

DIEGO MURILO DE OLIVEIRA CAMARGO

**IMPACTO DO ÓLEO MINERAL ISOLANTE USADO SOBRE O
CRESCIMENTO DE *Vicia faba* L.**

CURITIBA
2007

DIEGO MURILO DE OLIVEIRA CAMARGO

**IMPACTO DO ÓLEO MINERAL ISOLANTE USADO SOBRE O
CRESCIMENTO DE *Vicia faba* L.**

Monografia apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Bacharel pelo Curso de Ciências Biológicas, Área de concentração em Fisiologia Vegetal, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.

Orientador:
Prof. Dr. Gedir de Oliveira Santos

CURITIBA

2007

DIEGO MURILO DE OLIVEIRA CAMARGO

**IMPACTO DO ÓLEO MINERAL ISOLANTE USADO SOBRE O
CRESCIMENTO DE *Vicia faba* L.**

Monografia apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Bacharel pelo Curso de Ciências Biológicas, Área de concentração em Fisiologia Vegetal, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.

Dr. Gedir de Oliveira Santos (orientador).

UFPR - Dra. Cleusa Bona

UFPR - Sr. Lucas Nogueira.

CURITIBA

2007

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus.

Ao Departamento de Botânica da UFPR, pela oportunidade concedida.

Ao orientador Prof. Dr. Gedir de Oliveira Santos pela paciência, confiança e oportunidade.

A COPEL e ao LACTEC que nos deu suporte financeiro para o projeto “EFEITO DO SOLO CONTAMINADO COM HIDROCARBONETOS ORIUNDOS DO ÓLEO MINERAL NO CRESCIMENTO E DESENVOLVIMENTO DE ESPECIES VEGETAIS”.

Aos estagiários do projeto, especialmente Rodrigo de Lima e Davi Rauen, pelos esclarecimentos durante a execução deste trabalho.

A minha mãe que sempre esteve do meu lado e sempre me apoiou nas horas de grande dificuldade.

Ao meu pai que sempre estará torcendo por mim.

A minha namorada Renata Nappo que me agüenta há tanto tempo.

A todos que contribuíram para a realização desse trabalho.

SUMÁRIO

RESUMO.....	vi
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	4
2.1. ÓLEO MINERAL ISOLANTE.....	4
2.2. EFEITO DOS HIDROCARBONETOS NAS PLANTAS.....	6
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	9
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	13
5 CONCLUSÃO.....	23
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	23
ANEXO.....	33

RESUMO

O óleo mineral isolante é constituído basicamente por hidrocarbonetos, obtidos do refino do petróleo e, em pequenas quantidades, por compostos que apresentam nitrogênio, enxofre e oxigênio em sua estrutura. De um modo geral, os hidrocarbonetos e seus derivados são tóxicos as plantas e animais. *Vicia faba* L., é uma planta herbácea e pertence à família das leguminosas. Estudos têm sido sugerido que esta espécie pode ser bioindicadora para solos contaminados com petróleo, entretanto ainda não é conhecido o comportamento dessa espécie frente a outros contaminantes orgânicos. Por esse motivo, o presente trabalho teve como objetivo analisar o crescimento e desenvolvimento de *Vicia faba* em solo contaminado com óleo mineral isolante usado. O experimento foi montado e conduzido na casa-de-vegetação do Departamento de Botânica. O solo e as sementes de *Vicia faba* foram adquiridos no comércio local, ao passo que o óleo mineral isolante usado (OMlu) foi fornecido pelo Instituto de Tecnologia para o desenvolvimento (LACTEC). Foram montados 5 tratamentos com 4 repetições, totalizando 20 unidades experimentais. Os tratamentos foram: solo não contaminado (controle); solo contaminado com 2,5% de OMLu (óleo mineral isolante usado) (w/w); 5% de OMLu; 7,5% de OMLu e com 10% de OMLu. As variáveis analisadas foram: biomassa, teores de clorofilas e nutrientes. *Vicia faba* teve o crescimento reduzido pela presença do OMLu com redução na biomassa da parte aérea, raiz e total. O teor de clorofila a foi significativamente reduzido nas plantas que cresceram em solo contaminado. Além disso, as plantas que cresceram em solo contaminado apresentaram um aumento nos teores de Mn e Zn. Desse modo, *Vicia faba* pode ser uma espécie bioindicadora de solos contaminados com OMLu.

Palavras-Chave: *óleo mineral isolante; Vicia faba; solo contaminado, crescimento.*

1. INTRODUÇÃO.

A atividade industrial cresce em escala logarítmica nos dias atuais, e este crescimento traz consigo alguns riscos, sendo os acidentes ambientais um dos mais preocupantes. Estes podem ser responsáveis por gerar grandes contaminações de solo e água o que resulta em problemas sociais e de saúde pública. Acidentes envolvendo produtos petroquímicos aumentaram significativamente a partir dos anos 80 (SANTOS, 2006) com conseqüente contaminação de grandes áreas do planeta.

Segundo GALDINO *et al.* (2002), as empresas exploradoras de petróleo são altamente influenciadas pela questão ambiental por se tratar de um ramo industrial com alto potencial de poluição e contaminação. As empresas do setor elétrico também estão na mesma situação que as de petróleo devido à utilização de compostos orgânicos (p. ex. óleo mineral isolante) dentro de alguns equipamentos do sistema elétrico (TOMAZ, *et al.*, 2004).

A presença de hidrocarbonetos no solo afeta negativamente o ecossistema (HUTCHINSON e FREEDMAN, 1978; HURTIG e SAN SEBASTION, 2002) havendo necessidade de técnicas para a limpeza destas áreas. As técnicas que aplicam métodos biológicos são denominadas de biorremediação, que por definição é um processo que emprega microrganismos com potencial fisiológico para remoção de poluentes no solo ou outros ambientes (CUNNINGHAM *et al.*, 1996).

Diante disso existe a necessidade de desenvolvimento de métodos efetivos e de baixo custo para monitorar os níveis de contaminação e os seus efeitos sobre as formas de vida (MALALLAH *et al.*, 1996). Determinação da composição química da planta, como a quantidade de nutrientes presentes e o teor de clorofila, é um dos métodos mais comumente usados para o monitoramento da poluição ambiental. Vários organismos, como musgos (GRODZINSKA e KAZMIERCZAKOWA, 1977; GRODZINSKA, 1978; HERTZ *et al.*, 1984; MAKINEN, 1987; RUHLING *et al.*, 1987), líquens (PAKARINEM *et al.*, 1978; FARKAS *et al.*, 1985) e coníferas (HUTTUNEM *et al.*, 1985; NUORTEVA *et al.*, 1986; DMUCHOWSKI e BYTNEROWICZ *et al.*, 1995) têm sido usados como bioindicadores de poluição ambiental. Diversos trabalhos foram

publicados mostrando o biomonitoramento usando plantas (KANAYA *et al.*, 1994; SANDHU *et al.*, 1991).

Vicia faba L., conhecida popularmente como feijão fava, é uma planta herbácea, pertencente à família das leguminosas (Fabaceae). Apresenta um caule rígido, medindo de 0,5 a 1,7m de altura, folhas largas, com 10 a 25 cm de comprimento, flores com cinco pétalas, branca nas bordas e preta na região central. É uma espécie nativa do Norte da África e Sudoeste da Ásia e é considerada uma importante fonte de alimento, sendo cultivada a 6000 (seis mil) anos, fazendo parte da dieta no Oriente Médio (OPLINGER *et al.*, 1989). Essa planta tem sido muito usada para o estudo de aberrações cromossômicas (MA, 1982). Além disso, MALALLAH *et al.* (1996) indicaram que *Vicia faba* é bioindicadora para solos contaminados com petróleo; entretanto não é conhecido o comportamento dessa espécie frente a outros contaminantes orgânicos. Por esse motivo, o presente trabalho teve como objetivo analisar o crescimento e desenvolvimento de *Vicia faba* em solo contaminado com óleo mineral isolante usado. Esse estudo está vinculado ao projeto “Efeito do solo contaminado com hidrocarbonetos oriundos do óleo mineral no crescimento e desenvolvimento de espécies vegetais” sob coordenação do Prof. Dr. Gedir de O. Santos.

OBJETIVO GERAL: Avaliar o impacto do solo contaminado com óleo mineral isolante (OMI) no crescimento e desenvolvimento de *Vicia faba* L.

OBJETIVOS ESPECIFICOS

- 1 - Avaliar o efeito da presença de hidrocarbonetos no crescimento, biomassa e nos teores de clorofila e carotenóides.
- 2 - Avaliar o efeito da presença dos hidrocarbonetos na absorção dos micronutrientes Zn, Cu e Mn.
- 3 - Avaliar o potencial de bioindicação de *Vicia faba* para solos contaminados com óleo mineral isolante usado.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1- ÓLEO MINERAL ISOLANTE

O óleo mineral isolante é constituído basicamente por hidrocarbonetos, obtido do refino do petróleo a uma fração de 300 a 400 °C, composto por cadeias com 19 a 23 átomos de carbono e, em pequenas quantidades, por compostos que apresentam nitrogênio, enxofre e oxigênio em sua estrutura. Quando novo é transparente e apresenta coloração amarelo pálida (SERCAMP, 2007; Brastrafo/lab, 2007). Pode ser predominantemente naftênico (estrutura em anéis), ou do tipo “A”, ou parafínico (estrutura linear), ou do tipo “B” (LIPSTEIN, 1970; TOMAZ *et al.* 2004), ou ainda ser composto por hidrocarbonetos aromáticos. Este óleo é utilizado como isolante elétrico e refrigerante térmico, devido às suas propriedades dielétricas e pela sua capacidade de troca de calor por convecção dentro de equipamentos, respectivamente. Para isso estes óleos devem ser altamente estáveis e ter baixa viscosidade (MARTINS DE SOUZA, 2007).

Os hidrocarbonetos que constituem o óleo isolante são pouco ativos quimicamente. Isto se faz necessário para que o óleo não ataque os demais materiais dos equipamentos que entram em contato com o mesmo (WYKROTA, 2004). Como, entretanto, os hidrocarbonetos saturados apresentam pouca resistência à degradação em presença de oxigênio e calor, uma parcela de hidrocarbonetos não saturados, da família dos aromáticos, é também constituinte do óleo isolante, conferindo-lhe maior estabilidade, ou seja, maior vida útil e melhor desempenho nos equipamentos (MYERS, 1982; BIELLA, 1986; TERRIM, 1988; STULGYS, 1998; PENNWALT, 2007; NUNES JR., 2007).

Os transformadores existentes nas redes elétricas aéreas de todo o Brasil, bem como outros equipamentos existentes dentro das subestações de energia, utilizam o óleo mineral isolante (TOMAZ *et al.* 2004). Segundo WYKROTA (2004) 95 % dos equipamentos presentes na planta das empresas distribuidoras de energia elétrica no Brasil utilizam este tipo de óleo, que, após um período de uso dentro dos equipamentos, sofre um processo de envelhecimento. O contato com a umidade e a presença de calor causa a

oxidação do óleo. O oxigênio também atua como agente acelerador da degradação do mesmo (NUNES Jr, 2007). Além disso, a presença de metais, como por exemplo, o cobre, presente nos enrolamentos internos dos equipamentos, pode acelerar o processo de oxidação (LIPSTEIN, 1970; MARTINS de SOUZA, 2007; RIBEIRO Jr., 2007; JÚNIOR *et al.*; 2005). Tais reações de oxidação ocorrem por via radicalar originando inicialmente hidroperóxidos e peróxidos, que se depositam no fundo dos tanques e, por sua vez, dão origem a outros produtos, tais como alcoóis, aldeídos, cetonas, ésteres, sabões metálicos, água e ácidos (LIPSTEIN, 1970; JÚNIOR *et al.*; 2005). O aumento na acidez do óleo resulta num ataque aos metais e, principalmente, produtos orgânicos presentes, dos quais pode-se exemplificar o papel isolante usado no transformador. A água formada contribui para manter a seqüência do processo de deterioração do óleo isolante (MYERS, 1982; TERRIM, 1988; STULGYS, 1998; PENNWALT, 2000).

Em estágios mais avançados de oxidação ocorre a precipitação da borra, substância resinosa resultante da polimerização a partir de ácidos e outros compostos polares e com alta massa molar (Júnior *et al.*, 2005; LIPSTEIN, 1970). A precipitação de todos estes contaminantes deteriora a capacidade de troca de calor e de isolamento do óleo diminuindo a vida útil do equipamento. Como forma de minimizar isto, o óleo possui também compostos orgânicos de enxofre termicamente estáveis que são inibidores naturais do processo de oxidação e, conseqüentemente, do envelhecimento (WYKROTA, 2004).

O óleo usado deve ser totalmente substituído por óleo novo após um certo período de envelhecimento. Esta medida é adotada visando prolongar a vida útil do equipamento e também evitar acidentes. A COPEL (Companhia Paranaense de Energia) possui atualmente instalada em sua área de concessão, no Estado do Paraná, 763 transformadores de potência em subestações e 315 mil transformadores de distribuição na rede pública. Estes transformadores, acrescidos de disjuntores e reguladores de tensão possuem óleo mineral isolante em seu interior, cujo volume total ultrapassa 25 milhões de litros (COPEL, 2007). Para se ter a exata noção do seu poder poluidor, um litro de óleo isolante mineral pode contaminar um milhão de litros de água

(TOMAZ *et al.* 2004). Diante disso, a possibilidade de ocorrência de acidentes ou vazamentos não deve ser descartada. Portanto é de fundamental importância o conhecimento do comportamento do óleo mineral isolante no ambiente, bem como a sua interação com os organismos presentes.

2.2- EFEITOS DOS HIDROCARBONETOS NAS PLANTAS.

De um modo geral, os hidrocarbonetos e seus derivados são tóxicos as plantas e animais (SIEMIATYCKI *et al.*, 1987). A severidade do dano depende da sensibilidade das espécies, do tipo de hidrocarbonetos, da quantidade de óleo no solo, tipo de ecossistema, índice pluviométrico, temperatura e topografia (CUNNINGHAM *et al.*, 1996). Sua presença altera vários atributos físicos e químicos do solo. Solos contaminados com hidrocarbonetos apresentam alteração na relação carbono/hidrogênio que podem diferir dos solos não contaminados (XU *et al.*, 1995; WHITE *et al.*, 2006). Além disso, dado a natureza hidrofóbica dos hidrocarbonetos, solos contaminados tendem a apresentar hidrorrepelência (ROY *et al.*, 2003), resultando em condições desfavoráveis as atividades dos microorganismos (HUTCHINSON *et al.*, 2001) e limitando a absorção de água e nutrientes pelas plantas (JOYNER e LEYVAL, 2003), podendo ainda limitar a absorção de oxigênio (RENTZ *et al.*, 2003). Estas limitações, causadas pela presença de contaminantes orgânicos, podem ser resultados de um estresse hídrico (SANTOS, 2006). Segundo TAIZ e ZEIGER (1998) a extensão deste tipo de estresse varia de acordo com a espécie, idade da planta, estado nutricional e fase de desenvolvimento.

MORLEY *et al.* (2005) informaram que compostos orgânicos de alto peso molecular são os prováveis responsáveis pela repelência da água nos solos contaminados com hidrocarbonetos e o óleo mineral isolante é constituído principalmente por esse tipo de hidrocarbonetos. A presença desses contaminantes orgânicos podem gerar um estresse hídrico nas plantas (HUTCHINSON *et al.*, 2001). ROY *et al.* (2003) afirmaram que a repelência dos solos contaminados com hidrocarbonetos é um fenômeno essencialmente superficial que ocorre no horizonte A, a uma profundidade de até 10 cm.

O efeito de poluentes orgânicos oriundos do petróleo nas plantas não é totalmente conhecido. Já foi observada inibição da atividade mitótica do

meristema da raiz (ACHUBA, 2006), quebra da estrutura da clorofila com conseqüente redução na fotossíntese (MALALLAH, *et al.*, 1998; ACHUBA, 2006), alterações nos níveis de proteínas, aminoácidos, fenóis e açúcares (MALALLAH *et al.*, 1996; 1998), redução na absorção de nutrientes (UDO e FAYEMI, 1975; XU *et al.*, 1995), mudanças nos conteúdos de antocianinas, ácido ascórbico e riboflavina (CHUPAKHINA e MASLENNICOV, 2004), redução na germinação (UDO e FAYEMI, 1975; ADAM e DUNCAN, 2003; MERKL *et al.*, 2004) e redução no crescimento e biomassa (XU *et al.*, 1995; GREEN, *et al.*, 1996; LI *et al.*, 1997; VASUDEJAN e RAJARAM, 2001; MERKL *et al.*, 2004). Alguns pesquisadores têm observado também alterações na arquitetura das raízes de plantas crescendo em solo contaminado (MALALLAH *et al.*, 1996; ADAN e DUNCAN, 2003) e grande parte dos estudos do efeito dos hidrocarbonetos do petróleo nas raízes limitam a avaliar sua biomassa. (XU e JOHNSON, 1995; HOU *et al.*, 2001). MERKL *et al.* (2005b) descreveram o efeito do óleo cru no comprimento e diâmetro de raízes de algumas gramíneas. KECHAVERZI *et al.*, (2007) analisaram a distribuição espacial das raízes de *Lolium perenne* nas camadas verticais de solo contaminado com óleo diesel e solo não contaminado e observaram que as raízes crescem no solo contaminado visando alcançar o solo não contaminado.

A degradação da clorofila é outro sintoma que indica os danos causados pela poluição causada pelos hidrocarbonetos (MALALLAH *et al.*, 1996). As reduções dos teores de pigmentos fotossintéticos têm sido utilizadas como um indicador da poluição ambiental e mudanças no conteúdo de pigmentos fotossintéticos, carotenóides e proteínas também foram observadas em plantas em condições de estresse (AGRAWAL, 1992; SIEFERMANN-HARMS, 1987). Deste modo, AGRAWAL (1992) relatou uma redução nos conteúdos de clorofila, carotenóides e proteínas em algas verdes sob condições de estresse ambiental. A razão clorofila:carotenóide também é um sintoma de poluição e varia de acordo com diferentes tipos de estresse (SIEFERMANN-HARMS, 1987; MIKKELSEN *et al.*, 1995). Aminoácidos e assimilação de nitrogênio são particularmente afetados por fatores ambientais (BARNETT e NAYLOR, 1966; STEWART e LARTHER, 1980). Assim, um aumento na quantidade de prolina

(HSIAO, 1973) e arginina, bem como na quantidade de aminoácidos totais tem sido observado em plantas sob estresse (ROWLAND *et al.*, 1988).

Do mesmo modo que os Líquens, as plantas podem ser divididas em dois grandes grupos em relação ao comportamento diante de um contaminante: espécies sensíveis - com sensibilidade variada aos efeitos da poluição, podendo até morrer; e espécies tolerantes que se mantêm viáveis no ambiente nativo (MALALLAH *et al.*, 1996). LIN e MENDELSSOHN (1996) informaram que *Cyperus odoratus* e *Ammania teres* não sobrevivem em solos contaminados com petróleo, *Eleocharis quadrangulata* apenas persiste e *Sagittaria lancifolia* mostrou ser resistente a altas doses de óleo formando comunidades mono-específicas. Atualmente há grande interesse em determinar como as plantas contribuem com a redução da contaminação dos solos com hidrocarbonetos. Este processo é denominado de Fitorremediação (CUNNINGHAM *et al.*, 1996) e constitui uma tecnologia para limpeza ambiental (RASKIN, 1994; SALT *et al.*, 1995) que pode ser eficiente na descontaminação de solos contaminados com compostos orgânicos (QUI *et al.*, 1994; SCHWAB e BANKS, 1994; WATKINS *et al.*, 1994; CUNNINGHAM *et al.*, 1996). Esta tecnologia usa os processos metabólicos que naturalmente estão acontecendo dentro das plantas e nos microorganismos associados à rizosfera para degradar e isolar o poluente orgânico e inorgânico (SANTOS, 2006). Solos com plantas demonstraram uma redução de vários poluentes dos quais citam-se: pentaclorofenol, pireno, antraceno, hidrocarbonetos aromáticos do petróleo (PAH), hidrocarbonetos totais de petróleo (TPH), entre outros compostos orgânicos (APRILL e SIMS, 1990; SCHNOOR *et al.*, 1995; REILLEY *et al.*, 1996; LISTE e ALEXANDER, 2000; OLSON *et al.*, 2003; SPRIGGS *et al.*, 2005). A presença de raízes aumentou a população de microorganismos, melhorou a estrutura física do solo e aumentou a degradação dos hidrocarbonetos (TISCHER e HÜBNER, 2002). A fitorremediação tem sido amplamente utilizada para limpeza ambiental, entretanto, não se conhece os mecanismos envolvidos no processo da descontaminação.

Uma vez que atualmente há grande interesse no desenvolvimento de métodos efetivos e de baixo custo para monitoramento dos níveis de contaminação, a determinação da composição química das plantas constitui o

método mais freqüente para monitoramento do ambiente (MALALLAH *et al.*, 1996). Desse modo várias espécies de plantas têm sido usadas como indicadores da poluição ambiental (SANDHU *et al.*, 1991; KANAYA *et al.*, 1994) e potencial uso na fitorremediação (MALALLAH, *et al.*, 1998). Dentre estas, as leguminosas são consideradas promissoras devido sua independência de nitrogênio do solo (MERKL *et al.*, 2004), fornecimento de nitrogênio aos microorganismos do solo (SIMS, 1990) e por possuírem raízes que podem crescer profundamente no solo (KIRK *et al.*, 2002). A fixação simbiótica de nitrogênio presente nestas plantas torna-as mais competitivas em solos pobres em nutrientes (DAVIS *et al.*, 1996) e reduz a competição entre as plantas e os microorganismos pelo nitrogênio disponível no solo (GUDIN e SYRATT, 1975; CUNNINGHAM *et al.*, 1996). A formação dos nódulos pode ser influenciada pela disponibilidade de nutrientes, pH do solo, temperatura e estado hídrico da planta. (MARENCO e LOPEZ, 2005). O estresse hídrico afeta negativamente a nodulação de tal modo que a falta de água no solo pode reduzir a permeabilidade do nódulo ao oxigênio ou o transporte dos produtos da fixação para a parte aérea cujo acúmulo, no nódulo, inibiria a atividade da nitrogenase (SERRAJ *et al.*, 1999). Alguns trabalhos têm mostrado que as leguminosas podem ser sensíveis à contaminação com hidrocarbonetos (MERKL *et al.*, 2004). Deste modo é importante o conhecimento de como se comportam algumas espécies frente a solos contaminados com produtos orgânicos.

3. MATERIAIS E MÉTODOS.

O experimento foi montado e conduzido na casa-de-vegetação do Departamento de Botânica (Figura 1A) durante o período de junho a setembro de 2007. O solo utilizado e as sementes de *Vicia faba* foram adquiridos no comércio local, ao passo que o óleo mineral isolante usado (OMI_u) foi fornecido pelo Instituto de Tecnologia para o desenvolvimento (LACTEC). O experimento teve o delineamento inteiramente casualizado com cinco tratamentos e quatro repetições de cada tratamento, totalizando 20 unidades experimentais. Os tratamentos foram: solo não contaminado (controle), TPH= 500 mg.kg⁻¹; solo contaminado com 2,5% de OMI (w/w), TPH= 18.500 mg.kg⁻¹; solo contaminado com 5% de OMI, TPH= 34.000 mg.kg⁻¹ ; solo contaminado com 7,5% de OMI,

TPH= 43.000 mg kg⁻¹ e solo contaminado com 10% de OMI, TPH= 61.800 mg.kg⁻¹. Cada repetição foi conduzida em vasos de quatro litros (Figura 1B).



Figura 1 – (A) Vista geral da casa de vegetação onde foram conduzidos os experimentos. (B) *Vicia faba* após 60 dias de crescimento em solo com diferentes níveis de contaminação com OMIu (solo controle; 2,5%; 5%; 7,5% e 10% de OMIu, respectivamente).

Para caracterização físico-química do solo, procedeu-se a coleta de uma amostra do solo de cada tratamento. As análises químicas e de rotina do solo

foram efetuadas no Laboratório de Química e Fertilidade do solo e no Laboratório de Biogeoquímica e Nutrição de plantas do Departamento de Solos do Setor de Ciências Agrárias da UFPR (Tabela 1) ao passo que, a determinação do teor de hidrocarbonetos totais do petróleo (TPH) foi realizada por meio da metodologia ASTM D 5765-95 utilizando “closed vessel microwave heating”. Essas determinações foram realizadas pelo LACTEC.

Tabela 1 - Atributos físico-químicos do solo no qual cresceram as plantas de *Vicia faba* durante o experimento.

Textura	Areia (%)	40,95
	Argila (%)	55
	Silte (%)	28,35
	pH	4,85
	C (g . dm⁻³)	31,1
	Al⁺³ (cmol_c dm⁻³)	1,1
	H+ Al⁺³ (cmol_c dm⁻³)	9
	Ca⁺² + Mg⁺² (cmol_c dm⁻³)	5,2
	Ca/Mg	2,3
	K⁺ (cmol_c dm⁻³)	0,67
	V(%)*	39
	m (%)**	16
	T***	14,87
	N (mg . kg⁻¹)	59,6
	Mn (mg . kg⁻¹)	630
	Cu (mg . kg⁻¹)	13
	Zn (mg . kg⁻¹)	12
	P (mg . kg⁻¹)	16,2

*saturação por bases.

**saturação em Alumínio.

***soma de bases total

Sementes de *Vicia faba* foram semeadas em vermiculita e, após germinarem, as plântulas, com 2 cm de comprimento foram transferidas para os vasos. Cada repetição teve cinco plântulas/vaso. As plântulas foram numeradas para que seu comportamento pudesse ser acompanhado. O crescimento e desenvolvimento das plantas foram avaliados através de medições da altura e diâmetro do caule, produção de biomassa, teor de

pigmentos fotossintéticos e nutrientes (zinco, cobre e manganês). Para avaliação do crescimento, as plantas foram monitoradas durante 90 dias, sendo feitas medições semanais da altura (Tabela 1, Anexo) e diâmetro do caule principal (Tabela 2, Anexo). A medida da altura foi realizada da base do caule até a gema apical do ramo mais desenvolvido, enquanto que a medida do diâmetro do caule foi realizada na base do mesmo caule utilizado na medição da altura. Para isto, foi usado um paquímetro digital da marca Mitutoyo, com precisão de 2mm.

A determinação da biomassa das plantas foi realizada aos 30 dias após a transferência das plântulas para os vasos (Figura 1, Anexo) e ao término do experimento, para as plantas que sobreviveram à contaminação (Figura 4, Anexo). Para isto, a parte aérea, incluindo folhas, caules e frutos, foram separadas das raízes, lavadas e secas a 65 °C durante 24 horas para a determinação da sua biomassa. As raízes também foram lavadas após a sua retirada do solo, secas, a 65 °C durante 24 horas, e pesadas. A taxa de crescimento absoluto (TCA) foi determinada conforme a metodologia indicada por BENINCASA (2003), de acordo com a fórmula $W_2 - W_1 / T_2 - T_1$, em que W_2 é a biomassa (g) da 2ª coleta, W_1 é a biomassa (g) da 1ª coleta, dividida pelo intervalo de tempo.

A 2ª coleta ocorreu na 14ª semana (98 dias) após o início do experimento, as plantas ainda não haviam frutificado e optou-se pela realização da coleta neste período devido às plantas presentes no solo contaminado com 10% de óleo mineral (w/w) já terem morrido e as plantas presentes em solo contaminado com 7,5% de óleo mineral (w/w) encontravam-se senescendo.

A determinação dos pigmentos fotossintéticos foi feita 30 dias após a transferência das plântulas para os vasos (Tabela 3, Anexo). Uma folha verde e adulta, presente no 5º nó, do eixo principal de 3 indivíduos por tratamento foi coletada e utilizada para quantificação dos pigmentos fotossintéticos. A extração dos pigmentos foi realizada com acetona 80% (ARNON, 1949) e os extratos foram centrifugados a uma velocidade de 3500 rpm. As absorbâncias foram medidas em 663, 652, 645 e 440 nm (nanômetros) e, para quantificação dos pigmentos fotossintéticos, foram utilizadas as formulas descritas por

ENGEL e POGGIANI (1991). A determinação de carotenóides foi realizada pela técnica descrita por BAJRACHARYA (1999).

A determinação dos teores de zinco, cobre e manganês, foi realizada utilizando as folhas da primeira coleta, 30 dias após a transferência das plântulas para os vasos (Tabela 8, Anexo). As folhas de cada tratamento foram lavadas e secas a 65° C até peso constante. A quantificação desses nutrientes foi realizada no LACTEC por espectrometria de absorção atômica com otimização em chama.

Os resultados obtidos para as variáveis do crescimento, pigmentos fotossintéticos e teores de nutrientes foram submetidos à análise de variância utilizando o software MSTAT[®]. Inicialmente as variâncias dos tratamentos foram analisadas quanto a sua homogeneidade pelo teste de Bartlett. As variáveis mostraram-se homogêneas tiveram as médias dos tratamentos testadas por meio do teste de F. Quando os resultados revelaram existir diferenças estatisticamente significantes entre as medias dos tratamentos, estas foram comparadas pelo teste Tukey no nível 5% de probabilidade. A confecção dos gráficos, ajuste das equações de regressão e cálculo dos coeficientes de determinação (R^2) foram realizados pelo software Excel 2007 para Windows XP[®].

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas tabelas números 5 e 7 do Anexo são apresentados os resultados da análise de variância para as variáveis de crescimento analisadas, bem como os valores de qui-quadrado (X^2) referentes ao teste de Barlett. Observa-se que as variáveis analisadas apresentam variâncias homogêneas para os tratamentos.

O efeito do óleo mineral isolante no crescimento de *Vicia faba* após a primeira coleta é mostrada na figura 2. Nesta ocasião, a biomassa da parte aérea das plantas apresentou uma redução em todos os níveis de contaminação, em média, de 37%, sendo que o solo contaminado com 7,5% de óleo mineral isolante usado (w/w) foi o que apresentou maior redução (55%) e diferem estatisticamente dos demais tratamentos. Como consequência, os resultados da biomassa total de *Vicia faba* também apresentaram uma redução média de 26,7% sendo a maior redução nas plantas que cresceram no solo

com 7,5% de óleo mineral (43%), em relação às plantas do controle. A biomassa das raízes não teve diferenças significativas ($p>0,05$) nessa coleta ao passo que, a razão da biomassa da parte aérea/raiz reduziu significativamente nas plantas que cresceram no solo contaminado com 7,5% de OMLu, com decréscimo de 48% relação ao solo não contaminado.

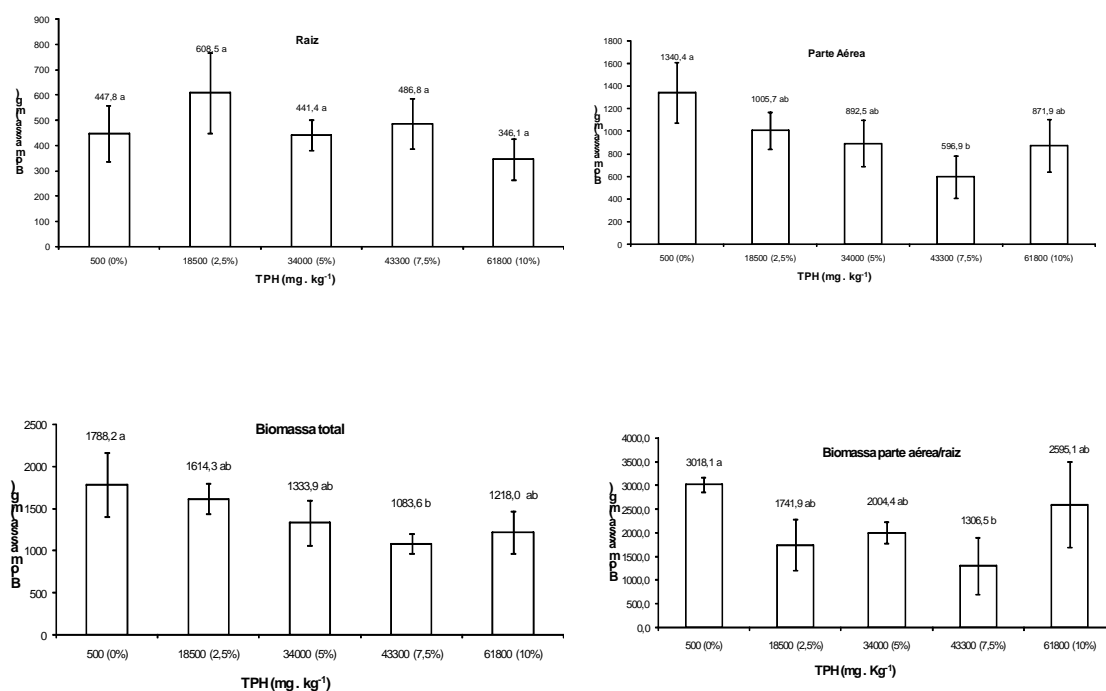


Figura 2 – Produção de biomassa de *Vicia faba* após 30 dias de crescimento em solo com diferentes níveis de contaminação com óleo mineral isolante (OMLu). Os valores representam a média de 3 repetições. Barras indicam o desvio padrão. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Tuckey. Os tratamentos foram: solo não contaminado (0%); 2,5%; 5%; 7,5% e 10% de OMLu.

Na segunda coleta, houve redução significativa ($p<0,05$) na biomassa da raiz, parte aérea, biomassa total e na razão biomassa parte aérea/ raiz nas plantas nos tratamentos com OMLu (Figura 3). A redução na razão biomassa da parte aérea/raiz indica a incapacidade dessa espécie em adaptar-se ao solo contaminado, ou seja, essa redução foi igual nos tratamentos com solos contaminados, o que indica que a planta está sob forte estresse.

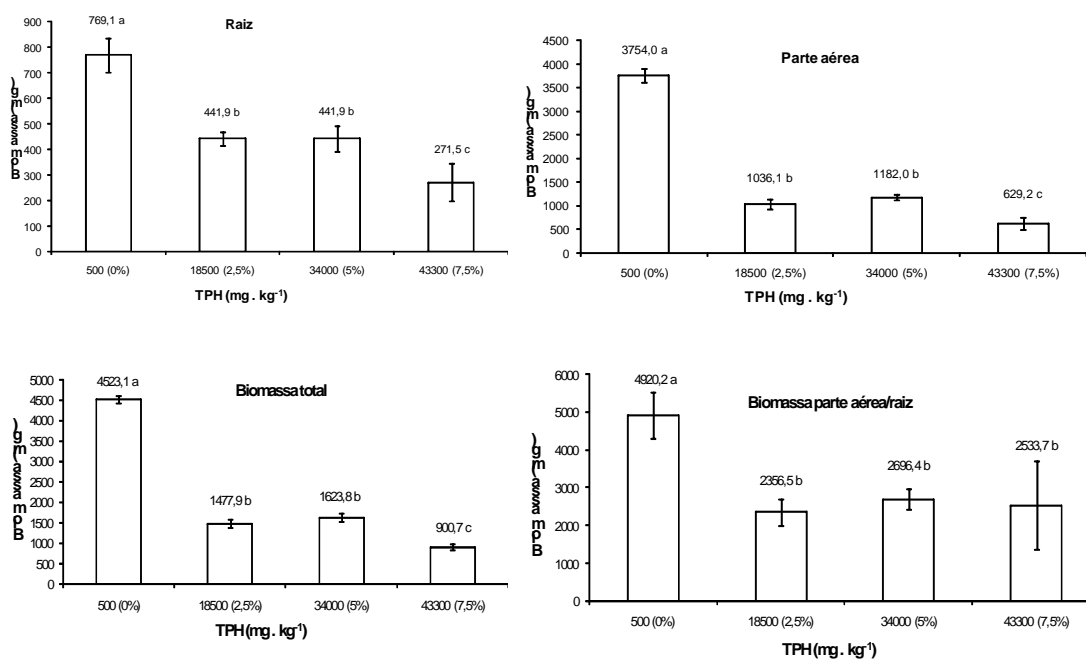


Figura 3 – Produção de biomassa de *Vicia faba* após 90 dias de crescimento em solo com diferentes níveis de contaminação com óleo mineral isolante (OMlu). Os valores representam a média de 3 repetições. Barras indicam o desvio padrão. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Tuckey. Os tratamentos foram: solo não contaminado (0%); 2,5%; 5%; 7,5% e 10% de Omlu.

Resultado semelhante já foi relatado para essa espécie em solo contaminado com petróleo (MALALLAH *et al*, 1996) e diverge da estratégia de *Mimosa scabrella* (SANTOS, 2006) que possui a habilidade de aumentar a biomassa da raiz, em detrimento da parte aérea, visando minimizar o efeito do contaminante. A taxa de crescimento absoluto (TCA) das plantas no solo contaminado foi reduzida pela presença do contaminante (Figura 4) sendo os valores observados para os tratamentos com 2,5% e 7,5% de Omlu (óleo mineral isolante usado) foi negativo ao passo que, as plantas presentes no solo contaminado com 5% de Omlu apresentaram uma taxa de crescimento absoluto de 4,8mg. As plantas que cresceram em solo não contaminado

obtiveram uma taxa de crescimento absoluto de 46,1 mg. Esses resultados confirmam que as plantas encontravam-se sob forte estresse.

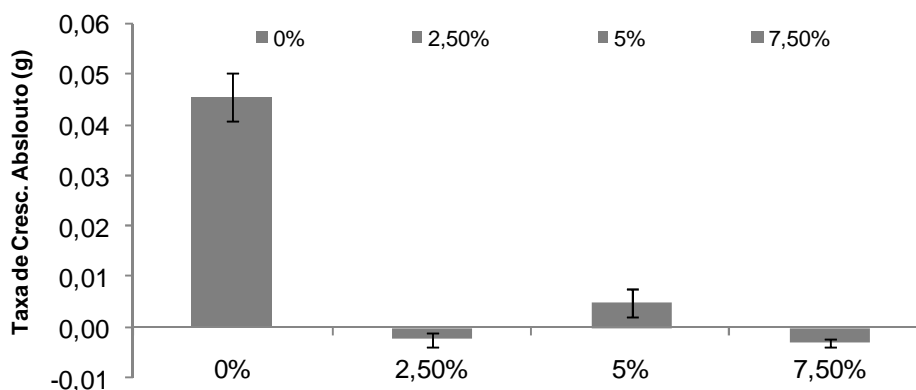


Figura 4 - Taxa de crescimento absoluto de *Vicia faba* após 90 dias de crescimento em solo com diferentes níveis de contaminação com óleo mineral isolante usado (OMlu). Os valores representam a média de 4 repetições. Barras indicam o desvio padrão. Os tratamentos foram: solo não contaminado (0%); solo contaminado com 2,5%; 5% e 7,5% de OMLu.

Apesar do diâmetro final na base do caule de *Vicia faba* (medido na 12ª semana do experimento) não ter apresentado diferenças significativas ($p > 0,05$) (Figura 5), o incremento do diâmetro das plantas que cresceram em solo não contaminado, mostrou diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) quando comparadas às plantas que cresceram em solo contaminado com 10% de OMLu (Figura 6). Nas últimas quatro semanas o incremento do diâmetro nas plantas presentes em solo contaminado com 5% de óleo mineral isolante se mostrou igual ao valor medido na 8ª semana, e os resultados mostram uma redução do incremento do diâmetro das plantas em solos contaminados com 7,5% e 10% de OMLu. Se observa também que as plantas que cresceram em solo contaminado com 10% de OMLu, aumentaram significativamente ($p > 0,05$) o incremento no diâmetro nas 8 primeiras semanas, quando comparados com as plantas do solo controle. Isso pode ser resultado de uma estratégia para perpetuação da espécie, uma vez que as plantas deste tratamento

apresentaram floração antes das outras plantas dos outros tratamentos (Figura 2, Anexo).

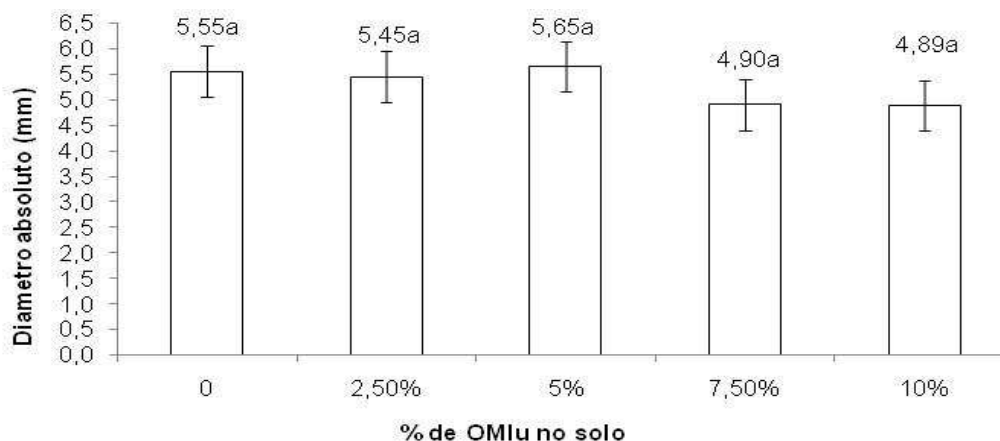


Figura 5 – Diâmetro da base do caule de *Vicia faba* crescendo 90 dias em solo com diferentes níveis de contaminação com óleo mineral isolante usado (OMlu). Os valores representam a média de 4 repetições. Barras indicam o desvio padrão. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Tuckey. Os tratamentos foram: solo não contaminado (0%); solo contaminado com 2,5%; 5% e 7,5% de OMIu.

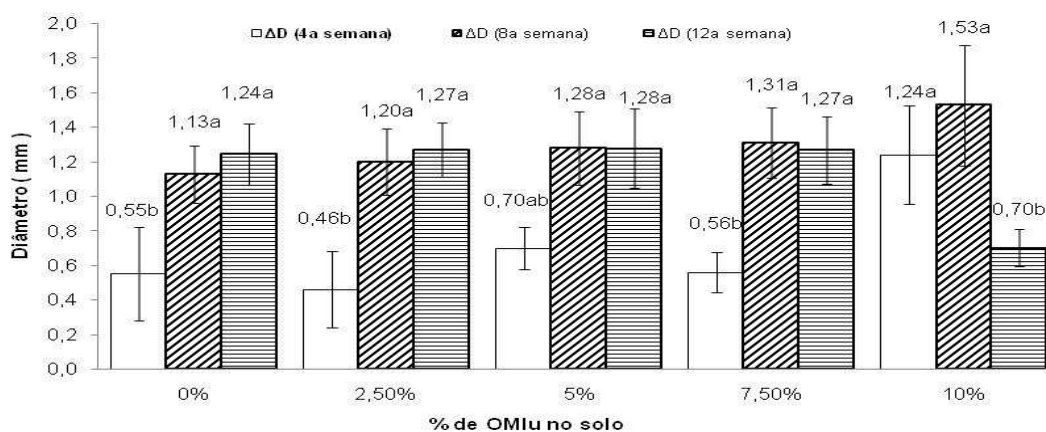


Figura 6 - Incremento no diâmetro de *Vicia faba* crescendo 90 dias em solo com diferentes níveis de contaminação com óleo mineral isolante usado (OMlu). Os valores representam a média de 4 repetições. Barras indicam o desvio padrão. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Tuckey. Os tratamentos foram: solo não contaminado (0%); solo contaminado com 2,5%; 5% e 7,5%¹ de OMIu.

A redução na biomassa da planta em solo contaminado com hidrocarbonetos tem sido relatada por vários pesquisadores (MALALLAH *et al.* 1996; CHAÎNEAU *et al.*, 1997; GALLEGOS MARTINEZ *et al.*, 2000; MERKL *et al.*, 2004) sendo também confirmada para *Vicia faba*. A redução no crescimento, TCA, diâmetro e produção de biomassa pode ser devido à toxidez dos hidrocarbonetos presentes no óleo mineral e/ou alteração nas propriedades do solo tornando-os hidrofóbicos com conseqüente redução na disponibilidade de água e nutrientes para as raízes (UDO e FAYEMI, 1975), ou ainda decorrente da redução do oxigênio nestes solos.

MORLEY *et al.* (2003) referiram que compostos orgânicos de alto peso molecular são os prováveis responsáveis pela repelência da água nos solos contaminados com hidrocarbonetos e segundo BOSSERT e BARTHA (1985) a inibição no crescimento das plantas pode ser causada pela absorção de moléculas tóxicas presentes nos derivados do petróleo que alteram a integridade e a permeabilidade das membranas (BAKER, 1970; REIS, 1996). Dado o fato que o óleo mineral isolante é formado por uma parcela de hidrocarbonetos não saturados, da família dos aromáticos, e *Vicia faba* ter sido plantada na fase de plântula, as condições hidrofóbicas do solo contaminado podem ter sido o aspecto que tenha influenciado nesses resultados. Isso reforça ainda mais o fato das plantas, do solo contaminado, demonstrar sinais de estresse, uma vez que a biomassa total nas plantas em solo contaminado com 7,5% de óleo mineral teve um decréscimo de 80% em relação as plantas do solo não contaminado.

Apesar de não ter sido observado uma redução significativa ($p > 0,05$) na biomassa das raízes na primeira coleta (Figura 2), a sua acentuada redução na segunda coleta (Figura 3), descarta o uso de *Vicia faba* L. como espécie fitorremediadora em locais com altos níveis de contaminação. Para uma espécie possuir potencial de fitorremediação, as raízes devem reduzir o mínimo possível sua biomassa (MERKL *et al.*, 2004). A redução das raízes afeta diretamente a extensão espacial da rizosfera o que pode comprometer a biodegradação dos hidrocarbonetos do solo pelos microrganismos (MERKL *et al.*, 2005b). Porém seu potencial como espécie bioindicadora da poluição

ambiental por hidrocarbonetos fica reforçado, como já foi colocado por MALALLAH *et al.*, (1996).

A degradação dos pigmentos fotossintéticos tem sido usada como um indicador da contaminação causada por poluentes (AGRAWALL, 1992; GREEN *et al.*, 1996; MALALLAH *et al.*, 1998; ACHUBA, 2006) e parece estar relacionada à fitotoxicidade dos hidrocarbonetos (GREEN *et al.*, 1996). Um significativo decréscimo na razão entre clorofila *a*/carotenóides foi observado em plantas afetadas por poluentes (MALALLAH *et al.*, 1996). As plantas dos solos contaminados com 2,5%, 7,5% e 10% tiveram reduções significativas ($p < 0,05$), em relação às plantas que cresceram em solo não contaminado, nos teores de clorofila *a* e total, entretanto não foi observada alteração significativa ($p > 0,05$) nos teores de clorofila *b* (Figura 7). Segundo MALALLAH *et al.* (1996), a clorofila *a* é o pigmento mais sensível à poluição ambiental e os resultados de *Vicia faba* confirmam esse dado. Entretanto os níveis de clorofila *a*, *b* nas plantas que cresceram em solo contaminado com 5% de óleo mineral não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$) quando comparadas com as plantas do solo não contaminado. Segundo KECHAVARZI *et al.* (2006), as raízes das plantas que crescem em solos contaminados, crescem visando alcançar o solo não contaminado. Provavelmente as raízes de *Vicia faba* alcançaram regiões do solo com menor grau de contaminação, o que resultou em teores de pigmentos estatisticamente iguais aos das plantas do controle. Os carotenóides, principalmente o β -caroteno, são conhecidos como agentes protetores da clorofila contra danos ambientais (SIEFERMANN-HARMS, 1987; KNABE, 1982). *Vicia faba* não apresentou redução significativa ($p > 0,05$) nos teores dos carotenóides à medida que houve aumento no grau de contaminação com OMLu (Óleo Mineral Isolante usado) (Figura 7) e resultados semelhantes foram descritos para *Senecio glaucus* e *Sonchus oleraceus* que cresceram em solo contaminado com petróleo (MALALLAH *et al.*, 1998).

As folhas representam um depósito de nutrientes nas plantas (RASHED e AWADALLAH, 1997), sendo que o teor de nutrientes nas plantas é determinado por vários fatores, dos quais se destacam o clima, as condições do solo e a espécie estudada. Qualquer alteração nestes fatores pode

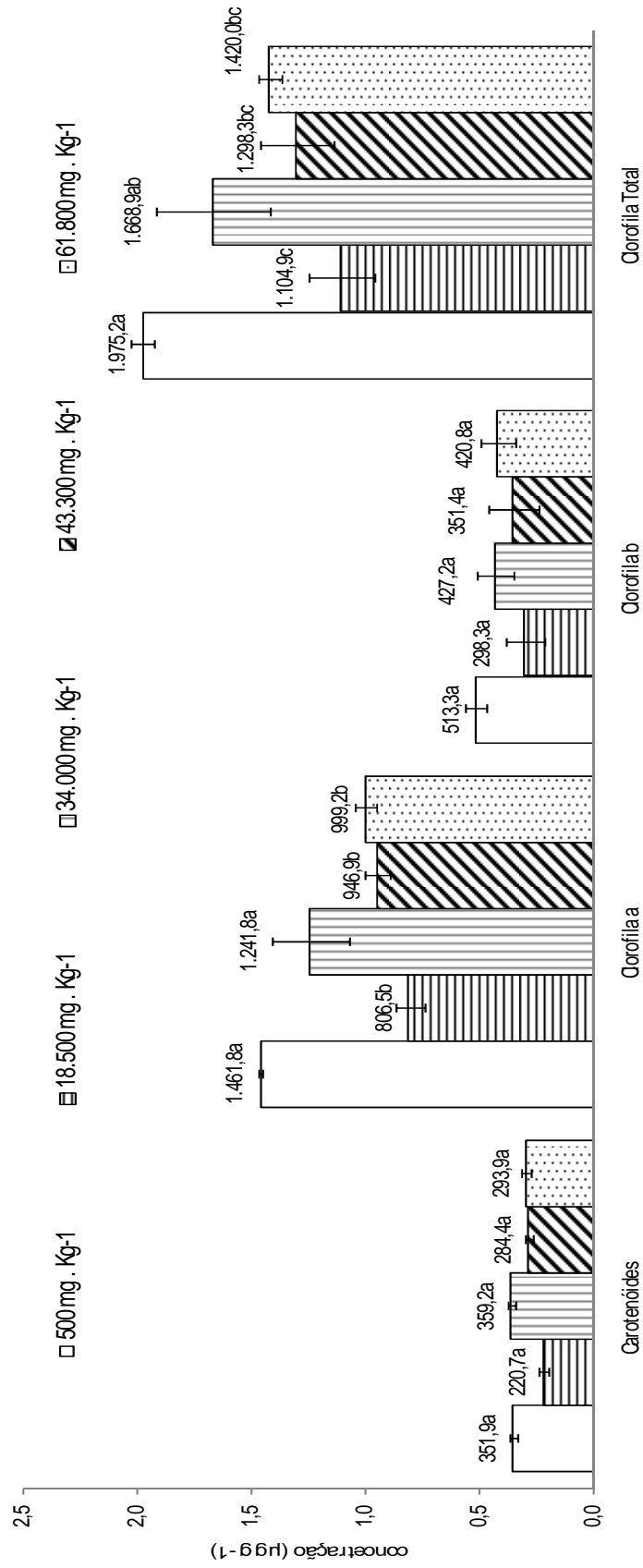


Figura 7 – Pigmentos fotossintéticos de *Vicia faba* em solo não contaminado com óleo mineral isolante usado (TPH=500 mg.kg⁻¹), solo contaminado com 2,5% (TPH = 18.500 mg. kg⁻¹), 5% (TPH = 34.000 mg. kg⁻¹), 7,5% (TPH = 43.300 mg. kg⁻¹) e 10% (TPH = 61.800 mg. kg⁻¹) de óleo mineral usado, respectivamente. Colunas com a mesma letra não são significativamente diferentes pelo Teste Tukey (p>0,0005)

modificar o conteúdo de nutrientes nas plantas (WYSZKOWSKI e WYSZIKOWSKA, 2005). Segundo EKUNDAYO *et al.* (2001) o aumento do carbono oriundo dos hidrocarbonetos aumenta a concentração de metais pesados e este aumento pode ser devido à presença de íons no solo acrescidos de metais oriundos dos contaminantes.

A análise de variância para os teores de Zn, Cu e Mn (bem como os valores do qui-quadrado referentes ao teste Bartlett) são mostrados na tabela 9 do Anexo. As plantas que cresceram no solo contaminado com 2,5%, 5% e 7,5% apresentaram um aumento no teor de Zn e Mn quando comparadas com as plantas do controle. O Mn diferiu estatisticamente ($p > 0,05$) nas plantas que cresceram em solo contaminado com 10% de OMLu, em relação às plantas que cresceram no solo controle Para o Zn os resultados mostram uma diferença significativa ($p > 0,05$) entre as plantas que cresceram no solo contaminado com 10% de OMLu, em relação às plantas que cresceram no solo com 7,5% de OMLu (Tabela 2), enquanto que Cu não foi observado diferenças significativas ($p > 0,05$).

Tabela 2 - Concentração de nutrientes (mg.kg^{-1}) nas folhas de *Vicia faba* crescendo 30 dias em solo com diferentes níveis de contaminação com OMLu. Valores representam a media de 3 repetições \pm desvio padrão. (solo não contaminado=500 mg kg^{-1} ; 2,5% de OMLu= 18500 mg kg^{-1} ; 5% de OMLu= 34000 mg kg^{-1} ; 7,5% de OMLu= 43000 mg kg^{-1} e 10% de OMLu= 61800 mg kg^{-1})

Tratamento	Zinco	Cobre	Manganês
0%	330,0 \pm 43,3ab	7,4 \pm 1,9a	206,7 \pm 75,9b
2,50%	415,0 \pm 111,7ab	9,4 \pm 2,5a	348,3 \pm 58,4ab
5%	426,7 \pm 150,1 ab	9,7 \pm 2,2a	375 \pm 152,1ab
7,50%	518,3 \pm 101,0a	10,9 \pm 4,6a	523,3 \pm 110,6a
10%	233,3 \pm 70,9 b	9,2 \pm 1,6a	267,7 \pm 32,5ab

Medias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Tuckey.

O zinco é constituinte de enzimas e proteínas (TAIZ e ZEIGER, 1988) e os teores encontrados nas plantas que cresceram nos solos contaminados com óleo mineral isolante, foram em media de 20% superiores aos teores encontrados nas plantas do solo não contaminado (Tabela 2). De um modo geral, deficiência de Zn ocorre quando a concentração nas folhas é menor que

20 mg.kg⁻¹, níveis normais encontram-se entre 25-250 mg.kg⁻¹ e níveis tóxicos acima de 400 mg.kg⁻¹ (DRESCHSEL e ZEH, 1991; MATTIAZZO-PREZOTTO, 1994). Os teores encontrados nas folhas de *Vicia faba* em solo contaminado com 2,5%, 5% e 7,5% de óleo mineral isolante foram maiores que 400 mg.kg⁻¹, o que pode ser considerado tóxico para as plantas. As plantas que cresceram no solo contaminado com 10% de OMLu apresentaram redução de 30% no teor de Zn, quando comparadas com as plantas do solo não contaminado (Tabela 2).

O Manganês é um elemento essencial para as plantas e esta envolvido na ativação de enzimas e produtos decorrentes da fotossíntese, como a oxidação do oxigênio a partir da água (MARSCHNER, 1995), porém tornam-se tóxicos em concentrações superiores a 500 mg.kg⁻¹(MARTINS, 2001). Alguns pesquisadores observaram um baixo crescimento de plantas em solo contaminado com petróleo devido à toxidez de Mn (MORRIS, 1948; AMADI *et al.*, 1993; 1996) e *Vicia faba* apresentou um aumento significativo no teor deste nutriente, em média de 83%, no solo contaminado com óleo mineral (Tabela 2), sendo que para as plantas presentes no solo contaminado com 7,5% de OMLu, o aumento chegou a 153% em relação aos teores de manganês presente nas plantas do solo controle, apresentando níveis tóxicos para as plantas deste tratamento. A entrada de manganês nas plantas ocorre principalmente por via radicular e em algumas espécies de plantas é estimulada pela presença de microrganismos (MARTINS, 2001). Sabe-se que a presença de hidrocarbonetos estimulam atividade dos microrganismos do solo (SANTOS, 2006). Por outro lado, altas concentrações de hidrocarboneto pode ter diminuído a quantidade de microrganismos no solo contaminado com 10% de óleo mineral, explicando o decréscimo nos teores de Mn e Zn nas plantas que cresceram neste solo. Os altos teores de Zn e Mn, encontrados nas plantas do solo contaminado, podem estar relacionados com a maior disponibilidade desse nutriente no solo e/ou ao potencial genético da espécie de acumular estes metais. *Vicia faba* apresentou potencial de acumulação destes nutrientes, o que também foi observado por RASHED e AWADALLAH (1997).

Segundo SOUZA (1999), a presença de borras do petróleo no solo reduziu o teor de Cu em várias mudas de espécies arbóreas, porém não foi

encontrado nenhum relato na literatura sobre o efeito do Cu sobre plantas em solos contaminados com óleo mineral isolante, sendo que para este nutriente também não foi observado diferenças significativas ($p < 0,05$).

5. CONCLUSÃO.

Vicia faba é uma espécie sensível ao óleo mineral isolante usado, pois apresentou sinais de estresse como: redução no crescimento, biomassa e teores de clorofila *a*.

A acumulação de Zn e Mn nas plantas que cresceram em solo contaminado mostra que, provavelmente a maior disponibilidade do nutriente nesse solo influencia sua acumulação pelas plantas, podendo ocorrer em níveis tóxicos, como foi observado para manganês.

Apesar de existirem poucas informações sobre o efeito do solo contaminado com óleo mineral isolante sobre as plantas, nossos resultados evidenciam que *Vicia faba* pode ser uma espécie bioindicadora de solos contaminados com hidrocarbonetos. Além disso, apresenta uma base para correlacionar o grau de contaminação e o efeito sobre a planta, bem como reforçar a utilização dos teores de clorofila *a* como um indicador de poluição ambiental.

Os dados apresentados abrem espaço para uma nova área de pesquisas visando entender o comportamento das plantas frente à condições de estresse hídrico, anaerobiose, alteração da temperatura do solo, dentre outros fatores, os quais as plantas podem estar submetidas em locais contaminados com hidrocarbonetos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

ACHUBA, F. The effects of sublethal concentrations of crude oil on the growth and metabolism of cowpea (*Vigna unguiculata*) seedlings. **The Environmentalist**, 26:17-20, 2006.

ADAM, G.; DUNCAN, H. The effect of diesel fuel on common vetch (*Vicia sativa* L.) plants. **Environ. Geochem. Health**, 25:123-130, 2003.

AGRAWALL, S. B. Effect of supplemental UV-B radiation of photosynthetic pigment, protein and glutathione contents in green algae. **Environmental and Experimental Botany**, 32 (2): 137-143, 1992.

AMADI, A, DICKSON, A. A.; MAATE, G. O. Remediation of soil Polluted soils: 1. Effect of organic and inorganic nutrient supplements of performance of maize (*Zea may L.*). **Water, Air and soil Pollution**, Ontario, v.66, v.1-2, p.59-76, 1993.

APRILL, W.; SIMS, R. C. Evaluation of the use of prairie grasses for stimulating polycyclic aromatic hydrocarbon treatment in soil. **Chemosphere**, 20: 253-265, 1990.

BAJRACHARYA, D. **Experiments in Plant Physiology- a laboratory manual**. New Delhi: Narosa Publishing House, 1999. 186p.

BAKER, J. M. The effects of oils on plants. **Environmental Pollution**, London, v. 1, n.1, p. 27-44, 1970.

BARNETT N. M. e NAYLOR A. W. Amino acid and protein metabolism in Bermuda grass during water stress. **Plant Physiol.**, pp. 1222–1230, 1966.

BENINCASA, M. M. P. **Análise de crescimento de plantas: noções básicas**. Jaboticabal: FUNEP, 2003. 41p.

BIELLA, C.A.; SILVA, D.E. **Processos de secagem de transformadores**. São Paulo: CESP/CEM, 1986.

BOSSERT, J.; BARTHA, R. Plant growth in soils with a history of oily sludge disposal. **Soil Sci.**, Philadelphia, v. 140, n.1, p. 75-77, 1985.

BRASTRAFO & FLUIDEX. Óleo mineral isolante. Disponível em: <<http://www.brastrafo.com.br/laboratorio.php>>. Acesso em: 09 abril 2007.

CHUPAKHINA, G.N.; MASLENNIKOV, P.V. Plant adaptation to oil stress. **Russian J. of Ecology**, 35:290-295, 2004.

CHAÎNEAU, C.H.; MOREL, J.L. AND OUDOT, J. Phytotoxicity and plant uptake of fuel oil hydrocarbons. **J. Environ. Qual.**, Madison, v. 26, n.6, p.1478-1483, 1997.

COPEL < www.funcoge.org.br >. Acesso em 17/10/2007

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, D. E.; ANDERSON, T. A. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Adv. Agron.**, New York, v. 56, p. 55-114, 1996.

DAVIS, L.C.; BANKS, M.L.; SCHWAB, A.P.; MURALIDHARAN, N.; ERICKSON, L.E.; TRACY, J.C. Plant based bioremediation. In SIKDAR, S.C.; IRVINE, R.L.. **Bioremediation. Basel-Switzerland: Technomics**, 1996. p.183-219.

DMUCHOWSKI e BYTNEROWICZ, 1995. Monitoring environmental pollution in Poland by chemical analysis of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles. **Environ. Pollut.**, pp. 87–104. 1995

DRECHSEL, P.; ZECH, W. Foliar nutrient levels of broad-leaved tropical trees: a tabular review. **Plant and Soil, Rotterdam** v.131, n.1, p. 29-46, 1994.

EKUNDAYO, E. O.; EMEDE, T. O.; OSAYANDE, D.I. Effects of crude oil spillage on growth and yield of maize (*Zea mays* L.) in soils of midwestern Nigeria. **Plant Foods for Human nutrition**, Rotterdam, v. 56, n.4, p. 313-324, 2001.

ENGEL, V. L.; POGGIANI, F. Estudo da concentração de clorofila nas folhas e seu espectro de absorção de luz em função do sombreamento em mudas de quatro espécies florestais nativas. **Rev. Bras. Fisiol. Vegetal**, 3: 39-45, 1991.

FARKAS, E.; LOKOS L. e VERSEGHENY, K. Lichens as indicators of air pollution in the Budapest agglomeration. **Acta Bot. Hungarica**, pp. 45–68, 1985.

GALDINO, C. A. B.; SANTOS, E. M. dos; PINHEIRO, J. I.; MARQUES JR., S. & RAMOS, R. E. B. Passivo ambiental das organizações: uma abordagem teórica sobre avaliação de custos e danos ambientais no setor de exploração de petróleo. **ENEGEP**, 2002.

GALEGOS MARTÍNEZ, M.; GÓMEZ SANTOS, A.; GONZÁLES CRUZ, L.; MONTES DE OCA GARCÍA, M. A.; YANEZ TRUJILLO, L.; ZERMENO EGUIALIZ, J. A.; GUTIÉRREZ-ROJAS, M. Diagnostic and resulting approaches to restore petroleum contaminated soil in a Mexican tropical swamp. **Water Sci. Technol.**, Washington, v. 42, n.5-6, p. 377-384, 2000.

GREEN, B. T.; WIBERG, C. T.; WOODRUFF, J. L.; MILLER, E. W.; POAGE, V. L.; CHILDRESS, D. M.; FEUINER, J. A.; PROSCH, S. A.; RUNKEL, J. A. WANDERCHEID, R. L.; WIERMA, M. D.; YANG, X.; CHOE, H. T.; MERCURIO, S. D. Phytotoxicity observed in *Tradescantia* correlates with diesel fuel contamination in soil. **Environ. and Exper. Bot.**, 36: 313-321, 1996.

GRODZINSKA, K. Mosses as bioindicators of heavy metal pollution in Polish National Parks. **Water, Air Soil Pollut.**, pp. 83–97, 1978.

GRODZINSKA K. E KAZMIERCZAKOWA R. Heavy metal content in the plants of Cracow parks. **Bull. Acad. Pol. Sci., Ser. Biol.**, pp. 227–234, 1977.

GUDIN, C.; SYRATT, W. J. Biological aspects of land rehabilitation following hydrocarbon contamination. **Environmental Pollution**, London, v. 8, n.1,p.107-112, 1975.

HERTZ, J., SCHMID. I., E THOENI, L. Monitoring of heavy metals in airborne particles by using mosses collected from the city of Zurich. **Int. J. Environ. Anal. Chem.**, pp. 1–12, 1984.

HOU, F. S. I.; MILKE, M. W.; LEUNG, D. W. M.; MacPHERSON, D. J. Variations in phytoremediation performance with diesel-contaminated soil. **Environmental Technology**, London, v. 22, n.2, p. 215-222, 2001.

HUTCHINSON, T.C.; FREEDMAN, A. Effects of Experimental crude oil spills on subarctic boreal forest vegetation near Norman Wells, N.W.T., Canada. **Can. J. Bot.**, Guelph, v. 56, n.12, p. 2424-2433, 1978.

HURTIG, A. K.; SAN SEBASTION, M. Geographical differences in cancer incidence in the Amazon basin of Ecuador in relation to residence near oil fields. **Int. J. Epidemiol.**, Bristol v.31, n.5, p. 1021-1027, 2002.

HUTCHINSON, S. L.; BANKS, M. K.; SCHWAB, A. P. Phytoremediation of aged petroleum sludge: Effects of inorganic fertilizer. **J. Environ. Qual.**, 30(2): 395-403, 2001.

HUTTUNEN, S., LAINE, K. E TROVELA, H. Seasonal sulphur contents of pine needles as indices of air pollution. *Ann. Bot. Fennici*, pp. 343–359, 1985.

HSIAO T.C. Plant response to water stress. **Ann. Rev. Plant Physiol**, pp. 519–570, 1973.

JONER, E. J.; LEYVAL, C. Phytoremediation of organic pollutants using mycorrhizal plants: a new aspect of rhizosphere interactions. **Agronomie**, Dijon, v. 23, n.5-6, p. 495-502, 2003.

JÚNIOR, G. E. DA L.; NETO, J. M. G; NETO, J. M. M. Adsorbing action of bauxite on new insulating oil, **Quím. Nova**, vol .28 no.3 São Paulo May/June 2005.

KANAYA, N.; GILL, B. S.; GROVER, I.S.; MURIN, A.; OSIECKA, R.; SANDHU, S.S.; ANDERSON, H. C. *Vicia faba* chromosomal aberration assay. **Mutat. Res.**, 310:231-247, 1994.

KECHAVARZI, C.; PETTERSSON, K.; LEEDS-HARRISON, P.; RITCHIE, L.; LEDIN, S. Root establishment of perennial ryegrass (*L. perenne*) in diesel contaminated subsurface soil layers. **Environmental Pollution**, 145(1): 68-74, 2007.

KIRK, J. L.; KLIRONOMOS, J. N.; LEE, H.; TREVORS, J. T. Phytotoxicity assay to assess plant species for phytoremediation of petroleum-contaminated soil. **Bioremediation J.**, Philadelphia, v. 6, n.1, 57-63, 2002.

KNABE, W. Monitoring of air pollutants by wild life plants and plant exposure: Suitable bioindicators for emission types. In: Steubing, L.; Jager, H.J., eds. Monitoring of air pollutants by plants. The Hague: **W. Junk Publishers**; 1982: 59-72.

LI, X.; FENG, Y.; SAWATSKY, N. Importance of soil-water relations in assessing the endpoint of bioremediated soils. **Plant soil**, 192: 219-226, 1997.

LIN, Q.; MENDELSSOHN, I.A. A comparative investigation of the effects of South Louisiana Crude oil on the vegetation of fresh, brackish, and salt marshes. **Marine Pollution Bulletin**, 32 (2):202-209, 1996.

LIPSTEIN, R.A.; SHAKNOVICH, M.I. **Transformer oil**. 2^a Ed. Jerusalem: Program for scientific translations, 1970. 275p.

LISTE, H.H.; ALEXANDER, M. Accumulation of phenanthrene and pyrene in rhizosphere soil. **Chemosphere**, 40:11-14, 2000.

MA, T. H. *Vicia* cytogenetic tests for environmental mutagens. A report of the US Environmental Protection Agency Gene-Tox Program, **Mutat. Res.**, 55, 165-95, 1982.

MAKINEN, A. Use of *Hylocomium splendens* for regional and local heavy metal monitoring around a coal fired power plant in southern Finland. In: **Symp. Biol. Hungraica**, pp. 777–794, 1987.

MALALLAH, G.; AFZAL, M.; GULSHAN, S.; ABRAHAM, D; KURIAN, M. AND DHAMI, M.S.I. *Vicia faba* as a bioindicator of oil pollution. **Environmental Pollution**, London, v.92, n.2, p.213-217, 1996.

MALALLAH, G.; AFZAL, M.; KURIAN, M.; GULSHAN, S.; DHAMI, M. S. I. Impact of oil pollution on some desert plants. **Environ. International**, 24: 919-924, 1998.

MARRENCO, R. A.; LOPES, N.F. Fisiologia Vegetal – Fotossíntese, Respiração, Relações Hídricas e Nutrição Mineral. Viçosa: **Editora UFV**. 2005. 451p.

MARTINS DE SOUZA, M.S. Métodos analíticos para lubrificantes e isolantes. Disponível em: <<http://www.quimica.com.br/revista/qd382/oleos3.htm>>. Acesso em: 09 abril 2007.

MARTINS, I. (2001); LIMA, I. V. de; Ecotoxicologia do manganês e seus compostos, **Centro de Estudos Ambientais**; Salvador – 2001.

MASCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**, 2nd Ed. Academic Press, London, 1995.

MATTIAZZO-PREZZOTO, M. E. **Comportamento de cobre, cádmio, cromo, níquel e zinco adicionados à solos de clima tropical e diferentes valores de pH**. Piracicaba, 1994. 197f. Tese (livre docência) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

MERKL, N.; SCHULTZE-KRAFT, R.; INFANTE, C. Phytoremediation in the tropics- The effect of crude oil on the growth of tropical plants. **Bioremediation J.**, 8:177-184, 2004.

MERKL, N.; SCHULTZE-KRAFT, R.; INFANTE, C. Phytoremediation in the tropics – influence of heavy crude oil on root morphological characteristics of graminoids. **Environmental Pollution**,138 (1):86-91, 2005b.

MORLEY, C. P.; MAINWARING, K. A.; DOERR, S. H.; DOUGLAS, P.; LLEWELLYN, C.T.; DEKKER, L.W. Organic compounds at different depths in a sand soil and their role in water repellency. **Australian Journal of Soil Research**, 43 (3): 239-249, 2005.

MORRIS, H. D. The soluble manganese content of acid soils and its relation to the growth and manganese content of sweet clover and bespedeza. **Soil Science Soc. Amer. J.**, Urbana, v. 13, n.5, p. 1362, 1948.

MIKKELSEN, T.N. DODELL, B. E LUTZ, C. Changes in pigment concentration and composition in Norway spruce induced by long-term exposure to low levels of ozone. **Environ. Pollut.** pp. 197–205, 1995.

MYERS, S.D.; KELLY, J.J. PARRISH, R.H. A guide to transformer maintenance. Ohio: **Transformer Maintenance Institute**, 1982. p. 830.

NUNES JUNIOR, J.L.; GALDEANO, C.A.; CAMPOS, E.A. Secagem da parte ativa de transformadores de potência, energizados, utilizando filtros absorvedores de água. Disponível em: <<http://www.avimach.com.br/eletrica/epte.html>>. Acesso em: 01 nov. 2007.

NUORTEVA, P.; AUTIO, S.; LEHTONEN, J. ; LEPISTO, A.; OJALA, S.; SEPPANEN, A.; TULISALO, E.; VEIDE, P.; VIIPURI J. E WILLAMO, R. Levels of iron, aluminium, zinc, cadmium and mercury in plants growing in the surroundings of an acidified and a non-acidified lake in Espoo, Finland. **Ann. Bot. Fennici**, pp. 333–340, 1986.

OLSON, P.E.; REARDON, K.F.; PILON-SMITS E.A.H. Ecology of rhizosphere bioremediation. In: McCUTCHEON, S.C.; SCHNOOR, J.L. **Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants**. New York: Wiley, 2003, p. 317- 54.

OPLINGER, E. S; PUTNAM, D. H.; Doll, J. D. e COMBS, S. M. Fieds crops manual – Publicação Técnica. Disponível em: <http://www.hort.purdue.edu/newcrop/afcm/index.html> Acesso em 18 dez. 2007

PAKARINEN, P.; MAKINEN, A. E RINNE, J.K. Heavy metals in *Cladonia arbuscula* and *Cladonia mitis* in eastern Fennoscandia. **Ann. Bot. Fennici**, pp. 281–286, 1978.

PENNWALT, S.A. Secagem a alto vácuo de transformadores a óleo em campo – Publicação Técnica. Disponível em: <www.cteep.com.br/informacoes/centro_inf_ref/congre_semi/sims/Arquivos/36.doc>. Acesso em: 01 nov. 2007.

QUI, X.; SHAH, S.I.; KENDALL, E.W.; SORENSON, D.L.; SIMS, R.C.; ENGELKE, M.C. Grass-enhanced bioremediation for clay soils contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons. In: ANDERSON, T.A.; COATS, J.R. **Bioremediation through rhizosphere technology**. Washington: Am. Chem. Soc. 1994. p. 142-157.

RASHED, M.N. ; AWADALLAH, R.M. Trace elements in faba bean (*Vicia faba* L.) plant and soil as determined by atomic absorption spectroscopy and ion selective electrode. **John Wiley & Sons Limited**, v. 77 n.1, p. 18-24, 1998.

RASKIN, I.; KUMAR, P.B.A.N.; DUSHENKOV, S.; SALT, D,E. Bioconcentration of heavy metals by plants. **Curr. Opinion in Biotechnology**, 5: 285–290, 1994.

REIS, J.C. Environmental control in petroleum Engineering. Houston: **Gul Prof. Publ.**, 1996. 400p.

REILLEY, K.A.; BANKS, M.K.; SCHWAB, A.P. Dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere. **J. Environ. Qual.**, 25: 212-219, 1996.

RENTZ, J.A.; CHAPMAN, B. ALVAREZ, P.J.J; SCHNOOR, J.L. Stimulation of hybrid poplar growth in petroleum-contaminated soils through oxygen addition and soil nutrient amendments. **Int. J. Phytorem., Amherst** v.5, n.1, p. 57-62, 2003.

RIBEIRO JUNIOR, RODRIGUES DE SÁ, A.L.C.; NEPOMUCENO, P.R. Avaliação do grau de polimerização antes e após secagem de transformadores em fábrica. **Centrais Elétricas de Goiás S/A**. Disponível em: <http://www.xviisnptee.com.br/acervo_tecnico/memoria/1997/arquivos/13GEM2_2.p_df>. Acesso em: 09 nov. 2007.

ROY, J. L.; MCGILL, W. B.; LOWEN, H. A.; JOHNSON, R. L. Relationship between water repellency and native and petroleum-derived organic carbon in soils. **J. Environ. Qual.**, 32 (2): 583-590, 2003.

RUHLING, A.; L. RASMUSSEN, L.; K. PILEGAARD, K.; A. MAKINEN A. E STEINNES, E. Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985—monitored by moss analysis. **Nord**, pp. 1–10, 1987.

SANDHU, S.S.; DE SERRES, F.J.; GOPALAN, H. N. B.; GRANT, W.F.; VELEMINSKY, J.; BECKING, G. Status report of the international programme of chemical safety: collaborative study on plant test system. **Mutat. Res.**, 257:19-28, 1991.

SANTOS, G. DE O. **Crescimento, nutrição e estrutura do lenho juvenil de três espécies florestais com potencial de fitorremediação em solos contaminados com petróleo**. Curitiba, 2006. 195f Tese (Doutorado em Engenharia florestal)- Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

SALT, D.E.; BLAYLOCK, M.; KUMAR, N.P.B.A.; DUSHENKOV, V.; ENSLEY, B.D. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. **Biotechnology**, 13:468–474, 1995.

SCHWAB, A. P.; BANKS, M. K. Biologically mediated dissipation of polyaromatic hydrocarbons in the root zone. In: ANDERSON, T.A.; COATS, J.R. **Bioremediation through rhizosphere technology**. Washington: American Chemical Society, 1994. 216p.

SCHNOOR, J.L.; LICHT, L.A.; MCCUTCHEON, S.C.; WOLFE, N.L.; CARREIRA, L.H. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. **Environ. Sci. Technol.**, 29: 318-323, 1995.

SERCAMP TRANSFORMADORES. Disponível em:
<www.sercamp.com.br/centro.html>. Acesso em: 19/10/2007.

SERRAJ, R.; VALDEZ, V.; DENISON, R.F.; SINCLAIR, T.R. Involvement of ureides in nitrogen fixation inhibition in soybean. **Plant Physiology**, v.119, n.1, Rockville, p.289-296, 1999.

SIEMIATYCKI, J.; DEWAR, R.; NADON, L.; GERIN, M.; RICHARDSON, L.; WACHOLDER, S. Associations between several sites of cancer and twelve petroleum-derived liquids. Results from a case referent study in Montreal. **Scandinavian Journal of Work, Environment and Health**, 13 (6):493-504, 1987.

SIEFERMANN-HARMS, D. The light harvesting and protective functions of carotenoids in photosynthetic membranes. **Physiol. Plant.**, 69(3): 561-568, 1987.

SOUZA, S. L. **Revegetação de área de biorremediação contaminada por resíduos oleosos de petróleo**. Curitiba, 1998, 101 f. Tese (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade Federal do Paraná, Brasil.

STULGYS, P. Tecnologia em filtração de óleo isolante – seminário técnico a clientes, 1998. Disponível em:
<www.cteep.com.br/informacoes/centro_inf_ref/congre_semi/sims/Arquivos/36.doc>. Acesso em: 01 nov. 2003.

SPRIGGS, T.; BANKS, M.K. SCHWAB, P. Phytoremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Manufactured Gas Plant-Impacted Soil. **J. Environ. Qual.**, 34: 1755-1762, 2005.

SIEFERMANN-HARMS, D. The light harvesting and protective functions of carotenoids in photosynthetic membranes. **Physiol. Plant.**, Lund, v.69, n.3, 561-568, 1987.

SIMS, R. C. Soil remediation techniques at uncontrolled hazardous waste sites: a critical review. **J. Air Waste Manag. Assoc.**, Pittsburgh, v. 40, n.5, p.704-732, 1990.

STEWART G. R. E LARHER ,F.; Accumulation of amino acids and related compounds in relation to environmental stress. In: B.J. Mifflin, Editor, **The Biochemistry of Plants, Vol. 5: Amino Acids and Derivatives**, Academic press, New York, pp. 609–635, 1980.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Plant Physiology** 2 ed. Sunderland: Sinauer Associates, Inc Publishers. 1998. 792p.

TERRIM, M. **Tratamento de transformadores e reatores**. São Paulo: CESP/CEM, 1988.

THOMAZ , S. M., LIMA I. A. DE, ROMANO C. A. Aspectos sobre a responsabilidade ambiental e tratamento de resíduos de óleo isolante mineral de energia elétrica no Sul do Brasil: um estudo de caso; **IX Simpósio do professor civilizador**. Ponta Grossa, 2004

TISCHER, R.; HÜBNER, T. Model trials for phytoremediation of hydrocarbon contaminated sites by the use of different plant species. **Int. J. Phytorem.**, 4: 197-203, 2002.

UDO, E. J.; FAYEMI, A. A. A. The effect of oil pollution of soil on germination, growth and nutrient uptake of corn. **J. Environ. Qual.**, 4: 537-540, 1975.

VASUDEVAN, N.; RAJARAM, P. Bioremediation of oil sludge-contaminated soil. **Environ. International**, 26: 409-411, 2001.

XU J.C.; JOHNSON, R.L.; YEUNG , P.Y.; WANG, Y. Nitrogen transformation in oil contaminated, Bioremediated, solvent-extracted and uncontaminated soils. **Toxicol. Environ. Chem.**, 47: 109-118, 1995.

WATKINS, J.W.; SORENSON, D.L.; SIMS, R.C. Volatilization and mineralization of naphthalene in soil-grass microcosms. In: ANDERSON, T.A.; COATS, J.R. **Bioremediation through rhizosphere technology**. Washington: Am. Chem. Soc., 1994. p. 123-131.

WHITE JR., P. M.; WOLF, D. C.; THOMA, G.J.; REYNOLDS, C.M. Phytoremediation of alkylated polycyclic aromatic hydrocarbons in a crude oil contaminated soil. **Water, Air and soil pollution**, Ontario, v.169, n.1-4, p. 207-220, 2006.

WYKROTA, R. **Poli (estireno-divinilbenzeno) funcionalizado na regeneração de óleo mineral isolante envelhecido: remoção de produtos de oxidação**, Curitiba. 2004. Tese (Mestrado em Química) – Universidade Federal do Paraná, Brasil.

WYSZKOWSKI, M.; WYSZKOWSKA, J.; ZIÓLKOWSKA, A. Effect of soil contamination with diesel oil on yellow lupine yield and macroelements content. **Plant Soil Environ.**, Olsztyn, v.50, n.2, p. 218-226, 2004.

ANEXO

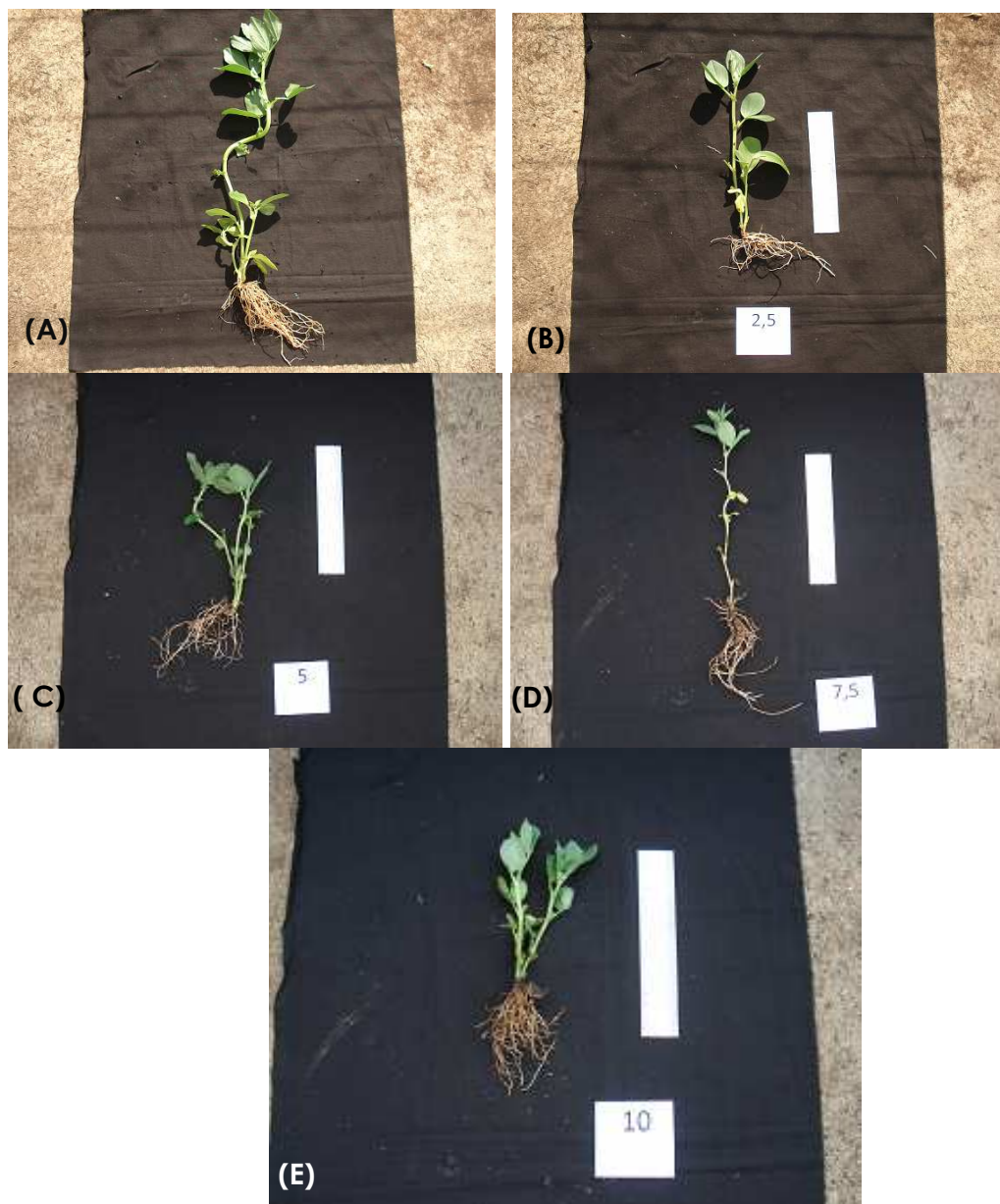


Figura 1 – Mudanças de *Vicia faba* que cresceram 30 dias em solos com diferentes níveis de concentração de OMIu. (A) - solo controle= 500 mg kg^{-1} ; (B) - 2,5% de OMIu= 18500 mg kg^{-1} ; (C) - 5% de OMIu= 34000 mg kg^{-1} ; (D) - 7,5% de OMIu= 43000 mg kg^{-1} e (E) - 10% de OMIu= 61800 mg kg^{-1} .



Figura 2 – Floração de *Vicia faba* que cresceram 30 dias em solo contaminado com 10% de óleo mineral isolante usado (OMlu).

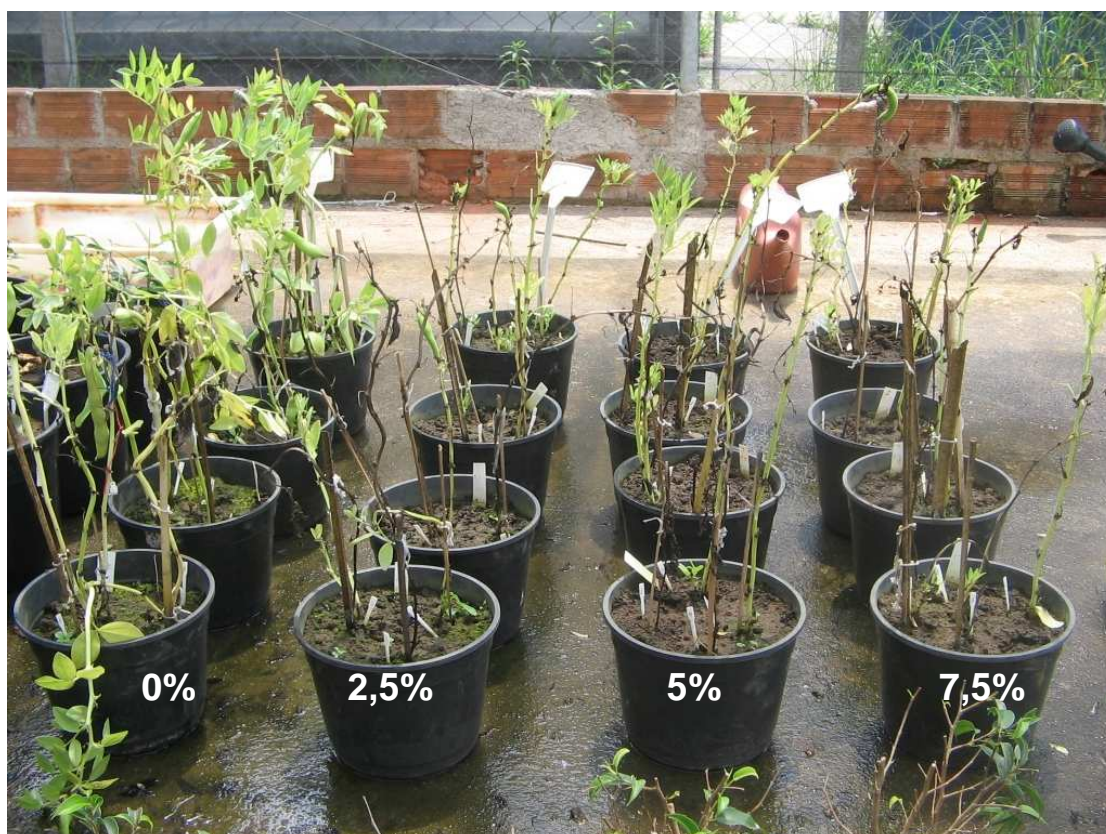


Figura 3 – Visão geral de *Vicia faba* que cresceram 90 dias em solos com diferentes níveis de concentração de OMIu (solo controle=500 mg kg⁻¹; 2,5% de OMIu= 18500 mg kg⁻¹; 5% de OMIu= 34000 mg kg⁻¹; 7,5% de OMIu= 43000mg kg⁻¹ e 10% de OMIu= 61800 mg kg⁻¹).



Figura 4 - Plantas de *Vicia faba* que cresceram 90 dias em solos com diferentes níveis de concentração de OMIu. (A) - solo controle=500 mg kg⁻¹; (B) - 2,5% de OMIu= 18500 mg kg⁻¹; (C) - 5% de OMIu= 34000 mg kg⁻¹; (D) - 7,5% de OMIu= 43000mg kg⁻¹ e (D) - 10% de OMIu= 61800 mg kg⁻¹.

Tratamento	Repetição	26/jul	2/ago	9/ago	16/ago	23/ago	30/ago	6/set	13/set	20/set	27/set	4/out	11/out	18/out	25/out	
0% (TPH = 500 mg.Kg ⁻¹)	1	11,20	19,17	28,83	33,27	40,33	44,47	48,33	50,17	50,23	53,67	53,73	51,67	52,00	53,00	
	2	8,95	12,48	19,78	25,63	31,38	38,03	44,43	47,67	49,67	52,27	55,00	56,77	57,60	58,50	
	3	9,00	14,80	23,50	29,75	36,48	45,00	49,67	52,17	54,10	54,50	54,50	54,03	53,50	55,33	54,50
	4	10,38	13,13	23,10	28,43	36,05	37,67	44,17	47,50	49,27	49,70	50,33	50,33	49,83	49,60	49,67
	MÉDIA	9,88	14,89	23,80	29,27	36,06	41,29	46,65	49,38	50,82	52,53	52,53	53,28	52,94	53,63	53,92
2,5% (TPH = 18.500 mg.Kg ⁻¹)	1	7,90	12,45	16,38	20,20	25,78	29,70	33,80	35,13	35,23	35,95	35,50	42,07	42,17	42,17	
	2	9,80	16,68	22,23	27,30	31,93	34,23	38,77	40,77	42,33	43,33	44,33	44,67	45,67	44,83	
	3	10,10	18,15	27,80	32,25	36,85	44,33	48,83	50,50	51,00	51,77	52,00	50,83	52,65	52,50	
	4	8,88	15,15	21,28	23,73	30,00	36,67	39,80	41,00	40,67	40,17	46,67	46,83	36,57	35,33	
	MÉDIA	9,17	15,61	21,92	25,87	31,14	36,23	40,30	41,85	42,31	42,80	42,80	44,63	46,10	44,26	43,71
5% (TPH = 34.000 mg.Kg ⁻¹)	1	8,13	13,08	21,08	23,73	28,13	33,17	36,33	37,57	38,43	38,27	37,90	36,67	36,83	36,67	
	2	10,25	16,53	22,90	25,95	31,85	34,73	40,83	42,57	43,17	44,17	45,77	46,93	46,00	46,33	
	3	9,50	20,30	29,43	35,45	38,50	39,33	43,33	44,90	44,33	43,00	44,70	44,83	45,67	45,00	
	4	10,10	17,50	24,45	27,83	33,38	36,88	40,25	44,10	44,75	44,30	45,15	44,65	44,25	49,50	
	MÉDIA	9,49	16,85	24,46	28,24	32,96	36,03	40,19	42,28	42,67	42,43	42,43	43,38	43,27	43,19	44,38
7,5% (TPH = 43.300 mg.Kg ⁻¹)	1	9,53	13,80	18,23	20,75	24,18	26,67	31,50	33,17	33,40	34,40	34,77	34,83	35,67	35,67	
	2	9,78	16,90	26,30	29,98	33,00	39,33	43,67	46,87	47,50	48,17	47,67	47,83	50,50	50,25	
	3	9,03	13,35	19,35	22,58	27,25	32,40	35,67	36,63	39,00	38,60	38,17	38,17	41,00	37,67	
	4	7,88	12,88	18,73	22,08	26,75	30,00	32,88	34,03	33,88	33,60	33,60	33,60	35,38	38,57	39,50
	MÉDIA	9,05	14,23	20,65	23,84	27,79	32,10	35,93	37,67	38,44	38,69	38,69	38,55	39,76	40,78	40,77
10% (TPH = 61.800 mg.Kg ⁻¹)	1	7,75	13,20	18,58	23,60	28,13	33,43	36,17	37,83	38,73	38,47	38,17	38,43	39,50	40,00	
	2	7,75	10,65	14,98	17,78	20,75	26,70	29,17	32,00	32,85	31,75	32,00	33,00	40,00	40,00	
	3	7,95	13,98	23,27	27,50	31,50	34,50	37,25	37,65	38,10	37,15	36,25	34,00	35,00	35,00	
	4	5,88	8,05	11,23	21,05	27,00	32,00	33,25	34,00	34,50	33,50	33,00	33,00	36,75	0,00	
	MÉDIA	7,33	11,47	17,01	22,48	26,84	31,66	33,96	35,37	36,05	35,22	34,85	34,85	35,55	28,63	28,75

Tabela 1 – Medições de altura das plantas de *Vicia faba* durante o experimento.

Tratamento	Repetição	26/jul	2/ago	9/ago	16/08	23/ago	30/ago	6/set	13/set	20/set	(27/09)	4/out	11/out	18/out	25/out
0% (TPH = 500 mg.Kg ⁻¹)	1	4,47	4,76	4,64	5,10	5,29	5,75	5,53	5,54	5,59	5,55	5,59	5,65	5,64	5,58
	2	4,34	4,29	3,86	4,42	4,70	4,50	4,47	4,65	4,78	5,06	4,68	5,08	4,98	4,83
	3	3,70	3,81	3,93	4,48	4,69	4,86	4,95	5,31	5,21	5,29	5,25	5,14	5,11	5,16
	4	5,24	4,88	4,92	5,49	5,97	5,71	5,77	6,23	5,99	6,04	5,97	6,33	5,97	6,24
	MÉDIA	4,44	4,43	4,34	4,87	5,16	5,20	5,18	5,43	5,39	5,49	5,37	5,55	5,43	5,43
2,5% (TPH = 18.500 mg.Kg ⁻¹)	1	4,36	4,53	4,43	4,85	4,99	4,99	5,11	5,05	5,39	5,30	4,99	5,06	5,23	5,62
	2	4,41	5,03	4,34	4,64	4,98	5,44	5,30	5,78	5,34	5,26	5,55	5,71	5,32	5,61
	3	4,34	4,63	4,36	5,00	5,36	5,27	5,26	5,87	5,73	5,88	5,41	6,15	5,47	5,16
	4	3,86	3,87	4,28	4,16	4,14	4,61	4,25	5,13	4,83	4,69	5,08	4,90	5,01	4,61
	MÉDIA	4,24	4,51	4,35	4,66	4,87	5,08	4,98	5,46	5,32	5,28	5,26	5,45	5,26	5,26
5% (TPH = 34.000 mg.Kg ⁻¹)	1	4,36	5,10	4,93	5,60	5,22	4,95	4,44	5,20	5,13	4,85	4,97	5,11	4,85	4,11
	2	4,51	4,54	4,40	5,00	5,09	4,94	5,09	5,47	5,86	5,93	5,57	5,77	5,55	5,17
	3	4,63	4,37	4,89	5,00	5,27	5,79	5,87	6,64	6,40	6,49	6,64	6,43	6,55	6,88
	4	4,11	4,15	3,79	4,31	4,72	4,51	4,67	5,51	5,32	5,24	5,23	5,29	5,64	5,54
	MÉDIA	4,40	4,54	4,50	4,97	5,07	5,05	5,02	5,71	5,68	5,63	5,60	5,65	5,65	5,65
7,5% (TPH = 43.300 mg.Kg ⁻¹)	1	3,54	3,37	3,73	3,77	3,99	4,48	4,06	4,29	4,33	4,14	4,12	4,38	4,49	4,65
	2	3,96	4,20	4,72	5,02	5,43	5,56	5,77	6,20	6,17	6,20	6,07	5,95	6,43	6,08
	3	4,12	4,09	4,10	4,32	4,75	4,99	4,99	5,41	5,18	5,10	5,10	4,88	4,83	5,49
	4	3,44	3,30	3,42	3,83	4,20	4,36	4,32	4,36	4,38	4,49	4,34	4,40	4,54	5,31
	MÉDIA	3,76	3,74	3,99	4,23	4,59	4,85	4,78	5,07	5,02	4,99	4,91	4,90	4,90	5,07
10% (TPH = 61.800 mg.Kg ⁻¹)	1	4,42	4,24	4,05	4,63	4,75	5,16	5,41	5,39	5,54	5,34	5,59	6,02	5,88	6,58
	2	3,80	4,33	4,00	4,80	5,17	4,84	5,06	5,01	4,98	4,94	4,76	3,38	6,16	5,97
	3	3,62	3,81	4,26	4,78	4,90	4,28	4,63	4,85	4,98	4,87	4,75	4,00	5,13	4,73
	4	4,31	4,92	4,73	5,86	6,11	6,08	5,81	6,44	6,25	5,15	6,06	6,14	0,00	0,00
	MÉDIA	4,04	4,33	4,26	5,02	5,23	5,09	5,23	5,42	5,44	5,07	5,29	4,89	4,89	4,29

Tabela 2 – Medições do diâmetro das plantas de *Vicia faba* durante o experimento.

Tratamento	Repetição	Teor de dorofila nas folhas(mg . Kg ⁻¹)					Massa seca (g)			Área/raiz
		a	b	t	carotenoides	raiz	área	total		
0%	1	1,45107	0,50594	1,95701	0,33477	0,3262	1,0355	1,3617	3,1744	
	2	1,46232	0,47105	1,93337	0,35198	0,4791	1,4469	1,9260	3,0200	
	3	1,47216	0,56299	2,03515	0,36905	0,5381	1,5389	2,0770	2,8599	
	MÉDIA	1,46185	0,51333	1,97518	0,35194	0,4478	1,3404	1,7882	3,0181	
2,50%	1	0,80779	0,33966	1,147452	0,21564	0,5846	1,1897	1,7743	2,0351	
	2	0,86886	0,35590	1,224768	0,20296	0,4613	0,9567	1,4180	2,0739	
	3	0,74298	0,19944	0,942424	0,24343	0,7797	0,8708	1,6505	1,1168	
	MÉDIA	0,80654	0,29834	1,10488	0,22068	0,6085	1,0057	1,6143	1,7419	
5%	1	1,43851	0,51172	1,950227	0,34337	0,3752	0,6575	1,0327	1,7524	
	2	1,12908	0,35174	1,480824	0,36859	0,4935	1,0287	1,5222	2,0845	
	3	1,15784	0,41806	1,575896	0,36574	0,4555	0,9913	1,4468	2,1763	
	MÉDIA	1,24181	0,42717	1,668982	0,35923	0,4414	0,8925	1,3339	2,0044	
7,50%	1	0,92486	0,23774	1,1626	0,26963	0,5844	0,3803	0,9647	0,6508	
	2	0,90649	0,35282	1,259315	0,28201	0,4922	0,7079	1,2001	1,4382	
	3	1,00926	0,46380	1,473061	0,30155	0,3837	0,7024	1,0861	1,8306	
	MÉDIA	0,94687	0,35145	1,298326	0,28440	0,4868	0,5969	1,0836	1,3065	
10%	1	1,02480	0,33874	1,36354	0,30039	0,4394	0,8808	1,3202	2,0046	
	2	1,02996	0,43329	1,463248	0,30973	0,2966	0,6380	0,9346	2,1510	
	3	0,94284	0,49052	1,433367	0,27164	0,3022	1,0969	1,3991	3,6297	
	MÉDIA	0,99920	0,42085	1,420051	0,29392	0,3461	0,8719	1,2180	2,5951	

Tabela 3 – Relação dos dados obtidos 30 dias após o início do experimento para análise de crescimento e desenvolvimento de *Vicia faba* nos 5 tratamentos estudados.

Tabela 4 – Relação dos dados obtidos 90 dias após o início do experimento para análise da taxa de crescimento absoluto (TCA) de *Vicia faba* nos 5 tratamentos estudados.

Tratamento	total 30 dias	total 90 dias	Δ biomassa	Δ tempo	TCA (g)
0%	1,3617	4,4745	3,1128	60	0,0519
	1,9260	4,5263	2,6003	60	0,0433
	2,0770	4,6543	2,5773	60	0,0430
MÉDIAS	1,7882	4,5231	2,7348	60	0,0461
2,50%	1,7743	1,5054	-0,2689	60	-0,0045
	1,4180	1,5979	0,1799	60	0,0030
	1,6505	1,3620	-0,2885	60	-0,0048
MÉDIAS	1,6143	1,4779	-0,1363	60	-0,0021
5%	1,0327	1,4884	0,4557	60	0,0076
	1,5222	1,6607	0,1385	60	0,0023
	1,4468	1,7150	0,2682	60	0,0045
MÉDIAS	1,3339	1,6238	0,2899	60	0,0048
7,50%	0,9647	0,8078	-0,1569	60	-0,0026
	1,2001	0,9828	-0,2173	60	-0,0036
	1,0861	0,8907	-0,1954	60	-0,0033
MÉDIAS	1,0836	0,9007	-0,1830	60	-0,0032

Tabela 5 - Análise de variância dos dados referentes às variáveis de crescimento de *Vicia faba* decorridos 30 dias do início do experimento.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio							
		Δ h	Δ D	Clorofila b	Clorofila a	Clorofila total	Biomassa Seca Aérea	Biomassa Seca Raiz	Biomassa Seca Total
Tratamento	4	0,292	10,212	0,02	0,203	0,343	0,217	0,027	0,25
Erro	10	8,909	0,046	0,007	0,008	0,023	0,046	0,012	0,064
Total	14	—	—	—	—	—	—	—	—
	Coefficiente de variação (%)	30,52	16,38	20,7	8,06	10,09	22,72	23,72	17,97
	Qui-quadrado (X^2)	2,111	0,889	1,215	9,505	5,337	0,466	1,736	2,26

Tabela 6 – Relação dos dados obtidos da biomassa de *Vicia faba*, com 90 dias crescimento nos 4 tratamentos estudados.

Tratamento	Repetição	Massa seca (g)			Aérea/ raiz
		raiz	aérea	total	
0%	1	0,8168	3,6204	4,4372	4,4324
	2	0,8340	3,6405	4,4745	4,3651
	3	0,6975	3,8288	4,5263	5,4893
	4	0,7279	3,9264	4,6543	5,3941
	MÉDIA	0,7691	3,7540	4,5231	4,9202
2,50%	1	0,4592	0,9872	1,4464	2,1498
	2	0,4672	1,0382	1,5054	2,2222
	3	0,4117	1,1862	1,5979	2,8812
	4	0,4293	0,9327	1,3620	2,1726
	MÉDIA	0,4419	1,0361	1,4779	2,3565
5%	1	0,3723	1,1161	1,4884	2,9979
	2	0,4448	1,2159	1,6607	2,7336
	3	0,4605	1,2545	1,7150	2,7242
	4	0,4899	1,1414	1,6313	2,3298
	MÉDIA	0,4419	1,1820	1,6238	2,6964
7,50%	1	0,2481	0,5597	0,8078	2,2559
	2	0,1894	0,7934	0,9828	4,1890
	3	0,3651	0,5256	0,8907	1,4396
	4	0,2835	0,6379	0,9214	2,2501
	MÉDIA	0,2715	0,6292	0,9007	2,5337

Tabela 7 - Análise de variância dos dados referentes às variáveis de crescimento de *Vicia faba* decorridos 90 dias do início do experimento.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio				
		Δh	Δd	Biomassa Seca Aérea	Biomassa Seca Raiz	Biomassa Seca Total
Tratamento	3	112,51	0,191	8,087	0,173	10,559
Erro	13	5,009	0,032	0,013	0,003	0,008
Total	16	—	—	—	—	—
	Coeficiente de variação (%)	6,29	15,43	6,92	11,85	4,29
	Qui-quadrado (X^2)	5,045	0,944	1,682	2,698	0,299

Tabela 8 - Concentração de nutrientes (mg.kg^{-1}) nas folhas de *Vicia faba* crescendo 30 dias em solo com diferentes níveis de contaminação com OMLu. solo não contaminado=500 mg kg^{-1} ; 2,5% de OMLu= 18500 mg kg^{-1} ; 5% de OMLu= 34000 mg kg^{-1} ; 7,5% de OMLu= 43000 mg kg^{-1} e 10% de OMLu= 61800 mg kg^{-1})

	0% (TPH=500 mg.Kg^{-1})	2,5% (TPH=18.500 mg.Kg^{-1})	5% (TPH=34.000 mg.Kg^{-1})	7,5%(TPH=43.300 mg.Kg^{-1})	10%(TPH=61.800 mg.Kg^{-1})
Zn	305,0	325,0	420,0	460,0	310,0
	380,0	380,0	580,0	460,0	170,0
	305,0	540,0	280,0	635,0	220,0
	330,0 \pm 43,3 ab	415,0 \pm 111,7 ab	426,7 \pm 150,1 ab	518,3 \pm 101,0 a	233,3 \pm 70,9 b
Mn	125,0	400,0	275,0	420,0	300,0
	275,0	285,0	550,0	640,0	235,0
	220,0	360,0	300,0	510,0	268,0
	206,7 \pm 75,9 b	348,3 \pm 58,4ab	375 \pm 152,1 ab	523,3 \pm 110,6 a	267,7 \pm 32,5 ab
Cu	8,0	12,2	8,0	8,0	8,0
	9,0	7,4	9,0	8,6	11,0
	5,4	8,5	12,2	16,2	8,7
	7,4 \pm 1,9a	9,4 \pm 2,5 a	9,7 \pm 2,2 a	10,9 \pm 4,6 a	9,2 \pm 1,6 a

Tabela 9 - Análise de variância dos dados referentes às variáveis de nutrientes de *Vicia faba* decorridos 30 dias do início do experimento.

Fonte de variação	GL	Quadrado médio		
		Zinco	Manganês	Cobre
Tratamento	4	34830,83	43370,43	4,661
Erro	10	10425	9116,267	7,589
Total	14			
	Coefficiente de variação (%)	26,54	27,74	29,47
	Qui-Quadrado (X^2)	2,524	3,956	2,563