiente, quando manuseados ou dispostos de forma inadequada.

Classe 2a - Não inertes: resíduos sólidos ou mistura de resíduos sólidos que não se enquadram

na Classe I (perigosos) ou na classe 2b (inertes). Estes resíduos podem ter propriedades tais como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.

Classe 2b - Inertes: resíduos sólidos ou mistura de resíduos que, ao serem submetidos a testes de solubilização não tenham nenhum de seus constituintes solubilizados, em concentrações superiores aos padrões de potabilidade de águas, excetuando-se os padrões: aspecto, turbidez e sabor.

Um dos esforços empreendidos no país para dar conta desse e de outros problemas relativos aos RSU foi com a aprovação da Lei nº 12.305 que instituiu a PNRS (BRASIL, 2010).

Essa Lei estabelece que municípios, estados e união devem elaborar planos de gestão integrada para os RSU, integrando-se os aspectos econômicos, sociais, ambientais e contemplando-se todas as fases do fluxo envolvendo cada classe de resíduos, desde a sua geração, coleta, transporte e destinação final. Além disso, deve-se proceder de forma hierárquica no fluxo dos resíduos: 1) redução na fonte geradora; 2) reutilização ou reciclagem, através da Logística Reversa de materiais recicláveis envolvendo, preferencialmente, as cooperativas de catadores; 3) caso não seja possível a sua reciclagem, encaminhá-los aos aterros sanitários. Trata-se, portanto, de um sistema complexo, no qual interagem agentes públicos, privados e movimentos sociais (MONTEIRO; ZVEIBIL, 2001; GONÇALVES, 2006; MEIRELES; ALVES, 2013).

Outro ponto importante abordado por essa Lei é o que diz respeito à responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos a qual abrange o poder público, o setor privado e a população em geral. Este processo pode se dar a partir da implantação da Logística Reversa de materiais pós-consumo que, de acordo com o Capítulo II, Art. 3º da PNRS, ela se caracteriza como:

Um instrumento caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios, destinados a facilitar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos aos seus geradores para que sejam tratados ou reaproveitados em novos produtos, na forma de novos insumos, no próprio ciclo ou em outros ciclos produtivos, visando a não geração de rejeitos (BRASIL, 2010).

Cabe destacar que o mecanismo de funcionamento que garante o retorno do produto à cadeia de produção é a coleta seletiva. No entanto, a falta de educação ambiental de parte da população, os custos da indústria de reciclagem, a reduzida capacidade do parque reciclador e a má qualificação dos gestores locais são alguns dos gargalos que podem dificultar o funcionamento da Logística Reversa pós-consumo no Brasil. No caso brasileiro, há que se

considerar que a Logística Reversa é também voltada para a geração de renda e inclusão social. Assim, os catadores de materiais recicláveis são um dos atores que devem ser considerados na cadeia produtiva da reciclagem de resíduos, em particular, do óleo vegetal residual. Em 2012, o Brasil possuía cerca de 600 mil catadores de materiais recicláveis e 1.100 organizações coletivas de catadores. A renda média dos catadores estava entre R\$ 420,00 a R\$ 520,00 (BRASIL, 2010).

Os resíduos gerados pelas indústrias constituem a principal fonte geradora de resíduos de diferentes naturezas. Com o intuito de mediar e mitigar este problema a Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro (FIRJAN), em maio de 2000, passou a oferecer o serviço denominado Bolsa de Resíduos, com o apoio do Instituto Estadual do Ambiente (INEA) e da empresa Holdercim/Resotec, emitindo o primeiro Boletim como encarte trimestral do Jornal Súmula Ambiental da FIRJAN. Segundo a FIRJAN (2013), A Bolsa FIRJAN possui atualmente, 47 empresas cadastradas e cerca de 198 resíduos anunciados. Observa-se que a bolsa trabalha com as modalidades de doações, empresas compradoras e empresas que demandam resíduos específicos. Os resíduos mais oferecidos são: óleos minerais e vegetais usados e sucatas de metais ferrosos. O resíduo mais procurado é o plástico. Vale ressaltar que a primeira Bolsa de Resíduos no Rio de Janeiro, foi criada em 1985, pela Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA) – órgão ambiental do Estado do Rio de Janeiro, com o objetivo de obter informações sobre o controle dos resíduos no Estado. Em vista disso, as Bolsas de Resíduos são instituições criadas com os objetivos de reduzir, reciclar ou reutilizar e valorizar resíduos; reduzir os custos de tratamento e disposição final; orientar quanto ao manejo adequado, além de buscar uma melhoria contínua nos processos de geração e beneficiamento.

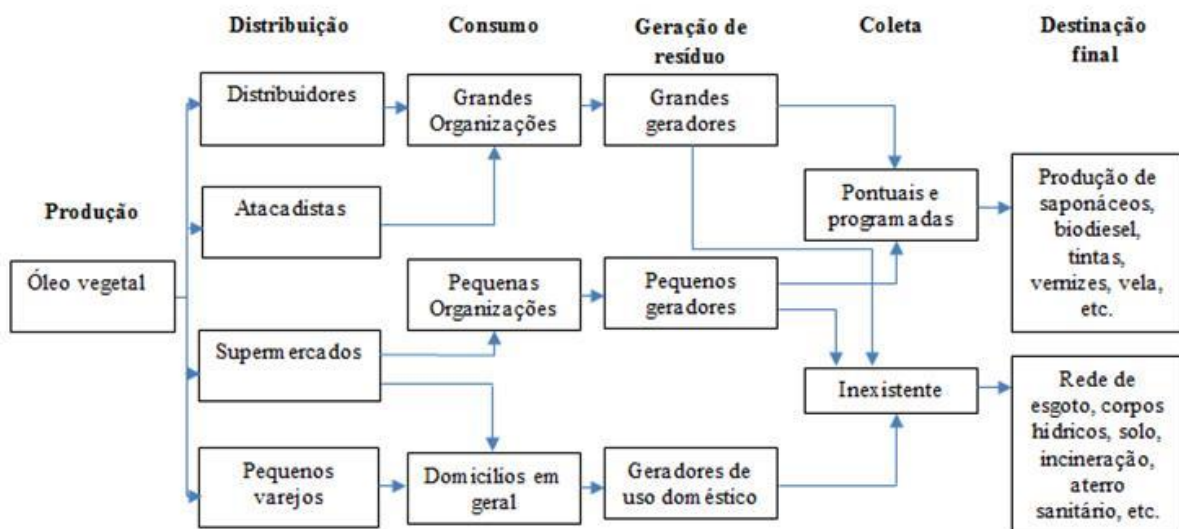
2.2 Mapeamento da Cadeia Produtiva do Óleo Vegetal Residual

O aumento da velocidade do descarte inadequado de produtos residuais após seu primeiro uso, motivado pelo nítido aumento da cultura do desperdício dos produtos em geral, não encontrando canais de distribuição reversos pós-consumo devidamente estruturados e organizados, tem provocado desequilíbrio entre as quantidades descartadas e as reaproveitadas, gerando um enorme crescimento de produtos pós-consumo (LEITE; BRITO, 2003).

As pressões sociais sobre as empresas estão aumentando, de forma que as leva a modificar o comportamento, preocupando-se com valores ambientais ou a determinar sua saída do mercado. O nível de degradação ambiental está diretamente ligado ao nível de incômodo que a sociedade está disposta a suportar e, principalmente, de quais recursos está disposta a recusar para melhorar o seu meio ambiente (MILAN, 2006).

A questão do OVR é uma questão desta natureza. O óleo vegetal é consumido em larga escala pela população, porém a coleta, o descarte correto e a reutilização/reciclagem deste resíduo ainda são insuficientes para a realidade brasileira. Figura 1 apresenta um modelo genérico da cadeia produtiva, apresentando o fluxo de geração e destino do OVR.

Figura 1 - Fluxograma demonstrando a geração e destino do OVR



Fonte: Adaptado de ABIOVE (2014) e RIBEIRO e MURTA (2007).

O modelo apresentado no fluxograma acima identifica os processos que compõem a cadeia produtiva genérica do óleo vegetal residual, que são: produção, distribuição, consumo, geração de resíduos, coleta e em alguns casos, o retorno do óleo ao processo produtivo a partir de uma destinação final correta. Verifica-se que em toda cadeia, somente grandes organizações e algumas pequenas organizações possuem um fluxo de coleta, e destinação final satisfatória para produção de outros produtos a partir da reutilização/reciclagem. Um fator preocupante está localizado nas pequenas organizações e nos domicílios, pois em muitos casos não há conscientização destes consumidores quanto ao descarte adequado e, sobretudo, a prática da responsabilidade compartilhada, como determina a PNRS. Percebe-se que as empresas de pequeno porte, em muitos casos, são desassistidas quanto ao serviço de logística reversa e realizam o descarte incorreto. As grandes iniciativas para a reciclagem e produção

de outros produtos a partir do óleo vegetal residual, partem dos grandes geradores, das redes fast food que possuem convênios com empresas de coleta e tratamento do óleo para a produção de biocombustíveis, sabão, tintas, ração animal e outros produtos.

Adicionalmente, um estudo feito por Zucatto et al. (2013), constatou que existe recaptura de valor, através da recolocação do resíduo nos processos produtivos, a cadeia não é estruturada a partir da sua cadeia original, mas induzida por empresas que trabalham com outros produtos e utiliza a sua capilaridade e de seus distribuidores para o recolhimento do óleo residual, não há custos com mecanismos formais de coordenação, não há uma empresa ou ator institucional que coordene a cadeia e as informações ao longo da cadeia são vagas e dispersas, não se verificando compartilhamento e alinhamento das mesmas, o que pode incorrer na possibilidade de um ator apresentar comportamento oportunista.

Em uma discussão sobre a disposição de resíduos na China, Fang et al. (2007) sugeriram um sistema de gerenciamento de resíduos alimentares, em que a classificação dos resíduos de alimentos, o registro, o transporte especializado e as medidas de tratamento e disposição final, associados a mecanismos de recuperação, reutilização e redução de resíduos alimentares, representam a base para o desenvolvimento sustentável de uma cidade.

2.3 Impactos associados ao descarte inadequado de óleos vegetais

Hoje, embora o óleo de cozinha represente uma porcentagem ínfima do lixo, o seu impacto ambiental é muito grande no ecossistema (ECÓLEO, 2016).

De acordo com Mittelbach (1992), as possíveis fontes de óleos e gorduras residuais podem ser encontradas em diferentes locais, tais como:

- a. Lanchonetes, cozinhas industriais, comerciais e domésticas onde são executadas as frituras de alimentos.
- b. Indústrias processadoras de fritura de alimentos, como amêndoas, tubérculos, salgadinhos, e diversas modalidades de petiscos em geral.
- c. Esgotos municipais onde a nata sobrenadante é rica em material graxo, possível de se extrair óleos e gorduras.
- d. Em águas residuais de processos de certas indústrias alimentícias, como as indústrias de pescado, couro e etc.

O óleo descartado causa mau cheiro, aumenta às dificuldades referentes ao tratamento

de esgoto e acaba chegando aos rios e ao oceano, criando uma barreira física na superfície que dificulta a entrada de luz e bloqueia a oxigenação da água. Esse fato pode comprometer a base da cadeia alimentar aquática (fitoplânctons, microalgas), causando desequilíbrio ambiental (PAUL; MITTAL, 1997).

Após este descarte o óleo segue para as estações de tratamento de esgoto, onde uma quantidade enorme de produtos químicos e filtragem física é demandada para a purificação desta água. Estima-se que o tratamento de esgoto torna-se cerca de 45% mais oneroso pela presença de óleos comestíveis nas águas servidas. Quando não há uma estação de tratamento de esgoto, este óleo vai direto para os cursos de água ou baías, poluindo grandes porções de água. Isso acontece porque apesar de o óleo vegetal se dispersar em uma camada muito fina sobre a água, é suficiente para prejudicar a transferência de oxigênio na interface ar/água. Caso este óleo venha a cair na terra, como no caso dos lixões, haverá uma infiltração deste material no solo podendo provocar a poluição de reservas subterrâneas de água (RIBEIRO; MURTA, 2007).

O óleo vegetal acondicionado em uma garrafa pet e descartado no lixo comum pode ser caracterizado como resíduo sólido, no entanto, se descartado pela pia de cozinhas domiciliares, comerciais ou industriais, pelo vaso sanitário ou pelo tanque de lavar roupas, passa a ser um efluente. Entende-se por efluente o termo usado para caracterizar os despejos líquidos provenientes de diversas atividades humanas ou processos. Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, aos padrões e às exigências. Percebe-se que, no caso do óleo vegetal, é feito lançamento direto, isto é, quando ocorre a condução direta do efluente ao corpo receptor, não passando por nenhum tipo de tratamento ou beneficiamento (BRASIL, 2011).

Neste sentido, uma pesquisa sobre o uso e descarte do óleo vegetal realizada em uma amostra da população e em estabelecimentos comerciais no município de Duque de Caxias comprovou, ainda que preliminarmente, que o óleo vegetal é um insumo utilizado regularmente pela maioria dos moradores e estabelecimentos entrevistados. Constatou-se também que mais da metade destes utilizam os aspectos físicos para promover a troca do óleo residual. Sobre a forma correta para descartar esse material e os impactos ao ambiente associados ao descarte inadequado do óleo vegetal residual, a maior parte afirmou conhecê-los. Contudo, em oposição à afirmação anterior, a maior parte dos moradores entrevistados e, em quantidade menor, os estabelecimentos comerciais, o realizam através do lançamento em pias, vasos sanitários, ralo de cozinhas ou banheiros, no próprio terreno (solo) ou lixo comum.

Existe uma pré-disposição da maioria das pessoas que participaram da pesquisa, em doar os seus resíduos às cooperativas ou associações, ou a trocá-los por outros produtos feitos com material reciclado, tais como saponáceos, detergentes, biodiesel, tintas, vernizes, ração animal, etc. (THODE-FILHO et al., 2014a; 2014b).

Para minimizar os impactos causados pelo descarte de óleo de cozinha no meio ambiente, o CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente instituiu em 2001, a Resolução nº 275 de 25 de abril de 2001 a respeito da coleta seletiva de resíduos sólidos e orgânicos estabelecendo a coleta destes visando contribuir com a preservação do meio ambiente. O óleo de cozinha deve ser depositado num recipiente e posteriormente nas caixas coletoras de cor marrom.

Adicionalmente, Thode Filho et al (2013a), em um curso sobre a fabricação de saponáceos como incentivo à reutilização do OVR ressaltaram a importância de realizar cursos e palestras como ferramentas de conscientização e mitigação do impacto promovido pelo descarte inadequado do OVR ao ambiente. Verificaram que os problemas ambientais causados pelo descarte inadequado do OVR são desconhecidos por grande parte da população local. A rentabilidade dos produtos fabricados a partir do OVR é um dos principais fatores estimulantes do seu reaproveitamento, seguido pela facilidade de aplicação dos métodos de produção. Os produtos fabricados possuem qualidade satisfatória e semelhança com os produtos industrializados, sendo um grande facilitador para a sua comercialização. Os participantes do curso passaram a ser multiplicadores das informações transmitidas, estimulando outros moradores da região de Duque de Caxias.

2.4 Caracterização físico química dos óleos vegetais

Segundo Brasil (2005), definem-se óleos vegetais e gorduras como os produtos constituídos, principalmente, de glicerídeos de ácidos graxos de espécie(s) vegetal(ais). Também podem conter pequenas quantidades de outros lipídios como fosfolipídios, constituintes insaponificáveis e ácidos graxos livres naturalmente presentes no óleo ou na gordura. Os óleos vegetais se apresentam na forma líquida a temperatura de 25°C e as gorduras vegetais se apresentam na forma sólida ou pastosa a temperatura de 25°C.

Os óleos e gorduras são substâncias insolúveis em água (hidrofóbicas), de origem animal ou vegetal, formados predominantemente por ésteres de triacilgliceróis, produtos

resultantes da esterificação entre o glicerol e ácidos graxos. Os ácidos graxos insaturados representam 85% do total de lipídios no óleo de soja, e aproximadamente 60% destes são constituídos pelos ácidos graxos essenciais, como linoléico (35 – 60%) e linolênico (2,0 – 13,0%). Dentre os compostos minoritários do óleo de soja, estão os tocoferóis; substâncias que despertam grande interesse devido a seu caráter vitamínico e a sua atividade antioxidante. O óleo de soja possui muitas vantagens, mas também algumas desvantagens quando comparado a outros óleos vegetais. As vantagens incluem: o alto nível de insaturação presente; o óleo se mantém líquido sobre uma oscilação de temperatura relativamente ampla; pode ser hidrogenado parcialmente; os fosfatos, restos de metais e sabões que permanecem após a extração podem ser removidos facilmente para obter um produto de alta qualidade; e a presença natural de antioxidantes (tocoferóis) que não foram removidos durante o processamento também contribui para sua estabilidade. As desvantagens incluem: os fosfatos estão presentes em quantidades relativamente altas (superior a 2%); contém níveis elevados de ácido linolênico, o qual é responsável pela reversão de seu sabor e odor. O óleo de soja é ímpar em suas propriedades, sendo indicado para um vasto número de aplicações tais como preparação de assados, margarinas, óleo para salada, maionese, etc. No Brasil, o óleo de soja responde por aproximadamente 95% do consumo de óleos vegetais, sendo utilizado nas cozinhas preferencialmente como base de frituras (REDA; CARNEIRO, 2007; HIDALGO et al., 2001; FARIA et al., 2002; JORGE, 2009).

A soja tem em sua composição aproximadamente 40% de proteínas, 20% de lipídios, 17% de celulose e hemicelulose, 7% de açúcares, 5% de fibra e 6% de cinzas. Na atualidade, a soja domina o mercado mundial tanto de proteína vegetal como de óleo comestível, sendo considerado o mais utilizado no mundo. O óleo de soja surgiu como um subproduto do processamento do farelo de soja e tornou-se um dos líderes mundiais no mercado de óleos. Segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), os principais países produtores de soja são: EUA (66%), Brasil (27%), Argentina (18%), China (9%) e Índia (4%). O óleo de soja é o principal óleo comestível consumido no Brasil, com um consumo de 3 bilhões de toneladas em 2012 (ABIOVE, 2014).

As propriedades físicas e químicas de um óleo estão relacionadas principalmente com a sua composição em ácidos graxos, com o grau de insaturação e posição destes na molécula de glicerol e com o comprimento da cadeia carbônica dos mesmos. A diferença entre uma gordura e um óleo está no estado físico em temperatura ambiente, isto é, uma gordura é um sólido e um óleo é um líquido geralmente, as gorduras sólidas são indicadas por um maior índice de ácidos graxos saturados, e os líquidos por um alto nível de ácidos graxos insaturados

(O'BRIEN, 2000; WHITE, 2000).

Os processos de oxidação em alimentos são responsáveis pela redução da vida de prateleira das matérias-primas e dos produtos industrializados levando a importante perda econômica. A rancidez ocorre principalmente durante o processamento de armazenagem e resulta em alterações dos principais parâmetros de qualidade como a cor, produção de compostos voláteis responsáveis pela formação de sabores e odores desagradáveis. As principais alterações químicas que ocorrem nos óleos vegetais são por processos químicos como a auto-oxidação, a polimerização térmica ou a oxidação térmica, que podem ser acelerados pelo calor, luz (foto-oxidação), ionização, traços de metais ou catalisadores (DEGÁSPARI; WASZCZYNSKYJ, 2004; NOGALA-KALUCKA et al., 2005; MALLÉGOL, 2000).

A fim de verificar as condições de armazenamento dos principais tipos de óleos vegetais utilizados pela população (soja, milho, canola e girassol), Thode Filho et al (2014c), analisaram os índices de acidez e peróxido submetidos a diferentes condições de armazenamento. Isto é, foram adquiridas oito garrafas de 1000 ml dos óleos de soja, milho, canola e girassol, do mesmo fabricante e lote de produção. Após aquisição do óleo no estado virgem, as oito garrafas foram divididas em dois grupos: (I) Guardado; e (II) Exposto. O grupo I foi armazenado dentro de um armário fechado, a temperatura ambiente e na ausência total de luz por um período de oito semanas. Os óleos do grupo I só entravam em contato com a luz por no máximo cinco minutos, nos dias estabelecidos no cronograma de trabalho, para coleta das massas necessárias para análise. O grupo II ficou então exposto na prateleira do Laboratório Multidisciplinar de Gerenciamento de Resíduos. As embalagens do grupo II foram totalmente expostas à luz ambiente do laboratório e ao meio. A temperatura média nos dois meses de análise foi de 30° C. Ao final do período de análise, todos os óleos do grupo exposto, apresentavam índice de acidez e peróxido superiores ao grupo guardado. Adicionalmente, recomenda-se uma atenção ao armazenar o óleo utilizado, pois fatores físicos como a luz e a temperatura ambiental de exposição desestabilizaram todos os grupos de óleos vegetais estudados. Neste sentido, os autores recomendam que o consumidor verifique o lote de fabricação e validade do óleo vegetal antes da compra, uma vez que, durante o período de análise, os óleos vegetais ainda encontravam-se dentro do prazo de validade. Contudo, verificou-se também, que as embalagens plásticas onde são armazenados os óleos vegetais não são capazes de manter a integridade físico-química do material até o momento do consumo. Por fim, quanto maior for o tempo de exposição dos óleos à luz e a variações de temperatura, maior será o aumento destes índices estudados.

2.5 Alterações físico químicas - o processo de fritura

Pelo fato de alimentos fritos serem altamente consumidos pela população e devido às substâncias provenientes da degradação dos óleos e gorduras estarem relacionadas a uma série de doenças, a fritura de alimentos deve ser avaliada e considerada uma questão relevante de vigilância sanitária no Brasil. Os possíveis riscos à saúde envolvidos no consumo de óleos oxidados, como pré-disposição à aterosclerose, ação mutagênica ou carcinogênica, têm sido, há muitos anos, comentados e revisados (KUBOW, 1990; DOBARGANES et al., 2000).

As legislações de vários países seguem, com algumas alterações, os mesmos princípios propostos pela *German Society for Fat Research* (DGF). Os limites permitidos para compostos polares totais, determinados por cromatografia em coluna de sílica, oscilam entre 24 e 27%. Vários países como: Austrália, Bélgica, Japão e Finlândia adotam o valor máximo para o teor de ácidos graxos livres de 2,5%. Na Holanda, este valor é de 4,5% e nos Estados Unidos é de 1%. Na França e Bélgica, não se permite a utilização de óleos para frituras com mais de 2% de ácido linolênico (FIRESTONE et al, 1991).

O Brasil não possui marco regulatório que defina legalmente o monitoramento de descarte para óleos vegetais e gorduras pós processo de fritura. No entanto, em dezembro de 2003, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) determinou as recomendações de boas práticas, que se encontram disponíveis para consulta pública. Nessas recomendações, determinou-se que a quantidade de ácidos graxos livres não seja superior a 0,9%; o teor de compostos polares não seja maior que 25%; os valores de ácido linolênico do óleo de fritura não devam ultrapassar o limite de 2% e, para o índice de peróxido o valor máximo aceitável é de 10 meq/kg. Embora a recomendação sugira o limite de ácidos graxos livres de 0,9%, outros países são mais permissíveis e adotam o limite de 2%. Ainda segundo a ANVISA, não se conhece a situação real do Brasil em relação à utilização e descarte de óleos para frituras. O óleo não deve ser descartado na rede pública de esgoto, as donas de casa podem acondicioná-lo em sacos plásticos ou recipientes e juntá-lo ao lixo orgânico. Já para os comerciantes e fast-foods, por descartarem uma quantidade significativa, sugere-se entrar em contato com empresas, órgãos ou entidades licenciados pelo órgão competente da área ambiental (BRASIL, 2004a).

A aceitação de alimentos processados por fritura é universal e apreciada por diferentes grupos populacionais. A fritura de alimentos consiste simplesmente em introduzir o alimento em um banho de óleo ou gordura que se encontra em elevada temperatura. No entanto, esta

técnica culinária, que parece tão simples, é um processo bastante complexo, em que se encontra envolvida uma enorme quantidade de variáveis (DAMY; JORGE, 2003).

Muitas transformações ocorrem nos alimentos fritos, modificando as suas qualidades físico-químicas, funcionais e nutricionais, podendo chegar até em níveis em que o produto se torna impróprio para o consumo. Os principais fatores envolvidos no desenvolvimento de reações degradativas do óleo de fritura são: temperatura e tempo de fritura; relação superfície/volume do óleo; tipo de aquecimento; tipo de óleo; adição de óleo novo; natureza do alimento frito; presença de contaminantes metálicos; presença de antioxidantes nos óleos e o equipamento utilizado no processo de fritura. Desta forma, ocorrem, no óleo e/ou gordura de fritura a oxidação lipídica, hidrolítica e térmica. O ar acelera os processos oxidativos. A temperatura promove alterações térmicas que se enquadram também nas alterações oxidativas. A água proveniente do alimento que está sendo frito, conduz às alterações hidrolíticas (MALACRIDA; JORGE, 2005).

A propósito Sanibal e Mancini-Filho (2002) ressaltam que durante o processo de fritura por imersão, os óleos são continuamente expostos à ação de vários fatores que levam a uma grande diversidade de reações químicas, tais como: hidrólise, oxidação e polimerização. Ressaltam ainda que há vários tipos de fritura. De acordo com a escala de produção, o alimento é mantido submerso (equipamentos industriais), na superfície do óleo (escala doméstica) ou é transportado através de zonas de diferentes temperaturas (fritadeiras contínuas industriais). Pode ainda, ser classificada como fritura por imersão e superficial. A fritura por imersão é um método altamente eficiente pela sua rapidez, e as principais características deste processo são a alta temperatura e a rápida transferência de calor.

O óleo é um dos componentes mais críticos em um sistema de fritura. A sua degradação depende da maior ou menor presença de ácidos graxos insaturados em sua composição. Óleos vegetais que possuem uma grande quantidade de ácidos graxos poli insaturados estão mais sujeitos à oxidação do que óleos que possuem maior quantidade de ácidos graxos saturados (LOLOS et al., 1999).

A perda da estabilidade oxidativa de um óleo se deve às reações de oxidação dos lipídios. A oxidação é um processo degradativo que ocorre quando o oxigênio atmosférico ou aquele que está dissolvido no óleo reage com ácidos graxos insaturados presentes. As reações químicas envolvidas no processo de oxidação dos óleos são muito complexas e geram, em seus estágios mais avançados, produtos sensorialmente inaceitáveis, tais como: sabores e odores desagradáveis, além de rancidez e aumento da viscosidade (LIMA; GONÇALVES, 1995; DOBARGANES et al., 2000).

O processo de oxidação pode ser favorecido e intensificado pela incidência de luz, que atua como catalisador. Os ácidos graxos insaturados são mais sensíveis à oxidação do que os saturados. As gorduras que tenham sofrido processo de oxidação tendem a escurecer, aumentar a viscosidade, incrementar a formação de espumas e desenvolver sabor e aromas indesejáveis (MONFERRER; VILLALTA, 1993).

Alimentos submetidos ao processo de fritura apresentam características sensoriais muito agradáveis, uma vez que o óleo é introduzido no produto, ocupando parte do espaço deixado pela água. Com isso, confere também ao alimento cor dourada, brilhante e uniforme, melhorando sua apresentação e aumentando sabores e aromas, devido ao próprio óleo ou ao desenvolvimento de novos compostos. A conservação do produto é prolongada pela destruição de microrganismos e enzimas presentes nos alimentos e sua palatabilidade são aumentadas como consequência da perda de umidade e ganho de gordura, sendo que o óleo na fritura apresenta dupla função, por um lado, atua como um meio transmissor de calor e, por outro, chega a ser um novo ingrediente do produto frito ao ser absorvido pelo mesmo (BLUMENTHAL, 1996; GUILLAUMIN, 1988; CELLA et al., 2002; DEL RÉ, 2006).

A absorção do óleo pelo alimento oscila entre 10 a 60%, podendo ser influenciada por uma série de parâmetros, os quais atuam sobre as velocidades de transferências de massa e energia entre o óleo e o alimento e que são dependentes do próprio alimento, do óleo e das condições do processo de fritura. Se a temperatura for muito baixa, a estabilidade do óleo é favorecida, mas o alimento ficará muito oleoso e, se a temperatura for muito elevada, o alimento ficará muito cozido por fora e cru por dentro, resultando também em maiores alterações no óleo de fritura. (SMITH et al., 1985; BERGER, 1984; KUPRANYCS et al., 1986).

A temperatura de fritura tem sido vista como um dos principais aspectos da qualidade do alimento e do óleo de fritura. Durante os processos que utilizam aquecimento, quando a temperatura do óleo vegetal fica acima de 180 °C, ocorre a emissão de fumaça e o início dos processos oxidativos (MARQUES et al., 2009).

Vários critérios são propostos para estabelecer o ponto de descarte de um óleo utilizado em processo de fritura. Alimentos variados são fritos em diferentes tipos de óleos vegetais, em diversos tipos de equipamentos e condições de operação. A combinação de todas estas variáveis é que determina a taxa em que as reações de degradação ocorrem. Neste sentido, um método específico pode ser uma boa ferramenta para avaliar em determinado sistema e não ser aplicável a outros. Portanto, é necessário dispor de métodos de controle para avaliar a alteração produzida, bem como, buscar critérios objetivos para definir o ponto em

que os óleos devem ser descartados de maneira correta (FRITSCH, 1981; STEVENSON et al., 1984).

Leis e regulamentações para controle de qualidade de óleos de fritura foram adotadas por alguns países, entre eles Bélgica, França, Alemanha, Suíça, Holanda, Estados Unidos e Chile. De modo geral, estima-se que as amostras do processo de fritura devem ser descartada quando o seu percentual de ácidos graxos livres se encontrar acima de 1% e o de índice de peróxido quando encontrada acima de 10 meq/kg (FIRESTONE et al., 1991).

No Brasil, as frituras descontínuas são bastante utilizadas tanto no preparo doméstico de alimentos quanto em restaurantes e lanchonetes. O óleo é utilizado diversas vezes com uma mínima reposição, o que pode originar elevados níveis de alteração. Não existe também regulamentação para o monitoramento e descarte de óleos de fritura (DAMY; JORGE, 2003).

A falta de uma legislação específica no Brasil, de um monitoramento, e de informação, leva a população a utilizar de forma descontínua e indevida os óleos de fritura. Para amenizar os níveis de alteração do material deve se adotar uma conduta de boas práticas em nível doméstico e dos estabelecimentos comerciais, tais como: diminuir a temperatura do banho, não fazer o uso da mesma gordura para vários alimentos e aumentar a frequência de troca do óleo (SILVA; FERREIRA, 2016).

A propósito, um estudo preliminar realizado por Thode Filho et al (2013b) em 9 estabelecimentos comerciais do Município de Duque de Caxias, objetivou avaliar o nível de deterioração (acidez e peróxido) do óleo vegetal utilizado para fritura de alimentos. O estudo revelou que dos nove estabelecimentos analisados, 44% estão com o índice de acidez elevados. E quanto ao índice de peróxido, 22% estão fora do valor de referência estabelecidos pela ANVISA. A utilização inadequada, seguido de processos de fritura intensos, ocasionam inúmeros problemas de saúde à sociedade. Cabe ao gestor do estabelecimento a conscientização dos riscos oferecidos ao consumidor utilizando um óleo de qualidade duvidosa.

A maior parte dos relatos encontrados na literatura sobre a utilização de produtos ou subprodutos agroindustriais está relacionada a produtos puros como carboidratos e óleos vegetais. No entanto, pouco tem sido publicado sobre a utilização dos resíduos hidrofóbicos como substrato gerados de frituras de alimentos provenientes de óleos vegetais (BENICASA, 2002). O quadro 1 a seguir apresenta uma classificação física conforme o grau de deterioração do óleo.

Quadro 1 – Classificação física (visual) de acordo com o grau de deterioração do óleo

Classe	Característica
1	Óleo vegetal virgem. Coloração amarelada.
2	Óleo vegetal residual pouco usado, de origem residencial com consumo consciente. Coloração alaranjada.
3	Óleo vegetal residual muito usado, de origem residencial com consumo exagerado ou de origem comercial. Coloração variando de laranja a marrom-alaranjada.
4	Óleo vegetal residual extremamente deteriorado, de origem comercial. Coloração variando de marrom escuro a preta.

Fonte: Oliveira et al., 2011.

2.6 O solo

O solo é originado da ação conjunta do intemperismo da biosfera (litosfera, atmosfera e hidrosfera) sobre o material geológico pré-existente, de natureza mineral, sob o qual é depositado e enriquecido com húmus proveniente dos seres vivos e da decomposição de matéria orgânica mediada pelos organismos do próprio solo (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2004).

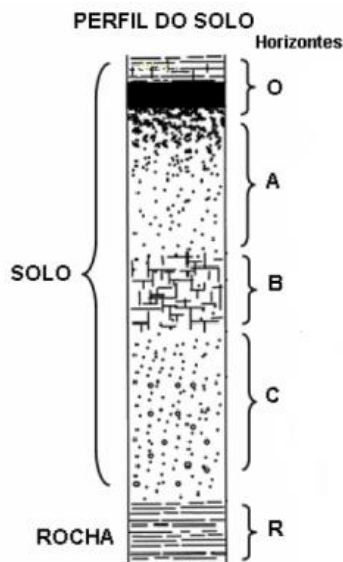
Responsável por fornecer nutrientes e água, os solos tem sua origem na rocha matriz e a com base nessa, sua constituição apresenta-se muito variável. A formação dos solos ocorre a partir do intemperismo da rocha matriz, esse processo apresenta como agentes, o vento, a água, os microorganismos e o tempo. Os quais são responsáveis naturais pelo maior ou menor grau de evolução de um solo. O agente antrópico pode acelerar esse processo através do manejo inadequado do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A massa do solo pode ser considerada, um sistema trifásico composto por: (a) fração sólida (matéria mineral associada à matéria orgânica); (b) fração líquida (solução do solo) e (c) fração gasosa (atmosfera do solo). Sob o aspecto físico-químico, o solo é considerado um sistema aberto, multifásico e multicomponente. É um sistema aberto, tendo em vista que, geralmente, se encontra em equilíbrio dinâmico com a hidrosfera, a biosfera e a atmosfera, sendo livres as trocas de matéria e energia entre esses compartimentos. É um sistema trifásico porque, sendo poroso, admite a presença de gases e água em contato direto com as partículas sólidas minerais e orgânicas do solo. Finalmente, é considerado um sistema multicomponente, porque é composto de várias substâncias, compreendendo compostos inorgânicos e orgânicos. Portanto, considera-se um sistema complexo, em que os compostos das diferentes fases

interagem, de modo que para se compreender o comportamento dos solos, além de se conhecerem as propriedades das diversas substâncias que os compõem, há que se considerar também as interações entre seus componentes (MELLO; PEREZ, 2009).

As camadas do solo que se formam durante a sua origem são definidas como horizontes e o conjunto de horizontes, situado na seção vertical que vai da superfície até a matéria de origem, é definido como perfil do solo. Os horizontes de um perfil de solo são formados por processos de adição, perdas e transformações, devido ao fato destes processos ocorrerem com intensidades diferentes através do regolito (regolito é todo material não consolidado ou no início da decomposição). As características do solo são mostradas através dos perfis, ou seja, em profundidade. Os horizontes de um perfil, para conveniência de descrição e de estudo, recebem denominações com símbolos convencionais que tem significado genético. Os principais símbolos usados são: H, O, A, B, C, e R (Figura 2). Os horizontes recebem o símbolo O são os que possuem feições mais afastadas do material originário e o horizonte C é o que apresenta aspectos mais próximos da rocha que, por sua vez, recebe a denominação R (LEPSCH, 2002).

Figura 2 – Perfil do solo



Fonte: LEPSCH, 2002.

Segundo Lepsch (2002), os horizontes podem ser caracterizados como:

H - horizonte superficial ou não, de constituição orgânica pouco ou não decomposta, típica de

locais com estagnação de água;

O - horizonte superficial, com acúmulo de matéria orgânica total ou parcialmente decomposta, ocorrendo em solos de mata ou em solos orgânicos, principalmente em baixadas;

A - horizonte superficial, constituído de material mineral escurecido por matéria orgânica, podendo ser também o horizonte de perda de colóides minerais, apresentando, então, textura mais grosseira (mais arenoso);

B - horizonte de subsuperfície, que ganha o material perdido pelo horizonte A, textura mais fina (mais argiloso) que o horizonte A, mais colorido e mais estruturado;

C - horizonte de subsuperfície, parcialmente intemperizado, constitui transição do solo para a rocha (material de origem);

R - rocha (material de origem).

2.6.1 Características físicas do solo

A estrutura compreende o arranjo das partículas/colóides do solo, que garante maior estabilidade a esse, de forma que se torne menos susceptível às perdas causadas por agentes de degradação. Quanto à textura ou granulometria, essa está relacionada à proporção das frações areia, silte e argila de um solo, o que confere uma classificação específica de tal forma que esse possa ser considerado um solo: arenoso (<15% argila), médio (<35% argila e >15% areia), argiloso (60% < argila > 35%), muito argiloso (>60% argila), siltoso (<35% argila e < 15% areia). Dentre as frações, a argila, representa a maior parte da fase sólida do solo, além disso, possui a maior superfície específica e seus colóides apresentam alta retenção de cátions e adsorção de fósforo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

As partículas são agrupadas em função do tamanho, porém apresentam características em comum. A fração areia compreende partículas de dimensões entre 2 e 0,05 mm, sendo constituída principalmente por quartzo, que retém pouca água e poucos nutrientes. A fração silte é formada por partículas de dimensões entre 0,05 e 0,002 mm, sendo constituída por quartzo. A fração argila compreende partículas com dimensões menores que 0,002mm. Constituída em sua maior parte por minerais, promove a estruturação do solo, fazendo com que ocorra o aparecimento de um alto volume de poros, principalmente de microporos, que retém água e nutrientes. Atrelado à textura encontram-se os conceitos de densidade do solo e porosidade, que estão intimamente relacionados com a maior ou menor capacidade de

infiltração de água de irrigação, precipitação e/ou contaminantes no solo, bem como o desenvolvimento do sistema radicular das plantas. Nesse contexto, as características físicas do solo, tem ação direta quanto à maior ou menor capacidade de contaminação de mananciais, principalmente o lençol freático (LEPSCH, 2002).

O movimento de solutos no solo depende de fatores relacionados às propriedades do meio poroso e suas interações, às propriedades do líquido percolante e às condições ambientais que influenciam nas propriedades de transporte dos solutos. A lixiviação de nutrientes varia com os atributos físicos do solo, como textura, estrutura, profundidade do perfil e, principalmente, porosidade. Entre os atributos químicos que afetam a lixiviação, estão a capacidade de retenção de íons e o pH do solo (SANTOS; FAGERIA; ZIMMERMANN, 2002).

2.6.2 A matéria orgânica no solo

A matéria orgânica (MO) é formada de organismos, resíduos de vegetais e de animais, em decomposição. A matéria orgânica do solo é a principal elemento regulador da capacidade de troca de cátions (CTC) do mesmo. O carbono (C) orgânico participa com 58% na composição da matéria orgânica do solo. Os solos contêm carbono cerca de duas vezes superior a da atmosfera e cerca de três vezes superior ao presente na vegetação. A decomposição da matéria orgânica do solo libera CO₂ para a atmosfera. A fertilidade do solo depende de um conjunto de processos de natureza física, e outros de natureza química. As principais causas desfavoráveis ao solo são: a erosão, a mineralização da matéria orgânica, a impermeabilização, a compactação e a salinização. Uma camada de 0-30 cm de solo leva de mil a dez mil anos para se formar (HARBELI et al. 1991; LEITE et al., 2003).

A MO dá vida ao solo. Sem ela, viva ou morta, o solo não tem condições de promover o desenvolvimento de uma cultura. A MO, a partir das substâncias húmicas, mantém um solo bem estruturado e com uma distribuição equilibrada das partículas (areia, silte, argila), com o aparecimento de poros onde a água e o ar são armazenados, constituindo um meio ideal para o desenvolvimento do sistema radicular das plantas. Através dos ácidos fúlvicos, a matéria orgânica aumenta a CTC do solo proporcionando uma maior retenção de cátions, como K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, evitando que sejam lixiviados, e suprindo as plantas de nutrientes, através da solução do solo. A MO, através dos resíduos vegetais que cobrem o solo, forma uma barreira

ao impacto das águas da chuva, evitando enxurradas e protegendo-o contra a erosão causada por elas.

Os ácidos húmicos, oxálico e málico, agem na disponibilização de fósforo (P) para as plantas. Os fungos presentes na MO, associados às raízes das plantas, melhoram a eficiência das mesmas em absorver o fósforo (P) do solo (PING et al., 2001).

Os solos tropicais são mais profundos, mais quentes, contêm mais alumínio, apresentam baixa CTC, rapidez na decomposição da matéria orgânica, maior absorção de água, maior lixiviação de cátions e teores de MO de até 2%, em relação aos solos temperados. A MO potencializa as propriedades físicas, químicas e biológicas de um solo. Apresenta uma grande variação entre os diferentes tipos de solos: desde menos de 1% até valores extremamente altos (solos orgânicos). A MO tem papel importante no aquecimento do solo, no suprimento de nutrientes para as plantas, na estabilização da estrutura do solo e no aumento da permeabilidade. As minhocas, as raízes mortas, que compõem a MO do solo, fazem com que apareçam túneis que facilitam o escoamento (drenagem) da água e a movimentação do calcário para as camadas mais profundas do solo (FONTANA et al., 2008).

Para Schaefer et al., (2001), diversos são os fatores que contribuem para as perdas de matéria orgânica do solo dentre eles:

Clima - a MO decompõe-se mais rapidamente quando as temperaturas são mais elevadas. Desta forma, os solos do clima quente contêm menos MO do que aqueles de clima mais frio.

Textura do solo - os solos com textura fina contêm mais MO. Eles têm uma melhor retenção de água e de nutrientes fornecendo condições ideais para o desenvolvimento das plantas. Já os solos grosseiros são mais arejados e com uma decomposição mais rápida da MO, pela presença do oxigênio.

Capacidade de Drenagem - nos solos úmidos, por apresentarem menos oxigênio, dificultam a decomposição da MO que se acumula ao longo do tempo.

Mobilização do solo - na mobilização do solo, a terra mistura o oxigênio do solo aumentando a temperatura média e acelerando a decomposição da matéria orgânica. A remoção das camadas superficiais e de húmus, pela ação da erosão, também provoca perdas de MO.

Vegetação - as raízes das plantas são as grandes formadoras de MO do solo, pois se decompõem à profundidades maiores.

A MO é a principal proteção à ação da erosão causada pela água, importante na formação e na estabilidade das partículas do solo, que são responsáveis pela estrutura do mesmo, além de permitir um melhor desenvolvimento do sistema radicular das plantas,

fornecendo condições ótimas de aeração e umidade. Um solo bem estruturado resiste melhor à erosão, minimizando as perdas, e permitindo a melhor percolação da água através do seu perfil (COSTA; SILVA & RIBEIRO, 2013).

A revegetação é a forma mais eficiente, embora mais lenta, de acumular MO num solo. Entretanto, em solos degradados, a revegetação torna-se impraticável. Neste caso, o aporte de MO externa seria condição essencial para recuperar este solo. Produtos como lodo de esgoto doméstico e de indústria, subprodutos da indústria do carvão e, até mesmo, da propriedade rural como, esterco de gado, aves e suínos. Os materiais orgânicos, que são mais rapidamente disponíveis à ação dos microorganismos, conferem, de forma mais rápida, a estabilidade dos agregados, mas sua ação é de curto período. Por outro lado, os materiais orgânicos que resistem mais à decomposição são mais lentos na estabilização de agregados, mas sua ação é duradoura (LEITE et al., 2003).

2.6.3 Textura, permeabilidade do solo e riscos ao meio ambiente

A composição média de um solo consta de 50-65% do volume com minerais, 30-45% de poros, ocupados por água e/ou ar e 2-5% de matéria orgânica.

Entende-se por textura a relação entre areia, silte e argila de um solo. Areia são as partículas de sedimento com diâmetros entre 0,05 mm e 2 mm; silte são as partículas entre 0,005 mm e 0,5 mm e argila, aquelas com diâmetro inferior a 0,005 mm. A textura é avaliada em função do teor (%) de argila: até 14% de argila, textura arenosa; 15-34% de argila, textura média; 35-59% de argila, textura argilosa; e superior a 60% de argila, textura muito argilosa (d'ALMEIDA, 2005).

Quando grande parte das partículas de formação é de areia (principalmente cristais de quartzo), o solo é arenoso, com grande capacidade de absorção de água. Os solos siltosos, em que grande parte das partículas pertence à fração silte, são solos muito suscetíveis à erosão, pois as partículas são finas e leves e não se agregam como no caso das argilas. Os solos argilosos, por sua vez, caracterizam-se por pouca aeração e menor permeabilidade, quando comparado aos arenosos. O conhecimento da textura de um solo tem relação direta com o volume de água que se infiltra; o volume de água que nele fica armazenado; a aeração do solo; a facilidade de mecanização e a fertilidade. Adicionalmente, permite influir sobre sua porosidade, cuja definição consta como o espaço do solo não ocupado por sólidos e ocupado

pela água e ar, chamado de espaço poroso, ou seja, a proporção entre o volume de poros e o volume total de um solo (RESENDE et al., 2002).

Em solos arenosos há predominância de macroporos, enquanto em solos argilosos a tendência é predominar microporos. Nesse aspecto, a origem do tamanho de poros relaciona-se ao tamanho de partículas e são considerados de natureza textural ou porosidade textural. Quando as partículas se organizam em agregados, há a criação de poros no solo, geralmente poros grandes entre agregados, sendo considerada porosidade estrutural. Esta última é especialmente importante em solos argilosos onde os macroporos são formados como consequência da estruturação (RIBEIRO et al., 2007).

Silva e Kato (1997) mencionam que a aeração dos solos refere-se à habilidade de um solo atender a demanda respiratória da vida biológica do solo. Para isso, há necessidade de contínua troca de oxigênio e CO₂ entre a atmosfera e o solo e, para que isso ocorra, é de grande importância a presença de macroporos. Normalmente, considera-se que o espaço aéreo de 10 % de macroporos é suficiente para arejar o solo e satisfazer a demanda respiratória no solo. A macroporosidade é fator de extrema importância na condutividade hidráulica do solo saturado e sua redução provoca diminuição nos valores de condutividade hidráulica do solo saturado.

2.6.4 Características químicas do solo

As reações químicas que acontecem no solo são viáveis pela presença de inúmeras espécies de bactérias, fungos, algas, protozoários, minhocas, etc. Muitos destes organismos vivem no primeiro horizonte do solo e é desta pequena região que os vegetais extraem nutrientes necessários ao seu desenvolvimento, garantindo alimentação para os animais que moram sobre ela. Entretanto, essa é a primeira região a ser alcançada pelas substâncias tóxicas. A maior ou menor permanência no solo das espécies químicas derivadas dos resíduos dependerá de muitos fatores, como a mineralogia do solo, pH, teor de matéria orgânica, entre outros, assim como das propriedades físico-químicas dos compostos, transformações biológicas e químicas, estruturas de transporte para outros meios e condições climáticas notadas na área de despejo (SISINNO; OLIVEIRA, 2008).

A parte orgânica é constituída por restos de animais e vegetais em todos os seus

estágios de decomposição. A fase orgânica encontra-se majoritariamente na camada superficial do solo, sofrendo decomposição e formando húmus, atribuindo-o características benéficas, como a retenção de nutrientes. O húmus possui propriedades físicas e químicas próprias, proporciona melhoria em suas propriedades físicas, tais como: a estrutura retenção de água e porosidade. A fase mineral do solo é formada pela argila, que apresenta cargas elétricas na superfície, possuindo grande importância no armazenamento de cátions e ânions, importantes para o desenvolvimento das plantas (PEREIRA, 2007).

O componente líquido do solo é uma solução de água e íons dissolvidos, que fica retida nos microporos e é drenada para as camadas mais profundas, através da ação da gravidade. A água do solo está submetida a tensões variáveis, porém, quando os valores de tensão são muito elevados, geralmente causado pelo aumento da salinidade, as plantas não conseguem obter água e acabam morrendo. O ar do solo é o componente gasoso que possui a mesma composição do ar atmosférico, entretanto possui teores elevados de dióxido de carbono e teores mais baixos de oxigênio, em função do elevado consumo deste gás pelos organismos presentes no solo (LEPSCH, 2002).

O monitoramento dos parâmetros químicos do solo tais como: pH, fósforo, cálcio, magnésio, potássio, soma de bases (S), Capacidade de Troca Catiônica (CTC), saturação por bases (V%) e saturação por alumínio (m%), são de grande importância para entender e manter a saúde do mesmo. A medida do pH serve para avaliar as condições de plantio de um solo. Boa parte das plantas se desenvolvem em faixa de pH entre 6,0 - 6,5, pois solos com acidez elevada apresentam pequena quantidade de nutrientes e conseqüentemente, baixa produtividade no cultivo. Os solos ácidos, com pH abaixo de 5,5, são caracterizados pela presença de alumínio tóxico (Al^{3+}), que é altamente prejudicial para as plantas, comprometendo o desenvolvimento do sistema radicular. Porém, em solos com pH a partir de 5,5 não há mais alumínio tóxico, devido a sua precipitação na forma de hidróxido (PEREIRA, 2007).

Em solos ácidos observa-se a fixação do fósforo pelo ferro e alumínio formando compostos insolúveis e não aproveitáveis para os vegetais. Em geral, os solos brasileiros são bastante ácidos e uma consequência disso são os teores baixos de cálcio, magnésio e potássio. Além de apresentarem baixa (CTC), possibilitando uma lixiviação elevada desses cátions, baixa saturação por bases (V%) e uma alta saturação por alumínio (m%) (MEURER, 2010).

Nos solos alcalinos, há deficiência do elemento fósforo por causa da formação de fosfato de cálcio que é insolúvel e não assimilável pelas plantas. Há elevação dos teores de cálcio, magnésio e potássio e uma deficiência de micronutrientes. Nestes solos, há uma

elevação dos teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , ou seja, elevada saturação por bases, e baixa saturação por alumínio (m%) e alta (CTC). O elemento nitrogênio apresenta perdas por volatilização, pois este elemento é melhor aproveitado pela planta em solo com pH acima de 5,5, juntamente com o fósforo e potássio, sendo a disponibilidade máxima, entre 6 e 6,5 (PEREIRA, 2007).

Os nutrientes retirados pelas plantas são classificados em macronutrientes e micronutrientes. Os macronutrientes dividem-se em primários (N, P, K) e secundários (Ca, Mg, S). Já os micronutrientes, que são requisitados em menor quantidade pelos vegetais, porém são importantes e necessários ao desenvolvimento dos vegetais, portanto não podem deixar de existir no solo. São eles: B, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn e Cl (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. COMISSAO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO, 2004).

Os cátions cálcio, magnésio, potássio e sódio, além dos íons hidrogênio e alumínio estão retidos nos colóides e são adsorvidos pelas argilas em troca com as cargas elétricas negativas. A soma destas cargas elétricas negativas é representada pela CTC. A matéria orgânica e as partículas de argila que formam os solos, são conhecidos como colóides. Estes apresentam cargas negativas predominantemente e por isto, as partículas atraem os cátions adsorvendo-os na sua superfície. Trata-se de processo importante e benéfico para as plantas, pois ao serem adsorvidos pelos colóides, os íons não são lixiviados facilmente pela água das chuvas, sendo os nutrientes absorvidos pelas plantas (MEURER, 2010).

Isto faz com que os colóides, ao perderem íons, atraiam novos, estabelecendo-se a troca. A capacidade de um solo trocar seus íons é chamada capacidade de troca catiônica (CTC), quando são cátions, e capacidade de troca aniônica, quando são ânions (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. COMISSAO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO, 2004).

2.6.5 Solução do solo

É a fase líquida e aquosa cuja composição é influenciada pelos fluxos de matéria e energia que ocorrem dentro dela e na sua vizinhança, além da ação do campo gravitacional da Terra (SPOSITO, 2008).

A solução do solo desempenha importante papel nas inter-relações solo-planta-organismos, devido ao fato de ser o principal transportador de água, nutrientes e de outros elementos, alguns tóxicos, para as raízes das plantas e para a biota do solo. O estudo da solução do solo possibilita avaliar e analisar as transformações químicas que ocorrem no solo e que são de importância para a agricultura e ambiente (PEREZ; CAMPOS, 2003; MEURER; ANGHINONI, 2012).

Existe uma condição de equilíbrio entre os componentes da solução do solo e os componentes da fase sólida e, na interface fase sólida-fase líquida, ocorrem diversas reações químicas, com transferência de íons e moléculas de uma fase para a outra. O estudo e a caracterização da solução do solo são importantes para prever transformações e reações de sorção, dissolução e precipitação que podem ocorrer no solo. Além disso, permite identificar a especiação e as concentrações das espécies químicas que estão sendo adicionadas ao solo ou ao lençol freático (MEURER; ANGHINONI, 2012).

2.6.6 Dinâmica da água no solo

Trata-se do processo pelo qual a água penetra nas camadas superficiais do solo, movendo-se através de espaços vazios e pela ação da gravidade, até atingir uma camada impermeável, formando bolsões d'água, chamados de lençóis freáticos (FAGUNDES et al., 2012).

O movimento da água no solo é um dos assuntos mais estudados na física do solo devido, principalmente, à sua importância relacionada à disponibilidade de água para as plantas e ao transporte de solutos no solo. O transporte simultâneo de água e solutos no solo ocorre por convecção ou fluxo de massa, onde a água leva consigo os solutos, podendo uma parte destes ser adsorvida ao complexo coloidal, outra absorvida pelas plantas e por difusão em relação ao gradiente de concentração. A compreensão dos processos de transferência de

soluto no solo e das interações iônicas entre as fases (sólida e líquida) é de fundamental importância ao estabelecer práticas de manejo do complexo solo-água-plantas (VELI e ALYUZ, 2007; RUIZ et al., 2009).

Tal deslocamento depende de fatores físicos do solo, tais como estrutura, textura, profundidade do perfil e porosidade. Já os atributos químicos que podem afetar a lixiviação, são o pH e a capacidade de retenção de íons. Sendo assim, entender o transporte de solutos no solo, a partir de suas propriedades e das interações com determinadas substâncias químicas, torna-se possível prever e remediar os possíveis riscos de contaminação e impactos causados ao meio ambiente (SANTOS et al., 2010).

Modelos de simulação podem proporcionar um entendimento melhor dos processos que ocorrem no solo, relativos ao deslocamento de solutos, constituindo ferramentas aplicáveis a estudos de minimização de impactos ao meio ambiente. O sucesso da simulação e das equações que predizem o deslocamento de solutos no solo é necessário à determinação dos parâmetros de transporte que influenciam na relação solo-soluto. Os parâmetros mais relevantes que devem ser determinados para este fim são a velocidade da água no poro, os coeficientes de difusão-dispersão e o fator de retardamento (SILVA et al., 2012).

O fator de retardamento é definido como a capacidade de retenção ou efeito tampão do solo, para um elemento ou composto. Considera-se nesse fator a capacidade do solo em reter íons, sendo condicionado com a relação das interações entre a fase líquida e a fase sólida, durante a percolação da solução no solo (TITO et al., 2012).

Alguns estudos foram realizados como, por exemplo, a viabilidade do aproveitamento agrícola de percolados de resíduos sólidos urbanos (CARVALHO et al., 2006); a mobilidade de solutos em colunas de solo com água residuária doméstica e de suinocultura (SANTOS et al., 2010); a distribuição de solutos em colunas de solo com vinhaça (SILVA et al., 2012).

2.6.7 Impacto do óleo no solo

No solo, as atividades principais dos organismos estão ligadas a decomposição da matéria orgânica, produção de húmus, ciclagem de nutrientes e energia, fixação de nitrogênio atmosférico, produção de compostos complexos que causam agregação do solo, decomposição dos poluentes e controle biológico de pragas e doenças. As características do solo são altamente interdependentes, de modo que não se pode modificar nenhuma delas sem

modificar as demais, em parte ou na sua totalidade. Assim sendo, tanto uma eventual contaminação do solo quanto a introdução de tecnologias de manejo biológico para sua remediação, na maioria das vezes, modifica sobretudo as características do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A poluição do solo ocorre pela introdução de elementos ou substâncias que possam afetar a atividade dos componentes bióticos desse ecossistema e comprometer sua funcionalidade e sustentabilidade. Esta sustentabilidade está diretamente relacionada as atividades antropogênicas (BRAGA et al., 2006).

A introdução de poluentes no solo pode resultar na perda de algumas ou de várias de suas funções e ainda provocar contaminação da água subterrânea. A ocorrência de poluentes no solo, originados por várias fontes, acima de certos níveis, provoca múltiplas consequências negativas para a teia trófica, para a saúde pública e para os diversos ecossistemas e recursos naturais (RODRIGUES; DUARTE, 2003).

A poluição dos solos por metais pesados e substâncias tóxicas orgânicas e inorgânicas tem sido relatada em muitos contextos, sendo essencial sua detecção para evitar problemas relacionados à saúde, bem como às degradações ambientais (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000).

Um dos poluentes que merece destaque é o petróleo e seus derivados, pelo alto teor de contaminantes com drásticos efeitos no ambiente e na saúde. Para as inúmeras áreas já degradadas, será necessário adotar formas de tratamento diferenciadas, caso a caso. Em particular, o tratamento dependerá do tipo de resíduo e das características da própria área. As tecnologias disponíveis para o tratamento de resíduos em solos são diversas e, muitas vezes, precisam ser utilizadas em conjunto para que se possa enfrentar o problema da multi-contaminação por componentes tóxicos que não podem ser tratados de uma única forma. O tratamento destes resíduos pode incluir métodos químicos, físicos e biológicos (ANDRADE et al., 2010).

O óleo diesel puramente originado do petróleo é constituído de vários compostos recalcitrantes ao ataque microbiano. A velocidade de biodegradação de cada composto está estreitamente relacionada à sua estrutura química na seguinte ordem de decréscimo de susceptibilidade: n-alcanos, alcanos ramificados, aromáticos de baixa massa molecular, cicloalcanos, aromáticos de alta massa molecular (LEAHY e COLWELI, 1990).

Quando o combustível atinge o solo, seus componentes separam-se em três fases: dissolvida, líquida e gasosa. Uma pequena fração dos componentes da mistura se dissolve na água do lençol freático, uma segunda porção é retida nos espaços porosos do solo na sua forma líquida pura como saturação residual e outra parte dos contaminantes passíveis de

evaporação dão origem à contaminação atmosférica (NADIM et al., 1999).

Essa complexidade também se deve ao fato desses contaminantes representarem uma ampla composição de produtos com propriedades diferentes, sendo que a maioria caracterizasse pela baixa solubilidade e relativa persistência no solo. No caso de combustíveis como a gasolina e o óleo diesel, os hidrocarbonetos monoaromáticos benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos, chamados coletivamente como compostos BTEX, são os constituintes que têm maior solubilidade em água e, portanto, são os contaminantes com maior potencial de poluir o lençol freático (BRASIL, 2004).

A interação dos hidrocarbonetos com o fluxo freático, com os argilo-minerais e com a matéria orgânica presentes no solo é complexa do ponto de vista físico-químico. No entanto, sendo produtos orgânicos de possível conversão, as ações biológicas que se deflagram no terreno a partir da sua presença são significativas e alteram o comportamento dos contaminantes ao longo do tempo. Quando os hidrocarbonetos percolam o solo, grande quantidade permanece sorvida na matriz (aproximadamente 50%) com isso diminuindo a eficiência de remoção. Processos biológicos, por outro lado, são uma tecnologia promissora para remover esses contaminantes principalmente devido à simplicidade e eficiência de custo quando comparados a outras alternativas (ALEXANDER, 1999).

A alteração da composição do petróleo durante o processo de biorremediação resulta na alteração da toxicidade biológica do solo. Os hidrocarbonetos inibem a biomassa microbiana e o maior efeito negativo foi observado no solo arenoso poluído pela gasolina. Alguns compostos metabólicos de HPA's, tais como cetonas aromáticas, aldeídos, ácidos carboxílicos, ácidos graxos, ésteres, também contribuem para a toxicidade da biota de poluentes do petróleo (TANG et al., 2011).

Estudos têm mostrado que em comparação com o diesel, o biodiesel é mais facilmente degradável por microrganismos (MAKAREVICIENE; JANULIS, 2003). A provável rota para a degradação do biodiesel consiste em: (1) clivagem do metil éster por uma esterase, com geração de ácido graxo e o álcool associado; e (2) hidrólise do ácido graxo no Ciclo de Krebs, metabolismo respiratório, ou incorporação direta em lipídeos celulares. Certos microrganismos, tais como *Pseudomonas oleovorans*, *P. mendocina*, *P. aeruginosa*, *Marinomonas vaga*, *Escherichia coli*, *Burkholderia gladioli*, *B.cepacia*, *Bacillus subtilis*, apresentam potencial para a degradação de biodiesel (FOLLIS, 1994).

A borra da soja é gerada durante a produção do óleo de soja no processo de neutralização. Após a moagem dos grãos e extração do óleo, há um procedimento de refino que inclui esta etapa. Este processo é realizado por método físico-químico, pela adição de

ácidos e álcalis e tem a função de neutralizar e remover o excesso de ácidos graxos livres presente no óleo. Também, utilizam-se centrífugas para separação do óleo e do resíduo. Deste modo, é gerado o principal resíduo da indústria de óleo de soja denominado borra de soja. Sua produção pode atingir 4% do processo de refino do óleo, sendo que variações ocorrem em função dos ácidos graxos presente no óleo (OLIVEIRA et al., 2010; ABIOVE, 2014).

Sabe-se que este resíduo pode seguir diferentes destinos, como: (1) indústrias produtoras de sabão, sendo vendida a cerca de 10% do valor do óleo de soja refinado; (2) estações de tratamento que aumentam o custo de produção para a indústria, e (3) descarte direto em aterros sanitários ou de forma irresponsável em solo (CAMMAROTA; FREIRE, 2006; DUMONT; NARINE, 2007).

Já os óleos vegetais, por serem produtos utilizados em larga escala pela população e pelo setor alimentício, por falta de orientação adequada quanto ao descarte, seus resíduos são lançados fora na natureza, diretamente no solo ou na rede de esgoto, causando impactos ambientais na qualidade do solo e da água devido à contaminação. A contaminação também afeta a qualidade do solo, que leva à inibição do crescimento de plantas, hortaliças e leguminosas (BERTI et al., 2009).

O óleo vegetal pode ser capaz de vedar os estômatos das plantas, que são estruturas localizadas nas folhas responsáveis por sua transpiração e pela troca gasosa com a atmosfera. É através dos estômatos que as plantas capturam o gás carbônico para realização da fotossíntese. Pelos estômatos que as plantas liberam água na forma de vapor, contribuindo para manutenção da temperatura e contribuindo com o ciclo hidrológico (REIS et al., 2006).

O óleo vegetal de frituras chega aos solos, tanto por meio das margens dos mananciais quanto por meio do óleo descartado no lixo comum que acaba parando nos lixões. O óleo contamina o solo e acaba sendo absorvido pelas plantas, além de afetar o metabolismo da microbiota nativa do solo que fazem a degradação do óleo e de compostos orgânicos que posteriormente, se tornam nutrientes para o próprio solo. Outro problema resultante é que esse óleo usado impermeabiliza o solo impedindo a percolação da água e, quando ocorrem as chuvas, contribui para o surgimento de enchentes (GALBIATI, 2005).

Tratamentos físicos convencionais separam o solo e contaminantes sem destruí-los ou modificá-los quimicamente, porém possuem altos custos e muitas limitações, sendo que a maior parte dos hidrocarbonetos começa a ser absorvida na própria matriz do solo, diminuindo sua eficiência de remoção e absorção. Processos biológicos, por sua vez, são tecnologias limpas de descontaminação promissoras, principalmente por combinar simplicidade e custo-efetividade. Assim, dentre as novas estratégias, a biorremediação emerge

como a menos agressiva e a mais adequada para manutenção do equilíbrio ecológico (ROSATO, 1997; MONTAGNOLLI; BIDOIA, 2012).

No solo, a matéria orgânica e a argila apresentam elevada capacidade de sorção de compostos orgânicos (ORTEGA-CALVO et al., 1997).

2.7 A importância dos estudos ecotoxicológicos para o ambiente

São conhecidas cerca de onze milhões de substâncias químicas e apenas uma pequena porcentagem está bem estudada em relação aos seus efeitos e dinâmica no ambiente (MANNING; TIEDMANN, 1995).

As alterações contínuas no estilo de vida, o crescimento industrial e comercial em muitos países do mundo nas últimas décadas tem sido acompanhados por aumentos rápidos na produção de resíduos urbanos e industriais. Essa evolução representou aumento de renda e qualidade de vida, entretanto, culminou com uma crescente elevação de elementos e componentes tóxicos, que interferem diretamente sobre a qualidade e potencialidade dos recursos naturais (RENOU et al., 2008).

A caracterização química e física desses elementos aponta seu potencial contaminante, todavia, torna-se fundamental avaliar suas implicações biológicas e as possíveis interações. Enquanto as análises químicas identificam e quantificam as concentrações das substâncias tóxicas, os testes de toxicidade avaliam o efeito dessas substâncias sobre sistemas biológicos, nessa vertente atua a toxicologia (COSTA et al., 2008; KALCIKOVA et al., 2011).

Essa estuda os efeitos nocivos causados por substâncias químicas sobre organismos vivos. Ainda, apresenta como principais objetivos identificar os riscos associados a uma substância e determinar em quais condições de exposição esses riscos são induzidos. A toxicologia, enquanto ciência serve tanto para à proteção dos seres vivos e do ambiente em relação aos efeitos deletérios causados pelas substâncias tóxicas, quanto para facilitar o desenvolvimento de agentes químicos nocivos mais seletivos, tais como drogas clínicas e pesticidas (ZAKRZEWSKI, 1994; HODGSON, 2004).

Desse modo, a toxicologia compreende os seguintes ramos:

- Clínica: estuda o efeito das drogas sobre os seres humanos;

- Forense: tem como objetivo detectar a presença de agentes tóxicos (utilizada para fins judiciais);
- Ambiental: atua na destinação dos agentes tóxicos, seus metabólitos e produtos de degradação no ambiente e nas cadeias alimentares e também com efeito desses contaminantes sobre os organismos e as populações (ZAKRZEWSKI, 1994; HODGSON, 2004; COSTA et al., 2008).

A toxicologia ambiental considera a interrelação entre a sobrevivência humana, o bem estar de outras espécies e a disponibilidade de ar, água, solo e alimentos limpos, além disso, considera que as atividades antropogênicas e principalmente as substâncias químicas, podem causar efeitos degradantes aos organismos vivos e aos processos biológicos (COSTA et al., 2008).

Apesar de na definição de toxicologia ambiental estar incluídas substâncias químicas tóxicas naturalmente encontradas no ambiente, como venenos animais e toxinas microbianas e vegetais, ainda assim, a toxicologia ambiental é tipicamente associada com o estudo de agentes químicos de origem antropogênica (HODGSON, 2004).

A ecotoxicologia é uma área especializada da toxicologia ambiental a qual foi definida por Truhaut (1977) como o ramo da toxicologia que estuda os efeitos tóxicos das substâncias, naturais e artificiais, sobre os organismos vivos, animais ou vegetais, aquáticos ou terrestres, que constituem a biosfera.

Para a análise dos efeitos tóxicos das substâncias ou misturas, descartadas/dispostas e/ou que venham a ser utilizadas nas atividades humanas, devem ser realizados testes de toxicidade ou bioensaios que visam prever o impacto potencial de um xenobiótico (agente tóxico) ao ambiente. Esses, são ensaios laboratoriais realizados sob condições experimentais específicas e controladas, visando estimar a toxicidade de substâncias, efluentes agrícolas, industriais e domésticos, medicamentos, produtos químicos em geral e amostras ambientais (águas ou sedimentos), além de avaliar a resultante de seus efeitos sinérgicos e antagônicos (FLOHR et al., 2005; COSTA, et al., 2008).

De acordo com a avaliação do grau de contaminação do solo por resíduos é de particular importância devido à transferência destes contaminantes aos alimentos. No ambiente edáfico, os compostos podem sofrer alguns processos de dissipação, tais como: volatilização, lixiviação, degradação física, química e/ou biológica, escoamento superficial, absorção pelas plantas e adsorção nos constituintes do solo. Os resíduos podem interagir com as fases sólida, líquida e gasosa, e com a porção viva do solo, isto é, com microbiota. Como consequência, pode-se detectar o desaparecimento do composto ou aparecimento de

metabólitos mais ou menos tóxicos que o produto original, ou persistência aumentada, que irão determinar a utilidade do composto ou efeitos prejudiciais causados pela persistência mais longa do que seria necessário para o controle ou, ainda, o transporte maior ou menor no próprio solo (ANDRÉA, 1998; CARVALHO, 2000).

A propósito, segundo Magalhães; Ferrão Filho (2008), os bioensaios podem ser de efeito agudo e crônico, diferindo em função do tempo de exposição do organismo ao contaminante e a forma como os resultados finais são avaliados.

O Teste de toxicidade aguda avalia em curto prazo a ocorrência de efeitos rápidos e adversos, mortalidade e/ou imobilidade de 50% dos organismos teste expostos aos potenciais contaminantes (ARAGÃO et al., 2008).

Os resultados obtidos nesse, são expressos por meio de valores de CI50 e CE50, ou seja, a concentração capaz de causar a inibição e a concentração efetiva capaz de causar efeito em 50% dos organismos expostos, respectivamente (ARAGÃO et al., 2008; COSTA et al., 2008).

O teste de toxicidade crônica avalia os efeitos subletais, de uma substância, em longo período ou em uma fase considerável do ciclo de vida do organismo, em concentrações que permitam sua sobrevivência, contudo sendo capaz de alterar algumas funções como, a reprodução, o crescimento, o comportamento entre outros. Os resultados desse teste são expressos pela concentração de efeito não observado (CENO) e a concentração de efeito observado (CEO) (ADAMS et al., 2002; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

2.7.1 Ecotoxicologia

A ecotoxicologia descreve a relação entre os poluentes químicos, o ambiente em que são liberados e a biota naquele ambiente. Por isso, essas substâncias devem ser bem estudadas, para que seus riscos potenciais possam ser muito bem definidos, e medidas para atenuar seus prováveis impactos devem ser muito bem determinadas por meio de ações regulatórias e técnicas (STÜTZER et al., 2003).

A toxicidade de um composto químico depende da exposição, da suscetibilidade do organismo, das características químicas do agente e de fatores ambientais. As espécies possuem suscetibilidades diferentes de acordo com seu aparato metabólico, seus hábitos alimentares, comportamento, fase de desenvolvimento, dentre outros aspectos, podendo estar

sujeitas às exposições aguda e/ou crônica (TOMITA; BEYRUTH, 2002).

Apesar da sua importância, entretanto, os ensaios de toxicidade não substituem as análises químicas tradicionais. Enquanto as análises químicas identificam substâncias e quantificam suas concentrações, os ensaios ecotoxicológicos avaliam os efeitos das substâncias sobre os organismos. Desta forma, as análises químicas e os ensaios de toxicidade são complementares (COSTA et al., 2008).

Impactos ecotoxicológicos ao nível de ecossistema podem levar de meses a décadas (exemplo: contaminantes orgânicos) e causar sérios distúrbios ecológicos. Conhecimento básico dos processos ecológicos é essencial em qualquer estudo ecotoxicológico. Conhecer estes processos são a base de referência para definir o grau de impacto do ecossistema, a sua reversibilidade e estimar qualitativa e quantitativamente os riscos de média a longa duração (FENT, 2003).

2.8 Organismos teste

Os testes de ecotoxicidade ou bioensaios são realizados utilizando organismos, chamados de organismos teste. Esses, devido à sua característica de pequeno limite de tolerância ecológica, a determinadas substâncias químicas apresentam efeitos adversos, os quais são observados e quantificados, desde alterações genéticas, imobilidade, deformidades até letalidade (MARSCHNER, 1999; LOMBARDI, 2004; COSTA, et al., 2008; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008; PIMENTEL et al., 2011).

No que concerne à avaliação de toxicidade para solos, os organismos teste de uso comum são os invertebrados que engloba o grupo animal com maior diversidade de espécies descritas. Esses são cosmopolitas, o que é atribuído às características estruturais e fisiológicas que possibilitam sua adaptação a condições ambientais bastante distintas. Tais animais são sensíveis e produzem inúmeras gerações em pouco tempo, respondendo às perturbações e as mudanças na estrutura e função dos ecossistemas, sendo importantes na indicação da qualidade ambiental.

A intensidade dos efeitos depende da concentração, propriedades químicas das substâncias, sensibilidade do organismo teste e tempo de exposição. Desse modo, é recomendado que o efeito tóxico de uma substância seja avaliado com testes de toxicidade realizado em organismos de espécies e níveis tróficos diferentes (COSTA et al., 2008).

O uso de bioensaios, em nível de organismo, é uma aplicação metodológica que se situa no meio da escala hierárquica de resposta a estressores, integrando os níveis bioquímico, celular e fisiológico. De tal forma, que testes a esse nível, fornecem uma boa avaliação do risco de extinção local de alguns organismos susceptíveis, antes que esses efeitos atinjam o nível de populações e comunidades (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

Dadas essas especificidades, é fundamental que se conheça previamente a fisiologia, genética e o comportamento dos organismos, visando à acuidade na interpretação dos resultados.

Os organismos teste são representados por diversas espécies e a sua utilização varia em função da substância a ser avaliada (Quadro 2).

Quadro 2 – Indicação de organismos teste em função do tipo de amostra

Tipo de Amostra	Tipo de Ensaio	Organismo Teste
Água continental	Aguda/crônica	Bactérias, Daphnia, C. dubis e/ou peixes
Efluentes Líquidos	Aguda/crônica	Algas, Ouriços, Daphnia e/ou C. dubia
Solo	Aguda/crônica	Ensenia fetida (minhoca)
Lixiviado artificial de solo	Aguda/crônica	Testes exploratórios*
Chorume	Aguda/crônica	Algas, Daphnia, peixes e/ou C. dubia
Lixiviado de resíduos sólido	Aguda/crônica	Testes exploratórios*

*Testes exploratórios: ensaio com D. similis e/ou bactéria V. fischeri

Fonte: adaptado de Aragão et al., 2008.

No Brasil, os bioensaios, para monitoramento de contaminação em ambientes aquáticos, foram padronizados tanto pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), quanto pela Companhia de Tecnologia Ambiental do Estado de São Paulo, de acordo com os organismos teste (Quadro 3).

Quadro 3 – Normas brasileiras para testes de ecotoxicologia aquática em função da instituição padronizadora

Instituição	Norma	Identificação
CETESB	L5.018	Teste de toxicidade aguda com <i>Daphnia similis</i> Claus, 1879 (Cladocera, Crustacea)
	L5.019	Teste de toxicidade aguda com peixes. Parte I - Sistema Estático. Parte II - Sistema Semi - Estático. Parte III - Sistema de Fluxo Contínuo.
	L5.020	Teste de toxicidade com <i>Chlorella vulgaris</i> (Chlorophyceae)
	L5.022	Avaliação de toxicidade crônica, utilizando <i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1894 (Cladocera, Crustacea)
	L5.227	Bioensaio de toxicidade aguda com <i>Photobacterium phosphoreum</i> (Sistema Microtox)
	L5.228	Teste de toxicidade aguda utilizando <i>Spirillum volutans</i>
	L5.250	Água do Mar - Teste de Toxicidade Aguda com <i>Mysidopsis juniae</i> Silva, 1979 (Mysidacea, Crustacea)
ABNT	NBR 12713	Água - Ensaio de Toxicidade Aguda com <i>Daphnia similis</i> Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea)
	NBR 12714	Água - Ensaio de toxicidade aguda com peixes - Parte I - Semi estático
	NBR 12715	Água - Ensaio de toxicidade aguda com peixes - Parte II - Sistema semi-estático
	NBR 12716	Água - Ensaio de toxicidade aguda com peixes - Parte III - Sistema de fluxo contínuo
	NBR 12648	Ensaio de toxicidade com <i>Chlorella vulgaris</i> (Chlorophyceae)

Fonte: Adaptado de Magalhães & Ferrão Filho, 2008.

2.8.1 Organismos terrestres como indicadores de toxicidade

A ecotoxicologia terrestre estuda o comportamento de substâncias químicas no ambiente terrestre, sendo observada a caracterização desses compostos químicos, pois seu comportamento está fortemente ligado com a biota. Nesse contexto, os ensaios de ecotoxicidade surgiram para avaliar os efeitos na biota decorrentes da exposição aos agentes químicos no ecossistema terrestre, avaliando a capacidade de bioconcentração, bioacumulação e biomagnificação das substâncias químicas (CASSARET et al., 2008).

Muitos estudos de ecotoxicidade têm sido realizados com organismos do solo, dentre elas plantas e invertebrados (*Oligochaeta*, *Collembola*) têm sido selecionados, pois são considerados organismos representativos e de grande interesse para essa matriz. Para o presente trabalho, atenção especial será dada aos *Oligochaeta*. Esses são minhocas, organismos visíveis a olho nu, saprófagos que se alimentam de detritos orgânicos em diferentes estádios de decomposição. De tal forma, estão associados a solos ricos em matéria orgânica ou que possuam ao menos uma camada superficial de húmus e para sua sobrevivência necessitam de certo teor de umidade (MEINICKE, 1983; BARNES, 1984; EOM et al., 2007).

Sua fisiologia digestiva aponta que de todo material ingerido e preparado no intestino, menos de 10% é assimilado e o restante fica disponível nas fezes, em diferentes níveis de processamento. O material digerido, enquanto estiver em trânsito intestinal, tem aumento exponencial no número de bactérias e actinomicetos. Devido aos seus dejetos, excretas, secreções e cadáveres, as minhocas interferem diretamente sobre as características químicas do solo e indiretamente pelo incremento da atividade de microorganismos (EDWARDS et al., 1995).

Quanto à classificação, as espécies de Oligochaetas edáficos, são divididos em cinco grupos de acordo com o ambiente (CHAN, 2001):

Epigêicas – possuem tamanho reduzido (< que 15cm), são aquelas que habitam o horizonte orgânico do solo ou área com alto teor de matéria orgânica, como as serrapilheiras, geralmente, não constroem túneis (vida na liteira). Ex: *Eisenia foetida*;

Anécicas – apresentam tamanho maior que 15cm, se alimentam de resíduos orgânicos, constroem longos túneis verticais, e contribuem para as trocas gasosas e fluxo de água do solo;

Endogêicas polihúmicas – caracterizam-se por tamanho menor que 15cm, alimentam-se de solo com alto teor de matéria orgânica, habitam o horizonte A e constroem túneis horizontais;

Endogêicas mesohúmicas – seu tamanho varia entre 10 e 20cm, alimentam-se de partículas orgânicas e minerais nos horizontes A e B dos solos;

Endogêicas oligohúmicas – possuem tamanho superior a 20cm, alimentam-se em camadas de menor teor de matéria orgânica, habitando os horizontes B e C, sendo responsáveis pela construção de longos túneis horizontais.

As minhocas são importantes componentes da fauna do solo e possuem características que corroboram seu uso como organismo apropriado para avaliação do risco potencial em ambientes contaminados. Além disso, sua importância se confirma, pois são organismos abundantes no ambiente terrestre, estão em contato maior com o solo, pois além de contato dérmico, ingerem o solo tendo um contato em seu aparelho digestivo, tem importância direta na estrutura, fertilidade e qualidade do solo, e constituem fonte de alimentação para demais organismos da fauna, tais como aves, répteis, mamíferos, peixes e micro-organismos (CORTET et al., 1999; ANDREA, 2010; CORREIA; MOREIRA, 2010; DITTBRENNER et al., 2011).

Sua utilização em ensaios de toxicidade no solo ocorre devido a serem diretamente afetadas, uma vez que dependem de boa qualidade desse ambiente. São organismos de fácil cultivo e reprodução em laboratório. Além disso, correspondem a maior parte de biomassa do

solo e seu tecido de preenchimento (celoma) possui elevado potencial de acumulação de metais pesados. Adicionalmente, é um importante elo na cadeia alimentar terrestre e aquática, servindo de recurso alimentar para uma grande variedade de animais terrestres e aquáticos (LIU et al., 2005; NAHMANI et al., 2007).

Muitos estudos avaliam o efeito do uso de defensivos agrícolas, sobre o meio ambiente e para a fertilidade do solo. No que tange ao estudo ambiental, essas avaliações são direcionadas para o potencial tóxico desses produtos, sendo o uso da minhoca *Eisenia fetida* como organismo teste, a técnica mais difundida haja vista a sensibilidade a diversos produtos químicos (PAPINI; ANDRÉA, 2004; DAS GUPTA; CHAKRAVORTY; KAVIRAJ, 2011; WANG et al., 2010).

Os contaminantes no solo podem ficar adsorvidos nas partículas minerais, na matéria orgânica e na solução do solo e, desse modo, as minhocas entram em contato com os compostos por meio da ingestão do solo (SPADOTTO et al., 2004; CORREIA; MOREIRA, 2010).

2.8.2 Alface (*Lactuca sativa* L.)

Testes de toxicidade utilizando plantas como modelo são mais simples que estudos com animais e demonstraram eficiência no monitoramento da toxicidade de poluentes da água e do solo, incluindo efluentes têxteis e agroquímicos Segundo os autores, as vantagens dos biotestes com plantas residem na grande variedade de parâmetros de avaliação como germinação de sementes, o ganho de biomassa, o alongamento de raiz e crescimento do vegetal, parâmetros bioquímicos, além de apresentar baixo custo e disponibilidade para realizar testes durante todo o ano (ŽALTAUSKAITĖ; ČYPAITĖ, 2008).

Isso faz com que o grau de germinação de certas espécies sensíveis, na presença de contaminantes potencialmente tóxicos, possa ser utilizado como um indicador da toxicidade de tal contaminante. A alface (*Lactuca sativa* L.) é uma espécie bastante empregada em ensaios de germinação, por ser facilmente obtida e por oferecer resultados rápidos e fáceis de serem avaliados (GARCIA, 2009).

A germinação de sementes e o crescimento de plantas são os parâmetros mais utilizados para avaliar a fitotoxicidade de um composto. A alface (*Lactuca sativa* L.) é o bioindicador terrestre mais comumente utilizado para avaliar a toxicidade de águas residuais,

de esgotos e efluentes industriais, medindo-se entre outros parâmetros físicos, o percentual de germinação e alongamento radicular (KAPANEN; ITÄVAARA, 2001; EOM et al., 2007).

A espécie Alface (*Lactuca sativa* L.) destaca-se como bioindicador terrestre, por apresentar ciclo curto de cultivo, bom apelo comercial, fácil manejo e participar da lista de espécies comumente utilizadas nesses experimentos (OECD, 2003).

2.8.3 Organismos aquáticos como indicadores de toxicidade

A ecotoxicologia aquática surgiu para dar suporte quanto aos problemas enfrentados pela contaminação dos corpos d'água por compostos tóxicos. Atua de maneira preditiva visando responder à toxicidade de compostos químicos, sinalizando os potenciais ecotoxicológicos e seus mecanismos de ação em organismos vivos, a partir da obtenção de curvas de concentração-efeito e concentração-reposta (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

Diversos organismos teste são empregados para uma gama de avaliações de impacto ambiental sobre o solo, as plantas e a água. Esses são selecionados em função da sua sensibilidade aos resíduos, produtos ou compostos químicos. Desse modo, organismos aquáticos são utilizados para avaliação de impacto sobre corpos hídricos e/ou receptores (SCHVARTSMAN, 1991).

O risco de contaminação dos recursos hídricos, superficiais ou subterrâneos pelos lixiviados, dada sua complexa composição, é considerado um dos impactos mais significantes da deposição de resíduos em aterros sanitários (KJELDTSEN; CHRISTOPHERSEN, 2001; SILVA; DEZOTTI; SANT'ANNA, 2004).

A avaliação desses riscos é caracterizada por diversos testes de ecotoxicidade, com a utilização de *Vibrio fisheri*, *Daphnia similis*, *Artemia salina*, *Danio rerio rerio* entre outros, como organismos teste (SISINNO et al., 2000; RENOUE et al., 2008). Esses confirmam a necessidade de tratamento ou não do lixiviado para adequá-los aos padrões exigidos para lançamento em corpos receptores (MARTINS et al., 2010).

2.8.3.1 *Danio rerio*

O *Danio rerio* é um peixe originário da Índia e tem sido utilizado mundialmente em estudos de ecotoxicidade. Na fase adulta, atingem comprimento médio de 4,5 cm. Os sexos podem ser reconhecidos facilmente: os machos são alongados, delgados e levemente dourados, especialmente no abdome e nas nadadeiras peitoral e caudal, e apresentam a lista abdominal completa. As fêmeas são robustas, ligeiramente maiores que os machos e prateadas, normalmente apresentam o abdome muito inchado devido ao desenvolvimento de ovos e a lista abdominal é incompleta, sendo apenas evidente nos terços anterior e posterior do peixe. Em aproximadamente 30-40 dias, já estarão com tamanho adequado para serem separados em aquários, obedecendo-se à proporção de peso: volume. Com cerca de dois a três meses de idade, machos e fêmeas podem ser identificados e separados, a fim de se formar um novo grupo de reprodutores (ARAGÃO; ARAÚJO, 2008).

2.8.4 Germinação e desenvolvimento de radículas

A germinação de sementes é uma das fases críticas para o estabelecimento das plantas em condições naturais. Fisiologicamente, a germinação inicia-se com a embebição de água pela semente, seguida da retomada do crescimento do embrião quiescente e terminando com a protrusão de alguma parte deste através do tegumento. Na maioria dos casos, o primeiro órgão a emergir é a raiz primária. O processo de germinação inicia-se com o ressurgimento das atividades metabólicas que foram quase que paralisadas após a maturação da semente (BEWLEY; BLACK, 1994).

Cada semente tem seu requerimento para germinação. Pode ser que numa população de uma espécie haja um mesmo requerimento para um grande percentual de suas sementes. Em geral, há um sinergismo, sendo um fator limitante acompanhado de outros limitantes adjuntos. Quando ocorrem condições ambientais favoráveis excepcionais, há um sincronismo de rompimento combinado a superação dos limitantes e uma grande explosão de germinação daquela espécie pode ocorrer, assim como de outras que tenham semelhantes requerimentos (FERREIRA et al., 2001).

Desse modo é fundamental para estudos de ecotoxicidade, o conhecimento sobre a morfologia de sementes e germinação haja vista que o objetivo desse é expor o organismo

teste a contato direto com um potencial contaminante e a partir disso avaliar sua influência (SOBRERO; RONCO, 2004).

De acordo com Marcos Filho (2005) quanto à morfologia, a semente, de maneira geral, pode ser dividida em parte externa e interna.

A parte externa da semente é composta das seguintes partes (Figura 6a):

- Tegumento: corresponde a porção externa máxima e/ou a capa externa da semente onde se localizam os pigmentos que são responsáveis pela cor do grão.

- Hilo: trata-se da cicatriz deixada pelo funículo que conecta a semente com a placenta.

- Halo: estrutura que circunda o hilo da semente.

- Micrópila: abertura próxima ao hilo através da qual se realiza a absorção de água durante o processo de embebição para a germinação.

A parte interna trata-se do embrião constituído das seguintes partes (Figura 6b):

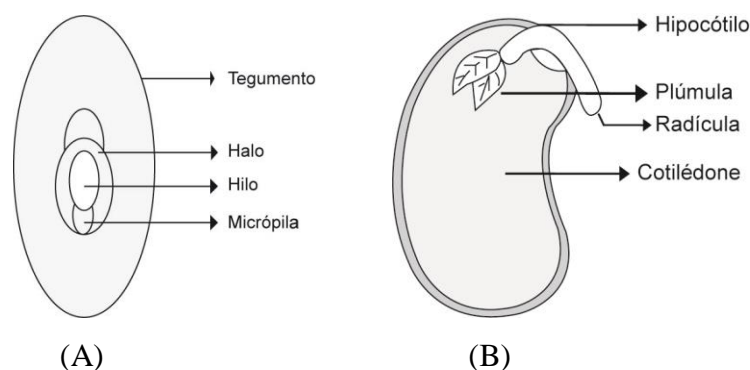
- Hipocótilo: é o ponto de transição entre a plúmula e a radícula. Durante a germinação essa região se expande levando os cotilédones até a superfície.

- Plúmula: consiste numa pequena gema a partir da qual tem-se o caule e as folhas da planta. É formada por um meristema apical e por duas folhas pouco desenvolvidas, as folhas primárias e/ou simples.

- Radícula: raiz do embrião que origina o sistema radicular.

- Cotilédone: folha seminal ou embrionária que contém as reservas necessárias à germinação e ao desenvolvimento inicial da plântula.

Figura 3 – Morfologia da semente. (A) parte externa, (B) parte interna



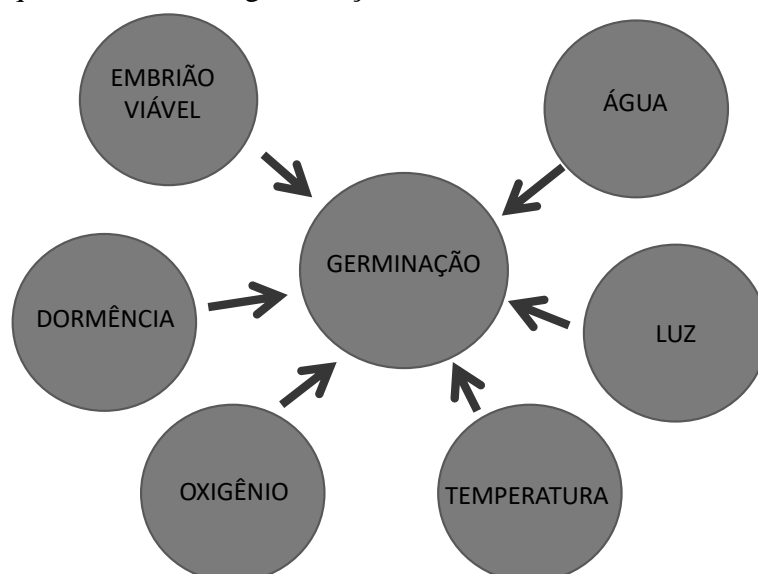
O conhecimento das condições ideais para a germinação da semente de uma determinada espécie é de fundamental importância, principalmente, pelas respostas diferenciadas em função de diversos fatores, como viabilidade, dormência, condições de ambiente, envolvendo água, luz, temperatura, oxigênio e ausência de agentes patogênicos, associados ao tipo de substrato para sua germinação (BEWLEY e BLACK, 1994; CARVALHO e NAKAGAWA, 2000; BRASIL, 2009).

A pureza (%) estima a fração do lote, em peso, constituída por sementes maduras ou imaturas da espécie ou variedade em questão, caracterizando a porcentagem de sementes chochas, de outras sementes, de terra, de pedaços de folhas e talos, que constituem a fração de impurezas (BRASIL, 2009).

A germinação (%) é uma sequência ordenada de atividades metabólicas divididas em fases, que resulta na formação de uma plântula. Pode ser definido também como o rompimento do tegumento da semente pela radícula do embrião. Essa por sua vez é definida como o ponto de origem do sistema radicular de uma planta. Há casos, onde as raízes não se originam da radícula, essas são denominadas de raízes adventícias. A germinação pode ser classificada em dois tipos em relação ao comprimento do hipocótilo, de tal forma essa pode ser: Germinação *Epígea*, quando os cotilédones se elevam acima do solo, devido ao maior alongamento do hipocótilo e; Germinação *Hipógea*, quando os cotilédones permanecem no solo, devido ao menor alongamento do hipocótilo (BEWLEY & BLACK, 1994).

De maneira geral, as sementes necessitam de condições ótimas (Figura 7) para que possam dar origem a uma nova planta com estrutura completa, raiz e parte aérea.

Figura 4 - Fatores que influenciam a germinação das sementes



Fonte: Adaptado de Franco, 2016.

Segundo quem Carvalho e Nakagawa (2000), o sucesso do processo produtivo depende diretamente da compreensão dos mecanismos envolvidos na germinação.

- Embrião viável: o embrião é a representação do ser vivo responsável pela formação do novo indivíduo, contudo, o mesmo pode não estar maduro o suficiente para desempenhar esse papel, ocasionando a não-germinação da semente (BEWLEY & BLACK, 1994).

- Água: A água é requerida em quantidade adequada até que a semente germine. É o ativador dos processos bioquímicos e fisiológicos da germinação das sementes. Deve-se observar o teor de água da semente, bem como do solo ou substrato ao qual a mesma será acondicionada no momento do plantio, pois a falta de água/umidade pode levar ao “ressecamento” da semente, ocasionando a morte do embrião; caso ocorra excesso de umidade, o embrião pode morrer devido a falta de oxigênio para as trocas gasosas (SCHUPP; FUENTES, 1995; GHERSA et al., 1992; BASKIN; BASKIN, 1998).

- Luz: A presença de luz tem influência direta sobre a germinação. As sementes podem ser: fotoblásticas positiva (necessitam da incidência de luz diretamente sobre a semente para que possa estimular a germinação) ou fotoblástica negativa (não necessitam da luz direta para germinar). A maioria das culturas agrícolas são fotoblásticas negativa, contudo, é extremamente necessária a luz para germinação, pois ao invés de quantidade, algumas espécies podem requerer qualidade de luz (BORGES; RENA, 1993).

- Temperatura: Geralmente temperaturas na faixa de 25°C a 35°C são consideradas como ótimo para a maioria das espécies (COPELAND; MCDONALD, 1995).

- Oxigênio: É requerido para a respiração celular a qual aumenta drasticamente com a germinação. Se um ambiente anaeróbico for mantido (por exemplo, sementes mergulhadas permanentemente em água, ou em solo encharcado) a respiração é inibida e a germinação não se processa (POPINIGIS, 1985; MARCOS FILHO, 2005).

- Dormência: O termo dormência de sementes aplica-se à condição das sementes viáveis que não germinam apesar de lhes serem fornecidas as condições ambientais adequadas (ex. água e temperatura). O fenômeno de dormência nas sementes provém da adaptação das espécies às condições ambientais em que se reproduzem. É, portanto, um recurso utilizado pelas plantas para germinarem na época apropriada ao seu desenvolvimento, e que visa à perpetuação da espécie (CARVALHO e NAKAGAWA, 2000; ALVES et al., 2000).

Quanto à dormência, diversos estudos são realizados a fim de desenvolver técnicas de superação, dentre essas tem destaque: a escarificação química e mecânica, estratificação, choque de temperatura e água quente (ALVES et al., 2000; BORGES et al., 2004; ALVES et al., 2006). Para algumas espécies arbóreas nativas, esses procedimentos são detalhados nas

Instruções para Análise de Sementes de Espécies Florestais (MAPA, 2013).

No que concerne a avaliações sobre o comportamento de determinada espécie, diversos estudos sobre as condições ideais de germinação de sementes são geralmente realizados, dentre outros objetivos, para ampliar os conhecimentos fisiológicos, bem como as respostas de germinação aos fatores ambientais iniciando-se assim o processo de domesticação da mesma (GARCIA et al., 2006).

Um dos meios utilizados para se determinar o nível de qualidade das sementes é o teste padrão de germinação, o qual é realizado sob condições de temperatura e substrato ideais para cada espécie. Neste teste, a temperatura, a umidade, o substrato e a forma de semeadura adotada são fatores que exercem grande influência nos resultados, que devem expressar o potencial máximo de germinação do lote (MARCOS FILHO, 2005; BRASIL 2009).

Apesar do padrão de germinação e o crescimento de sementes serem programados geneticamente, a expressão deste padrão é modificada pelas condições do ambiente às quais as sementes são expostas, sendo a presença ou ausência de uma substância qualquer potencialmente tóxica, algo determinante (SANTOS et al., 1992).

Considerando a necessidade de se realizar bioensaios em diferentes organismos e níveis tróficos, os ensaios de germinação e desenvolvimento de radícula de plantas vêm sendo utilizados para avaliar e quantificar a toxicidade de compostos solúveis em água e também para misturas de substâncias complexas, como por exemplo, efluentes de indústrias, águas residuais, lixiviados de solos, sedimentos dentre outras.

No Brasil, esse tipo de ensaio não é padronizado, porém órgãos ambientais internacionais, U.S.E.P.A., OECD, adotam esse procedimento na rotina de avaliações de impacto ambiental. Trata-se de um ensaio de baixo custo e curta duração. Além disso, esses ensaios uma vez realizados com sementes de plantas superiores apresentam como vantagem, quando comparadas a testes com algas e plantas aquáticas, o fato de não necessitar de qualquer pré-tratamento das amostras, como por exemplo, a filtração para retirada de material particulado em suspensão, desse modo, as amostras líquidas são preservadas na íntegra, não sendo necessários ajustes de dureza e pH (U.S.E.P.A., 1996; OECD, 2003; SOBRERO; RONCO, 2004).

A OECD, Organization for Economic Cooperation and Development (2003), apresenta um documento orientador para realização dos ensaios de germinação, com uma lista das espécies comumente utilizadas nesses experimentos (Quadro 5), com destaque para aquelas pertencente à família Brassicaceae (sete espécies), Gramineae (oito espécies) e

Leguminosae (sete espécies), além dessas, constam também aquelas potencialmente utilizáveis.

Quadro 4 – Espécies utilizadas em ensaios de germinação

Dicotiledônea		Monocotiledônea	
Família	Espécie	Família	Espécie
Chenopodiaceae	Beta vulgaris	Gramineae	Avena sativa
Asteraceae	Lactuca sativa L	Gramineae	Hordeum vulgare
Brassicaceae	Sinapis alba	Gramineae	Lolium perenne
Brassicaceae	Brassicachinensis	Gramineae	Oryza sativa
Brassicaceae	Brassica napus	Gramineae	Secale cereale
Brassicaceae	Brassica oleracea var. capitata	Gramineae	Sorghum vulgare
Brassicaceae	Brassica rapa	Gramineae	Triticum aestivum
Brassicaceae	Lepidium sativum	Gramineae	Zea mays
Brassicaceae	Raphanus sativus	Liliaceae	Allium cepa
Cucurbitaceae	Cucumis sativa		
Leguminosae	Glycine max		
Leguminosae	Phaseolus aureus		
Leguminosae	Pisum sativum		
Leguminosae	Trigonella foenum-graecum		
Leguminosae	Lotus corniculatus		
Leguminosae	Trifolium pratense		
Leguminosae	Vicia sativa		
Solanaceae	Lycopersicon esculentum		
Apiaceae	Daucus carota Carrot		

Fonte: Adaptado de OECD, 2003.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Encontram-se detalhados em seguida os procedimentos experimentais da presente tese, bem como são listados os principais reagentes e produtos químicos utilizados.

3.1 Produtos químicos

Os principais reagentes utilizados na presente tese, nas etapas experimentais realizadas em laboratórios da UERJ, bem como suas origens, estão listados abaixo:

- Ácido clorídrico (P.A.) – Procedência: Vetec S/A (usado como recebido).
- Cloreto de bário (P.A.) - Procedência: Vetec S/A (usado como recebido).
- Fenolftaleína (P.A.) - Procedência: Synth (usado como recebido).
- Hidróxido de sódio (P.A.) – Procedência: Sigma-Aldrich (usado como recebido).
- Óleo vegetal residual – Procedência: IFRJ *campus* Duque de Caxias.

As análises químicas das amostras de solo da presente tese foram realizadas conforme metodologia proposta pela Embrapa (2006) no Laboratório Multidisciplinar do Instituto Federal do Rio de Janeiro *campus* Pinheiral e todos os reagentes químicos utilizados foram adquiridos pela Merck ou VETEC, em grau P.A. e usados como recebidos.

3.2. Equipamentos

Na elaboração da presente tese, foram utilizados os equipamentos, pertencentes aos laboratórios da UERJ e Multidisciplinar do IFRJ *campus* Pinheiral, listados a seguir, bem como outros equipamentos e vidrarias tradicionais usados em laboratório.

- Analisador multiparâmetros (pH, condutividade elétrica, salinidade, sólidos totais dissolvidos e temperatura). Fabricante: Oakton, modelo PCS Testr 35.
- Balança analítica. Fabricante: Marte balanças e equipamentos, modelo AL-500, sensibilidade 0,0001 g.
- Compressor de ar. Fabricante Sunsun. Modelo Hp-200.
- Destilador. Fabricante: Fisaton, modelo 534.

- Germinador/câmara BOD. Fabricante: ETHIK, modelo 411FPD.

Todos os equipamentos utilizados nas análises química das amostras de solo pertencem ao IFRJ *campus* Pinheiral.

3.3 Coleta e armazenamento da amostra de óleo vegetal residual

Amostras do óleo vegetal residual (OVR) foram coletadas do posto de entrega voluntária do Instituto Federal de Educação, Ciência Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ-*Campus* Duque de Caxias, RJ). Neste posto os moradores da região fazem a entrega de seus resíduos de óleos vegetais em garrafas PET de 2 L. No momento da coleta, o OVR é filtrado em um pano de algodão para retirada das partículas maiores e em seguida, acondicionado em uma bombona de 20 L para decantação das partículas menores. O OVR utilizado neste trabalho era o sobrenadante após 30 dias no tanque de decantação.

3.4 Efeito da dinâmica do óleo vegetal residual em solo – saturação de solo

Inicialmente procurou-se avaliar o grau de saturação dos solos arenoso e argiloso contaminados artificialmente com o OVR. Para tal, foram utilizados dois tipos de solo coletados em um horizonte de 0-20 cm: um com textura arenosa coletado no Município de Resende, região Sul do Estado do Rio de Janeiro e um com textura argilosa coletado no Município de Seropédica região Metropolitana do Estado do Rio de Janeiro. Os solos utilizados no presente estudo foram caracterizados, segundo metodologia proposta pela Embrapa Solos (2006).

Foram montadas 4 colunas de vidro com 16 cm de altura, 5,6 cm de diâmetro interno e 2,4 cm de diâmetro na saída, contendo 250 g de solo para cada textura (arenosa e argilosa). No fundo da coluna, foi presa uma tela de algodão para permitir a saída dos percolados (figura 8). O solo foi acomodado por 7 dias na coluna. Após este período, foram adicionados 20 mL de OVR e em intervalos de 25 min eram adicionados mais 20 mL até gotejamento no final da coluna das primeiras gotas de OVR, indicando saturação do solo. A partir deste momento, não

foi mais adicionado OVR à coluna e o sistema foi mantido em repouso até cessar o gotejamento. Quando não foi mais observada a percolação de OVR, iniciou-se o processo de lixiviação com adição de água destilada. Para tal, foram adicionados ciclos de 200 mL, que eram repetidos, conforme cessava a lixiviação. Após esse período, foram avaliados os volumes de OVR adicionados, a quantidade de água utilizada na lixiviação e a quantidade de OVR arrastado no processo de lixiviação.

Figura 5 – Confeção de coluna para saturação de solo



Fonte: O autor, 2016.

3.5 Testes ecotoxicológicos

3.5.1 Toxicidade terrestre: comportamento de fuga de minhocas (*Eisenia fetida*)

Os testes de toxicidade terrestre – teste de fuga (ABNT NBR 17512-1, 2011) foram realizados nos dois tipos de solo. Preliminarmente, os organismos teste foram adquiridos no minhocário do IFRJ *campus* Pinheiral. Na sequência, os testes foram realizados em caixas plásticas transparentes (28,8 cm x 10,8 cm x 4,2 cm) com aproximadamente 500 g de peso

seco (250 g de solo para cada metade). Com o auxílio de uma tira de papelão, colocada transversalmente no meio da caixa, uma das metades foi preenchida com solo controle, sem adição do poluente, e a outra metade foi preenchida com solo homogeneizado com a concentração teste do poluente. Na sequência, a tira de papelão foi removida e foram adicionados 10 animais adultos (*Eisenia fetida*) com clitelo desenvolvido e peso médio maior ou igual a 300 mg. As caixas foram fechadas com tampas transparentes e permaneceram na bancada do laboratório. Apesar das minhocas não necessitarem de luz para sua sobrevivência, optou-se em fornecer condições de luminosidade para induzir, mais rapidamente, as mesmas a escavarem o solo. Os animais não foram alimentados durante os testes. Após 48 horas, verificou-se a porcentagem de minhocas presentes no solo-teste e no solo-controle.

Inicialmente trabalhou-se com potências de 10 (pⁿ) para se determinar a faixa de toxicidade a ser investigada; portanto, 1, 10 e 100 mL. Após isso, foram empregados tratamentos intermediários de OVR visando à determinação da faixa mais próxima de toxicidade: 10, 20, 30, 40 e 50 mL. Para o solo arenoso, como a faixa de toxicidade foi entre 10 e 20 mL, repetiu-se os experimentos com os tratamentos: 15, 17 e 19 mL. Para o solo argiloso os tratamentos intermediários foram entre 20 e 30 mL, assim os tratamentos avaliados foram 24, 25 e 26 mL. Cada experimento foi realizado em triplicata para ambos os solos (Figura 9).

A resposta dos ensaios com os três tipos de solo contendo óleo vegetal residual foi calculada em termos de porcentagem de fuga por concentração. A porcentagem de fuga foi calculada com base na seguinte fórmula: $A = [(C - T) / N] \times 100$, onde C é o número de animais encontrados no solo controle, T é o número de animais encontrados no solo teste, e N é o número total de animais utilizados por tratamento (para cada concentração testada). Um resultado positivo e indicativo de fuga é um negativo de atração pela concentração do ingrediente ativo testado. De acordo com a norma, 0% de fuga indica atração dos animais pela substância química avaliada. Por outro lado, o solo é considerado tóxico quando mais que 80% dos organismos expostos preferirem o solo controle (fuga > que 60%) (ABNT NBR 17512-1, 2011).

Figura 6 – Ensaio com minhocas (*Eisenia Fétida*)



Fonte: O autor, 2016.

3.5.2 Fitotoxicidade: germinação de sementes em placa de Petri

Foi realizado ensaio de toxicidade com sementes de alface (*Lactuca sativa* L.) como organismo teste, segundo metodologias recomendadas por Sobrero e Ronco (2004) e OECD (2003). Ensaio do tipo estático de germinação e desenvolvimento de radículas foram realizados, visando avaliar tanto os efeitos letais por meio da inibição na germinação das sementes quanto os efeitos subletais via desenvolvimento das radículas.

O delineamento experimental foi composto de 4 tratamentos para o grupo teste e um grupo controle. O grupo controle era composto de 4 mL de H₂O deionizada. Os tratamentos do grupo testes eram: A (0,1 mL OVR + 3,99 mL de H₂O deionizada), B (0,4 mL OVR + 3,6 mL de H₂O deionizada), C (1 mL OVR + 3 mL de H₂O deionizada) e D (3 mL OVR + 1 mL de H₂O deionizada). Para todos os tratamentos foram utilizadas 3 repetições.

Foram alocadas em placa de Petri de 9,5 cm de diâmetro e umedecidas com a solução preparada de acordo com os tratamentos estabelecidos previamente 20 sementes de alface (*Lactuca sativa* L.), tendo como substrato papel de filtro qualitativo (porosidade 14 µm). As placas foram acondicionadas em uma incubadora de DBO com fotoperíodo (CIENLAB e modelo CE-300/350-F) a temperatura de 25 ± 2° C por 16 horas de luz / 8 horas de escuro. Ao final de 120 h, foram avaliados os seguintes parâmetros: número de sementes germinadas e comprimento das radículas.

3.5.2.1 Fitotoxicidade: germinação de sementes em solo

O método empregado baseou-se nas metodologias proposta por Lopes (2011). Para avaliação do efeito da contaminação dos solos arenoso e argiloso com OVR foi utilizada como organismo teste sementes de alface (*Lactuca sativa* L.), conforme estabelecido pela OECD (2003) (lista de espécies utilizadas).

Os testes foram preparados em recipientes plásticos de 50 mL. Cada recipiente continha 25 g de solo, 1,0 mL de água destilada e 10 (dez) sementes do organismo teste em análise. Logo depois de semeados, os recipientes plásticos foram cobertos com parafilme, a fim de não perder umidade, e incubados em câmara climatizada durante 120 h a aproximadamente, $22^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, na ausência de luz (Figura 10).

Figura 7 – Unidades experimentais na câmara climatizada (tempo zero)



Fonte: o autor, 2017.

Foram utilizados dois tipos de solo: um arenoso e um argiloso (Tabela 1). Inicialmente trabalhou-se com potências de 10 (p^n) para se determinar a faixa de toxicidade a ser investigada; portanto, 0,1, 1 e 10 mL do poluente (OVR). Os tratamentos para os solos arenoso e argiloso foram definidos considerando os testes de germinação em placa de Petri (3.3.2). Após isso, os tratamentos intermediários específicos experimentados para ambos os solos foram: 0,4, 0,7 e 3 mL. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado dividido em dois grupos: teste e controle. O grupo testes com seis tratamentos e três repetições para ambos os solos (6x3) e o grupo controle sem a introdução do poluente (2x3).

O processo germinativo foi avaliado diariamente, durante 5 dias (120 horas), sendo registrado o número de sementes germinadas em cada tratamento. Foram consideradas germinadas as sementes que apresentaram protrusão da radícula. Após o período de estudo, as plântulas foram retiradas da câmara climatizada, e se procedeu à contagem de sementes germinadas e comprimentos de raiz. Tais medições foram feitas com auxílio de um paquímetro digital e uma régua graduada quando necessário.

3.5.2.1.1 Índice de Velocidade de Germinação – IVG

Desta forma, foi determinado o índice de velocidade de germinação (IVG). Este índice se refere à velocidade, à quantidade de sementes germinadas/dia.

O mesmo foi calculado pelo somatório do número de sementes germinadas a cada dia, dividido pelo número de dias decorridos entre a semeadura e a germinação, de acordo com a equação (1) de Maguire (1962) e Popinigis (1977).

$$IVG = (G1/N1) + (G2/N2) + (G3/N3) + \dots + (Gn/Nn) \quad (1)$$

em que,

IVG = índice de velocidade de germinação, G1, G2, G3, ...,

Gn = número de plântulas computadas na primeira, segunda, terceira e última contagem;

N1, N2, N3, ..., Nn = número de dias da semeadura à primeira, segunda, terceira e última contagem.

Se dez sementes germinarem no primeiro dia, serão 10 sementes/dia. Se por outro lado, germinassem todas apenas no quinto dia, a velocidade seria de 2 sementes/dia (menor velocidade de germinação, seria um menor IVG).

3.5.2.1.2 Percentual de Germinação – G (%)

O índice de germinação (GI - *Germination Index*, fator de germinação de sementes e alongamento da raiz relativos ao ensaio no grupo controle). O resultado obtido em G (%)

demonstra a razão percentual de sementes que germinaram do tratamento comparado ao grupo controle.

Pela contagem de sementes germinadas foi calculada a porcentagem de germinação relativa ao grupo controle (G%), dada pela Equação (2) (LABOURIAU; AGUDO, 1987)

$$G (\%) = (SGa / SGc) \times 100 \quad (2)$$

em que,

SGa = número total de sementes germinadas na amostra analisada;

SGc = número total de sementes germinadas no grupo controle.

3.5.2.1.3 Índice de Germinação – IG (%)

O conjunto de medidas da raiz e do hipocótilo permitiu a observação da influência da exposição à substância testada (OVR) no crescimento do tecido vegetal, após 120 h, pela medição do comprimento: o índice de germinação (IG), que combina as medidas de germinação de sementes relativa ao grupo controle G (%) e alongamento da raiz relativo ao grupo controle (R%), foi utilizado para avaliar a toxicidade das amostras de solo em alface (*Lactuca sativa* L.), conforme a equação (3) (LABOURIAU; AGUDO, 1987).

$$IG (\%) = \frac{G (\%) \times R (\%)}{100} \quad (3)$$

Para o cálculo do índice de germinação IG (%), faz-se necessário primeiramente determinar o R (%), percentual de alongamento da raiz em razão do grupo controle. Os resultados foram expressos pelo tamanho médio da raiz, para cada ensaio, pelo desenvolvimento relativo da raiz em relação ao desenvolvimento da raiz no grupo controle, conforme equação (4).

$$R (\%) = (MRa / MRc) \times 100 \quad (4)$$

em que,

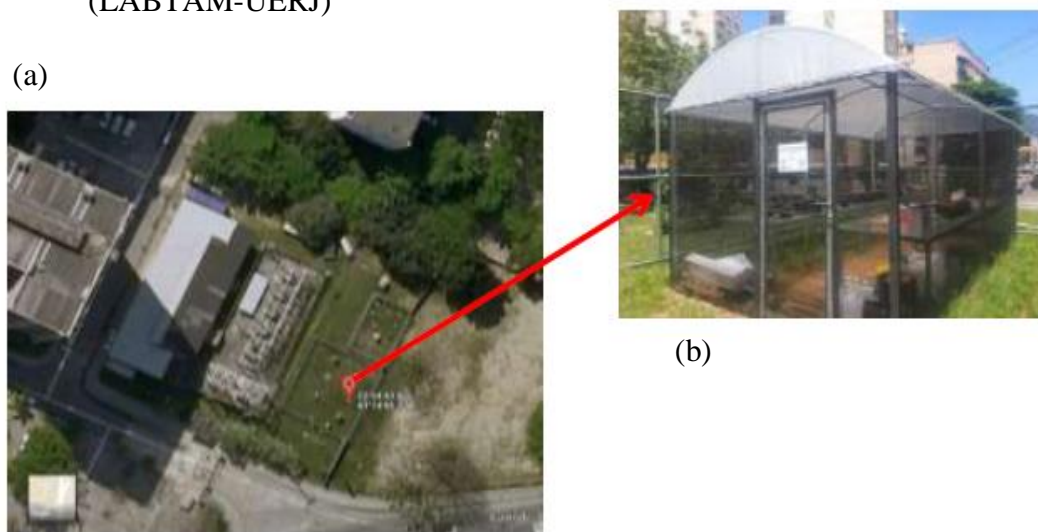
MRa = média do alongamento da raiz nas sementes germinadas na amostra analisada;

MRC = média do alongamento da raiz nas sementes germinadas no grupo controle.

3.5.3 Fitotoxicidade: plantio em vasos

O plantio da alface (*Lactuca sativa* L.) foi realizado em casa de vegetação (figura 11), na região central do Rio de Janeiro, latitude 22°54'36.9"S e longitude 43°14'09.6"W no período de 12/01/2016 a 12/02/2016 (30 dias).

Figura 8 – Localização da casa de vegetação do laboratório de tecnologia ambiental (LABTAM-UERJ)



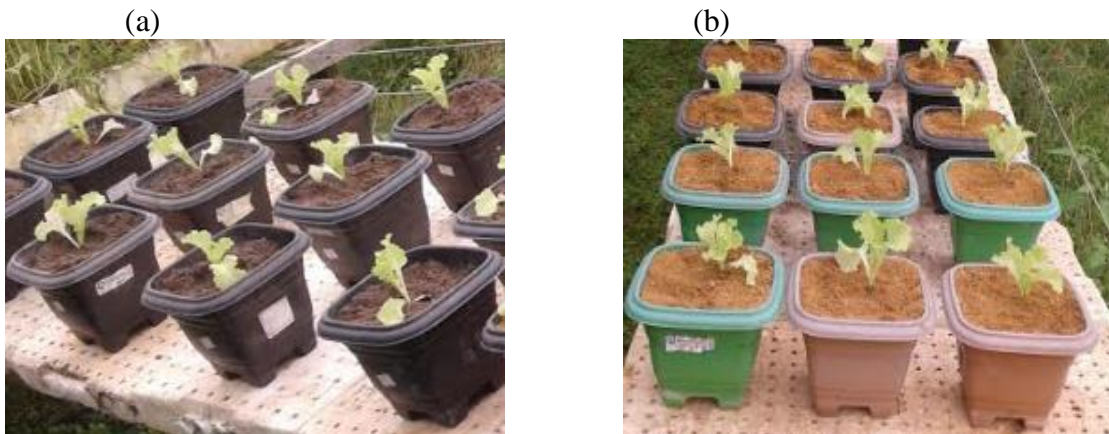
Legenda: (a) Vista do Google Earth da Casa de vegetação e (b) Fotografia feita no local.
Fonte: Google Maps e o autor, 2016.

As mudas de alface foram produzidas em uma bandeja retangular (54,5 cm x 28,7cm) divididas em 128 células lisas e sem estrias (diâmetro superior 3,7 cm, diâmetro inferior 1,1 cm e 5 cm de profundidade). Em cada célula, foram adicionadas 2 sementes. Após o crescimento, as mudas com aproximadamente 4 cm de altura e 3 folhas foram transplantadas para vasos plásticos (5 cm x 5 cm x 0,15 cm) contendo 1,5 kg de solo por vaso (figura 12). A correção da deficiência nutricional dos solos foi realizada com adubo formulado comercial 4-14-8, sendo 1 g para o solo argiloso e 0,6 g para o solo arenoso por vaso.

Foi realizado um delineamento experimental de blocos ao acaso com quatro tratamentos e três repetições (4x3). Os tratamentos para os solos arenoso e argiloso foram

definidos considerando os testes de fuga de minhocas (item 3.3.1). Ou seja, trabalhou-se com tratamentos abaixo e acima da dose limitante para o organismo terrestre (*Eisenia fetida*). Para o solo arenoso foram: 2, 4, 10, 15, 20, 30, 40 e 50 mL (grupo teste) e sem poluente (grupo controle). Os tratamentos específicos para o solo argiloso foram: 4, 10, 15, 20, 26, 30 e 40 mL (grupo teste) e sem poluente (grupo controle). Os tratamentos com 2 e 50 mL não foram reproduzidos para o solo argiloso, pois havia pouca disponibilidade de solo. A irrigação foi realizada diariamente (duas vezes ao dia), visando manter a umidade do solo próximo à capacidade de campo ao longo do ciclo produtivo.

Figura 9 – Vista do plantio das mudas de alface (*Lactuca sativa* L).



Legenda: (a) Delineamento experimental de blocos ao acaso para o solo arenoso; (b) Delineamento experimental de blocos ao acaso para o solo argiloso.
Fonte: O autor, 2016.

Após esse período, ocorreu à colheita das plantas rente ao solo de cultivo e foram realizadas avaliações físicas, tais como: altura (H), diâmetro da copa (DCP), diâmetro do colo (DC), número total de folhas por planta (TFP), número total de folhas maiores que 10 cm (TFM), comprimento da maior folha (CMF), largura da maior folha (LMF) e comprimento da raiz (CR) (Figura 13).

Figura 10 – Procedimentos de finalização do cultivo em casa de vegetação (continua)



Figura 10 – Procedimentos de finalização do cultivo em casa de vegetação (conclusão)



Legenda: (a) altura (H); (b) diâmetro da copa (DCP); (c) diâmetro do colo (DC); (d) número total de folhas por planta (TFP), número total de folhas maiores que 10 cm (TFM), comprimento da maior folha (CMF); (e) largura da maior folha (LMF); (f) comprimento da raiz (CR).

Fonte: O autor, 2016.

3.6 Biodegradação pelo método respirométrico modificado

Para realização deste experimento, foi adaptada a norma ABNT NBR 14283 (1999) – Determinação da biodegradação pelo método respirométrico. A aparelhagem utilizada foi o respirômetro de Bartha, porém operando com sistema dinâmico (Figura 14). Isto é, com injeção de ar através de um compressor da marca Sunsun fornecendo 1,8 L / min de ar. Para cada respirômetro pesou-se 50 g \pm 0,1 g de solo arenoso e argiloso. A umidade dos solos foi mantida a 70% da capacidade de campo e os mesmos foram contaminados com os tratamentos específicos de OVR, a saber: glicose 1%, 3, 4 e 5 mL de OVR. Após isso, foi adicionado ao braço lateral de cada sistema 20 mL da solução de NaOH 0,40 mol / L. Após a adição da solução, o mesmo era vedado com uma rolha de silicone.

Figura 11 – Adaptação do respirômetro de Bartha para sistema dinâmico



Fonte: O autor, 2016.

Adicionalmente, foi realizado um delineamento experimental casualizado com quatro tratamentos e duas repetições (4x2) para ambos os solos. Os tratamentos para ambos os solos foram definidos considerando o menor tratamento executado no plantio em vasos (4 mL) (item 3.3.3) e os tratamentos intermediários experimentados foram 3 e 5 mL (correspondendo a 6% e a 10% da massa de solo empregada). Após o início do funcionamento do sistema, cinco datas consecutivas foram pré-estabelecidas para determinação da quantidade de CO₂ produzida durante os períodos (3, 6, 9, 12 e 15 dias). O tempo total de operação para ambos os solos foi de 15 dias. Nos períodos determinados, as soluções eram pipetadas dos braços laterais e transferidas para um erlenmeyer para proceder à titulação. Para titulação, adicionava-se a solução de NaOH 0,40 mol / L, 1 mL de BaCl₂ 1 mol / L e mais 2 gotas do indicador de fenolftaleína (Figura 15).

Figura 12 – Procedimento de titulação para avaliação da produção de CO₂



Fonte: o autor, 2016.

A quantidade de HCl (mL) utilizada na titulação para neutralizar o NaOH restante corresponde ao que não reagiu com o CO₂ e, portanto por diferença obtém-se o CO₂ produzido (Equação 5).

$$\text{CO}_2 \text{ (mg/500g de solo)} = [\text{Vbranco (HCl)} - \text{Vamostra (HCl)}] * \text{Mol CO}_2 * 0,40 \text{ mol/L (HCl)} * [\text{HCl}]/\text{NaOH} \quad (5)$$

3.7 Lixiviação em colunas de solo

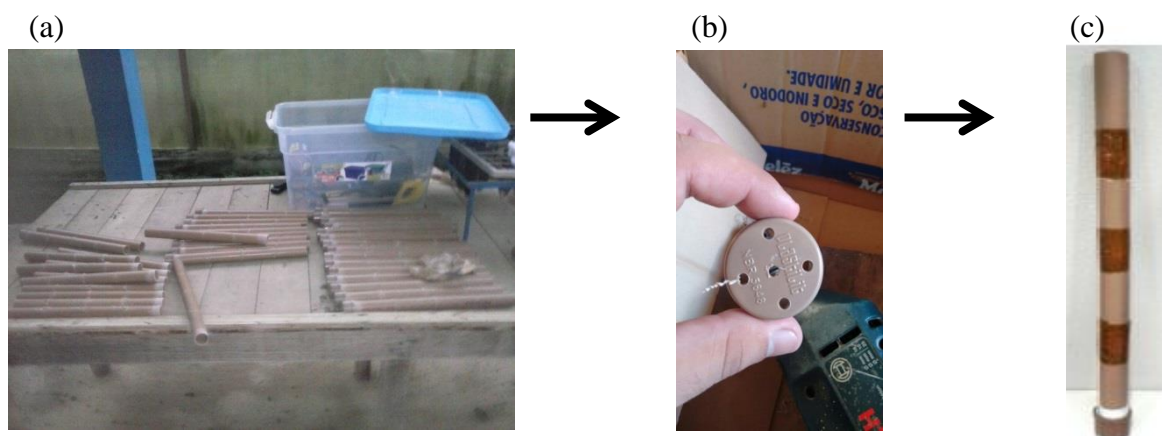
Para realização deste experimento, foi adaptada a norma OECD 312 (2004) – Lixiviação em colunas de solo. Foi realizado o ensaio com colunas de lixiviação em casa de vegetação no IFRJ *campus* Pinheiral, visando identificar o impacto do óleo vegetal residual - OVR sobre solos de textura argilosa e arenosa. Para tal, adotou-se o delineamento experimental inteiramente casualizado com cinco tratamentos (4 tratamentos com OVR e 1 tratamento controle) e três repetições (5x3) para ambos os solos, totalizando 15 colunas para cada tipo de solo. Os tratamentos com OVR para ambos os solos foram definidos considerando inicialmente a dose limitante no teste de fuga de minhocas (item 3.3.1). Para os outros tratamentos, buscou-se as doses experimentadas no plantio em casa de vegetação (item 3.3.3). Os tratamentos empregados para ambos o solo arenoso foram: 20, 10, 4 e 2 mL de

OVR (grupo teste) e sem OVR (grupo controle). Para o solo argiloso foram: 26, 10, 4 e 2 mL (grupo teste) e sem OVR (grupo controle).

Os solos utilizados no presente estudo foram caracterizados quimicamente segundo a (EMBRAPA, 2006), conforme apresentado na tabela 1.

Foram confeccionadas colunas de PVC (Figura 16), com 40 cm de altura e 1” de diâmetro, segmentadas em 4 seções de 10 cm. Os quatro segmentos de 10 cm foram unidos com cola e estabilizados externamente com fita veda rosca e por fita de PVC. No seguimento inferior foi acoplado um tampão de PVC com cinco furos de 2 mm de diâmetro, acima do qual foi colocado papel de filtro qualitativo de mesmo diâmetro, para sustentação do material e evitar a perda de solo durante o ensaio.

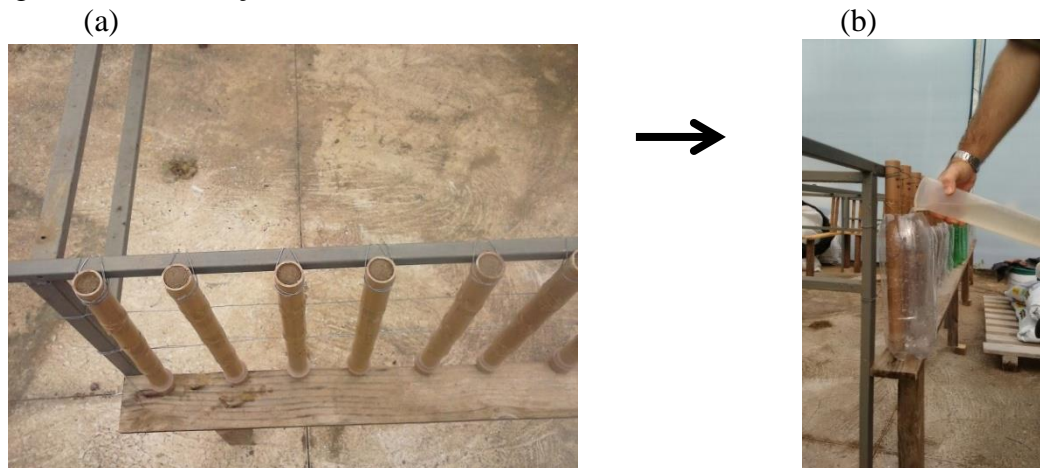
Figura 13 – Confeção inicial das colunas de solo



Legenda: (a) Preparação das colunas em PVC; (b) Tampão de PVC com cinco furos; (c) Coluna pronta.
Fonte: o autor, 2016.

As colunas foram preenchidas até a altura de 35 cm, com o solo seco ao ar por 24 horas, destorroado e passado em peneira de 2 mm, integralizando 273,56 g de solo arenoso e 257,13 g de solo argiloso por coluna. O preenchimento das colunas foi executado com o auxílio de um funil plástico. Após o preenchimento, as extremidades foram lacradas com papel alumínio e mantidas em repouso por 30 dias para a devida acomodação dos agregados do solo, objetivando uma densidade próxima ou igual à encontrada em campo. Após o período de acomodação dos agregados de solo, cada coluna foi colocada dentro de um PET e preenchido com água destilada até 2/3 de sua altura (26,66 cm) (Figura 17). Adicionalmente, foram deixadas em repouso durante 36 horas para promover a sua saturação e, após esse período, foram retirados os PET's e deixava-se o excesso de água drenar por ação gravitacional durante 72 horas para se atingir a capacidade de campo.

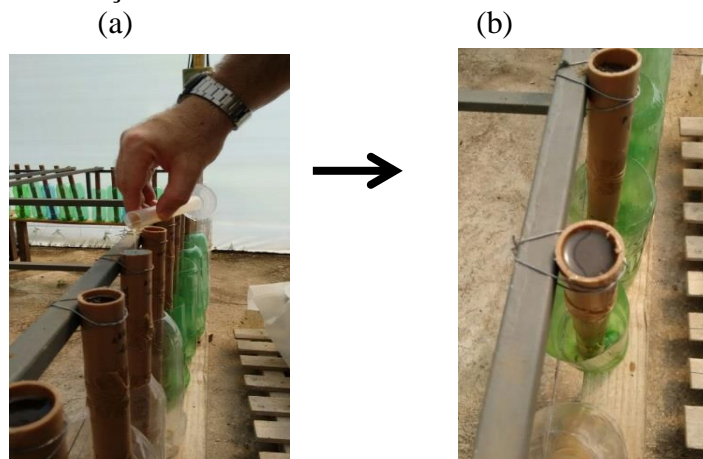
Figura 14 – Confecção das colunas de solo



Legenda: (a) Acomodação dos agregados do solo e fixação em estante galvanizada; (b) Capacidade de campo.
Fonte: o autor, 2016.

Com o solo na capacidade de campo contaminou-se as colunas individualmente, aplicando o OVR com o auxílio de uma proveta graduada (Figura 18). Adicionalmente, colocou-se lã de vidro na parte superior da coluna, de modo a proporcionar melhor distribuição da chuva artificial aplicada e garantir uniformidade de distribuição e infiltração do poluente (OVR) no solo. Com as colunas devidamente estabelecidas, as mesmas foram dispostas sobre funis de plástico e garrafas coletoras, munidos de papeis de filtro qualitativo para recolhimento dos percolados. Cada sistema (coluna + funil + garrafa coletora) foi fixado em uma estrutura metálica por meio de arame galvanizado (Figura 19). As colunas foram identificadas conforme os tratamentos e as garrafas identificadas conforme o período de lixiviação.

Figura 15 – Contaminação das colunas de solo



Legenda: (a) Contaminação das colunas de solo arenoso; (b) Contaminação das colunas de solo argiloso.
Fonte: o autor, 2016.

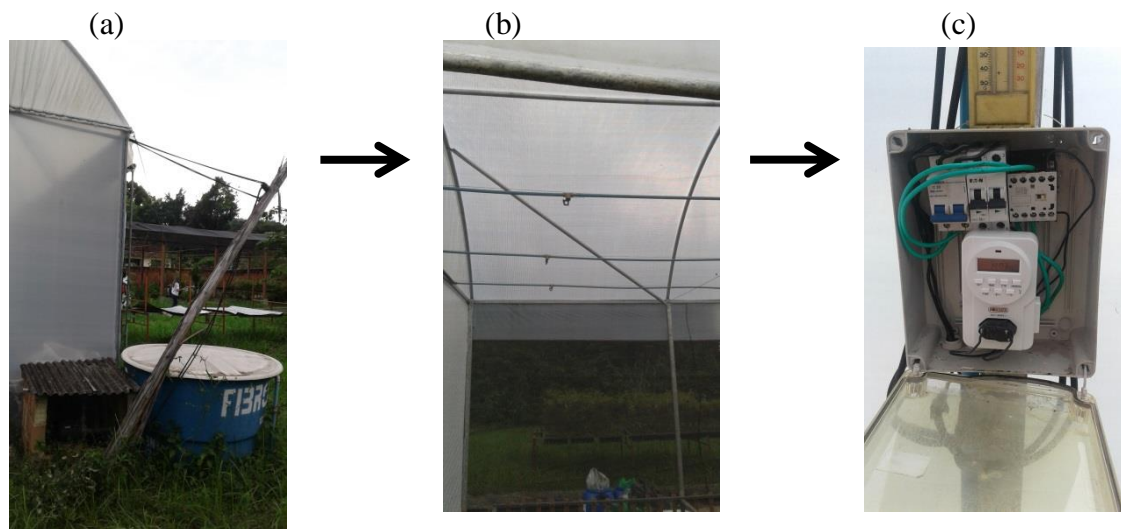
Figura 16 – Confecção e estabelecimento das colunas de solo



Fonte: o autor, 2016.

Após a confecção e estabelecimento das colunas, foi preparada uma chuva artificial com CaCl_2 a 0,01 M a qual foi aplicada por um sistema automatizado de irrigação por aspersão (Figura 20) continuamente sobre a superfície das colunas em uma taxa de 287 mm de chuva por um período de 48 horas. Esta taxa corresponde ao índice de precipitação médio dos últimos dez anos no Rio de Janeiro.

Figura 17 - Chuva artificial com CaCl_2 aplicada por um sistema automatizado de irrigação por aspersão



Legenda: (a) Casa de vegetação onde foram alocadas as colunas; (b) Sistema de aspersão da chuva artificial; (c) Monitoramento automatizado do sistema programado para 48 horas.

Fonte: o autor, 2016.

Após o término do ensaio de lixiviação (48 horas), as colunas foram desmontadas, separadas e coletadas amostras por seção de cada coluna para posterior análise. Na sequência, estas foram secas ao ar por 10 dias em casa de vegetação, peneiradas em uma peneira de malha 2 mm e acondicionadas em sacos de papel devidamente identificados, e posteriormente encaminhadas para análise e caracterização no laboratório multidisciplinar do IFRJ *campus* Pinheiral, conforme metodologia proposta pela Embrapa (2006). Foram analisados os seguintes parâmetros para as duas texturas de solo em estudo: pH em água, cálcio, magnésio, potássio, sódio, alumínio, hidrogênio mais alumínio, fósforo, soma das bases (V%), carbono orgânico e nitrogênio total.

3.8 Avaliação da ecotoxicologia aquática – Método de ensaio com peixes (*Danio rerio*)

Visando avaliar a toxicidade do lixiviado das colunas de lixiviação, foi realizado um bioensaio, utilizando uma espécie de peixe exótica ornamental, conhecida como paulistinha (*Danio rerio*), comum em testes toxicológicos de pesticidas, padrão para esse tipo de experimento (MURTY, 1988; PATRÍCIO et al., 2002).

Os bioensaios de concentração letal (CL₅₀) consistem na exposição do organismo em contato direto com o agente nocivo pelo período de 48 horas. Esse procedimento é caracterizado como do tipo estático, pois não há substituição de água e nem retirada de detritos durante o período de exposição (ABNT NBR 15088, 2011).

Inicialmente, os organismos teste foram adquiridos em um criadouro próximo ao IFRJ *campus* Pinheiral. Os ensaios foram realizados no Laboratório Multidisciplinar do IFRJ *Campus* Pinheiral.

Os tratamentos consistiram na utilização da água de lixiviação das colunas de ambos os solos, conforme descrito no item 3.5. Totalizando cinco tratamentos (4 tratamentos com OVR e 1 tratamento controle) e três repetições tanto para o solo arenoso quanto para o solo argiloso (Figura 21).

Antes da realização do ensaio, os peixes passaram por um período de aclimação e acondicionamento em um tanque principal, durante 7 dias, com volume total de 80 L. Este foi mantido sob temperatura em torno de $22 \pm 5^\circ\text{C}$, sem cloração, pH 7,0, OD 8 mg/L e aeração constante. Após a aclimação, cada recipiente recebeu dez peixes com peso individual variando entre 80 e 100 mg, respeitando-se a densidade máxima de $1,0 \text{ g.L}^{-1}$, conforme

recomendado pela ABNT NBR 15088 (2011).

Figura 18 – Vista do teste com peixe (*Danio rerio*)



Fonte: o autor, 2017.

3.9 Tratamento Estatístico dos Dados

Para todos os experimentos deste estudo foram realizados o teste de pressuposição (teste de normalidade e teste de homogeneidade de variância). Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 0,05 (5% de probabilidade) entre as mesmas (COSTA NETO, 1977; MILLER; MILLER, 1993).

Os dados provenientes do teste de fuga de minhocas, da germinação de sementes, comprimento de radícula, bem como os cálculos do IVG e IG (%), foram aplicadas a regressão polinomial do segundo grau, utilizando o software Excel.

Para os dados referentes ao plantio em casa de vegetação foi aplicada regressão logarítmica, utilizando o software Excel.

Para os resultados da respirometria foi aplicada regressão gaussiana, utilizando o software SigmaPlot 12.5.

Todas as funções foram determinadas com 95% de confiabilidade.

Para determinar a existência de uma possível correlação entre os tratamentos com OVR e os testes realizados, empregou-se o coeficiente de correlação de Pearson, com

determinação do índice de correlação (r) (ACHEN, 1977; ALDRICH, 1995).

Para o teste de fuga de minhocas, germinação e comprimento de radícula em placa de Petri e em solo, bem como o plantio em casa de vegetação empregou-se o coeficiente de Pearson a fim de verificar uma correspondência (positiva ou negativa) entre os dados obtidos e o poluente administrado (OVR).

Os Cálculos foram realizados com auxílio do programa BioEstat 5.0 e SigmaPlot 12.5. Os gráficos foram construídos, utilizando os próprios programas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

De acordo com a Tabela 1, verificou-se que o solo com textura arenosa apresenta um pH levemente neutro, enquanto que o pH do solo argiloso mostra-se ácido. O solo com textura arenosa apresenta um valor (S) para a soma das bases (8,8) bastante superior ao encontrado no solo com textura argilosa (3,7). Verifica-se a presença ainda que discreta de Al^{3+} em solo argiloso. Adicionalmente a capacidade de troca de cátions (T) no solo arenoso, apresenta-se 28% maior do que em solo argiloso. O teor do macronutriente P em solo arenoso (0,4) é inferior do que em solo argiloso (3,0). Neste sentido, o percentual de C. Org. (17,9) no solo arenoso é 3,7 vezes superior ao argiloso. Em relação ao (V%), percebe-se que o solo arenoso apresenta uma excelente condição de fertilidade, enquanto que o argiloso apresenta uma baixa fertilidade.

Tabela 1 – Caracterização físico-química dos solos arenoso e argiloso

Textura do solo	pH H ₂ O	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	S	Al ³⁺	H ⁺ + Al ³⁺	T	P	V	C. Org.	N
		----- cmolc.dm ⁻³ -----						mg.dm ⁻³	-----%-----				
Arenoso	7,4	5,0	2,2	1,3	0,3	8,8	0,0	0,0	8,8	0,4	100	17,9	1,8
Argiloso	5,3	2,9	0,5	0,13	0,17	3,7	0,3	3,0	7,0	3,0	55	4,8	0,5

Legenda: pH H₂O = pH em água; Ca²⁺ = Cálcio; Mg²⁺ = Magnésio; K⁺ = Potássio; Na⁺ = Sódio; S = Soma das bases; Al³⁺ = Alumínio; H⁺ + Al³⁺ = Hidrogênio + Alumínio; T= Capacidade de troca de cátions; P = Fósforo; V% = Saturação por bases; C.Org. = Carbono Orgânico; N = Nitrogênio.

Fonte: O autor, 2016.

Serão apresentados a seguir os resultados e a sua discussão, das seguintes etapas experimentais da presente tese:

- Efeito da dinâmica do OVR em solo - Saturação de solo;
- Efeito do OVR sobre o comportamento de fuga de minhocas (*Eisenia fétida*);
- Teste de germinação em placa de Petri;
- Teste de germinação em solo;
- Estudo do efeito do OVR no desenvolvimento físico da planta a partir do cultivo da alface (*Lactuca sativa* L.) em casa de vegetação;

- Teste de biodegradação do OVR pelo método respirométrico modificado;
- Efeito no solo após aplicação de diferentes tratamentos com OVR em colunas de lixiviação;
- Avaliação de Ecotoxicologia aquática a partir da água de lixiviação das colunas.

4.1 Efeito da dinâmica do OVR em solo - Teste de Saturação de solo

Enquanto o volume médio de OVR necessário para saturar o solo argiloso foi de 118 mL / 250g, no solo arenoso foi suficiente 88 mL / 250g. A maior capacidade de adsorção de OVR foi em solo argiloso, aproximadamente 35%, quando comparado com o arenoso.

Após o procedimento de saturação das colunas, iniciou-se a etapa de lixiviação, adicionando ciclos de 200 mL de água destilada. Após 8 ciclos, não foi mais observado o arraste do OVR no lixiviado do solo arenoso. Com isso, a adição da água foi interrompida. O volume total de OVR arrastado foi de 10.11 mL / 1,6 L, representando 0.63% de OVR arrastado na lixiviação. Por outro lado, no solo argiloso, houve impermeabilização do solo com a introdução de apenas um ciclo de água (Figura 22). No entanto, mesmo com pouca água adicionada, o volume de OVR arrastado foi de 32.5 mL / 200 mL, representando 16% de OVR arrastado na lixiviação. Após a lixiviação, o solo com textura arenosa apresentou uma capacidade ligeiramente menor de adsorção de OVR (77,89 mL de OVR em 250 g de solo arenoso) do que o solo argiloso (85,5 mL de OVR em 250 de solo argiloso). A alta adsorção do solo arenoso é devido ao seu elevado teor de C. Org. (17,9%). No caso do solo argiloso, a adsorção do OVR deve-se principalmente aos sítios ativos das argilas (LIBARDI, 2005).

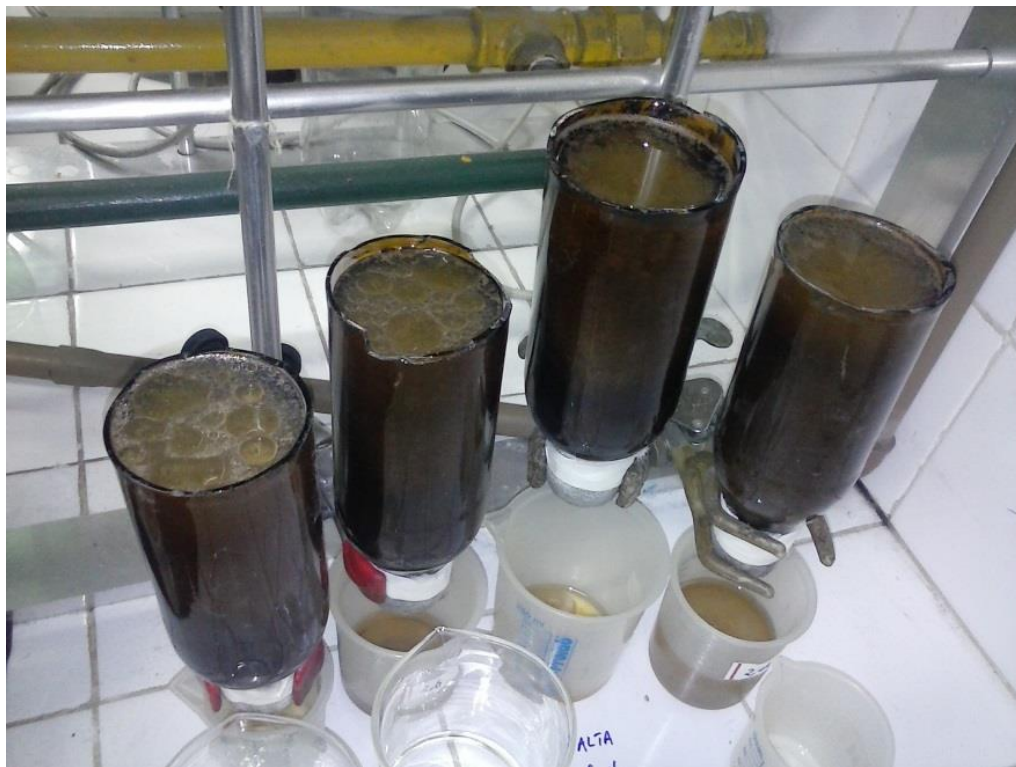
A compactação do solo argiloso na presença do OVR pode ser o processo de translocação das partículas das argilas que ocorre quando a chuva, a água de irrigação e/ou a presença de substâncias líquidas encontram um solo seco, dispersando parte das partículas de argila que, permanecendo em suspensão, são arrastadas conforme a água percola ao longo do perfil solo. A água e/ou substâncias líquidas que desce será adsorvida pela massa do solo, e as partículas de argila em suspensão serão depositadas preenchendo os espaços porosos. Sob condições de alta umidade, o solo deforma-se mais facilmente, ocorrendo a formação de camadas compactadas (SWAN; MONCRIEF; VOOHEES, 1987).

As argilas são as mais ativas quimicamente do que as partículas maiores, como a areia. A intensa atividade da argila ocorre devido ao pequeno tamanho de suas partículas, fazendo

com que estas possuam propriedades coloidais. A mais importante propriedade coloidal da argila é a afinidade pela água e por elementos químicos nela dissolvidos. Essa afinidade é devida principalmente à existência de cargas elétricas nessa superfície (LEPSCH, 2002).

A presença do material orgânico é a principal proteção à ação da erosão causada pela água, importante na formação e na estabilidade das partículas do solo, que são responsáveis pela estrutura do mesmo, além de permitir um melhor desenvolvimento do sistema radicular das plantas, ela fornece condições ótimas de aeração e umidade. Um solo bem estruturado resiste melhor à erosão, minimizando as perdas, e permitindo a melhor percolação da água ao longo do seu perfil. Além disso, contribui para o aumento da CTC e melhor eficiência de utilização dos nutrientes (MIELNICZUK, 1999; COSTA; SANGAKKARA, 2006; DA COSTA, DE ALMEIDA RIBEIRO, 2013).

Figura 19 – Coluna de solo argiloso com camada sobrenadante



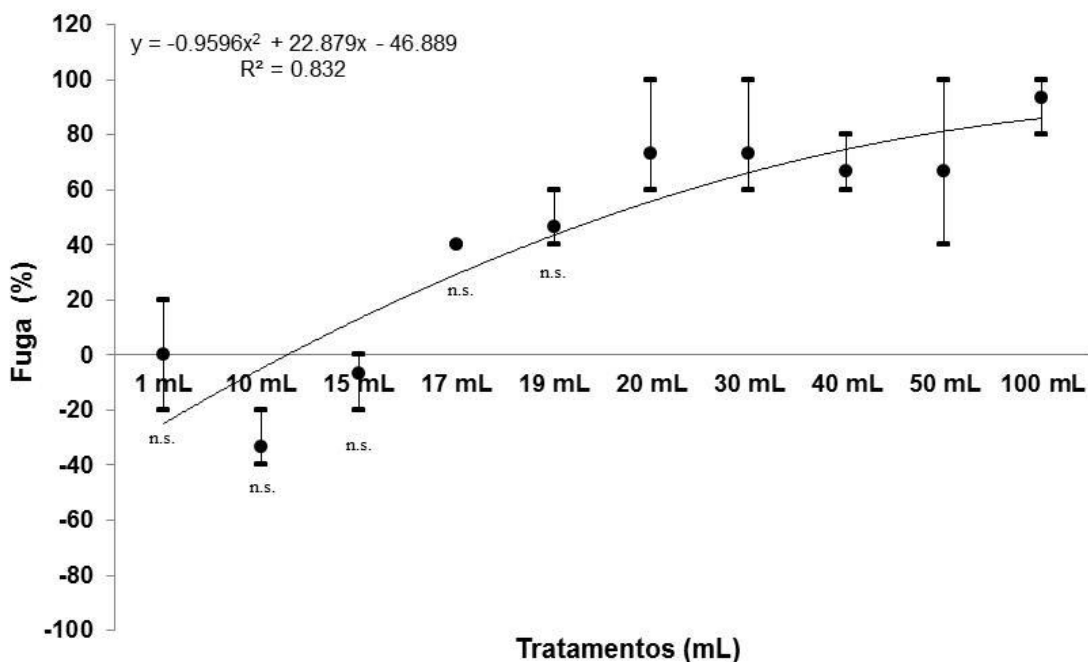
Fonte: o autor, 2016.

4.2 Efeito do OVR sobre o comportamento de fuga de minhocas (*Eisenia fetida*)

Os valores médios do teste de fuga das minhocas em função dos diferentes tratamentos

com OVR para o solo arenoso estão apresentados na Figura 23. Entre 1 e 19 mL não foram encontrados resultados significativos que tornassem o solo impróprio para habitat das minhocas. A toxicidade encontrada para o solo arenoso foi a partir de 20 mL / 250 g de solo (Fuga > que 60%). Isto é, a partir de 20 mL, verificou-se uma permanência de mais de 70% dos organismos no solo controle. De acordo com a significância da interação entre os resultados, optou-se por aplicar a regressão polinomial para descrever o comportamento de fuga em relação aos diferentes tratamentos com OVR.

Figura 20 – Resposta de fuga para a espécie *Eisenia fetida* em solo arenoso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR

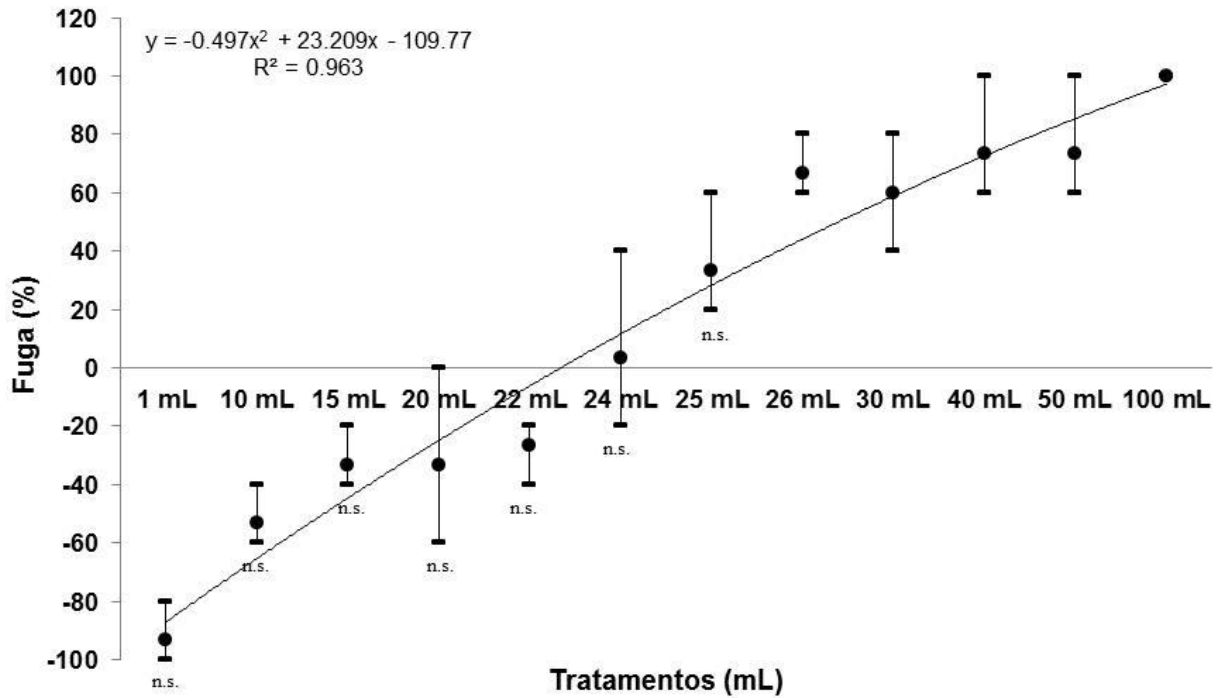


Nota: Valores médios e desvio padrão em barras, Teste de Tukey ($p < 0,05$); n.s. = não significativo.

Fonte: o autor, 2016.

Os valores médios do teste de fuga das minhocas em função dos diferentes tratamentos com OVR para o solo argiloso estão apresentados na Figura 24. Entre 1 e 25 mL não foram encontrados resultados significativos que tornassem o solo impróprio para habitat das minhocas. Comparativamente, verifica-se que o organismo teste é um pouco mais tolerante ao solo argiloso do que o arenoso. A partir de 26 mL, mais de 95% dos organismos expostos preferem o solo controle. A regressão polinomial aplicada demonstra que quanto mais OVR for aplicado no solo argiloso, maior o comportamento de fuga.

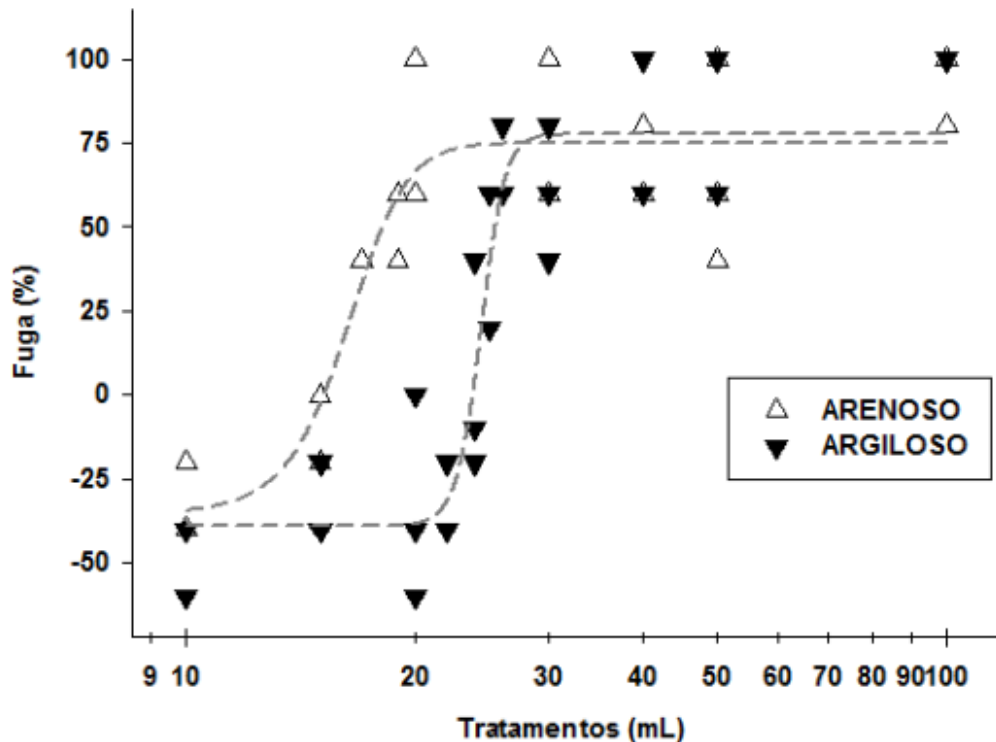
Figura 21 – Resposta de fuga para a espécie *Eisenia fetida* em solo argiloso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR



Nota: Valores médios e desvio padrão em barras, Teste de Tukey ($p < 0,05$); n.s. = não significativo.
 Fonte: o autor, 2016.

Segundo a figura 25, observa-se um paralelismo no comportamento de fuga para os solos estudados. Verifica-se, portanto, que o solo argiloso comporta 30% a mais de OVR do que o solo arenoso. No entanto, qualquer dose maior do que as doses limitantes ocasionará fuga > que 60%.

Figura 22 – Comparativo da resposta de fuga para a espécie *Eisenia fetida* em solo arenoso e argiloso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR



Fonte: o autor, 2016.

Verificou-se a existência de uma correlação significativa no solo arenoso de 0,6575, indicando que a fuga das minhocas neste solo deve-se mais pelo fator poluente do que por fatores externos: 65 contra 35%. No solo argiloso também foi encontrada correlação ainda maior (0,7555), ou seja, a fuga está 75% associada à introdução do OVR e 25% por variáveis aleatórias.

A espécie utilizada no presente estudo é epigeica (se agrupam por preferência de ambiente) e vivem em camadas superiores do solo (0-10 cm) ricas em matéria orgânica (VAN GESTEL, 1992; SANTORUFO et al., 2012). No entanto, a pele da minhoca é recoberta por uma fina cutícula e produz bastante muco que facilita a locomoção e proteção da pele. O muco ainda protege a pele quando em contato com poluentes ou substâncias tóxicas. A minhoca impulsiona seus segmentos anteriores, provocando uma onda que se desloca para traz de seu corpo. Concomitante a isso, na região anterior, a musculatura circular contrai e a longitudinal se relaxa, fazendo com que seus anéis se tornem mais finos e alongados e suas cerdas se mantenham retraídas. Dessa forma a minhoca estabelece um ponto de apoio no solo

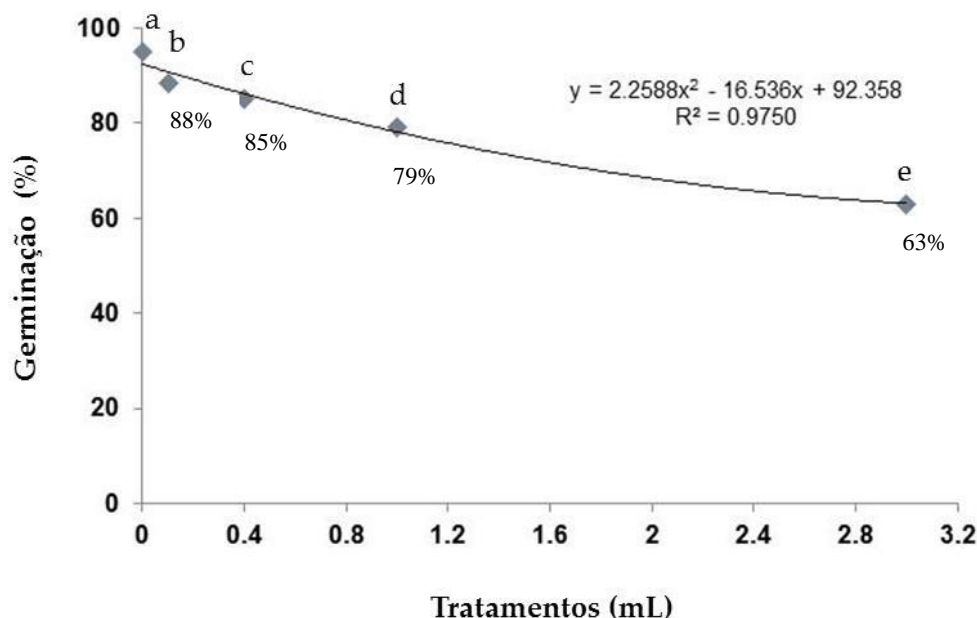
e se impulsiona para frente. Os solos que apresentam umidade elevada facilitam o seu deslocamento. Os solos argilosos acumulam mais água em suas partículas e por este motivo o atrito com o corpo delas é menor, além de garantir as trocas gasosas na respiração (BROWN et al., 2004; JAMES; BROWN, 2006). Apesar do solo argiloso utilizado no presente estudo apresentar baixo teor de material orgânico, infere-se que a tolerância das minhocas neste solo foi maior, devido a uma maior capacidade de locomoção e exploração da massa de solo. A partir do comprometimento do seu deslocamento e o contato agudo com o poluente as minhocas podem fugir, se intoxicar, morrer, incorporar e até bioacumular esses em seus tecidos (CURRY, 2004).

Wang et al (2010) realizaram um ensaio de fuga com lodo de petróleo e verificaram que a dose limitante foi de 4,25 g / 250 g de solo. Percebe-se que o OVR (18,40 g / 250 g de solo) é 4,33 vezes menos impactante as minhocas do que o lodo de petróleo; apesar do OVR também ter tornado o solo impróprio para o habitat das minhocas.

4.3 Teste de germinação em placa de Petri

Os valores médios do percentual de germinação em função dos diferentes tratamentos com OVR estão apresentados na Figura 26. Verificou-se uma diminuição no percentual de germinação quando se aumentou a dosagem. O grupo controle apresentou 95% de germinação. Os dois primeiros tratamentos apresentaram resultados superiores a 80% (0,1 mL com 88% e 0,4 mL com 85%). A partir de 1 mL a taxa de germinação foi abaixo de 80% (1 mL com 79% e 3 mL com 63%). O p-valor encontrado para os tratamentos foi de 0,0003. Foram observadas diferenças significativas entre o grupo controle e teste pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$). A regressão polinomial descreve um comportamento decrescente para a resposta da germinação em relação aos diferentes tratamentos com OVR.

Figura 23 – Germinação de sementes de alface (*Lactuca sativa* L.) com diferentes tratamentos com OVR



Legenda: (a) Controle; (b) 0,1 mL OVR; (c) 0,4 mL OVR; (d) 1 mL OVR, (e) 3 mL OVR.

Nota: Médias seguidas pela mesma letra minúscula, não diferem estatisticamente entre si pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Fonte: o autor, 2016.

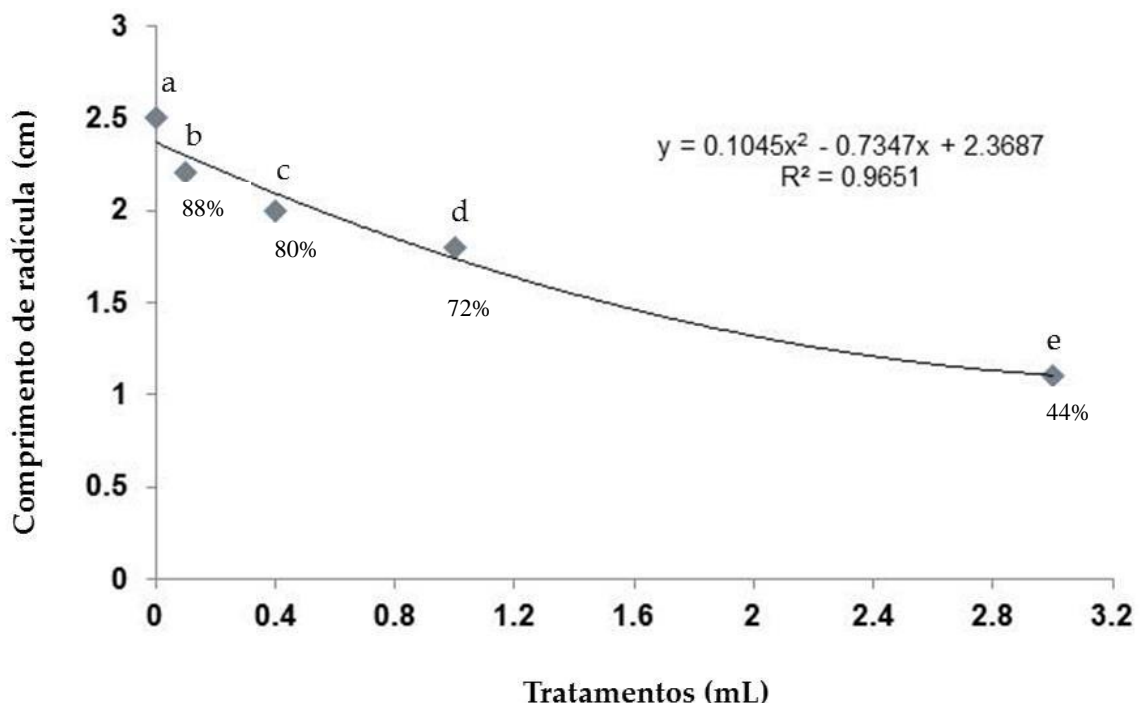
Em virtude das diferentes tratamentos com OVR aplicados, verificou-se uma correlação significativa (r) de -0.9735 , devido à maior a dosagem de óleo, ocasionar um menor percentual de germinação: 97% da inibição na germinação das sementes está associado ao poluente e 3% a fatores aleatórios ao sistema.

Segundo Beweley e Black (1994) e Shafaei et al. (2014) o processo de germinação depende da presença da água à matriz da semente, do teor de oxigênio e de alguns fatores ambientais externos como luz e temperatura. Portanto, esses resultados indicam que as diferentes dosagens de OVR exerceram influência no percentual de germinação das sementes de alface (*Lactuca sativa* L.). Os estudos de toxicidade com as sementes em desenvolvimento (USEPA 1996; VARNERO *et al.*, 2007) mostram que a amônia, ácidos orgânicos voláteis, óleos, metais pesados e a presença de sais podem causar efeitos nocivos sobre o desenvolvimento da planta, inibir a germinação e o crescimento da raiz. Além disso, substâncias oleosas tendem a envolver as sementes com uma película, formando assim uma barreira física, impedindo a transferência de água e oxigênio, bem como interrompendo a

absorção de nutrientes e trocas gasosas (VAUHKONEN et al., 2008; VWIOKO e FASHEMI, 2005 e NJOKU et al. 2009). No caso em estudo, a inibição da germinação com doses a partir de 1 mL pode ter sido causada pela impermeabilização das sementes e impedindo as trocas gasosas.

Os valores médios dos comprimentos das radículas em função de diferentes tratamentos com OVR estão apresentados na Figura 27. O grupo controle apresentou um comprimento de radícula de 2,5 cm. Comparativamente com o comprimento atingido pelo grupo controle, o tratamento com 0,1 mL e 0,4 mL apresentaram crescimento de 88% e 80% respectivamente. O mesmo foi observado para os tratamentos com 1 mL e 3 mL (72% e 44%). O p-valor encontrado para os tratamentos foi menor que 0,0001. Foram diferenças significativas entre o grupo controle e teste pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$). Para o comprimento de radícula, aplicou-se a regressão polinomial para a resposta do seu comprimento em relação aos diferentes tratamentos com OVR.

Figura 24 – Comprimento de radícula de sementes de alface (*Lactuca sativa* L.) com diferentes tratamentos com OVR



Legenda: (a) Controle; (b) 0,1 mL OVR; (c) 0,4 mL OVR; (d) 1 mL OVR, (e) 3 mL OVR.

Nota: Médias seguidas pela mesma letra minúscula, não diferem estatisticamente entre si pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Fonte: o autor, 2016.

Observa-se que conforme se aumentou as dosagens, o OVR apresentou efeito mais significativo sobre o crescimento da radícula, quando comparado ao parâmetro germinação. A avaliação do efeito sobre o alongamento da raiz das plântulas pode refletir a toxicidade dos compostos solúveis presentes em níveis de concentração tão baixos, que não são suficientes para inibir a germinação, mas podem atrasar ou inibir o processo de alongamento da raiz, dependendo do modo e local de ação dos compostos. Assim, a inibição do alongamento da raiz mostra-se um sensível indicador subletal para avaliar efeitos biológicos nas plantas (SOBRERO e RONCO, 2004; TAMADA et al., 2012). Verifica-se, portanto, no presente estudo, o mesmo efeito produzido sobre as sementes de alface (*Lactuca sativa* L.), embora o OVR não seja um poluente solúvel em água.

Além disso, verificou-se uma correspondência negativa (r) altamente significativa de - 0.9677. Isto é, 97% da inibição do crescimento das radículas está associado ao poluente (OVR) e 3% a fatores aleatórios ao sistema.

4.3.1 Teste de germinação em solo

4.3.1.1 Índice de Velocidade de Germinação – IVG

Os resultados encontrados para o parâmetro IVG com diferentes tratamentos com OVR, em solos arenoso e argiloso, encontram-se na Figura 28. Foram observadas diferenças significativas entre o grupo controle e teste para ambos os solos pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

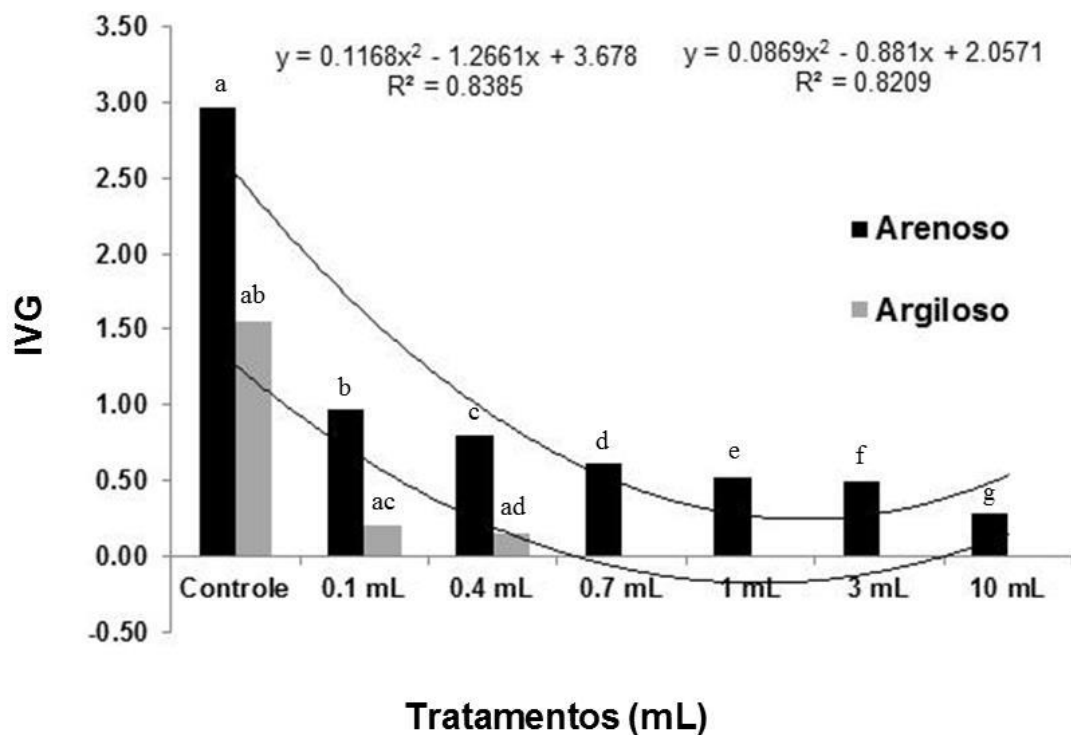
O IVG atingido pelo grupo controle em solo arenoso foi de 2,9 sementes/dia e em solo argiloso 1,5 sementes/dia. O menor IVG foi observado no tratamento com 10 mL para o solo arenoso, isto é 0,28 sementes/dia. O menor IVG observado para o solo argiloso foi no tratamento com 0,4 mL (0,15 sementes/dia). No entanto, percebe-se que conforme se aumenta a dosagem de OVR menor o IVG para ambos os solos.

Infere-se que o solo arenoso apresentou o maior IVG devido à baixa capacidade de compactação do solo, facilitando a emergência das sementes. Além disso, conforme descrito na tabela 1, o C. Org. (%) no solo arenoso é 3,7 vezes superior ao argiloso. A presença deste C. Org. (%) no solo exerce papel importante na estabilidade das partículas do solo que são responsáveis pela estrutura do mesmo e fornece condições ótimas de aeração e umidade

(conforme citado no item 4.2). Tais condições são essenciais para o processo de germinação (SHAFAEI et al., 2014).

Verifica-se que em solo argiloso, a presença do OVR influenciou fortemente a velocidade de germinação. Provavelmente, o menor IVG encontrado esteja relacionado à compactação do solo. O OVR pode ter criado uma barreira física pouco permeável na superfície, levando a dispersão da argila, dificultando o aparecimento da plântula. Tal comportamento influenciou diretamente as condições de aeração e umidade deste solo para o processo de germinação (BOCCHESE et al., 2008). Observa-se que a partir do tratamento com 0,7 mL de OVR no solo o IVG foi igual a zero.

Figura 25 – Efeito dos tratamentos com OVR, referente ao cálculo do IVG para germinação de sementes de alface (*Lactuca sativa* L.) em solo arenoso e argiloso



Nota: Médias seguidas pela mesma letra minúscula, não diferem estatisticamente entre si pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Fonte: o autor, 2016.

O IVG é um parâmetro cinético que está diretamente relacionado com o vigor das sementes. Desta forma, quanto maior o IVG melhor será a germinação e maior será a capacidade desta semente se desenvolver em uma plântula normal no campo dentro de condições ambientais adequadas. Verifica-se que houve variação no parâmetro IVG para os diferentes tratamentos (Figura 28). Em ambos os solos verifica-se uma tendência polinomial de

redução do IVG de acordo com o aumento da dose de OVR. Ressalta-se uma tendência a zero do IVG de acordo com o aumento do poluente administrado (PIÑA-RODRIGUES et al., 2004).

4.3.1.2 Percentual de Germinação – G (%)

Os resultados encontrados para o parâmetro G (%) em solos arenoso e argiloso, com diferentes dosagens de OVR, encontram-se na tabela 2. Foram observadas diferenças significativas entre o grupo controle e teste para ambos os solos pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Tabela 2 – Percentagem de germinação, G (%) em solo arenoso e argiloso, submetido a diferentes tratamentos com OVR

Germinação (%)	Tratamentos						
	Controle	0,1 mL	0,4 mL	0,7 mL	1,0 mL	3,0 mL	10 mL
1° Dia	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.
2° Dia	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.
3° Dia	60%*	10%*	7%*	3%*	0% n.s.	0% n.s.	10%*
4° Dia	33%*	10%*	14%*	15%*	17%*	10%*	0% n.s.
5° Dia	7%*	17%*	12%*	15%*	3%*	6%*	6%*
Total Arenoso	100%a	37%b	33%c	30%c	20%d	16%e	6%f
1° Dia	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.
2° Dia	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.
3° Dia	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.
4° Dia	40%*	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.
5° Dia	40%*	10%*	3%*	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.	0% n.s.
Total Argiloso	80%a	14%b	3%c	0%d	0%d	0%d	0%d

Nota: Médias seguidas pela mesma letra na linha, não diferem estatisticamente entre si pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$). n.s = não significativo e * = significativo.

Em cinco dias, no solo arenoso, 100% de um total de dez sementes germinaram no grupo controle. Já no solo argiloso, 80% de um total de dez sementes germinaram no grupo controle. A partir da menor dosagem de OVR (0,1 mL), observou-se uma diminuição significativa na germinação das sementes (37% arenoso e 14% argiloso). Percebe-se que a introdução do OVR causou diminuição significativa na germinação das sementes mesmo com um tratamento com uma dose bem baixa de OVR (0,1 mL em 25 g de solo). Nenhum dos

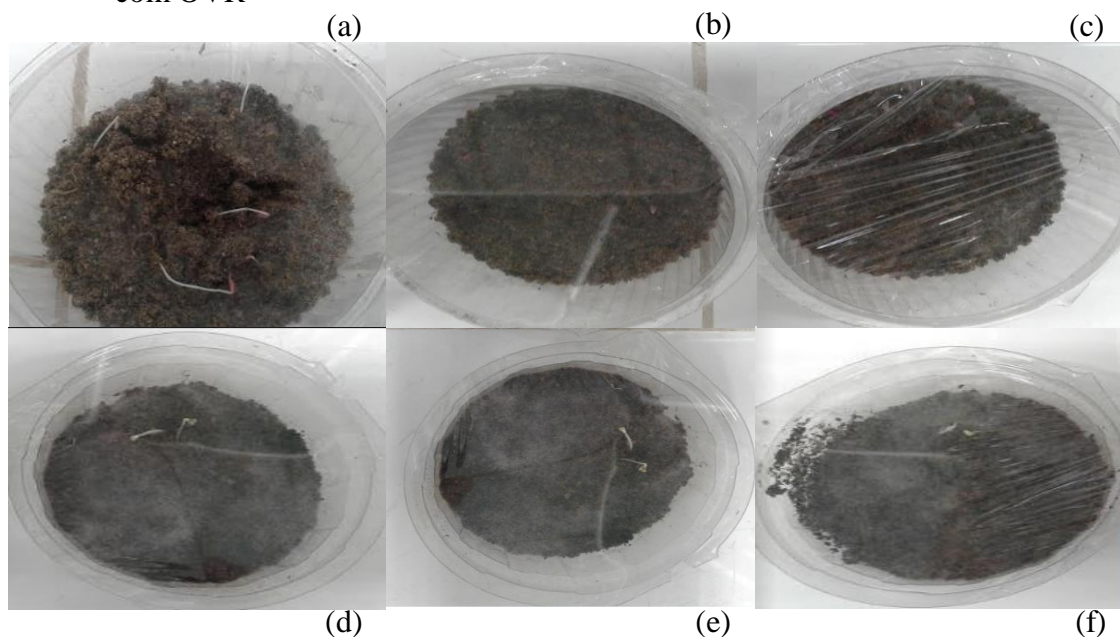
tratamentos analisados atingiu 40% de taxa germinativa no período de análise. O tratamento com 10 mL foi o que causou maior inibição para o solo arenoso (6%). Em solo argiloso, a partir de 0,7 mL de OVR, não se verificou mais germinação.

O teste de germinação realizado em placa de Petri comprovou interferência do OVR na germinação das sementes de alface (*Lactuca sativa* L.), em ambos os solos, a partir de 0,1 mL, sendo muito pronunciada a partir de 1 mL no solo argiloso. A germinação em solo também comprovou o efeito do OVR sobre os tratamentos. Porém o pronunciamento foi mais agudo a partir de 0,1 mL para ambos os solos. Como este teste serve para simular um comportamento da semente em ambiente natural com a presença do poluente, (ISTA, 1993; BRASIL 2009), pode-se comprovar que esta espécie de alface é muito sensível ao OVR.

Mayer e Poljakoff-Mayber (1975), Mayer (1986) e Bewley e Black (1994) relatam que a absorção de água é o fator primário determinante no processo germinativo. Além dela, o oxigênio, a luz e temperatura. Conforme observado no IVG (item 4.4.1.1), no G (%) (item 4.4.1.2) e no teste em placa de Petri (item 4.4), a inibição da germinação em solo, também pode ter sido causada pela impermeabilização do solo (principalmente argiloso) e das sementes a partir da introdução do OVR, criando uma barreira física, impedindo a entrada e absorção de água e, posteriormente as trocas gasosas. O aumento do volume da semente é resultado da entrada de água em seu interior que provoca a ruptura do tegumento, favorecendo a propagação do oxigênio para os tecidos internos e o início da raiz primária (CARVALHO; NAGAWA, 2000). Devido a textura do solo arenoso do presente estudo, verifica-se que este sofreu menos a ação do OVR em relação ao processo germinativo do que o solo argiloso.

Nos testes realizados no solo arenoso, ao final do período experimental, observou-se a formação de uma colônia de fungos na camada superficial do solo para todos os tratamentos (Figura 29). O mesmo não foi observado no grupo controle e nem no solo argiloso. Vertucci (1989) relata que a ocorrência de infecção por fungos pode atrapalhar o processo de germinação.

Figura 26 – Teste de germinação em solo arenoso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR



Legenda: (a) 0,1 mL; (b) 0,4 mL; (c) 0,7 mL; (d) 1 mL; (e) 3 mL; (f) 10 mL deOVR.
Fonte: O autor, 2016.

4.3.1.3 Índice de Germinação – IG (%)

Para o cálculo do IG (%) utilizou-se a equação 3 (item 3.3.2.1.3). Além disso, foram utilizados os valores médios obtidos com a avaliação do comprimento da raiz (figura 30), conforme apresentado na tabela 3.

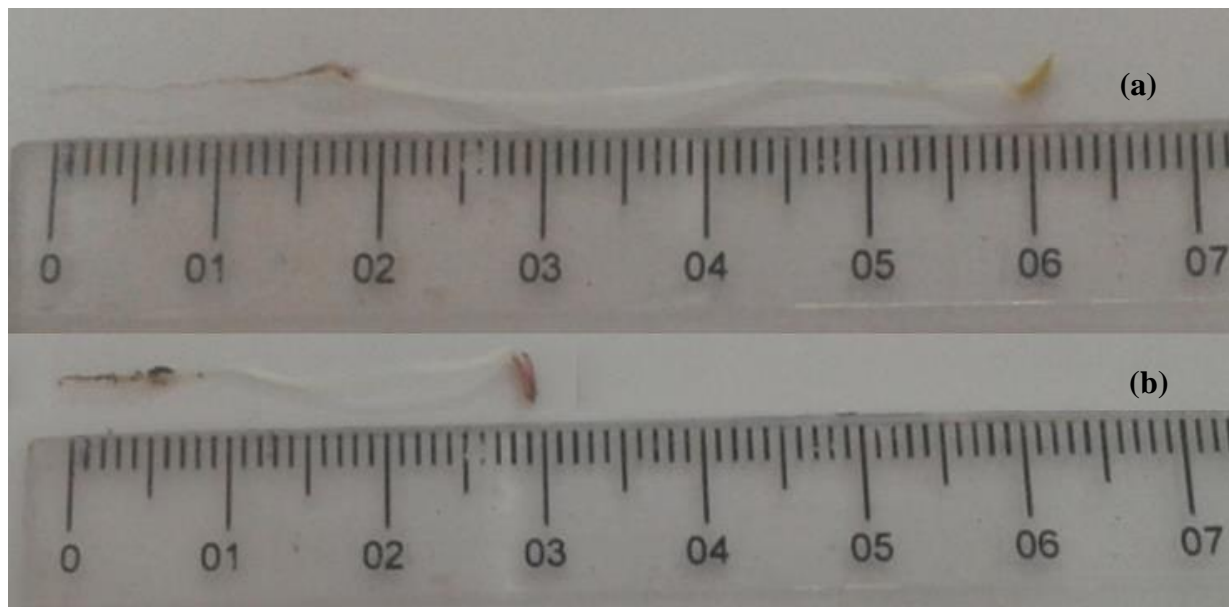
Tabela 3 – Valores médios da raiz (cm), na germinação de sementes de alface em solo arenoso e argiloso (*Lactuca sativa* L.) submetida a diferentes tratamentos com OVR

Parâmetros físicos (cm)	Tratamentos						
	Controle	0,1 mL	0,4 mL	0,7 mL	1 mL	3 mL	10 mL
Raiz Arenoso	2,23a	0,40b	1,80c	1,03d	0,83e	0,57f	0,27g
Raiz Argiloso	0,83a	0,43b	0,60c	0d	0d	0d	0d

Nota: Médias seguidas pela mesma letra na linha, não diferem estatisticamente entre si pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Fonte: o autor, 2016.

Figura 27 – Comprimento (cm) da raiz em ensaio de germinação de sementes de alface (*Lactuca sativa* L.) em solo arenoso e argiloso submetido a diferentes tratamentos com OVR



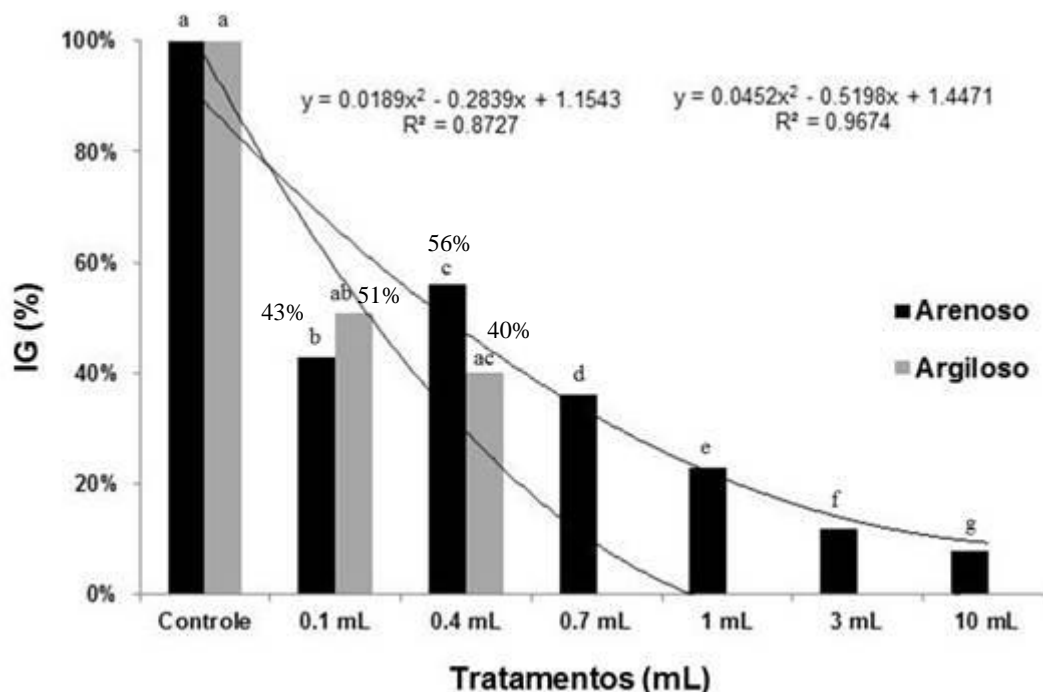
Legenda: (a) Controle arenoso; (b) Controle argiloso.

Fonte: O autor, 2017.

Após a aplicação dos diferentes tratamentos com OVR, verificou-se uma correlação negativa significativa (r) para ambos os solos. O r encontrado para a raiz em solo arenoso foi de $-0,5443$. Em solo argiloso, o r encontrado para o raiz foi de $-0,5001$. Desta forma, evidencia-se que quanto mais OVR for introduzido, menor será o tamanho da raiz.

Os resultados encontrados para o IG (%) em solo arenoso e argiloso, submetido a diferentes tratamentos com OVR, encontram-se na figura 31. Foram observadas diferenças significativas entre o grupo controle e teste para ambos os solos pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$). Adicionalmente, optou-se por aplicar a regressão polinomial para o desdobramento do IG (%) em relação aos diferentes tratamentos com OVR em solo arenoso e argiloso.

Figura 28 – Efeito das doses de OVR, referente ao cálculo do IG (%) para germinação de sementes de alface (*Lactuca sativa* L.) em solo arenoso e argiloso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR.



Nota: Médias seguidas pela mesma letra minúscula, não diferem estatisticamente entre si pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Fonte: o autor, 2016.

Verifica-se que o IG (%) em solo arenoso foi de 43% para o tratamento com 0,1 mL e 56% para o tratamento com 0,4 mL. Adicionalmente, conforme se aumenta às doses de OVR, o percentual vai decrescendo (0,7 mL, 36%; 1 mL, 23%; 3 mL, 12%, 10 mL, 8%).

De igual modo, em solo argiloso, o IG (%) para o tratamento com 0,1 mL foi de 51% e para o tratamento com 0,4 mL foi de 40%. Posteriormente, conforme se aumenta às doses de OVR (0,7 mL, 1 mL, 3 mL e 10 mL), o percentual é igual a zero.

Comparativamente com o ensaio em placa de Petri, o comprimento da raiz no teste realizado em solo arenoso mostrou-se menos afetado que a germinação. Percebe-se que a partir do momento que a semente germina, ela vai procurar uma forma de estabelecer sua raiz. O não estabelecimento desta raiz, se justifica pelo desbalanceamento hídrico, dificuldade na troca gasosa, formação de colônia de fungos e pelo fato de se utilizar dois solos com uma população de microorganismos desconhecida. Um substrato para ser usado em teste de germinação deve preencher alguns requisitos, tais como: ser atóxico à semente ser isento de microorganismos e manter uma proporção adequada entre a disponibilidade de água e aeração (POPINIGIS, 1977, 1985; COPELAND; McDONALD, 1995).

4.4 Estudo do efeito do OVR no desenvolvimento físico da planta a partir do cultivo da alface (*Lactuca sativa* L.) em casa de vegetação

A média dos parâmetros físicos estudados no cultivo de alface no solo arenoso (*Lactuca sativa* L.) submetido a diferentes dosagens de óleo vegetal residual (2, 4, 10, 15, 20, 30, 40 e 50 mL) estão apresentados na Figura 32. Em todos os parâmetros avaliados, não se verificou diferença significativa entre as dosagens pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$). No entanto, foram observadas diferenças significativas entre o grupo controle e teste para ambos os solos. Adicionalmente, optou-se por aplicar a regressão logarítmica para os resultados obtidos no plantio em relação aos diferentes tratamentos com OVR em solo arenoso. Comparativamente ao crescimento atingido pelo grupo controle, observou-se que o tratamento com 2 mL apresentou os melhores resultados para a H (61%), o DCP (69%), o DC (90%), TFP (55%), TFM (3%) e LMF (50%). O TFM para o tratamento com 2 mL, 4 mL e 10 mL, foi de 3%. Para os outros tratamentos o TFM foi zero. O CMF para todos os tratamentos não ultrapassou 42%. Em relação a LMF, o melhor desempenho foi observado no tratamento com 15 mL (51%), 2 mL (50%) e 10 mL (49%). Para as demais tratamentos o desempenho não ultrapassou os 46%. A dose com 50 mL apresentou os piores resultados para a H (30%), o DCP (25%), o DC (29%), TFP (25%), TFM (0%), CMF (24%) e LMF (25%). Em relação ao CR, os melhores resultados foram observados no tratametno com 10 mL (63%) e 4 mL (61%). Verificou-se que a partir do tratamento com 2 mL a variável mais sensível para todos os tratamentos foi o TFM. Percebeu-se que a partir da introdução do OVR todas as variáveis estudadas, independente da dose testada, tiveram seu crescimento inibido.

Figura 29 – Avaliação das variáveis físicas para cultura da alface (*Lactuca sativa* L.) em solo arenoso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR (continua)

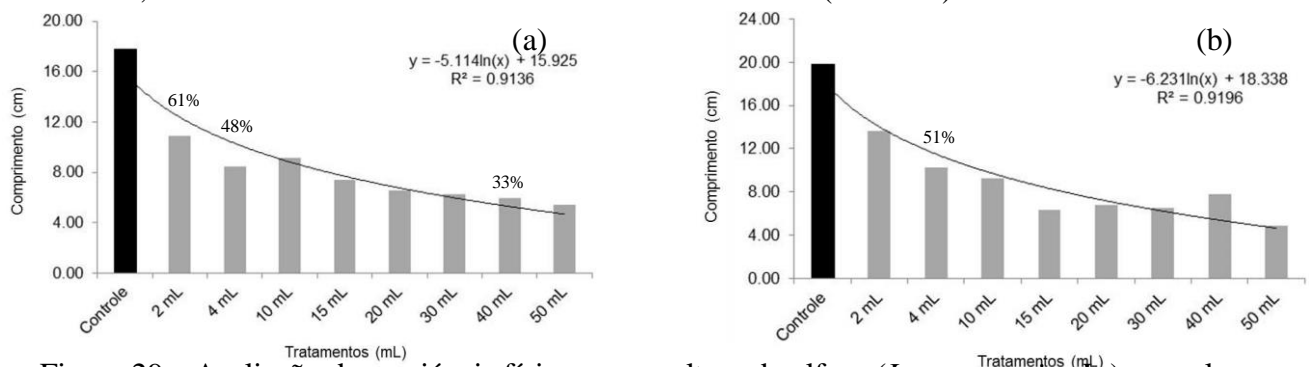
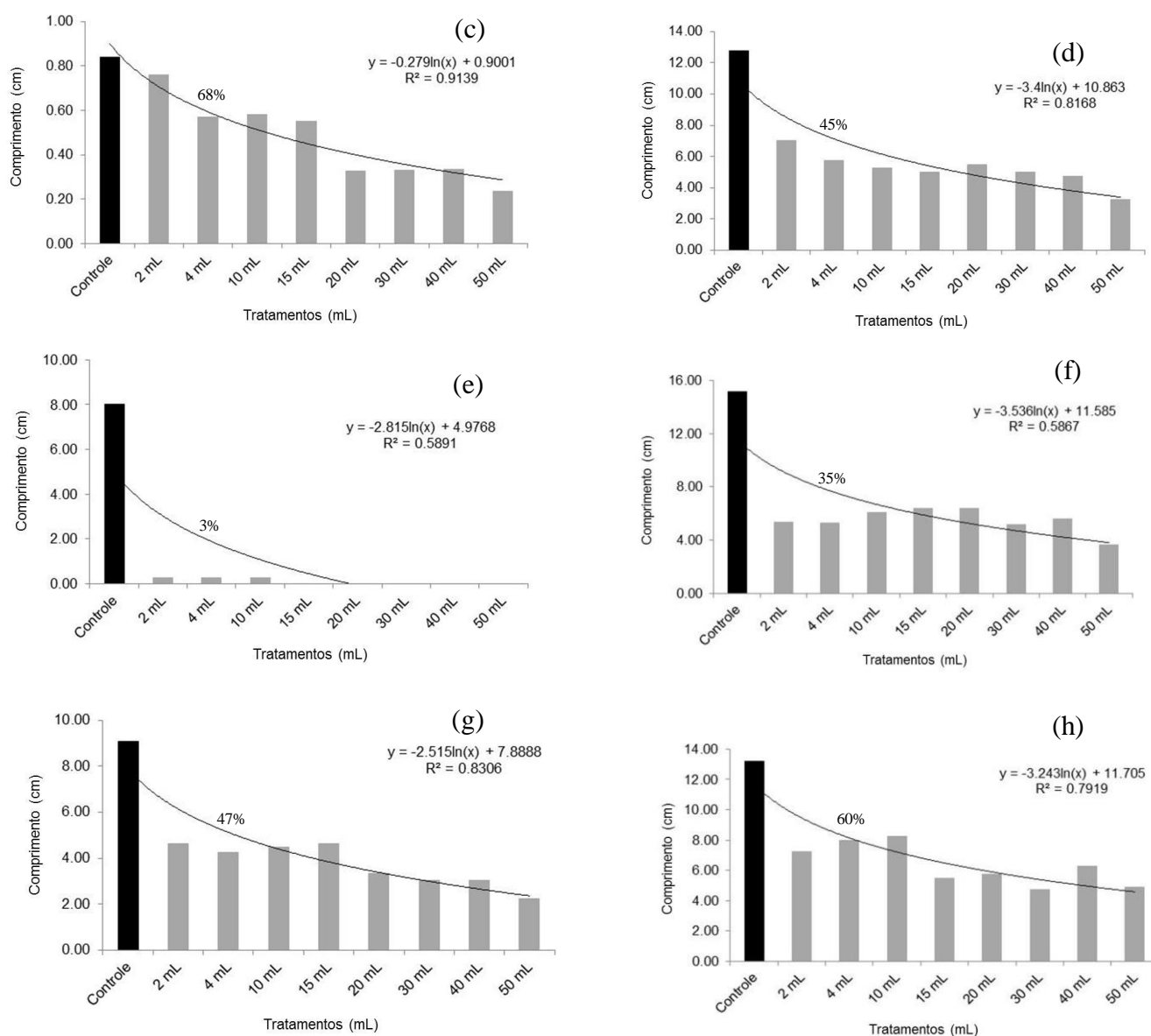


Figura 29 – Avaliação das variáveis físicas para cultura da alface (*Lactuca sativa* L.) em solo arenoso, contaminado com diferentes dosagens de óleo vegetal residual (conclusão)



Legenda: (a) altura (H); (b) diâmetro da copa (DCP); (c) diâmetro do colo (DC); (d) número total de folhas por planta (TFP), (e) número total de folhas maiores que 10 cm (TFM), (f) comprimento da maior folha (CMF); (g) largura da maior folha (LMF); (h) comprimento da raiz (CR).

Fonte: O autor, 2016.

Os valores médios dos parâmetros físicos estudados no cultivo da alface (*Lactuca sativa* L.) no solo argiloso submetido a diferentes dosagens de OVR estão apresentados na Figura 33. Em todos os parâmetros avaliados, não se verificou diferença significativa entre os tratamentos pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$). No entanto, foram observadas diferenças significativas entre o grupo controle e teste. Adicionalmente, optou-se por aplicar a regressão logarítmica para os resultados obtidos no plantio em relação aos diferentes tratamentos com OVR em solo argiloso. Conforme observado em solo argiloso, o OVR produziu inibição do crescimento vegetal para todas as tratamentos testadas. Comparativamente ao crescimento

atingido pelo grupo controle, observou-se que o tratamento dose com 4 mL apresentou os melhores resultados para o DC (53%), o TFP (42%), o LMF (30%) e o CR (73%). O TFM para o tratamento com 30 mL foi de 3%. Para os demais tratamentos o TFM foi zero. O melhor desempenho para o CMF foi observado no tratamento com 15 mL (38%). Em relação ao CR, os tratamentos com 26, 30 e 40 mL o crescimento não ultrapassou 20%. Em relação ao CR, os melhores resultados foram observados nos tratamentos com 4 mL (73%) e 10 mL (60%). A partir da introdução do tratamento com 4 mL a variável mais sensível para todos os tratamentos foi o TFM. Constatou-se que a partir da introdução do OVR todas as variáveis estudadas, independente do tratamento, tiveram seu crescimento inibido.

Figura 30 – Avaliação das variáveis físicas para cultura da alface (*Lactuca sativa* L.) em solo argiloso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR (continua)

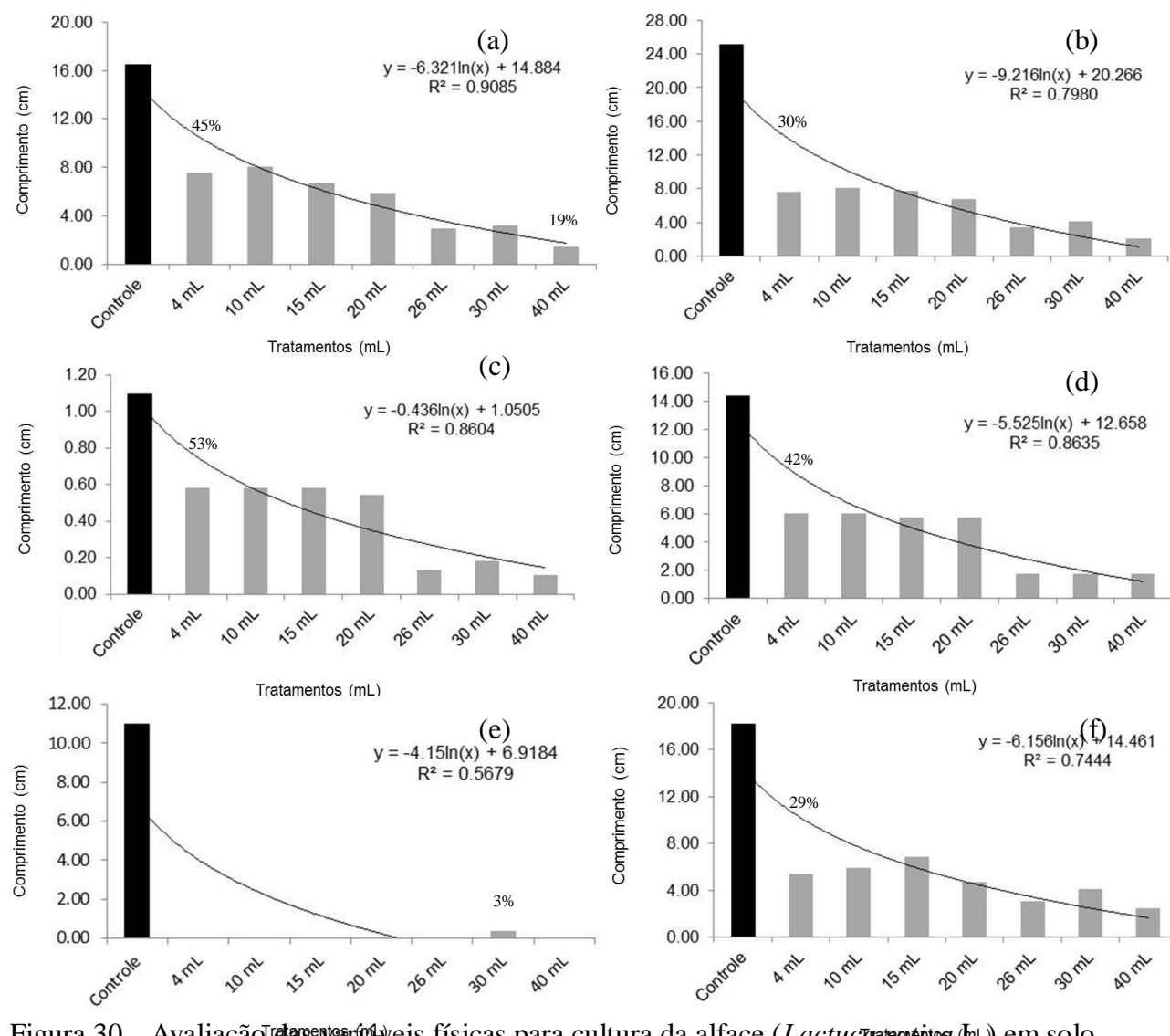
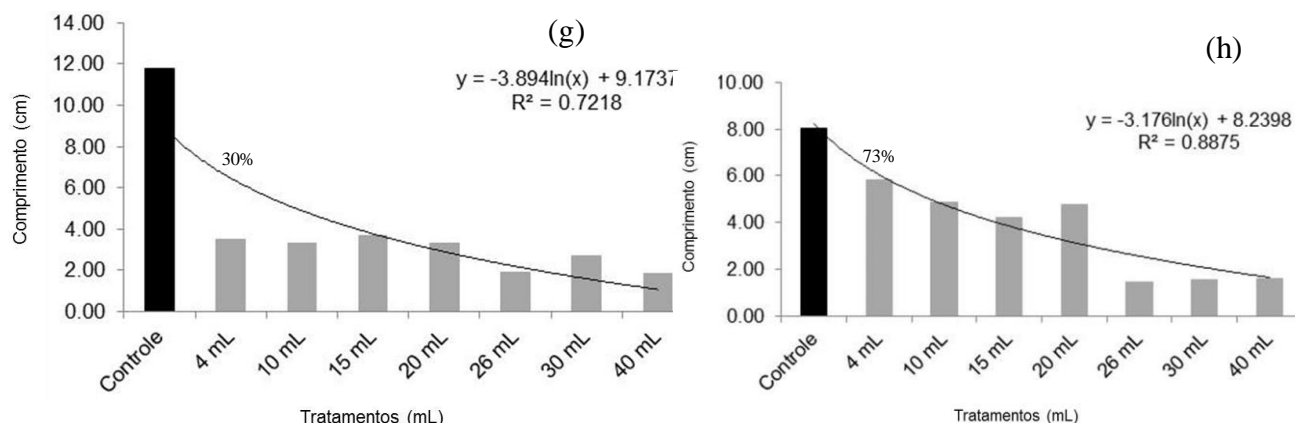


Figura 30 – Avaliação das variáveis físicas para cultura da alface (*Lactuca sativa* L.) em solo argiloso, contaminado com diferentes dosagens de óleo vegetal residual

(conclusão)



Legenda: (a) altura (H); (b) diâmetro da copa (DCP); (c) diâmetro do colo (DC); (d) número total de folhas por planta (TFP), (e) número total de folhas maiores que 10 cm (TFM), (f) comprimento da maior folha (CMF); (g) largura da maior folha (LMF); (h) comprimento da raiz (CR).

Fonte: o autor, 2016.

Após apresentar as médias das variáveis físicas estudadas no cultivo de alface em solo arenoso (*Lactuca sativa* L.), buscou-se avaliar a existência de uma correlação entre os tratamentos do o poluente testado (OVR) e o crescimento da planta. A tabela 4 apresenta a resposta do Coeficiente de Correlação de Pearson (r), para o solo arenoso em relação aos parâmetros físicos analisados.

Tabela 4 – Resultado do cálculo do Coeficiente de Correlação de Pearson para as variáveis físicas, no cultivo de alface (*Lactuca sativa* L.) em solo arenoso submetida a diferentes tratamentos com OVR

Índices	H	DCP	DC	TFP	TFM	CMF	LMF	CR
Coeficiente de Pearson (r)	-0,6330	-0,6257	-0,8006	-0,5635	-0,4202	-0,4620	-0,6286	-0,5760

Legenda: H = altura; DCP = Diâmetro da copa; DC = Diâmetro do colo; TFP = Total de folhas por planta; TFM = Total de folhas maior que 10 cm; CMF = Comprimento da maior folha; LMF = Largura da maior folha; CR = Comprimento da raiz.

Percebe-se que quanto mais OVR for introduzido no solo, menor o será o desenvolvimento da planta. O parâmetro físico que mais sofreu influência foi o DC. Por fim, em relação ao TFM, observa-se que foi o menor r encontrado (-0,4202). Evidencia-se, portanto, que mesmo apresentando o menor valor (r), o resultado confirma a existência de uma forte correlação negativa.

Para o solo argiloso, também buscou-se avaliar a existência de uma correlação entre os tratamentos e o crescimento da planta. A tabela 5 apresenta a resposta do Coeficiente de Correlação de Pearson (r), para o solo argiloso em relação aos parâmetros físicos analisados.

Tabela 5 – Resultado do cálculo do Coeficiente de Correlação de Pearson para as variáveis físicas, no cultivo de alface (*Lactuca sativa* L.) em solo argiloso submetida a diferentes tratamentos com OVR

Índices	H	DCP	DC	TFP	TFM	CMF	LMF	CR
Coeficiente de Pearson (r)	-0,7635	-0,6936	-0,8212	-0,7743	-0,5288	-0,6111	-0,5736	-0,7722

Legenda: H = altura; DCP = Diâmetro da copa; DC = Diâmetro do colo; TFP = Total de folhas por planta; TFM = Total de folhas maior que 10 cm; CMF = Comprimento da maior folha; LMF = Largura da maior folha; CR = Comprimento da raiz.

O parâmetro físico que mais sofreu influência negativa foi o DC. Em relação a LMF, observa-se que foi o menor r encontrado (-0,5116). Evidencia-se, portanto, que mesmo apresentando o menor valor, o resultado confirma a existência de uma forte correlação negativa.

Para ambos os solos o parâmetro físico que mais sofreu influência negativa foi o DC. Verifica-se que a presença do OVR em ambos os solos, impactou negativamente as variáveis do grupo teste, independente da dose testada. Foram observadas inibições de crescimento e anomalias morfológicas no grupo teste comparadas ao grupo controle, para o cultivo da cultura da alface (*Lactuca sativa* L.).

Gong et al (2008) realizaram estudo para avaliar os efeitos do OVR sobre o crescimento das plantas e nas propriedades do solo arenoso. Neste trabalho, foi conferido danos no sistema radicular, além de outros efeitos negativos, na aveia (*Avena sativa* L.) e no nabo (*Brassica rapa* L.) germinados em solo contaminados com OVR em diferentes dosagem e tempos de remediação. Esta mesma observação é reafirmada no Programa de Reciclagem de Óleo de Fritura da SABESP (2017) sobre os efeitos danosos causados ao sistema radicular das plantas devido a introdução do OVR no solo.

No presente estudo, analisando e comparando o ensaio em colunas de lixiviação (tabelas 6 e 7) com o plantio da alface (Figuras 32 e 33), percebe-se que houve redução no pH para ambos os solos, após a introdução do OVR principalmente nos primeiros 20 cm onde se

desenvolve o sistema radicular da alface (*Lactuca sativa* L.). Essa alteração implicou na redução da disponibilidade de nutrientes no solo, especialmente dos macronutrientes (P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺). Filgueira (2000) relata que os macronutrientes para a cultura da alface (*Lactuca sativa* L.) são: N, P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ e S. Esses são essenciais para o pleno desenvolvimento dos vegetais. Em linhas gerais a lei de Liebig (Malavolta, 1992) determina que o crescimento de um organismo é limitado pelo elemento essencial que está presente na concentração inferior ao requerido por este organismo. Neste sentido, a redução dos teores dos macronutrientes apresentados neste estudo podem ser apontados como fator responsável pelo desenvolvimento da cultura da alface (*Lactuca sativa* L.).

Verifica-se, portanto, que o OVR promoveu aumento nos teores de Na⁺ para ambos os solos. O excesso de sais de sódio além de trazer prejuízos às propriedades físicas e químicas do solo provoca a redução do crescimento das plantas cultivadas, provocando sérios prejuízos à atividade agrícola. No solo, os efeitos da salinidade podem ser alterações nas propriedades químicas e físicas. Em relação às propriedades químicas, o aumento da concentração de sais de sódio trocável ocasiona a redução de sua fertilidade. Em longo prazo pode levar a desertificação do solo (D'ALMEIDA et al., 2005; CAVALCANTE et al., 2010). Contudo, o grau ou a concentração de sais que determinam essa redução varia de acordo com a espécie, podendo esse fato estar relacionado com a tolerância de cada espécie à salinidade (MUNNS, 2002).

O efeito do excesso de sais ocorre principalmente pela interação eletroquímica entre os sais e a fração argila (TÁVORA et al., 2001). Adicionalmente, a salinidade afeta também as propriedades físicas do solo, provocando desestruturação, aumento da densidade e redução das taxas de infiltração de água no solo pelo excesso de íons sódicos (RHOADES et al., 2000). O sódio também promove o aumento da espessura da dupla camada iônica (RIBEIRO et al., 2009). A principal caracterização desse efeito é a expansão da argila quando umedecida e a contração quando seca. Assim, seu excesso na solução do solo provoca a dispersão da argila e promove uma camada adensada que dificulta o crescimento, respiração, expansão radicular, além da absorção de água e fixação de CO₂ pela planta (TÁVORA et al., 2001).

Com base nos resultados do presente estudo, observa-se que todos os parâmetros físicos referente sofreram influencia das características químicas e físicas dos solos alteradas pela introdução do OVR. Percebe-se uma relação direta entre a raiz e parte aérea da planta, de maneira que à medida que o desenvolvimento radicular é impedido, menor será a parte aérea. As raízes são importantes na absorção de água e nutrientes do solo e na síntese de reguladores de crescimento da planta, principalmente do grupo das citocininas, as quais se movimentam

até os pontos de crescimento da parte aérea, tornando esses sítios mais fortes na aquisição de reservas para suprir o crescimento das plantas (REIS, 2006).

A capacidade das plantas para obter água e nutrientes minerais do solo está relacionada com sua capacidade de desenvolver um extensivo sistema radicular (TAIZ et al., 2017). Embora Conceição et al (2005) apontem que as plantas modificam o ambiente do solo, elas, por sua vez, são influenciadas pela compactação desse e disponibilidade hídrica, pois o nível de compactação (SOUZA et al., 2006) e o teor de umidade (BENGOUGH et al., 2006) podem reduzir ou até impedir o crescimento radicular. A redução do conteúdo de água no solo aumenta a coesão entre as partículas e diminui a pressão hidrostática das células das raízes. Como consequência, restringe o crescimento radicular da planta (HAMZA & ANDERSON, 2005).

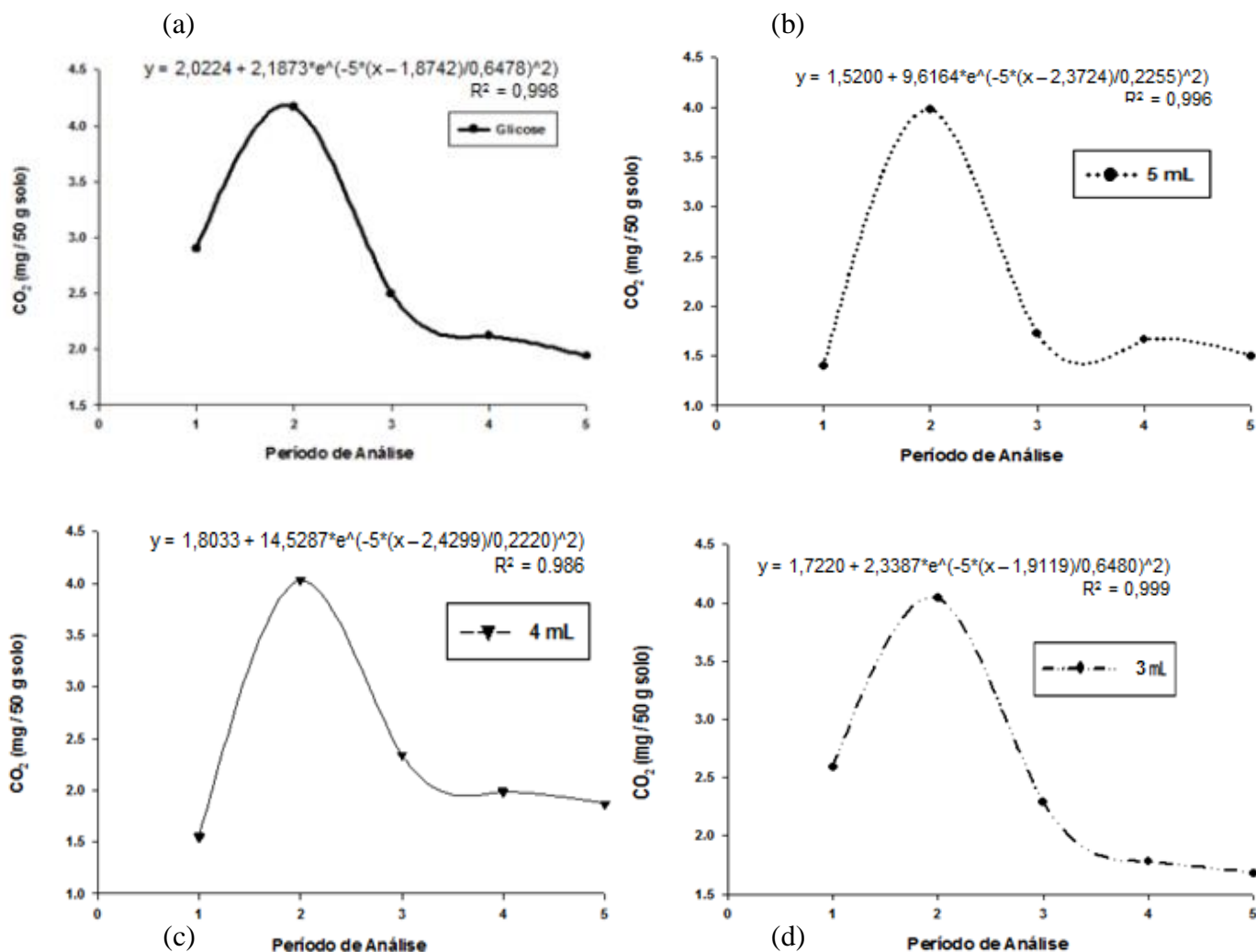
De tal forma, a presença de um sistema radicular menos desenvolvido em um vegetal, apresentará menor produção de citocininas, em razão do menor número de terminais radiculares, conseqüentemente, a taxa de crescimento será reduzida e, também a sobrevivência fica comprometida em ambientes adversos, principalmente de deficiência hídrica acentuada (REIS et al., 2006).

4.5 Teste de Biodegradação pelo método respirométrico modificado

Os valores médios da produção de CO₂ (mg / 50 g solo) em solo arenoso, avaliado no período de quinze dias (cinco períodos de análise) em função das diferentes tratamentos com OVR estão apresentados na Figura 34. Foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos pelo Teste de Tukey (p<0,05). Percebeu-se que independente do tratamento, houve produção de CO₂ do primeiro ao quinto período de análise. O total produzido de CO₂ (mg / 50 g solo) no período de 15 dias foi respectivamente: glicose 1%, 14 mg / 50 g solo; 3 mL, 12 mg / 50 g solo; 4 mL, 11 mg / 50 g solo e 5 mL com 10 mg / 50 g solo. As maiores médias foram observadas no grupo teste com 1% de glicose do primeiro ao último período de análise. De acordo a figura 29, todos os tratamentos atingiram o seu pico máximo de produção no sexto dia (segundo período de análise). No entanto, do segundo para o quinto período de análise, observou-se que todos os tratamentos apresentaram um decréscimo na produção de CO₂. Comparativamente com o grupo teste com 1% de glicose, o percentual de degradação do tratamento com 3 mL foi de 85%, 4 mL, 78% e 5 mL, 71%. Constata-se que o grupo teste com 3 mL de OVR alcançou mais eficiência na degradação. Os resultados sugerem que houve

uma tendência gaussiana predominante frente à aplicação das diferentes doses de OVR testadas. Isto é, nota-se um comportamento gráfico em formato de “sino” no período de análise (1º a 5º período).

Figura 31 – Resposta da respirometria para o solo arenoso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR. Valores médios de produção CO_2 (mg / 50 g solo)

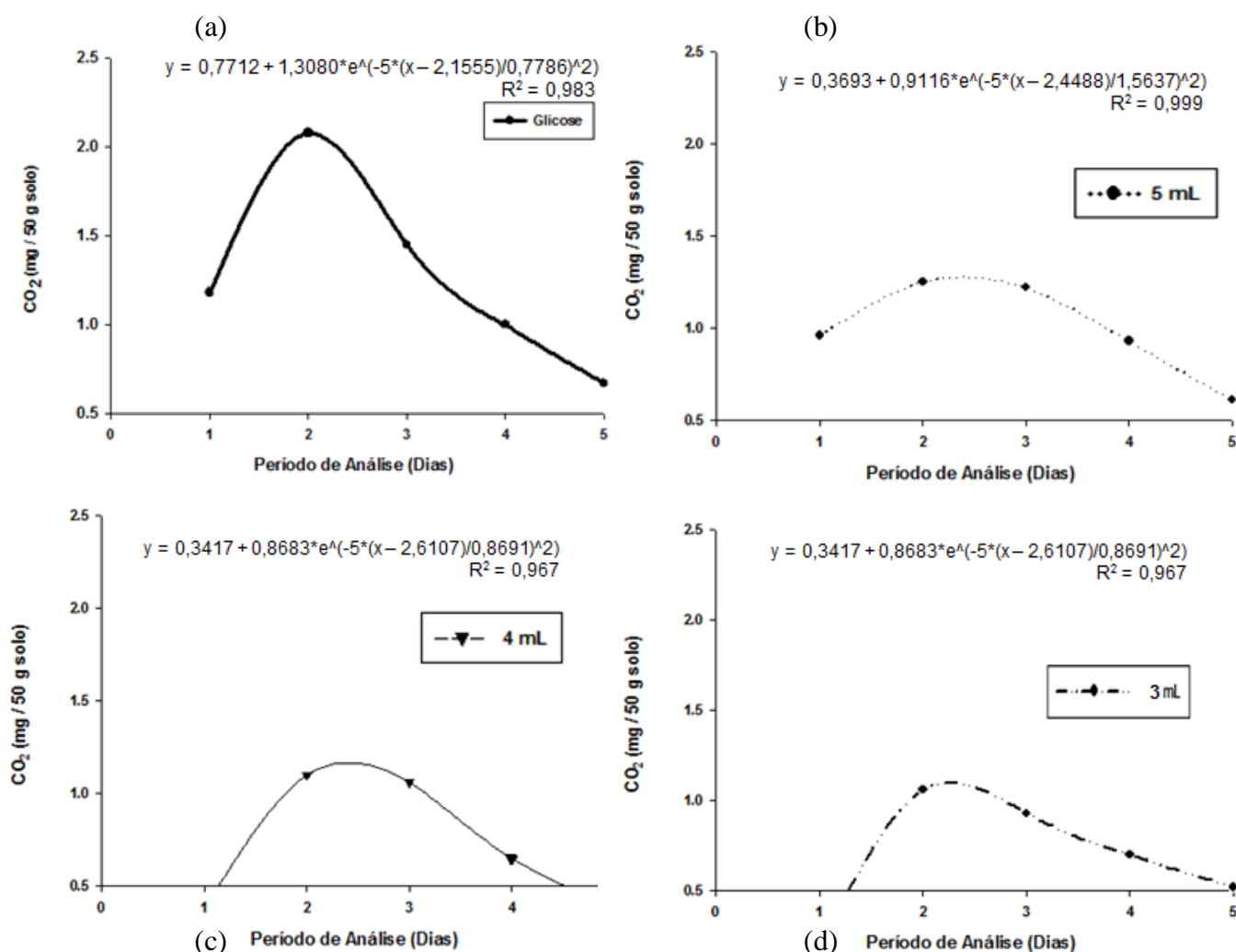


Legenda: (a) Tratamento com 1% de glicose; (b) Tratamento com 5 ml de OVR; (c) Tratamento com 4 ml de OVR; (d) Tratamento com 3 ml de OVR para o solo arenoso.

Para os tratamentos em solo argiloso, também foram observadas diferenças significativas para os tratamentos (1% glicose, 3, 4 e 5 mL de OVR) pelo teste de Tukey a 0,05% de probabilidade. Percebeu-se também que independente do tratamento, houve produção de CO_2 do primeiro ao quinto período de análise. O total produzido de CO_2 (mg / 50 g solo) no período de 15 dias foi respectivamente: 1% glicose com 6 mg / 50 g solo; 3 mL com 5 mg / 50 g solo; 4 mL, 4 mg / 50 g solo e 5 mL com 3 mg / 50 g solo. As maiores

médias foram observadas no grupo teste com 1% de glicose do primeiro ao último período de análise (figura 37). De acordo a figura 35, todos os tratamentos atingiram o seu pico máximo de produção no sexto dia (segundo período de análise). No entanto, do segundo para o quinto período de análise, observou-se que todos os tratamentos apresentaram um decréscimo na produção de CO₂. Comparativamente com o tratamento com 1% de glicose, o percentual de degradação do tratamento com 3 mL foi de 83%. O Tratamento com 4 mL, 66% e o tratamento com 5 mL, 50%. Para o solo argiloso, também aplicou-se a regressão gaussiana para o desdobramento da produção de CO₂ em relação aos diferentes tratamentos.

Figura 32 – Resposta da respirometria para o solo argiloso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR. Valores médios de produção CO₂ (mg /50 g solo)



Legenda: (a) Tratamento com 1% de glicose; (b) Tratamento com 5 ml de OVR; (c) Tratamento com 4 ml de OVR; (d) Tratamento com 3 ml de OVR para o solo argiloso.

Percebe-se que a biodegradação tanto da glicose quanto do OVR ocorreram em ambos os solos. No entanto, em solo arenoso o percentual de biodegradação foi bem superior ao argiloso. O

crescimento microbiano clássico é composto por quatro fases (TORTORA et al., 2009), a saber: A primeira fase, é o início da atividade de preparação para o crescimento populacional, mas sem aumento da população. Ainda na primeira fase, verifica-se que todo ambiente experimental é estruturado para favorecer o crescimento microbiano. Na segunda fase é observado um crescimento exponencial ou logarítmico da população onde a mesma consome todos os nutrientes disponíveis para sua manutenção. Na terceira fase, por escassez de nutrientes e produção de toxinas, as mortes microbianas são equilibradas pela produção de novas células. Na quarta fase, não havendo mais crescimento, ocorre uma redução da população, também a taxas logarítmicas. As figuras 36 e 37 deste trabalho apresentam comportamento bastante similar ao de crescimento microbiano clássico, o qual pode ser explicado pelo fato do processo de produção de CO₂ ser proporcional a quantidade de microorganismos aeróbicos. Desta forma, pode-se afirmar que a produção de CO₂ observada neste experimento foi equivalente ao crescimento microbiano aeróbico.

A atividade respirométrica deste experimento foi observada em 15 dias, enquanto que o gráfico de crescimento microbiano clássico é representado em horas. Isto faz com que este ambiente não seja totalmente favorável para o crescimento de microorganismos aeróbios por não fornecer todos os nutrientes e condições excelentes para seu crescimento populacional, tornando-o mais lento. Para contornar este problema, introduziu-se O₂ ao sistema, e assim, os microorganismos aeróbicos tiveram vantagem competitiva frente aos microorganismos anaeróbicos, os quais normalmente estão em maior quantidade no solo. Adicionalmente, os microorganismos anaeróbicos mortos podem ter sido consumidos pelos microorganismos aeróbicos promovendo ainda mais seu crescimento e, por conseguinte, o consumo de O₂ e produção de CO₂ (MADIGAN et al., 2000). Vale ressaltar que não foi feita avaliação para constatação da completa biodegradação do OVR. Este estudo será realizado posteriormente.

Muligan e Yong (2004) relatam que o processo de atenuação natural de um poluente orgânico do solo, sem acréscimo de nutrientes ou adequação de qualquer condição ambiental, pode ocorrer de maneira contínua devido ao processo de adaptação natural da microbiota nativa do solo impactado. Esses microrganismos passam, então, a utilizar o composto orgânico poluente como fonte de carbono, ocasionando assim uma redução da sua concentração ao longo do tempo.

Durante o processo de fritura dos óleos vegetais, vários pesquisadores relatam que pode ocorrer a quebra das longas cadeias carbônicas rompendo as suas ligações químicas, provocando a diminuição do seu tamanho das estruturas moleculares. Por esta razão, a ação dos microorganismos é facilitada, acelerando os processos de assimilação e biodegradação do

óleo (LOPES; BIDOIA, 2009; LOPES et al., 2010; TAMADA et al., 2012, FREIRE et al., 2013).

Em se tratando do óleo vegetal residual, foi demonstrado que sua estrutura química sofre alterações quando o produto é utilizado. As altas temperaturas quebram as longas cadeias carbônicas presentes nesse óleo, o que facilita a ação microbiana na degradação destas moléculas (LOPES; BIDOIA, 2009; LOPES et al., 2010; TAMADA et al., 2012).

Um estudo de biodegradação em respirômetro de Bartha com inóculo realizado por Lopes et al (2011), avaliou a produção de CO₂ em solos contaminados com diferentes tipos de óleos automotivos e vegetais, a saber: lubrificante sintético, semi-sintético, mineral, lubrificante usado, óleo vegetal de soja virgem e óleo vegetal de soja residual no período de 150 dias. A produção avaliada no final do período foi de 452,58 mg no óleo de soja e 470,29 mg para o óleo de soja residual. Verificou-se 4% a mais na produção de CO₂ do OVR. O óleo lubrificante usado apresentou o melhor potencial de degradação (666,27 mg) ao final do período. Este comportamento também foi observado por Lopes e Bidoia (2009) e Montagnolli (2012) que relataram que o óleo lubrificante residual apresenta a melhor capacidade de biodegradação em solo. Em relação aos óleos vegetais, Montagnolli et al (2012) relataram que o óleo vegetal residual é mais biodegradável do que o óleo de soja virgem.

Outro estudo realizado de respirometria em sistema fechado, avaliou a produção de CO₂ durante 60 dias em um solo com textura argilosa contaminado com óleo de soja virgem. Os autores observaram um pico de produção no trigésimo dia e a redução de CO₂ à zero após 60 dias de ensaio. Verifica-se que os microorganismos aeróbios têm participação direta no consumo do óleo. Sugere-se que as bactérias aeróbicas devem ter consumido todo o O₂ presente no sistema até o trigésimo dia. Após este período, apenas as bactérias anaeróbicas participaram do processo e não produziram CO₂, uma vez que não utilizam o oxigênio como acceptor de elétrons (THODE-FILHO et al., 2015).

Os resultados de Lopes et al. (2011) estão em conformidade com os do presente trabalho, pois em ambos os solos houve degradação do OVR e o percentual de produção de CO₂ foi muito próximo a glicose.

Ressalta-se que no presente trabalho não houve introdução de microorganismos para auxiliar na degradação do OVR e trabalhou-se com sistema aberto (com entrada de ar) favorecendo mais aos microorganismos aeróbicos frente aos anaeróbicos, que estão em maior quantidade no solo.

4.6 Teste de Lixiviação em colunas de solo

Este experimento seguiu as recomendações da OECD 312 (2004) para avaliar o potencial de transformação do OVR em solo e sua lixiviação para camadas de solo mais profundas e eventualmente em águas subterrâneas, a partir da introdução de uma chuva artificial (CaCl_2).

Comparando-se os valores de pH do solo arenoso controle (tabela 6) após a introdução da chuva artificial (lixiviação) com o solo arenoso inicial não lixiviado (tabela 1), nota-se que a presença do cloreto de cálcio, promoveu uma leve redução do pH do (7,4 para 7,2). Percebe-se ainda que ocorreu elevação nos teores de Ca^{2+} e P. Além disso, redução nos teores de K^+ , Na^+ e N. De maneira igualitária ao realizado em solo arenoso, comparando-se os valores de pH do solo argiloso controle (tabela 7) após a introdução da chuva artificial (lixiviação) com do solo arenoso inicial não lixiviado (tabela 1), verifica-se que a introdução do CaCl_2 promoveu elevação nos teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} P e N, bem como pH. Além de redução no teores de Na^+ , Al^{3+} e N.

Alterações nos níveis de pH influenciam diretamente a disponibilidade dos nutrientes no solo. Em solos ligeiramente ácidos ($\text{pH} < 7,0$) há uma elevação dos teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , mas uma deficiência de micronutrientes, com exceção do molibdênio (Mo). Nos solos alcalinos ($\text{pH} > 7,0$) há uma deficiência na disponibilidade de P por causa da formação de fosfato de cálcio que é insolúvel e não aproveitável para as plantas (CORNELL; SCHWERTMANN, 2000). Conforme observado no grupo controle dos solos lixiviados (tabelas 6 e 7) e nos solos do grupo controle inicial sem lixiviação (tabela 1) os valores de Ca^{2+} e Mg^{2+} para ambos os solos apresentaram elevação culminando com a redução dos teores de Al^{3+} . No entanto, o nitrogênio (N) é melhor aproveitado pela planta em solo com pH acima de 5,5. Verifica-se que a disponibilidade máxima está na faixa de pH do solo entre 6 e 6,5 para depois diminuir (URQUIAGA; ZAPATA, 2000). Esta afirmação justifica os resultados encontrados no presente estudo para o parâmetro em ambos os solos, onde no solo arenoso cujo pH apresentou-se levemente alcalino, o teor de N foi reduzido. No solo argiloso a elevação do pH culminou com o aumento do teor de N. O P tem melhor disponibilidade para as plantas em pH 6 a 6,5. O K^+ é melhor aproveitado em pH do solo maior que 5,5 (ROLIM NETO et al., 2004).

Diante do exposto anteriormente, verifica-se que as alterações nos teores de pH ocasionaram as modificações dos nutrientes após a inserção do CaCl_2 . Em relação aos teores

de P em ambos os solos, essa elevação pode estar relacionada ao menor teor de Al^{3+} . Novais e Smith (1999) relatam que a acidificação dos solos ocorre de modo especial, em regiões tropicais úmidas e deve-se à substituição de cátions trocáveis por íons H^+ e Al^{3+} no complexo de troca, absorção de cátions básicos pelas plantas e, também, pelo uso de fertilizantes de caráter ácido. O Al^{3+} em concentração elevada, além de ser tóxico às plantas, pode interferir na disponibilidade de outros nutrientes, principalmente na solubilidade do fosfato no solo, que tende a reagir com o alumínio solúvel, formando fosfatos de alumínio de baixa solubilidade em solos ácidos. Existem evidências de que a disponibilidade de P em solos ácidos altamente intemperizados é gerida, principalmente, pelo fosfato ligado a alumínio, que aparentemente é a forma mais disponível de P no solo, comparando-se às demais formas no solo.

Malavolta (1992) relata que o comportamento que faz um nutriente sair da fase sólida e ir para a solução do solo é a capacidade de troca de cátions e ânions. Os cátions ficam retidos em escala de força na superfície das partículas de argila, na seguinte ordem decrescente: $Al^{3+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > NH_4 > K^+ > Na^+$. O K^+ e o Na^+ por apresentar menor energia de adsorção são facilmente lixiviados. Tal fato pode justificar o ocorrido no presente estudo, onde para o solo arenoso observou-se redução dos referidos elementos. Já para o solo argiloso, essa redução ocorreu somente para o Na^+ , considerando que tal textura apresenta maior teor de argila. Justifica-se, portanto a manutenção do teor de K^+ , admitindo-se que para o referido solo à superfície específica é elevada quando comparada ao arenoso, disponibilizando assim, maior número de sítios ativos para adsorção do K^+ .

Em relação ao C.Org (%) do solo arenoso controle (tabela 6) após a introdução da chuva artificial (lixiviação) com o solo arenoso inicial não lixiviado (tabela 1), verificou-se uma forte redução no percentual de C. Org. Esta redução foi percebida não somente no grupo controle, mas também para todos os tratamentos com OVR (tabela 6). Em relação ao solo argiloso (tabela 7), comparativamente com o solo argiloso inicial não lixiviado (tabela 1), também foi observado uma forte redução no percentual de C. Org. Apenas os tratamentos com 2 e 26 mL, na primeira seção (0-10 cm) apresentaram elevação de 4% e 18% e na segunda seção o tratamento com 10 mL (10-20 cm) elevação de 15%.

Quase todos os compostos orgânicos podem ser degradados biologicamente se houver condições físicas e químicas adequadas aos microrganismos. O teor de oxigênio, água e temperatura são condições básicas para que ocorra a biodegradação em solo (SILVA, 1977; SARKAR et al., 2005). O pH ideal para a biodegradação de compostos orgânicos é próximo da neutralidade (6 a 8). Para a maioria das espécies, o pH ótimo é ligeiramente alcalino, ou seja, pouco maior que 7 (PEDROZO, 2002). Outro fator importante foi o pH do solo arenoso

que se apresentou menos ácido que o solo argiloso (tabelas 6 e 7). Tal condição está em conformidade com o presente estudo, pois o maior percentual de biodegradação do OVR foi observado no solo arenoso, embora a biodegradação tenha ocorrido para ambos os solos (figuras 34 e 35). A temperatura também influencia a biodegradação pelo efeito da natureza física e química do poluente. Para a biodegradação de petróleo, borras oleosas e óleos a faixa de temperatura é relativamente alta, de 0 a 70° C. Em geral, à baixa temperatura, a viscosidade dos óleos aumenta, a volatilização dos hidrocarbonetos de cadeia curta é minimizada, assim como a atividade enzimática e a velocidade de biodegradação (MORGAN; WATKINSON, 1989; MOREIRA, 2006). Infere-se que a redução do C. Org (%) nos dois solos foi proveniente da biodegradação do OVR ao longo do período de secagem em casa de vegetação (figuras 34 e 34).

Os valores médios da análise química do solo arenoso pós coluna de lixiviação em função das diferentes dosagens de OVR estão apresentados na tabela 6. Os valores de pH (doses e seções), Ca^{2+} (doses e seções), Mg^{2+} (doses e seções), K^+ (doses e seções), Na^+ (somente doses), $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ (doses e seções), P (somente doses) e V% (doses e seções), diferem estatisticamente entre si pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Comparativamente com o grupo controle, percebe-se que a primeira seção (0-10 cm) apresentou os menores índices de pH, a mais impactada. As doses mais impactantes foram dos tratamentos com 10 e 20 mL respectivamente, promovendo redução no pH.

Em relação ao Ca^{2+} , todos os tratamentos da primeira seção apresentaram redução nos índices, a saber: 2 (1,6%), 4 (3%), 10 (12,5%) e 20 mL (19%). A primeira seção (0-10 cm) foi a mais impactada em termos de redução. A dose mais impactante foi a com 20 mL (0-10 cm).

Para todos os tratamentos das quatro seções, observou-se uma redução no teor de Mg^{2+} , variando de 22% a 58%. A primeira seção (0-10 cm) foi a mais impactada em termos de redução. A dose mais impactante foi o tratamento com 4 mL.

O teor de K^+ da primeira seção dos tratamentos com 2 mL, 10 mL e 20 mL apresentaram aumento de 48%, 65% e 58% respectivamente. Na segunda, terceira e quarta seções, os tratamentos apresentaram elevação. O tratamento com 4 mL apresentou redução em todas as seções. A dose mais impactante foi a do tratamento com 4 mL para todas as seções. Percebe-se que na quarta seção foi a de maior impacto.

Percebe-se que o teor de Na^+ aumentou para todos os tratamentos. Os tratamentos menos impactantes foram com 10 e 20 mL nas primeiras seções (0-20 cm). Os mais impactantes foram com 2 mL para a terceira seção.

Para todos os tratamentos (grupo teste e controle) o valor do Al^{3+} foi zero

independente da dose e seções da coluna.

Comparativamente com o grupo controle, percebe-se que o $H^+ + Al^{3+}$ da primeira seção dos tratamentos com 2, 4 e 20 mL apresentaram aumento de 49%, 62% e 131% respectivamente. No entanto, o tratamento com 20 mL na segunda seção aumento de 72%. Na segunda seção, os tratamentos com 2, 4 e 10 mL apresentaram redução de 2%, 13% e 24% respectivamente. A dose mais impactante foi a com 20 mL. A terceira e quarta seções (20-30 e 30-40 cm), foram as mais impactadas, apresentando elevação nos seus índices.

Verifica-se que o teor de P em todas as seções para todos os tratamentos apresentaram redução. A dose mais impactante foi a com 4 mL. Percebe-se que a segunda seção (10-20 cm) foi a mais impactada em relação a redução desse elemento.

Verifica-se que o V% (somas das bases) da primeira seção para todos os tratamentos apresentaram redução de 2 mL (9%), 4 mL (12%), 10 mL (16%) e 20 mL (31%). A dose mais impactante foi a com 20 mL e a seção mais impactada foi a primeira seção (0-10 cm).

Para os elementos Al^{3+} , C. Org (%) e N (%), não foram encontradas diferenças estatísticas, entre as doses e seções, pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Tabela 6 – Análise química do solo arenoso pós coluna de lixiviação com diferentes doses e seções

Seção Dosagem Parâmetro	0-10 (cm)					10-20 (cm)					20-30 (cm)					30-40 (cm)				
	C	2 mL	4 mL	10 mL	20 mL	C	2 mL	4 mL	10 mL	20 mL	C	2 mL	4 mL	10 mL	20 mL	C	2 mL	4 mL	10 mL	20 mL
pH H ₂ O	7,2Aa	6,3Ba	6,1Ca	6,0Da	5,8Ea	7,2Aa	6,3Ba	6,4Cb	6,2Db	5,5Eb	7,2Aa	7,0Bc	6,8Cc	6,9Dc	6,5Ec	7,2Aa	7,0Bc	6,9Cd	7,0Dd	6,5Ec
Ca ²⁺	6,4Aa	6,3Ba	6,2Ca	5,6Da	5,2Ea	6,4Aa	7,0Bb	6,7Cb	6,0Db	5,4Eb	6,2Ab	7,0Bb	6,6Cc	6,5Dc	6,4Ec	6,2Ab	7,0Bb	6,6Cc	6,5Dc	6,4Ec
Mg ²⁺	2,1Aa	1,1Ba	1,0Ca	1,6Da	1,3Ea	2,2Ab	1,7Bb	1,3Cb	1,0Db	1,3Ea	2,7Ac	2,0Bc	1,2Cc	1,4Dc	1,9Eb	2,6Ad	2,0Bc	1,1Ba	1,7Dd	1,7Ec
K ⁺	0,31Aa	0,46Ba	0,26Ca	0,51Da	0,49Ea	0,36Ab	0,38Bb	0,33Cb	0,44Db	0,46Eb	0,51Ac	0,52Bc	0,49Cc	0,74Dc	0,67Ec	0,82Ad	1,00Bd	0,44Cd	0,90Dd	0,86Ed
Na ⁺	0,04Aa	0,06Ba	0,07Ca	0,05Da	0,05Da	0,04Aa	0,06Ba	0,07Ca	0,05Da	0,05Da	0,03Aa	0,06Ca	0,06Ca	0,05Da	0,05Da	0,03Aa	0,05Da	0,05Da	0,05Da	0,05Da
Al ³⁺	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
H ⁺ + Al ³⁺	4,5Aa	6,7Ba	7,3Ca	4,0Da	10,4Ea	4,6Ab	4,5Bb	4,0Cb	3,5Db	7,9Eb	2,3Ac	4,2Bc	3,5Cc	3,4Dc	4,1Ec	2,3Ac	4,2Bc	3,6Cd	3,4Dc	4,0Ed
P	23Aa	20Ba	16Ca	22Da	14Ea	58Aa	25Ba	21Ca	20Da	17Ea	53Aa	24Ba	13Ca	22Da	21Ea	53Aa	20Ba	20Ca	23Da	18Ea
V	68Aa	62Ba	60Ca	57Da	47Ea	67Ab	68Bb	67Cb	70Db	49Eb	80Ac	68Bb	70Cc	61Dc	69Ec	80Ac	70Bc	69Cd	61Dc	71Ed
C. Org.	3,9Aa	3,1Aa	6,0Aa	2,9Aa	7,1Aa	2,9Aa	3,6Aa	3,5Aa	3,2Aa	7,2Aa	4,1Aa	2,8Aa	3,3Aa	2,0Aa	2,9Aa	3,3Aa	3,3Aa	3,1Aa	2,2Aa	2,4Aa
N	0,11Aa	0,14Aa	0,11Aa	0,09Aa	0,11Aa	0,10Aa	0,11Aa	0,12Aa	0,11Aa	0,11Aa	0,11Aa	0,11Aa	0,10Aa	0,12Aa	0,13Aa	0,11Aa	0,12Aa	0,15Aa	0,13Aa	0,12Aa

Legenda: pH H₂O = pH em água; Ca²⁺ = Cálcio; Mg²⁺ = Magnésio; K⁺ = Potássio; Na⁺ = Sódio; S = Soma das bases; Al³⁺ = Alumínio; H⁺ + Al³⁺ = Hidrogênio + Alumínio; P = Fósforo; V = Saturação por bases; C.Org. = Carbono Orgânico; N = Nitrogênio. Médias seguidas de letra maiúscula na seção avalia os diferentes tratamentos. Médias seguidas de letra minúscula na linha compara o tratamento entre as seções. Médias seguidas de mesma letra maiúscula ou minúscula na linha não diferem estatisticamente entre si pelo Teste de Tukey p < 0,05 de probabilidade.

Fonte: O autor, 2016.

Os valores médios da análise química do solo argiloso pós coluna de lixiviação em função das diferentes dosagens de OVR estão apresentados na tabela 7. Os valores de pH (doses e seções), K^+ (doses e seções), Na^+ (somente doses), Al^{3+} (somente doses na primeira seção) $H^+ + Al^{3+}$ (doses e seções) e V% (doses e seções), diferem estatisticamente entre si pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Percebe-se que as primeiras seções (0-10 cm e 10-20 cm) são mais impactadas em relação a acidificação do pH. Comparativamente com o grupo controle, percebe-se que a primeira (0-10 cm) seção foi a mais impactada, apresentando os menores índices de pH. A dose mais impactante foi do tratamento com 26 mL. O mesmo comportamento foi observado para o solo arenoso.

Em relação ao K^+ da primeira seção para todos os tratamentos, apresentaram redução de 80% (2 e 4 mL) e 90% (10 e 26 mL). A segunda seção do tratamento com 3 mL redução de 82%. Para os demais tratamentos redução de 91%. A terceira seção dos tratamentos com 4, 10 e 26 mL obtiveram redução de 80%. O tratamento com 3 mL redução de 60%. A quarta seção de todos os tratamentos apresentou redução de 67%. Percebe-se, portanto a segunda seção (10-20 cm) apresentou os menores índices de K^+ , a mais impactada, sendo as doses de 10 e 26 mL as mais impactantes.

Verifica-se que o teor de Na^+ da primeira e segunda seções (0-10 e 10-20 cm) dos tratamentos com 4, 10 e 26 mL, apresentaram aumento (50%, 75% e 100%) respectivamente. A primeira e a segunda seções foram as mais impactadas. O tratamento com 2 mL da terceira e quarta seções, redução de 50 e 25% respectivamente. Para as doses com 4, 10 e 26 mL da terceira e quarta seções, aumento de 25, 75 e 100% respectivamente. A dose mais impactante foi a com 26 mL.

Verifica-se que o teor Al^{3+} de aumentou significativamente para todas as doses, entre 1200 e 2500% na primeira seção. A dose com 26 mL foi a mais impactante na primeira seção.

Para todos os tratamentos, nas primeiras, segundas e terceiras seções, observou-se aumento significativo no teor de $H^+ + Al^{3+}$. Os maiores índices foram encontrados no tratamento com 10 mL e 26 mL da primeira e segunda seções. A seção mais impactante foi a primeira (0-10 cm). A dose que mais elevou o teor de $H^+ + Al^{3+}$ no solo foi a com 10 mL.

Verificou-se que após a introdução do OVR o V% (soma de bases) apresentou redução significativa para todas as doses e seções. A seção mais superficial (0-10 cm) apresentou os maiores índices de redução. A dose mais impactante foi a com 10 mL na primeira seção.

Para os elementos Ca^{2+} , Mg^{2+} , P, C. Org (%), N (%), não foram encontradas diferenças, estatísticas, entre as doses e seções, pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Tabela 7 – Análise química do solo argiloso pós coluna de lixiviação com diferentes doses e seções

Seção	0-10 (cm)					10-20 (cm)					20-30 (cm)					30-40 (cm)				
	Dosagem																			
Parâmetro	C	2 mL	4 mL	10 mL	26 mL	C	2 mL	4 mL	10 mL	26 mL	C	2 mL	4 mL	10 mL	26 mL	C	2 mL	4 mL	10 mL	26 mL
pH H ₂ O	5,7Aa	4,4Ba	4,3Ca	4,0Da	3,8Ea	6,2Ab	5,3Bb	5,4Cb	4,5Db	4,3Eb	6,0Ac	5,3Bb	4,8Cc	5,2Dc	4,6Ec	5,3Ad	5,6,Bc	5,3Cd	5,2Dc	5,0Ed
Ca ²⁺	5,6Aa	3,9Aa	3,0Aa	3,4Aa	3,7Aa	5,1Aa	3,1Aa	4,1Aa	3,8Aa	4,2Aa	3,9Aa	3,9Aa	4,0Aa	4,5Aa	4,4Aa	2,6Aa	3,5Aa	3,0Aa	4,5Aa	4,4Aa
Mg ²⁺	7,3Aa	3,6Aa	2,6Aa	4,3Aa	5,1Aa	3,7Aa	5,3Aa	3,0Aa	3,7Aa	3,9Aa	4,8Aa	4,3Aa	3,8Aa	3,4Aa	4,2Aa	5,6Aa	4,7Aa	4,7Aa	4,0Aa	4,5Ab
K ⁺	0,10Aa	0,02Ba	0,02Ba	0,01Ca	0,01Ca	0,11Aa	0,02Ba	0,01Ca	0,01Ca	0,01Ca	0,05Ab	0,02Ba	0,01Ca	0,01Ca	0,01Ca	0,03Ab	0,01Ca	0,01Ca	0,01Ba	0,01Ba
Na ⁺	0,04Aa	0,04Aa	0,06Ba	0,07Ca	0,08Da	0,04Aa	0,04Aa	0,06Ba	0,07Ca	0,08Da	0,04Aa	0,02Aa	0,05Ba	0,07Ca	0,08Da	0,04Aa	0,03Aa	0,05Ba	0,07Ca	0,08Da
Al ³⁺	0,1Aa	1,3Bb	1,5Bc	1,7Bd	2,6Be	0Aa	0,1Aa	0,1Aa	0Aa	0,8Bb	0,2Aa	0,1Aa	0,2Aa	0,2Aa	0Aa	0,2Aa	0,1Aa	0Aa	0Aa	0Aa
H ⁺ + Al ³⁺	4,6Aa	13,3Ba	11,7Ca	22,5Da	22,4Ea	4,0Ab	5,7Bb	8,6Cb	12,9Db	14,8Eb	4,0Ab	5,4Bc	6,0Cc	6,5Dc	9,9Ec	4,3Ac	4,3Bd	5,9Cd	6,7Dd	6,5Dc
P	12Aa	14Aa	23Aa	16Aa	18Aa	45Aa	10Aa	15Aa	14Aa	17Aa	37Aa	8Aa	12Aa	7Aa	8Aa	9Aa	9Aa	6Aa	8Aa	7Aa
V	75Aa	36Ba	33Ca	25Da	29Ea	69Ab	49Bb	48Cb	37Db	36Eb	68Ac	60Bc	54Cc	55Dc	47Ec	66Ad	65Bd	57Cd	52Dd	50Ed
C. Org.	2,3Aa	5,0Aa	4,5Aa	1,5Aa	5,7Aa	2,4Aa	2,2Aa	2,2Aa	5,5Aa	4,8Aa	1,8Aa	4,8Aa	3,7Aa	2,6Aa	4,0Aa	1,8Aa	3,7Aa	2,6Aa	4,2Aa	3,8Aa
N	0,13Aa	0,08Aa	0,14Aa	0,12Aa	0,14Aa	0,14Aa	0,08Aa	0,14Aa	0,14Aa	0,14Aa	0,14Aa	0,11Aa	0,11Aa	0,15Aa	0,12Aa	0,14Aa	0,11Aa	0,10Aa	0,10Aa	0,10Aa

Legenda: Legenda: pH H₂O = pH em água; Ca²⁺ = Cálcio; Mg²⁺ = Magnésio; K⁺ = Potássio; Na⁺ = Sódio; S = Soma das bases; Al³⁺ = Alumínio; H⁺ + Al³⁺ = Hidrogênio + Alumínio; P = Fósforo; V = Saturação por bases; C.Org. = Carbono Orgânico; N = Nitrogênio. Médias seguidas de letra maiúscula na seção avalia os diferentes tratamentos. Médias seguidas de letra minúscula na linha compara o tratamento entre as seções. Médias seguidas de mesma letra maiúscula ou minúscula na linha não diferem estatisticamente entre si pelo Teste de Tukey p < 0,05 de probabilidade.

Fonte: O autor, 2016.

A introdução do OVR apresentou correlação negativa em relação ao pH para os solos em estudo, significando que a presença desse poluente impacta diretamente na acidificação do solo. A importância do pH está intimamente relacionada com a influência sobre outros fatores, tais como a solubilidade, a concentração em solução e a forma iônica dos nutrientes no solo e, conseqüentemente, a absorção e utilização deles pela planta (MCBRIDE; BLASIAK, 1979; FAGERIA et al., 1997).

Com isso, sob a ótica agrônômica, quando da ocorrência de disposição de OVR sobre o solo, tornar-se-á necessário realizar a correção do solo para que se possa executar o plantio de uma cultura. Tal correção é feita com a introdução de calcário agrícola (técnica denominada calagem), haja vista que são considerados valores ótimos de pH aqueles compreendidos entre 5,5 e 7,0 para a maioria das culturas (FAGERIA; ZIMMERMANN, 1998). Os materiais que podem ser utilizados na correção da acidez dos solos são aqueles que apresentam na sua constituição neutralizantes ou princípios ativos. Os materiais mais utilizados são: óxidos, hidróxidos, carbonatos e silicatos de cálcio e ou de magnésio, tais como; calcário dolomítico, calcário calcinado, óxido de cálcio ou de magnésio, hidróxido de cálcio, hidróxido de magnésio e escórias (ALCARDE, 1986; 1989).

Veloso et al (1992) relata que os solos agrícolas brasileiros, na maioria, apresentam média a alta acidez ($\text{pH H}_2\text{O} < 5,5$), o que traz como consequência, a baixa produtividade das culturas. Solos ácidos apresentam baixa fertilidade o que compromete o desenvolvimento vegetal. Os nutrientes ficam disponíveis para as plantas em pH 7,0, entretanto os solos devem apresentar pH ligeiramente ácido para que alguns nutrientes estejam disponíveis, o que torna o valor de 6,5 a 7,0 como aceitável do ponto de vista agroambiental. Essa redução do pH está intimamente relacionada à redução das bases na superfície dos colóides e na solução do solo, o que implica na redução da saturação das bases (V%). Isto é, solos com valor de saturação de bases (V%) menor que 50% são chamados de distróficos (baixa fertilidade) e apresentam dentre outros, teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} , P e K^+ baixos e/ou níveis tóxicos de Al^{3+} e Mn.

Percebe-se, portanto, que no solo arenoso do presente estudo, os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} , apresentaram redução. No solo argiloso, foi observado uma severa elevação para o teor de Al^{3+} . Para o solo arenoso, as cargas negativas dos colóides foram saturadas por pequenas quantidades de cátions básicos, enquanto a maior parte das cargas está sendo neutralizada pelo H^+ e Al^{3+} . Esse Al^{3+} poderá apresentar efeito tóxico para as plantas. No entanto, observa-se que a redução de Ca^{2+} comprometeu de forma mais acentuada o parâmetro pH. A ausência dessas bases nos sítios ativos do solo comprometeu a CTC (capacidade de troca catiônica), pois esses serão ocupados por íons de H^+ e Al^{3+} , que reduzem o pH tornando o solo mais

ácido. Porém, no solo argiloso, observa-se que os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} , não apresentaram diferenças significativas mesmo após a introdução do OVR. Contudo, dentre todos os parâmetros analisados, observa-se especialmente a significativa elevação do Al^{3+} que culminou com uma redução igualmente severa do parâmetro pH. O baixo índice de pH e a elevação no teor de Al^{3+} , tornam-se impeditivos ao cultivo agrícola. Adicionalmente, o Al^{3+} é tido como elemento capaz de causar fitotoxidez aos vegetais. A deficiência mineral dos nutrientes considerados essenciais para as plantas provoca um crescimento limitado e/ou inibido e seu desenvolvimento natural torna-se anormal. Em casos extremos a planta não consegue completar o seu ciclo (LARCHER, 2004, BEGON et al., 2007).

Várias são as causas da acidez do solo, Malavolta (1985; 1997) relata que a água lava as bases do complexo de troca deixando íons H^+ em seu lugar; a redução do pH a valores muito baixos pode ocorrer a decomposição de minerais de argila e ocasionar o aparecimento de Al^{3+} trocável; a oxidação microbiana do N amoniacal conduz à liberação de íons H^+ ; a raiz "troca" H^+ por cátions que a planta absorve mantendo o equilíbrio eletrostático; também a matéria orgânica libera íons H^+ no meio, através da dissociação dos seus grupos carboxílicos e fenólicos.

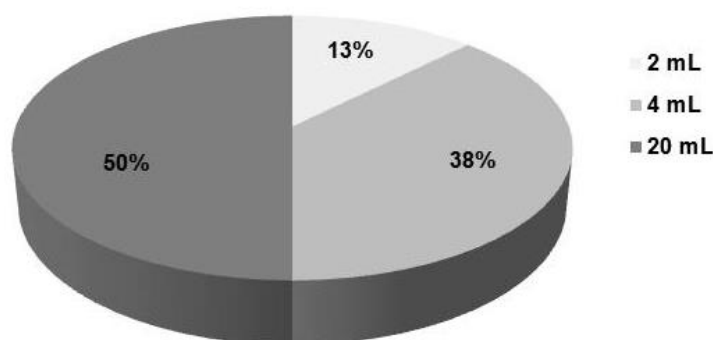
Valores de pH quando muito baixos comprometem a disponibilidade de grande parte dos nutrientes necessários a planta. Isso pode ser comprovado no presente estudo ao se analisar os valores de N, P e K^+ . Os quais são considerados macronutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas (MALAVOLTA, 2006). No solo argiloso do presente estudo, percebe-se que o K^+ apresentou uma redução brusca ao passo em que o pH apresentou diminuição e o Al^{3+} elevação. Enquanto no solo arenoso, o valor de P apresentou redução a medida que o pH reduziu. Adicionalmente, sabe-se que os solos arenosos apresentam baixo teor de argila o que remete a uma baixa CTC, tornando-os naturalmente com baixa fertilidade. Por outro lado, os solos argilosos apresentam elevada CTC quando comparado aos arenosos. No solo arenoso, as reduções das bases ao longo da coluna de lixiviação tem relação direta com a característica física do solo, sendo que o poluente tem maior capacidade de percolação ao longo do perfil. Com isso, contribui para os processos de lixiviação de cátions, principalmente pela CTC e teores de matéria orgânica baixos que são característicos de solos arenosos. O mesmo não se observa para o solo argiloso. Para este, o fator limitante foi a elevação do teor de Al^{3+} e redução do pH.

Para Santos et al. (2002), a lixiviação de íons varia com os atributos físicos do solo, tais como: a textura, estrutura, profundidade do perfil e, principalmente, porosidade. Entre os atributos químicos que afetam a lixiviação, estão a capacidade de retenção de íons e o pH.

Observa-se no presente trabalho, que o OVR promoveu efeito direto sobre os parâmetros analisados, provocando alteração dos valores seja com redução ou aumento. Contudo, percebe-se ainda que o OVR quando aplicado/disposto em solo, não possui potencial de lixiviação dos nutrientes. No entanto, sua presença no solo, principalmente em profundidade, promove redução significativa de nutrientes essenciais para as culturas e, por consequência, menores rendimentos. Soma-se a isso, o potencial impacto ambiental, quando lixiviados, os nutrientes incorporam-se ao lençol freático pelo processo de drenagem interna e, assim, são transportados a grandes distâncias, contaminando o lençol freático e também os mananciais de água potável (BEHERA et al., 2003).

Verifica-se portanto, que os tratamentos que mais impactaram os parâmetros químicos que apresentaram diferença significativa pelo teste de Tukey, em termos percentuais, para o solo arenoso estão apresentados na figura 36. A dosagem com 2 mL de OVR apresentou-se mais impactante para 13% dos parâmetros (Na^+). Em relação à dosagem com 4 mL, verificou-se que a mesma foi mais impactante para 38% (Mg^{2+} , K^+ e P). A dosagem com 20 mL mostrou-se mais impactante para 50% (pH , Ca^{2+} , H^+ + Al^{3+} e $\text{V}\%$).

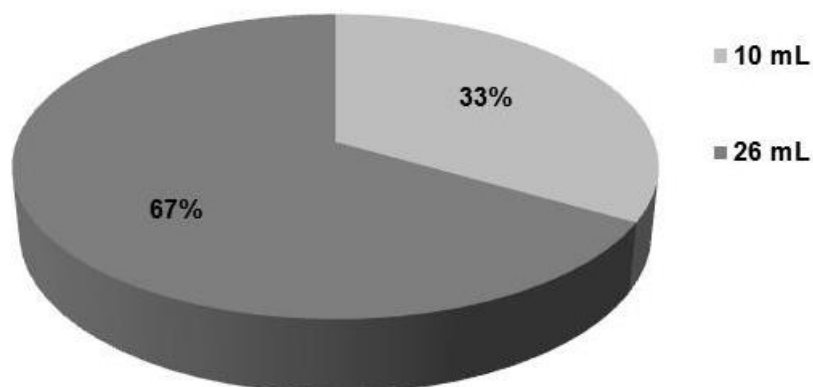
Figura 33 – Cálculo percentual, referente à avaliação do impacto dos tratamentos sobre os parâmetros químicos do solo arenoso, pós coluna de lixiviação



Fonte: o autor, 2016.

Em relação ao solo argiloso, a figura 37 apresenta os tratamentos que mais impactaram e que apresentaram diferença significativa pelo teste de Tukey, em termos percentuais. Percebe-se que as dosagem com 2 e 4 mL não apresentaram o maior efeito negativo. Neste sentido, a dosagem com 10 mL de OVR apresentou-se mais impactante para 33% (H^+ + Al^{3+} e $\text{V}\%$). Em relação à dosagem com 26 mL, verificou-se que a mesma foi mais impactante para 67% dos parâmetros químicos analisados (pH , K^+ , Na^+ , e Al^{3+}).

Figura 34 – Cálculo percentual, referente a avaliação do impacto dos tratamentos sobre os parâmetros químicos do solo argiloso, pós coluna de lixiviação



Fonte: o autor, 2016.

As doses que produziram maior impacto negativo foram 20 mL para o solo arenoso e 26 mL para o solo argiloso.

4.7 Avaliação de Ecotoxicologia aquática

Para todos os tratamentos onde se utilizou a água de lixiviação das colunas, não se observou mortalidade de indivíduos no período de análise. Com isso, verifica-se que o OVR em ambos os solos estudados, ficou adsorvido no solo e a fração que por ventura tenha passado pelas seções, não causou efeito nocivo aos organismos aquáticos.

CONCLUSÃO

Os resultados obtidos permitiram visualizar que após a lixiviação, o solo arenoso apresentou uma capacidade ligeiramente menor de adsorção de OVR do que o solo argiloso. Observou-se ainda que a introdução do OVR foi a causadora de severa compactação para o solo argiloso.

No presente trabalho, pôde-se confirmar que a toxicidade no ensaio de fuga de minhocas foi obtida com os tratamentos com 20 mL e 26 mL de OVR, para o solo arenoso e argiloso respectivamente.

De uma forma geral, o OVR influenciou negativamente a germinação e o crescimento da radícula nos ensaios de ecotoxicidade. Com isso, evidencia-se que a alface (*Lactuca sativa* L.) possui baixa tolerância ao poluente.

Os diferentes tratamentos administrados com OVR no cultivo da alface (*Lactuca sativa* L.) provocaram alterações na morfologia vegetal para todos os parâmetros físicos analisados, em ambos os solos.

Os resultados obtidos no presente estudo indicaram que o OVR apresentou percentuais de biodegradação expressivos, em relação aos do tratamento com 1% de glicose, para ambos os solos.

A introdução do OVR nas colunas de lixiviação, promoveu à acidificação do pH para todos os tratamentos, em ambos os solos nas primeiras seções (0-10 cm).

Em solo arenoso, a primeira seção (0-10 cm) foi a mais impactada para o pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} , e V%. As últimas seções (20-40 cm) foram mais impactadas para $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ e a última (30-40 cm), para K^+ .

Em solo argiloso, a primeira seção (0-10 cm) foi a mais impactada para o pH, $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ e V%. A segunda seção foi a de maior impacto para o K^+ .

O tratamento com 20 mL, em solo arenoso, mostrou-se mais impactante para 50% dos parâmetros analisados (pH, Ca^{2+} , $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ e V%).

O tratamento com 26 mL, em solo argiloso, mostrou-se mais impactante para 67% dos parâmetros analisados (pH, K^+ , Na^+ , e Al^{3+}).

O teste com peixe (*Danio rerio*) não apresentou mortalidade de indivíduos no período analisado.

O OVR é uma questão emergente, haja visto o volume produzido anualmente. A falta de uma coleta seletiva eficiente e o descarte inadequado produzem diversos impactos negativos sobre

o solo. Os resultados deste trabalho evidenciam que o OVR é um resíduo potencialmente contaminante quando disposto indevidamente sobre o solo, comprometendo o sistema solo-planta-biota.

PERSPECTIVAS PARA TRABALHOS FUTUROS

- Ampliar as pesquisas sobre o impacto do OVR em outras classes de solo.
- Avaliar a toxicidade sobre outros organismos terrestres e aquáticos.
- Avaliar os organismos terrestres para verificar o potencial de bioacumulação do material.
- Avaliar os impactos do OVR em maior profundidade, a fim de se entender os efeitos causados em camadas mais profundas.
- Avaliar o teor de metais.
- Desenvolver estudos ecotoxicológicos com o mesmo solo, porém com períodos pós contaminação diferenciados (30, 60, 90, 120, 240, 360 dias).

REFERÊNCIAS

- ABIOVE. *Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais*. 2014. Disponível em: <http://www.abiove.com.br/menu_br.html>. Acesso em: 18 jan. 2016.
- ABRELPE. *Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil*. São Paulo: ABRELPE, 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 14283: Resíduos em solos – Determinação da biodegradação pelo método respirométrico*. Rio de Janeiro, 1999.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10.004: Classificação de Resíduos Sólidos*. Rio de Janeiro: 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 15088: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com peixes*. Rio de Janeiro, 2011.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR ISO 17512-1. Qualidade do solo – Ensaio de fuga para avaliar a qualidade de solos e efeitos de substâncias químicas no comportamento. Parte 1: Ensaio com minhocas (Eisenia fetida e Eisenia andrei)*. Rio de Janeiro: 2011.
- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In NOVAIS, R.F.; Álvares, V. H.; SCHAEFER, C.E. G. R. *Tópicos em ciência do solo*, Viçosa: SBCS, 2000. v. 1, p.299-352.
- ACHEN, C. H.. Measuring representation: Perils of the correlation coefficient. *American Journal of Political Science*, v. 2, n. 1, p. 805- 15, 1977.
- ADAMS, W.J.; ROWLAND, C.D. Aquatic toxicology Test Methods. In HOFFMAN, D.J; RATTNER, B.A.; BURTON Jr, G.A.; CAIRNS Jr, J. (Editores) *Handbook of Ecotoxicology*, Washington, D.C.: Lewis Publishers. 2.ed. p. 32 – 58, 2002.
- AGARRY, S. E.; AREMU, M. O.; AWORANTI, O. A. Soil Washing Remediation of Soil Artificially Contaminated with Naphthalene: Evaluation of Palm Kernel Oil, Coconut Oil and Waste Cooking Oil as Solubilization Agents. *American Journal of Environmental Engineering*, Los Angeles, 2013. v. 3, n. 2, p. 85-94.
- ALCARDE, J.C. Produtos utilizados para a correção da acidez dos solos. *Informações Agronômicas*, Piracicaba, SP, v. 34, p.5-9, 1986.
- ALCARDE, J.C.; PAULINO, V.T. & DENARDIN, J.S. Avaliação da reatividade de corretivos da acidez dos solos. *R. bras. Ci. Solo*, Campinas, v. 13, n. 3, p. 387-392, 1989.
- ALDRICH, J. Correlations Genuine and Spurious in Pearson and Yule. *Statistical Science*, v. 10, n. 4, p. 364-376, 1995.
- ALEXANDER, M. *Biodegradation and bioremediation*. 2. ed. California: Academic Press, 1999. 302 p.

ALVES, E. U.; BRUNO, R. de L. A.; OLIVEIRA, A. P. de; ALVES, A. U.; ALVES, A. U. Ácido sulfúrico superação da dormência de unidade de dispersão de juazeiro (*Zizyphus joazeiro* Mart.). *Revista Árvore*, v.30, n.2, p.187-195, 2006.

ALVES, M. da C. S.; MEDEIROS-FILHO, S.; ANDRADE-NETO, M.; TEÓFILO, E. M. Superação da dormência em sementes de *Bauhinia monandra* Brit. ou *Bauhinia unguolata* L. - Caesalpinoideae. *Revista Brasileira de Sementes*, v.22, n.2, p.139-144, 2000.

ANDREA, M.M.D. O uso de minhocas como bioindicadores de contaminação de solos. *Acta Zoológica Mexicana* (nueva serie), n. 2, p. 95-107, 2010.

ANDRADE, J. A.; AUGUSTO, F.; JARDIM, I. C. S. F. Biorremediação de solos contaminados por petróleo e seus derivados. *Eclética química*, v. 35, n. 3, p. 17-43, 2010.

ANDRÉA, M.M. Contaminação do solo por pesticidas. *O Biológico*, v.60, n.2, p.63-65, 1998.

ARAGÃO, M. A.; ARAÚJO, R. P. A. Métodos de ensaios de toxicidade com organismos aquáticos. In ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. (Editores). *Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações*. São Carlos, São Paulo: RIMA, 2008.

BARNES, R. D. *Zoologia dos invertebrados*. 4ed. São Paulo: Rocca, 1984. 1179p.

BASKIN, C.C. & BASKIN, J. M. *Seeds: ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination*. San Diego: Acad. Press, 1998.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4a ed. Porto Alegre: Artemed, 2007.

BEHERA, S.; JHA, K.M.; KAR, S. Dynamics of water flow and fertilizer solute leaching in lateritic soils of Kharagpur region, India. *Agricultural Water Management*, Kharagpur, v.63, n.1, p.77-98, 2003.

BENGOUGH, A.G.; BRANSBY, M.F.; HANS, J.; MCKENNA, S.J.; ROBERTS, T.J. & VALENTINE, T.A. Root responses to soil physical conditions: growth dynamics from field to cell. *J. Exp. Bot.*, v. 57, p. 437-477, 2006.

BENICASA, M.; CONTIERO, J.; MANRESA, M.A.; MORAES, I. O. Rhamnolipid production by *Pseudomonas aeruginosa* LBI growing on soapstock as the sole carbon source. *Journal of Food Engineering* 54 p. 283-288, 2002.

BERGER, K. G. The practice of frying. *Porim Technol.*, v. 9, n. 5, p. 1-34, 1984.

BERTAZZOLI, R.; PELEGRINI, R. Descoloração e degradação de poluentes orgânicos em soluções aquosas através do processo foto-eletróquímico. *Química Nova*. v. 25, n. 3, p. 477-482, 2002.

BERTI, A.P.; DÜSMAN, E.; SOARES, L.C. Efeitos da contaminação do ambiente aquático por óleos e agrotóxicos. *Revista de Saúde e Biologia*, v. 4, n. 1, p.45-51, 2009.

BEWLEY, J.D.; BLACK, M. *Seeds: physiology of development and germination*. New York, Plenum Press, 2ed, 1994. 445p.

BLUMENTHAL, M. M. Frying technology. In: BAILEY, A. E. *Bailey's industrial oil & fat products*. New York: John Wiley, v. 3, p. 429-481, 1996.

BOCCHESI, R. A., Oliveira, A. K. M. D., Melotto, A. M., Fernandes, V., & Laura, V. A. Efeito de diferentes tipos de solos na germinação de sementes de *Tabebuia heptaphylla*, em casa telada. *Cerne*, Lavras, v. 14, n. 1, p. 62-67, 2008.

BORGES, E.E.L.; RENA, A.B. Germinação de sementes. In: AGUIAR, I.B.; PINÃO-RODRIGUES, F.C.M.; FIGLIOLIA, M.B. (Coord.). *Sementes florestais tropicais*. Brasília: ABRATES, 1993. p.83-135.

BORGES, E. E. L.; JUNIOR, J. I. R.; REZENDE, S. T. de; PEREZ, S. C. J. G. A. Alterações fisiológicas em sementes de *Tachigalia multijuga* (Benth.) (mamoneira) relacionadas aos métodos para a superação da dormência. *Revista Árvore*, v.28, n.3, p.317-325, 2004.

BRAGA, B. *et al. Introdução à engenharia ambiental*. 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2006.

BRASIL, *Portaria n. 518 de 25 de março de 2004*. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/portaria_518_2004.pdf> Acesso em: 23 jul. 2004(a).

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. *Resolução. RDC n. 216*, 15 de setembro de 2004. Dispõe sobre regulamento técnico de boas práticas para serviços de alimentação. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 16 set. 2004(b). p. 1-10.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. *Resolução RDC n. 270*, 22 de setembro de 2005. Dispõe sobre regulamento técnico para óleos vegetais, gorduras vegetais e creme vegetal. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 23 set. 2005.

BRASIL. Presidência da República. Decreto nº 5.940, de 25 de outubro de 2006. *Institui a separação dos resíduos recicláveis descartados pelos órgãos e entidades da administração pública federal direta e indireta, na fonte geradora, e a sua destinação às associações e cooperativas dos catadores de materiais recicláveis, e dá outras providências*. Diário Oficial da União. Brasília, DF. 26 out. 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. *Regras para análise de sementes*. Brasília, DF: MAPA/ACS, 2009.

BRASIL. Presidência da República. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. *Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos*; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*. Brasília, DF, 3 agosto 2010.

BRASIL. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005*, Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. 2011.

BROWN, G. G.; EDWARDS, C. A.; BRUSSAARD, L. How earthworms affect plant growth: burrowing into the mechanisms. In: EDWARDS, C. A. (Ed.). *Earthworm ecology*. Boca Raton: CRC Press, 2004. p. 13-49.

CAMMAROTA, M.C.; FREIRE, D.M.G. A review on hydrolytic enzymes in the treatment of wastewater with high oil and grease content. *Bioresource Technology*, v. 97, p. 2195-2210, 2006.

CARVALHO, I.S. *Agrotóxicos: usos e implicações*. Mundo & Vida, Rio de Janeiro, v.2., n.1., p.29-31, 2000.

CARVALHO, N.M.; NAKAGAWA, J. *Sementes: ciência, tecnologia e produção*. 4ed. Jaboticabal: FUNEP, 2000, 588p.

CARVALHO, A. L.; MATOS, A. T.; HAMAKAWA, P. J.; AZEVEDO, R. F. Produção de construção civil e sob recirculação. *Engenharia na Agricultura*, v.14, n.2, p.131-138, 2006.

CASSARET, L.J.; AMDUR, M.O.; KLAASSEN, C.D.; DOULLS, J. *Cassaret and Doull's Toxicology: The basic science of poisons*, 7th Ed, Kansas: Ed. McGraw Hill, 2008, 1331p.

CAVALCANTE, L. F. et al. Fontes e níveis da salinidade da água na formação de mudas de mamoeiro cv. Sunrise solo. *Semina: Ciências Agrárias*, v.31, p.1281- 1290, 2010.

CELLA, R. C. F.; REGITANO-D'ARCE, M. A. B.; SPOTO, M. H. F. Comportamento do óleo de soja refinado utilizado em fritura por imersão com alimentos de origem vegetal. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, Campinas, v. 22, n. 2, p. 111-116, 2002.

CHAN, K. Y. An overview of some tillage impacts of earthworm population abundance and diversity implications for functioning in soils. *Soil and Tillage Research*, v. 57, n. 4, p. 179-191, 2001.

CONCEIÇÃO, P.C.; AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J. & SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 29, p. 777-788, 2005.

COPELAND, L.O.; McDONALD, M. *Principles of seeds science and technology*. New York: Chapman Hall, 1995. 409p.

CORREIA, F.V.; MOREIRA, J.C. Effects of glyphosate and 2,4-D on earthworms (*Eisenia foetida*) in laboratory tests, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, v. 85, p. 264-268, 2010.

COSTA, W.A.J.M.D.; SANGAKKARA, U.R. Agronomic regeneration of soil fertility in tropical Asian smallholder uplands for sustainable food production. *Journal of Agricultural Science*, v.144, p.111-133, 2006.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes

aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova*. V. 31 n. 7, p. 1820-1830, 2008.

COSTA NETO, P. L. O. *Estatística*. São Paulo: Edgard Blücher, 1977. 264p.

CORTET, J.; VAUFLERYA.G.D.; POINSOT-BALAGUER, N.; GOMOT, L.; TEXIER, C.; CLUZEAU, D. The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects, *Eur. J. Soil Biol.*, v. 35, n. 3, p.115-134, 1999.

CURRY, J. P. *Factors affecting the abundance of earthworms in soils*. 2nd Ed. Boca Raton: C. A. Edwards (Ed.), Earthworm ecology, CRC Press, 2004. Pp. 91-113.

DA COSTA, E. M.; SILVA, H. F.; DE ALMEIDA RIBEIRO, P. R. Matéria orgânica do solo e o seu papel na manutenção e produtividade dos sistemas agrícolas. Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer, Goiânia, v. 9, n. 17, p. 1842-1860, 2013.

DAMY, P.C.; JORGE, N. Determinações físico-químicas do óleo de soja e da gordura vegetal hidrogenada durante o processo de fritura descontínua. *Brazilian Journal of Food Technology*, Campinas, v. 6, n. 2, p. 251-257, jul-dez, 2003.

DAS GUPTA, R; CHAKRAVORTY, P. P.; KAVIRAJ, A. Susceptibility of epigeic earthworm *Eisenia fetida* to agricultural application of six insecticides. *Chemosphere*, v. 84, p. 724–726, 2011.

DEL RÉ; V. P.; JORGE, N. Vegetal oils behavior in discontinued frying of frozen pre-fried products. *Food Science and Technology*, Campinas, v. 26, n. 1, p. 56-63, 2006.

DITTBRENNER, N.; SCHMITT, H.; CAPOWIEZ, Y.; TRIEBSKORN, R. Sensitivity of *Eisenia fetida* in comparison to *Aporrectodea caliginosa* and *Lumbricus terrestris* after imidacloprid exposure. Body mass change and histopatology, *J. Soil Sediments*, v. 11, p. 1000-1010, 2011.

DOBARGANES, M. C.; MÁRQUEZ-RUIZ, G.; VELASCO, J. Interactions between fat and food during deep-frying. *Eur. J. Lipid Sci. Tecnol.*, v. 102, p. 521-528, 2000.

DUMONT, M-J.; NARINE, S.S. Soapstock and deodorizer distillates from North American vegetable oils: Review on their characterization, extraction and utilization. *Food Research International*, v. 40, p. 957-974, 2007.

D'ALMEIDA, D. M. B. A.; ANDRADE, E.M.; MEIRELES, A.C.M. Importância relativa dos íons na salinidade de um cambissolo na chapada do Apodi, Ceará. *Engenharia Agrícola*, Sorocaba, v. 25, n. 3, p. 615-621, 2005.

DEGÁSPARI, C.H.; WASZCZYNSKYJ, N. Propriedades antioxidantes de compostos fenólicos. *Visão Acadêmica*, v. 5, n. 1, p. 33-40, 2004.

ECÓLEO. Associação Brasileira para Sensibilização, Coleta e Reciclagem de Resíduos de Óleo Comestível. São Paulo, 2007. Disponível em: < <http://ecoleo.org.br/>>. Acesso em: 13 abr. 2016.

EDWARDS, C. A.; BOHLEN, P. J.; LINDER, D. R.; SUBLER, S. Earthworms in agroecosystems. In: HENDRIX, P. F. (Ed). *Earthworm ecology and biogeography in North America*. Boca Raton: CRC, 1995. p. 185-213.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Manual de métodos de análise de solo*, v. 2, 2006.

EOM, I.C.; RAST, C.; VEBER, A.M.; VASSEUR, P. Ecotoxicity of a polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 67, p.190-205. 2007.

FAGERIA, N.K.; BALIGAR, V.C.; JONES, C.A. *Growth and mineral nutrition of field crops*. 2.ed. New York : M. Dekker, 1997. 624p.

FAGERIA, N.K.; ZIMMERMANN, F.J.P. Influence of pH on growth and nutrient uptake by crop species in an Oxisol. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, New York, v.29, n.17, p.2675-2682, 1998.

FAGUNDES, E. A. A.; RUDEL, M. K. N.; SANTOS, S.; PORTO, R. Determinação da infiltração e velocidade de infiltração de água pelo método de infiltrômetro de anel em solo de cerrado no Município de Rondonópolis-MT. *Enciclopédia Biosfera*, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.8, N.14; p. 369, 2012.

FANG, Z. Q.; WU, J.; BAO, L. J. Discussion on the Disposition of Food Residue. *Journal of South China Normal University*, n. 1, 2007.

FARIA, A. A.; LELES, M. I. G.; IONASHIRO, M., et al. Estudo da Estabilidade Térmica de Óleos e Gorduras Vegetais por TG/DTG e DTA, *Ecl. Quím*, São Paulo, v. 27, p. 111-119, 2002.

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. FIRJAN. *Bolsa de Resíduos*, 2013. Disponível em: < <http://www.firjan.org.br/data/pages/2C908CE9215B0DC401217714AA7>> Acesso em: 17 set. 2016.

FENT, K. Ecotoxicological problems associated with contaminated sites. *Toxicology Letters*, v. 140-141, p. 353-365, 2003.

FERREIRA, A. G., CASSOL, B.; ROSA, S. G. T. da.; SILVEIRA, T. S. da.; STIVAL, A. L.; SILVA, A. A. Germinação de sementes de Asteraceae nativas no Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Bot. Bras.*, São Paulo , v. 15, n. 2, p. 231-242, Aug. 2001. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S010233062001000200009&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 17 Jan. 2017.

FILGUEIRA, F. *Novo manual de olericultura*. Viçosa: Editora UFV, 2000. 402p.

FLAHERTY, C.M.; DODSON, S.I. Effects of pharmaceuticals on Daphnia survival, growth, and reproduction. *Chemosphere*, v. 1, p. 200-207, 2005.

FIRESTONE, D.; STIER, R. F.; BLUMENTHAL, M. M. Regulation of frying fats and oils. *Food Technol.* v. 45, n. 2, p. 90-94, 1991.

FLOHR, L. et al. Classificação de resíduos sólidos industriais com base em testes ecotoxicológicos utilizando *Daphnia magna*: uma alternativa. *Biotemas*, Florianópolis, v. 18, n. 2, p. 7-18, 2005.

FOLLIS, P.A. *An Investigation into the biodegradability of soy diesel under various environmental condition*. Dusquesne: School of Natural and Environmental Sciences, Dusquesne University; 1994. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>> Acesso em: 05/08/2016.

FRANZETTI, A.; Di GENNARO, P.; BEVILACQUA, A.; PAPACCHINI, M.; BESTETTI, G. Environmental features of two commercial surfactants widely used in soil remediation. *Chemosphere*, v. 62, p. 1474-1480, 2006.

FREIRE, P. C. M.; MANCINI-FILHO, J.; FERREIRA, T. A. P. de C. Principais alterações físico-químicas em óleos e gorduras submetidos ao processo de fritura por imersão: regulamentação e efeitos na saúde. *Rev. nutr.*, p. 353-358, 2013.

FRITSCH, C.W. Measurements of frying fat deterioration: a brief review. *J. Am. Oil Chem. Soc.*, v. 58, n. 3, p. 272-274, 1981.

GALBIATI, A. F. *O gerenciamento integrado de resíduos sólidos e a reciclagem*. 2005. Minas Gerais, Disponível em: <<http://www.redeaguape.org.br>>. Acesso em: 21 jul. 2015.

GARCIA, A. S.; BRANQUINHO, E. G. D. A.; MENUCHI, A. C. T. P.; ERLACHER, K. C.; DOMINGUES, M. C. S. Efeito de reguladores vegetais na germinação e desenvolvimento da semente *Strelitzia reginae*. *Thesis São Paulo* ano III, v. 5 p.161-176, 2006.

GARCIA, J. C.; SIMIONATO, J. I.; ALMEIDA, V. C.; PALÁCIO, S. M.; ROSSI, F. L.; SCHNEIDER, M. V.; DE SOUZA, N. E. Evolutive follow-up of the photocatalytic degradation of real textile effluents in TiO₂ and TiO₂/H₂O₂ systems and their toxic effects on *Lactuca sativa* seedlings. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 20, p. 1589-1597, 2009.

GHERSA, C.M.; BENECH ARNOLD, R.L.; MARTINEZ-GHERSA, M.A. The role of fluctuating temperatures in germination and establishment of *Sorghum hapelense*. Regulation of germination at increasing depths. *Functional Ecology* v. 6 p. 460-468, 1992.

GONG, Z. et al. Dissolution and removal of PAHs from a contaminated soil using sunflower oil. *Chemosphere*, v. 58, n. 3, p. 291-298, 2005a.

GONG, Z. et al. Influence of soil moisture on sunflower oil extraction of polycyclic aromatic hydrocarbons from a manufactured gas plant soil. *Science of the total environment*, v. 343, n. 1, p. 51-59, 2005b.

GONG, Z.M.; PEIJUN, L.; WILKE, B. M.; ALEF, K. Effects of vegetable oil residue after soil extraction on physical-chemical properties of sandy soil and plant growth. *Journal of Environmental Sciences*, v. 20, p. 1458-1462, 2008.

GONÇALVES, M. A. *O trabalho no lixo*. 2006. Tese de Doutorado em Geografia. UNESP, Presidente Prudente, 2006.

GUILLAUMIN, R. Kinetics of fat penetration in food. In: VARELA, G.; BENDER, A. E.; MORTON, I. A. (Eds.). *Frying foods: principles, changes, new approaches*. Chichester: Ellis Horwood, 1988. p. 82-90.

HAMZA, M.A.; ANDERSON, W.K. Soil compaction incropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Till. Res.*, v. 82, p. 121-145, 2005.

HIDALGO, F.J.; ALAIZ, M.; ZAMORA, R. Determination of Peptides and Proteins in Fats and Oils. *Anal. Chem.*, v. 73, n.3, p. 698-702, feb. 2001.

HODGSON, E. *Modern Toxicology*. North Carolina State: John Wiley & Sons, Inc., Publication, 2004.

INTERNATIONAL SEED TESTING ASSOCIATION (INSTA). *International Rules for Seed Testing*. Colorado: Seed Science e Technology, 1993. 288 p.

JAMES, S. W.; BROWN, G. G. Earthworm ecology and diversity in Brasil. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Eds.). *Soil Biodiversity in Amazonian and Other Brazilian Ecosystems*. CABI Publishing: Wallingford, 2006. p. 56-116.

JORGE, N. *Química e tecnologia de óleos vegetais*. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2009.

KALCIKOVA, G.; VAVROVA, M.; ZAGORC-KONCAN, Z., GOTVAJN, A.Z. Seasonal variations in municipal landfill leachate quality. *MEQ: An International Journal*, v. 22, p. 612-619, 2011.

KAPANEN, A.; ITAVAARA, M. Ecotoxicity tests for compost applications. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 49, p. 1-16, 2001.

KJELDSSEN, P.; CHRISTOPHERSEN, M. Composition of leachate from old landfills in Denmark. *Waste Management & Research*, v. 19, n. 3, p. 249-256, 2001.

KUBOW, S. Toxicity of dietary lipid peroxidation products. *Trends Food Sci. Technol.*, Cambridge, p. 67-71, Sept. 1990.

KULKARNI, M. G.; DALAI, A. K. Waste cooking oil an economical source for biodiesel: A review. *Industrial & engineering chemistry research*, v. 45, n. 9, p. 2901-2913, 2006.

KUPRANYCS, D. B.; AMER, M. A.; BAKER, B. E. Effects of thermal oxidation on the constitution of butterfat, butterfat fractions and certain vegetable oils. *J. Am. Oil Chem. Soc.*, v. 63, n. 3, p. 332-337, 1986.

LARCHER, W. *A utilização dos elementos minerais*. In: *Ecofisiologia Vegetal*. São Carlos: Rima, p. 183-230. 2004.

LEAHY, J. G.; COLWELL, R. R. Microbial degradation of hydrocarbons in the environment. *Microbiological reviews*, v. 54, n. 3, p. 305-315, 1990.

LEITE, P. R.; BRITO, E. P. Z. Reverse logistics of returned products: is Brazil ready for the increasing challenge. In: BALAS BUSINESS ASSOCIATION OF LATIN AMERICAN STUDIES, 2003, São Paulo. *Anais...* São Paulo, 2003.

LEITE, L.F.C.; MENDONÇA, E.S.; NEVES, J.C.L.; MACHADO, P.L.O.A & GALVÃO, J.C.C. Estoques totais de C orgânico e seu compartimento sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p. 821-832, 2003.

LEPSCH, I. *Formação e conservação de solos*. São Paulo: Oficina de Textos, 2002.

LIBARDI, P. L. *Dinâmica da água no solo*. 1ª Ed. Piracicaba: Edusp, 2005. 335p.

LIMA, J.R.; GONÇALVES, L.A.G. Avaliação analítica de óleos utilizados em processo de fritura. *Boletim da Sociedade Brasileira de Ciência e Tecnologia de Alimentos*, Campinas, v. 29, n. 2, p. 186-192, 1995.

LIU, X.; CHENGXIAO, H.; ZHANG, S. Effects on earthworms activity on fertility and heavy metals bioavailability in sewage sludge. *Environment Internacional*, Amsterdam, v. 31, n. 6, p. 874-879, 2005.

LOLOS, M.; OREOPOULOU, V.; TZIA, C. Oxidative stability of potato chips: effect of frying oil type, temperature and oxidants. *Journal of Science of Food and Agriculture*, v. 79, p. 1.524-1.528, 1999.

LOMBARDI, J. V. Fundamentos de toxicologia aquática. p. 261 – 270 In: M. J. T. Ranzani – Paiva, R. M. Takemota & M. A. P. Lizama (Eds.), *Sanidade de organismos aquáticos*. Org. Livraria Varela, São Paulo, 2004. 426p.

LOPES, P.R.M.; BIDOIA, E.D. Evaluation of the biodegradation of different types of lubricant oils in liquid medium. *Braz. Arch. Biol. Techn.*, v. 52, p. 1285-1290. 2009.

LOPES, P.R.M.; MONTAGNOLLI, R.N.; BIDOIA, E.D. Accumulated and weekly CO₂ production by lubricant and soy oil biodegradation in aqueous media by aerobic respirometry. *Estud. Biol.*, v. 32/33, p. 45-51, 2011.

LOPES, P.R.M.; MONTAGNOLLI, R.N.; DOMINGUES, R.F.; BIDOIA, E.D. Toxicity and Biodegradation in Sandy Soil Contaminated by Lubrificant Oils. *Bull Environ Contam Toxicol*, v. 84, p. 454-458, 2010.

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

MADIGAN, M.T., MARTINKO, J.M., PARKER, J. *Brock Biology of microorganisms*. New Jersey: Prentice Hall, 2000. 991p.

MAGALHÃES, D.P.; FERRÃO-FILHO, A.S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasilienses*, v.12, n. 3, p. 355-381, 2008.

MAGUIRE, J.D. Speed of germination aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor. *Crop Science*, v.2, n.1, p.176-177. 1962.

MAKAREVICIENE, V.; JANULIS, P. Environmental Effect of Rapeseed Oil Ethyl Ester. *Renewable Energy*, v.28, p. 2395-2403, 2003.

MALACRIDA, C. R.; JORGE, N. Alterações do óleo de soja em frituras: efeitos da relação superfície/volume e do tempo de fritura. *Higiene Alimentar*, São Paulo, v. 19, n. 129, p. 25-31, 2005.

MALAVOLTA, E. *Reação do solo e crescimento das plantas*. Campinas, Fundação Cargill, p. 3-64, 1985.

MALAVOLTA, E. *ABC da análise de solos e folhas*. São Paulo: Agronômica Ceres, 1992. 124p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.S.; OLIVEIRA, S.A. *Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações*. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319p.

MALAVOLTA, E. *Manual de nutrição mineral de plantas*. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006. 638p.

MALLÉGOL, J.; LEMAIRE, J.; GARDETTE, J. L. Drier Influence in the curing of linseedoil. *Progress in Organic Coatings*, London, v. 39, n. 2, p. 107 – 113. 2000.

MANNING, W.J.; TIEDMAN, A.V. Climate change: potential effects of increased atmospheric carbon dioxide (CO₂), ozone (O₃) and ultraviolet-B (UV-B) radiation on plant diseases – review paper. *Environmental Pollution*, v. 88, p. 219-145. 1995.

MARCOS FILHO, J. *Fisiologia de sementes de plantas cultivadas*. FEALQ: Piracicaba, 2005. 495p.

MARQUES, A. C.; VALENTE, T. B.; ROSA, C. S. Formação de toxinas durante o processamento de alimentos e as possíveis conseqüências para o organismo humano. *Revista de Nutrição*, Campinas, v. 22, n. 2, p. 283-293, 2009.

MARSCHNER, A. Biologische Bodensanierung und ihre Erfolgskontrolle durch Biomonitoring. p. 568 – 576. In: J. Oehlmann & B. Markert (Eds.), *Ökotoxikologie – Ökosystemare Ansätze und Methoden*. Ecomed, Landsberg, 1999. 576p.

MARTINS, C. L.; JÚNIOR, A. B. C.; COSTA, R. H. R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, vol.15 no.4 Rio de Janeiro Oct./Dec. 2010.

MAYER, A.M.; How do seeds sense their environment? Some biochemical aspects of the sensing of water potential, light and temperature. *Israel Journal of Botany*, v.35, n.1, p.3-16, 1986.

MAYER, A.M.; POLJAKOFF-MAYBE, A. *The germination of seeds*. 2ed. Oxford: Pergamon Press, 1975. 192p.

McBRIDE, M.B.; BLASIAK, J.J. Zinc and copper solubility as a function of pH in an acid soil. Soil Science Society of America. *Journal, Madison*, v.43, p.866-870, 1979.

MEINICKE, A. C. *As minhocas*. Ponta Grossa: Copersul e Clube da Minhoca-PR, 134p. 1983.

MEIRELES, M. E. F.; ALVES, J. C. M. Gestão de resíduos: As possibilidades de construção de uma rede solidária entre associações de catadores de materiais recicláveis. *Revista Eletrônica Sistemas & Gestão*, Niterói, v. 8, n. 2, p. 160-170, 2013.

MELLO, J. W. V.; PEREZ, D. V. *Equilíbrio químico das reações no solo*. In. MELO, V. F. e ALLEONI, L. R. F. (Eds.). *Química e Mineralogia do solo: Parte I – Conceitos Básicos*. Viçosa: SBCS, p. 151-249, 2009.

MENDONÇA, C.G. DE; RAETANO, C.G.; MENDONÇA, C.G. DE. Tensão superficial estática de soluções aquosas com óleos minerais e vegetais utilizados na agricultura. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.27, p.16-23, 2007.

MEURER, E. J.; ANGHINONI, I. *A solução do solo*. In. MEURER, E. J. (Ed.). *Fundamentos de química do solo*. Porto Alegre: Evangraf, p. 87-112, 2012.

MEURER, E. J. *Fundamentos de Química do Solo*. 5. ed. Porto Alegre: EVANGRAF, 2010. 15 p.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre: Gênese, v. 1, p. 1-8, 1999.

MILAN, G. S.; PRETTO, M. R. *Gestão Estratégica da Produção: Teoria, Casos e Pesquisas*. Santa Catarina: EDUSC, 2006.

MILLER, J.C.; MILLER, J.N. *Statistics for analytical chemistry*. 3. ed. Chichester: Ellis Horwood, 1993. 233p.

MITTELBAACH, M. *Production and Fuel Properties of Fatty Acid Methyl Ester From used Frying Oil*. In: *Liquid Fuels from Renewables Sources*. Nashville, Tennessee, 1992.

MONFERRER, A.; VILLALTA, J. La fritura desde un punto de vista práctico. *Alimentación, Equipos y Tecnología*, v. 21, n. 3, p. 85-90, 1993.

MONTAGNOLLI, R.N.; BIDOIA, E.D. *Petroleum derivatives biodegradation: environmental impact and bioremediation strategies*. Seattle: Amazon, 2012.

MONTEIRO, J. H. P.; ZVEIBIL, V. Z. *Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. *Microbiologia e Bioquímica do Solo*. Lavras: Ed. UFLA, 2006. 729 p.

MORGAN, P.; WATKINSON, R.J. Hydrocarbon degradation in soils and methods for soil biotreatment. *Crit. Rev. Biotechnol.*, v. 8, p. 305–333, 1989.

MUNNS, R.; et al. Avenues for increasing salt tolerance of crops, and the role of physiologically based selection traits. *Plant and Soil*, v. 247, p. 93-105, 2002.

MURTY, A. S. *Toxicology of pesticide to fish*. Boca Raton: CRC Press, v.1, 1988. 129p.

NADIM, F.; HOAG, G. E.; LIU, S.; CARLEY, R. J.; ZACK, P. Detection and remediation of soil and aquifer systems contaminated with petroleum products: an overview. *J. of Petrol. Sci. and Eng.*, v.26, p. 169-178, 1999.

NAHMANI, J.; HODSON, M. E.; BLACK, S. A review of studies performed to assess metal uptake by earthworms. *Environmental Pollution*, Amsterdam, vol. 145, n. 2, p. 402-424, 2007.

NJOKU, K.L.; AKINOLA, M.O.; TAIWO, B.G. Effect of gasoline diesel fuel mixture on the germination and the growth of *Vigna unguiculata* (Cowpea). *African Journal of Environmental Science and Technology*, v. 3, n. 12, 2009.

NOGALA-KALUCKA, M.; KORCZAK, J.; DRATWIA, M.; LAMPST-SZCZAPA, E.; SIGER, A.; BUCHOWSKI, M. Changes in antioxidant activity and free radical scavenging potential of rosemary extract and tocopherols in isolated rapeseed oil triacylglycerols during accelerated tests. *Food Chemistry*, v. 93, p. 227-235, 2005.

O'BRIEN, R.D.; FARR, W.C.; WAN, P.J. *Introduction to fats and oils technology*. Champaign: AOCS Press, 2000.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT – OECD. *Guideline for the testing of chemicals*. Proposal for updating guideline 208. Terrestrial Plant Test: 208: Seedling Emergence and Seedling Growth Test, 2003.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT – OECD. *Guidelines for the testing of chemicals*. Degradation and Accumulation. 312: Leaching in Soil Columns, 2004.

OLIVEIRA, M.; USALL, J.; VIÑAS, I.; ANGUERRA, M.; GATIUS, F.; ABADIAS, M. Microbiological quality of fresh lettuce from organic and conventional production. *Food Microbiology*, v. 27, p. 679 – 684, 2010.

OLIVEIRA, A. C. C. de; ARAÚJO, F. F. de. Biorremediação de solo contaminado por óleo vegetal utilizando a bioaugmentação com *Bacillus subtilis*. *Colloquium Exactarum*, v. 3, n. 1, p. 22-27, 2011.

ORTEGA-CALVO, J.J., LAHLOU, M., SAIZ-JIMENEZ, C. Effect of organic matter and clays on the biodegradation of phenanthrene in soils. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v.40, p.101-106, 1997.

PAUL, S.; MITTAL, G. S. Regulating the use of degraded oil/ fat in deep-fat/oil food frying. *Critical Review in Food Science and Nutrition*, Cleveland, v. 37, n. 7, p. 635-662, 1997.

PAPINI, S.; ANDRÉA, M. M. Ação de minhocas *Eisenia foetida* sobre a dissipação dos herbicidas simazina e paraquat aplicados no solo. *Rev. Bras. Ciênc. Sol*, v.28, n.1, Jan./Feb. 2004.

PATRÍCIO, F. de C.; RIGITANO, R.L. de O.; GOUVÊA, A.V de.; FRANCO, A.A.. Toxicidade do inseticida-nematicida aldicarbe às espécies de peixes *Danio rerio* (HAMILTON-BUCHANAN, 1822) e *Orthospinus franciscensis* (EIGENMANN, 1929). *Ciências Agrotécnicas*, Lavras, v. 26, n. 2, p.385-391, mar./abril., 2002.

PEDROZO, M.F.M. et al. *Ecotoxicologia e avaliação de risco do petróleo*. Salvador: Centro de Recursos Ambientais, 2002. 246p.

PEREIRA, H. Solos e Nutrição de Plantas. *Bragantia*, v. 69, n. 1, p. 115–123, 2007.

PETERSEN, G.W.; CUNNINGHAM, R.L.; MATELSKI, R.P. Moisture characteristics os Pennsylvania soils. II. Soil factors affecting moisture retention within a textural class-Silt Loam. *Soil Science Society American Proceedings*, Madison, v. 32, n. 6, p. 866-870, 1968.

PIMENTEL, M.F. et al. O uso de *Artemia sp.* como organismo-teste para avaliação da toxicidade das águas residuárias do beneficiamento da castanha de caju antes e após tratamento em reator biológico experimental. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, v. 6, n. 1, p. 15-22, 2011.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; FIGLIOLIA, M.B.; PEIXOTO, M.C.; FERREIRA, A.G.; BORGHETTI, F. *Germinação: do básico ao aplicado*. Porto Alegre: Artmed, 2004.

POPINIGIS, F. *Fisiologia da semente*. Brasília: ABRATES, 1977. 298p.

POPINIGIS, F. *Fisiologia das sementes*. Ministério da Agricultura – AGIPLAN. Brasília, 1985. 289p.

RABELO, R. A.; FERREIRA, O. M. *Coleta seletiva de óleo residual de fritura para aproveitamento industrial*, 2008. Disponível em: <<http://www.ucg.br>>. Acesso em 14 abr. 2015.

REDA, S. Y.; CARNEIRO, P. I. B. Óleos e gorduras: aplicações e implicações. *Revista Analytica*, v. 27, p. 60-67, 2007.

REIS, G. G. dos; REIS, M. das G. F.; FONTAN, I. da C. I.; MONTE, M. A.; GOMES, A. N.; OLIVEIRA, C. H. R. de; Crescimento de raízes e da parte aérea de clones de híbridos de *Eucalyptus grandis* X *Eucalyptus urophylla* e de *Eucalyptus camaldulensis* X *Eucalyptus* spp submetidos a dois regimes de irrigação no campo. *R. Árvore*, Viçosa-MG, v.30, n.6, p.921-931, 2006.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

RHOADES, J. D.; et al. *Uso de águas salinas para produção agrícola*. Estudos FAO Irrigação e Drenagem. Campina Grande: UFPB, 2000. 117p.

RIBEIRO, S.K.; MURTA A.L.S. *Programa de Reaproveitamento de Óleos Vegetais do Estado do Rio de Janeiro – PROVE*. Secretaria de Estado do Ambiente – SEA, Governo do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

RIBEIRO, M. R.; et al. Química dos solos salinos e sódicos. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (ed.). *Química e mineralogia do solo*. Parte II – Aplicações. Viçosa: SBCS, 2009.

RIO DE JANEIRO (Estado). *Decreto nº 40.645 de 08 de março de 2007*. Institui a separação dos resíduos recicláveis descartados pelos órgãos e entidades da administração pública estadual direta e indireta, na fonte geradora, e a sua destinação às associações e cooperativas dos catadores de materiais recicláveis, e dá outras providências. 3 p. Rio de Janeiro, RJ: Governo, 2007.

ROCHA, J.C.; ROSA, A.H.; CARDOSO, A.C. *Introdução à Química Ambiental*. Porto Alegre: Bookman, 154 pp., 2004.

RODRIGUES, S.; DUARTE, A. C. Poluição do solo: revisão generalista dos principais problemas. In: CASTRO, A., DUARTE, A., SANTOS, T. (Ed.). *O Ambiente e a Saúde*. Lisboa: Instituto Piaget, 2003. p. 136-176.

ROSATO, Y.B. Biodegradação do Petróleo. In: MELO, I.S.; AZEVEDO, J.L. (Eds.), *Microbiologia Ambiental*. Embrapa-CNPMA: Jaguariúna, cap. 14, p. 307-334, 1997.

RUIZ, H.A.; FERREIRA, P. A.; ROCHA, G. C.; BORGES JR, J.C. F. Física do Solo *In Transporte de solutos no solo*. Viçosa: SBCS, 2009.

SABESP. *Reciclagem de óleo de cozinha*, 2011. Disponível em: <<http://site.sabesp.com.br>>. Acesso em: 14 abr. 2016.

SABESP. *Programa de Reciclagem de Óleo de Fritura da SABESP*. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/uploads/file/asabesp_doctos/programa_reciclagem_oleo_completo.pdf>. Acesso em: 27 fev. 2017.

SANIBAL, A.A.E.; MANCINI-FILHO, J. Alterações físicas, químicas e nutricionais de óleos submetidos ao processo de fritura. **Food Ingredients South American**, São Paulo, v. 18, p. 64-71, mai-jun, 2002.

SANTORUFO, L., Van Gestel, C. A., Rocco, A., & Maisto, G. Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution*, v. 161, p. 57-63, 2012.

SANTOS, A. B.; FAGERIA, N. K.; ZIMMERMANN, F. J. P. Atributos químicos do solo afetado pelo manejo da água e do fertilizante potássico na cultura de arroz irrigado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 6, n. 1, p.12-16, 2002.

SANTOS, V.L.M.; CALIL, A.C.; RUIZ, H.A.; ALVARENGA, E.M.; SANTOS, C.M. Efeito do estresse salino e hídrico na germinação e vigor de sementes de soja. *Revista Brasileira de Sementes*, Pelotas, v. 14, n.2, p.189-194, 1992.

SANTOS, J. S.; LIMA, V. L. A.; JÚNIOR, J. C. F. B.; SILVA, L. V. B. D.; AZEVEDO, C. A. V. Mobilidade de solutos em colunas de solo com água residuária doméstica e de

suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental Campina Grande, PB, UAEA/UFCEG*, v.14, n.11, p.1226–1233, 2010.

SARKAR, D.; FERGUSON, M.; DATA, R.; BIRNBAUM, S. Bioremediation of petroleum hydrocarbons in contaminated soils: Comparison of biosolids addition, carbon supplementation, and monitored natural attenuation. *Environmental Pollution*, v. 136, p. 187-195, 2005.

SCHAEFER, M. Earthworms in Crude Oil Contaminated Soils: Toxicity Tests and Effects on Crude Oil Degradation. *Soil Sedim. Water*, v. 8, p. 35–37, 2001.

SHAFAEI, S.M., MASOUMI, A.A., ROSHAN, H. Analysis of water absorption of bean and chickpea during soaking using Peleg model. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 2014.

SCHUPP, E.W.; FUENTES, M. Spatial patterns of seed dispersal and the unification of plant populations ecology. *Ecoscience*, v. 2, n. 3, p. 267-275, 1995.

SCHVARTSMAN, S. *Intoxicações agudas*. 4ed. Ed. Sarvier, São Paulo, 355p. 1991.

SHAFAEI, S. M.; MASOUMI, A. A.; ROSHAN, H. Analysis of water absorption of bean and chickpea during soaking using Peleg model. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Science*, 2014.

SILVA, M.O.S.A. *Análises físico-químicas para controle de estações de tratamento de esgotos*. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB, 1977. 226p.

SILVA, C.L.; KATO, E. Efeito do selamento superficial na condutividade saturada da superfície de um solo sob Cerrado. *Pesq. Agropec. Bras.*, v. 32, p. 213-220, 1997.

SILVA, N. F.; LELIS NETO, J. A.; TEIXEIRA, M. B.; CUNHA, F. N.; MIRANDA, J. H. D.; COELHO, R. D. Distribuição de solutos em colunas de solo com vinhaça. *Revista. Irriga, Botucatu*, ed. Especial, p. 340 - 350, 2012.

SILVA, I.B.R.A.; FERREIRA, N. Avaliação da qualidade dos óleos de fritura usados em pastelarias de três regiões administrativas do Distrito Federal (DF). *Revista Brasileira de Pesquisa em Ciências da Saúde*, v. 2, n. 2, p. 41-45, 2016.

SISINNO, C.L. *et al.* Toxicity evaluation of a municipal dump leachate using zebrafish acute tests. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 64, n. 1, p. 107-113, 2000.

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA, R. M. *Resíduos sólidos, ambiente e saúde*. Rio de Janeiro: FioCruz, 2008.

SMITH, L. M.; CLIFFORD, A. J.; CREVELING, R.; HAMBLIN, C. L. Lipid content and fatty acid profiles of various deep-fat fried foods. *Journal American Oil Chemistry Society*, v. 62, p. 996-999, 1985.

SOBRERO, M. C.; RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.). In: *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas*. Ottawa, Canadá, IDRC/IMTA. Ed., v. 4, p. 71-79, 2004.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. COMISSAO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. Manual De Adubação. *Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, v. 10, p. 400, 2004.

SOUZA, E.D.; CARNEIRO, M.A.C.; PAULINO, H.B.; SILVA, C.A.; BUZETTI, S. Frações do carbono orgânico, biomassa e atividade microbiana em um Latossolo Vermelho sob cerrado submetido a diferentes sistemas de manejos e usos do solo. *Acta Sci. Agron.*, v. 28, p.323-329, 2006.

SPADOTTO, C.A.; GOMES, M.A.; LUCHINI, L.C.; ANDREA, M. de. Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações. *Embrapa Meio Ambiente. Documentos 42*, Jaguariúna, 2004. 29p.

SPOSITO, G. *The Chemistry of Soils*. 2 ed. New York: Oxford University Press. 2008. 330 p.

STEVENSON, S.G.; VAISEY-GENSER, M.; ESKIN, N.A.M. Quality control in the use of deep frying oils. *J. Am. Oil Chem. Soc.*, v. 61, n. 6, p. 1.102-1.108, 1984.

STÜTZER, G.; GUIMARÃES, G. Aspectos toxicológicos e ambientais relacionados com o uso de produtos fitossanitários. In: ZAMBOLIM, L. *O que os engenheiros agrônomos devem saber para orientar o uso de produtos fitossanitários*. Viçosa: UFV, 2003. p.69-84.

SWAN, J.B.; MONCRIEF, J.F.; VOOHEES, W.B. *Soil compaction causes, effects, and control*. St. Paul: University of Minnesota, 1987.

TAIZ, L. et al. *Fisiologia e desenvolvimento vegetal*. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017.

TAMADA, I. S., MONTAGNOLLI, R. N., LOPES, P. R., BIDOIA, E. D. Toxicological evaluation of vegetable oils and biodiesel in soil during the biodegradation process. *Braz. J. Microbiol.*, v.43, n. 4, p. 1576–1581, 2012.

TANG, J.; WANG, M.; WANG, F.; SUN, Q.; ZHOU, Q. Eco-toxicity of petroleum hydrocarbon contaminated soil. *Journal of Environmental Sciences*, v. 23, n. 5, p. 845-851, 2011.

TÁVORA, F. J. A. F.; et al. Crescimento e relações hídricas em plantas de goiabeira submetidas a estresse salino com NaCl. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v. 23, p. 441-446, 2001.

THODE-FILHO, Sergio; SENA, Marcelo Fonseca Monteiro de; SILVA, Elmo Rodrigues; SILVA, Felipe Bezerra da; SILVA, Luiz Gustavo Brandão da; OLIVEIRA, Bruno Freitas de. Fabricação de saponáceos como incentivo à reutilização do óleo vegetal residual: um minicurso no IFRJ – campus Duque de Caxias. *Conhecimento On-line*, v. 2, n. 2, p. 1-7, 2013a.

THODE-FILHO, Sergio; SENA, Marcelo Fonseca Monteiro de; SILVA, Elmo Rodrigues; MATTOS, Ubirajara Aluizio de; LEAL, Ingra Pinto Martin. Avaliação do nível de deterioração do óleo vegetal utilizado em estabelecimentos comerciais de duque de caxias-rj. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 13, n. 13, p. 2710-2715, 2013b.

THODE-FILHO, Sergio. SILVA, Elmo Rodrigues; MATTOS, Ubirajara Aluizio de. Gestão de resíduos pós-consumo: avaliação do processo de consumo e descarte do óleo vegetal residual em estabelecimentos comerciais no município de duque de caxias, estado do rio de janeiro. In: *X Congresso Nacional de Excelência em Gestão*, 2014a.

THODE-FILHO, Sergio. SILVA, Elmo Rodrigues; MATTOS, Ubirajara Aluizio de. Gestão de resíduos pós consumo: avaliação do processo de consumo e descarte do óleo vegetal residual com pessoas físicas no município de duque de caxias – rj. In: *XI Seminário Nacional de Resíduos Sólidos*, 2014b.

THODE-FILHO, Sergio; CABRAL, Gabrielle Borges; MARANHÃO, Fabíola da Silveira SENA, Marcelo Fonseca Monteiro de; SILVA, Elmo Rodrigues. Deterioração de óleos vegetais expostos a diferentes condições de armazenamento. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 18, Ed. Especial Mai. 2014c, p. 07-13.

THODE-FILHO, S.; ALMEIDA, T. M. de; PAIXÃO, C. P. S. da; MARQUES, M. R. da C.; SILVA, E. R. da. Biorremediação passiva: um estudo preliminar sobre o óleo vegetal de soja. *Revista Ciência e Natura*, v. 37, n. 2, p. 401-404, 2015.

TSAI, W. T.; LIN, C. C.; YEH, C. W. An analysis of biodiesel fuel from waste edible oil in Taiwan. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 11, n. 5, p. 838-857, 2007.

TITO, G. A.; CHAVES, L. H. G.; GUERRA, H. O. C. Mobilidade do zinco e do cobre em Argissolo com aplicação de argila bentonita. *Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental*, v.16, n.9, p.938-945, 2012.

TOMITA, R.Y.; BEYRUTH, Z. Toxicologia de agrotóxicos em ambiente aquático. *O Biológico*, São Paulo, v.64, n.2, p.135-142, jul./dez., 2002.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. *Microbiologia*. Artmed Editora, 2009.

TRUHAUT, R. Ecotoxicology: objectives, principles and perspectives. *Ecotoxicol Environ Safety*, v. 1, p. 151-173, 1977.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). *Ecological Effects Test Guidelines*. Seed Germination/ Root Elongation Toxicity Test, Washington DC. 1996.

VAN GESTEL, C. A. M. The influence of soil characteristics on the toxicity of chemicals for earthworms: a review, p. 44-54. In: GREIG-SMITH P. W., BECKER H., EDWARDS P. J.; HEIMBACH F. (Eds.). *Ecotoxicology of earthworms*. Intercept Press, Andover, 1992.

VARNERO, MT., ROJAS, C., ORELLANA, R. Índices de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el compostaje. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, vol. 7, no. 1, p. 28-37, 2007.

VAUHKONEN, V.; LAUHANEN, V.; SUOJARANTA, S. The phytotoxic effects and biodegradability of stored rapeseed oil and rapeseed oil methyl ester. *Agric. Food Sci.* v. 20, n. 2, p. 131–142, 2008.

VELI, S.; ALYUZ, B. Adsorption of copper and zinc from aqueous solutions by using natural clay. *Journal of Hazardous Materials*, v.149, p.226-233, 2007.

VELOSO, C. A. C. et al. Effect of different materials on soil pH. *Scientia Agricola*, v. 49, n. SPE, p. 123-128, 1992.

VERTUCCI, C.W. The Kinetics of seeds imbibition: controlling factors and relevance to seedling vigor. In: STANWOOD, P.C.; McDONALD, M.B. (Ed.) *Seed moisture*. Madison: Crop Science Society of America, 1989. P.93-115.

VWIOKO, D.E.; FASHEMI, D.S. 2005. Growth response of *Ricinus communis* L (Castor Oil) in spent lubricating oil polluted soil. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, v. 9, n. 2, p. 73-79, 2005.

WANG, Shi-Jie et al. Ecotoxicity assessment of aged petroleum sludge using a suite of effects-based end points in earthworm *Eisenia fetida*. *Environmental monitoring and assessment*, v. 169, n. 1-4, p. 417-428, 2010.

WHITE, P.J. Flavor quality of fats and oils. In: O'BRIEN, R.D., FARR, W.C., WAN, P.J. *Introduction to fats and oils technology*. 2.ed. Champaign: AOCS Press, 2000.

WILDNER, L. B. A.; HILLIG, C. Reciclagem de óleo comestível e fabricação de sabão como instrumentos de educação ambiental. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 1, p. 813-824, 2012.

ZAKRZEWSKI, S. F. *Principles of Environmental Toxicology*. Washington: American Chemical Society, 1994.

ZUCATTO, L. C. Cadeia reversa do óleo de cozinha: coordenação, estrutura e aspectos relacionais. *RAE-Revista de Administração de Empresas*, São Paulo, FGV-EAESP, v. 53, n. 5, p.442-453, set-out 2013.

APÊNDICE A – Tabela de resultados

Tabela A.1 – Resultado do ensaio de fuga de minhocas (*Eisenia fetida*) em solo arenoso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR

Solo Arenoso	Não contaminado (Controle)	Contaminado (Teste)	% Fuga	Resposta
1 mL	6	4	20	Negativa ^{n.s.}
10 mL	3	7	-40	Negativa ^{n.s.}
15 mL	4	6	-20	Negativa ^{n.s.}
17 mL	7	3	40	Negativa ^{n.s.}
19 mL	8	2	60	Tóxico*
20 mL	10	0	100	Tóxico*
30 mL	10	0	100	Tóxico*
40 mL	8	2	60	Tóxico*
50 mL	7	3	40	Tóxico*
100 mL	9	1	80	Tóxico*
1 mL	5	5	0	Negativa ^{n.s.}
10 mL	4	6	-20	Negativa ^{n.s.}
15 mL	5	5	0	Negativa ^{n.s.}
17 mL	7	3	40	Negativa ^{n.s.}
19 mL	7	3	40	Negativa ^{n.s.}
20 mL	8	2	60	Tóxico*
30 mL	8	2	60	Tóxico*
40 mL	9	1	80	Tóxico*
50 mL	8	2	60	Tóxico*
100 mL	10	0	100	Tóxico*
1 mL	4	6	-20	Negativa ^{n.s.}
10 mL	3	7	-40	Negativa ^{n.s.}
15 mL	5	5	0	Negativa ^{n.s.}
17 mL	7	3	40	Negativa ^{n.s.}
19 mL	7	3	40	Negativa ^{n.s.}
20 mL	8	2	60	Tóxico*
30 mL	8	2	60	Tóxico*
40 mL	8	2	60	Tóxico*
50 mL	10	0	100	Tóxico*
100 mL	10	0	100	Tóxico*

Nota: Resposta do % de fuga de minhocas para a espécie *Eisenia fetida* em solo arenoso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR. * significativo estatisticamente; n.s. = não significativo.

Tabela A.2 – Resultado do ensaio de fuga de minhocas (*Eisenia fetida*) em solo argiloso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR

Solo Argiloso	Não contaminado (Controle)	Contaminado (Teste)	% Fuga	Resposta
1 mL	0	10	-100	Negativa ^{n.s.}
10 mL	2	8	-60	Negativa ^{n.s.}
15 mL	3	7	-40	Negativa ^{n.s.}
20 mL	2	8	-60	Negativa ^{n.s.}
22 mL	3	7	-40	Negativa ^{n.s.}
24 mL	4	5	-10	Negativa ^{n.s.}
25 mL	6	4	20	Negativa ^{n.s.}
26 mL	8	2	60	Tóxico*
30 mL	9	1	80	Tóxico*
40 mL	8	2	60	Tóxico*
50 mL	8	2	60	Tóxico*
100 mL	10	0	100	Tóxico*
1 mL	1	9	-80	Negativa ^{n.s.}
10 mL	2	8	-60	Negativa ^{n.s.}
15 mL	4	6	-20	Negativa ^{n.s.}
20 mL	3	7	-40	Negativa ^{n.s.}
22 mL	4	6	-20	Negativa ^{n.s.}
24 mL	7	3	40	Negativa ^{n.s.}
25 mL	6	4	20	Negativa ^{n.s.}
26 mL	8	2	60	Tóxico*
30 mL	7	3	40	Tóxico*
40 mL	8	2	60	Tóxico*
50 mL	8	2	60	Tóxico*
100 mL	10	0	100	Tóxico*
1 mL	0	10	-100	Negativa ^{n.s.}
10 mL	3	7	-40	Negativa ^{n.s.}
15 mL	3	7	-40	Negativa ^{n.s.}
20 mL	5	5	0	Negativa ^{n.s.}
22 mL	4	6	-20	Negativa ^{n.s.}
24 mL	4	6	-20	Negativa ^{n.s.}
25 mL	8	2	60	Tóxico*
26 mL	9	1	80	Tóxico*
30 mL	10	0	60	Tóxico*
40 mL	10	0	100	Tóxico*
50 mL	10	0	100	Tóxico*
100 mL	10	0	100	Tóxico*

Nota: Resposta do % de fuga de minhocas para a espécie *Eisenia fetida* em solo argiloso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR. * significativo estatisticamente; n.s. = não significativo.

Tabela A.3 – Resultado do ensaio de germinação e comprimento de radícula de sementes de alface (*Lactuca sativa* L.) em placa de Petri, contaminado com diferentes tratamentos com OVR

Tratamentos	Repetições	Sementes germinadas (%)	Comprimento de radícula (cm)
Controle	1	97	2,6
	2	95	2,4
	3	93	2,5
	Média±dp	95±2	2,5±0,1
0,1 mL	1	90	2,0
	2	86	2,3
	3	88	2,4
	Média±dp	88±2	2,2±0,2
0,4 mL	1	84	1,7
	2	88	1,9
	3	83	2,3
	Média±dp	85±3	2±0,3
1 mL	1	80	2,1
	2	78	1,5
	3	79	1,9
	Média±dp	79±1	1,8±0,3
3 mL	1	66	1,3
	2	60	0,9
	3	63	1
	Média±dp	63±3	1,1±0,2

Tabela A.4 - Resultados do comprimento de raiz em solo arenoso e argiloso, referente ao ensaio de germinação de sementes de alface (*Lactuca sativa* L.) em solo, contaminado com diferentes tratamentos com OVR

Tratamentos	Repetições	Comprimento de radícula (cm)	Comprimento de radícula (cm)
		Solo arenoso	Solo argiloso
Controle	1	2,20	0,82
	2	2,19	0,85
	3	2,30	0,83
	Média±dp	2,23±0,7	0,83±0,2
0,1 mL	1	0,40	0,44
	2	0,40	0,39
	3	0,39	0,45
	Média±dp	0,40±0,1	0,43±0,4
0,4 mL	1	1,77	0,58
	2	1,79	0,60
	3	1,83	0,61
	Média±dp	1,80±0,3	0,60±0,2
0,7 mL	1	1,06	0
	2	1,02	0
	3	1,01	0
	Média±dp	1,03±0,3	-
1 mL	1	0,80	0
	2	0,86	0
	3	0,84	0
	Média±dp	0,83±0,3	-
3 mL	1	0,61	0
	2	0,54	0
	3	0,55	0
	Média±dp	0,57±0,4	-
10 mL	1	0,27	0
	2	0,27	0
	3	0,28	0
	Média±dp	0,27 ±0,1	-

Tabela A.5 - Resultados das variáveis físicas (cm) para cultura da alface (*Lactuca sativa* L.) em solo arenoso, contaminado com diferentes dosagens de OVR

	H	DCP	DC	TFP	TFM	CMF	LMF	CR
Controle	17,80	19,83	0,84	12,75	8,00	15,13	9,10	13,20
2 mL	10,88	13,63	0,76	7,00	0,25	5,38	4,63	7,25
4 mL	8,50	10,25	0,57	5,75	0,25	5,30	4,25	8,00
10 mL	9,13	9,25	0,58	5,25	0,25	6,05	4,50	8,25
15 mL	7,38	6,38	0,55	5,00	0,00	6,38	4,63	5,50
20 mL	6,60	6,75	0,33	5,50	0,00	6,40	3,35	5,73
30 mL	6,25	6,50	0,33	5,00	0,00	5,15	3,05	4,75
40 mL	5,93	7,80	0,34	4,75	0,00	5,58	3,05	6,28
50 mL	5,40	4,90	0,24	3,25	0,00	3,65	2,25	4,88

Legenda: (a) altura (H); (b) diâmetro da copa (DCP); (c) diâmetro do colo (DC); (d) número total de folhas por planta (TFP), (e) número total de folhas maiores que 10 cm (TFM), (f) comprimento da maior folha (CMF); (g) largura da maior folha (LMF); (h) comprimento da raiz (CR).

Tabela A.6 - Resultados das variáveis físicas (cm) para cultura da alface (*Lactuca sativa* L.) em solo argiloso, contaminado com diferentes dosagens de OVR

	H	DCP	DC	TFP	TFM	CMF	LMF	CR
Controle	16,47	25,13	1,09	14,33	11,00	18,20	11,80	8,03
4 mL	7,50	7,50	0,58	6,00	0,00	5,33	3,50	5,83
10 mL	8,00	8,00	0,58	6,00	0,00	5,83	3,33	4,83
15 mL	6,67	7,67	0,58	5,67	0,00	6,83	3,67	4,20
20 mL	5,83	6,67	0,54	5,67	0,00	4,67	3,33	4,77
26 mL	2,93	3,37	0,13	1,67	0,00	3,07	1,93	1,43
30 mL	3,20	4,07	0,18	1,67	0,33	4,03	2,70	1,53
40 mL	1,43	2,00	0,10	1,67	0,00	2,43	1,83	1,60

Legenda: (a) altura (H); (b) diâmetro da copa (DCP); (c) diâmetro do colo (DC); (d) número total de folhas por planta (TFP), (e) número total de folhas maiores que 10 cm (TFM), (f) comprimento da maior folha (CMF); (g) largura da maior folha (LMF); (h) comprimento da raiz (CR).

Tabela A.7 - Resultados da produção média de CO₂ (mg /50 g solo), referente ao ensaio de respirometria em solo arenoso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR

Período	Tratamentos			
	Glicose (1%)	3 mL	4 mL	5 mL
3 dias	2,90	2,59	1,43	1,40
6 dias	4,17	4,04	4,03	3,98
9 dias	2,50	2,29	2,20	1,72
12 dias	2,12	1,78	1,98	1,66
15 dias	1,94	1,68	1,65	1,50
Total	13,64	12,39	11,29	10,25

Nota: Resposta da respirometria para o solo arenoso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR Valores médios de produção CO₂ (mg /50 g solo).

Tabela A.8 - Resultados da produção média de CO₂ (mg /50 g solo), referente ao ensaio de respirometria em solo argiloso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR

Período	Tratamentos			
	Glicose (1%)	3 mL	4 mL	5 mL
3 dias	1,18	0,96	0,38	0,20
6 dias	2,08	1,25	1,10	1,06
9 dias	1,45	1,22	1,06	0,93
12 dias	1,00	0,93	0,65	0,70
15 dias	0,67	0,61	0,40	0,52
Total	6,37	4,97	3,59	3,41

Nota: Resposta da respirometria para o solo arenoso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR Valores médios de produção CO₂ (mg /50 g solo).

APÊNDICE B - Tabelas de correlações (Pearson)

Tabela B.1 – Análise de correlação dos dados, referente ao ensaio de fuga de minhocas (*Eisenia fetida*) em solo arenoso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR

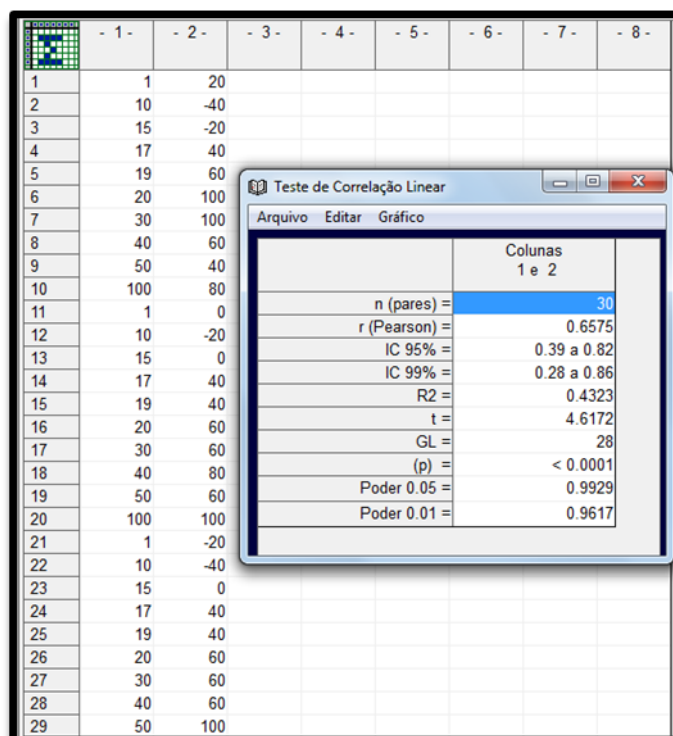


Tabela B.2 – Análise de correlação dos dados, referente ao ensaio de fuga de minhocas (*Eisenia fetida*) em solo argiloso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR

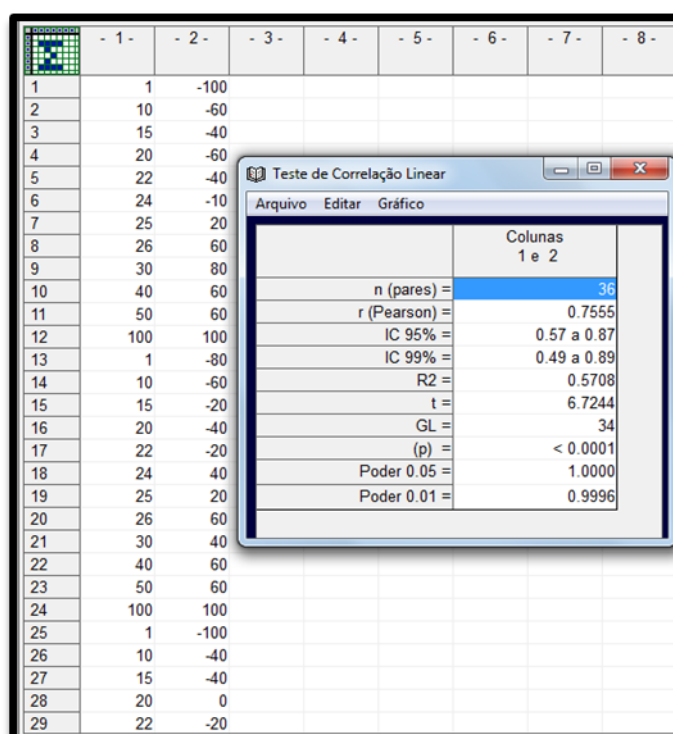


Tabela B.3 – Análise de correlação dos dados, referente ao ensaio de germinação em placa de Petri, contaminado com diferentes tratamentos com OVR

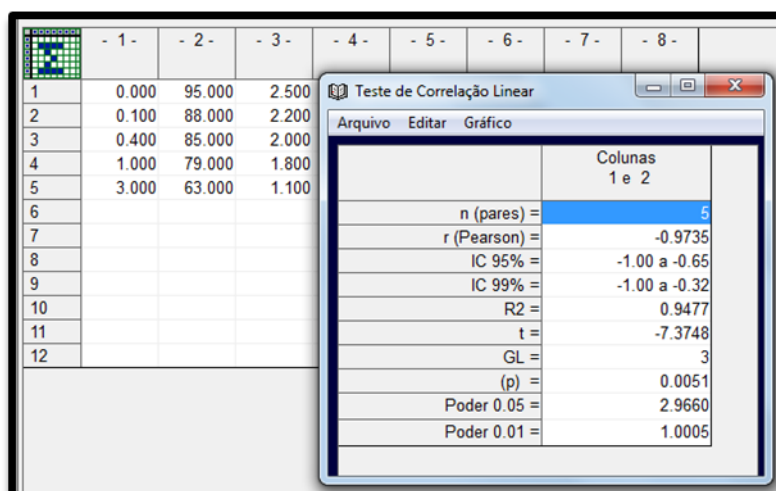


Tabela B.4 – Análise de correlação dos dados, referente ao comprimento da radícula em placa de Petri, contaminado com diferentes tratamentos com OVR

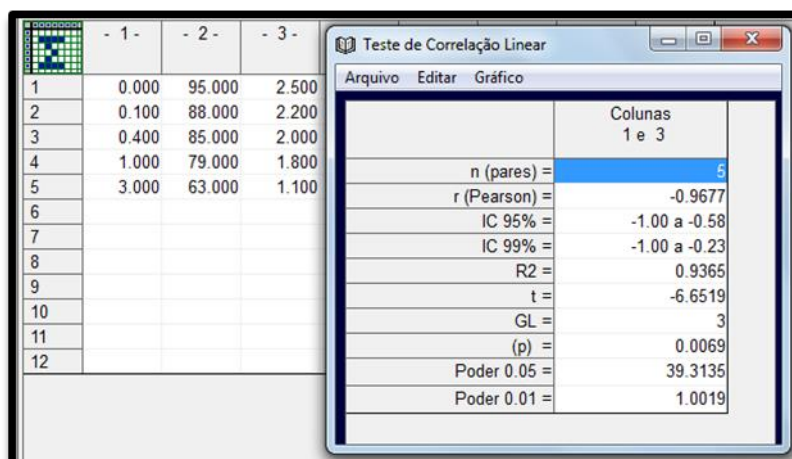


Tabela B.5 – Análise de correlação dos dados, referente ao comprimento da radícula em solo arenoso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR

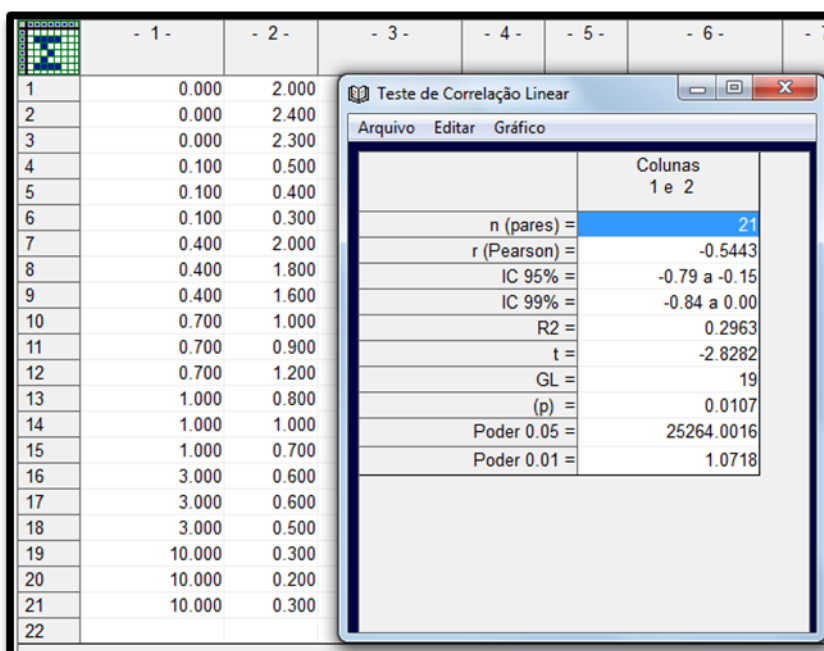


Tabela B.6 – Análise de correlação dos dados, referente ao comprimento da radícula em solo argiloso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR

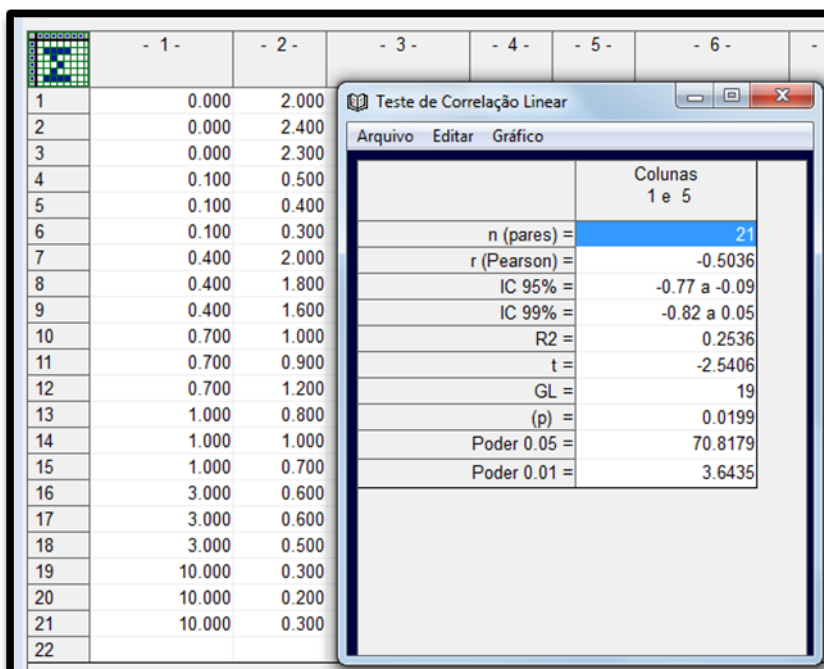


Tabela B.7 – Análise de correlação dos dados, referente as variáveis físicas (plântio) em solo arenoso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR

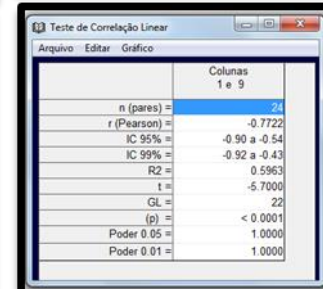
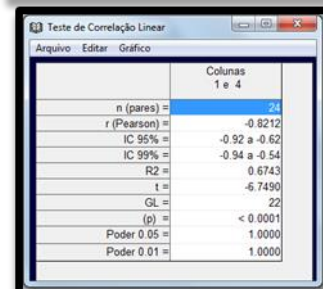
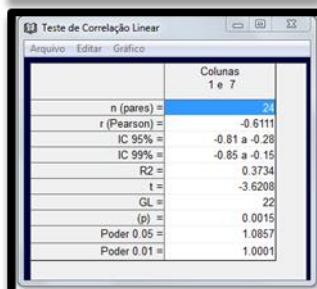
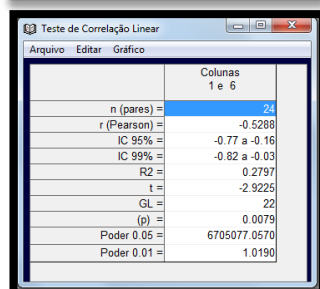
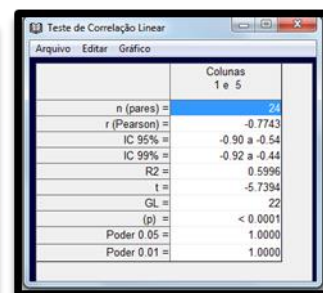
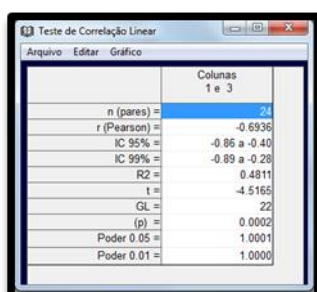
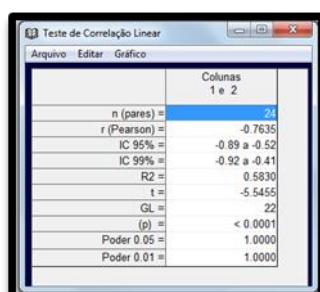
	- 1 -	- 2 -	- 3 -	- 4 -	- 5 -	- 6 -	- 7 -	- 8 -	- 9 -
1	0.000	18.200	20.500	7.970	12.000	6.000	14.500	9.000	12.800
2	0.000	17.300	19.300	8.200	14.000	11.000	15.000	8.800	13.400
3	0.000	16.800	20.300	8.590	13.000	7.000	16.000	10.000	14.400
4	0.000	18.900	19.200	8.970	12.000	8.000	15.000	8.600	12.200
5	2.000	10.500	17.500	8.010	7.000	0.000	6.000	3.000	8.000
6	2.000	12.000	15.000	7.380	9.000	1.000	5.500	5.500	9.000
7	2.000	10.500	11.000	7.470	6.000	0.000	6.000	5.000	6.000
8	2.000	10.500	11.000	7.470	6.000	0.000	4.000	5.000	6.000
9	4.000	11.000	14.000	7.450	6.000	0.000	5.000	3.000	7.000
10	4.000	10.000	12.000	6.220	5.000	1.000	6.500	4.000	9.000
11	4.000	6.500	7.500	4.640	6.000	0.000	4.000	5.000	8.000
12	4.000	6.500	7.500	4.640	6.000	0.000	5.700	5.000	8.000
13	10.000	10.500	10.000	7.520	5.000	0.000	7.000	3.500	7.000
14	10.000	10.000	12.000	6.000	6.000	1.000	6.800	4.500	8.000
15	10.000	8.000	7.500	4.760	5.000	0.000	6.300	5.000	9.000
16	10.000	8.000	7.500	4.760	5.000	0.000	4.100	5.000	9.000
17	15.000	7.500	4.500	4.100	5.000	0.000	7.000	4.000	5.500
18	15.000	8.000	7.000	5.540	5.000	0.000	6.500	4.500	3.500
19	15.000	7.000	7.000	6.100	5.000	0.000	6.000	5.000	6.500
20	15.000	7.000	7.000	6.100	5.000	0.000	6.000	5.000	6.500
21	20.000	11.000	7.000	4.980	9.000	0.000	8.800	4.900	8.500
22	20.000	3.000	2.000	1.210	2.000	0.000	3.100	1.000	3.600
23	20.000	5.000	6.000	2.860	4.000	0.000	6.200	2.600	4.900
24	20.000	7.400	12.000	3.980	7.000	0.000	7.500	4.900	5.900
25	30.000	5.900	8.200	4.210	5.000	0.000	5.900	3.800	5.300
26	30.000	8.200	7.600	3.380	8.000	0.000	6.900	3.900	6.200
27	30.000	9.400	9.200	3.930	5.000	0.000	5.800	3.500	4.900
28	30.000	1.500	1.000	1.700	2.000	0.000	2.000	1.000	2.600
29	40.000	6.800	7.000	2.910	6.000	0.000	6.400	2.800	6.600

The figure displays eight screenshots of the 'Teste de Correlação Linear' (Linear Correlation Test) software interface, arranged in two rows of four. Each window shows the results for a specific pair of columns (1e2 to 1e9). The data presented in each window is as follows:

- Colunas 1 e 2:** n (pares) = 36; r (Pearson) = -0.6330; IC 95% = -0.80 a -0.38; IC 99% = -0.83 a -0.29; R2 = 0.4006; t = -4.7672; GL = 34; (p) = < 0.0001; Poder 0.05 = 1.0000; Poder 0.01 = 1.0000.
- Colunas 1 e 3:** n (pares) = 36; r (Pearson) = -0.6257; IC 95% = -0.79 a -0.37; IC 99% = -0.83 a -0.28; R2 = 0.3915; t = -4.6775; GL = 34; (p) = < 0.0001; Poder 0.05 = 1.0000; Poder 0.01 = 1.0000.
- Colunas 1 e 4:** n (pares) = 36; r (Pearson) = -0.8006; IC 95% = -0.89 a -0.64; IC 99% = -0.91 a -0.57; R2 = 0.6410; t = -7.7922; GL = 34; (p) = < 0.0001; Poder 0.05 = 1.0000; Poder 0.01 = 1.0000.
- Colunas 1 e 5:** n (pares) = 36; r (Pearson) = -0.5635; IC 95% = -0.75 a -0.29; IC 99% = -0.80 a -0.19; R2 = 0.3175; t = -3.9773; GL = 34; (p) = 0.0003; Poder 0.05 = 1.0009; Poder 0.01 = 1.0000.
- Colunas 1 e 6:** n (pares) = 36; r (Pearson) = -0.4202; IC 95% = -0.66 a -0.11; IC 99% = -0.71 a 0.00; R2 = 0.1765; t = -2.6998; GL = 34; (p) = 0.0107; Poder 0.05 = 11071.1300; Poder 0.01 = 1.0886.
- Colunas 1 e 7:** n (pares) = 36; r (Pearson) = -0.4620; IC 95% = -0.69 a -0.16; IC 99% = -0.74 a -0.05; R2 = 0.2134; t = -3.0372; GL = 34; (p) = 0.0045; Poder 0.05 = 101.8519; Poder 0.01 = 1.0027.
- Colunas 1 e 8:** n (pares) = 36; r (Pearson) = -0.6286; IC 95% = -0.79 a -0.38; IC 99% = -0.83 a -0.28; R2 = 0.3951; t = -4.7130; GL = 34; (p) = < 0.0001; Poder 0.05 = 1.0000; Poder 0.01 = 1.0000.
- Colunas 1 e 9:** n (pares) = 36; r (Pearson) = -0.5760; IC 95% = -0.76 a -0.31; IC 99% = -0.80 a -0.20; R2 = 0.3318; t = -4.1088; GL = 34; (p) = 0.0002; Poder 0.05 = 1.0003; Poder 0.01 = 1.0000.

Tabela B.8 – Análise de correlação dos dados, referente as variáveis físicas (plântio) em solo argiloso, contaminado com diferentes tratamentos com OVR

	- 1 -	- 2 -	- 3 -	- 4 -	- 5 -	- 6 -	- 7 -	- 8 -	- 9 -
1	0.000	16.800	25.200	11.230	16.000	12.000	18.600	12.000	8.000
2	0.000	16.500	24.800	10.780	14.000	11.000	17.800	11.800	8.200
3	0.000	16.100	25.400	10.760	13.000	10.000	18.210	11.600	7.900
4	4.000	8.000	7.000	5.980	6.000	0.000	6.000	4.000	6.000
5	4.000	9.000	8.000	6.050	7.000	0.000	5.000	3.000	5.500
6	4.000	5.500	7.500	5.460	5.000	0.000	5.000	3.500	6.000
7	10.000	8.500	8.000	4.460	6.000	0.000	6.000	2.500	6.000
8	10.000	7.000	6.500	5.460	6.000	0.000	5.500	3.500	5.500
9	10.000	8.500	9.500	7.520	6.000	0.000	6.000	4.000	3.000
10	15.000	8.000	8.000	6.300	6.000	0.000	7.000	3.500	4.000
11	15.000	7.000	7.000	4.710	6.000	0.000	7.000	4.000	4.700
12	15.000	5.000	8.000	6.300	5.000	0.000	6.500	3.500	3.900
13	20.000	5.500	7.500	5.730	6.000	0.000	4.000	3.000	5.000
14	20.000	7.000	7.000	6.170	6.000	0.000	5.000	3.500	3.800
15	20.000	5.000	5.500	4.210	5.000	0.000	5.000	3.500	5.500
16	26.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
17	26.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
18	26.000	8.800	10.100	3.850	5.000	0.000	9.200	5.800	4.300
19	30.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
20	30.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
21	30.000	9.600	12.200	5.330	5.000	1.000	12.100	8.100	4.600
22	40.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
23	40.000	4.300	6.000	3.120	5.000	0.000	7.300	5.500	4.800
24	40.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000



APÊNDICE C – Produção acadêmica do autor

Parte dos resultados obtidos no desenvolvimento da presente tese deu origem aos seguintes trabalhos:

- Publicações referentes ao projeto de tese:

THODE-FILHO, Sergio; ALMEIDA, Thuanny Moraes de; PAIXÃO, Cintia Patrícia Santos da; MARQUES, Monica Regina Costa da; SILVA, Elmo Rodrigues. Biorremediação passiva: um estudo preliminar sobre o óleo vegetal de soja. **Revista Eletrônica Ciência e Natura**, v. 37, n.2, p. 401-404, 2015.

- Outras publicações:

THODE-FILHO, Sergio. Editorial da edição especial do laboratório multidisciplinar de gerenciamento de resíduos – IFRJ *campus* duque de caxias. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 18, Ed. Especial Mai. 2014, p. 01.

THODE-FILHO, Sergio; SENA, Marcelo Fonseca Monteiro de; ALMEIDA, Thuanny Moraes de; SILVA, Elmo Rodrigues; SILVA, Vinicius da Costa. Estudo comparativo da toxicidade do sabão produzido com óleo vegetal residual. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 18, Ed. Especial Mai. 2014, p. 02-06.

THODE-FILHO, Sergio; CABRAL, Gabrielle Borges; MARANHÃO, Fabíola da Silveira SENA, Marcelo Fonseca Monteiro de; SILVA, Elmo Rodrigues. Deterioração de óleos vegetais expostos a diferentes condições de armazenamento. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 18, Ed. Especial Mai. 2014, p. 07-13.

THODE-FILHO, Sergio; COSTA, Ana Paula da Silva da; RODRIGUES, Israel; SENA, Marcelo Fonseca Monteiro de; SILVA, Elmo Rodrigues. Bioprodutos a partir do óleo vegetal residual: vela, giz e massa de modelar. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 18, Ed. Especial Mai. 2014, p. 14-18.

THODE-FILHO, Sergio; SENA, Marcelo Fonseca Monteiro de; PAIXÃO, Cintia Patrícia Santos da; MARANHÃO, Fabíola da Silveira; SILVA, Elmo Rodrigues. Bioprodutos a partir do óleo vegetal residual: desengraxantes baseados em resíduos de rochas e carvão vegetal. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 18, Ed. Especial Mai. 2014, p. 19-23.

THODE-FILHO, Sergio; SENA, Marcelo Fonseca Monteiro de; SILVA, LOUREIRO, Márcio Martins; SILVA, Elmo Rodrigues; MATTOS, Ubirajara Aluizio de; SILVA, Luiz Gustavo Brandão da. Aspectos associados ao descarte inadequado do óleo vegetal residual. **Conhecimento On-line**, v. 1, n. 1, p. 1-8, 2014.

FARIAS, Saulo César Guimarães de; THODE-FILHO, Sergio; RIBEIRO, Cláudia Ramos de Rainho; ARAÚJO; Michelle Passos; VIANA, Viviane Japiassú; FARIAS, Oscar Luiz Monteiro. Percepção dos alunos da universidade do estado do rio de janeiro sobre a produção e consumo de transgênicos no Brasil. **Revista Eletrônica do Prodema**, v.8, n.1, p. 84-94, 2014.

THODE-FILHO, Sergio; SILVA, Wagner Francisco Marinho da; SILVA, Elmo Rodrigues; SANTOS, Aline Santiago; ALMEIDA, Thuanny Moraes de. Incentivo a produção de biodiesel a partir do óleo vegetal residual. **Revista Educação, Gestão e Sociedade**, v. 13, n. 13, p. 2710-2715, 2013.

THODE-FILHO, Sergio; SENA, Marcelo Fonseca Monteiro de; SILVA, Elmo Rodrigues; SILVA, Felipe Bezerra da; SILVA, Luiz Gustavo Brandão da; OLIVEIRA, Bruno Freitas de. Fabricação de saponáceos como incentivo à reutilização do óleo vegetal residual: um minicurso no IFRJ – *campus* Duque de Caxias. **Conhecimento On-line**, v. 2, n. 2, p. 1-7, 2013.

THODE-FILHO, Sergio; SENA, Marcelo Fonseca Monteiro de; SILVA, Elmo Rodrigues; MATTOS, Ubirajara Aluizio de; LEAL, Ingra Pinto Martin. Avaliação do nível de deterioração do óleo vegetal utilizado em estabelecimentos comerciais de duque de caxias–rj. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 13, n. 13, p. 2710-2715, 2013.

THODE-FILHO, Sergio; SENA, Marcelo Fonseca Monteiro de; SILVA, Elmo Rodrigues; CABRAL, Gabrielle Borges; MARANHÃO, Fabíola da Silveira. Sistema de análise estequiométrica para produção de sabão a partir do óleo vegetal residual: uma estratégia para redução do impacto ambiental. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 15, n. 15, p. 3019-3025, 2013.

THODE-FILHO, Sergio; SANTOS, Aline Santiago; ALMEIDA, Thuanny Moraes de; SILVA, Elmo Rodrigues. Tecnologia ambiental aplicada ao gerenciamento e processamento do óleo vegetal residual no estado do Rio de Janeiro. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 15, n. 15, p. 3026-3035, 2013.

- Trabalhos publicados em anais de eventos (completo):

THODE-FILHO, Sergio. SILVA, Elmo Rodrigues; MATTOS, Ubirajara Aluizio de. Gestão de resíduos pós-consumo: avaliação do processo de consumo e descarte do óleo vegetal residual em estabelecimentos comerciais no município de duque de caxias, estado do rio de janeiro. In: *X Congresso Nacional de Excelência em Gestão*, 2014.

THODE-FILHO, Sergio. SILVA, Elmo Rodrigues; MATTOS, Ubirajara Aluizio de. Gestão de resíduos pós consumo: avaliação do processo de consumo e descarte do óleo vegetal residual com pessoas físicas no município de duque de caxias – rj. In: *XI Seminário Nacional de Resíduos Sólidos*, 2014.