

RODRIGO AZEVEDO CASTRO

**TRATAMENTO DE LODO DE ESGOTO URBANO
NO SOLO COM MICRORGANISMOS DE
“*LANDFARMING*” E SUBSTRATO OLEOSO**

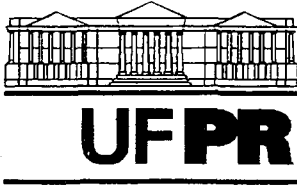
Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre, do Curso de Pós-Graduação em Agronomia - área de concentração em Ciência do Solo, Departamento de Solos do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná.

Orientador:

Prof. Dr. Francisco José Pereira de Campos Carvalho

CURITIBA

2000




MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO E DO DESPORTO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE SOLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA: CIÊNCIA DO SOLO(MESTRADO) e
MONITORAMENTO, MODELAGEM E GESTÃO AMBIENTAL(DOUTORADO)
Rua dos Funcionários, 1540-Curitiba/PR-80035-050-Fone/Fax 41-350-5648
E-mail: pgcisolo@agrarias.ufpr.br

P A R E C E R

Os Membros da Comissão Examinadora, designados pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo", para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado, apresentada pelo candidato **RODRIGO AZEVEDO CASTRO**, com o título: "**Tratamento de lodo de esgoto urbano no solo com microrganismos de Landfarming e substrato oleoso**", para obtenção do grau de Mestre em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo" do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, após haver analisado o referido trabalho e arguido o candidato, são de Parecer pela "**APROVAÇÃO**" da Dissertação com o conceito "**A**", completando assim, os requisitos necessários para receber o diploma de **Mestre em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo"**.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo", em Curitiba 14 de julho de 2000.


Prof. Dr. Francisco José Pereira de Campos Carvalho, Presidente.


Prof. Dr. Cleverson Vitorio Andreoli, Iº Examinador.


Prof. Dr. João Carlos Moreschi, IIº Examinador.



A meus pais, Ary Osvaldo Rosa Castro e Maria Alice de Azevedo Rosa Castro, pelo exemplo de vida e luta que muito serviu para a minha formação.

Meu eterno reconhecimento.

BIOGRAFIA

RODRIGO AZEVEDO CASTRO, filho de Ary Osvaldo Rosa Castro e Maria Alice de Azevedo Rosa Castro, nasceu em 26 de março de 1972, na cidade de São Paulo, Estado de São Paulo.

Em 1990, iniciou o Curso de Agronomia da Universidade Federal do Paraná, graduando-se em 17 de março de 1995.

Ingressou, em 1997, no curso de pós graduação em Engenharia Agrônômica – nível – Mestrado, na área de Biologia do Solo.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela presença constante em todos os dias e pela força para superar todas as dificuldades presentes desde o momento da decisão em realizar este curso.

Em especial quero manifestar os sinceros agradecimentos ao meu orientador Professor Francisco José Pereira de Campos Carvalho, pelos ensinamentos, pelo estímulo e pelo apoio e dedicação na orientação de meus trabalhos.

Ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Federal do Paraná, pela oportunidade na consecução do programa de mestrado.

À Petrobras – Repar, pelo incentivo proporcionado durante a realização do curso possibilitando a conclusão do trabalho.

À Sanepar, pelo auxílio no fornecimento de parte do material necessário ao desenvolvimento dos experimentos.

Aos meus amigos, pelo constante incentivo. Em especial aos colegas Durval Nascimento Neto, Claudia Martins Gonçalves, Michele Cristine Krenczynski e Sérgio Luiz de Souza.

A meus familiares, que me incentivaram nas horas difíceis de realização desta tarefa.

A todos aqueles que, de alguma maneira, contribuíram para a realização deste trabalho, minha profunda gratidão.

Sumário

Lista de Tabelas	ix
Lista de Figuras	xii
Lista de Anexos	xiii
Resumo	xv
Abstract	xvi
1 Introdução	1
2 Revisão Bibliográfica	3
2.1 Tratamento de Hidrocarbonetos no Solo.....	3
2.2 Uso de Microrganismos.....	12
2.3 Processos de Co-metabolismo.....	20
2.4 Biodegradação de Lodo de Esgoto e Outros Compostos.....	23
2.5 Respiração do Solo.....	30
3 Material e Métodos	34
3.1 Material.....	34
3.1.1 Local e Classificação do Clima e Solo.....	34
3.1.2 Área Experimental 4t, <i>Landfarming</i> e Padrão.....	34
3.1.3 Materiais para Determinação da Matéria Orgânica Total.....	35
3.1.4 Reagentes.....	35
3.1.5 Lodo de Esgoto e Substrato Oleoso.....	35
3.2 Métodos.....	35
3.2.1 Amostras de Solo.....	35
3.2.1.1 Camada Reativa do <i>Landfarming</i>	36
3.2.1.2 Experimento Preliminar.....	36
3.2.1.3 Experimento Bandejas.....	36
3.2.2 Preparo de Amostras de Solo.....	36
3.2.2.1 Montagem dos Experimentos.....	36
3.2.2.2 Determinação da Matéria Orgânica.....	37
3.2.3 Amostragem do Substrato Oleoso.....	37
3.2.4 Amostragem do Lodo de Esgoto.....	37
3.2.5 Análises de Solo, Substrato Oleoso e Resíduos Oleosos e Lodo de Esgoto...37	
3.2.5.1 Solos.....	37

3.2.5.2 Substrato Oleoso e Resíduos Oleosos.....	38
3.2.5.3 Lodo de Esgoto.....	38
3.2.6 Determinação da Respiração do Solo.....	38
3.2.7 Acompanhamento da Respiração do Solo.....	39
3.2.7.1 Experimento Preliminar.....	39
3.2.7.2 Experimento Bandejas.....	39
3.2.7.3 Experimento Curva de Doses do Lodo de Esgoto.....	39
3.2.8 Sistema de Incubação.....	39
3.2.8.1 Experimentos Preliminares, Bandejas e Curva de Doses do Lodo de Esgoto no <i>Landfarming</i>	39
3.2.9 Determinação da Degradação de Resíduos Oleosos Através da Matéria Orgânica Total.....	40
3.2.10 Análise Estatística.....	40
3.2.11 Gráficos e Planilhas.....	40
3.2.12 Correção da Umidade.....	40
3.2.12.1 Experimentos Preliminares 1, 2 e 3 e Curva de Doses do Lodo de Esgoto.....	40
3.2.12.2 Experimento Bandejas.....	40
3.2.13 Experimentos Preliminares.....	41
3.2.13.1 Curva de Doses do Lodo de Esgoto.....	41
3.2.13.2 Preliminares 1, 2 e 3.....	42
3.2.13.2.1 Experimento Preliminar 1.....	42
3.2.13.2.2 Experimento Preliminar 2.....	42
3.2.13.2.3 Experimento Preliminar 3.....	43
3.2.13.2.4 Controles.....	43
3.2.14 Experimentos Bandejas e <i>Landfarming</i>	44
3.2.14.1 Experimento Bandejas.....	44
3.2.14.1.1 Incubações.....	44
3.2.14.1.2 Controles das Incubações.....	45
3.2.14.1.3 Cálculo das Taxas de Biodegradação.....	45
3.2.14.2 Experimento <i>Landfarming</i>	47
3.2.14.2.1 Quantidade de Solo nas Células do <i>Landfarming</i>	47
3.2.14.2.2 Cálculo da Porcentagem de Matéria Orgânica Aplicada no <i>Landfarming</i>	49

3.2.14.2.3	Cálculo da Degradação.....	50
3.2.14.2.4	Cálculo da Quantidade de Matéria Orgânica Degradada.....	51
3.2.14.2.5	Cálculo da Degradação Adicional por Período.....	52
3.2.14.2.6	Cálculo da Degradação Adicional Total.....	52
3.2.14.2.7	Taxa de Aplicação (TA) e Degradação (TD) de Matéria Orgânica em Toneladas por Mês.....	52
3.2.14.2.8	Taxa de Aplicação Média (TAM) e Degradação Média (BM).....	53
3.2.14.2.9	Degradação Equivalente em Lodo de Esgoto.....	53
3.2.14.2.10	Degradação Equivalente em Lodo de Esgoto por Metro Cúbico..	54
4	Resultados e Discussão	55
4.1	Resultados das Análises dos Solos.....	55
4.1.1	Solo a4t, Camada Reativa do <i>Landfarming</i> e Solo Padrão.....	55
4.1.1.1	Análises Químicas e Físicas.....	55
4.2	Resultados da Análise do Substrato Oleoso.....	55
4.2.1	Óleos e Graxas.....	55
4.2.2	Metais Pesados.....	56
4.3	Experimentos.....	57
4.3.1	Curva de Doses do Lodo de Esgoto.....	57
4.3.2	Experimentos Preliminares 1, 2 e 3.....	59
4.3.2.1	Considerações Iniciais.....	59
4.3.2.2	Resultados.....	59
4.3.2.3	Respiração Adicional, Produção Total de CO ₂ e Taxas de Biodegradação.....	65
4.3.3	Experimento Bandejas.....	73
4.3.3.1	Considerações Iniciais.....	73
4.3.3.2	Experimento Bandejas.....	73
4.3.3.3	Respiração Total no Período do Experimento e Taxas de Biodegradação.....	77
4.3.3.4	Solo A4t e Solo Padrão.....	81
4.3.4	Experimento <i>Landfarming</i>	82
4.3.4.1	Considerações Iniciais.....	83
4.3.4.2	Porcentagens de Degradação Adicional por Período (%BAP) e Porcentagens de Degradação Adicional Total (%BAT).....	83

4.3.4.3	Taxas Médias Mensais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica.....	93
4.3.4.4	Taxas de Degradação Adicional.....	94
4.3.4.5	Equivalente em Lodo de Esgoto.....	95
5	Conclusões	96
6	Referências	98
7	Anexos	115

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Composição Média dos Lodos Aeróbicos do Estado do Paraná (porcentagem em relação ao peso seco)	38
Tabela 2 - Quantidades em Gramas de Lodo de Esgoto e Solo e as Respectivas Doses em Toneladas por Hectare.....	43
Tabela 3 - Quantidades em Gramas de Lodo de Esgoto, Solo e Inóculo do <i>Landfarming</i> e as Respectivas Doses em Toneladas por Hectare.....	43
Tabela 4 - Quantidades em Gramas de Lodo de Esgoto, Solo, Substrato Oleoso e Inóculo do <i>Landfarming</i> e as Respectivas Doses em Toneladas por Hectare.....	44
Tabela 5 - Quantidade Total de Mistura Incubada Relativa aos Tratamentos das Bandejas.....	45
Tabela 6 - Datas de Amostragem (x) nas células do <i>Landfarming</i>	47
Tabela 7 - Aplicações de Lodo de Esgoto nas Células do <i>Landfarming</i> em Toneladas.....	48
Tabela 8 - Caracterização Química dos Solos Utilizados	55
Tabela 9 - Caracterização Física dos Solos Utilizados	56
Tabela 10 - Análise de Metais do Substrato Oleoso	56
Tabela 11 - Taxas de Biodegradação Líquida, Bruta e Adicional Obtida com a Curva de Doses do Lodo de Esgoto na Camada Reativa do <i>Landfarming</i>	57
Tabela 12 - Respirações Líquida e Bruta dos Experimentos Preliminares 1, 2 e 3	60
Tabela 13 - Respiração Adicional, Total e Média, para os Experimentos Preliminares 1, 2 e 3	61
Tabela 14 - Respirações Totais, Líquidas e Brutas, para 91 Dias de Incubação e para os Experimentos Preliminares 1, 2 e 3 (valores médios).....	69
Tabela 15 - Taxas de Biodegradação dos Experimentos Preliminares 1, 2 e 3	69
Tabela 16 - Respirações Líquida e Bruta do Experimento Bandejas.....	74
Tabela 17 - Respirações Totais, Líquidas e Brutas, do Experimento Bandejas.....	78
Tabela 18 - Entrada de Carbono por Hectare para o Experimento Bandejas	78
Tabela 19 - Taxas de Biodegradação para o Experimento Bandejas	79
Tabela 20 - Porcentagens de Matéria Orgânica das Células do <i>landfarming</i>	84
Tabela 21 - Resultados Percentuais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 1	85
Tabela 22 - Resultados em Toneladas de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 1	85

Tabela 23 - Resultados Percentuais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 2	86
Tabela 24 - Resultados em Toneladas de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 2	86
Tabela 25 - Resultados Percentuais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 3	86
Tabela 26 - Resultados em Toneladas de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 3	87
Tabela 27 - Resultados Percentuais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 4	88
Tabela 28 - Resultados em Toneladas de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 4	88
Tabela 29 - Resultados Percentuais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 5	89
Tabela 30 - Resultados em Toneladas de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 5	89
Tabela 31 - Resultados Percentuais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 6	90
Tabela 32 - Resultados em Toneladas de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 6	90
Tabela 33 - Resultados Percentuais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 7	91
Tabela 34 - Resultados em Toneladas de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 7	91
Tabela 35 - Resultados Percentuais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 8	92
Tabela 36 - Resultados em Toneladas de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 8	92
Tabela 37 - Degradação (TD) e Aplicação (TA) de Matéria Orgânica em Toneladas de Matéria Orgânica/Mês x Célula.....	93
Tabela 38 - Degradação e Aplicação de Matéria Orgânica em Toneladas de Matéria Orgânica/Mês x Célula do Período Sem Lodo e do Período Total (com e sem lodo) para as Células 6 e 8.....	94

Tabela 39 - Porcentagens de Degradação Adicional Relativo ao Período com Tratamento	94
Tabela 40 - Porcentagens de Degradação Adicional das Células 6 e 8	95

Lista de Figuras

Figura 1 - Vista Geral das Oito Células do <i>Landfarming</i> da REPAR.....	48
Figura 2 - Aplicação de Lodo de Esgoto na Entrada das Células.....	48
Figura 3 - Incorporação de Resíduos Oleosos e Lodo de Esgoto.....	48
Figura 4 - Esquema de Manejo de Célula do <i>Landfarming</i>	49
Figura 5 - Curva de Doses do Lodo de Esgoto – Médias de 7 e 14 Dias.....	59
Figura 6 - Respiração Líquida para a Dose de 400 ton/ha dos Experimentos Preliminares 1, 2 e 3, Respiração do Solo a4t e Respiração Líquida do Tratamento a4tsanin07 Sem a Aplicação de Lodo de Esgoto (a4tsanin07”0”).....	62
Figura 7 - Médias das Respirações Brutas do Experimento Preliminar 1 Relativas ao Tratamento a4tsan.....	64
Figura 8 - Médias das Respirações Líquidas do Experimento Preliminar 1 Relativas ao Tratamento a4tsan.....	65
Figura 9 - Médias das Respirações Brutas do Experimento Preliminar 2 Relativas ao Tratamento a4tsanin1.....	66
Figura 10 - Médias das Respirações Líquidas do Experimento Preliminar 2 Relativas ao Tratamento a4tsanin1.....	66
Figura 11 - Médias das Respirações Brutas do Experimento Preliminar 2 Relativas ao Tratamento a4tsanin2.....	68
Figura 12 - Médias das Respirações Líquidas do Experimento Preliminar 2 Relativas ao Tratamento a4tsanin2.....	70
Figura 13 - Médias das Respirações Brutas do Experimento Preliminar 3 Relativas ao Tratamento a4tsanin07.....	71
Figura 14 - Médias das Respirações Líquidas do Experimento Preliminar 3 Relativas ao Tratamento a4tsanin07.....	72
Figura 15 - Respirações Totais para os Experimentos Preliminares 1, 2 e 3.....	72
Figura 16 - Médias das Respirações Brutas do Experimento Bandejas.....	75
Figura 17 - Médias das Respirações Líquidas do Experimento Bandejas.....	76
Figura 18 - Respirações Totais Líquida e Bruta do Experimento Bandejas.....	82

Lista de Anexos

1 Resultados da curva de doses do lodo de esgoto	116
2 Análise estatística da respiração líquida da curva de doses do lodo de esgoto	116
3 Experimentos preliminares 1, 2 e 3	117
3.1 Resultados médios de respiração líquida, bruta e adicional em mgCO ₂ /100g solo.7dias.....	117
3.1.1 Experimento preliminar 1 - a4tsan.....	117
3.1.2 Experimento preliminar 2 - a4tsanin1.....	118
3.1.3 Experimento preliminar 2 - a4tsanin2.....	119
3.1.4 Experimento preliminar 3 - a4tsanin07.....	120
3.1.5 Respiração média dos controlos para os experimentos preliminares 1, 2 e 3.....	121
3.2 Análise estatística.....	122
3.2.1 Experimento preliminar 1 - a4tsan - respiração bruta – análise das repetições a cada 7 dias.....	122
3.2.2 Experimento preliminar 1 - a4tsan - respiração líquida – análise das repetições a cada 7 dias.....	122
3.2.3 Experimento preliminar 1 - a4tsan - respiração líquida – análise das médias das repetições a cada 7 dias.....	122
3.2.4 Experimento preliminar 2 - a4tsanin1 - respiração bruta – análise das repetições a cada 7 dias.....	123
3.2.5 Experimento preliminar 2 - a4tsanin1 – respiração líquida – análise das repetições a cada 7 dias.....	123
3.2.6 Experimento preliminar 2 - a4tsanin1 - respiração líquida – análise das médias das repetições a cada 7 dias.....	123
3.2.7 Experimento preliminar 2 - a4tsanin2 - respiração bruta – análise das repetições a cada 7 dias.....	124
3.2.8 Experimento preliminar 2 - a4tsanin2 - respiração líquida – análise das repetições a cada 7 dias.....	124
3.2.9 Experimento preliminar 2 - a4tsanin2 - respiração líquida – análise das médias das repetições a cada 7 dias.....	124

3.2.10 Experimento preliminar 3 - a4tsanin07 - respiração bruta – análise das repetições a cada 7 dias.....	125
3.2.11 Experimento preliminar 3 - a4tsanin07 - respiração líquida – análise das repetições a cada 7 dias.....	125
3.2.12 Experimento preliminar 3 - a4tsanin07 - respiração líquida – análise das médias das repetições a cada 7 dias.....	125
3.2.13 Experimentos preliminares 1, 2 e 3 – Respiração líquida na dose de 400 ton/ha para os 4 tratamentos.....	126
3.3 Respiração adicional – análise estatística.....	126
3.3.1 Respiração adicional total para os experimentos preliminares 1, 2 e 3.....	126
3.3.2 Média das respirações adicionais para os experimentos preliminares.....	127
4 Experimento bandejas	128
4.1 Resultados de respiração – valores médios.....	128
4.1.1 Respiração absoluta - mgCO ₂ /7 dias.....	128
4.1.2 Respiração líquida - correção para 100 gramas de solo – mgCO ₂ /100 g solo.7 dias.....	128
4.1.3 Respiração bruta - correção para 100 gramas de solo - mgCO ₂ /100 g solo.7 dias.....	129
4.1.4 Respiração média dos controlos para o experimento bandejas.....	129
4.2 Análise estatística.....	130
4.2.1 Respiração bruta – mgCO ₂ / 7 dias.....	130
4.2.2 Respiração líquida – mgCO ₂ / 7 dias.....	130
4.2.3 Respiração bruta – correção para 100 gramas de solo – valores médios.....	130
4.2.4 Respiração líquida – correção para 100 gramas de solo – valores médios....	131
5 Porcentagem de óleo nos resíduos (%OR)	131
6 Temperatura média relativa ao respectivo período de análise por célula	131
7 Resultados de degradação (%MOCa e b) do experimento <i>landfarming</i>	132
8 Aplicação de resíduo oleoso (RO) em toneladas	133

TRATAMENTO DE LODO DE ESGOTO URBANO NO SOLO COM MICRORGANISMOS DE “*LANDFARMING*” E SUBSTRATO OLEOSO

Resumo

Um dos problemas enfrentados, atualmente, em relação ao tratamento de esgotos urbanos é a disposição final do lodo de esgoto produzido. Entre as formas de disposição final deste lodo, o sistema de *landfarming* se destaca pela minimização de impactos ambientais em relação a outras formas de disposição como a oceânica, a incineração e o uso agrícola. A disposição agrícola e a oceânica, embora permitam a ocorrência da biodegradação do lodo, implicam em contaminantes biológicos e/ou metais pesados ao meio ambiente. Por outro lado, a incineração quando realizada dentro dos padrões requeridos de emissões gasosas, não se justifica pelo alto custo envolvido. No entanto, o sistema de *landfarming* permite altas taxas de aplicação e degradação, de modo seguro e econômico. Com o objetivo de verificar a possibilidade de tratamento do lodo de esgoto da estação de tratamento de efluentes ETE-Belém com os microrganismos da camada reativa do *landfarming* da Repar, foram realizados estudos em condições de campo e laboratório. Estes estudos envolveram a aplicação de lodo de esgoto na camada reativa do *landfarming*, com determinação das melhores doses para tratamento medidas pelas curvas de doses e estudos que envolveram o tratamento de lodo de esgoto em solos não contaminados, com a adição do inóculo preparado a partir da camada reativa do *landfarming* em conjunto com substrato oleoso. As taxas de biodegradação foram determinadas através da respiração do solo e pela oxidação da matéria orgânica. Os resultados obtidos indicaram a possibilidade de tratar o lodo de esgoto com microrganismos da camada reativa do *landfarming* e necessidade da utilização de substrato oleoso para estabelecimento da biodegradação destes compostos. A viabilidade da aplicação do lodo em sistema de *landfarming* com os microrganismos foi comprovada, sendo recomendado o uso de substrato oleoso para promover as condições necessárias ao tratamento com eficiência.

TREATMENT OF THE MUNICIPAL SEWAGE SLUDGE WITH MICROORGANISMS FROM LANDFARMING AND OILY SUBSTRATE

Abstract

One of the actual problems related with municipal sewage treatments is its final disposition. Among the ways of this disposal is the *landfarming* system that comes forward by environmental impacts faced other related issues as oceanic disposal, incineration and agricultural use, although those technologies implicates on soil environmental biological contamination with heavy metals and pathogens. On the other hand, incineration when made within the required gas emission standards, does not justify itself due to the high involved costs. In contrast, *landfarming* systems allows high degradation rate in a safe and economic way. With the goal of investigate treatment possibilities of for sewage sludge of ETE-Belém with microorganisms from the reactive layer of the REPAR's *landfarming*, field and laboratory studies were performed in order evaluate optimal doses for treatment and curve doses studies with uncontamination soils with addition of inoculum, from the reactive layer of the *landfarming*, and also, oily substrate. The rates of biodegradation were determined using soil respiration methodology and by the oxidation of organic matter. The obtained results implies on the possibility of sewage sludge treatment with *landfarming* microorganisms. It was also observed the necessity of use oily substrate for maintain biodegradation of these compounds. The viability of the sludge use in the *landfarming* system with the microorganisms was confimed and oily substrate was recomend in order to promote the necessary conditions for an efficient treatment.

1 Introdução

A disposição final de resíduos sólidos, tanto os industriais quanto os provenientes do tratamento do esgoto doméstico, geralmente, acarreta riscos relativos ao meio ambiente devido as características de cada resíduo e as tecnologias utilizadas, principalmente a incineração, a disposição em aterros e a reciclagem agrícola. A primeira apresenta problemas de poluição atmosférica e do elevado custo (DEWOLF et al. (1988); RAYMOND et al. (1990), citados por CARVALHO et al., 1995). O uso de aterros, ao longo do tempo, implica em riscos para corpos hídricos e para a saúde pública (ZMIROU et al. (1994), citados por CARVALHO et al., 1995) além de dificuldades operacionais e custos, sendo uma solução problemática. A reciclagem agrícola tem o grande benefício de transformar um resíduo em um insumo agrícola que fornece matéria orgânica e nutrientes ao solo. Sua utilização, no entanto, traz riscos associados relativos ao conteúdo de elementos traço (metais pesados), nitrogênio, agentes patogênicos e problemas de odor e atração de vetores (SANEPAR, 1997). Porém, quando se consideram resíduos industriais ou provenientes do tratamento do esgoto passíveis de biodegradação, a disposição final destes pode ser realizada, de maneira segura e econômica, através do uso de *landfarming*, que pode ser definido como um sistema de tratamento de resíduos através de um processo biotecnológico, que utiliza a população microbiana do solo para a degradação destes (MEYERS e HUDDLESTON, 1979; API, 1983; AMARAL, 1988; RANGEL et al., 1988; ENGLERT et al. 1992). Grandes quantidades de resíduos de petróleo e outros materiais, tais como lodos municipais podem ser tratados simultaneamente em sistema de *landfarming* (SKLADANY e METTING, 1993). O processo de biodegradação em sistema de *landfarming* é realizado em sistema fechado, sendo adequado para tratamento de resíduos com riscos à saúde e ao meio.

Desta forma, foram realizados experimentos preliminares com dados relativos à toxicidade do lodo de esgoto da ETE – Belém para o *landfarming* da REPAR, incluídos no trabalho “Characteristics of PETROBRAS’s High Efficiency Landfarming System: New Perspective for Biodegradable Toxic Industrial Wastes”, apresentado no 3º ECO URBS – ENVIRONTECH 95, Rio de Janeiro, junho de 1995.

O presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de verificar a possibilidade de tratamento em solo da torta de lodo de esgoto, proveniente da ETE-Belém - Curitiba Pr, com microrganismos do *landfarming* da Refinaria Presidente Getúlio Vargas. Este *landfarming*

da REPAR está em operação desde outubro de 1988, e tem atingido altos níveis de biodegradação (CARVALHO et al., 1995).

Para avaliar a possibilidade de tratamento do lodo de esgoto foram realizados os experimentos descritos a seguir.

Experimento Preliminar, que envolveu testes de biodegradação “in vitro” orientados com o objetivo de comparar diferentes doses de lodo de esgoto aplicadas no solo em conjunto com substrato oleoso (slop oil) e inóculo da camada reativa do *landfarming*. O total de três tratamentos realizados (solo com lodo de esgoto, com lodo de esgoto e inóculo do *landfarming* e com lodo de esgoto, inóculo do *landfarming* e substrato oleoso), trouxe como resultado a escolha da melhor dose de aplicação de lodo de esgoto e a viabilidade da utilização de inóculo do *landfarming* com e sem substrato oleoso.

Experimento Bandejas, que envolveu as mesmas variáveis utilizadas no experimento preliminar, sendo elas: solo não contaminado, inóculo do *landfarming* da REPAR, substrato oleoso e lodo de esgoto. Foram realizados o total de tratamentos possíveis com as combinações de todas as variáveis. As doses dos resíduos e do inóculo para montagem dos tratamentos foram constantes e o trabalho foi realizado em bandejas com medidas de biodegradação “in vitro”.

Experimento *landfarming*, que teve por objetivo verificar a ação da aplicação de lodo de esgoto no *landfarming* da REPAR. As taxas de degradação foram obtidas pela determinação da perda de matéria orgânica total.

2 Revisão Bibliográfica

2.1 Tratamento de Hidrocarbonetos no Solo

O tratamento no solo conhecido como *landfarming* de acordo com a **NBR 13894 (1997)**, corresponde ao método de tratamento onde um substrato orgânico de um resíduo é degradado biologicamente na camada superior do solo.

O tratamento de resíduos no solo tem sido usado com muito sucesso para remover hidrocarbonetos de petróleo que contaminam os solos (**RAYMOND, 1976**). Durante o processo de tratamento no solo, os hidrocarbonetos são convertidos pela ocorrência natural ou pelos microrganismos nativos do solo a CO₂, água, biomassa e materiais húmicos, também citados em **GROVE (1978)**, **THOMAS e WARD (1989)** e **DINEEN et al. (1993)** que acrescentam a produção de CH₄ e sais inorgânicos. A biorremediação, considerada como uma tecnologia potencialmente barata e efetiva de limpeza, é baseada sobre a biodegradação de hidrocarbonetos em produtos não tóxicos como água e CO₂ (**SONG et al., 1990**). Muitos autores citam a existência de microrganismos capazes de utilizar hidrocarbonetos, conforme encontrado no trabalho de **BUSHNELL e HAAS (1941)**, que relatam o isolamento de organismos desde 1896. **BUSHNELL e HAAS (1941)** citam ainda que esses organismos podem ser isolados de locais como solos com óleo, tanques de sedimentação e águas de fundo de tanques de armazenamento de petróleo. Esses organismos não precisam necessariamente estar confinados nestes locais, sendo ainda encontrados em água, matéria fecal de animais, mastites e abscessos, como encontrado para espécies de *Pseudomonas*.

BOSSERT et al. (1984) estudaram o destino dos hidrocarbonetos durante a disposição de lodo oleoso no solo. Concluíram que a aplicação de lodo oleoso é rapidamente seguida por um aumento na atividade de biodegradação dos hidrocarbonetos e que a mineralização é o mecanismo predominante durante a fase ativa do processo de *landfarming*. Durante o período de encerramento, a mineralização declina fortemente, mas a remoção de hidrocarbonetos continua a taxas relativamente altas por processos de humificação.

Um número considerável de microrganismos existentes no solo são capazes de degradar hidrocarbonetos provenientes de resíduos de petróleo (**CONCAWE, 1980; ENGLERT et al. 1993; API, 1995**). **CONCAWE (1980)** e **DINEEN et al. (1993)** citam também o estímulo da população microbiana com a adição de nutrientes que são limitantes na

degradação de hidrocarbonetos do petróleo.

SKLADANY e METTING (1993) citam que nem todos os compostos xenobióticos são susceptíveis à rápida e completa biodegradação, necessitando de uma população metabolicamente capaz, condições de crescimento e concentração apropriada de substrato e nutriente.

Em **AELION e BRADLEY (1991)**, embora trabalhando com aquíferos, notaram a presença de uma população microbiana, capaz de crescer e utilizar muitos compostos orgânicos dos combustíveis, em solos altamente contaminados. Notaram ainda que o nitrogênio pode ser limitante ao processo de biodegradação de hidrocarbonetos.

HARRIS (1976), CONCAWE (1980) e SKLADANY e METTING (1993), citam a existência de microrganismos do solo capazes de degradar hidrocarbonetos e, particularmente, o segundo autor, cita que, a população de microrganismos do solo pode tornar-se especializada na degradação de hidrocarbonetos, quando estes são adicionados ao solo.

McGILL et al. (1981) relatam o incremento da atividade respiratória e do número de bactérias (adaptadas na degradação de hidrocarbonetos) quando da adição de óleo ao solo. Neste mesmo experimento, notaram subsequente declínio na respiração após alguns dias de incubação, devido a completa decomposição de frações mais lábeis ou à disponibilidade limitada de nutrientes, como nitrogênio e fósforo.

BUDDIN, citado por **DOBSON e WILSON (1964)**, tratou solos com tolueno, benzeno, ciclohexano, hexano e pentano. Os resultados indicaram um decréscimo seguido por um rápido incremento no número de bactérias. Já **ZOBELL**, também citado por **DOBSON e WILSON (1964)**, assinalou que parte do incremento na população bacteriana de solos tratados com hidrocarbonetos é devido a assimilação pelas bactérias e parcialmente também a ação letal dos hidrocarbonetos sobre a fauna do solo, onde os organismos mortos são oxidados pelas bactérias remanescentes. **PLICE (1948)** cita que em regiões produtoras de petróleo, o óleo cru pode esterilizar solos e impedir o desenvolvimento de plantas. Cita que o grau de contaminação depende da profundidade de saturação e das condições climáticas. O petróleo cru é convertido por bactérias e fungos na matéria orgânica do solo. Durante a conversão, os organismos de vida livre, fixam grandes somas de nitrogênio atmosférico.

SHAPIRO, citado por **AL-HADHRAMI et al. (1995)**, mostrou exemplos onde a atividade de uma população mista bacteriana de ecossistemas altamente poluídos, como lodos de esgoto, levam a trocas severas nas populações onde são adicionados, incluindo seleção de espécies e aumento da produção de enzimas. Re-isolados de *Pseudomonas* de

meios contaminados mostraram mais ativo metabolismo e uma grande habilidade para degradar alcanos, em experimentos de respirometria, que os obtidos de meios ricos em nutrientes.

DOBSON e WILSON (1964) trabalharam com amostras de solo impregnadas de óleo e não impregnadas. O número de microrganismos nas amostras eram tão variáveis que somente um fato era evidente; as bactérias aeróbicas eram mais numerosas que as anaeróbicas. Os solos impregnados de óleo com estrutura que sofreram distúrbio apresentaram consumo de O₂ bem maior que solos livres de óleo e do que solos com óleo e que não sofreram distúrbio. O maior consumo de O₂ para amostras que sofreram distúrbio foi atribuído a uma melhor aeração devido à mistura, que também proporciona uma distribuição mais uniforme dos microrganismos do solo. Os dados indicaram que existem microrganismos do solo capazes de atacar não somente petróleo cru, mas também frações mais refinadas.

Tem sido observado que em muitos casos, níveis altos de hidrocarbonetos maiores que 10 % são associados com vários efeitos inibitórios sobre os micróbios do solo (**BARTHA e BOSSERT, 1984**). Estes autores constataram que a evolução de CO₂ de resíduo oleoso petroquímico aplicado no solo aumentou quase linearmente entre 0,1 e 5 % de hidrocarbonetos, havendo pequeno aumento com a adição de 10 % de hidrocarbonetos. Se são usados somente resíduos pesados ou óleo cru no sistema de *landfarming*, a porção residual resistente ao metabolismo microbiano é bem mais elevada que quando são adicionados resíduos de médio peso molecular. É bem sabido que muitos alcanos policíclicos e aromáticos, resinas e asfaltenos, são extremamente resistentes a atividade microbiana, constituindo formas estáveis da matéria orgânica do solo.

BROWN et al. (1998) notaram declínio na degradação de hidrocarbonetos por microrganismos. A redução não ocorreu somente devido ao fato da menor quantidade de substrato mas também devido a maior porcentagem de frações dos hidrocarbonetos com estrutura mais complexa e persistente. Este fato foi observado também por **BERG et al. (1998)**.

CANSFIELD et al. (1978) trabalharam com resíduos de hidrocarbonetos proveniente de tanques de armazenamento de óleo cru incorporados ao solo. O conteúdo de óleo no solo após a contaminação era 1,45 %. Foram analisadas as frações saturadas, monoaromáticas, diaromáticas, poliaromáticas e compostos polares e material de alto peso molecular, tais como asfaltenos. No final do experimento a degradação destas frações era respectivamente:

54,6 %, 50,0 %, 57,1 %, 44,4 % e 11,1 %, mostrando que a degradação de frações mais pesadas se processam com mais morosidade.

BALDWIN (1922) mostra que a flora do solo sofre grande mudança com a aplicação de óleo cru, onde muitos tipos de bactérias são inibidas e outras poucas enormemente estimuladas. Ainda que o petróleo cru não seja usado como um antiséptico ou germicida, possui ação germicida. **MIELNICZUK (1991)** evidenciou efeito tóxico e seletivo da borra oleosa, sobre a população microbiana do solo, com o aumento da concentração de borra a 10 %.

Já **HEELY et al. (1992)** notaram decréscimos nas taxas de biodegradação em solos contaminados com óleo combustível, sugerindo que os componentes solúveis e mais facilmente degradados eram preferencialmente escolhidos. Citam ainda que o decréscimo observado na produção de CO₂ é de responsabilidade quase que total da atividade biológica.

WALKER et al. (1976) pesquisaram as taxas de biodegradação de componentes do petróleo e concluíram que a degradação microbiana dos componentes do óleo cru é um processo dinâmico caracterizado pela biodegradação das várias frações a diferentes taxas. **SKLADANY e METTING (1993)** citam que a biodegradação de compostos mais complexos depende da ação de diferentes organismos que agem de maneira sequencial.

CUTRIGHT et al. (1994) encontraram em seus experimentos, em escala de laboratório, que com bactérias ou fungos os resultados são muito promissores para a biorremediação, com todas as soluções de nutrientes investigadas. A primeira diferença entre bactérias e fungos era com os contaminantes individuais. *Achromobacter* sp. não era hábil para degradar indenopyrene. *Cunninghamella echinulata* var. *elegans* pode degradar indenopyrene, mas não benzoperylene. A escolha entre bactéria e fungo vai depender do contaminante presente.

ANDERSON (1979) cita que fatores do solo podem influenciar na biodisponibilidade dos resíduos oleosos, que podem promover acúmulos destes nos locais aplicados. A estabilização pode ocorrer através de mecanismos físicos e químicos. **RASIAH et al. (1991)** demonstraram que a dispersão física aumenta a disponibilidade dos resíduos oleosos orgânicos estabilizados para a biodegradação pelos organismos do solo.

OTTE (1997) trabalhando com degradação de pentaclorofenol (PCP) na presença de diferentes substratos, obteve o melhor resultado quando o substrato era solo contaminado. As partículas de solo agem como um meio de imobilização e proteção para a biomassa, promovendo decréscimo na toxicidade do contaminante e mantendo a biodisponibilidade do

mesmo para os microrganismos indígenas. A adição de partículas de solo contaminadas, além de servir como suporte para a biomassa é também fonte de inóculo ativo.

PARFITT e MORTLAND (1968) e RAMAN e MORTLAND (1969) demonstraram que a estabilização química também ocorre através de reações entre partículas de argila e os resíduos oleosos. A adsorção dos resíduos oleosos na fração argila ocorre através de pontes de hidrogênio, que embora sejam fracas ocorrem em um número muito grande, tornando-as fortes. **RIIS et al. (1995)** citam que a degradação de óleos minerais pode ser prejudicada pela insuficiente biodisponibilidade dos hidrocarbonetos como adsorção, inclusão do substrato num poro não acessível e ligação com matéria húmica.

GREGORICH et al. (1989) citam que há uma considerável evidência que sugere a presença de somas significativas de material orgânico húmico biodegradável fisicamente protegido internamente aos agregados do solo. **MORTLAND (1986)** demonstrou que muitos dos constituintes dos resíduos oleosos são hidrofóbicos e polares. Quando estes resíduos interagem com as partículas de argila promovem o efeito hidrofóbico. Adições constantes de resíduos oleosos poderão ser adsorvidas pelos complexos argilo-orgânicos e eventualmente levando a formação de agregados do solo hidrofóbicos.

EFROYMSON e ALEXANDER (1991) notaram em seus estudos que compostos hidrofóbicos dissolvidos em solventes orgânicos têm suas taxas de biodegradação alteradas e que o ataque de microrganismos na interface solvente orgânico e água pode ser importante na transformação. Constataram que uma espécie de *Arthrobacter* mineralizou naphthalene e n-hexadecane dissolvidos em solvente. A extensão da mineralização incrementou com maiores volumes de solvente.

Além das características do solo e do resíduo aplicado, fatores ambientais afetam a comunidade microbiana e sua ação sobre os hidrocarbonetos aplicados no solo. **MARSHALL e DEVINNY (1988)** trabalharam com o ecossistema microbiano em um sistema de tratamento de resíduos do petróleo aplicados no solo e notaram que em estações frias a quantidade, a diversidade e a atividade eram menores tanto para bactérias quanto para fungos. O contrário ocorreu em estações quentes como também demonstrado por **BORDONADO e HUERTAS (1982)**. De maneira geral, a atividade das espécies pode dobrar para cada aumento de 10⁰C na temperatura até que o nível ótimo para um microrganismo particular seja alcançado (**STEWART e WEBBER, 1976**).

A biodegradação do óleo pode ser aumentada pela suplementação com N, PO₄, O₂ e outros nutrientes (**LEAHY e COLWELL, 1990; BROWN et al., 1991; ROSEMBERG,**

1993) ou pelo direto aumento da biodegradação com a introdução de microrganismos especializados em hidrocarbonetos (**FEDORAK e WESTLAKE, 1981**).

BOLLAG et al. (1994) citam que no *landfarming* a biodegradação é aumentada suplementando o solo com nutrientes e oxigênio, e depois aração e irrigação (se necessário) para criar um ótimo meio para a atividade microbiana e para aumentar o contato entre microrganismo e contaminante. **ATLAS e BARTHA (1973)**, **BROWN et al. (1991)** e **LINDSTROM et al. (1991)** também notaram aumentos significativos na biodegradação de hidrocarbonetos com a adição de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo.

PHELPS et al. (1994) trabalharam com a biorremediação de hidrocarbonetos de petróleo envolvendo os fatores (isolados ou misturados) água, ar, nutrientes e o aumento biológico, como tratamentos. Eles coletaram microrganismos nativos e os cultivaram em meio diluído contendo sais minerais, vitaminas, tampão fosfato, extrato de levedura e vários hidrocarbonetos (pentano, hexano, decano ou hexadecano e benzeno, tolueno, etilbenzeno, xileno, óleo diesel e “naphthalene”). Como resultados, encontraram que colunas que receberam o aumento biológico apresentaram a mesma evolução do CO₂ do que aquelas que não receberam microrganismos adicionais. Eles sugerem que a adição de nutrientes foi responsável pela biodegradação.

WANG, citado em **API (1995)**, observou o destino dos hidrocarbonetos poliaromáticos (PAHs) de óleo diesel durante um processo simulado de biorremediação. Este autor trabalhou com três processos de biorremediação (aração, correção e fertilização do solo) e constatou, comparando com áreas controle (sem manejo), que estes procedimentos são efetivos em acelerar a biodegradação dos hidrocarbonetos.

CASARINI et al. (1988) e **HUESEMANN (1994)** relatam que durante o tratamento no solo, parâmetros ambientais devem ser otimizados para tornar rápida e completa a biodegradação de hidrocarbonetos presentes no sítio contaminado ou destinado a receber o resíduo. Amostragem correta, caracterização do resíduo, estimativa do potencial de biodegradação, ajuste do pH em torno de 7, adição de nutrientes e aração, são considerados passos importantes para otimizar o tratamento de resíduos oleosos em solos. **ATLAS (1981)** também faz referência em seu trabalho à necessidade de se estabelecer um meio ótimo para a biodegradação de hidrocarbonetos do petróleo. A presença de oxigênio, umidade, temperatura, nutrientes, salinidade e metais pesados em níveis adequados ao desenvolvimento microbiológico no solo são parte das referências. Cita ainda a importância do co-metabolismo para auxílio da degradação de frações mais resistentes ao ataque microbiano. Além dos determinantes ambientais para a biodegradação, considera a natureza

química dos compostos de muita importância. Os estudos indicam que as concentrações disponíveis de nitrogênio e fósforo limitam severamente a degradação de hidrocarbonetos em áreas onde ocorreu derramamento de óleo. Neste caso a adição de nitrogênio e fósforo sob a forma de fertilizantes podem ser usadas para estimular a degradação dos hidrocarbonetos.

MEYERS e HUDDLESTON (1979) citam que as arações permitem melhor contato do óleo com os microrganismos e aumento da aeração (**JOBSON et al., 1972; RAYMOND et al., 1976**), proporcionando a manutenção de alta população microbiana devido à presença de mais substrato e seleção microbiana para uma população mais hábil na utilização do óleo.

CHANG et al. (1996) trabalharam com 3, 6 e 9 % de contaminação de óleo em solos e fertilização com nitrogênio e fósforo. Constataram que a adição de fósforo sem nitrogênio geralmente não aumentou a biodegradação. A adição de nitrogênio sem fósforo, aproximadamente triplicou a quantidade de óleo degradada e a adição de fósforo e nitrogênio juntos não aumentaram a biodegradação de óleo mais que a adição de nitrogênio sozinho, quando a contaminação era 3 %. Nas concentrações de 6 e 9 % de óleo a adição de nitrogênio e fósforo aumentou a evolução do CO₂ em comparação com nitrogênio sozinho.

GUDIN e SYRATT (1975) notaram incremento na respiração microbiana em solos poluídos quando comparados com solos não poluídos do mesmo local. Os solos eram poluídos com cera e asfalto nas doses de 500 e 62,5 a 1000 kg/ha. Sem o nitrogênio, o desaparecimento de 50 % do poluente era na ordem de nC₃₂ > nC₃₅ > nC₃₇ com 85, 100, 200 dias, respectivamente. Com nitrogênio, o desaparecimento de 50 % do poluente era de 50 dias para os três hidrocarbonetos selecionados.

No trabalho de **DIBBLE e BARTHA (1979a)**, os altos níveis de fertilizantes aplicados aos solos com lodos oleosos geraram uma taxa de biodegradação levemente superior aos controles. Os níveis mais baixos de fertilização mostraram ser mais eficientes.

No entanto **MORGAN e WATKINSON**, citados por **API (1995)**, avaliaram os efeitos do suprimento de nutrientes inorgânicos para estimular a biodegradação de sítios contaminados com hidrocarbonetos de petróleo. As amostras eram tratadas com várias combinações de K⁺, NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻ e uréia. Os autores não notaram diferenças nas taxas de degradação de amostras tratadas com nutrientes em comparação com amostras não tratadas. **ATLAS e BARTHA (1973)** também não encontraram diferenças na degradação de óleo cru em tratamentos com e sem a adição de nitrogênio e fósforo sob a forma de fertilizantes.

SWINDOLL et al. (1988) não notaram a mineralização do tolueno com a adição de uma

mistura de sais minerais. Os autores sugerem que no solo já havia uma quantidade suficiente de minerais para a degradação do tolueno e que a adição estimula a população de micróbios que não degradam o tolueno. Da mesma forma ocorreu com **RAYMOND et al. (1976)** que trabalharam com a degradação de óleo no solo adicionando fertilizantes ou não. Adicionaram fertilizantes de acordo com as características químicas de cada solo e mesmo assim não obtiveram diferenças significativas na degradação do óleo.

CHO e KIM (1997) demonstram que o tratamento mais efetivo para aumentar a degradação é o ajuste do teor de umidade e aeração e **MEYERS e HUDDLESTON (1979)** não notaram diferenças significativas na degradação em experimentos tratados com altas e baixas doses de fertilizantes. Notaram mais eficientes degradações de óleo com taxas moderadas de aplicação de resíduo (59 tons por acre).

ROSEMBERG (1993) cita que a saturação ótima de água no solo é entre 20-60 % para evitar o ambiente anaeróbico. **CASARINI et al. (1991)** verificaram que o teor de umidade do solo é fator importante no processo de biodegradação e que valores entre 50 e 70 % correspondem a umidade ótima para o processo ocorrer no solo. **DIBBLE e BARTHA (1979a)** encontraram que a degradação é mais efetiva na faixa de umidade entre 30 % a 90%. **HARDER e HOPNER** citados em **API (1995)** monitoraram o consumo de oxigênio e produção de gás carbônico de tratamentos que envolveram a biodegradação de n-hexadecano em diferentes níveis de umidade. De acordo com os resultados obtidos os autores acreditaram que baixos teores de umidade dificultam a mobilidade microbiana e reduzem a atividade metabólica.

OU DOT et al. (1989) notaram que a biodegradação foi efetiva até a profundidade de 30 cm, onde a transferência de oxigênio é suficiente para sustentar a atividade metabólica. Hidrocarbonetos que penetram em camadas mais profundas podem não ser degradados. **DIBBLE e BARTHA (1979c)** verificaram também redução nas taxas de degradação em camadas mais profundas devido à falta de aeração.

MESTER (1995) cita que um grande número de compostos, incluindo o tolueno, são rapidamente degradados em condições aeróbicas onde o oxigênio serve como aceptor de elétron durante a biodegradação. No entanto, em muitos sítios contaminados a difusão de oxigênio nos solos é insuficiente para manter o nível de atividade aeróbica para a efetiva remediação. Processos microbianos anaeróbicos são freqüentemente praticados nos tratamentos “in situ” devido a baixa solubilidade do oxigênio. Na ausência do oxigênio, a biodegradação pode ocorrer através da desnitrificação, redução de sulfato, metânogênese, e redução de ferro. A adição de nitrato ao solo promove a degradação do tolueno em

ambiente anaeróbico, sendo o nitrato usado como acceptor de elétron na oxidação do tolueno seguindo a seguinte equação:



HARPER (1939) notou um incremento na fertilidade do solo resultante do vazamento de gases naturais e supôs que o incremento no conteúdo de nitrogênio no solo, com a introdução desses gases naturais, era devido a fixação de nitrogênio pelos vários clostrídios encontrados no solo que utilizaram o gás como fonte de energia na fixação de nitrogênio. Recentemente tem sido reportado que seis espécies de bactérias fixadoras de nitrogênio de vida livre são hábeis na degradação de naphthalene (**ROSEMBERG, 1993**).

DIBBLE e BARTHA (1979a) examinaram o efeito dos fatores ambientais sobre a biodegradação de lodo oleoso. Eles reportaram que a aplicação de 5 % de hidrocarbonetos do lodo oleoso ao solo (100.000 m³/ha), tem um bom compromisso para altas taxas de biodegradação e uso eficiente da terra. Citam ainda que pequenas e freqüentes aplicações resultaram em taxas mais altas de biodegradação quando comparadas com grandes quantidades aplicadas de uma só vez. Taxas de aplicação baixas minimizam os possíveis efeitos tóxicos dos componentes do lodo oleoso permitindo um contínuo estado de alta atividade para a população microbiana. Os autores citam que a biodegradação de compostos asfálticos e aromáticos é dependente da presença contínua de hidrocarbonetos saturados que auxiliam na biodegradação co-metabólica.

Em outro trabalho, **DIBBLE e BARTHA (1979b)** recuperaram um derramamento de óleo nos campos de New Jersey, através de um programa de reabilitação que envolvia a correção do solo, fertilização e freqüente aração do local contaminado.

Já **MIELNICZUK (1991)** trabalhando com níveis de 5 e 10 % de contaminação com borra oleosa, notou que a adição de 5 % do resíduo proporcionou maior liberação de CO₂ e a adição de 10 % de borra oleosa promoveu a diminuição da percentagem total de decomposição do carbono, bem como no retardamento da liberação inicial de CO₂. No mesmo trabalho, evidenciou diferenças na produção de CO₂ em solos tratados com borra a diferentes valores de pH. O valor de pH em 4,6 gerou 333 mg de CO₂ em 200 g de solo a 5% de contaminação em 272 dias e o valor de pH em 6,8 gerou 554 mg de CO₂. **CASARINI et al. (1988)** obtiveram resultados semelhantes, onde maiores valores de produção bruta de CO₂ foram obtidos com os tratamentos com hidrocarbonetos e correção de pH.

ODU (1978) trabalhando com 5 % e 10 % de contaminação, obteve após 12 semanas de incubação, aumento na degradação de óleo em solos com sulfato de amônio e nutrientes em

comparação com solos não tratados; este aumento também foi verificado em solos que sofreram aeração ao nível de 5 % de contaminação. Em tratamentos que envolveram somente aplicação de sulfato de amônio houve queda no consumo de O₂.

DIAZ-RAVINA et al. (1994) notaram incremento na tolerância a metais pesados adicionados a solos para a comunidade de bactérias do solo obtidas de locais poluídos, quando comparadas com comunidades obtidas de locais não poluídos.

STADELMANN e FURRER, citados em **CLAPP et al. (1986)**, relatam que embora os metais pesados estejam presentes com a adição do lodo de esgoto, outros benefícios ocorrem como a entrada de fonte de energia prontamente disponível e a entrada de uma população diversificada de microrganismos que aumentam os processos de mineralização, como a respiração, aumentando também a atividade microbiana no solo e incrementando o potencial do solo para degradar contaminantes orgânicos. **CLAPP et al. (1986)** citam ainda que aplicações de lodo de esgoto nos solos podem aumentar significativamente os teores de fósforo e nitrogênio.

2.2 Uso de Microrganismos

A adição de compostos indutores a um meio microbiano pode levar a expressão de um caminho metabólico não utilizado previamente pelos micróbios nativos. Uma vez induzido, um organismo pode metabolizar uma larga faixa de substratos (**OGUNSEITAN et al., 1991**). Os autores sugerem que compostos indutores podem ser aplicados a um solo contaminado para estimular a biodegradação de compostos específicos, através da introdução de salicilato às culturas de bactérias para induzir a biodegradação de naphtalene. A existência de um consórcio microbiano no solo capaz de transformar ou metabolizar misturas de poluentes orgânicos, cujos componentes apresentam características químicas relacionadas àquelas de precursores ou intermediários bioquímicos, oferecem grande oportunidade na remediação de áreas contaminadas. A degradação de compostos poluentes com estruturas químicas não relacionadas aos substratos típicos, como hidrocarbonetos clorados, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e PCBs (bifenil policlorado), requer aclimatação e adaptação das populações existentes no solo (**BOLLAG et al., 1994**).

O maior estímulo para estudar o crescimento microbiano sobre hidrocarbonetos de petróleo é devido a possibilidade de usar hidrocarbonetos como nutrientes para a produção de proteína celular e o uso de microrganismos para o tratamento da poluição com hidrocarbonetos (**ROSEMBERG, 1993**). O mesmo autor cita que um típico solo contém

cerca de 10^4 - 10^6 microrganismos que degradam hidrocarbonetos por grama. Isto representa aproximadamente 1 % da população microbiana, sendo que estes valores são muito mais altos em meios poluídos com óleo.

NEWMAN et al. (1948) notaram que o isopropil N-fenilcarbamato (IPC) desapareceu em solos naturais mas persistiu em solos esterilizados. Os autores verificaram também que o IPC aplicado com um “spray” oleoso foi metabolizado em duas semanas após o tratamento e quando aplicado sob outras formas, persistiu de três a mais que quatro semanas. Concluíram que os microrganismos são os principais agentes responsáveis pela degradação.

LYNCH e GENES (1993) citam que o tratamento de solos contaminados com hidrocarbonetos envolve a habilidade dos microrganismos nativos da matriz de solo para decompor e conter os resíduos aplicados na superfície do solo (15 – 30 cm).

Solos contaminados contêm uma larga faixa de organismos que vivem sobre outros materiais, presentes na matéria orgânica do solo. Os microrganismos são especializados na degradação e subsistem em outros materiais. Esses microrganismos quando aplicados em outros locais contaminados, irão competir com as espécies nativas do solo por nutrientes e outros fatores limitantes a atividade. Desta forma, pode haver uma dominância temporária das outras espécies e certa inibição da degradação até a mesma iniciar com a aplicação de uma grande quantidade desses organismos (**ELLIS e BEWLEY, 1990**). Já **GLASS (1993)** cita que culturas microbianas selecionadas em laboratório e introduzidas em meios altamente complexos como solos contaminados podem ter grandes dificuldades de se estabelecerem por causa da população nativa do solo.

MIELNICZUK (1991) trabalhando com solos contaminados com borra oleosa, não notou em tratamento nenhum, através de isolamento bacteriano, aumento expressivo na presença da borra oleosa. Possivelmente, a quantidade de células bacterianas inoculadas nas 200 g de solo não foi suficiente para garantir a predominância das bactérias inoculadas sobre as nativas do solo. As bactérias poderiam inclusive apresentar capacidade genética para metabolizar hidrocarbonetos petroquímicos. Porém, sendo inoculados em baixa quantidade, possivelmente entraram em equilíbrio com os microrganismos do solo, ou ainda podem ter sofrido efeito competitivo daqueles microrganismos.

Os organismos decompositores do petróleo estão presentes nos solos e a efetividade deles na degradação de hidrocarbonetos depende da multiplicação dos mesmos (**ODU, 1972**). **SONG e BARTHA (1990)** demonstraram que hidrocarbonetos podem ser rapidamente degradados quando aplicados a uma superfície de solo aerada, previamente exposta aos hidrocarbonetos.

JOBSON et al. (1974) trabalharam com a adição de óleo, de fertilizantes e de bactérias inoculadas em um solo, montando os tratamentos de forma isolada ou combinada. Notaram aumentos significativos na degradação de óleo quando da adição de nitrogênio e fósforo. Observaram que a adição de bactérias incrementa levemente a taxa de degradação do óleo. Os autores atribuem esse fato, ou pelo baixo nível de aplicação do microrganismo ou pela inabilidade desta bactéria em sobreviver às condições naturais de campo existentes na área. No tratamento que envolvia somente a aplicação de óleo notaram parcial utilização de frações saturadas demonstrando que o solo utilizado possuía microrganismos capazes de degradar óleo cru.

RITTMANN e JOHNSON e MAGAZU e CARBERRY, citados em **API (1995)**, notaram em seus trabalhos que a introdução de grandes somas de micróbios adaptados ou aclimatados aumenta significativamente as taxas de degradação de produtos de petróleo.

MORGAN e WATKINSON, citados por **BOLLAG et al. (1994)**, relatam que a técnica de biorremediação “in situ” geralmente envolve o aumento da atividade microbiana indígena, ou inoculação de micróbios cultivados no meio contaminado. **HALLGARTH et al. (1997)** cita em seu experimento que existem micróbios que podem ser aclimatados para degradar compostos tóxicos e persistentes, se os mesmos são supridos de nutrientes, carbono e oxigênio.

FREDRICKSON et al. (1991) trabalharam com uma bactéria capaz de degradar uma variedade de compostos aromáticos e concluíram que microrganismos indígenas podem ter potencial para degradação “in situ” de contaminantes orgânicos.

AL-HADHRAMI et al. (1995) relatam que o uso de bactérias nativas para a limpeza da poluição de óleo cru tem a vantagem de os organismos estarem adaptados às condições do meio e desta forma serem mais efetivos em qualquer processo de biodegradação.

MOOS e outros, citados por **BROWN et al. (1986)**, relatam que o pentaclorofenol (PCP) é considerado um sério poluente devido a sua toxicidade e recalcitrância no solo, água e lodo de esgoto. A biodegradação do PCP pode ocorrer no solo, água e lodo de esgoto.

PANNETON et al. (1995) trabalharam com a biodegradação de PCP por um consórcio microbiano obtido de solos contaminados e aclimatados com três isômeros de monoclórofenol isolados e PCP. Quando o número de células do inóculo aumentava usando uma mistura de glicose e PCP, a taxa de degradação específica era mais baixa que quando o inóculo era preparado com somente PCP como uma fonte de carbono.

Consórcios microbianos que degradam PCP têm sido isolados também de solos contaminados, por **O'REILLY e CRAWFORD (1989)**, e de lodos de esgoto municipais

(KIM e MAIER, 1986, citados por PANNETON et al., 1995). Um período de aclimação dos microrganismos isolados pelo PCP é essencial para induzir as enzimas responsáveis para esta degradação (STEIERT et al., 1987 e HÄGGBLÖM et al., 1988), adaptando a cultura pela exposição da mesma ao PCP. MIKESSELL e BOYD (1986) mostraram que quando o inóculo de um lodo anaeróbico é adaptado por cada isômero de monoclorofenol individualmente e então PCP, este último é completamente metabolizado. Os resultados demonstraram que ocorre a completa dechlorinação reductiva do PCP combinando a atividade de três populações que degradam diferentes clorofenóis (di, tri, tetra).

Um exemplo bem sucedido da aplicação em campo de somente um organismo para aumentar a biodegradação foi verificado por GROSSER et al. (1991), que estudou a degradação de hidrocarbonetos poliaromáticos (PAH) através da reintrodução de uma bactéria que degrada pireno. As bactérias do gênero *Mycobacterium* aumentaram a mineralização ao nível de 55 % em dois dias comparado com o nível de 1 % pela população indígena. Tais organismos tem sido referidos como organismos de vanguarda que podem catalisar determinadas reações que limitam o processo de degradação. HÄGGBLÖM et al. (1988) isolaram variedades de *Rhodococcus* e *Mycobacterium* de solos contaminados com preservantes clorofenólicos da madeira e de lodos provenientes de tratamento de águas residuárias.

THOMAS e WARD (1989) citam que o processo de biorremediação usualmente envolve o estímulo da microflora de subsuperfície para degradar os contaminantes no local, através da introdução de microrganismos adaptados na degradação de tais constituintes. O processo é similar à muitos tratamentos convencionais de resíduos no qual nutrientes e o aceptor final do elétron para o metabolismo microbiano, usualmente oxigênio, são adicionados ao resíduo orgânico para facilitar a biodegradação em um bioreator. No entanto, o bioreator neste caso era a subsuperfície do solo.

GOLDSTEIN et al. (1985) concluíram que o uso de preparos comerciais de bactérias para aumentar a biorremediação de hidrocarbonetos contidos em solos não tem sido confirmada em condições de campo e laboratório. Estes autores citam que condições extremas de pH e temperatura, toxinas, predadores, alta concentração de contaminantes, mobilidade de células internamente ao solo, origens de carbono alternativas, manutenção da atividade das células durante o transporte ao sítio poluído e desvantagens na competição com populações indígenas, podem prejudicar irreversivelmente ou inativar metabolicamente as células microbianas. Trabalharam também com espécies de *Pseudomonas* isolados do solo, capazes de mineralizar 2,4-diclorofenol (DCP) e p-nitrofenol (PNP) em meio de

cultura. A densidade da população de *Pseudomonas* declinou e o DCP não era mineralizado quando eram adicionadas a um lodo não estéril, mas a bactéria cresceu no lodo estéril, ainda que o DCP não era muito mineralizado. A adição da bactéria a um solo não estéril não resultou na mineralização do DCP, ainda que a mineralização era evidente se o inóculo era adicionado a um solo estéril. Quando a bactéria era adicionada à superfície do solo estéril, a mineralização do PNP era pouca, mas quando o solo estéril era bem misturado com a bactéria, a degradação era maior.

A adição ou inoculação de microrganismos com capacidades metabólicas especializadas para degradar resíduos orgânicos não é um novo conceito. Mais recentemente culturas mistas e puras tem sido usadas e culturas mistas são adicionadas quando se quer degradar compostos recalcitrantes ou diversos resíduos. O sucesso da inoculação depende do microrganismo com capacidade metabólica, ter contato com o contaminante, nutrientes e outros.

DIEHL (1997) trabalhou com solos contaminados com PCP e hidrocarbonetos de petróleo, sendo os mesmos submetidos a vários tratamentos entre eles a adição de esterco de galinha, e esterco de galinha e microrganismos juntos. Não encontrou diferenças na degradação para estes dois tratamentos (esterco de galinha com e sem microrganismos) e os valores de degradação de pentaclorofenol e hidrocarbonetos de petróleo para estes mesmos tratamentos foram os mais altos de todo o experimento. Aos 60 dias, as células tratadas com esterco tiveram um decréscimo de 87 % de PCP e 75 % de TPH, ao invés do controle que obteve 16 % de redução do PCP e 28 % de redução do TPH. Aos 360 dias, as células tratadas com esterco tiveram redução de 97 % de PCP e 93 % de TPH e o controle teve 91 % de redução de PCP e 79 % para TPH. As células onde não houve a adição de esterco demoraram 250 dias a mais para atingir o mesmo nível de degradação do PCP do que em células em que houve a adição de esterco.

Uma das muitas razões para aplicar microrganismos em locais contaminados com petróleo é a redução da fase “lag” para aumentar a taxa de biodegradação do óleo (**GRUIZ e KRISTON, 1995**). **BROWN (1987)** cita que as várias espécies de microrganismos são seletivas e atacam tipos específicos de hidrocarbonetos. Uma mistura apropriada de diferentes espécies microbianas é necessária para formar uma associação comensalística que irá então degradar todos os componentes a uma mesma extensão.

JOBSON et al. (1972) indicaram em seus trabalhos sobre a utilização microbiana de óleo cru, que populações obtidas de meios enriquecidos com óleo cru de alta qualidade não eram efetivas na utilização de óleo cru de baixa qualidade, como uma única fonte de carbono,

como ocorre com populações oriundas de meios enriquecidos com óleo cru de baixa qualidade. Resultados semelhantes foram reportados por **WESTLAKE et al. (1974)**, acrescentando que populações oriundas de óleos de baixa qualidade podem rapidamente metabolizar também óleos de alta qualidade.

ENGLERT et al. (1992) citam que a biodegradação dos cicloalcanos só ocorre com a cooperação sinérgica de duas ou mais espécies microbianas. **HAINES e ALEXANDER (1974)** trabalharam com a degradação microbiana de alcanos de alto peso molecular e notaram que a degradação ocorre se populações mistas estão envolvidas no processo.

FOGHT et al. (1989) trabalharam com culturas mistas e isoladas na biodegradação de óleo cru com e sem pré-tratamento com emulsão purificada (heteropolissacarídeo extracelular) produzida por *Acinetobacter calcoaceticus* RAG-1. A redução da degradação de alcanos e outros hidrocarbonetos saturados, ambos por culturas puras e populações mistas foi de 50 à 90 % após o tratamento com a emulsão. Notaram mais de 90 % de redução da degradação de compostos aromáticos quando da utilização de populações mistas após o pré-tratamento com a emulsão. Em contraste, com culturas puras, não ocorreu a biodegradação de compostos aromáticos.

SLATER e LOVAT, citados por **BOLLAG et al. (1994)**, mostraram que comunidades mistas de microrganismos podem ser mais eficientes na mineralização de muitos poluentes, tais como hidrocarbonetos aromáticos clorados, que espécies individuais. Muitas vezes os poluentes não podem ser diretamente assimilados pelos microrganismos que os oxidam (co-metabolismo), mas podem ser transformados por outras populações.

Sítios contaminados com xenobióticos recalcitrantes apresentam bom potencial para métodos de inoculação (**BOLLAG et al., 1994**). Através do uso de técnicas clássicas de enriquecimento ou tecnologia de transferência de gene, muitas populações de bactérias e fungos que degradam compostos xenobióticos podem ser produzidos e inoculados no meio contaminado. Os microrganismos introduzidos vão competir pelos recursos com as espécies nativas, sendo submetidos também às toxinas microbianas e predação (**FAN e KRISHNAMURTHY, 1995**). Quando um inóculo é adicionado a um solo em conjunto com um substrato compatível com esse inóculo, a probabilidade de sobrevivência e desenvolvimento deste é acentuada. Por esta razão, tratamentos com inóculos são mais bem sucedidos em condições onde competidores e predadores são virtualmente não existentes (**THOMAS e WARD, 1989**). Utilizando-se de um substrato orgânico adequado com o respectivo inóculo, aumenta-se a probabilidade de proliferação do inóculo (**BEWLEY et al., 1990**). A viabilidade de determinado organismo no solo pode ser aumentada quando se

inocula este organismo com um substrato o qual está adaptado, podendo aumentar também a ploriferação **CHANG et al. (1985)**.

RIIS et al. (1995) verificaram que microrganismos autóctones de sítios contaminados com óleo possuem maior habilidade na degradação destes contaminantes do que populações oriundas de sítios não contaminados. Os autores concluem que a ocorrência deste fato é devido à processos de adaptação. Os autores ainda citam que há a necessidade da existência de um sistema enzimático capaz de metabolizar compostos mais persistentes e que a exaustão de substratos interfere no co-metabolismo de hidrocarbónetos promovendo queda na degradação dos mesmos. Notaram que resíduos mais pesados eram mais difíceis para degradar.

AL-AWADHI et al. (1996) estudaram a biorremediação de solos contaminados com óleo no Kuwait. Estudaram o efeito da fertilização, irrigação e inoculação sobre a degradação do óleo. Confirmaram estes autores que a adição de solos contaminados com bactérias que utilizam hidrocarbonetos, resultam após três meses de tratamento, num aparente efeito positivo sobre a biodegradação do óleo. No entanto, este efeito positivo da inoculação não foi verificado após seis meses de tratamento quando comparado com a biodegradação em solos não inoculados. Outros dois autores são citados em **AL-AWADHI et al. (1996)**, **COMPEAU et al.** e **HARMSSEN**, tendo encontrado resultados semelhantes. **HARMSSEN** reportou que a adição de microrganismos antecipou a degradação do óleo, mas após dois meses não encontrou diferenças na soma de óleo degradado em áreas inoculadas e não inoculadas. Os autores atribuíram este fato à capacidade de adaptação dos microrganismos autóctones.

AL-HADHRAMI et al. (1995) verificaram a significância da adaptação ambiental de bactérias e a redução de alcanos específicos por uma simples espécie de bactéria. Os tratamentos envolveram a introdução de uma comunidade de bactérias hábeis na degradação de óleo cru em misturas de óleo e água chamadas de “mousse” para verificar a sobrevivência das mesmas na mistura. Trabalharam com os níveis 50 %, 75 % e 90 % de óleo em água e constataram que a partir do décimo dia para a mistura de 90 % nenhuma bactéria sobrevive. Para os outros níveis ocorreu a sobrevivência de uma bactéria identificada como *Pseudomonas aeruginosa*. Comparando a respirometria por consumo de oxigênio de *Pseudomonas aeruginosa* proveniente de “mousse” com 75 %, com o crescimento da mesma bactéria num caldo de nutrientes aplicados sobre óleo cru, obtiveram altas taxas de oxidação e maior redução de alcanos para o primeiro caso. Os re-isolados de *Pseudomonas* provenientes do mousse com 75 % de óleo mostraram mais ativo metabolismo e maior

habilidade para degradar alcanos nos experimentos de respirometria que o mesmo organismo quando proveniente de meios ricos em nutrientes. **FRANCIS et al. (1978)** também trabalharam com espécies de *Pseudomonas* para verificar o co-metabolismo de análogos do DDT, isolados de lodos de esgoto.

GHAEMGHAMI et al. (1998) trabalharam com solos contaminados com solventes. Seus estudos envolveram solos estéreis e não estéreis. Encontraram taxas de mineralização em torno de 52 a 61% para solos não esterilizados, enquanto que solos esterilizados apresentaram taxas de 2 a 4% de mineralização. Notaram que as taxas de mineralização são mais elevadas nas primeiras semanas de incubação, sugerindo a existência de uma comunidade adaptada à biodegradação e também a existência de compostos mais facilmente degradados. Semelhantes resultados de capacidade de degradação de bactérias de subsuperfície tem sido reportados por **FREDRICKSON et al. (1991)**, e necessidade de requerimento de tempo de adaptação por **AELION et al. (1987)** e **KONOPKA e TURCO (1991)**.

Materiais genéticos que conferem capacidade para degradar um composto orgânico particular podem ser transferidos naturalmente entre espécies particulares de bactérias por conjugação. A possibilidade desta transferência aos organismos nativos confere capacidades específicas aos mesmos, possuindo a vantagem destes serem melhor adaptados às condições do meio (**KOLENC et al., 1988**).

MUNAKATA-MARR et al. (1997) trabalhando com adição periódica de variedades de *Burkholderia cepacia* para verificar o co-metabolismo de Trichloroethylene (TCE) e a colonização das mesmas, não conseguiram estabelecê-las na população autóctone, ainda que aumentou a remoção de TCE sempre que as variedades eram aplicadas ao meio.

Num estudo que relata a remediação de solos contaminados com pentaclorofenol (PCP), notou-se aumento da degradação deste composto (PCP) quando a biomassa era aclimatada (**BARBEAU et al., 1997**). Citam os autores que as partículas de solo para a produção de biomassa indígena, significativamente decresce a toxicidade do PCP para a mesma pela adsorção dos poluentes, permitindo altas concentrações de PCP. Os resultados também indicaram que a biomassa representa um excelente inóculo para o aumento biológico.

BROWN et al. (1986) trabalharam com a degradação do pentaclorofenol em meio aquoso, percebendo que *Flavobacterium* sp. pode utilizar continuamente e completamente 600 mg de PCP por litro quando uma segunda fonte de carbono é suprida. Notaram também que as taxas de degradação de PCP em cultura pura podem ser obtidas e mantidas quando se tem um consórcio microbiano adaptado à degradação do PCP.

FOCHT e BRUNNER (1985) estudaram a cinética do metabolismo no solo do bifenil e do bifenil policlorado (PCB). Encontraram índices de degradação por evolução do $^{14}\text{CO}_2$ em torno de 48 a 49 % do PCB em tratamentos enriquecidos com bifenil, possivelmente devido à processos de co-metabolismo. Mas em tratamentos onde não houve a adição de bifenil a taxa de degradação do PCB foi menor que 2 %. Não notaram diferenças na degradação entre tratamentos inoculados e não inoculados com *Acinetobacter*, mas a inicial e a máxima taxa de mineralização e o desaparecimento de PCBs altamente clorados era maior quando se inoculava a espécie *Acinetobacter* P6.

2.3 Processos de Co-metabolismo

Éntende-se por co-metabolismo quando compostos que normalmente não seriam degradados, são atacados por enzimas liberadas por organismos que se desenvolvem em outros hidrocarbonetos (**RAYMOND et al., 1967; PERRY, 1979**).

Com a incorporação da matéria orgânica aos solos, usualmente ocorre incremento na atividade microbiana. A aplicação de grandes quantidades de substrato decomponível, incrementa o suprimento de energia para os microrganismos do solo, promovendo aumento da população microbiana (**GILBERT e GRIEBEL, 1969**).

Durante o período inicial da rápida decomposição de lodos de esgoto, muitos dos produtos em decomposição aumentam a disponibilidade da matéria orgânica nativa do solo, tornando-a mais decomponível através de processos de co-metabolismo. Esse aumento na decomposição da matéria orgânica do solo é resultado do incremento na concentração de enzimas exocelulares microbianas, produzidas em resposta a adição de materiais orgânicos decomponíveis (**JENKINSON** citado por **TERRY et al., 1979**).

BROWN et al. (1983) confirmaram em experimentos de laboratório, os benefícios das pequenas e repetidas aplicações de resíduos. Entradas contínuas de substratos aproveitáveis resultam numa taxa estável de biodegradação, que auxilia no co-metabolismo de materiais mais recalcitrantes. **KINCANNON (1979)** e **SKUGINS e McDONALD (1985)** citados em **MARSHALL e DEVINNY (1988)** citam que materiais recalcitrantes podem acumular inibindo a biodegradação. Entradas de substratos frescos podem proporcionar o co-metabolismo destes materiais.

HERBES e SCHWALL (1978) postularam que a co-oxidação ou co-metabolismo leva a acumulação de produtos parcialmente oxidados, muitas vezes em grandes quantidades.

Muitas vezes estes produtos parcialmente oxidados são radicais tóxicos (**BOSSERT e BARTHA, 1984**) que podem ser prejudiciais à população microbiana.

RASCHE et al. (1991), estudaram os fatores que limitam a degradação de clorocarbonos alifáticos (tricloroetileno e outros) por *Nitrosomonas europaea* através da inativação co-metabólica e concluíram que alguns produtos do co-metabolismo exerciam efeitos tóxicos sobre as células inativando a amônia monooxygenase responsável pela oxidação da amônia a hidroxilamina. Os autores citam que os compostos agem como agentes de modificação de proteínas que inativam enzimas ou proteínas tais como carregadores de elétron através da modificação covalente.

ALEXANDER (1977), McGILL et al. (1981) e SKLADANY e METTING (1993) citam que muitos dos produtos de petróleo são mineralizados por processos de co-metabolismo que ocorrem no solo.

TRAXLER e FLANNERY (1968), citam **FOSTER**, que trabalhou com técnicas de co-oxidação ou co-metabolismo através de oxidantes do metano para estudar a oxidação de alcanos gasosos de longa cadeia. A co-oxidação é o fenômeno onde ocorre a oxidação de um hidrocarboneto não oxidável pelo crescimento de um microrganismo que vive às custas de um hidrocarboneto oxidável. Este processo é bem documentado nos experimentos de **DAVIS e RAYMOND** e **DUROS e FRANKENFELD**, citados por **TRAXLER e FLANNERY (1968)**. Eles comentam que um organismo não irá crescer ou oxidar um alkylbenzene, mas irá oxidar rapidamente um alcano tal como *n*-octano. Se os dois hidrocarbonetos são misturados é possível detectar os produtos da oxidação do alkylbenzene. No experimento deles o alkylbenzene foi oxidado somente ao estágio de ácido graxo e a fissão da cadeia não ocorreu.

THOMAS e WARD (1989) trabalharam com variações das práticas padrões de biorremediação usando aceptores de elétron alternado e a adição de microrganismos com capacidades metabólicas especializadas. Os solventes clorados alifáticos tais como 1,1,1-tricloroetano e 1,1,1-tricloroetileno foram recalcitrantes na presença de oxigênio, no entanto, enriquecimento de amostras com gás natural ou metano, selecionou a população de microrganismos que efetuou o co-metabolismo destes compostos. Selecionando os metanotróficos ou microrganismos que utilizam o metano, que possuem a enzima monooxygenase que oxida o metano em alcano, alceno, e metanos halogenados, o solvente foi coincidentemente co-metabolizado. Muitos destes etanos clorados (CEs) podem ser convertidos em meio aeróbico somente por co-metabolismo (**SIPKEMA, 1997**). Este mesmo autor trabalhou com o metanotrófico *Methylosinus trichosporium*.

VOGEL e McCARTY (1985) avaliaram a biotransformação do tetracloroetileno (PCE) em condições metanogênicas e em meio anaeróbico. Os estudos demonstraram claramente que existe o potencial para a completa mineralização do PCE à CO₂ no solo e em outros sistemas.

Vários solventes clorados são co-metabolicamente metabolizados por microrganismos na presença de metano e tolueno (**EDWARDS e COX, 1997**). Em outros casos butano é considerado substrato co-metabólico para a maioria dos cloroetanos, 1,1-dicloroetileno, cloreto de vinil e cis-1,2-dicloroetileno (**KIM et al., 1997**).

LITTLE et al. (1988) e **KANE et al. (1997)** demonstraram que tricloroetileno (TCE) é co-metabolizado na presença de metano por bactérias metanotróficas. **TOVANABOOTH et al. (1993)** trabalharam com cinco substratos co-metabólicos (fenol, metano, propano, propileno e butano) para tratamento de TCE e acharam que a aplicação de nitrato resulta numa mais rápida utilização dos substratos, acarretando num mais efetivo co-metabolismo do TCE. **NELSON et al. (1988)** também verificaram a possibilidade de tratamento de TCE por organismos que degradam hidrocarbonetos aromáticos (co-metabolismo). Citam também que a microflora natural pode também ser estimulada a degradar TCE quando induzida com tolueno ou fenol. Em outro trabalho envolvendo a degradação de tricloroetileno no solo, **WILSON e WILSON (1985)** verificaram a degradação do mesmo expondo o solo à presença de gases que continham hidrocarbonetos como metano, etano, propano, butano, pentano e hexano.

FOGEL et al. (1986) também trabalharam com culturas mistas que utilizam metano para a biodegradação de etanos clorados e **HOPKINS et al. (1993)** estudaram a habilidade de diferentes microrganismos aeróbicos para degradar co-metabolicamente tricloroetileno (TCE), 1,2-cis-dicloroetileno (c-DCE) e 1,2-trans-dicloroetileno (t-DCE). Estes últimos autores demonstraram que com a adição de fenol ou tolueno ocorreu a remoção de c-DCE em torno de 90 % seguido pela remoção de TCE em torno de 60 a 70 %. Já a remoção de t-DCE em torno de 90 % era mais efetiva quando se adicionava metano.

AZIZ et al. (1997) trabalharam com a degradação co-metabólica de misturas de solventes clorados utilizando um mutante metanotrófico (*M. trichosporium* OB3b PP358). O objetivo era verificar se ocorria inibição competitiva, de acordo com a concentração, quando misturas binárias de solventes clorados alifáticos eram degradados por co-metabolismo. As inibições ocorreram, mas não causaram impactos significativos sobre as taxas de biodegradação nas concentrações estudadas.

Já **HIRL e IRVINE (1997)** trabalharam com populações mistas capazes de degradar

fenol para verificar o potencial co-metabólico de oxidação do percloroetileno. Eles aclimataram a população com percloroetileno como acceptor de elétron na ausência de oxigênio e com glucose e fenol como doadores de elétron. Os experimentos demonstraram que a decloração do PCE ocorre com culturas mistas que são periodicamente expostas ao oxigênio. Condições anaeróbicas não são requeridas para a cultura mista para declorar o PCE. O meio anaeróbico é requerido para a seleção e enriquecimento do consórcio, para promover o estado fisiológico necessário e para providenciar as condições necessárias onde o PCE pode ser usado como acceptor de elétron.

SHIN et al. (1997) demonstrou a degradação de TNT (2,4,6-trinitrotoluene) por *Clostridium bifermentans* através do co-metabolismo proporcionado quando se adiciona fontes de carbono e nitrogênio fermentáveis. **FRANCIS et al. (1978)** trabalharam com espécies de *Pseudomonas* descrevendo a habilidade destes para co-metabolizar análogos do DDT na presença de difeniletano.

WANG et al. (1984) verificaram o efeito da concentração de isopropyl N-fenilcarbamato (IPC) e de compostos orgânicos e inorgânicos sobre a taxa de mineralização e co-metabolismo. Notaram em seus experimentos que ocorria o metabolismo do IPC a uma concentração de 1µg/ml, mas sem a produção de CO₂, provavelmente por processos de co-metabolismo. No entanto, o composto era mineralizado em concentrações mais baixas. Citam ainda os autores, que com a mineralização não ocorre a formação de produtos intermediários, que podem ser tóxicos, do que quando ocorre o co-metabolismo. Desta forma as taxas de mineralização do IPC em lodo ativado, glucose e compostos aromáticos no solo foram afetadas pela concentração do substrato. A mineralização ocorre a uma concentração e o co-metabolismo a outra.

2.4 Biodegradação de Lodo de Esgoto e Outros Compostos

O tratamento de esgotos urbanos gera um subproduto denominado lodo de esgoto, de disposição final problemática no processo operacional das estações de tratamento. Geralmente, a fase mais onerosa do tratamento de águas residuárias é o processamento e a disposição final do lodo, que pode alcançar 60 % do orçamento operacional para o controle da poluição das águas (**ANDREOLI et al., 1997**).

SANTOS (1984) e **BONNET (1997)** citam a possibilidade do tratamento de lodos de esgoto doméstico em sistema de *landfarming* e o último autor cita que são quesitos para disposição em *landfarming* a desidratação a um teor de sólidos de no mínimo 15 %. A

população do *landfarming* pode ser usada para degradar substâncias de difícil decomposição, também existentes em lodos de esgoto.

Lodos de esgoto municipais possuem também uma grande quantidade de microrganismos (SOPPER, 1993). Esta população, no entanto, é de pequena importância quando comparada com a população microbiana do solo estimulada pela adição do lodo (FRESQUEZ e LINDEMANN, 1982). Lodos de esgoto são também fontes importantes de nitrogênio, fósforo e compostos orgânicos estáveis como lignina, celulose, compostos orgânicos nitrogenados, lipídios, graxas, óleos, resinas e outros (CLAPP et al., 1986; BONNET, 1997).

Hydrocarbonetos alifáticos são constituintes de óleo cru e produtos de petróleo refinados, incluindo combustíveis. Numerosos compostos naturais e xenobióticos contêm anéis alicíclicos e aromáticos, sendo encontrados em ceras, óleo cru, produtos de petróleo refinados e outros (SKLADANY e METTING, 1993). Compostos aromáticos policíclicos (PAHs ou PNAs) são encontrados em produtos de petróleo, e também em lodos de esgoto (RECHCIGL, 1995). Compostos halogenados são também frequentemente encontrados como constituintes de poluentes orgânicos. Exemplos incluem solventes, pesticidas e PCBs (SKLADANY e METTING, 1993). No lodo também encontramos PCBs (RECHCIGL, 1995). Repetidas aplicações de lodo na Inglaterra resultaram na elevação dos níveis de PAHs do solo, mesmo após 25 anos da aplicação do lodo ter sido terminada (WILD e JONES, 1993).

O efeito da matéria orgânica do lodo de esgoto sobre as propriedades físicas do solo é bem relatado em CLAPP et al. (1986) e PARR e HORNICK (1993). A aplicação deste material infere mudanças na agregação e estabilidade de agregados do solo, porosidade e distribuição do tamanho dos poros, condutividade hidráulica e retenção de umidade. Geralmente há a melhoria destas propriedades com a adição de lodo. GUIDI et al. (1983) verificaram o efeito de três frações extraídas de lodos aeróbicos e anaeróbicos na estabilidade de agregados e área superficial do solo. Com a adição de lodo houve aumento da estabilidade dos agregados do solo, principalmente devido às frações solúveis em éter e álcool.

MAKI et al. (1997) trabalhando com lodo proveniente de águas residuárias, verificaram que os mesmos quando aplicados em sistemas contaminados com óleo cru promovem um aumento da velocidade de degradação de alcanos e “alkylnaphthalenes” concluindo que os microrganismos do lodo são os responsáveis por esse aumento.

Já em **BEWLEY et al. (1990)**, os autores notaram certo decréscimo na taxa de degradação de hidrocarbonetos com a adição de lodos de esgoto, provavelmente devido ao fornecimento de uma fonte de carbono rapidamente disponível. Neste mesmo trabalho demonstraram um estímulo significativo da degradação de hidrocarbonetos pela adição de extrato de levedura.

DAVE et al. (1994) trabalharam com resíduos oleosos e culturas mistas de bactérias hábeis na degradação de resíduos oleosos e obteve 70 % de degradação em torno de 30 dias, em comparação com o controle que obteve 40 %. As bactérias usadas eram obtidas do lodo ativado do biotratamento da indústria petroquímica e do solo contaminado com resíduo oleoso. O aumento biológico mencionado, leva a um significativo incremento no número de bactérias hábeis na degradação do resíduo oleoso. Notaram incremento na biodegradação com a adição de glucose e extrato de levedura, atribuído ao estímulo da atividade metabólica das culturas mistas. Estimulações similares da degradação de hidrocarbonetos e outros poluentes por tais aditivos tem sido reportados por **SCHMIDT et al. (1987)** e **HESS et al. (1990)**. **HESS et al. (1990)** demonstraram o sucesso da utilização de substratos suplementares para aumentar a degradação de compostos tóxicos, como o 2,4-dinitrofenol, em reatores que contêm comunidades microbianas heterogêneas. **SCHMIDT et al. (1987)** estudou o efeito de um substrato secundário na mineralização de p-nitrofenol (PNP) e notaram que a adição de glucose habilita a degradação de altas concentrações de PNP.

Já **MIELNICZUK (1991)** não constatou benefícios favoráveis à mineralização da borra oleosa com a adição de glucose. Notou também que a adição de borra oleosa retarda a degradação da glicose adicionada, pelo menos nos períodos iniciais, indicando ação inibitória da borra, provavelmente pela eliminação de parte da população microbiana estimulada pela presença de glicose. Alguns autores citam que os microrganismos não degradam uma fonte de carbono de estrutura química complexa, como hidrocarbonetos aromáticos componentes da borra, na presença de uma fonte prontamente disponível de carbono como a glicose (efeito *sparing*) (**BOSSERT e BARTHA, 1984**). **MIELNICZUK (1991)** trabalhou com um solo que não possuía uma população adaptada à degradação de resíduos oleosos. Esta população foi estimulada pela presença de glicose e inibida pela posterior adição de hidrocarbonetos. **MORGAN e WATKINSON**, citados por **API (1995)**, também encontraram efeitos inibitórios, só que quando da adição de glucose sobre a biodegradação de sítios contaminados por hidrocarbonetos de petróleo (efeito *sparing*).

HUESEMANN e MOORE (1993) trabalharam com solos contaminados com óleo e os seguintes constituintes dos vários tratamentos realizados: esterco de vaca, fertilizante e lodo

de esgoto. O desaparecimento dos contaminantes foi mais rápido no tratamento que envolveu todos os constituintes, mas apresentou no final o mesmo nível de degradação comparado com o tratamento em que só houve a adição de nutrientes. O tratamento com todos os constituintes acelerou a biodegradação do solo contaminado. A adição de somente o lodo de esgoto sozinho não foi suficiente para proporcionar uma eficiente biodegradação.

BROWN et al. (1998) estudaram a aplicação, em solos contaminados com produtos de petróleo, de lodos provenientes de águas residuárias com alto teor de nitrogênio e outros com baixo teor de nitrogênio. Trabalharam com 10 a 15 % de participação de lodo na mistura total. Concluíram que o uso de lodos com alto teor de nitrogênio aceleram a biodegradação de hidrocarbonetos de petróleo comparados com a aplicação de lodos com baixo teor de nitrogênio.

DIBBLE e BARTHA (1979a) estudaram os efeitos de parâmetros ambientais sobre a biodegradação de lodo oleoso que era monitorada pela evolução do CO₂ e pela análise de hidrocarboneto residual. Notaram em seus experimentos que a adição de lodo de esgoto interfere na biodegradação de hidrocarbonetos. As incubações eram realizadas com 10 g de solo, 10 g de areia e 2,08 g de lodo oleoso contendo 500 mg de hidrocarbonetos extraíveis. O solo do estudo possuía baixa fertilidade e condições adversas que poderiam comprometer a população de microrganismos. Para isso, o solo era inoculado com 0,1 % de um solo agricultável pré - incubado com 0,5 % de hidrocarbonetos de lodos oleosos. A mistura foi corrigida para 60 % da capacidade de campo. O lodo de esgoto doméstico utilizado possuía 31,4 % de matéria orgânica e foi adicionado a 1 % de concentração (peso seco). A incubação durou 83 dias. Os resultados foram mostrados em porcentagens de biodegradação de lodo oleoso, tendo sido realizados controles com solo, com lodo oleoso e com lodo de esgoto. O solo com lodo oleoso apresentou 19 % de biodegradação de lodo oleoso determinada pela evolução do CO₂, enquanto que com a adição de lodo de esgoto a biodegradação de lodo oleoso passou a ser 13,6 %. Estes autores citam que muitos componentes orgânicos do lodo de esgoto podem auxiliar transformações co-metabólicas de muitos hidrocarbonetos recalcitrantes, mas de acordo com os resultados este material não pareceu ser favorável a biodegradação do lodo oleoso. Estes autores explicam a redução da biodegradação na presença de lodo de esgoto, pela seleção de uma população não favorável para a degradação de hidrocarbonetos e ainda, notaram o positivo efeito do lodo de esgoto sobre a produção de CO₂ do solo controle excluindo um possível efeito anti-microbiano pela adição do material.

TERRY et al. (1979) notaram que a decomposição inicial proporcionada pela adição de lodo de esgoto aos solos promove um aumento na degradação da matéria orgânica do solo, decorrente da matéria orgânica rapidamente decomponível do lodo. Verificaram também que aproximadamente 62 % do C orgânico do lodo era resistente a decomposição. Notaram que a decomposição do lodo era rápida durante os primeiros 28 dias de incubação e que decresceu a uma taxa muito baixa próximo a uma taxa constante para o período remanescente. Ao fim de 336 dias de incubação, 46 % do carbono orgânico do lodo sintético evoluiu como CO₂. Em comparação, 26 a 42 % do carbono orgânico adicionado evoluiu como CO₂ para os solos tratados com lodos municipais e incubados por 130 dias. A decomposição do lodo no solo aumentou a degradação da matéria orgânica nativa do solo em aproximadamente 100 % num período de 336 dias. Ao fim de 168 dias de incubação, 62 % do carbono orgânico marcado residual do lodo foi recuperado dos solos como ácido húmico e fúlvico (transformação para materiais estabilizados). O uso de lodo com carbono marcado permite medir o aumento da degradação da matéria orgânica dos solos e a determinação da natureza do carbono orgânico residual do lodo após incubação com os solos. O uso de carbono marcado permite a identificação de que parte do total de CO₂ produzido foi originado da decomposição do carbono orgânico do solo e que parte do CO₂ evoluído foi derivado da decomposição do lodo.

CASARINI et al. (1988) no desenvolvimento de técnicas para avaliar a biodegradação de lodo oleoso em sistema de *landfarming*, avaliaram a produção de CO₂ de aplicações de lodo oleoso na dose de 1 g e 2 g de lodo para 10 g de solo. Trabalharam com solo de *landfarming* adicionando uma mistura de lodo de esgoto e resíduos da indústria do petróleo nas doses de 210 e 420 ton/ha. O lodo oleoso possuía 10,8 % de óleos e graxas e os autores assumiram que 85 % da soma de óleos e graxas era carbono. Desta forma, foram aplicados com 1g de lodo, 108 mg de óleos e graxas com 91,8 mg de carbono ou 7.650 μmol de carbono. No tratamento 1, com a aplicação de 1g de lodo oleoso, mas sem correção do solo, houve a produção de 1.938 μmol de CO₂, apresentando uma taxa de biodegradação de 25,34 %. No tratamento 2 com a mesma taxa de aplicação e correção do pH, obtiveram uma produção de 2.514 μmol de CO₂, com uma taxa de biodegradação de 33 %. No tratamento 3, a soma de lodo aplicado foi o dobro (15.300 μmol de carbono) e a soma total de CO₂ produzido foi de 3.720 μmol, com uma taxa de biodegradação de 24,31 %. No experimento, um grama de lodo oleoso em dez gramas de solo representaram a aplicação de 210 ton/ha de lodo oleoso.

SHARABI e BARTHA (1993) estudaram a biodegradabilidade dos solos através da evolução do CO₂ e mostraram que a adição de matéria orgânica rapidamente decomponível estimula a mineralização da matéria orgânica do solo que contribui para a evolução do CO₂. Neste caso, para calcular a evolução líquida do CO₂ subtrai-se a evolução de CO₂ do tratamento onde não houve adição de substrato, da evolução de CO₂ do tratamento onde houve a adição de substrato. No entanto, mais que metade da produção líquida de CO₂ pode ser proveniente da matéria orgânica do solo que é degradada devido a adição de determinado substrato.

MILLER (1974) reportou que somente 20 % do carbono orgânico adicionado evoluiu como CO₂ quando o lodo era aplicado ao solo e a mistura incubada em laboratório por 6 meses. Os dados mostraram que a decomposição do lodo ocorre durante os primeiros meses de incubação. Observou também que a taxa de decomposição do lodo era largamente independente das diferenças das propriedades dos solos. Este mesmo autor verificou que a temperatura do solo é um fator muito importante na decomposição do lodo de esgoto. **MARSHALL e DEVINNY (1988)** notaram que nas estações frias os resultados de biodegradação medidos pela respiração do solo são mais baixos do que os medidos nas estações quentes.

TESTER et al. (1977) encontraram que 16 % do carbono orgânico adicionado era liberado como CO₂ em 54 dias e que a produção de CO₂ era linearmente relacionada a taxa de adição do composto. **SOMMERS et al. (1976)** observaram que 20 a 25 % do carbono orgânico de um lodo de esgoto adicionado a 5 tipos de solos com texturas diferentes era perdido como CO₂ durante um ano de incubação. A decomposição dos lodos pode ser superestimada pela simples medida da evolução de CO₂ devido aumentar a degradação da matéria orgânica dos solos como resultado da adição do lodo.

AGBIM et al. (1977) reportaram que de 19,6 a 28,5 % do carbono orgânico de um lodo de esgoto foi evoluído como CO₂ em um ano. As altas taxas iniciais de decomposição ocorrem devido ao carbono facilmente decomponível do lodo de esgoto. Estes autores citam que ocorre decréscimo na taxa de decomposição com o aumento nas taxas de aplicação de lodo de esgoto em conjunto com resíduo lenhoso e que a produção de CO₂ é muito baixa quando ocorre a aplicação de 100 % de lodo de esgoto ou resíduo lenhoso. Trabalharam com dois tipos de resíduos, um deles era o lodo e o outro um resíduo lenhoso, sozinhos e misturados. O resíduo lenhoso é de difícil decomposição, possuindo também baixa relação C/N e sendo aplicado com lodo de esgoto proporciona uma melhor utilização do N que se perde quando o lodo de esgoto é aplicado sozinho aos solos. Perceberam ainda que ocorre

acrécimo na produção de CO₂ com o acréscimo das taxas de aplicação dos resíduos juntos, ocorrendo decréscimo nas porcentagens degradadas. Estes autores perceberam que com 25 % de lodo de esgoto e 75 % de resíduo lenhoso obtinham o melhor resultado de respiração e que com aumento das porcentagens de lodo de esgoto ocorria redução nas taxas de degradação. Ainda correlacionaram este achado com a mineralização e imobilização de nitrogênio e o crescimento das plantas. Notaram imobilização de nitrogênio no tratamento com 25 % de lodo de esgoto e 75 % de resíduo lenhoso, onde houve crescimento pobre das plantas e correlação negativa entre a respiração e a mineralização de nitrogênio.

MIKESELL e BOYD (1988) trabalharam com o aumento da degradação de pentaclorofenol no solo induzindo a anaerobiose e promoção biológica com lodo de esgoto. Adicionaram lodo a uma taxa de 5g.kg⁻¹ (com base no peso seco) e incubaram a mistura anaerobicamente. As concentrações de PCP eram inicialmente de 10-30 ppm e foram completamente degradadas em 28-35 dias. No solo incubado anaerobicamente sem lodo ou no solo aeróbico com ou sem lodo, PCP persistiu entre 55 % a 90 % respectivamente, remanescendo após 56 dias. Estes mesmos autores demonstraram a redutiva declorinação do PCP por microrganismos anaeróbicos encontrados em lodos de esgoto municipais. Notaram que há poucas diferenças na degradação do PCP com altas doses adicionadas de lodo de esgoto (10-25g.kg⁻¹). Os tratamentos aeróbicos neste caso foram semelhantes aos tratamentos com lodo autoclavado, onde a degradação foi de 0 %. Tratamentos anaeróbicos sem a adição de lodo de esgoto indicaram que a microflora indígena é capaz de degradar PCP. Quando o lodo autoclavado era adicionado ao solo ativo ou autoclavado, a concentração de PCP remanescente era alta e não se detectou produtos da declorinação. Uma menor concentração de PCP no solo ativo com lodo estéril indica uma estimulação dos organismos nativos do solo pela adição do lodo. Quando o lodo ativo era adicionado ao solo, a degradação do PCP era substancial e a série típica dos produtos da declorinação eram notados. Quando o lodo era adicionado ao solo estéril, a degradação do PCP era maior que quando adicionado ao solo não estéril. Isto indica que os micróbios nativos do solo competem com os organismos adicionados pelo lodo (mas também deve ser devido a liberação de nutrientes do solo autoclavado que estimula a população do lodo). No entanto as diferenças foram muito pequenas e o mais importante é que ocorre a degradação do PCP com a adição do lodo de esgoto.

SWINDOLL et al (1988) estudaram a adição de fontes de carbono alternativas, tais como glucose ou aminoácidos, e seus efeitos. Encontraram que a adição de tais compostos inibem a mineralização de substratos xenobióticos provavelmente devido à repressão

catabólica. Esta inibição é resultado de uma utilização preferencial de carbono facilmente degradável. Perceberam os autores que combinações de vários nutrientes resultam numa melhor mineralização dos poluentes do que quando são adicionados os nutrientes isolados. Muitos tipos de organismos podem ser requeridos para degradar seqüencialmente compostos xenobióticos e cada espécie pode ter seu requerimento particular de nutriente a qualquer hora.

DESCHÊNES et al. (1995) trabalharam medindo a influência dos surfactantes sobre a biodegradação de PAH em solos contaminados com creosoto e notaram decréscimo na biodegradação de PAHs quando da aplicação do surfactante (SDS – “sodium dodecyl sulfate”). Sugerem os autores que o surfactante era usado como substrato preferencial pela microflora autóctone.

RENFRO (1991) relata um método para aumentar a biorremediação de solos contaminados com hidrocarbonetos, através da utilização de resinas catiônicas trocadoras de íons que alteram as propriedades químicas dos contaminantes para promover a proliferação de bactérias e outros microrganismos capazes da descontaminação. O método propõe a mistura de tais resinas com solos contaminados por hidrocarbonetos. Cita que o processo de degradação natural pode ser promovido pela direta adição de materiais biológicos ao solo numa soma suficiente para degradar os hidrocarbonetos ou pelo aumento da proliferação dos organismos que degradam hidrocarbonetos, ora naturalmente presentes nos solos, ora presentes como resultado de uma inoculação. A proliferação melhora quando se ajustam as condições do meio ou pela adição de nutrientes.

2.5 Respiração do Solo

A escolha do parâmetro respiração do solo, se deve ao fato deste ser de fácil determinação e por apresentar correlação com a atividade microbiana do solo (**NANNIPIERI et al., 1978**), tendo sido amplamente utilizado para estudos relativos à biomassa microbiana e à biodegradação, inclusive para resíduos petroquímicos (**BROWN et al., 1991; ALMEIDA e CARVALHO, 1994a; ALMEIDA e CARVALHO, 1994b; CARVALHO et al., 1994a; CARVALHO et al., 1994b; CARVALHO et al., 1994c; MIELNICZUK, 1991**).

A respiração da comunidade do solo tem sido usada como um indicador da atividade biológica no perfil do solo e nos dá uma melhor estimativa da relativa atividade microbiana entre solos do que a contagem de populações (**SOPPER, 1993**).

A determinação da respiração do solo através da titulação ácido - base onde uma solução alcalina captura o CO₂ produzido pelo solo, sendo posteriormente titulada por um ácido para se determinar a produção do mesmo, é uma das formas mais encontradas na literatura para avaliação da atividade microbiana (STOTZKY, 1965; MILLER, 1974; AGBIM et al., 1977; TERRY et al., 1979a; CASARINI et al., 1988; MARSHALL e DEVINNY, 1988; PAUL e CLARK, 1989, PRANTERA et al., 1991; ANDERSON e INGRAM 1993; ZIBILSKE, 1994; RIIS et al., 1995).

Em outros trabalhos a medida da atividade microbiana se dá pelo consumo de O₂ (DOBSON e WILSON, 1964 e GUDIN e SYRATT, 1975).

Já no trabalho de MARSHALL e DEVINNY (1988), a atividade dos microrganismos era medida pela captura do CO₂. Dizem estes autores que a medida da atividade microbiana de solos tratados com resíduos de petróleo pelo consumo de oxigênio é uma forma inapropriada de determinação devido a presença de sítios anaeróbicos. Um sistema completamente aeróbico é necessário para o consumo de oxigênio para medir precisamente a atividade microbiana (STOTZKY, 1965).

Os estudos de respiração indicam que a oxidação de hidrocarbonetos é muito similar à oxidação de outros compostos orgânicos, e que os produtos finais tais como CO₂, água, ácidos orgânicos e hidrocarbonetos insaturados são produzidos (BUSHNELL e HAAS, 1941).

A adição de hidrocarbonetos aos solos é freqüentemente seguida de um incremento no consumo de oxigênio (ODU, 1972). WATTS et al. (1982), trabalhando com aplicação de resíduos oleosos no solo, medindo a atividade microbiana pela evolução do CO₂, encontraram índices de respiração 6 vezes maior em sítios que tiveram a aplicação de resíduo oleoso em comparação com aqueles sem a aplicação. GRUIZ e KRISTON (1995) encontraram valores de respiração pela evolução do CO₂ dez vezes maior que o normal, provando a presença da biodegradação em solos contaminados com óleo. Citam também o decréscimo no conteúdo de óleo.

DOBSON e WILSON (1964) em seus estudos de biodegradação, mostraram que o consumo de O₂ pelo solo com querosene era significativamente maior do que o solo com óleo mineral ou petróleo. Amostras com 2 % de petróleo cru possuíam maior taxa de respiração (consumo de 35,84 ml de O₂/60 horas); amostras com 10 % apresentaram consumo de 26,75 ml de O₂/60 horas; e amostras com 20 % apresentaram consumo de 11,78 ml de O₂/60 horas, valor este muito próximo ao obtido pelo controle que foi de 9,0 ml de O₂/60 horas.

SWANNELL et al. (1997) trabalharam com a avaliação no campo da biorremediação de óleo cru. Os resultados do trabalho mostraram claramente que as medidas da evolução do CO₂, feitas “in situ”, podem ser usadas como orientação acurada que permitem o sucesso da biorremediação no campo.

Num experimento conduzido por **SEAKER e SOPPER (1988)**, estudando a taxa de decomposição do lodo de esgoto aplicado em solos, verificou que a mesma era mais alta quanto mais velho era o sítio. Provavelmente, a população de fungos e bactérias eram mais capazes na decomposição de celulose e húmus quanto mais velho era o sítio. No primeiro ano de aplicação do lodo foi verificado uma menor taxa de decomposição, sendo este fator atribuído a comunidade microbiana jovem ter menor diversidade e ser menos especializada. A atividade respiratória no primeiro ano foi a mais alta de todas, sendo este fator explicado pela presença de carbono prontamente disponível. Conclui-se no trabalho, que o lodo possui uma parcela da matéria orgânica fácil de ser decomposta, gerando taxas de respiração mais elevadas no início do processo de decomposição e que a comunidade microbiana especializada em frações mais estabilizadas surge após a decomposição de compostos facilmente degradáveis como carboidratos.

ANTONIEWSKI e SCHAEFER (1972), citados em **GUDIN e SYRATT (1975)**, mostraram através do uso de antibióticos e inibidores, que o incremento no consumo de oxigênio é devido a atividade microbiana. O incremento no consumo de oxigênio não necessariamente indica um incremento no número de microrganismos, mas uma redistribuição da população microbiana.

RIIS et al. (1995) trabalharam com óleos leves e pesados, aplicados aos solos e em meios líquidos, monitorados pelo consumo de O₂ e concentração total de hidrocarbonetos. A degradação foi catalisada pela introdução de comunidades isoladas de microrganismos dos sítios contaminados. Maiores índices de respiração foram obtidos para os solos e meios líquidos contaminados e a curva de respiração acumulada de acordo com o tempo de incubação foi semelhante àquela encontrada por **TERRY et al. (1979)**, onde os acréscimos no consumo de O₂ foram decrescentes com relação ao tempo de incubação, indicando redução das frações mais facilmente decompostas.

HERBES e SCHWALL (1978) citam que os dados de taxas microbianas devem ser considerados em conjunção com taxas de outros processos de transformação ambiental, incluindo fotólise, bioacumulação, sorção e sedimentação (no caso de rios e lagos). **CASARINI et al. (1988)**, que trabalharam com sistema de *landfarming*, relatam na introdução de seu trabalho que o tratamento de resíduos oleosos de petróleo estão sujeitos a

vários mecanismos que promovem a degradação. Muitas das substâncias do petróleo são voláteis e instáveis sob condições normais. Quando ocorre a disposição no *landfarming*, o óleo está sujeito à evaporação, fotodecomposição, adsorção, percolação e biodegradação. Citam ainda que aproximadamente 50 % do carbono presente no teor de óleos e graxas de um lodo oleoso é convertido para biomassa e húmus no solo.

3 Material e Métodos

3.1 Material

3.1.1 Local e Classificação do Clima e Solo

Os experimentos foram realizados na área industrial da Refinaria Presidente Getúlio Vargas - REPAR, localizada na Rodovia do Xisto, Km. 16,5, BR-476, Município de Araucária, região Metropolitana de Curitiba, Estado do Paraná, Brasil, com a georeferenciação de 25° 35' 21'' S de latitude e 49° 25' 00'' W Gr de longitude.

O clima do local é classificado como Cfb, de acordo com Köppen, caracterizado por ser zona de clima quente-temperado sub-tropical e fresco até frio, no inverno. Possui uma precipitação média anual em torno de 1.500 mm, estando localizada a 897 m de altitude.

Os solos objetos do estudo, são de áreas de empréstimo decorrentes do deslocamento de horizontes superficiais, para regiões de aterro na época da construção da refinaria através de operações de terraplenagem. Antes da atividade antrópica a região caracterizava-se pela existência de latossolo vermelho-amarelo e podzólico vermelho amarelo (**PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE ARAUCÁRIA, 1995**).

3.1.2 Área Experimental 4t, *Landfarming* e Padrão

O solo utilizado para a montagem do Experimento Preliminar, tem sua origem da área da REPAR denominada a4t, que é caracterizada por ter solo argiloso e vegetação constituída por poáceas.

O *landfarming* da REPAR é utilizado para tratamento de resíduos oleosos e é constituído de oito células com aproximadamente 0,5 ha cada. A camada reativa do *landfarming* foi utilizada para tratamento de lodo de esgoto e como fonte de inóculo para os Experimentos Preliminares e Bandejas. Define-se camada reativa, como a porção de solo que recebe os resíduos a serem tratados.

Para o Experimento Bandejas, foi utilizado solo coletado de horizonte B, proveniente de uma área próxima ao *landfarming* da REPAR.

3.1.3 Materiais para Determinação da Matéria Orgânica Total

Os materiais usados para determinação do teor de matéria orgânica total do Experimento *landfarming*, são os seguintes:

- Duas muflas (550 °C e 800 °C);
- Dessecador;
- Cadinhos de porcelana;
- Balança de precisão;
- Peneira malha 0,59 mm (USBS-30 e Tyler-28); e,
- Estufa 105 °C.

3.1.4 Reagentes

Para determinação da respiração do solo do Experimento Preliminar e Bandejas, foram usados os seguintes reagentes:

- Solução de ácido sulfúrico 0,025 N (H_2SO_4 – teor 95 – 98 % - P.A.);
- Solução de hidróxido de sódio 0,5 N (NaOH – teor 97 % - P.A.) padronizada com biftalato de potássio (teor 99,8 % - P.A.) ; e,
- Fenolftaleína (1 % - P.A.).

3.1.5 Lodo de Esgoto e Substrato Oleoso

O lodo de esgoto utilizado é proveniente da estação de tratamento de esgotos de Curitiba, denominada ETE – Belém (SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná) e foi aplicado aos Experimentos Preliminares, Bandejas e *Landfarming*.

O substrato oleoso aplicado aos Experimentos Preliminares e Bandejas, é proveniente do TQ-4107. Este tanque recebe material coletado pelo sistema de tratamento de efluentes de separação de água e óleo da REPAR.

3.2 Métodos

3.2.1 Amostragens de Solo

3.2.1.1 Camada Reativa do *Landfarming*

Para a coleta da camada reativa do *landfarming* utilizou-se trado tipo holandês. Foram realizados 45 pontos de amostragem por célula de 0,5 ha, com 20 cm de profundidade, para realização de análises para o Experimento *Landfarming*.

Para o inóculo, a coleta foi realizada com trado tipo holandês de todas as oito células do *landfarming* da REPAR (PETROBRAS, 1996), com 15 pontos de amostragem a 20 cm de profundidade.

3.2.1.2 Experimento Preliminar

O solo da área a4t foi coletado com o auxílio de trado tipo holandês a uma profundidade de 20 cm para montagem do Experimento Preliminar.

3.2.1.3 Experimento Bandejas

A coleta do solo para o Experimento Bandejas foi realizada com o auxílio de pá-carregadeira. Foram coletados aproximadamente 500 kg de solo, a uma profundidade de 50 cm, para montagem dos tratamentos. Este solo foi denominado solo padrão para fins de controle e referência.

3.2.2 Preparo de Amostras de Solo

3.2.2.1 Montagem dos Experimentos

O preparo do solo para montagem do Experimento Bandejas foi realizado da seguinte forma:

- *Solo Padrão* - O solo foi seco ao ar, peneirado em malha com abertura de 10 mm e homogeneizado;

- *Inóculo e Solo a4t* - Foram secos ao ar, homogeneizados e peneirados em malha de abertura de 2mm (Tyler-9 – USBS-10).

3.2.2.2 Determinação da Matéria Orgânica

O preparo do solo da camada reativa do *landfarming* foi seco ao ar, inicialmente, e em estufa a 105 °C, homogeneizado e peneirado em malha 0,59 mm (USBS-30 e Tyler-28).

3.2.3 Amostragem do Substrato Oleoso

O substrato oleoso utilizado foi o *slop oil* armazenado no TQ-4107 da REPAR. Este material foi coletado através de sucção lateral à uma altura aproximada de 3,5 a 6,5 m.

3.2.4 Amostragem do Lodo de Esgoto

O lodo de esgoto utilizado nos experimentos foi coletado após o filtro desaguador, tipo *Beltpress*.

3.2.5 Análises de Solo, Substrato Oleoso e Resíduos Oleosos e Lodo de Esgoto

3.2.5.1 Solos

As análises químicas do solo padrão foram realizadas no laboratório de análises químicas do Departamento de Solos da UFPR e a metodologia utilizada conforme **PAVAN et al. (1992)**. Nesta, o pH é determinado em solução de CaCl_2 0,01 mol/dm³; a solução extratora para o Al^{3+} é KCl 1 N; para $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ utiliza-se tampão acetato de cálcio 1 N a pH 7; para $\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}$ usa-se KCl 1 N e determinação por titulação inversa; para P e K utiliza-se extrator Mehlich I (descrito em trabalho mimeografado segundo **THOMAS e PEASLEE, 1973**). Para a determinação do teor de carbono foi usado o método de **WALKLEY & BLACK (1934)**. Para as análises físicas do solo padrão realizadas no laboratório de análises físicas do Departamento de Solos da UFPR, seguindo a metodologia descrita em **EMBRAPA (1997)**.

As análises químicas e físicas da camada reativa do *landfarming* e do solo a4t foram realizadas no TECPAR, conforme a metodologia descrita na circular n° 9/78 do IAPAR (**MUZILLI, 1978**).

3.2.5.2 Substrato Oleoso e Resíduos Oleosos

O teor de óleos e graxas do substrato oleoso e dos resíduos oleosos foi determinado com extrator Soxhlet, com n-heptano e tolueno, através do método de ensaio ME-6360-026 (PETROBRAS, 1997a).

Para determinação do teor de metais pesados, o substrato oleoso foi submetido à digestão ácida (UNION OIL PETROLEUM, 1991). As leituras de metais pesados foram realizadas em aparelho de plasma ARL 3410+ICP.

3.2.5.3 Lodo de Esgoto

A análise do lodo de esgoto foi efetuada de acordo com o manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná (SANEPAR, 1997).

A análise apresentada na **Tabela 1** representa a média dos lodos de esgoto provenientes de tratamento aeróbico, do Estado do Paraná.

Tabela 1: “Composição Média dos Lodos Aeróbicos do Estado do Paraná (porcentagem em relação ao peso seco)”

Lodo	Umidade (%)	Ntotal (%)	P ₂ O ₅ total (%)	K ₂ O (%)	Ca (%)	Mg (%)	pH	M.O. (%)	C (%)	C/N
Aeróbio	85	4,91	3,70	0,36	1,59	0,60	5,9	69,4	32,1	6

3.2.6 Determinação da Respiração do Solo

O método utilizado para determinação da respiração do solo consiste da microdestilação do CO₂ com NaOH 0,5 N e posterior titulação do NaOH residual com H₂SO₄ 0,025 N, conforme metodologia de CARVALHO et al. (1994a e b), ALMEIDA e CARVALHO (1994a e b) e PETROBRAS (1997b).

O CO₂ atmosférico (branco), foi capturado em frascos utilizados na incubação, inserindo dentro dos mesmos, tubos com hidróxido de sódio 0,5 N ausente de solo nos frascos.

3.2.7 Acompanhamento da Respiração do Solo

3.2.7.1 Experimento Preliminar

O experimento foi conduzido durante treze semanas, em laboratório, realizando-se a leitura dos tratamentos a cada sete dias para determinação da respiração do solo.

3.2.7.2 Experimento Bandejas

As titulações foram realizadas a cada sete dias perfazendo um total de 91 dias de acompanhamento.

3.2.7.3 Experimento Curva de Doses do Lodo de Esgoto

Para o Experimento Curva de Doses do Lodo de Esgoto, a respiração foi medida aos sete e aos quatorze dias.

3.2.8 Sistema de Incubação

3.2.8.1 Experimentos Preliminares, Bandejas e Curva de Doses do Lodo de Esgoto no *Landfarming*

Consistiu da utilização de frascos âmbar *Emerck* para acondicionamento do solo, realizando-se a aeração dos mesmos para garantir a entrada de oxigênio ao sistema.

Este sistema de incubação foi utilizado para o Experimento Preliminar, Experimento Bandejas e Experimento Curva de Doses do Lodo de Esgoto. Os resultados são apresentados em mg de CO₂/100 g de solo x 7 dias. O Experimento Bandejas foi realizado em sistema de bancadas com tratamentos dispostos em bandejas com dimensões de 59 x 38 x 18 cm. Após a montagem dos tratamentos foram utilizados frascos âmbar *Emerck* para acondicionamento do solo coletado das bandejas.

3.2.9 Determinação da Degradação de Resíduos Oleosos Através da Matéria Orgânica Total

A determinação da degradação através da matéria orgânica total foi realizada de acordo com o método de ensaio ME-6360-033 (PETROBRAS, 1997c). Neste método o solo ou camada reativa são oxidados à 550 °C e 800 °C para determinação da %MOct.

Foram realizados controles com solo sem contaminação, para considerar a volatilização da água de formação da argila e a matéria orgânica do solo original.

3.2.10 Análise Estatística

O delineamento experimental utilizado para análise foi de blocos casualizados, utilizando-se o teste Tukey com 1 % de probabilidade para comparação de médias (GOMES, 1987; LAPPONI, 1995).

3.2.11 Gráficos e Planilhas

Os gráficos e planilhas foram realizados com auxílio do Microsoft Excel 97 para os Experimentos Preliminares 1, 2 e 3, Bandejas e *Landfarming* e Curva de Doses do Lodo de Esgoto.

3.2.12 Correção da Umidade

3.2.12.1 Experimentos Preliminares 1, 2 e 3 e Curva de Doses do Lodo de Esgoto

A correção da umidade foi realizada para atingir 87 % da capacidade de campo para o solo a4t e camada reativa do *landfarming*. Foram realizados descontos na correção da umidade do solo para tratamentos que envolveram a adição de materiais com elevado teor de umidade, como o caso do lodo de esgoto.

3.2.12.2 Experimento Bandejas

A correção da umidade foi realizada para atingir 70 % da capacidade de campo. No caso dos tratamentos com lodo de esgoto, descontou-se a quantidade de água da correção de acordo com a umidade do lodo adicionada ao solo.

3.2.13 Experimentos Preliminares

3.2.13.1 Curva de Doses do Lodo de Esgoto

A curva de doses foi realizada para estabelecimento da dose de aplicação do lodo de esgoto na camada reativa das células do *landfarming*, realizando-se incubação “in vitro” com diferentes doses de lodo de esgoto para 20 g de camada reativa do *landfarming* (p/p), com duas repetições para cada dose. As doses utilizadas foram: 0, 50, 200, 400, 800, 1.200, 1.600 e 2.000 ton/ha equivalentes.

A respiração líquida foi obtida descontando-se da respiração bruta, o valor da respiração dos respectivos controles.

Para os cálculos das taxas de biodegradação foram considerados os seguintes fatores:

- Que 1 ha tem 2.000 ton de solo a 20 cm de profundidade;
- Para o lodo de esgoto (**Tabela 1**), o teor de carbono utilizado foi de 32,1 % com 15 % de matéria seca; e,
- $5,4545 \times 10^{-3}$ como fator de conversão de mg CO₂/100g solo por toneladas de carbono por hectare.

Desta forma, para o cálculo das porcentagens de biodegradação, adotaram-se as equações 1 e 2, que determinam as toneladas equivalentes de carbono da aplicação de lodo e da respectiva respiração.

Assim:

$$C1 = R \times f \tag{1}$$

$$C2 = D \times Ms \times Tc \times 10^{-4} \tag{2}$$

Onde:

- C1 – toneladas equivalentes de carbono por hectare evoluídas com a respiração;
- C2 – toneladas equivalentes de carbono por hectare com a aplicação de lodo e ou substrato oleoso;
- R – respiração em mg CO₂/100 g solo;

f – fator de conversão, de mg CO₂/100 g de solo para toneladas de carbono por hectare, de $5,4545 \times 10^{-3}$;

D – dose de lodo de esgoto e ou substrato oleoso por hectare;

Ms – 15% de matéria seca no lodo, ou 95% de óleos e graxas no substrato oleoso; e,

Tc – teor de carbono de 32,1 % para o lodo de esgoto, 85% para o substrato oleoso.

Para o cálculo da taxa de biodegradação (Td) , foi considerada a equação 3 a seguir.

$$Td = (C1 / C2) \times 100 \quad (3)$$

Onde:

C1 – toneladas equivalentes de carbono por hectare evoluídas com a respiração;

C2 – toneladas equivalentes de carbono por hectare com a aplicação de lodo; e,

Td – taxa de biodegradação em porcentagem.

Para a conversão das respirações em mgCO₂/100 g solo x 7 dias de incubação para toneladas equivalentes em lodo de esgoto, por mês e por hectare do *landfarming*, foram considerados os valores da **Tabela 1** para o lodo de esgoto, que o hectare do *landfarming* possui 2.850 toneladas de camada reativa e que o mês possui 30 dias.

3.2.13.2 Preliminares 1, 2 e 3

Foram realizados três experimentos (Preliminares 1, 2 e 3), com três repetições por tratamento.

3.2.13.2.1 Experimento Preliminar 1

O protocolo do Experimento Preliminar 1 (**a4tsan**) mostra as proporções entre lodo de esgoto e solo a4t para os sistemas de incubação (**Tabela 2**).

3.2.13.2.2 Experimento Preliminar 2

O protocolo do Experimento Preliminar 2 (**a4tsanin1** e **a4tsanin2**) mostra as proporções entre lodo de esgoto, solo a4t e inóculo do *landfarming* para os sistemas de incubação (**Tabela 3**). Foram realizadas duas repetições para aferição de metodologia.

Tabela 2: “Quantidades em Gramas de Lodo de Esgoto e Solo e as Respectivas Doses em Toneladas por Hectare”

Quantidades (g)	Doses (ton equivalentes/ha)					
	0	400	800	1200	1600	2000
Lodo de esgoto	0	8	16	24	32	40
Solo	40	40	40	40	40	40

Tabela 3: “Quantidades em Gramas de Lodo de Esgoto, Solo e Inóculo do *Landfarming* e as Respectivas Doses em Toneladas por Hectare”

Quantidades (g)	Doses (ton equivalentes/ha)					
	0	400	800	1200	1600	2000
Lodo de esgoto	0	8	16	24	32	40
Solo	40	40	40	40	40	40
Inóculo	2	2	2	2	2	2

3.2.13.2.3 Experimento Preliminar 3

O protocolo do Experimento Preliminar 3 (**a4tsanin07**) mostra as proporções entre lodo de esgoto, solo a4t, inóculo do *landfarming* e substrato oleoso para os sistemas de incubação (**Tabela 4**).

3.2.13.2.4 Controles

Define-se como controle a incubação isolada de todos os constituintes utilizados na montagem dos tratamentos, que foram solo a4t, lodo de esgoto, substrato oleoso e inóculo do *landfarming*. Os controles dos três experimentos foram incubados nas seguintes quantidades: lodo de esgoto com 40 g, solo a4t com 40 g, substrato oleoso com 20 g e inóculo da camada reativa do *landfarming* com 20 g. Para cada controle foram feitas três repetições e incubados com cada experimento.

Os controles (**Anexo 3.1.5**) representam a incubação isolada de todas as substâncias que constituem os tratamentos e possuem a função de descontar da taxa de respiração do total incubado (respiração bruta), a respiração ou degradação promovida pelos mesmos quando isolados. Os controles foram incubados na dose máxima utilizada nos tratamentos (2.000 ton/ha), sendo realizados descontos para as outras doses na obtenção da respiração líquida e adicional, convertendo-se o valor obtido na dose máxima, para a respectiva dose do tratamento.

Para os Experimentos Preliminares 1, 2 e 3, as respirações líquidas foram obtidas descontando-se da respiração bruta as respirações dos controles (lodo de esgoto, substrato oleoso e inóculo). As respirações adicionais foram obtidas, descontando a respiração do solo da área 4t utilizado na incubação, da respiração líquida.

Tabela 4: “Quantidades em Gramas de Lodo de Esgoto, Solo, Substrato Oleoso e Inóculo do *Landfarming* e as Respectivas Doses em Toneladas por Hectare”

Quantidades (g)	Doses (ton equivalentes/ha)					
	0	400	800	1200	1600	2000
Lodo de esgoto	0	8	16	24	32	40
Solo	40	40	40	40	40	40
Inóculo	2	2	2	2	2	2
Substrato oleoso	2	2	2	2	2	2

3.2.14 Experimentos Bandejas e *Landfarming*

3.2.14.1 Experimento Bandejas

3.2.14.1.1 Incubações

Foi estabelecida a dose de 400 ton/ha de lodo de esgoto para aplicação e manteve-se constante a porcentagem de participação do inóculo e do substrato oleoso em 5 % com base no peso de solo padrão. Foram usadas as seguintes quantidades de constituintes para montagem dos tratamentos: 25 kg de solo padrão, 1,25 kg de inóculo e substrato oleoso e 5

kg de lodo de esgoto (peso úmido), no total de sete tratamentos, com duas repetições cada e uma repetição para o solo padrão. O material utilizado na montagem dos tratamentos foi homogeneizado para garantir uma perfeita distribuição dos mesmos nas bandejas.

Foram realizadas medidas de biodegradação “in vitro” segundo o item 3.2.8, do material das bandejas coletado após homogeneização. Foram realizadas duas repetições por bandeja. A quantidade incubada de cada tratamento é apresentada na **Tabela 5**.

3.2.14.1.2 Controles das Incubações

Os controles das incubações “in vitro” foram montados proporcionalmente à quantidade de mistura incubada (**Tabela 5**). Desta forma foram incubadas as seguintes quantidades para os controles: 30 g para o solo padrão, 6 g para o lodo de esgoto, 1,5 g para o inóculo e 1,5 g para o substrato oleoso. Todos os controles foram incubados com duas repetições cada.

As respirações líquidas obtidas, representam os descontos na produção bruta de CO₂, de todos os controles que compõem o tratamento (**Anexo 4.1.4**), inclusive o solo padrão, para os sistemas de incubação.

Tabela 5: “Quantidade Total de Mistura Incubada Relativa aos Tratamentos das Bandejas”

Tratamentos	Mistura Incubada (g)
sp - solo padrão	30,0
i - solo padrão + inóculo	31,5
l - solo padrão + lodo de esgoto	36,0
si - solo padrão + substrato oleoso + inóculo	33,0
s - solo padrão + substrato oleoso	31,5
ls - solo padrão + lodo de esgoto + substrato oleoso	37,5
li - solo padrão + lodo de esgoto + inóculo	37,5
sli - solo padrão + substrato oleoso + lodo de esgoto + inóculo	39,0

3.2.14.1.3 Cálculo das Taxas de Biodegradação

Para os cálculos das taxas de biodegradação para os Experimentos Preliminares 1, 2 e 3 e Bandejas foram considerados os seguintes fatores:

- Que 1 ha tem 2.000 ton de solo a 20 cm de profundidade;
- Para o lodo de esgoto (**Tabela 1**), o teor de carbono utilizado foi de 32,1 % com 15 % de matéria seca;
- $5,4545 \times 10^{-3}$ como fator de conversão de mg CO₂/100g solo por toneladas de carbono por hectare; e,
- Para a determinação do teor de carbono do substrato oleoso foi considerado o teor de 95% de óleos e graxas e que 85% deste teor é carbono.

Desta forma, para o cálculo das porcentagens de biodegradação (fórmulas 4 e 5) foram consideradas a evolução de toneladas de carbono por hectare através da respiração e a aplicação de toneladas de carbono por hectare, com as respectivas doses de lodo de esgoto e ou substrato oleoso. Para o inóculo, o teor de carbono está representado pela média dos resultados das células apresentados na **Tabela 8**.

Assim:

$$C1 = R \times f \quad (4)$$

$$C2 = D \times Ms \times Tc \times 10^{-4} \quad (5)$$

Onde:

- C1 – toneladas equivalentes de carbono por hectare evoluídas com a respiração;
- C2 – toneladas equivalentes de carbono por hectare com a aplicação de lodo, ou substrato oleoso, ou inóculo (somente tratamento “i”);
- R – respiração em mg CO₂/100 g solo;
- f – fator de conversão, de mg CO₂/100 g de solo para toneladas de carbono por hectare, de $5,4545 \times 10^{-3}$;
- D – dose de lodo de esgoto, substrato oleoso e inóculo (somente tratamento “i”) por hectare;
- Ms – 15% de matéria seca no lodo de esgoto, ou 95% de óleos e graxas no substrato oleoso e não considerar este fator quando for para inóculo do *landfarming*; e,
- Tc – teor de carbono de 32,1 % para o lodo de esgoto, 85% para o substrato oleoso e 6,61% para o inóculo (somente tratamento “i”).

Para o cálculo da taxa de biodegradação (Td), foi considerada a equação 6 a seguir.

$$Td = (C1 / C2) \times 100 \quad (6)$$

Onde:

- Td – taxa de biodegradação em porcentagem;
- C1 – toneladas equivalentes de carbono por hectare evoluídas com a respiração; e,

C2 – toneladas equivalentes de carbono por hectare com a aplicação de lodo.

3.2.14.2 Experimento *Landfarming*

O Experimento *Landfarming* consistiu da aplicação de lodo de esgoto na camada reativa das células 1, 2, 6 e 8, mantendo as células 3, 4, 5 e 7 como testemunhas. A vista geral das células do *landfarming* está demonstrada na **Figura 1**.

A aplicação do lodo de esgoto foi realizada na entrada das células (**Figura 2**) e o material foi posteriormente espalhado e incorporado com trator agrícola (**Figura 3**) por toda a célula, respeitando-se a bordadura conforme ilustração representada pela **Figura 4**.

Foram feitas três repetições para a determinação da matéria orgânica total e para cada amostragem de 45 pontos por célula, sendo as respectivas datas de coleta apresentadas na **Tabela 6**.

Na **Tabela 7** encontram-se as aplicações totais de lodo de esgoto desde o início dos testes com esse resíduo. As células 6 e 8 receberam lodo de esgoto somente nos períodos iniciais do experimento.

Tabela 6: “Datas de Amostragem (x) nas células do *Landfarming*”

Células	Datas						
	27/02/98	31/03/98	29/05/98	30/06/98	03/08/98	30/10/98	30/11/98
1	x	-	-	-	x	-	x
2	-	x	-	-	x	x	x
3	-	x	x	-	x	-	x
4	-	x	x	-	x	x	x
5	-	x	-	-	x	-	x
6	x	-	x	-	x	-	x
7	x	-	-	x	-	-	x
8	-	x	x	-	-	-	x

3.2.14.2.1 Quantidade de Solo nas Células do *Landfarming*

A quantidade de solo existente na camada reativa do *landfarming* (valor usado como base de cálculo) foi calculada de acordo com a equação 7 a seguir.

Figura 1: “Vista Geral das Oito Células do *Landfarming* da REPAR”



Figura 2: “Aplicação de Lodo de Esgoto na Entrada das Células”



Figura 3: “Incorporação de Resíduos Oleosos e Lodo de Esgoto”

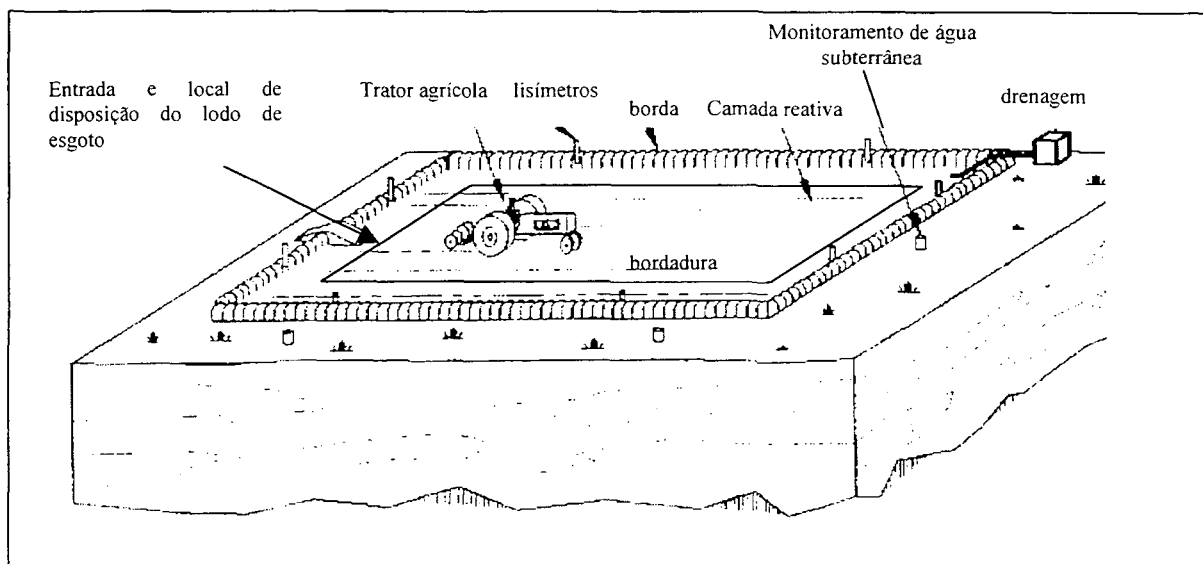


$$T = A \times P \times D \times d \quad (7)$$

Onde:

T - toneladas de camada reativa por célula;
 A - área das células = 5.070 m²;
 P - profundidade da camada reativa = 0,27 m;
 D - desconto 10 % devido à bordadura = 0,90; e,
 d - densidade de 1,055 ton/m³.

Figura 4: “Esquema de Manejo de Célula do *Landfarming*”



Fonte: Internet

Tabela 7: “Aplicações de Lodo de Esgoto nas Células do *Landfarming* em Toneladas”

Células	Meses						Total
	Abr	Mai	Jun	Jul	Out	Nov	
01	-	26	13	-	13	-	52
02	-	-	18	26	26	13	83
06	20	-	-	-	-	-	20
08	-	26	-	-	-	-	26

3.2.14.2.2 Cálculo da Porcentagem de Matéria Orgânica Aplicada no *Landfarming*

O cálculo da porcentagem de matéria orgânica aplicada no *landfarming* devido ao resíduo

oleoso (equações 8 e 9) e lodo de esgoto (equações 10 e 11) é mostrado a seguir.

- Matéria orgânica contida no resíduo oleoso:

$$OA = \%OR \times RO \quad (8)$$

$$\%OA = (OA \times 100 \%) / T \quad (9)$$

Onde:

OA - óleo aplicado (ton);

%OR - porcentagem de óleo no resíduo;

RO - resíduo oleoso em toneladas;

%OA - porcentagem de matéria orgânica devido ao óleo aplicado na célula; e,

T - toneladas de camada reativa por célula.

A quantidade de resíduo oleoso foi obtida de relatórios mensais de acompanhamento do *landfarming* da REPAR (**Anexo 8**) e a porcentagem de óleo no resíduo (**Anexo 5**) é obtida de análises realizadas no laboratório da REPAR (SEPROD), através do método de ensaio ME-6360-026 (**PETROBRAS, 1997a**).

- Matéria orgânica contida no lodo de esgoto:

$$MOLE = LE \times \%MOLE \quad (10)$$

$$\%MO = (MOLE / T) \times 100 \quad (11)$$

Onde:

LE - toneladas de lodo de esgoto aplicado no *landfarming*;

%MOLE - porcentagem de matéria orgânica no lodo de esgoto com 15 % de matéria seca e 70 % de matéria orgânica com base no peso seco (**SANEPAR, 1997**);

MOLE - matéria orgânica aplicada em toneladas devido ao lodo de esgoto;

T - toneladas de camada reativa por célula; e,

% MO - porcentagem de matéria orgânica aplicada na célula devido ao lodo de esgoto.

3.2.14.2.3 Cálculo da Degradação

O resultado de degradação relativo aos períodos analisados é obtido pelo diferencial de matéria orgânica determinada no tempo zero e tempo 1. A equação 12 descrita a seguir considera a aplicação de matéria orgânica no período analisado.

$$Dg = \%MOCa + \%AMO - \%MOCb \quad (12)$$

Onde:

Dg - porcentagem de degradação;

%MOCa - porcentagem de matéria orgânica na célula no tempo zero, que representa o teor inicial de matéria orgânica;

%MOCb - porcentagem de matéria orgânica na célula no tempo um, que representa o teor de matéria orgânica após a aplicação de lodo de esgoto e resíduos oleosos ; e,

%AMO - porcentagem de matéria orgânica adicionada devido ao resíduo oleoso e lodo de esgoto - %AMO = %OA + %MO.

Os valores de %MOCa e %MOCb foram obtidos pelo emprego do método de ensaio ME-6360-033 (PETROBRAS, 1997c), de acordo com as equações 13 e 14:

$$\text{Perda de peso (g)} = \{[\text{peso cadinho (g)} + \text{peso de solo antes da oxidação (g)}] - [\text{peso cadinho (g)} + \text{peso de solo após oxidação (g)}]\} \quad (13)$$

$$\%MOCt = [\text{perda de peso (g)} / \text{solo antes da oxidação (g)}] \times 100 \quad (14)$$

Onde:

%MOCt - representa a porcentagem de matéria orgânica total das células antes do desconto feito pela perda de peso do solo controle para obtenção da %MOCa e %MOCb.

3.2.14.2.4 Cálculo da Quantidade de Matéria Orgânica Degradada

A quantidade de matéria orgânica degradada (15) foi obtida de acordo com a porcentagem de degradação de matéria orgânica e a quantidade de solo na camada reativa do *landfarming*.

$$QMO = Dg \times T \quad (15)$$

Onde:

QMO - quantidade de matéria orgânica degradadas no período em toneladas;

Dg - porcentagem de degradação; e,

T - toneladas de camada reativa por célula.

3.2.14.2.5 Cálculo da Degradação Adicional por Período

A degradação adicional (16) representa, em porcentagem, a quantidade de matéria orgânica degradada, além do que foi aplicado. É calculada no intervalo das determinações de matéria orgânica.

$$\%BAP = [(QMO \times 100) / (MOLE + OA)] - 100 \quad (16)$$

Onde:

%BAP - porcentagem de degradação adicional por período;
QMO - quantidade de matéria orgânica degradadas no período em toneladas;
OA - óleo aplicado (ton) ; e,
MOLE - matéria orgânica aplicada devido ao lodo de esgoto em toneladas.

3.2.14.2.6 Cálculo da Degradação Adicional Total

A degradação adicional total (17) representa a porcentagem de degradação do período total analisado das células.

$$\%BAT = [\sum(QMO) \times 100 / \sum(MOLE + OA)] - 100 \quad (17)$$

Onde:

%BAT - porcentagem de degradação adicional total;
QMO - quantidade de matéria orgânica em toneladas degradadas no período;
OA - óleo aplicado (ton) ; e,
MOLE - matéria orgânica aplicada em toneladas devido ao lodo de esgoto.

3.2.14.2.7 Taxa de Aplicação (TA) e Degradação (TD) de Matéria Orgânica em Toneladas por Mês

Considerou-se as taxas de aplicação e de degradação totais por célula, e por mês de 30 dias. O cálculo foi efetuado pelas equações 18 e 19.

$$TA = \sum(MOLE + OA) \times TM \quad (18)$$

$$TD = \sum QMO \times TM \quad (19)$$

Onde:

TA - taxa de aplicação em toneladas de matéria orgânica por mês e por célula;

TD - taxa de degradação em toneladas de matéria orgânica por mês e por célula;

TM - valor utilizado para a conversão do período total para 30 dias. Para as células 02, 03, 04 e 05, $TM = 0,1229$ e para as células 01 e 07, $TM = 0,1083$. No caso das células 06 e 08 considerou-se o período total, sem lodo e com lodo de esgoto. Assim, para a célula 06, $TM_{total} = 0,1083$, $TM_{sem\ lodo} = 0,1621$ e $TM_{com\ lodo} = 0,3260$ e para a célula 08, $TM_{total} = 0,1229$, $TM_{sem\ lodo} = 0,1621$ e $TM_{com\ lodo} = 0,5084$;

QMO - quantidade de matéria orgânica em toneladas degradadas no período;

OA - óleo aplicado (ton) ; e,

MOLE - matéria orgânica aplicada em toneladas devido ao lodo de esgoto.

3.2.14.2.8 Taxa de Aplicação Média (TAM) e Biodegradação Média (BM)

As taxas de aplicação e biodegradação foram calculadas de acordo com as equações 20 e 21.

$$TAM = (\sum TA / Q) \times W \times Fc \quad (20)$$

$$BM = (\sum TD / Q) \times W \times Fc \quad (21)$$

Onde:

TAM - matéria orgânica aplicada em ton/ha.mês;

BM - matéria orgânica degradada em ton/ha.mês;

TA - taxa de aplicação de matéria orgânica em toneladas por mês e por célula;

TD - taxa de degradação de matéria orgânica em toneladas por mês e por célula;

Q - 4, que representa as quatro células com e sem tratamento;

W - 2, cada célula do *landfarming* com 0,507 ha; e,

Fc - conversão para hectare, de 0,9862.

3.2.14.2.9 Degradação Equivalente em Lodo de Esgoto

A degradação equivalente em lodo de esgoto representa a conversão da degradação da matéria orgânica para a quantidade equivalente em lodo de esgoto, e foi determinada de acordo com a equação 22.

$$DE = [(TD \times M) / (S \times O)] \times W \times Fc \quad (22)$$

Onde:

DE - toneladas equivalentes de lodo de esgoto degradadas, por hectare e por ano;

TD - taxa de degradação em toneladas de matéria orgânica, por mês e por célula;

M - 12 meses do ano;
S - 0,15 representa os 15 % de matéria seca no lodo de esgoto;
O - representa os 70 % de matéria orgânica do lodo de esgoto;
W - 2, cada célula do *landfarming* com 0,507 ha; e,
Fc - conversão de célula para hectare de 0,9862.

3.2.14.2.10 Degradação Equivalente em Lodo de Esgoto por Metro Cúbico

A degradação equivalente em lodo de esgoto por metro cúbico considerou a quantidade aproximada de camada reativa em um hectare do *landfarming* da REPAR (23).

$$TE = DE / H \quad (23)$$

Onde:

TE - toneladas de lodo de esgoto por metro cúbico de camada reativa e por ano;
DE - biodegradação equivalente em toneladas de lodo de esgoto/ha.ano; e,
H - 1 hectare do *landfarming* possui 2.700 m³.

4 Resultados e Discussão

4.1 Resultados das Análises dos Solos

4.1.1 Solo a4t, Camada Reativa do *Landfarming* e Solo Padrão

4.1.1.1 Análises Químicas e Físicas

As caracterizações químicas e físicas do solo a4t, solo padrão e camada reativa do *landfarming*, são apresentadas nas **Tabelas 8 e 9**, respectivamente.

Tabela 8: “Caracterização Química dos Solos Utilizados”

Solo	pH em CaCl ₂	Al ⁺³	Ca ⁺² +Mg ⁺²	Ca ⁺²	Mg ⁺²	H+Al	K ⁺	P	C
			(e.mg/100 cm ³)					(ppm)	(%)
Célula1	5,6	0,0	25,7	17,0	8,7	5,2	0,36	+30	6,58
Célula2	5,8	0,1	29,2	21,1	8,1	5,8	0,36	+30	5,66
Célula3	6,0	0,0	27,8	18,0	9,8	3,8	0,34	+30	5,70
Célula4	6,0	0,1	29,4	19,1	10,3	4,7	0,34	+30	6,18
Célula5	6,0	0,0	25,1	16,2	8,9	3,8	0,33	+30	7,38
Célula6	6,0	0,0	20,3	13,1	7,2	3,6	0,29	+30	7,32
Célula7	6,0	0,0	23,8	13,9	9,9	5,2	0,30	+30	6,88
Célula8	6,0	0,0	25,3	16,3	9,0	3,3	0,30	+30	7,20
sp	4,3	2,6	3,3	2,1	1,2	8,4	0,07	1,0	0,25
a4t	5,7	0,2	22	17,6	4,4	1,75	0,24	14,5	-

Onde: Células 1 – 8 : camada reativa do *landfarming*; sp : solo padrão; a4t : solo área 4t.

4.2 Resultados da Análise do Substrato Oleoso

4.2.1 Óleos e Graxas

O teor determinado de óleos e graxas do substrato oleoso utilizado nos Experimentos Preliminares 1, 2 e 3 e de Bandejas foi 95 %, sendo estabelecido o teor de 85 % de carbono neste teor de acordo com **CASARINI et al., (1988)**.

Tabela 9: “Caracterização Física dos Solos Utilizados”

Identificação	Areia	Silte	Argila
Célula1	61,6	28,0	10,4
Célula2	45,6	30,0	24,4
Célula3	51,6	32,0	16,4
Célula4	51,6	32,0	16,4
Célula5	69,6	26,0	4,4
Célula6	59,6	28,0	12,4
Célula7	59,6	26,0	14,4
Célula8	65,6	24,0	10,4
a4t	38,6	26,0	35,4
sp	40,0	28,0	32,0

Onde: Células 1 – 8 : camada reativa do *landfarming*; sp : solo padrão; a4t : solo área 4t.

4.2.2 Metais Pesados

O resultado da análise dos metais pesados do substrato oleoso utilizado é apresentado na **Tabela 10**.

Tabela 10: “Análise de Metais do Substrato Oleoso”

Metais	Resultado (ppm)
Zinco	65,3
Ferro	256,0
Cobre	10,3
Alumínio	2093,0
Chumbo	25,3
Antimônio	21,3
Níquel	13,3
Vanádio	17,6
Cádmio	1,0
Manganês	4,3
Boro	5,6
Arsênio	22,0
Mercúrio	4,6
Estanho	22,0
Cromo	11,6
Sódio	3297,0

4.3 Experimentos

4.3.1 Curva de Doses do Lodo de Esgoto

A curva de doses do lodo de esgoto em solo do *landfarming* da REPAR foi estabelecida para a determinação da dose do material para aplicação através de testes “in vitro”. Os resultados numéricos das respirações líquida e bruta estão representados graficamente na **Figura 5** e são relativos aos **Anexos 1 e 2**. As taxas de biodegradação líquida, bruta e adicional são mostradas na **Tabela 11**.

Tabela 11: “Taxas de Biodegradação Líquida, Bruta e Adicional Obtida com a Curva de Doses do Lodo de Esgoto na Camada Reativa do *Landfarming*”

Doses (ton/ha)	Líquida (%)	Bruta (%)	Adicional (%)
0	0,00	0,00	0,00
50	37,96	39,25	2,20
200	9,98	11,28	1,04
400	4,42	5,72	-0,04
800	1,55	2,86	-0,67
1200	0,64	1,93	-0,85
1600	0,23	1,52	-0,89
2000	-0,05	1,24	-0,95

O melhor resultado de biodegradação, de acordo com os valores apresentados na **Tabela 11** e **Figura 5**, foi obtido para a dose de 50 ton/ha de lodo de esgoto (**Anexo 2**) que apresentou resultados de respiração diferenciados das outras doses, com exceção da aplicação de 200 ton/ha. No entanto, as melhores taxas de biodegradação foram geradas com a aplicação de 50 ton/ha de lodo de esgoto.

A respiração bruta representa a biodegradação da matéria orgânica do solo do *landfarming*, a biodegradação do lodo de esgoto e a biodegradação adicional promovida pela mistura, que pode ser do lodo e ou da matéria orgânica do solo. Subtraindo da respiração bruta, a respiração do solo do *landfarming* sem lodo de esgoto, resulta o valor de biodegradação do lodo de esgoto mais a respiração adicional, que pode ser oriunda da biodegradação do lodo e ou do aumento da biodegradação da matéria orgânica do solo devido à biodegradação do lodo de esgoto. De acordo com os resultados, foram verificados

somente dois resultados de respiração adicional positivos, que foram os obtidos pelas doses de 50 e 200 ton/ha. A respiração adicional pode representar possíveis processos de co-metabolismo, devido à aplicação de lodo de esgoto.

As taxas negativas verificadas na **Tabela 11** representaram inibições à atividade de biodegradação, tanto do lodo de esgoto quanto da matéria orgânica do solo, como por exemplo, para a dose de 2.000 ton/ha. Portanto, para as doses de 400 à 1.600 ton/ha foram verificadas inibições relativas à matéria orgânica do solo.

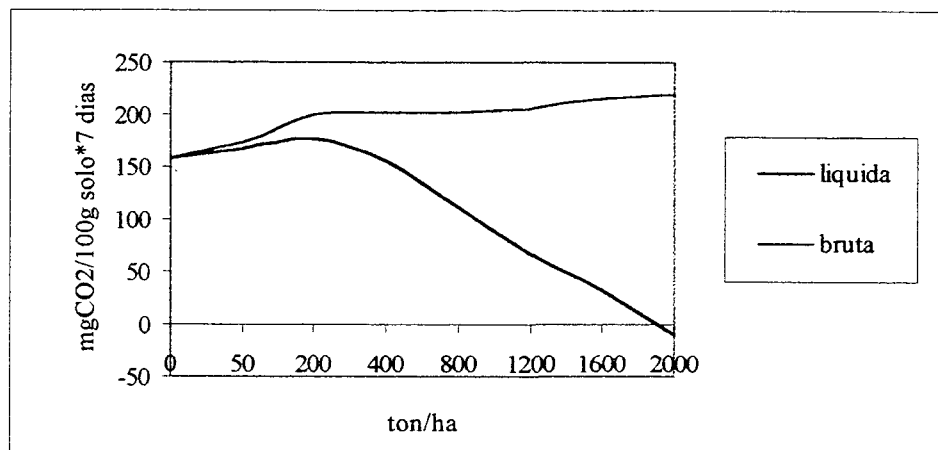
Para a aplicação de 50 ton/ha, o valor adicional de 9,7 mg CO₂/100 g solo x 7 dias (167,6 mg CO₂/100 g solo x 7 dias – 157,9 mg CO₂/100 g solo x 7 dias) representa a biodegradação adicional, promovida pela decomposição do lodo de esgoto, com uma taxa de biodegradação adicional de 2,2 % para 7 dias. Para a respiração bruta na dose de 50 ton/ha, foi obtida a biodegradação equivalente em lodo de esgoto de 119,9 ton/ha x mês e para a camada reativa do *landfarming*, com uma taxa de biodegradação de 39,25 % em 7 dias. Desta forma, o valor da dose de aplicação equivalente à biodegradação de lodo de esgoto, de acordo com os resultados, é igual à aproximadamente 124,3 ton/ha x mês para a camada reativa do *landfarming*, que representam 12,94 ton/ha x mês de matéria orgânica (resultado obtido considerando 69,4 % de matéria orgânica no lodo de esgoto de acordo com a **Tabela 1**).

CASARINI et al. (1988) trabalharam com solo de *landfarming*, adicionando uma mistura de lodo de esgoto e resíduos da indústria do petróleo na dose de 210 ton/ha com 10,8 % de óleos e graxas, totalizando uma aplicação de aproximadamente 19,28 ton/ha de carbono. Esta entrada está próxima do valor de carbono inserido com a aplicação de 400 ton/ha de lodo de esgoto, de acordo com a curva de doses. A taxa de biodegradação bruta para a dose de 400 ton/ha foi de 5,72 % para sete dias de incubação com uma produção bruta de 2.032,5 mg CO₂/100 g solo x 91 dias de incubação, enquanto que, para **CASARINI et al. (1988)** as taxas de biodegradação se situaram em torno de 33 % para 107 dias de incubação, com uma produção bruta de 940,7 mg CO₂/100 g solo x 91 dias de incubação.

Estes valores não consideram outros fatores de degradação (**HERBES e SCHWALL, 1978 e CASARINI et al., 1988**) que poderiam aumentar significativamente o equivalente em lodo de esgoto e as taxas de biodegradação.

Os resultados percentuais, com relação à degradação adicional, foram baixos devido a alta respiração da camada reativa do *landfarming*, mas quando mensurados pela respiração bruta apresentaram elevados valores percentuais de biodegradação.

Figura 5: “Curva de Doses do Lodo de Esgoto – Médias de 7 e 14 Dias”



4.3.2 Experimentos Preliminares 1, 2 e 3

4.3.2.1 Considerações Iniciais

Consistiu da utilização de solo não contaminado da área a4t para tratamento de lodo de esgoto, observando a possibilidade de aumentos na atividade de biodegradação com a utilização de inóculo do *landfarming* da REPAR em conjunto com substrato oleoso.

Nestes experimentos, várias foram as quantidades de lodo de esgoto utilizadas, mantendo constante a utilização de inóculo em 5 % e substrato oleoso em 5 % (GONÇALVES, 1996). A porcentagem de substrato oleoso utilizado está de acordo com resultados experimentais de ODU (1972), DIBBLE e BARTHA (1979a) e MIELNICZUK (1991).

A quantidade de solo incubado neste experimento de 40 g para medir as taxas de biodegradação, está de acordo com quantidades utilizadas em semelhantes sistemas de incubação, por ODU (1978), MARSHALL e DEVINNY (1988), CASARINI et al. (1988) e SHARABI e BARTHA (1993).

Os resultados de respiração são apresentados por 100 gramas de solo e 7 dias de incubação, sendo este período de incubação igual ao usado por PRANTERA et al. (1991).

4.3.2.2 Resultados

Os resultados estatísticos das respirações líquida e bruta são apresentados na Tabela 12, e os respectivos resultados gráficos estão representados nas Figuras 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13 e

14. Os resultados apresentados são médias dos dias dos valores apresentados nos **Anexos 3.1.1, 3.1.2, 3.1.3 e 3.1.4**.

Os testes estatísticos para as somatórias das respirações adicionais e para as médias das respirações adicionais (**Anexos 3.3**), por doses de todos os tratamentos e por tratamento envolvendo todas as doses com o intuito de obter a melhor dose para tratamento e análise, indicaram que o melhor tratamento e a melhor dose, foram respectivamente, “**a4tsanin07**” e 400 ton/ha de lodo de esgoto, de acordo com os resultados de respiração.

De acordo com os resultados da **Tabela 12**, o Experimento Preliminar 3, representado pelo tratamento “**a4tsanin07**”, apresentou o melhor resultado de respiração líquida na dose de 400 ton/ha, quando comparado com os outros tratamentos e doses. Os tratamentos que envolveram a adição de lodo de esgoto com inóculo sem substrato oleoso (Experimento Preliminar 2), pouco diferiram dos tratamentos onde só ocorreu a adição de lodo de esgoto (Experimento Preliminar 1).

Tabela 12: “Respirações Líquida e Bruta dos Experimentos Preliminares 1, 2 e 3”

Doses (ton/ha)	Média das Respirações (mg CO ₂ /100 g solo.7dias)							
	a4tsan		a4tsanin1		a4tsanin2		a4tsanin07	
	Líquida	Bruta	Líquida	Bruta	Líquida	Bruta	Líquida	Bruta
0	10,71 cd	10,71 f	14,51 c	21,65 f	13,83 c	20,06 f	53,22 b	59,58 d
400	32,78 ab	54,51 e	32,42 a	60,35 e	35,57 a	63,51 e	67,96 a	96,02 c
800	34,07 a	77,53 d	33,18 a	82,82 d	33,89 a	83,52 d	56,41 b	106,16 b
1200	25,25 b	90,43 c	20,88 b	92,21 c	23,29 b	94,62 c	38,76 c	110,21 b
1600	13,40 c	100,32 b	5,508 d	98,54 b	9,38 c	102,41 b	21,34 d	114,49 a
2000	4,20 d	112,84 a	-3,99 d	110,73 a	-0,71 d	114,02 a	1,65 e	116,50 a

Obs.: Letras diferentes representam médias que diferem ao nível de 1% de probabilidade pelo teste de Tukey. A análise estatística é aplicada por coluna.

Na avaliação da diferença entre tratamentos, analisado estatisticamente na dose de 400 ton/ha (**Anexo 3.2.13**), envolvendo todos os experimentos, os resultados médios de respiração líquida demonstraram que o melhor desempenho foi do tratamento “**a4tsanin07**”, que diferiu estatisticamente ao nível de 1 % de probabilidade pelo teste de Tukey, com relação aos outros tratamentos. A dose de 400 ton/ha foi a escolhida para essa análise, por ser a que apresentou melhores resultados de respiração líquida, respiração adicional e

respiração líquida e bruta totais (conforme **Tabelas 12, 13 e 14 e Figuras 8, 10, 12 e 14**), que geraram taxas de biodegradação maiores com relação à entrada de substrato em comparação com a respectiva respiração.

Pela **Figura 6**, foi observado que com a utilização de substrato oleoso ocorreu a manutenção da atividade de biodegradação quando comparada com os outros tratamentos. No decorrer do período analisado, testes mostraram diferenças estatísticas para os tratamentos “**a4tsan**”, “**a4tsanin1**” e “**a4tsanin2**” com relação aos dias de incubação (**Anexo 3.2**) no decorrer dos 91 dias (Quadros de Anova – colunas – $F > F$ crítico), demonstrando que estes não mantiveram a atividade de biodegradação. Para o tratamento “**a4tsanin07**”, os testes estatísticos (**Anexos 3.2.11 e 3.2.12**) não apresentaram diferenças significativas entre as leituras e entre os dias de incubação para as respirações líquidas analisadas (das repetições e média das repetições), indicando a manutenção da atividade de biodegradação com o passar do tempo.

A taxa média de respiração gerada pelo solo a4t como controle foi de 10,71 mg CO₂/100 g solo x 7 dias a 12,81 mg CO₂/100 g solo x 7 dias (**Tabela 12** e média das respirações dos controles de solo a4t aplicada aos Experimentos Preliminares 2 e 3 demonstrada na **Figura 6**). Com a adição de substrato oleoso e inóculo do *landfarming*, a respiração líquida média do solo a4t passou para 53,22 mg CO₂/100 g solo x 7 dias e com substrato oleoso, inóculo e mais lodo de esgoto, na dose de 400 ton/ha, a respiração líquida média passou para 67,96 mg CO₂/100 g solo x 7 dias.

Tabela 13: “Respiração Adicional, Total e Média, para os Experimentos Preliminares 1, 2 e 3”

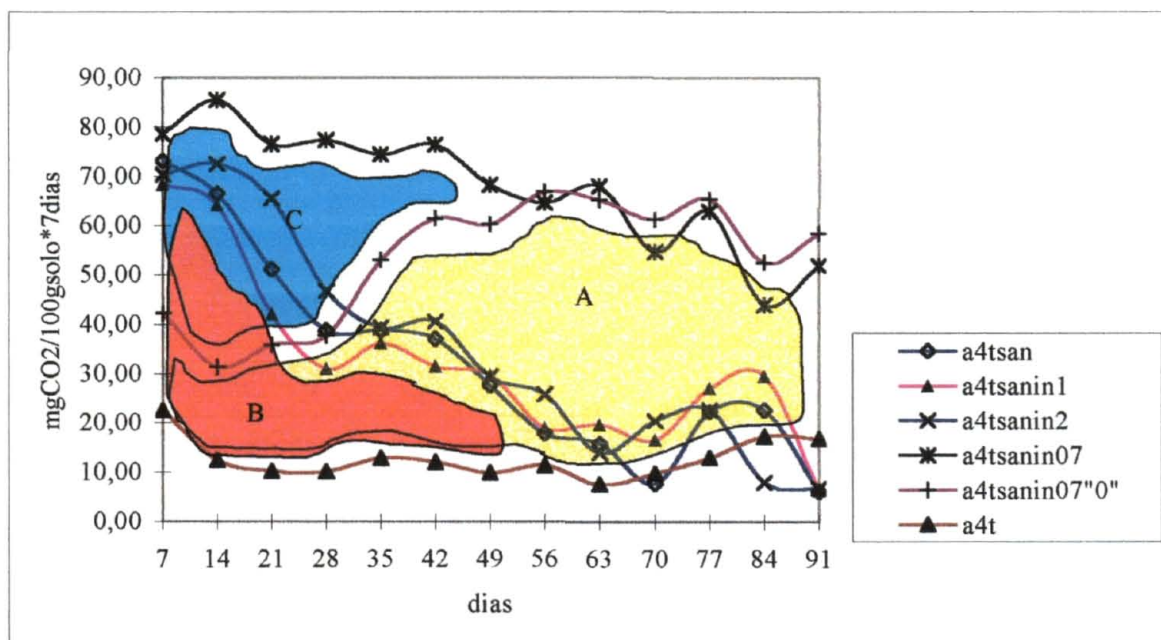
Doses (ton/ha)	Tratamentos							
	a4tsanin07		a4tsanin2		a4tsanin1		a4tsan	
	RTA*	RMA**	RTA	RMA	RTA	RMA	RTA	RMA
0	525,46	40,41	13,28	1,02	22,16	1,70	0,00	0,00
400	717,07	55,15	295,99	22,77	254,95	19,61	286,93	22,07
800	566,84	43,60	274,09	21,08	264,90	20,38	303,69	23,36
1200	337,43	25,96	136,31	10,49	104,95	8,07	189,01	14,54
1600	110,95	8,53	-44,54	-3,43	-94,91	-7,30	35,01	2,69
2000	-145,05	-11,16	-175,77	-13,52	-218,45	-16,80	-84,64	-6,51

Obs.: * RTA – respiração total adicional em mg CO₂/100 g solo x 91 dias de incubação. **RMA – respiração média adicional em mg CO₂/100 g solo x 7 dias de incubação.

A **Tabela 13** mostra a respiração adicional promovida pela adição de substrato oleoso e inóculo, para **a4tsanin07**, de 40,41 mg CO₂/100 g solo x 7 dias (53,22 mg CO₂/100 g solo x 7 dias – 12,81 mg CO₂/100 g solo x 7 dias) e adicionando o lodo de esgoto, de 55,15 mg CO₂/100 g solo x 7 dias (67,96 mg CO₂/100 g solo x 7 dias – 12,81 mg CO₂/100 g solo x 7 dias).

O valor de biodegradação de 55,15 mg CO₂/100 g solo x 7 dias pode representar o aumento da biodegradação da matéria orgânica do solo devido a decomposição de compostos que são degradados com mais facilidade do lodo de esgoto e substrato oleoso, o aumento na biodegradação do lodo de esgoto e também a biodegradação do substrato oleoso pelo inóculo. Já o valor de 40,41 mg CO₂/100 g solo.7 dias pode representar a biodegradação da matéria orgânica do solo devido a adição de substrato oleoso e a degradação do substrato oleoso pelo inóculo.

Figura 6: “Respiração Líquida para a Dose de 400 ton/ha dos Experimentos Preliminares 1, 2 e 3, Respiração do Solo a4t e Respiração Líquida do Tratamento a4tsanin07 Sem a Aplicação de Lodo de Esgoto (a4tsanin07”0”)”



Obs.: As áreas A, B e C são aproximações representadas graficamente dos valores adicionais acumulados de respiração demonstrados no item 4.3.2.3.

Subtraindo a respiração adicional da dose de 400 ton/ha do tratamento “**a4tsanin07**”, da respiração líquida do mesmo tratamento, onde não houve a adição de lodo de esgoto (55,15 mg CO₂/100 g solo x 7 dias – 40,41 mg CO₂/100 g solo x 7 dias), foi obtido o valor de 14,74

mg CO₂/100 g solo x 7 dias que pode representar ou o aumento da biodegradação da matéria orgânica do solo e do substrato oleoso através da decomposição do lodo, ou o aumento na biodegradação do lodo, ou ambos (**Tabela 13**).

Observando as **Figuras 6 e 14**, verifica-se que a adição de substrato oleoso e inóculo (tratamento **a4tsanin07“0”** ou seja sem lodo de esgoto), elevaram os resultados de biodegradação a partir dos 49 dias, alcançando os mesmos valores de respiração encontrados pelo tratamento **“a4tsanin07”** na dose de 400 ton/ha, sendo que em alguns pontos valores superiores foram encontrados.

Conforme a **Tabela 12**, os tratamentos **“a4tsanin1”** e **“a4tsanin2”** (Experimento Preliminar 2) que não diferiram estatisticamente entre si (**Anexo 3.2.13**), demonstraram que a adição de inóculo do *landfarming* não alterou a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo e ou do lodo.

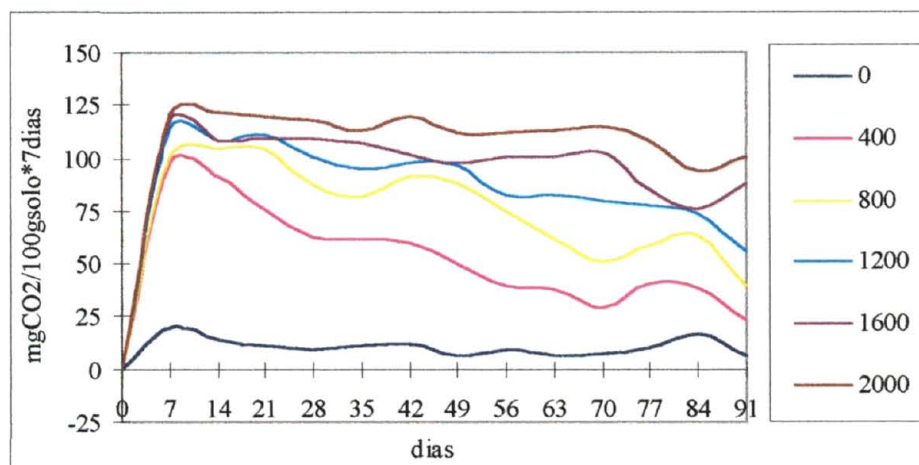
Com a adição de substrato oleoso (Experimento Preliminar 3), as taxas de biodegradação obtidas aumentaram significativamente. Isso ocorreu devido o inóculo do *landfarming* estar adaptado a esse tipo de resíduo (resultados semelhantes foram obtidos por **AL-HADHRAMI et al., 1995**).

Vários autores explicam este fato, pois com a adição de substrato oleoso ocorre a morte de muitos organismos não adaptados a esta degradação (**BALDWIN, 1922; PLICE, 1948; ZOBELL** citado por **DOBSON e WILSON, 1964; BROWN, 1987**), ocorre também a proliferação das populações remanescentes com as inoculadas com mais facilidade, devido à redução de competidores e predadores (**CHANG et al., 1985; THOMAS e WARD, 1989; BEWLEY et al., 1990**), e permite maiores índices de produção de CO₂ (**RITTMANN e JOHNSON e MAGAZU e CARBERRY** citados em **API (1995) e GRUIZ e KRISTON, 1995**). A biodegradação dos hidrocarbonetos adicionados ocorreu com mais facilidade devido a cooperação sinérgica das espécies inoculadas (**HAINES e ALEXANDER, 1974; ENGLERT et al., 1992**), e as partículas de solo inoculadas com a camada reativa do *landfarming*, agiram como um meio de imobilização e proteção para a biomassa, promovendo decréscimo na toxicidade do contaminante e mantendo a biodisponibilidade do mesmo para os microrganismos. Observou-se ainda que a adição de partículas de solo contaminadas serviram como suporte para a biomassa e como fonte de inóculo ativo **OTTE (1997)**.

As **Figuras 7, 9 e 11** relativas aos Experimentos Preliminares 1 e 2, onde não houve a introdução no sistema de substrato oleoso, apresentaram valores médios crescentes de respiração bruta com o aumento de dose aplicada de lodo de esgoto. Os valores médios de

respiração líquida, que representam o aumento da biodegradação da matéria orgânica do solo e ou do lodo de esgoto, apresentaram resultados diferenciados aos da respiração bruta, devido o fato de ser descontado o valor de respiração proporcional do controle da dose aplicada do lodo de esgoto nos tratamentos (Figuras 8, 10 e 12). Por isso os resultados médios de respiração líquida de doses iguais ou maiores que 1.200 ton/ha foram negativos com taxas de degradação mais baixas. Para os Experimentos Preliminares 1 e 2, as respirações líquidas obtidas apresentaram valores inferiores aos obtidos pelo solo a4t como controle no final do período da incubação e durante a fase inicial apresentaram resultados de respiração líquida elevados e decrescentes ao longo do tempo, indicando a redução da biodegradação dos compostos de fácil metabolização, como verificado também por MILLER (1974), AGBIM et al. (1977), TESTER et al. (1977), TERRY et al. (1979), SHARABI e BARTHA (1993), RIIS et al. (1995) e GHAEMGHAMI et al. (1998).

Figura 7: “Médias das Respirações Brutas do Experimento Preliminar 1 Relativas ao Tratamento a4tsan”

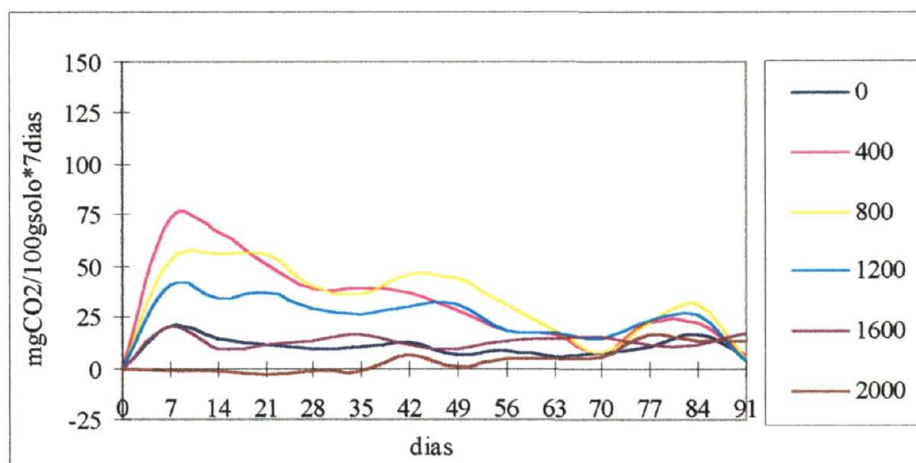


No Experimento Preliminar 2, foi observado que a adição de inóculo não ajudou na biodegradação do lodo de esgoto quando da não utilização de substrato oleoso e pouco diferiu das taxas de biodegradação encontradas pelo Experimento Preliminar 1. Com a adição de lodo de esgoto, muitos microrganismos são inseridos no sistema além dos que já existem no solo. O inóculo do *landfarming*, desta forma, encontrou dificuldades no estabelecimento de sua população, evidenciando uma competição desfavorável quando não se utiliza substrato oleoso.

Para as doses mais altas de lodo de esgoto e ao longo do tempo, foram observados índices de respiração líquida inferiores aos encontrados para a dose de 400 ton/ha (**Figuras 8, 10 e 12**) indicando a dificuldade de biodegradação para as doses mais altas de lodo de esgoto e dificuldade da manutenção dos índices de biodegradação quando não se utiliza substrato oleoso. Com as doses mais altas adicionadas de lodo de esgoto, pode ter ocorrido a dificuldade da ação dos microrganismos devido às condições físico-químicas geradas pela mistura solo e lodo de esgoto, como por exemplo, anaerobiose e toxicidade (**AGBIM et al., 1977**).

Para a dose de 400 ton/ha de lodo de esgoto, foram observadas taxas de respiração líquida mais altas no período inicial de decomposição, evidenciando a biodegradação de parcelas mais facilmente decomponíveis do lodo de esgoto e um possível aumento na taxa de decomposição da matéria orgânica do solo.

Figura 8: “Médias das Respirações Líquidas do Experimento Preliminar 1 Relativas ao Tratamento a4tsan”



4.3.2.3 Respiração Adicional, Produção Total de CO₂ e Taxas de Biodegradação

A **Tabela 13** e os **Anexos 3.1.1, 3.1.2, 3.1.3 e 3.1.4** referem-se à biodegradação adicional (total e média) promovida pelos tratamentos, onde são descontados da respiração bruta a de todos os controles inclusive do solo a4t. A respiração adicional representa, assim, o aumento na decomposição da matéria orgânica do solo ou do substrato oleoso, e ou o aumento na decomposição do lodo de esgoto adicionado ao solo.

O processo de decomposição do lodo de esgoto no solo pode promover alterações na taxa de decomposição dos elementos envolvidos. Assim, uma vez que os descontos através dos controles para obtenção da respiração adicional foram realizados de maneira isolada, e desconhecendo-se a origem do CO₂ na mistura total, ficou difícil afirmar se o aumento da respiração ocorreu devido à decomposição de determinado composto (substrato oleoso e ou lodo de esgoto). O importante é o fato de que houve aumento na evolução adicional de CO₂, que indicando decomposição, e não inibição do processo de biodegradação.

Figura 9: “Médias das Respirações Brutas do Experimento Preliminar 2 Relativas ao Tratamento a4tsanin1”

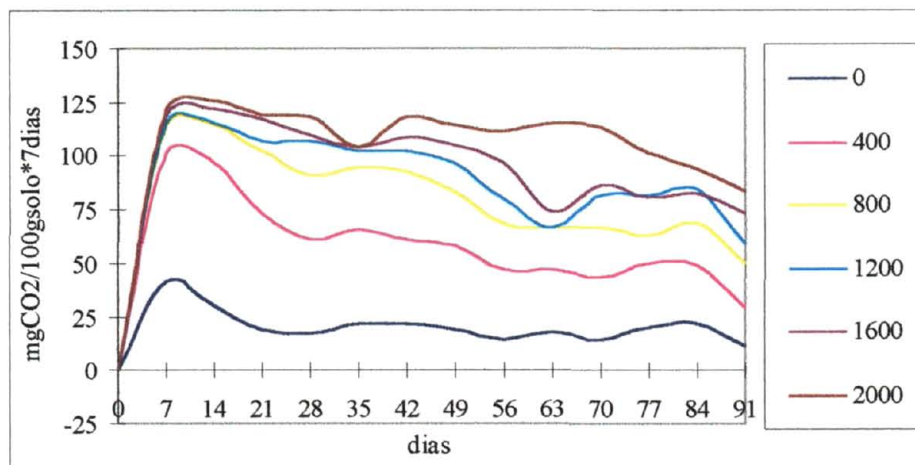
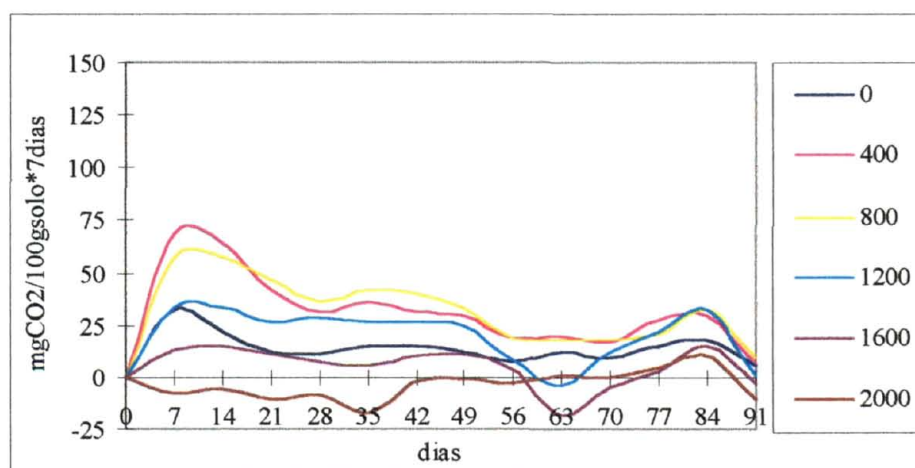


Figura 10: “Médias das Respirações Líquidas do Experimento Preliminar 2 Relativas ao Tratamento a4tsanin1”



As produções totais, líquidas e brutas, de CO₂ de todos os tratamentos estão representadas na **Tabela 14** e na **Figura 15**.

Através das respirações totais brutas, líquidas e adicionais obtidas (**Tabela 13 e 14**), foram calculadas as taxas de biodegradação (**Tabela 15**) de acordo com a aplicação respectiva de carbono de cada tratamento.

Pelas respirações adicionais verificadas na **Tabela 13**, o valor de 717,07 mg CO₂/100 g solo x 91 dias, relativo ao tratamento “**a4tsanin07**” na dose de 400 ton/ha de lodo de esgoto, corresponde à evolução de 3,91 toneladas de carbono. Considerando a entrada de carbono do substrato oleoso e do lodo de esgoto, ocorreu a aplicação de 100 ton/ha deste elemento. Desta forma, com a biodegradação total adicional de 717,07 mgCO₂/100 g solo x 91 dias, ocorreu a taxa de biodegradação de 3,91 % no período total do experimento (**Tabela 15**). Para o valor de respiração total bruta do tratamento “**a4tsanin07**”, na dose de 400 ton/ha, ocorreu a evolução de 6,8 ton/ha de carbono no período de 91 dias. A taxa de biodegradação, desta forma, foi de 6,81 % para o período do teste.

Os resultados das taxas de biodegradação encontrados no tratamento “**a4tsanin07**”, na dose de 400 ton/ha, foram importantes devido ao fato da manutenção da atividade de biodegradação.

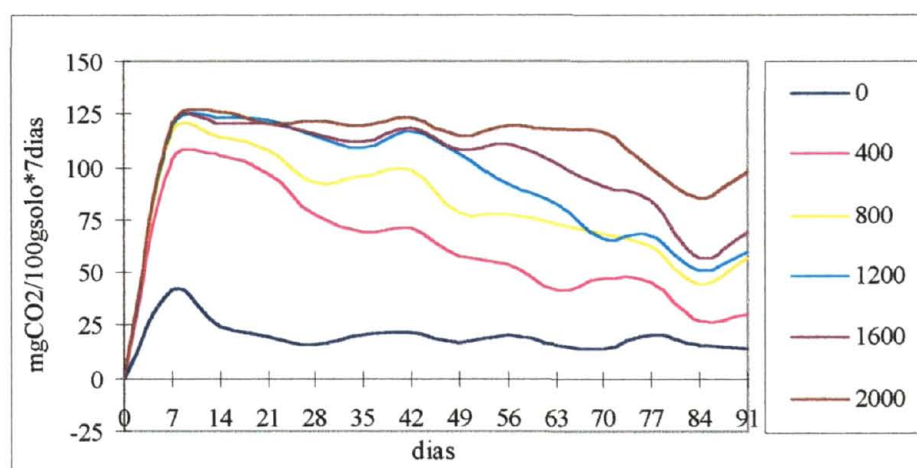
Embora com taxas de biodegradação menores que as obtidas por tratamentos com somente lodo de esgoto (alta porcentagem de carbono aplicada com o substrato oleoso), observou-se valores de respiração elevados que representaram evoluções de carbono superiores às encontradas pela respiração adicional de tratamentos sem substrato oleoso.

A área “A” demonstrada na **Figura 6**, representa a respiração líquida acumulada do tratamento “**a4tsanin07**” sem lodo de esgoto, menos a respiração acumulada do solo a4t como controle. A partir desta subtração, foi encontrado o valor de 525,46 mgCO₂/100 g solo x 91 dias (**Tabela 13**). Este valor representou a biodegradação do substrato oleoso pelo inóculo adicionado. Com este valor de 525,46 mgCO₂/100 g solo x 91 dias, ocorreu a evolução de 2,86 toneladas de carbono por hectare, proporcionando a taxa de biodegradação de 3,55 % no período de 91 dias e pelo valor de respiração bruta de 775 mgCO₂/100g solo x 91 dias (**Tabela 14**), a taxa de biodegradação corresponde a 5,24 % para este período.

Já a área “B” (**Figura 6**), representa a subtração das médias das respirações totais líquidas dos tratamentos “**a4tsan**” e “**a4tsanin 1 e 2**”, que não apresentaram diferenças estatísticas entre si, da respiração total do solo a4t como controle. Os valores obtidos da **Tabela 13** de respiração total adicional para os tratamentos “**a4tsan**”, “**a4tsanin1**” e “**a4tsanin2**”, foram respectivamente, 286,93, 254,95 e 295,99 mg CO₂/100 g solo x 91 dias. Com estes valores

de respiração adicional houve a evolução de 1,56, 1,38 e 1,61 ton/ha de carbono, respectivamente para os três tratamentos. Para uma aplicação de lodo de esgoto de 400 ton/ha, foram obtidas as taxas de biodegradação adicional de 8,13 %, 7,22 % e 8,38 %, e não considerando o possível efeito do aumento na degradação da matéria orgânica do solo, este valor pode representar a biodegradação do lodo de esgoto. Estes valores de biodegradação ocorreram devido à decomposição das frações mais acessíveis do lodo de esgoto, que foram altas no início dos testes e reduzidas a valores inferiores aos encontrados pelo solo controle até o término do experimento. Com a aplicação de somente lodo de esgoto não ocorreu a manutenção da atividade de biodegradação, como verificado para a aplicação conjunta com substrato oleoso.

Figura 11: “Médias das Respirações Brutas do Experimento Preliminar 2 Relativas ao Tratamento a4tsanin2”



Através dos resultados médios de respiração bruta total para a dose de 400 ton/ha de lodo de esgoto, relativo aos Experimentos Preliminares 1 (**a4tsan**) e 2 (**a4tsanin 1 e 2**), foram obtidos os valores respectivos de 709 mg CO₂/100 g solo x 91 dias, 785 mg CO₂/100 g solo x 91 dias e 826 mg CO₂/100 g solo x 91 dias. Considerando a entrada de 19,26 ton/ha de carbono com esta aplicação, foram obtidas as taxas de biodegradação respectivas aos tratamentos “**a4tsan**”, “**a4tsanin1**” e “**a4tsanin2**”, de 20,08 %, 22,23 % e 23,39 % em 91 dias de incubação, com uma evolução de 4,22 toneladas de carbono. Estes resultados são semelhantes aos encontrados por **TESTER et al. (1977)** e **TERRY et al. (1979)**.

Tabela 14: “Respirações Totais, Líquidas e Brutas, para 91 Dias de Incubação e para os Experimentos Preliminares 1, 2 e 3 (valores médios)”

Doses (ton/ha)	Média das Respirações (mg CO ₂ /100 g solo x 91 dias)							
	a4tsan		a4tsanin1		a4tsanin2		a4tsanin07	
	Bruta	Líquida	Bruta	Líquida	Bruta	Líquida	Bruta	Líquida
0	139,00	139,00	270,00	189,00	261,00	180,00	775,00	692,00
400	709,00	426,00	785,00	421,00	826,00	463,00	1248,00	884,00
800	1008,00	443,00	1077,00	431,00	1086,00	441,00	1380,00	733,00
1200	1176,00	328,00	1199,00	271,00	1230,00	303,00	1433,00	504,00
1600	1304,00	174,00	1281,00	72,00	1331,00	122,00	1488,00	277,00
2000	1467,00	55,00	1440,00	-52,00	1482,00	-9,00	1515,00	21,00

Tabela 15: “Taxas de Biodegradação dos Experimentos Preliminares 1, 2 e 3”

Doses (ton/ha)	Taxas de Biodegradação (%)											
	a4tsan			a4tsanin1			a4tsanin2			a4tsanin07		
	B	L	A	B	L	A	B	L	A	B	L	A
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,24	4,67	3,55
400	20,08	12,06	8,13	22,23	11,92	7,22	23,39	13,11	8,38	6,81	4,82	3,91
800	14,27	6,27	4,30	15,25	6,10	3,75	15,38	6,24	3,88	6,31	3,35	2,59
1200	11,10	3,10	1,78	11,32	2,56	0,99	11,61	2,86	1,29	5,64	1,98	1,33
1600	9,23	1,23	0,25	9,07	0,51	-0,67	9,42	0,86	-0,32	5,14	0,96	0,38
2000	8,31	0,31	-0,48	8,16	-0,29	-1,24	8,39	-0,05	-1,00	4,67	0,06	-0,45

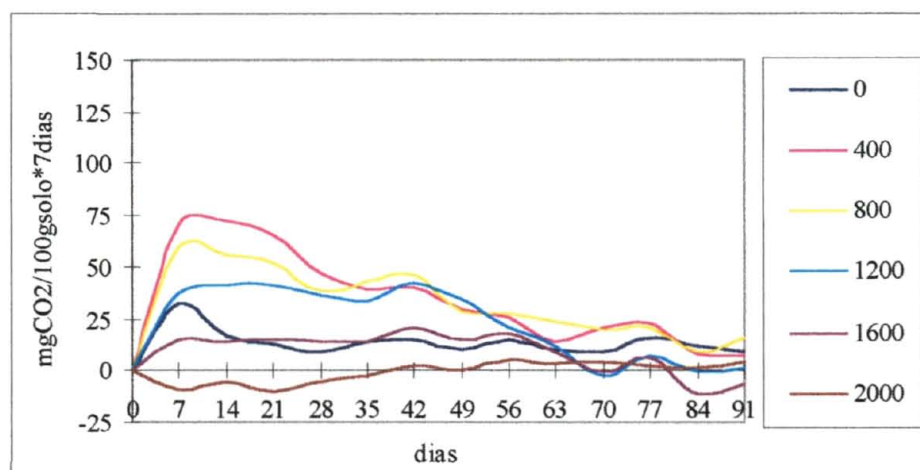
Obs.: As letras B, L e A representam respectivamente, taxas de degradação bruta, líquida e adicional.

Descontando do valor de respiração adicional de 717,07 mg CO₂/100 g solo x 91 dias, relativo ao tratamento “**a4tsanin07**” na dose de 400 ton/ha, o valor de 525,46 mg CO₂/100 g solo x 91 dias correspondente ao tratamento “**a4tsanin07**” sem lodo (**Tabela 13**), foi obtido o valor de 191,61 mg CO₂/100 g solo x 91 dias, representado pela área “C” (**Figura 6**), que pode indicar a biodegradação do lodo de esgoto quando se subtrai o valor obtido de respiração adicional do tratamento “**a4tsanin07**” sem lodo de esgoto relativo à degradação do substrato oleoso.

No período de 91 dias ocorreu a evolução de 1,045 ton de carbono com esta respiração adicional e, como entraram com a aplicação de lodo de esgoto 19,26 ton de carbono, foi obtida a taxa de 5,42 % de biodegradação, sem considerar a entrada de carbono pelo substrato oleoso.

Considerando a entrada de carbono do substrato oleoso, foi obtida a taxa de biodegradação de 1,04 % com este valor de respiração adicional. Esta taxa pode representar o aumento da biodegradação da matéria orgânica do solo e do substrato oleoso através da decomposição do lodo, ou o aumento na biodegradação do lodo, ou ambos. Desta forma, a área “C” representada na **Figura 6**, indica a decomposição das frações mais lábeis do lodo de esgoto (podendo ser de outros compostos também) e o possível aumento na biodegradação da matéria orgânica do solo e do substrato oleoso devido à decomposição do lodo de esgoto (**TERRY et al., 1979**).

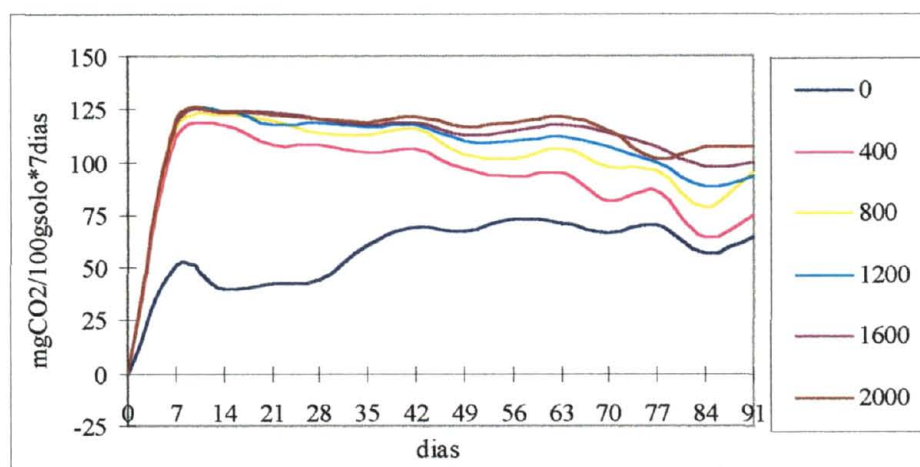
Figura 12: “Médias das Respirações Líquidas do Experimento Preliminar 2 Relativas ao Tratamento a4tsanin2”



Os tratamentos que envolveram a adição de substrato oleoso incorporaram uma elevada quantidade de carbono ao solo a4t, superior ao teor normal destes solos e dos tratamentos com lodo de esgoto; mesmo assim promoveram uma evolução de carbono em maior quantidade, quando comparados com tratamentos que envolveram somente lodo de esgoto. O tratamento “a4tsanin07”, na dose de 400 ton/ha, promoveu uma evolução de 3,91 toneladas por hectare de carbono, de acordo com o valor total de respiração adicional, enquanto que o tratamento “a4tsanin2” promoveu a evolução de 1,61 toneladas por hectare de carbono, para a mesma respiração adicional na mesma dose.

Tomando como exemplo a aplicação de carbono de 100 ton/ha do tratamento “a4tsanin07”, relativo ao Experimento Preliminar 3 na dose de 400 ton/ha, e comparando com a aplicação de carbono de 96,3 ton/ha para a aplicação de 2.000 ton/ha de lodo de esgoto do tratamento “a4tsan” do Experimento Preliminar 1, foram obtidas taxas positivas de biodegradação total bruta e líquida para este último tratamento, de 8,31 % e 0,31 %, respectivamente. Para este tratamento, foram constatados resultados negativos de biodegradação adicional e a redução dos índices de respiração a níveis até mais baixos que os obtidos pelo solo controle, indicando a inibição da biodegradação do lodo de esgoto. Para o tratamento “a4tsanin07” na dose de 400 ton/ha, foram obtidas as taxas de biodegradação total bruta e adicional de 6,81 % e 3,91 %.

Figura 13: “Médias das Respirações Brutas do Experimento Preliminar 3 Relativas ao Tratamento a4tsanin07”



No entanto, solos que são utilizados no tratamento de resíduos oleosos, como encontramos em *landfarming's*, possuem um alto teor de matéria orgânica, uma população de microrganismos já adaptada e requerem sempre a entrada de material orgânico fresco, apresentando resultados de biodegradação elevados e diferenciados aos obtidos pelo Experimento Preliminar. Os valores de biodegradação encontrados, quando da utilização de lodo de esgoto com substrato oleoso e inóculo, ocorreram devido à processos de adaptação da população inoculada ao tratamento destes materiais.

Os valores superiores de biodegradação observados para os tratamentos com somente lodo de esgoto, embora inferiores em equivalente de carbono evoluídos, em comparação com os tratamentos com substrato oleoso e independentemente da adição de inóculo,

indicaram a decomposição das frações de mais fácil metabolismo do lodo pela população de microrganismos do solo ou do lodo no período inicial da incubação. Ao contrário do que ocorre com a adição de substrato oleoso ao sistema, estes tratamentos não apresentaram a manutenção da atividade de biodegradação, promovendo o acúmulo no solo das substâncias adicionadas com o lodo (TERRY et al., 1979).

Figura 14: “Médias das Respirações Líquidas do Experimento Preliminar 3 Relativas ao Tratamento a4tsanin07”

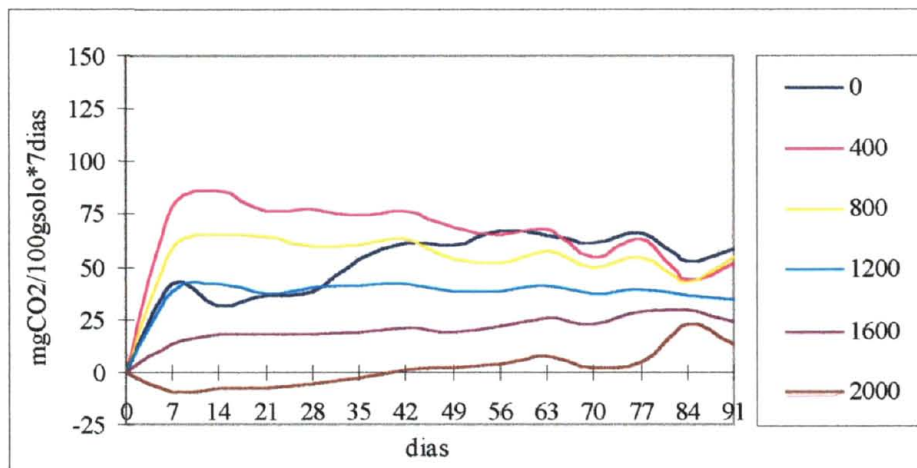
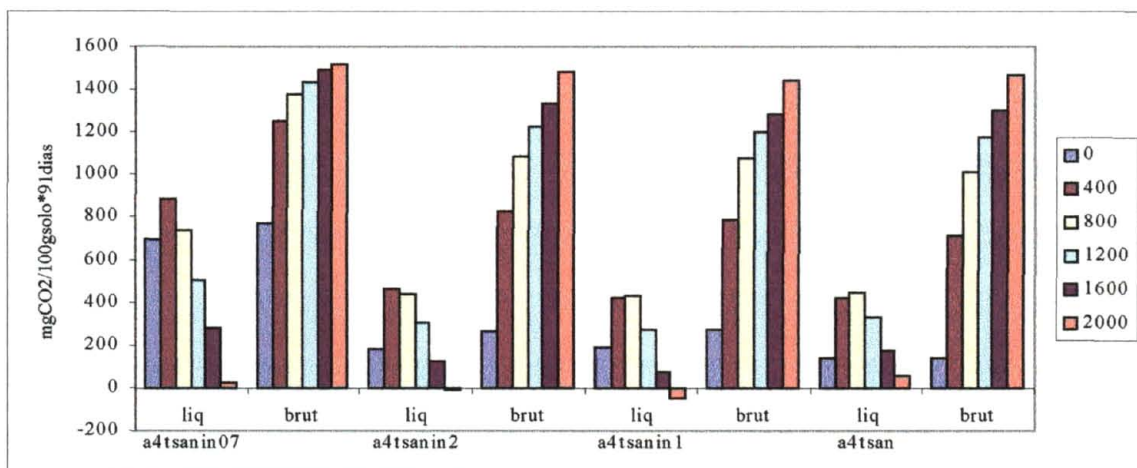


Figura 15: “Respirações Totais para os Experimentos Preliminares 1, 2 e 3”



Os resultados dos Experimentos Preliminares 1, 2 e 3 foram obtidos por testes de incubação “in vitro”, que não consideram outras formas de degradação como as que ocorrem numa área de manejo: quando ocorre a disposição em solo, o óleo está sujeito à evaporação,

fitodecomposição, adsorção, percolação e biodegradação (HERBES e SCHWALL, 1978; CASARINI et al., 1988).

4.3.3 Experimento Bandejas

4.3.3.1 Considerações Iniciais

Para dar continuidade aos estudos de biodegradação, iniciados com os Experimentos Preliminares 1, 2 e 3, com relação à aplicação de lodo de esgoto em conjunto com substrato oleoso e adição de inóculo em solo não contaminado, vários tratamentos foram realizados em sistema de bancada. Os tratamentos consistiram da utilização de solo, lodo de esgoto, substrato oleoso e inóculo, dispostos em bandejas para medidas da atividade de biodegradação “in vitro”.

4.3.3.2 Experimento Bandejas

A **Tabela 16** apresenta os resultados das respirações líquida e bruta, do Experimento Bandejas das incubações “in vitro”, que representam a média das leituras e dos dias de incubação (**Anexos 4.1**), e mostram que, tanto para respiração líquida como bruta, os melhores valores encontrados foram dos tratamentos que envolveram a adição de substrato oleoso e lodo de esgoto, com e sem inóculo, e do tratamento que envolveu a adição de substrato oleoso e inóculo do *landfarming*.

As **Figuras 16 e 17**, relativas às incubações “in vitro”, indicaram que os tratamentos “**ls**” e “**sl**” durante o período analisado, não diferiram ao nível de 1 % de probabilidade no Teste Tukey (**Anexos 4.2**) e apresentaram os melhores resultados de respiração líquida, diferente estatisticamente dos valores encontrados para tratamentos que não tiveram a adição de substrato oleoso (**li** e **l**). Os valores observados foram muito próximos para os tratamentos “**li**” e “**l**”, onde a ação do inóculo também não foi evidenciada.

Em função das médias parciais das respirações líquida e bruta do Experimento Bandejas, representadas graficamente nas **Figuras 16 e 17** e numericamente na **Tabela 16**, foi constatada a ausência da ação do inóculo do *landfarming* quando do tratamento simultâneo de substrato oleoso com lodo de esgoto. Com a adição do substrato oleoso, muitos microrganismos encontrados neste material (**BUSHNELL E HAAS, 1941**) foram inseridos no sistema. Estes microrganismos são semelhantes aos encontrados no *landfarming*, já que

dentro do tratamento operacional de separação de água e óleo, o tanque de armazenamento do substrato recebe águas de drenagem do *landfarming* que possuem sedimentos com os microrganismos da camada reativa.

Tabela 16: “Respirações Líquida e Bruta do Experimento Bandejas”

Tratamentos	Médias das Respirações (mgCO ₂ /100 g solo x 7 dias)	
	Líquida	Bruta
l	-1,45 cd	40,90 c
s	12,50 c	17,90 d
i	-2,80 cd	10,33 d
li	-6,75 d	44,07 c
si	50,24 b	64,35 b
ls	75,65 a	118,75 a
sli	68,97 a	120,54 a
sp	1,40	1,40

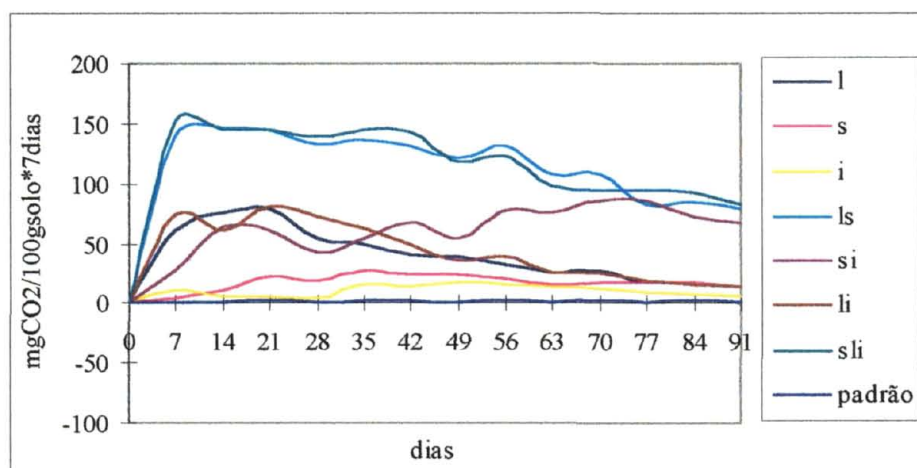
Onde: sp – solo padrão; s - solo padrão + substrato oleoso; i - solo padrão + inóculo; l - solo padrão + lodo de esgoto; ls - solo padrão + lodo de esgoto + substrato oleoso; si - solo padrão + substrato oleoso + inóculo; li - solo padrão + lodo de esgoto + inóculo; sli - solo padrão + substrato oleoso + lodo de esgoto + inóculo. Obs.: Letras diferentes representam médias que diferem ao nível de 1 % de probabilidade. A análise é aplicada por coluna.

Na presença do lodo de esgoto os microrganismos do substrato oleoso encontraram condições favoráveis para estabelecimento e proliferação, dificultando a ação do inóculo do *landfarming* adicionado, indicando uma competição desfavorável para o inóculo do *landfarming* no sistema com lodo de esgoto e substrato oleoso. Resultados semelhantes foram obtidos por **DIEHL (1997)**, que não notou diferenças na biodegradação de hidrocarbonetos de petróleo quando da adição de microrganismos e esterco de galinha e somente esterco, sendo que os índices de biodegradação para estes dois tratamentos foram os mais altos. Assim, para tratamento de lodo de esgoto, conforme as condições do trabalho, torna-se importante a presença do substrato oleoso para estabelecimento de uma população eficiente à decomposição destes resíduos. Com o lodo de esgoto, os microrganismos do substrato oleoso provavelmente encontraram um meio semelhante ao de origem devido a presença de sítios anaeróbicos, com a vantagem da presença de nutrientes do lodo.

O aumento verificado na biodegradação, com a adição de inóculo e substrato oleoso, não foi notado nos tratamentos com a aplicação de somente substrato oleoso ao solo padrão. O

inóculo do *landfarming* com a adição de substrato oleoso não encontrou dificuldades de estabelecimento neste sistema de tratamento, já que constitui uma população adaptada à degradação destes compostos oleosos. Com a adição de substrato oleoso muitos microrganismos do solo são mortos (BALDWIN, 1922; PLICE, 1948; ZOBELL citado por DOBSON e WILSON, 1964; MIELNICZUK, 1991), favorecendo, desta forma, a proliferação dos microrganismos inoculados que são eficientes à biodegradação.

Figura 16: “Médias das Respirações Brutas do Experimento Bandejas”

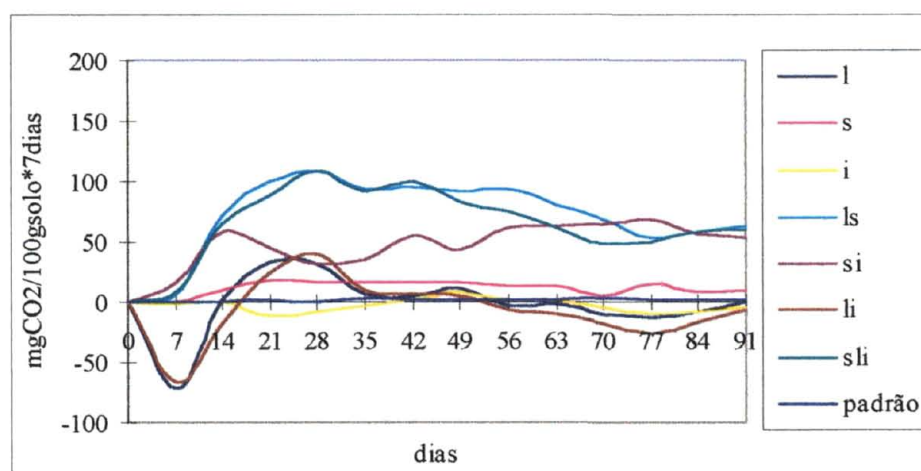


Pela evolução de CO₂ apresentada na **Tabela 16**, o tratamento “si” que envolveu a adição de inóculo com substrato oleoso, diferiu estatisticamente do tratamento “s” onde não houve a adição de inóculo, provando que a ação do inóculo foi significativa para a antecipação da biodegradação de substrato oleoso. Este resultado foi semelhante ao encontrado pelo tratamento “a4tsanin07”, sem lodo de esgoto do Experimento Preliminar 3, onde houve aumento das taxas de biodegradação com o passar dos dias de incubação (**Figuras 16 e 17**), devido provavelmente, ao período de adaptação do inóculo adicionado ao solo (AELION et al., 1987; KONOPKA e TURCO, 1991) e ou possível inibição da biodegradação promovida pela dominância temporária de outras espécies (ELLIS et al., 1990).

O valor de respiração líquida do tratamento “s”, de 12,5 mg CO₂/100g solo x 7 dias (**Tabela 16**), foi superior ao encontrado para o solo padrão, indicando segundo a literatura, a capacidade de adaptação dos microrganismos do solo (HARRIS, 1976; CONCAWE, 1980; SKLADANY e METTING, 1993) e do substrato oleoso (BUSHNELL e HASS, 1941) em degradar óleo. O estímulo de microrganismos nativos do solo capazes de biodegradar hidrocarbonetos é bem relatado (JOBSON et al., 1974; MIKESSELL e BOYD, 1988;

FREDRICKSON et al., 1991; MORGAN e WATKINSON citados por BOLLAG et al., 1994; AL-HADHRAMI, 1995; HALLGARTH et al., 1997).

Figura 17: “Médias das Respirações Líquidas do Experimento Bandejas”



O tratamento “s” diferiu estatisticamente do tratamento com a adição de inóculo do *landfarming* e foi contra ao resultado obtido quando se utiliza com o lodo de esgoto, com e sem inóculo, evidenciando que a presença deste material favoreceu os microrganismos do substrato oleoso para os tratamentos “ls” e “sli”.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 16, não foi evidenciada a ação do inóculo para a biodegradação do lodo de esgoto sem a adição de substrato oleoso. Embora os resultados médios de respiração bruta de 40,9 mg CO₂/100 g solo x 91 dias e 44,1 mg CO₂/100g solo x 7dias para os tratamentos “l” e “li”, respectivamente tenham sido altos, o mesmo não aconteceu para os dados de respiração líquida, onde os descontos realizados pelos controles levaram os resultados a valores negativos. Convém notar, que estes valores ocorreram devido ao desconto do controle com lodo de esgoto.

O lodo de esgoto possui valores elevados de respiração quando incubado como controle, “in vitro” e em pequenas quantidades (Anexo 4.1.4), apresentando taxas de decomposição decrescentes com o tempo de incubação e indicando que os microrganismos existentes no lodo biodegradaram somente uma determinada fração da matéria orgânica, geralmente a mais fácil. Após esta fase, os compostos, recalcitrantes ou não, que sobram do lodo de esgoto, poderiam ser consumidos pelos microrganismos do inóculo do *landfarming*. De acordo com os resultados, isto não foi observado, indicando que somente quando se realiza o

tratamento com substrato oleoso, ocorre a estabilização da população adaptada e eficiente à biodegradação destes compostos.

Para o tratamento que envolveu a adição de inóculo do *landfarming* ao solo padrão, os resultados de produção bruta de CO₂ tiveram sua origem da decomposição da matéria orgânica aplicada com o inóculo. Os valores médios de respiração líquida negativa, apresentados na **Tabela 16**, demonstraram que houve inibição à decomposição desta parcela de matéria orgânica quando da adição ao solo padrão, evidenciando a competição desfavorável para o inóculo do *landfarming* quando da não utilização de substrato oleoso.

4.3.3.3 Respiração Total no Período do Experimento e Taxas de Biodegradação

A respiração total representa a produção média total de CO₂ de todos os tratamentos durante o período do experimento. A **Tabela 17** e a **Figura 18** apresentam os resultados das respirações totais, líquidas e brutas, relativas ao Experimento Bandejas.

Descontando das respirações totais líquidas de 897 mg CO₂/100 g solo x 91 dias do tratamento “sli”, e de 984 mg CO₂/100 g solo x 91 dias do tratamento “ls”, a respiração total líquida do tratamento “si”, de 653 mg CO₂/100 g solo x 91 dias (**Tabela 17**), foram obtidos os valores da biodegradação adicional de lodo de esgoto, e ou o aumento da decomposição da matéria orgânica do solo e do substrato oleoso adicionado devido à adição do lodo. Os valores encontrados de 244 mg CO₂/100 g solo x 91 dias para o tratamento “sli”, e 331 mg CO₂/100 g solo x 91 dias para o tratamento “ls”, podem representar, de certa forma, a biodegradação adicional do lodo de esgoto e equívalem ao valor demonstrado pela área “C” do Experimento Preliminar (**Figura 6**). Para estes valores de respiração adicional encontrados, foram obtidas as taxas de biodegradação de 6,91 % e 9,37 %, considerando a entrada de carbono do lodo de esgoto e as taxas de biodegradação de 1,33 % e 1,80 %, considerando a entrada de carbono proveniente do lodo de esgoto e do substrato oleoso (**Tabela 18**), respectivamente para “sli” e “ls” e para o período de 91 dias.

Para o tratamento “si”, que obteve 653 mg CO₂/100 g solo x 91 dias de respiração líquida total e a entrada de 80,75 ton/ha de carbono (**Tabela 18**), o índice de 4,41 % de biodegradação em 91 dias representou a ação do inóculo ao substrato oleoso (**Tabela 19**). Este valor encontrado foi semelhante ao valor representado pela área “A” do Experimento Preliminar (**Figura 6**). Desta forma, foram obtidas as taxas de biodegradação de acordo com a respiração total, bruta e líquida, de 5,65 % e 4,41 % respectivamente e em 91 dias (respiração total bruta de 837 mg CO₂/100 g solo x 91 dias, e total líquida de 653 mg

CO₂/100 g solo x 91 dias). Comparando estas taxas com as obtidas pelo tratamento “a4tsanin07”, sem lodo de esgoto, do Experimento Preliminar 3 (igual ao tratamento si), foram obtidos os valores de 5,24 % e 3,55 % de acordo com a respiração total bruta de 775 mg CO₂/100 g solo x 91 dias, e total adicional de 525,46 mg CO₂/100 g solo x 91 dias, respectivamente, e a entrada de 80,75 ton/ha de carbono com a aplicação de 100 ton/ha de substrato oleoso (Tabelas 13, 14, 15 e 18).

Tabela 17: “Respirações Totais, Líquidas e Brutas, do Experimento Bandejas”

Tratamentos	Médias das Respirações Totais (mgCO ₂ /100 g solo x 91 dias)	
	Bruta (91 dias)	Líquida (91 dias)
l	532,00	-19,00
s	233,00	163,00
i	134,00	-36,00
ls	1544,00	984,00
si	837,00	653,00
li	573,00	-88,00
sli	1567,00	897,00
sp	18,19	18,19

Onde: sp – solo padrão; s - solo padrão + substrato oleoso; i - solo padrão + inóculo; l - solo padrão + lodo de esgoto; ls - solo padrão + lodo de esgoto + substrato oleoso; si - solo padrão + substrato oleoso + inóculo; li - solo padrão + lodo de esgoto + inóculo; sli - solo padrão + substrato oleoso + lodo de esgoto + inóculo.

Tabela 18: “Entrada de Carbono por Hectare para o Experimento Bandejas”

	Tratamentos						
	l	s	i	ls	li	si	sli
C (ton/ha)	19,26	80,75	6,61	100,01	19,26	80,75	100,01

Onde: s - solo padrão + substrato oleoso; i - solo padrão + inóculo; l - solo padrão + lodo de esgoto; ls - solo padrão + lodo de esgoto + substrato oleoso; si - solo padrão + substrato oleoso + inóculo; li - solo padrão + lodo de esgoto + inóculo; sli - solo padrão + substrato oleoso + lodo de esgoto + inóculo.

A aplicação de inóculo do *landfarming* antecipou a biodegradação do substrato oleoso adicionado. A falta de inóculo para a biodegradação de substrato oleoso retardou a decomposição deste material e, pelos resultados obtidos, indicou a possível existência de espécies do substrato oleoso especializadas e das que podem tornar-se eficientes

(microrganismos do solo). As taxas de biodegradação bruta e líquida, obtidas para o tratamento “s” do Experimento Bandejas foram, 1,57 % e 1,10 % para as respirações totais, respectivamente de 233 mg CO₂/100 g solo e 163 mg CO₂/100 g solo, ambas para 91 dias (Tabela 17).

Pelos resultados de respiração líquida total, melhores valores foram encontrados para os tratamentos que envolveram a adição de lodo de esgoto e substrato oleoso, com e sem inóculo, principalmente para o tratamento “ls”. Os tratamentos “sli” e “ls”, que tiveram os dois a entrada de aproximadamente 100 ton/ha de carbono e 897 mg CO₂/100 g solo x 91 dias e 984 mg CO₂/100 g solo x 91 dias de respiração total líquida (Tabela 17), respectivamente, apresentaram 4,89 % e 5,37 % de taxa de biodegradação líquida em 91 dias (Tabela 19). Embora ambos os resultados não apresentaram diferenças estatísticas, os resultados inferiores do tratamento “sli” demonstraram uma possível competição entre as populações inoculadas com o inóculo do *landfarming* e com o substrato oleoso.

Tabela 19: “Taxas de Biodegradação para o Experimento Bandejas”

Tratamentos	Taxas de Biodegradação (%)	
	Bruta	Líquida
l	15,07	-0,54
s	1,57	1,10
i	11,05*	-2,97
ls	8,42	5,37
si	5,65	4,41
li	16,23	-2,49
sli	8,55	4,89

Onde: s - solo padrão + substrato oleoso; i - solo padrão + inóculo; l - solo padrão + lodo de esgoto; ls - solo padrão + lodo de esgoto + substrato oleoso; si - solo padrão + substrato oleoso + inóculo; li - solo padrão + lodo de esgoto + inóculo; sli - solo padrão + substrato oleoso + lodo de esgoto + inóculo.

Considerando o valor de 85 % de carbono no teor de óleos e graxas e a entrada de lodo de esgoto, foi obtida a biodegradação bruta para os tratamentos “sli” e “ls”, de 8,55 % para “sli” e 8,42 % para “ls”, em 91 dias de incubação. Para o Experimento Preliminar 3, tratamento “a4tsanin07” na dose de 400 ton/ha de lodo de esgoto, foram obtidas as biodegradações bruta e adicional de 6,81 % e 3,91 % (Tabela 15). Como para os Experimentos Preliminares, as taxas de biodegradação obtidas pelo Experimento Bandejas para os tratamentos com substrato oleoso e lodo de esgoto, com e sem inóculo,

representaram evoluções em toneladas de carbono por hectare superiores aos valores encontrados para tratamentos com somente lodo de esgoto, com e sem inóculo, e com substrato oleoso, com e sem inóculo.

De acordo com os resultados, não houve diferenças nas biodegradações com a aplicação de lodo de esgoto e lodo de esgoto e inóculo. Na dose analisada de 400 ton/ha dos Experimentos Preliminares 1 e 2, as respirações bruta e adicional apresentaram as taxas de biodegradação de 20,08 %, 22,23 % e 23,39 % para as respirações brutas e, 8,13 %, 7,22 % e 8,38 % para as respirações adicionais, respectivamente para “**a4tsan**”, “**a4tsanin1**” e “**a4tsanin2**”. Para os tratamentos “**I**” e “**li**” do Experimento Bandejas na mesma dose de 400 ton/ha, as taxas de biodegradação em relação à respiração bruta foram 15,07 % e 16,23 % para “**I**” e “**li**” (**Tabela 19**), respectivamente, apresentando valores das respirações líquidas totais negativos, indicando a inibição da biodegradação do lodo de esgoto quando adicionado ao solo. Embora as taxas de biodegradação bruta tenham sido altas para os tratamentos com lodo de esgoto, em comparação com as taxas obtidas por tratamentos com substrato oleoso, estas não se mantiveram ao longo do tempo, apresentando decréscimos em seus valores e evoluções de carbono inferiores às encontradas para os tratamentos com substrato oleoso e lodo de esgoto, com e sem inóculo, e substrato oleoso com inóculo. Os valores mais altos foram encontrados nos períodos iniciais da incubação, indicando a decomposição de frações mais fáceis de biodegradação existentes no lodo de esgoto.

Tomando o valor de respiração adicional obtido de 525,46 mg CO₂/100 g solo x 91 dias relativo ao tratamento “**a4tsanin07**” sem lodo de esgoto (**Tabela 13**), e admitindo que este mesmo valor seja obtido na incubação “**a4tsanin07**” com 400 ton/ha de lodo de esgoto, foi estabelecida a taxa de biodegradação de 3,55 % (**Tabela 15**) relativa ao substrato oleoso para este tratamento. Como o valor de respiração acumulada adicional desta incubação foi de 717,07 mg CO₂/100 g solo x 91 dias, o diferencial pode representar a biodegradação adicional do lodo de esgoto, não considerando o aumento na decomposição dos outros compostos. Desta forma, a taxa de biodegradação para o lodo de esgoto se situou em 5,42 %. Estas duas últimas taxas representaram a biodegradação já mencionada de 3,91 % quando se considera 100 ton/ha de carbono aplicados.

A mesma comparação de resultados pode ser feita pelo Experimento Bandejas, onde descontando das respirações totais líquidas dos tratamentos “**sli**” e “**ls**”, a respiração total líquida do tratamento “**si**”, foram obtidas as taxas de biodegradação adicional relativa ao lodo de esgoto, de 6,91 % e 9,37 % respectivamente. A biodegradação do substrato oleoso para os tratamentos “**ls**” e “**sli**”, de acordo com a metodologia de cálculo e desconsiderando

a interferência na biodegradação de outros compostos, pode ser semelhante ao tratamento “si”, apresentando neste período de incubação 4,41 % de taxa de biodegradação. Estas duas últimas taxas, representaram para os tratamentos “sli” e “ls”, as taxas de biodegradação líquida de 4,89 % e 5,37 % para o período analisado, quando se considera 100 ton/ha de carbono aplicados.

As taxas de biodegradação obtidas anteriormente, no caso do Experimento Preliminar 3 de tratamento “a4tsanin07” na dose de 400 ton/ha, e no caso do Experimento Bandejas de tratamento “sli” e “ls”, foram analisadas de maneira segmentada, onde foi descontado dos resultados de respiração dos tratamentos que envolveram lodo de esgoto e substrato oleoso, com e sem inóculo do *landfarming*, os resultados de respiração de tratamentos que envolveram somente substrato oleoso e inóculo do *landfarming*. Desta forma, o resultado obtido pode vir a representar a biodegradação do lodo de esgoto. No entanto, com a aplicação de lodo de esgoto e substrato oleoso, podem ocorrer interferências no processo de decomposição de ambos os compostos. Assim, de acordo com os resultados obtidos, pode ter ocorrido uma redução nas taxas de decomposição adicionais de cada elemento envolvido no sistema de tratamento com lodo de esgoto e substrato oleoso, que em conjunto foram superiores aos valores encontrados pelos tratamentos isolados de lodo de esgoto e substrato oleoso.

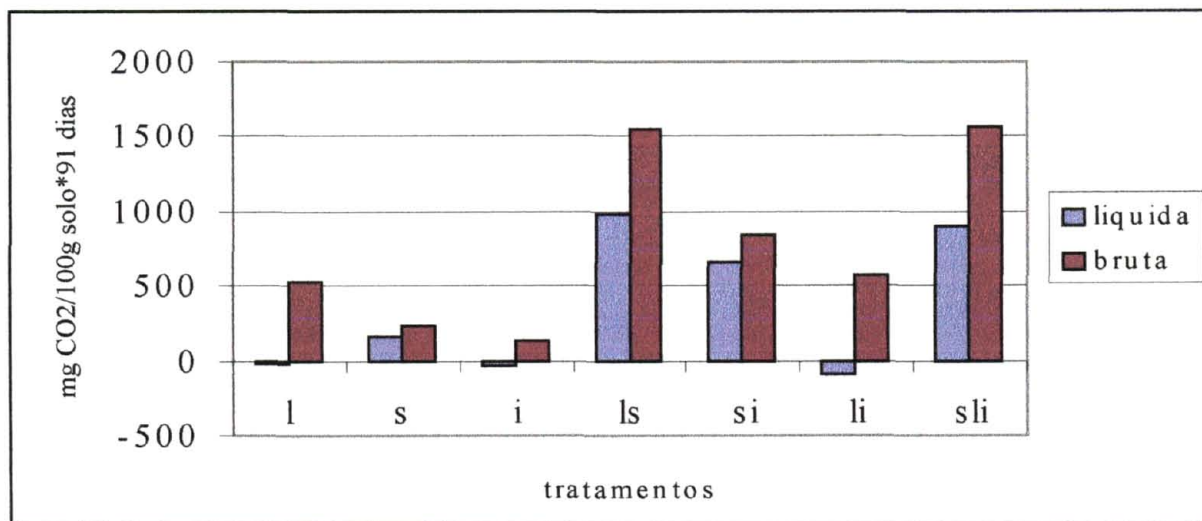
As taxas de biodegradação obtidas anteriormente, principalmente para os tratamentos que envolveram substrato oleoso com inóculo do *landfarming* e substrato oleoso com lodo de esgoto, com e sem inóculo, foram baixas quando comparadas com taxas obtidas por sistemas de *landfarming*. No entanto, em vista de serem as primeiras taxas obtidas de um solo ainda não adaptado às novas condições de manejo para tratamento de resíduos, possuem validade e podem ser utilizadas para cálculo de taxas iniciais de aplicação, como comparação entre tratamentos, e são fornecedoras de subsídio técnico para a biorremediação de áreas contaminadas. Vale ressaltar que, os tratamentos com substrato oleoso promoveram evoluções de carbono superiores aos valores encontrados para tratamentos com somente lodo de esgoto, mesmo quando se compara uma aplicação equivalente de carbono com somente lodo de esgoto.

4.3.3.4 Solo A4t e Solo Padrão

Pelos resultados das análises químicas apresentados na **Tabela 8**, o solo da área 4t apresentou acidez baixa, índice álico muito baixo e saturação de bases em torno de 92,6 %

com um nível de fósforo alto e hidrogênio trocável baixo. A CTC do solo a4t foi de 24 cmol/dm³. Já para o Experimento Bandejas, o solo padrão apresentou acidez muito alta, índice álico alto e saturação de bases em torno de 28,6 % com um nível de fósforo baixo e hidrogênio trocável alto. A CTC do solo padrão foi de 11,8 cmol/dm³.

Figura 18: “Respirações Totais Líquida e Bruta do Experimento Bandejas”



De acordo com estes resultados e os resultados obtidos com os Experimentos Preliminares 1, 2 e 3, e Bandejas, ficou evidenciado que as taxas de biodegradação líquidas e brutas das incubações “in vitro” entre os Experimentos Preliminar 3 (tratamentos “a4tsanin07” sem lodo de esgoto e com 400 ton/ha de lodo de esgoto) e Experimento Bandejas (tratamentos si e sli), não apresentaram diferenças significativas.

Ambos os solos apresentaram diferenças químicas que poderiam refletir nos resultados obtidos, no entanto não foram observadas. Vários autores também não obtiveram diferenças significativas na biodegradação de resíduos oleosos devido à diferenças químicas, ou do solo, ou devido a aplicação de fertilizantes (ATLAS e BARTHA, 1973; RAYMOND et al., 1976; DIBBLE e BARTHA, 1979a; MEYERS e HUDDLESTON, 1979; SWINDOLL et al., 1988; MORGAN e WATKINSON citados por API, 1995; CHO e KIM, 1997). RAYMOND et al. (1976), que adicionaram fertilizantes de acordo com as características químicas de cada solo, não obtiveram resultados significativos na biodegradação do óleo.

4.3.4 Experimento *Landfarming*

4.3.4.1 Considerações Iniciais

Este experimento teve por objetivo avaliar o efeito da adição de lodo de esgoto proveniente da ETE – Belém no *landfarming* da REPAR, que está em operação desde 1988, recebendo resíduos oleosos dos mais diversos tipos.

A escolha da determinação do teor de matéria orgânica para determinar as taxas de degradação, levou em consideração outras formas de decomposição, além das proporcionadas pelos microrganismos quando da incubação “in vitro” (HERBES e SCHWALL, 1978; CASARINI et al., 1988). No sistema de *landfarming*, ao contrário do que ocorre em solo agrícola, grandes quantidades de matéria orgânica são aplicadas, necessitando, desta forma, de constantes arações e gradagens, que garantem a entrada de oxigênio e homogeneização do resíduo disposto no solo. MEYERS e HUDDLESTON (1979) citam que as arações permitem melhor contato do óleo pelos microrganismos do solo, inclusive os estabilizados, e aumento da aeração do solo (DOBSON e WILSON 1964; JOBSON et al. 1972; RAYMOND et al. 1976; RASIAH et al., 1991).

4.3.4.2 Porcentagens de Degradação Adicional por Período (%BAP) e Porcentagens de Degradação Adicional Total (%BAT)

Na determinação do teor de matéria orgânica das células (%MOCa e %MOCb), foi descontado do valor total obtido (%MOCT), a quantidade de matéria orgânica existente em solo relativo à camada reativa do *landfarming* que não recebeu aplicação de resíduos oleosos, denominado solo controle. Os resultados apresentados na **Tabela 20** são valores de matéria orgânica das células com o referido desconto e representam teores obtidos antes (%MOCa) e após (%MOCb) da aplicação de matéria orgânica, sendo relativos ao **Anexo 7** com datas que representam o dia da coleta de material para análise. A quantidade encontrada em MARSHALL e DEVINNY (1988), de 10 % para o solo controle é semelhante ao valor encontrado neste experimento, de 10,5 %. Estes autores submeteram o solo por meia hora a 550 °C. Metodologia semelhante para determinação da matéria orgânica total podemos encontrar em BETTIOL et al. (1984) e KIEHL (1985).

Nas **Tabelas 21 à 36** são apresentadas as taxas de aplicação e degradação para as células do *landfarming*, por cada período analisado.

De maneira geral, as células que receberam lodo de esgoto obtiveram resultados de degradação superiores aos encontrados pelas que não receberam lodo, embora com uma taxa

de aplicação de lodo no *landfarming* menor que a estabelecida pela curva de doses do lodo de esgoto.

Tabela 20: “Porcentagens de Matéria Orgânica das Células do *landfarming*”

Células	27/02/98	31/03/98	29/05/98	30/06/98	03/08/98	30/10/98	30/11/98
01	20,81	-	-	-	18,04	-	15,68
02	-	19,17	-	-	15,72	15,50	14,64
03	-	18,32	18,93	-	18,86	-	17,82
04	-	18,55	19,34	-	20,36	17,18	16,68
05	-	21,84	-	-	19,99	-	16,40
06	19,93	-	17,64	-	20,11	-	18,34
07	14,89	-	-	16,94	-	-	18,55
08	-	23,73	17,54	-	-	-	19,05

As taxas de degradação, após a ocorrência de períodos com baixas taxas de degradação e disposições maciças de matéria orgânica, decorrente de resíduos oleosos, apresentaram resultados adicionais positivos em meses com a ocorrência de temperaturas mais altas que as obtidas no período anterior (médias dos períodos de análise demonstrada no **Anexo 6**). Foi o caso das células 1, 3, 4, 5 e 6.

A célula 1 (**Tabelas 21 e 22**), que recebeu lodo de esgoto durante os dois períodos de análise, obteve no primeiro período, uma degradação adicional de 64,09 %, com uma entrada elevada de matéria orgânica proveniente da aplicação de resíduos oleosos, de 52 toneladas. No período seguinte, a degradação adicional de 225,42 % refletiu a baixa entrada de matéria orgânica e elevada quantidade degradada. Esse valor pode ser atribuído devido ao acúmulo de matéria orgânica do período anterior, e otimização de manejo associado à elevação da temperatura e aplicação de lodo de esgoto.

A célula 2 apresentou bons resultados de degradação e a maior quantidade de aplicação de lodo de esgoto (**Tabelas 23 e 24**) com um saldo positivo de 74,14 % de degradação adicional no período total. De 125 à 213 dias, foi obtida a taxa de degradação adicional de 9,73 %, valor este menor que os obtidos nos outros períodos, de 112,74 % e 108,86 %.

A célula 3 (**Tabelas 25 e 26**), que não recebeu lodo de esgoto, apresentou semelhante característica de degradação, comparado com as células 1, 4, 5 e 6. Observou-se baixas taxas de degradação com acúmulo de matéria orgânica em determinados períodos que antecederam o aumento das mesmas, decorrente da elevação de temperatura (125 à 244 dias)

associado ao manejo adequado.

Nos dois primeiros períodos, foram obtidas para a célula 3 as taxas de degradação de - 31,77 % e 2,91 %. O valor de 189,09 %, no terceiro período analisado, representou a decomposição de compostos acumulados dos períodos anteriores.

Tabela 21: “Resultados Percentuais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 1”

Dias	%MOC	%OA	%MO	%AMO	Dg
0	20,81				
158	18,04	4,00	0,31	4,31	7,08
277	15,68	0,94	0,10	1,05	3,41

Onde: %MOC: porcentagem de matéria orgânica; %OA: porcentagem de matéria orgânica do óleo aplicado na célula; %MO: porcentagem de matéria orgânica do lodo aplicado na célula; %AMO: porcentagem de matéria orgânica adicionada devido ao lodo de esgoto e resíduo oleoso; Dg: porcentagem de degradação.

Tabela 22: “Resultados em Toneladas de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 1”

Dias	%MOC	OA	MOLE	MOLE + OA	QMO	%BAP	%BAT
0	20,81						
158	18,04	52,00	4,09	56,09	92,04	64,09	95,59
277	15,68	12,28	1,26	13,61	44,29	225,42	

Onde: %MOC: porcentagem de matéria orgânica; OA: matéria orgânica do óleo aplicado em toneladas; MOLE: matéria orgânica do lodo aplicado em toneladas; QMO: quantidade de matéria orgânica degradadas no período em toneladas; %BAP: porcentagem de degradação adicional por período; %BAT: porcentagem de degradação adicional total.

Para a célula 4 (**Tabelas 27 e 28**), as taxas de degradação apresentaram resultados variados. No período de 125 à 213 dias, a taxa de 1.590 % de degradação pode ser explicada pelas baixas taxas de degradação observadas em períodos anteriores. Como neste período ocorreu um baixo índice de aplicação de matéria orgânica, o fator elevação da temperatura associado ao manejo adequado, promoveu a alta porcentagem de degradação. O elevado valor percentual de degradação adicional (%BAP) obtido neste período, não refletiu o valor de degradação que representou o período total para a célula 4, de 38,55 %.

Tabela 23: “Resultados Percentuais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 2”

Dias	%MOC	%OA	%MO	%AMO	Dg
0	19,17				
125	15,72	2,70	0,36	3,06	6,51
213	15,50	2,05	0,21	2,26	2,48
244	14,64	0,68	0,11	0,79	1,65

Onde: %MOC: porcentagem de matéria orgânica; %OA: porcentagem de matéria orgânica do óleo aplicado na célula; %MO: porcentagem de matéria orgânica do lodo aplicado na célula; %AMO: porcentagem de matéria orgânica adicionada devido ao lodo de esgoto e resíduo oleoso; Dg: porcentagem de degradação.

Tabela 24: “Resultados em Toneladas de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 2”

Dias	%MOC	OA	MOLE	MOLE + OA	QMO	%BAP	%BAT
0	19,17						
125	15,72	35,10	4,68	39,78	84,63	112,74	
213	15,50	26,65	2,73	29,38	32,24	9,73	74,14
244	14,64	8,94	1,36	10,27	21,45	108,86	

Onde: %MOC: porcentagem de matéria orgânica; OA: matéria orgânica do óleo aplicado em toneladas; MOLE: matéria orgânica do lodo aplicado em toneladas; QMO: quantidade de matéria orgânica degradadas no período em toneladas; %BAP: porcentagem de degradação adicional por período; %BAT: porcentagem de degradação adicional total.

Tabela 25: “Resultados Percentuais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 3”

Dias	%MOC	%OA	%MO	%AMO	Dg
0	18,32				
59	18,93	1,92	-	1,92	1,31
125	18,86	2,40	-	2,40	2,47
244	17,82	0,55	-	0,55	1,59

Onde: %MOC: porcentagem de matéria orgânica; %OA: porcentagem de matéria orgânica do óleo aplicado na célula; %MO: porcentagem de matéria orgânica do lodo aplicado na célula; %AMO: porcentagem de matéria orgânica adicionada devido ao lodo de esgoto e resíduo oleoso; Dg: porcentagem de degradação.

A célula 5 (**Tabelas 29 e 30**) apresentou, de acordo com os resultados, valores elevados de degradação mesmo sem a aplicação de lodo de esgoto. Isto indica que o sistema de *landfarming* quando operacionalizado em conformidade, atinge índices satisfatórios aos pretendidos neste tipo de tratamento.

Os resultados obtidos pela célula 5 não significaram que não seja interessante o tratamento de lodo de esgoto em sistema de *landfarming*, uma vez que a aplicação do lodo de esgoto pode promover processos de co-metabolismo que auxiliam na decomposição de outros compostos mais complexos, que estão acumulados ou não. Vale ressaltar que, para a célula 5, os elevados valores percentuais obtidos representaram elevadas quantidades de degradação e de aplicação de matéria orgânica. Ao contrário da célula 4, com um valor de 1.590 % de degradação adicional, equívaleu apenas a uma decomposição de 43,94 toneladas de matéria orgânica no período de análise. Este valor foi menor que os encontrados para a célula 5, com maiores taxas de aplicação.

A célula 5 também obteve taxas de degradação elevadas em períodos de ocorrência de maiores temperaturas e foi a que apresentou a melhor %BAT, mesmo quando se compara com as que receberam lodo de esgoto (considerando o período total).

Tabela 26: “Resultados em Toneladas de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a **Célula 3**”

Dias	%MOC	OA	MOLE	MOLE + OA	QMO	%BAP	%BAT
0	18,32						
59	18,93	24,96	-	24,96	17,03	- 31,77	
125	18,86	31,20	-	31,20	32,11	2,91	10,26
244	17,82	7,15	-	7,15	20,67	189,09	

Onde: %MOC: porcentagem de matéria orgânica; OA: matéria orgânica do óleo aplicado em toneladas; MOLE: matéria orgânica do lodo aplicado em toneladas; QMO: quantidade de matéria orgânica degradadas no período em toneladas; %BAP: porcentagem de degradação adicional por período; %BAT: porcentagem de degradação adicional total.

Para a célula 6 (**Tabelas 31 e 32**), do início até os 92 dias, foi aplicada a maior quantidade de matéria orgânica de todos os tratamentos (153,27 ton). Durante esse período com tratamento de lodo de esgoto, ocorreu uma elevada taxa de degradação de matéria orgânica (183,04 ton), com uma taxa de degradação adicional de 19,42 %. Nesta mesma

célula, no período dos 92 aos 158 dias, também houve uma aplicação alta de resíduos oleosos, que associado ao período de baixas temperaturas (inverno), promoveu resultados de degradação adicionais negativos (- 53,23 %), evidenciando o acúmulo de matéria orgânica no sistema (coincidentemente à esta taxa negativa, neste período não ocorreu a aplicação de lodo de esgoto).

Tabela 27: “Resultados Percentuais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 4”

Dias	%MOC	%OA	%MO	%AMO	Dg
0	18,55				
59	19,34	1,86	-	1,86	1,07
125	20,36	2,48	-	2,48	1,46
213	17,18	0,20	-	0,20	3,38
244	16,68	0,31	-	0,31	0,81

Onde: %MOC: porcentagem de matéria orgânica; %OA: porcentagem de matéria orgânica do óleo aplicado na célula; %MO: porcentagem de matéria orgânica do lodo aplicado na célula; %AMO: porcentagem de matéria orgânica adicionada devido ao lodo de esgoto e resíduo oleoso; Dg: porcentagem de degradação.

Tabela 28: “Resultados em Toneladas de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 4”

Dias	%MOC	OA	MOLE	MOLE + OA	QMO	%BAP	%BAT
0	18,55						
59	19,34	24,18	-	24,18	13,91	- 42,47	
125	20,36	32,24	-	32,24	18,98	- 41,13	38,55
213	17,18	2,6	-	2,6	43,94	1.590,00	
244	16,68	4,03	-	4,03	10,53	161,29	

Onde: %MOC: porcentagem de matéria orgânica; OA: matéria orgânica do óleo aplicado em toneladas; MOLE: matéria orgânica do lodo aplicado em toneladas; QMO: quantidade de matéria orgânica degradadas no período em toneladas; %BAP: porcentagem de degradação adicional por período; %BAT: porcentagem de degradação adicional total.

Dos 158 aos 277 dias, a taxa de degradação positiva (%BAP), indicou a degradação promovida pelo aumento de temperatura associado ao acúmulo de matéria orgânica dos períodos anteriores e manejo adequado. As taxas de degradação adicional positivas indicaram a degradação de matéria orgânica acumulada em períodos anteriores.

Os resultados de degradação negativos obtidos pela célula 7 (**Tabelas 33 e 34**) indicaram nos dois períodos analisados, acúmulo de matéria orgânica. As duas taxas obtidas, embora diferentes em termos de valor percentual, representaram o acúmulo de aproximadamente 20 toneladas de matéria orgânica em cada período analisado (0 à 124 dias e 124 à 277 dias).

Tabela 29: “Resultados Percentuais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 5”

Dias	%MOC	%OA	%MO	%AMO	Dg
0	21,84				
125	19,99	2,07	-	2,07	3,92
244	16,40	2,26	-	2,26	5,85

Onde: %MOC: porcentagem de matéria orgânica; %OA: porcentagem de matéria orgânica do óleo aplicado na célula; %MO: porcentagem de matéria orgânica do lodo aplicado na célula; %AMO: porcentagem de matéria orgânica adicionada devido ao lodo de esgoto e resíduo oleoso; Dg: porcentagem de degradação.

Tabela 30: “Resultados em Toneladas de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 5”

Dias	%MOC	OA	MOLE	MOLE + OA	QMO	%BAP	%BAT
0	21,84						
125	19,99	26,91	-	26,91	50,96	89,37	125,63
244	16,40	29,38	-	29,38	76,05	158,84	

Onde: %MOC: porcentagem de matéria orgânica; OA: matéria orgânica do óleo aplicado em toneladas; MOLE: matéria orgânica do lodo aplicado em toneladas; QMO: quantidade de matéria orgânica degradadas no período em toneladas; %BAP: porcentagem de degradação adicional por período; %BAT: porcentagem de degradação adicional total.

Já a célula 8 apresentou o melhor resultado de degradação dentre as células que receberam lodo, quando se analisa a entrada e a saída de matéria orgânica, do início aos 59 dias (**Tabelas 35 e 36**). O valor percentual não foi maior que o obtido pela célula 4, mas

representaram valores bem mais elevados em termos de quantidade de matéria orgânica degradada. A célula 8 obteve, coincidentemente ao período sem aplicação de lodo, a taxa de degradação adicional de – 81,18 %. Esta célula apresentou a maior porcentagem de BAP (com relação às células que receberam e não receberam lodo) e BAT (com relação às células que receberam lodo).

Tabela 31: “Resultados Percentuais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 6”

Dias	%MOC	%OA	%MO	%AMO	Dg
0	19,93				
92	17,64	11,60	0,19	11,79	14,08
158	20,11	4,64	-	4,64	2,17
277	18,34	0,94	-	0,94	2,71

Onde: %MOC: porcentagem de matéria orgânica; %OA: porcentagem de matéria orgânica do óleo aplicado na célula; %MO: porcentagem de matéria orgânica do lodo aplicado na célula; %AMO: porcentagem de matéria orgânica adicionada devido ao lodo de esgoto e resíduo oleoso; Dg: porcentagem de degradação.

Tabela 32: “Resultados em Toneladas de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 6”

Dias	%MOC	OA	MOLE	MOLE + OA	QMO	%BAP	%BAT
0	19,93						
92	17,64	150,80	2,47	153,27	183,04	19,42	
158	20,11	60,32	-	60,32	28,21	- 53,23	9,15
277	18,34	12,22	-	12,22	35,23	188,29	

Onde: %MOC: porcentagem de matéria orgânica; OA: matéria orgânica do óleo aplicado em toneladas; MOLE: matéria orgânica do lodo aplicado em toneladas; QMO: quantidade de matéria orgânica degradadas no período em toneladas; %BAP: porcentagem de degradação adicional por período; %BAT: porcentagem de degradação adicional total.

De acordo com os resultados de degradação adicional negativa obtidos, muitos dos compostos oleosos aplicados foram acumulados. O acúmulo de materiais recalcitrantes pode ter inibido a atividade de degradação, conforme **BOSSERT e BARTHA (1984)**,

KINCANNON (1979) e SKUGINS e McDONALD (1985) citados em MARSHALL e DEVINNY (1988) e RASCHE et al. (1991).

Tabela 33: “Resultados Percentuais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 7”

Dias	%MOC	%OA	%MO	%AMO	Dg
0	14,89				
124	16,94	1,81	-	1,81	0,24
277	18,55	3,61	-	3,61	2,00

Onde: %MOC: porcentagem de matéria orgânica; %OA: porcentagem de matéria orgânica do óleo aplicado na célula; %MO: porcentagem de matéria orgânica do lodo aplicado na célula; %AMO: porcentagem de matéria orgânica adicionada devido ao lodo de esgoto e resíduo oleoso; Dg: porcentagem de degradação.

A ocorrência de baixas temperaturas também proporcionaram quedas na atividade de degradação, conforme também encontrado em MARSHALL e DEVINNY (1988), com acúmulos de matéria orgânica nas células, justamente nestes períodos. Contudo, em períodos com ocorrência de temperaturas mais altas foram obtidas maiores taxas de degradação, sendo considerada um fator importante para o tratamento de resíduos oleosos (BORDONADO e HUERTAS, 1982) e lodos de esgoto MILLER (1974).

Tabela 34: “Resultados em Toneladas de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 7”

Dias	%MOC	OA	MOLE	MOLE + OA	QMO	%BAP	%BAT
0	14,89						
124	16,94	23,53	-	23,53	3,12	- 86,74	- 58,67
277	18,55	46,93	-	46,93	26,00	- 44,60	

Onde: %MOC: porcentagem de matéria orgânica; OA: matéria orgânica do óleo aplicado em toneladas; MOLE: matéria orgânica do lodo aplicado em toneladas; QMO: quantidade de matéria orgânica degradadas no período em toneladas; %BAP: porcentagem de degradação adicional por período; %BAT: porcentagem de degradação adicional total.

As células, devido ao sistema de tratamento de resíduos oleosos, apresentam um alto teor de matéria orgânica, funcionando como um reator biológico. Passam por períodos em que

ocorrem acúmulos de matéria orgânica, que são posteriormente degradadas. No sistema de manejo de *landfarming* de refinaria de petróleo, muitas das aplicações que ocorrem são provenientes do sistema de tratamento dos dejetos industriais (uma mistura de resíduo oleoso com resíduo proveniente do tratamento doméstico). A entrada deste tipo de resíduo, como lodos de esgoto, auxiliam na decomposição de compostos mais complexos (**BROWN et al., 1983; STADELMANN e FURRER citados em CLAPP et al., 1986 e CLAPP et al., 1986**) através de processos de co-metabolismo. Outros autores também relatam a última afirmação (**GILBERT e GRIEBEL, 1969; BROWN et al., 1983 e KINCANNON e SKUGINS e McDONALD citados em MARSHALL e DEVINNY, 1988**). Muitos produtos de petróleo são degradados por processos de co-metabolismo (**RAYMOND et al., 1967; PERRY, 1979; ALEXANDER, 1977, McGILL et al., 1981 e SKLADANY e METTING, 1993**).

Tabela 35: “Resultados Percentuais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 8”

Dias	%MOC	%OA	%MO	%AMO	Dg
0	23,73				
59	17,54	2,36	0,21	2,57	8,76
244	19,05	1,86	-	1,86	0,35

Onde: %MOC: porcentagem de matéria orgânica; %OA: porcentagem de matéria orgânica do óleo aplicado na célula; %MO: porcentagem de matéria orgânica do lodo aplicado na célula; %AMO: porcentagem de matéria orgânica adicionada devido ao lodo de esgoto e resíduo oleoso; Dg: porcentagem de degradação.

Tabela 36: “Resultados em Toneladas de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica para a Célula 8”

Dias	%MOC	OA	MOLE	MOLE + OA	QMO	%BAP	%BAT
0	23,73						
59	17,54	30,68	2,73	33,41	113,88	240,85	105,64
244	19,05	24,18	-	24,18	4,55	- 81,18	

Onde: %MOC: porcentagem de matéria orgânica; OA: matéria orgânica do óleo aplicado em toneladas; MOLE: matéria orgânica do lodo aplicado em toneladas; QMO: quantidade de matéria orgânica degradadas no período em toneladas; %BAP: porcentagem de degradação adicional por período; %BAT: porcentagem de degradação adicional total.

4.3.4.3 Taxas Médias Mensais de Aplicação e Degradação de Matéria Orgânica

Na **Tabela 37** encontram-se os valores de taxa de degradação (TD) e de aplicação (TA), em toneladas de matéria orgânica por mês e por célula (ton mo/mês.cél).

Tabela 37: “Degradação (TD) e Aplicação (TA) de Matéria Orgânica em Toneladas de Matéria Orgânica/Mês x Célula”

Tratamentos	Células	TD	TA
Sem lodo de esgoto	3	8,58	7,78
	4	10,74	7,75
	5	15,61	6,92
	7	3,15	7,63
Com lodo de esgoto	1	14,76	7,54
	2	16,99	9,76
	6	59,68	49,98
	8	57,90	16,98

Os valores encontrados na **Tabela 37** representam a média dos resultados de degradação e aplicação de cada célula para o período total analisado, com exceção das células 6 e 8, cujas taxas são relativas ao período em que as mesmas receberam lodo de esgoto. Os resultados de degradação são relativos ao hectare do *landfarming* da REPAR, que possui 0,27 m de camada reativa.

Os resultados indicaram a degradação média (BM) de 73,63 ton/ha x mês de matéria orgânica para células que receberam lodo de esgoto, com uma taxa média de aplicação (TAM) de 41,54 ton/ha x mês de matéria orgânica. As células que não receberam lodo de esgoto degradaram a média de 18,77 ton/ha x mês de matéria orgânica (BM), com uma taxa média de aplicação (TAM) de 14,83 ton/ha x mês de matéria orgânica. Estes valores foram obtidos através dos resultados de TA e TD (**Tabela 37**) e considera somente o período de aplicação de lodo de esgoto para as células 6 e 8.

Na **Tabela 38** encontram-se os valores de degradação e aplicação em toneladas de matéria orgânica por mês e por célula (ton mo/mês x cél), para as células 6 e 8, no período em que as mesmas não receberam lodo de esgoto (sem tratamento) e no período total analisado. De acordo com esta tabela, no período em que as mesmas não receberam lodo de esgoto, ocorreram taxas de degradação inferiores aos valores aplicados de matéria orgânica.

Não fossem os períodos com aplicação de lodo de esgoto das células 6 e 8 e a alta taxa de degradação obtida na célula 6, dos 158 aos 277 dias, as taxas de degradação totais não seriam maiores que as taxas de aplicação totais.

Tabela 38: “Degradação e Aplicação de Matéria Orgânica em Toneladas de Matéria Orgânica/Mês x Célula do Período Sem Lodo e do Período Total (com e sem lodo) para as Células 6 e 8”

Células	TD	TD total	TA	TA total
6	10,28	26,70	11,76	24,45
8	0,73	14,56	3,92	7,08

4.3.4.4 Taxas de Degradação Adicional

Na **Tabela 39** temos a porcentagem de degradação adicional com relação a taxa de aplicação e degradação de matéria orgânica.

Tabela 39: “Porcentagens de Degradação Adicional Relativo ao Período com Tratamento”

Células com lodo de esgoto	%BAT	Células sem lodo de esgoto	%BAT
1	95,59	3	10,26
2	74,14	4	38,55
6	19,42	5	125,63
8	240,85	7	-58,67

De acordo com a **Tabela 39**, porcentagem nula de degradação representa a completa degradação do que foi aplicado e, os valores acima desta porcentagem, representam a degradação adicional. Os valores encontrados nas células 6 e 8 são os obtidos para os meses em que houve a aplicação de lodo de esgoto.

Na **Tabela 40** encontram-se as porcentagens de degradação adicional com relação a taxa de aplicação de matéria orgânica para as células 6 e 8, no período em que as mesmas não receberam lodo de esgoto e no período total. As porcentagens negativas representam acúmulo de matéria orgânica.

Para células que receberam lodo de esgoto houve a degradação de 77,25 % a mais do que foi aplicado e para aquelas onde não houve a aplicação de lodo de esgoto ocorreu a degradação adicional de 26,56 % (somente células que não receberam lodo).

Considerando o período total (sem e com lodo de esgoto) das células 6 e 8, a taxa de degradação adicional para as células com tratamento (células 1, 2, 6 e 8) foi de 49,52 %. As células 6 e 8 apresentaram juntas a degradação de 70,21 % do total adicionado de matéria orgânica, no período em que as mesmas não receberam lodo de esgoto.

Os valores mais altos, encontrados para as células que receberam lodo de esgoto, podem ser explicados devido a processos de co-metabolismo promovidos pelo aumento das taxas de decomposição e pelo aumento da população de microrganismos após término da degradação do lodo de esgoto aplicado. Podem ser explicados ainda, pela melhoria das condições físicas e químicas do solo devido à adição de lodo de esgoto.

Tabela 40: “Porcentagens de Degradação Adicional das Células 6 e 8”

Células	Degradação Adicional (período total)	Degradação Adicional (período sem lodo)
6	9,15	-12,54
8	105,64	-81,18

4.3.4.5 Equivalente em Lodo de Esgoto

Os resultados de degradação encontrados para as células com tratamento, correspondem ao equivalente de até 13.569 ton/ha x ano de lodo de esgoto (valor máximo de degradação encontrado na célula 6) nas condições em que o lodo foi recebido, e para o *landfarming* da REPAR.

O valor de 13.569 toneladas de lodo de esgoto por hectare e por ano equívale a uma degradação de 5,02 toneladas de lodo de esgoto por metro cúbico de camada reativa do *landfarming* por ano. Este valor representa a degradação de 0,52 toneladas de matéria orgânica por metro cúbico e por ano ou 117,71 toneladas de matéria orgânica por mês e por hectare do *landfarming*. **KINCANNON e FRANCKE e CLARK** citados em **RAYMOND et al. (1976)** encontraram taxas de degradação em torno de $12 \text{ m}^3 / 4 \times 10^3 \text{ m}^2 \times \text{mês}$ que representa a degradação de aproximadamente 0,24 toneladas de matéria orgânica por metro cúbico e por ano (considerando 15 centímetros de profundidade).

5 Conclusões

Conforme os resultados obtidos pode-se concluir:

- As diferenças obtidas nas taxas de biodegradação entre tratamentos com substrato oleoso, com e sem inóculo do *landfarming*, indicam a eficiência da população microbiana inoculada para a antecipação do tratamento de resíduos oleosos quando aplicados no solo. Os resultados dos tratamentos com substrato oleoso sem inóculo, evidenciam a decomposição promovida pela adaptação dos microrganismos do solo e ou dos inseridos com o substrato oleoso;

- As taxas de biodegradação observadas dos tratamentos com lodo de esgoto e substrato oleoso, com e sem inóculo do *landfarming*, indicam que a quantidade de microrganismos presentes no substrato oleoso é suficiente para promover os processos de decomposição, encontrando condições favoráveis para estabelecimento da população. Outros experimentos devem ser realizados para comprovar e medir esta atividade em condições de ausência de microrganismos no lodo de esgoto. Os tratamentos com lodo de esgoto e substrato oleoso, com e sem inóculo do *landfarming*, foram os que apresentaram melhores índices de respiração e maiores evoluções de carbono através do CO₂, com manutenção da atividade de biodegradação;

- Não foram observadas diferenças nas taxas de biodegradação dos tratamentos com a aplicação de lodo de esgoto em solos na ausência de substrato oleoso, com e sem inóculo do *landfarming*. As reduções observadas nestas taxas com o decorrer do tempo de incubação indicam a decomposição das frações de mais fácil metabolismo presentes no lodo de esgoto, inicialmente. Foram notadas evidências de inibição da decomposição do lodo de esgoto, indicando a dificuldade de estabelecimento da população microbiana do *landfarming* quando não se utiliza substrato oleoso, provavelmente devido a competição com os microrganismos já presentes no lodo de esgoto;

- Pelos resultados de degradação adicional obtidos, existe a possibilidade do tratamento de lodo de esgoto em sistema de *landfarming*. Em nenhum dos casos analisados com a aplicação do lodo de esgoto, em sistema de *landfarming*, houve a inibição dos processos de degradação, ao contrário, foram obtidos resultados superiores aos encontrados em células que não tiveram a aplicação deste material; e,

- Os resultados indicam eficiência do uso do inóculo, porém outros substratos devem ser testados para estabelecer o nível de inibição da atividade microbiana do lodo de esgoto para otimização das condições de inoculação.

6 Referências Bibliográficas

1. AELION, C.M., SWINDOLL, C.M., PFAENDER, F.K. 1987. **Adaptation to the biodegradation of xenobiotic compounds by microbial communities from a pristine aquifer.** Applied and Environmental Microbiology. 53: 2212 – 2217.
2. AELION, C.M., BRADLEY, P.M.M. 1991. **Aerobic biodegradation potential of subsurface microorganisms from a jet fuel-contaminated aquifer.** Applied and Environmental Microbiology. 57(1): 57 – 63.
3. AGBIM, N.N., SABEY, B.R., MARKSTROM, D.C. 1977. **Land application of sewage sludge: V. Carbon dioxide production as influenced by sewage sludge and wood waste mixtures.** Journal Environmental Quality. 6: 446 – 451.
4. ALEXANDER, M. 1977. **Introduction to soil microbiology.** 2 ed. New York, John Wiley & Sons, 467 p.
5. AL-HADHRAMI, M.N., LAPPIN-SCOTT, H.M., FISHER, P.J. 1995. **Bacterial survival and n-alkane degradation within Omani Crude Oil and a mousse.** Marine Pollution Bulletin. 30(6): 403 – 408.
6. ALMEIDA, M.H.L., CARVALHO, F.J.P.C. 1994a. **Metodologia empregada para monitoramento das áreas de biorremediação e do *landfarming* da Repar.** 1ª Mesa Redonda sobre Química Analítica Ambiental da PETROBRÁS. 8p.
7. ALMEIDA, M.H.L., CARVALHO, F.J.P.C. 1994b. **Metodologia empregada na caracterização e determinação da dosagem de aplicação de resíduos para disposição no solo.** 1ª Mesa Redonda sobre Química Analítica Ambiental da PETROBRÁS. 7p.
8. AL-AWADHI, N., AL-DAHER, R., ELNAWAWY, A., BALBA, T. 1996. **Bioremediation of oil-contaminated soil in Kuwait. I. Landfarming to remediate oil-contaminated soil.** Journal of Soil Contamination. 5(3): 243 – 260.
9. AMARAL, S.P. 1988. **“Landfarming” de resíduos oleosos - projeto e operação.** Revista Engenharia Ambiental. 1(2) : 34 – 39.
10. ANDERSON, J.M., INGRAM, J.S.I. 1993. **Tropical soil biology and fertility – A handbook of methods.** C-A-B International, 2 ed.
11. ANDERSON, D.W. 1979. **Processes of humus formation and transformation in soils of the canadian great plains.** J. Soil Sci. 30: 77 - 84.

12. ANDREOLI, C.V., FERNANDES, F., LARA, A.I. et al. 1997. **A reciclagem agrícola de lodo de esgoto no Estado do Paraná.** p 83 - 104. In: Workshop sul-americano sobre usos alternativos de resíduos de origem florestal e urbana. Anais - Curitiba. 182p.
13. API. 1995. **Publication N° 4627**, Health and Env.Sciences Dept. 139p.
14. API. 1983. **Land Treatment Practices in the Petroleum Industry.** 155p.
15. ARAUCÁRIA, PREFEITURA DO MUNICÍPIO. 1995. **Dados do município de Araucária** – Secretaria Municipal de Planejamento. Documento interno. 180 p.
16. ATLAS, R.M., BARTHA, R. 1973. **Stimulated biodegradation of oil slicks using oleophilic fertilizers.** Environmental Science and technology 7: 538-541.
17. ATLAS, R.M. 1981. **Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspective.** Microbiological Reviews. 45: 180-209.
18. AZIZ, C.E., GEORGIU, G., SPEITEL, G.E. 1997. **Cometabolic degradation of chlorinated solvent mixtures by *M. Trichosporium* OB3b PP 358.** p. 79 - 84. In: Alleman, B.C. e Leeson, A. (ed.) In Situ and On-Site Bioremediation: Vol. 3. Papers from the fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium. New Orleans, April 28-may 1. 531p.
19. BALDWIN, I.L. 1922. **Modifications of the soil flora induced by applications of crude petroleum.** Soil Science. 14: 465 – 475.
20. BARBEAU, C., DESCHÊNES, L., COMEAU, Y., SAMSON, R. 1997. **Remediation of pentachlorophenol contaminated soil by bioaugmentation using soil biomass activated in a bioreactor.** p. 535-540. In: Alleman, B.C. e Leeson, A. (ed.) In Situ and On-Site Bioremediation: Vol. 4. Papers from the fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium. New Orleans, April 28-may 1. 619p.
21. BARTHA, R., BOSSERT, I. 1984. **The treatment and disposal of petroleum wastes.** p. 553 – 578. In: Petroleum Microbiology (Atlas, R.M., ed.) New York, Macmillan.
22. BERG, M.S., LOEHR, R.C., WEBSTER, M.T. 1998. **Release of petroleum hydrocarbons from bioremediated soils.** Journal of Soil Contamination, 7(6): 675 – 695.
23. BETTIOL, W., KIEHL, E.J., PRESSINOTTI, A.F., PRESSINOTTI, Q.S.H.C. 1984. **Uso do lodo de estações de tratamento de esgotos em solos agrícolas.** Anais do Simpósio sobre Fertilizantes Orgânicos (IPT – FINEP – ESALQ) – 9 a 10 de maio, 1984, São Paulo. 185p.
24. BEWLEY, R.J.F., ELLIS, B., REES, J.F., 1990. **Development of a microbiological treatment for restoration of oil contaminated soil.** Land Deg. & Rehabil. 2: 1-11.

25. BOLLAG, J.M., MERTZ, T., OTJEN, L. 1994. **Role of microorganisms in soil biorremediation**. In: Bioremediation Through Rhizosphere Technology. American Chemical Society. 2-10.
26. BONNET, B.R.P., 1997. **Diagnóstico de situação e proposição de sistema de monitoramento dos impactos ambientais causados pela reciclagem agrícola do lodo de esgotos**. Monografia apresentada como requisito à obtenção do título de Especialista no Curso de Pós Graduação Lato Sensu em Análise Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná. 73p.
27. BORDONADO, I.G., HUERTAS, J.A. 1982. **Disposicion de lodos aceitosos de refinarias de petroleo mediante "landfarming"**. Ingenieria Quimica. Julio, 1982. 65 – 72.
28. BOSSERT, I. E BARTHA, R. 1984. **The fate of petroleum in soil ecosystems**. In: Petroleum Microbiology, ed. R. M. Atlas. Macmillan Co., New York, pp. 435 – 476.
29. BOSSERT, I., KACHEL, W.M., BARTHA, R. 1984. **Fate of hydrocarbons during oily sludge disposal in soil**. In: Applied and Environmental Microbiology. 47(4): 763 – 767.
30. BROWN, K.W., DONNELLY, K.C., DEUEL, L.E., Jr. 1983. **Effects of mineral nutrients, sludge application frequency on biodegradation of two oily sludges**. Microb. Ecol., 9: 363-373.
31. BROWN, E.J., PIGNATELLO, J.J., MARTINSON, M.M., CRAWFORD, R.L. 1986. **Pentachlorophenol degradation: a pure culture and na epilithic microbial consortium**. Applied and Environmental Microbiology. 52(1): 92 – 97.
32. BROWN, L.R. 1987. **Oil degrading microorganisms**. Chemical Engineering Progress. 83: 35-40.
33. BROWN, E.J., RESNICK, S.M., REBSTOCK, C., LUONG, H.V., LINDSTROM, J. 1991. **UAF radiorespirometric protocol for assessing hydrocarbon mineralization potential in environmental samples**. Biodegradation. 2: 121 - 127.
34. BROWN, J.L., SYSLO, J., LIN, Y.H., GETTY, S., VEMURI, R., NADEAU, R. 1998. **On-site treatment of contaminated soils: na approach to bioremediation of weathered petroleum compounds**. Journal of Soil Contamination. 7(6): 773 – 800.
35. BUSHNELL, L.D., HAAS, H.F. 1941. **The utilization of certain hidrocarbons by microorganisms**. Journal of Bacteriology. 41: 653 – 673
36. CANSFIELD, P.E., RACZ, G.J. 1978. **Degradation of hydrocarbon sludges in the soil**. Canadian Journal of Soil Science. 58: 339 – 345.

37. CARVALHO, F.J.P.C., SOUZA, S.L., CASTRO, R.A., RESENDE, E.E.B., RITTES, J.R.F., DYMINSKY, D.S. 1994a. **Estabelecimento de metodologia para determinação “in vitro” da demanda de corretivos da camada reativa do solo do *landfarming* da Repar - Refinaria Presidente Getúlio Vargas - Petrobrás.** Anais da 46^a SBPC. p716.
38. CARVALHO, F.J.P.C., SOUZA, S.L., CASTRO, R.A., RESENDE, E.E.B., RITTES, J.R.F., DYMINSKY, D.S. 1994b. **Determinação da Respiração da camada reativa do solo do *landfarming* da Repar - Refinaria Presidente Getúlio Vargas - Petrobrás , através da evolução do CO₂ : otimização do sistema de incubação.** Anais da 46^a SBPC. p707.
39. CARVALHO, F.J.P.C., SOUZA, S.L., CASTRO, R.A., RESENDE, E.E.B., RITTES, J.R.F., DYMINSKY, D.S. 1994c. **Monitoramento do *landfarming* da Repar - Refinaria Presidente Getúlio Vargas - Petrobrás, através da respiração da camada reativa do solo.** Anais da 46^a SBPC.p717.
40. CARVALHO, F.J.P.C., ALMEIDA, M.H.L., FALKIEWICKS, F.H. 1995. **Desenvolvimento de tecnologia para tratamento de resíduos de tecnologia variável no sistema de *landfarming*.** In : Pollution in Large Cities (WHO – World Health Organization) – Padova – Veneza. 10 p.
41. CASARINI, D.C.P., MACEDO P.M. DE, CUNHA, R.C. DE A., MAUGER, J.C.O. 1988. **The development of assessment techniques to evaluate the biodegradation of oily sludge in a *landfarming* system.** Water Science Technology. 20(10): 231 - 236.
42. CASARINI, D.C.P., CUNHA, R.C.A., SATO, M.I.Z., SANCHES, P.S. 1991. **Evaluation of toxicity test procedure to define loading rates in a land treatment system.** Water Science Technology. 24(12): 183 - 188.
43. CHANG, H.M., JOYCE, T.W., KIRK, T.K. E HUYNH, V.B. 1985. U.S. Patent N°4,554,075.
44. CHANG, Z.Z., WEAVER, R.W., RHYKERD, R.L. 1996. **Oil bioremediation in a high and low phosphorus soil.** Journal of Soil Contamination. 5(3): 215 – 224.
45. CHO, J.C., KIM, S.J. 1997. **Biodegradation of phenanthrene in soil microcosms.** p. 239-244. In: Alleman, B.C. e Leeson, A. (ed.) In Situ and On-Site Bioremediation: Vol. 2. Papers from the fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium. New Orleans, April 28-may 1. 647p.

46. CLAPP, C.E., STARK, S.A., CLAY, D.E., LARSON, W.E. 1986. **Sewage sludge organic matter and soil properties.** p 209 – 253. In: Chen, Y. e Avnimelech, Y. (ed.) *The role of organic matter in modern agriculture.* Netherlands: Martinus Nijhoff Publishers. 306 p.
47. CONCAWE. 1980 . **Sludge Farming: a technique for the disposal of oily refinery wastes.** Concawe Report 3: 80, The Hague, 95p.
48. CUTRIGHT, T.J., LEE, S. 1994. **In situ soil remediation: bacteria or fungi?** *Energy Sources.* 17: 413 – 419.
49. DAVE, H., RAMAKRISHNA, C., BHATT, B.D., DESAI, J.D. 1994. **Biodegradation of slop oil from a petrochemical industry and bioreclamation of slop oil contaminated soil.** *World Journal of Microbiology and Biotechnology.* 10: 653 – 656.
50. DESCHÊNES, L., LAFRANCE, P., VILLENEUVE, J.-P., SAMSON, R.. 1995. **Surfactant influence on PAH biodegradation in a creosote-contaminated soil.** p – 51 - 58. In : Hinchee, R.E., Brockman, J., Vogel, C.M. (ed.) *Microbial processes for bioremediation. Third International In Situ and On-Site Bioreclamation Symposium* 3(8). p361.
51. DEWOLF, G.B., NELSON, T.P. **Alternatives to land treatment of refinery sludges.** 1988. 81st APCA, 88 – 8.10: 1 – 18.
52. DIAZ RAVINA, M., BAATH, E., FROSTEGARD, A. 1994. **Multiple heavy metal tolerance of soil bacteria communities and its measurement by a thymidine incorporation technique.** *Applied and Environmental Microbiology.* 60(7): 2238 - 2247.
53. DIBBLE, J.T., BARTHA, R. 1979a. **Effect of environmental parameters on the biodegradation of oil sludge.** *Applied and Environmental Microbiology.* 37: 729 - 739.
54. DIBBLE, J.T., BARTHA, R. 1979b. **Rehabilitation of oil-inundated agricultural land: a case history.** *Soil Science.* 128: 56 - 60.
55. DIBBLE, J.T., BARTHA, R. 1979c. **Leaching aspects of oil sludge biodegradation in soil.** *Soil Science.* 127(6): 365 – 370.
56. DIEHL, S.V. 1997. **Bioremediation of PCP and TPH contaminated soil in a pilot-scale field study.** p. 97-102. In: Alleman, B.C. e Leeson, A. (ed.) *In Situ and On-Site Bioremediation: Vol. 2. Papers from the fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium.* New Orleans, April 28-may 1. 647p.

57. DINEEN, D, SLATER, J.P., HICKS, P., HOLLAND, J., CLENDENING, L.D. 1992. **In situ biological remediation of petroleum hydrocarbons in unsaturated soils.** p 453 – 463. In: Principles and Practices for Petroleum Contaminated Soils (Calabrese, E.J., Kostecki, P.T. – ed.). Boca Raton: Lewis Publishers. 658p.
58. DOBSON, A.L., WILSON, H.A. 1964. **Respiration studies on soil treated with some hidrocarbons.** Proceedings Soil Science America. 28: 536 – 539.
59. EDWARDS, E.A., COX, E.E. 1997. **Field and Laboratory studies of sequential anaerobic-aerobic chlorinated solvent biodegradation.** p. 261-265. In: Alleman, B.C. e Leeson, A. (ed.) In Situ and On-Site Bioremediation: Vol. 3. Papers from the fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium. New Orleans, April 28-may 1. 531p.
60. EFROYMSON, R.A., ALEXANDER, M. 1991. **Biodegradation by an Arthrobacter species of hydrocarbons partitioned into na organic solvent.** Applied and Environmental Microbiology. 57(5): 1441 – 1447.
61. ELLIS, B., BEWLEY, R.J.F., 1990. **Biotreatment of contaminated land.** p 231-240. In Microbiology in Civil Engineering ed. P. Howsam, E. & F.N. Spon, London.
62. EMBRAPA. 1997. **Manual de métodos de análise de solo.** Centro Nacional de Pesquisa de Solos – Embrapa. Rio de Janeiro, 2^a edição. 212 p.
63. ENGLERT, C.J., KENZIE, E.J., DRAGUN, J. 1993. **Bioremediation of petroleum products in soil.** p 111 – 129. In: Principles and Practices for Petroleum Contaminated Soils (Calabrese, E.J., Kostecki, P.T. – ed.). Boca Raton: Lewis Publishers. 658p.
64. FAN, C.Y., KRISHNAMURTHY, S. 1995. **Enzymes for enhancing bioremediation of petroleum-contaminated soils: a brief review.** Journal Air & Waste Management Association. 45: 453 – 460.
65. FEDORAK, P.M., WESTLAKE, D.W.S. 1981. **Degradation of aromatics and saturates in crude oil by soil enrichments.** Water, Air and Soil Pollution. 16: 367 – 375.
66. FOCHT, D.D. E BRUNNER, W. 1985. **Kinetics of biphenyl and polychlorinated biphenyl metabolism in soil.** Applied Environmental Microbiology. 50(4): 1058 - 1063.
67. FOGEL, M.M., TADDEO, A.R., FOGEL, S. 1986. **Biodegradation of chlorinated ethenes by a methane-utilizing mixed culture.** Applied and Environmental Microbiology. 51(4): 720 – 724.

68. FOGHT, J.M., GUTNICK, D.L., WESTLAKE, D.W.S. 1989. **Effect of emulsan on biodegradation of crude oil by pure and mixed bacterial cultures.** Applied and Environmental Microbiology. 55: 36 – 42.
69. FRANCIS, A.J., SPANGGORD, R.J., OUCHI, G.I., BOHONOS, N. 1978. **Cometabolism of DDT analogs by a *Pseudomonas* sp.** Applied and Environmental Microbiology. 35(2): 364 – 367.
70. FREDRICKSON, J.K., BROCKMAN, F.J., WORKMAN, D.J., LI, S.W., STEVENS, T.O. 1991. **Isolation and characterization of a subsurface bacterium capable of growth on toluene, naphthalene, and other aromatic compounds.** Applied and Environmental Microbiology. 57(3): 796 – 803.
71. FRESQUEZ, P.R. E LINDEMANN, W.C. 1982. **Soil and rhizosphere microorganisms in amended coal mine spoils.** Soil Science Society American Journal. 46: 751 – 755.
72. GILBERT, R. G., GRIEBEL, G. E. 1969. **Stimulation of soil respiration by volatiles from alfafa.** Soil Science Society American Proceedings. 33 : 270 – 273.
73. GHAEMGHAMI, J., BAKER, R.S., SIMKINS, S. 1998. **Outgassing losses of toluene and m-xylene evaluated by ¹⁴C-based mass balances for laboratory bioventing simulations.** Journal of Soil Contamination, 7(6): 697 – 708.
74. GLASS, D.J. 1993. **Commercialization of soil microbial technologies.** p. 595 – 618. In: Metting Jr, F.B. (ed.) Soil Microbial Ecology. Applications in Agricultural and Environmental Management. Marcel Dekker, Inc. New York. 646 p.
75. GOLDSTEIN, R. M., MALLORY, L. M., ALEXANDER, M. 1985. **Reasons for possible failure of inoculation to enhance biodegradation.** Applied and Environmental Microbiology. 50(4): 977 - 983.
76. GOMES, F.P. 1987. **A Estatística Moderna na Pesquisa Agropecuária.** POTAFOS, Piracicaba. 162p.
77. GONÇALVES, C.M. 1996. **Avaliação do uso de microrganismos da camada reativa do *landfarming* para acelerar o processo de biodegradação em áreas de biorremediação.** Monografia apresentada ao curso de Biologia do Departamento de Ciências Biológicas da Pontifícia Universidade Católica - Pr. 35 p.
78. GREGORICH, E.G., VORONEY, R.P., KACHANOSKI, R.G. 1989. **Carbon mineralization in soil size fractions after various amounts of aggregate disruption.** Journal of Soil Science, 40: 649 - 659.

79. GROSSER, R.J., WARSHAWSKY, D., VESTAL, J.R. 1991. **Indigenous and enhanced mineralization of pyrene, benzo [a] pyrene and carbazole in soils.** Applied and Environmental Microbiology. 57: 3462 - 3469.
80. GROVE, G.W. 1978. Use *landfarming* for oily waste disposal. Hydrocarbon Processing. 5: 138 - 140.
81. GRUIZ, K., KRISTON, E. 1995. **In situ bioremediation of hydrocarbon in soil.** Journal of Soil Contamination. 4(2): 163 - 173.
82. GUDIN, C., SYRATT, W.J. 1975. **Biological aspects of land rehabilitation following hydrocarbon contamination.** Environmental Pollution. 8: 107 – 112.
83. GUIDI, G., PETRUZZELLI, G, GIACHETTI, M. 1983. **Effect of three fractions extracted from an aerobic and anaerobic sewage sludge on the water stability and surface area of soil aggregates.** Soil Science. 136(3): 158 – 163.
84. HÄGGBLOM, M.M., NOHYNEK, S.S.. 1988. **Degradation and O-methylation of chlorinated phenolic compounds by *Rhodococcus* and *Mycobacterium* strains.** Applied and Environmental Microbiology. 54(12): 3043 – 3052.
85. HAINES, J.R., ALEXANDER, M. 1974. **Microbial degradation of high molecular weight alkanes.** Applied Microbiology. 28(6): 1084 – 1085.
86. HALLGARTH, M.R., JANKOWSKI, M.D., AUTENRIETH, R.L. 1997. **Biodegradation of RDX and HMX.** p. 17-22. In: Alleman, B.C. e Leeson, A. (ed.) In Situ and On-Site Bioremediation: Vol. 2. Papers from the fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium. New Orleans, April 28-may 1. 647p.
87. HARPER, H.I. 1939. **The effect of natural gas on the growth of microorganisms and the accumulation of nitrogen and organic matter in the soil.** Soil Science. 48: 461 – 466.
88. HARRIS, J. O. 1976. **Petroleum Wastes in the Soil in Land Application of Waste Materials.** Published by the Soil Conservation Society of America, Ankeny, Iowa. 313p.
89. HEELY, D.A., WERK, E.S., KOWALSKI, R.G. 1992. **Bioremediation and reuse of soils containing N^o.5 fuel oil in New England using na aboveground treatment cell: a case study.** In Hydrocarbon contaminated soils V II. Lewis publishers, Chelsea.
90. HERBES, S.E., SCHWALL, L.R. 1978. **Microbial transformation of polycyclic aromatic hydrocarbons in pristane and petroleum contaminated sediments.** Applied and Environmental Microbiology. 35: 306 - 316.

91. HESS, T.F., SCHMIDT, S.K., SILVERSTEIN, J., HOWE, B. 1990. **Supplemental substrate enhancement of 2,4-dinitrophenol mineralization by a bacterial consortium.** Applied and Environmental Microbiology. 56: 1551 - 1558.
92. HIRL, P.J., IRVINE, R.L. 1997. **Degradation of perchloroethylene using aerobic sequencing batch reactors.** p. 87-92. In: Alleman, B.C. e Leeson, A. (ed.) In Situ and On-Site Bioremediation: Vol. 3. Papers from the fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium. New Orleans, April 28-may 1. 531p.
93. HOPKINS, G.D., SEMPRINI, L., MCCARTY, P.L. 1993. **Microcosm and in situ field studies of enhanced biotransformation of trichloroethylene by phenol-utilizing microorganisms.** Applied and Environmental Microbiology. 59(7): 2277 – 2285.
94. HUESEMANN, M.H., MOORE, K.O. 1993. **Compositional changes during landfarming of weathered Michigam crude oil-contaminated soil.** Journal of Soil Contamination. 2(3): 245 - 264.
95. HUESEMANN, M. H. 1994. **Guidelines for land-treating petroleum hydrocarbon-contaminated soils.** Journal of Soil Contamination. 3(3): 299 – 318.
96. JOBSON, A., COOK, F.D., WESTLAKE, D.W.S. 1972. **Microbial utilization of crude oil.** Applied Microbiology. 23: 1082 – 1089.
97. JOBSON, A., MCLAUGHLIN, M., COOK, F.D., WESTLAKE, D.W.S. 1974. **Effect of amendments on the microbial utilization of oil applied to soil.** Applied Microbiology. 27(1): 166 – 171.
98. KANE, A.C., WILSON, T.P., FISCHER, J.M. 1997. **Cometabolic biodegradation of trichloroethylene in microcosms.** p. 115-123. In: Alleman, B.C. e Leeson, A. (ed.) In Situ and On-Site Bioremediation: Vol. 3. Papers from the fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium. New Orleans, April 28-may 1. 531p.
99. KIEHL, E. J.1985. **Fertilizantes orgânicos.** Piracicaba; Editora Agronômica "Ceres" Ltda.
100. KIM, Y., SEMPRINI, L., ARP, D.J. 1997. **Aerobic cometabolism of chloroform 1,1,1 – trichloroethylene, and the other chlorinated aliphatic hydrocarbons by butane utilizing microorganisms.** p. 107-112. In: Alleman, B.C. e Leeson, A. (ed.) In Situ and On-Site Bioremediation: Vol. 3. Papers from the fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium. New Orleans, April 28-may 1. 531p.
101. KOLENC, R.J., INNISS, W.E., GLICK, B.R.,ROBINSON, C.W. E MAYFIELD, C.I. 1988. **Transfer and expression of mesophilic plasmid-remediated degradative**

- capacity in a psychrotrophic bacterium.** Applied and Environmental Microbiology. 54(3): 638 - 641.
102. KONOPKA, A., TURCO, R. 1991. **Biodegradation of organic compounds in vadose zone and aquifer sediments.** Applied and Environmental Microbiology. 57: 2260 – 2268.
103. LAPPONI, J.C. 1995. **Estatística usando o Excel: versões 4 e 5.** Lapponi Treinamento e Editora, São Paulo. 292p.
104. LEAHY, J.G., COLWELL, R.R. 1990. **Microbial degradation of hydrocarbons in the environment.** Microbiological Reviews 54: 305 – 315.
105. LINDSTROM, J.E., PRINCE, R.C., CLARK, J.C., GROSSMAN, M.J., YEAGER, T.R., BRADDOCK, J.F., BROWN, E.J. 1991. **Microbial populations and hydrocarbon biodegradation potentials in fertilized shoreline sediments affected by the T/V Exxon Valdez oil spill.** Applied and Environmental Microbiology. 57(9): 2514 – 2522.
106. LITTLE, C.D., PALUMBO, A.V., HERBES, S.E., LIDSTROM, M.E., TYNDALL, R.L., GILMER, P.J. 1988. **Trichloroethylene biodegradation by a methane-oxidizing bacterium.** Applied and Environmental Microbiology. 54(4): 951 – 956.
107. LYNCH, J., GENES, B.R. 1993. **Land treatment of hydrocarbon contaminated soils.** p 409 – 422. In: Principles and Practices for Petroleum Contaminated Soils (Calabrese, E.J., Kostecki, P.T. – ed.). Boca Raton: Lewis Publishers. 658p.
108. MAKI, H., ISHIHARA, M., HARAYAMA, S. 1997. **Application of wastewater sludge to microbial degradation of crude oil.** p. 371-375. In: Alleman, B.C. e Leeson, A. (ed.) In Situ and On-Site Bioremediation: Vol. 4. Papers from the fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium. New Orleans, April 28-may 1. 619p.
109. MARSHALL, T.R., DEVINNY, J.S. 1988. **The microbial ecosystem in petroleum waste land treatment.** Water Science and Technology. 20(11/12): 285 - 291.
110. MCGILL, W.B., ROWELL, M.J., WESTLAKE, D.W.S. 1981. **Biochemistry, Ecology and Microbiology of Petroleum Components in Soil.** In: Soil Biochemistry Ed. E.A . Paul and J.N. Ladd, Marcel Dekker, New York,. vol. 5. 229p.
111. MESTER, K.G. 1995. **Field evaluation of in situ denitrification for bioremediation of contaminated soils and groundwater.** New Brunswick, New Jersey. 155p.
112. MEYERS, J.D., HUDDLESTON, R.L. 1979. **Treatment of oily refinery wastes by land farming.** 34 th Annual Purdue Industrial Waste Conf. 8-10 May.

113. MIKESELL, M.D., BOYD, S.A. 1986. **Complete reductive dechlorination and mineralization of pentachlorophenol by anaerobic microorganisms.** Applied and Environmental Microbiology. 52(4): 861-865.
114. MIELNICZUK, C. 1991. **A população microbiana e a degradação de resíduo petroquímico no solo.** Tese de mestrado UFRGS. 135p.
115. MIKESELL, M.D., BOYD, S.A. 1988. **Enhancement of pentachlorophenol degradation in soil through induced anaerobiosis and bioaugmentation with anaerobic sewage sludge.** Environmental Science and Technology. 22(12): 1411 - 1414.
116. MILLER, R. H. 1974. **Factors affecting the decomposition of an anaerobically digested sewage sludge in soil.** Journal Environmental Quality. 3: 376 – 380.
117. MORTLAND, M.M. 1986. **Mechanisms of adsorption of nonhumic organic species by clays.** In: Interactions of soils Minerals with natural organics and microbes, p. 59-74. SSSA special publication number 17, Soil Science Society America, Inc., Madison, Wisconsin, USA.
118. MUNAKATA-MARR, J., MATHESON, V.G., FORNEY, L.J., TIEDJE, J.M., MACCARTY, P.L. 1997. **Bioaugmentation with *Burkholderia cepacia*: trichloroethylene cometabolism vs. colonization.** p. 501-506. In: Alleman, B.C. e Leeson, A. (ed.) In Situ and On-Site Bioremediation: Vol. 4. Papers from the fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium. New Orleans, April 28-may 1. 619p.
119. MUZILLI, O. 1978. **Análise de solos: Interpretação e recomendação de calagem e adubação para o Estado do Paraná, por Osmar Muzilli e outros.** Londrina, Fundação Instituto Agrônômico do Paraná, 1978. Circular IAPAR nº 9. 49 p.
120. NANNIPIERI, P., JOHNSON, R.L., PAUL, E.A. 1978. **Criteria for measurement of microbial growth and activity in soil.** Soil Biology Biochemistry. 10: 223 - 229.
121. NBR 13894/1997. **Tratamento no solo (*landfarming*).** ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. 10p.
122. NELSON, M.J.K., MONTGOMERY, S.O., PRITCHARD, P.H. 1988. **Trichloroethylene metabolism by microorganisms that degrade aromatic compounds.** Applied and Environmental Microbiology. 54(2): 604-606.
123. NEWMAN, A.S., DEROSE, H.R., DERIGO, H.T. 1948. **Persistence of isopropyl N-Phenyl carbamate in soils.** Soil Science. 666: 393 – 397.

124. ODU, C.T.I. 1972. **Microbiology of soils contaminated with petroleum hydrocarbons.**
I. Extent of contamination and some soil and microbial properties after contamination. J. Inst. Petrol.. 58: 201 – 8.
125. ODU, C.T.I. 1978. **The effect of nutrient application and aeration on oil degradation in soil.** Environmental Pollution. 15: 235 - 240.
126. OGUNSEITAN, O.A., DELGADO, I.L., TSAI, Y.L., OLSON, B.H. 1991. **Effect of 2-hydroxibenzoate on the maintenance of naphthalene-degrading pseudomonads in sealed and unsealed soil.** Applied and Environmental Microbiology. 57(10): 2873 – 2879.
127. OLEYNIK, J., BRAGAGNOLO, N., BUBLITZ, U. 1989. **Análises de solo: tabelas para transformação de resultados analíticos e interpretação de resultados.** Emater – Paraná. 2^a ed. Curitiba. 27 p.
128. O'REILLY, K., CRAWFORD, R.L. 1989. **Degradation of pentachlorophenol by polyurethane-immobilized *Flavobacterium* cells.** Applied and Environmental Microbiology. 55(9): 2113 – 2118.
129. OTTE, M.P. 1997. **Role of native soil in mixed culture activation for bioaugmentation.** p. 457-462. In: Alleman, B.C. e Leeson, A. (ed.) In Situ and On-Site Bioremediation: Vol. 2. Papers from the fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium. New Orleans, April 28-may 1. 647p.
130. OUDOT, J., AMBLES, A., BOURGEOIS, S., GATELLIER, C., SEBYERA, N. 1989. **Hydrocarbon infiltration and biodegradation in a landfarming experiment.** Environmental Pollution. 59: 17-40.
131. PANNETON, C., RAMSAY, J., BERTRAND, J.L., MAYER, R., CHAVARIE, C. 1995. **Biodegradation potential of a pentachlorophenol-degrading microbial consortium.** p. 205 – 212. In : Hinchee, R.E., Brockman, J., Vogel, C.M. (ed.) Microbial processes for bioremediation. Third International In Situ and On-Site Bioreclamation Symposium 3(8). p361.
132. PARFITT, R.L., MORTLAND, M.M. 1968. **Ketone adsorption on montmorillonite.** Soil Science Society American Proceedings. 32: 355 - 363.
133. PARR, J.F., HORNICK, S.B.. 1993. **Utilization of municipal wastes.** p. 545 – 559. In: Metting Jr, F.B. (ed.) Soil Microbial Ecology. Applications in Agricultural and Environmental Management. Marcel Dekker, Inc. New York. 646 p.
134. PAUL, E.A., CLARK, F.E. 1989. **Soil microbiology and biochemistry.** Academic Press, Inc. – San Diego – California. 275p.

135. PAVAN, M.A., BLOCH, M.F., ZEMPULSKI, H.C., MIYAZAWA, M., ZOCOLER, D.C. 1992. **Manual de análise química de solo e controle de qualidade**. Londrina IAPAR – Circular nº 76. 40p.
136. PERRY, J.J. 1979. **Microbial cooxidations involving hydrocarbons**. Microbiol. Rev. 43: 59-72.
137. PETROBRAS. 1996. REPAR-NORMA P-6360-006 - **Procedimento Operacional – Obtenção de amostras deformadas de solo**. 11 p.
138. PETROBRÁS. 1997a. REPAR-NORMA ME-6360-026 - **Método de ensaio-Determinação dos teores de água, de solúveis em N-heptano e tolueno, em solo e em resíduos oleosos**. 16p.
139. PETROBRÁS. 1997b. REPAR-NORMA ME-6360-027 - **Método de ensaio-Determinação da atividade respiratória potencial**. 22p.
140. PETROBRÁS. 1997c. REPAR-NORMA ME-6360-033 - **Método de ensaio-Determinação da degradação de resíduos oleosos através da matéria orgânica total**. 10p.
141. PHELPS, T.J., SIEGRIST, R.L., KORTE, N.E., PICKERING, D.A., STRONG-GUNDERSON, J.M., PALUMBO, A.V., WALKER, J.F., MORRISSEY, C.M., MACKOWSKI, R. 1994. **Bioremediation of petroleum hydrocarbons in soil column lysimeters from Kwajalein Island**. Applied Biochemistry and Biotechnology. 45/46: 835 – 845.
142. PLICE, M.J. 1948. **Some effects of crude petroleum on soil fertility**. Soil Science Society Proceedings. 413 – 416.
143. PRANTERA, M.T., MAURO, C.A., MARINS, M.D.M. 1991. **Landfarming of drilling wastes**. Water Science and Technology. 24(12), 177-182.
144. RAMAM, K.V., MORTLAND, M.M. 1969. **Proton transfer reactions at clay mineral surfaces**. Soil Science Society American Proceedings. 33: 313 - 317.
145. RANGEL, C.M.P., FRANTZ, J.H., BASTIANI, M. 1988. **Landfarming for treatment and disposal of oily wastes originating in the South Petrochemical Complex**. Water Science and Technology. 20(10): 221 - 230.
146. RASCHE, M.E., HYMAN, M.R., ARP., D.J. 1991. **Factors limiting aliphatic chlorocarbon degradation by *Nitrosomonas europaea*: Cometabolic inactivation of ammonia monooxygenase and substrate specificity**. Applied and Environmental Microbiology. 57: 2986 – 2994.

147. RASIAH, V., VORONEY, R.P., KACHANOSKI, R.G. 1991. **Bioavailability of stabilized oily waste organics in ultrasonified soil aggregates.** Water, Air and Soil Pollution. 63: 179 - 186.
148. RAYMOND, R. L., JAMISON, V.W., HUDSON, J.O. 1967. **Microbial hydrocarbon co-oxidation. I. Oxidation of mono- and dicyclic hydrocarbons by soil isolates of the genus *Nocardia*.** Applied Microbiology. 15: 857 - 865.
149. RAYMOND, R.L., HUDSON, J.O., JAMISON, V.W. 1976. **Oil degradation in soil.** Applied and Environmental Microbiology. 31(4): 522 – 535.
150. RECHCIGL, J.E. 1995. **Soil amendments and enviromental quality .** CRC Press, Inc., Flórida. 504p.
151. RENFRO, A.E.Jr. 1991. **Method for enhancing bioremediation of hydrocarbon contaminated soils.** United States Patent. 1991, US 5, 059, 252, 6 pp.
152. RIIS, V., MIETHE, D., BABEL, W. 1995. **Degradation of refinery products and oils from polluted sites by the autochthonous microorganisms of contaminated and pristine soils.** Microbiological Research. 150(3): 323 - 330.
153. ROSENBERG, E. 1993. **Exploiting microbial growth on hydrocarbons – new markets.** Trends in Biotechnology. 11: 419 - 424.
154. SANEPAR, 1997. **Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná -** Companhia de Saneamento do Paraná - Curitiba - Sanepar. 96p.
155. SANTOS, H.F. 1984. **Uso do lodo de estações de tratamento de esgotos em solos agrícolas.** Anais do Simpósio sobre Fertilizantes Orgânicos (IPT – FINEP – ESALQ) – 9 a 10 de maio, 1984, São Paulo. 185p.
156. SCHMIDT, S.K., SIMKINS, S., ALEXANDER, M. 1987. **Kinetics of p-nitrophenol mineralization by a *Pseudomonas* sp.: effect of a second substrate.** Applied and Environmental Microbiology. 53(11): 2617 – 2623.
157. SEAKER, E.M. E SOPPER, W.E. 1988. **Municipal sludge for minespoil reclamation: I. Effects on microbial populations and activity.** Journal Environmental Quality. 17: 591 – 597.
158. SHARABI, N.E.D. E BARTHA, R. 1993. **Testing of some assumptions about biodegradation in soil as measured by carbon dioxide evolution.** Applied and Environmental Microbiology. 59(4): 1201 – 1205.
159. SHIN, C.Y., LEWIS, T.A., CRAWFORD, D.L. 1997. **2,4,6-trinitrotoluene (TNT) biodegradation by *Clostridium bifermentans*.** p. 23-29. In: Alleman, B.C. e Leeson, A. (ed.) In Situ and On-Site Bioremediation: Vol. 2. Papers from the fourth

International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium. New Orleans, April 28-may 1. 647p.

160. SIPKEMA, E.M., MOCOROA, J., KONING, W., VAN HYLCKAMA Vlieg, J.E.T., GANZEVELD, K.J., BEENACKERS, A.A.C.M., JANSSEN, D.B. 1997. **Aerobic cometabolic degradation of chlorinated ethenes in a two step system.** p. 73-78. In: Alleman, B.C. e Leeson, A. (ed.) In Situ and On-Site Bioremediation: Vol. 3. Papers from the fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium. New Orleans, April 28-may 1. 531p.
161. SKLADANY, G.J., METTING JR., F.B. 1993. **Bioremediation of contaminated soil.** p. 483 – 513. In: Metting Jr, F.B. (ed.) Soil Microbial Ecology. Applications in Agricultural and Environmental Management. Marcel Dekker, Inc. New York. 646 p.
162. SOMMERS, L. E., NELSON, D. W., YOST, K.J. 1976. **Variable nature of chemical composition of sewage sludges.** Journal Environmental Quality. 5: 303 – 306.
163. SONG, H., BARTHA, R. 1990. **Effects of jet fuel spills on the microbial community of soil.** Applied and Environmental Microbiology. 56(3): 646 – 651.
164. SONG, H.G., WANG, X., BARTHA, R. 1990. **Bioremediation potential of terrestrial fuel spills.** Applied and Environmental Microbiology. 56(3): 652 – 656.
165. SOPPER, W.E. 1993. **Municipal Sludge use in land reclamation.** Boca Raton : CRC Press. 163p.
166. STEIERT, J.G., PIGNATELLO, J.J., CRAWFORD, R.L. 1987. **Degradation of chlorinated phenols by a pentachlorophenol-degrading bacterium.** Applied and Environmental Microbiology. 53(5): 907 – 910.
167. STOTZKY, G. 1965. **Microbial respiration.** p. 1550-1572. In: C. A. Black (ed) Methods of Soil Analysis. Part 2. American Society Agronomy, Madison, WI.
168. STEWART, B.A., WEBBER, L.R. 1976. **Consideration of soils for accepting wastes.** In: Land application of wastes materials (ed.: Soil Conservation of Society of America). Ankeny, Iowa.
169. SWANNELL, R.P.J., MITCHELL, D.J., JONES, D.M., WILLIS, A., LEE, K., LEPO, J.E. 1997. **Field evaluation of bioremediation to treat crude oil on a mudflat.** p. 401-406. In: Alleman, B.C. e Leeson, A. (ed.) In Situ and On-Site Bioremediation: Vol. 4. Papers from the fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium. New Orleans, April 28-may 1. 619p.
170. SWINDOLL, C.M. , AELION, C.M. E PFAENDER, F.K. 1988. **Influence of inorganic and organic nutrients on aerobic biodegradation and on the adaptation**

- response of subsurface microbial communities.** Applied and Environmental Microbiology. 54(1): 212 - 217.
171. TESTER, C. F., SIKORA, L. J., TAYLOR, J. M., PARR, J. F. 1977. **Decomposition of sewage sludge compost in soil. I. Carbon and nitrogen transformations.** Journal Environmental Quality. 6 : 459 – 463.
 172. TERRY, R.E., NELSON, D.W., SOMMERS, L.E., 1979. **Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils-** Division S-3 – Soil microbiology and biochemistry. Soil Science Society American Journal. 43: 494 – 499.
 173. THOMAS, G.W., PEASLEE, D.E. 1973. **Testing soil for phosphorus.** In: WALSH, L.M. e BEATON, J.D., Soil testing and plant analysis. American Society Agronomy, Madison, Wiscosin. p 115 – 132.
 174. THOMAS, J.M., WARD, C.H. 1989. **In situ bioremediation of organic contaminants in the subsurface.** Environmental Science Technology. 23(7): 760 - 766.
 175. TOVANABOOTR, A., RUSSEL, S., STOFFERS, N.H., ARP, D.J., SEMPRINI, L. 1997. **An evaluation of five areobic cometabolic substrates for trichloroethylene treatment by microbes stimulated from the subsurface of McClellan air force base.** p. 93-99. In: ALLEMAN, B.C. e LEESON, A. (ed.) In Situ and On-Site Bioremediation: Vol. 3. Papers from the fourth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium. New Orleans, April 28-may 1. 531p.
 176. TRAXLER, R. W., FLANNERY, W. L. 1968. **Mechanisms of hydrocarbon degradation.** In: Walters, A.R., Elphick, J.J. (ed.) Biodeterioration of Materials: microbiological and allied aspects. p. 44 - 54. Elsevier Publishing co. Ltd.
 177. UNION OIL PETROLEUM – Method 391 – 91. **Trace metals in petroleum products or organics by AAS.** Laboratory Test Methods for Petroleum ans Its Products.
 178. VOGEL, T.M., McCARTY, P.L. 1985. **Biotransformation of tetrachloroethylene to trichloroethylene, dichloroethylene, vinyl chloride, and carbon dioxide under methanogenic conditions.** Applied and Environmental Microbiology. 49(5): 1080 – 1083.
 179. WALKER, J.D., COLWELL, R.R., PETRAKIS, L. 1976. **Biodegradation rates of components of petroleum.** Canadian Journal Microbiology. 22: 1209 – 1213.
 180. WALKLEY, A., BLACK, T.A. 1934. **An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method.** Soil Science. 37: 29 – 38.

181. WANG, Y.S., SUBBA-RAO, R.V., ALEXANDER, M. 1984. **Effect of substrate concentration and organic and inorganic compounds on the occurrence and rate of mineralization and cometabolism.** Applied and Environmental Microbiology. 47(6): 1195 – 1200.
182. WATTS, J.R., COREY, J.C. E McLEOD, K.W. 1982. **Land application studies of industrial waste oils.** Environmental Pollution. 28: 165 – 175.
183. WESTLAKE, D.W.S., JOBSON, A., PHILLIPPE, R., COOK, F.D. 1974. **Biodegradability and crude oil composition.** Canadian Journal Microbiology. 20: 915 – 928.
184. WILD, S.R., JONES, K.C. 1993. **Biological and abiotic losses of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) soils freshly amended with sewage sludge.** Environ. Toxicol. Chem., 12.
185. WILSON, J.T. E WILSON, B.H. 1985. **Biotransformation of trichloroethylene in soil.** Applied and Environmental Microbiology. 49(1): 242 – 243.
186. ZIBILSKE, L.M. 1994. **Carbon mineralization.** p. 835–863. In: R. W. Weaver et al. (ed.) Methods of soil analysis Part. 2 - Microbiological and biochemical properties - Soil Science Society of America, Inc. - book series n° 5.

7 Anexos

1 Resultados da curva de doses do lodo de esgoto

doses	Respiração Líquida mg CO ₂ /100 g solo x 7dias				Respiração Bruta mg CO ₂ /100 g solo x 7dias			
	7**a*	7b*	14**a	14b	7a	7b	14a	14b
0	161,3	161,3	151,7	157,2	161,3	161,3	151,7	157,2
50	167,1	165,1	173,5	164,6	172,8	170,8	179,3	170,3
200	165,6	168,9	184,5	186,6	188,2	191,6	207,7	209,7
400	140,9	148,0	167,6	169,0	186,2	193,3	213,9	215,3
800	108,4	106,4	111,6	116,4	199,0	197,0	204,2	209,0
1200	71,1	69,8	64,6	65,3	207,1	205,7	203,5	204,2
1600	36,6	34,6	29,4	29,4	217,8	215,8	214,6	214,6
2000	-8,7	-9,4	-7,9	-12,1	217,8	217,1	223,6	219,4

* a e b são repetições

** 7 e 14 dias de incubação

2 Análise estatística da respiração líquida da curva de doses do lodo de esgoto

ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Linhas	136829,5020	7	19547,0717	387,3269	0,0000	3,6396
Colunas	130,4383	3	43,4794	0,8615	0,4764	4,8740
Erro	1059,7987	21	50,4666			
Total	138019,7390	31				

Doses (ton/ha)	Médias	Diferenças
200	176,40	a
50	167,57	ab
0	157,90	b
400	156,35	b
800	110,69	c
1200	67,71	d
1600	32,47	e
2000	-9,55	f

3 Experimentos preliminares 1, 2 e 3

3.1 Resultados médios de respiração líquida, bruta e adicional em mgCO₂/100g solo x 7 dias

3.1.1 Experimento preliminar 1 - a4tsan

		Dias												
Doses		7	14	21	28	35	42	49	56	63	70	77	84	91
Respiração bruta	0	19,75	14,07	11,11	9,02	10,73	12,14	6,67	8,80	5,94	7,76	10,20	16,45	6,66
	400	97,57	91,22	75,70	62,78	61,76	59,77	49,82	39,57	37,54	29,60	40,81	38,74	23,83
	800	100,86	104,70	104,52	87,36	81,79	90,81	88,29	74,73	61,77	51,09	58,72	63,45	39,83
	1200	113,67	108,22	110,54	100,92	94,40	98,04	97,07	82,80	82,32	79,25	78,18	74,23	56,06
	1600	117,85	108,22	109,27	109,42	107,49	101,95	97,65	100,15	100,85	102,41	84,94	76,17	87,83
	2000	120,61	121,82	119,23	117,92	113,26	119,95	111,68	112,26	112,72	114,82	108,31	93,43	100,97
Respiração líquida	0	19,75	14,07	11,11	9,02	10,73	12,14	6,67	8,80	5,94	7,76	10,20	16,45	6,66
	400	73,23	66,53	51,19	38,83	38,85	37,06	27,68	17,92	15,87	7,83	22,37	22,63	6,24
	800	52,19	55,32	55,49	39,46	35,97	45,39	44,02	31,44	18,44	7,54	21,85	31,24	4,65
	1200	40,67	34,14	36,99	29,06	25,67	29,90	30,65	17,87	17,32	13,94	22,87	25,91	3,29
	1600	20,51	9,45	11,20	13,61	15,84	11,10	9,10	13,57	14,18	15,33	11,20	11,74	17,47
	2000	-1,06	-1,64	-3,36	-1,84	-1,30	6,40	0,99	4,04	4,39	5,97	16,13	12,90	13,02
Respiração adicional	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	400	53,48	52,46	40,07	29,81	28,12	24,91	21,01	9,12	9,93	0,07	12,17	6,18	-0,42
	800	32,44	41,25	44,38	30,44	25,25	33,24	37,35	22,64	12,50	-0,22	11,65	14,79	-2,01
	1200	20,92	20,07	25,88	20,05	14,95	17,76	23,98	9,07	11,38	6,18	12,67	9,46	-3,37
	1600	0,76	-4,62	0,09	4,60	5,12	-1,04	2,43	4,77	8,24	7,57	1,00	-4,71	10,81
	2000	-20,81	-15,71	-14,47	-10,85	-12,02	-5,75	-5,67	-4,76	-1,55	-1,79	5,93	-3,55	6,36

3.1.2 Experimento preliminar 2 - a4tsanin1

		Dias												
Doses		7	14	21	28	35	42	49	56	63	70	77	84	91
Respiração bruta	0	41,14	29,78	19,19	17,34	22,05	22,11	19,09	14,14	18,10	14,32	19,69	21,58	11,24
	400	101,15	96,91	73,52	61,46	66,15	61,46	58,29	47,02	47,02	43,21	50,06	48,90	29,50
	800	114,55	114,55	102,60	90,84	94,69	92,87	83,57	68,81	67,02	66,48	62,64	68,20	49,87
	1200	115,14	115,49	107,37	106,63	102,47	102,23	96,30	79,40	66,90	81,76	81,26	84,35	59,52
	1600	118,84	122,06	117,02	109,85	104,36	108,63	105,14	96,90	74,05	86,65	81,14	83,01	73,39
	2000	121,96	125,34	119,00	118,03	104,59	118,59	114,15	111,31	115,36	113,15	100,95	93,94	83,23
Respiração líquida	0	32,71	21,87	12,39	10,89	14,98	14,83	12,16	7,74	12,60	9,27	15,21	18,39	5,64
	400	68,39	64,30	42,07	31,00	36,15	31,46	29,71	18,99	19,81	16,60	27,14	29,57	6,27
	800	57,46	57,25	46,52	36,35	41,77	40,15	33,36	19,13	18,10	18,32	21,28	32,73	9,01
	1200	33,71	33,50	26,65	28,12	26,63	26,79	24,45	8,08	-3,74	12,04	21,47	32,73	1,04
	1600	13,08	15,37	11,67	7,32	5,59	10,47	11,65	3,94	-18,31	-4,62	2,92	15,26	-2,72
	2000	-8,13	-6,04	-10,99	-8,52	-17,10	-2,29	-0,98	-3,30	1,29	0,32	4,29	10,04	-10,52
Respiração adicional	0	10,14	9,38	2,09	0,70	2,06	2,74	2,26	-3,66	4,95	-0,57	2,22	1,06	-11,22
	400	45,82	51,81	31,78	20,80	23,24	19,37	19,81	7,58	12,17	6,76	14,15	12,23	-10,59
	800	34,89	44,77	36,22	26,16	28,85	28,06	23,46	7,73	10,45	8,47	8,29	15,39	-7,85
	1200	11,14	21,01	16,36	17,92	13,71	14,70	14,54	-3,32	-11,38	2,20	8,48	15,40	-15,82
	1600	-9,49	2,88	1,37	-2,87	-7,32	-1,62	1,74	-7,46	-25,95	-14,47	-10,07	-2,08	-19,58
	2000	-30,70	-18,53	-21,29	-18,72	-30,01	-14,38	-10,88	-14,70	-6,36	-9,52	-8,70	-7,29	-27,37

3.1.3 Experimento preliminar 2 - a4tsanin2

		Dias												
Doses		7	14	21	28	35	42	49	56	63	70	77	84	91
Respiração bruta	0	41,26	24,27	19,37	15,73	20,52	22,05	16,62	20,85	15,71	14,32	20,46	15,51	14,22
	400	103,15	105,17	97,02	77,25	69,34	70,59	57,99	53,93	41,25	47,09	45,55	27,35	30,02
	800	116,73	113,44	107,83	92,63	95,87	98,50	79,03	77,50	72,50	68,21	62,46	44,65	56,54
	1200	119,11	122,93	121,97	114,92	109,31	117,17	106,26	92,32	82,14	66,60	67,26	50,84	59,35
	1600	120,61	120,65	120,40	116,13	112,32	118,77	108,56	110,89	101,61	90,95	84,70	56,67	69,18
	2000	120,52	125,92	120,05	121,14	119,39	123,39	115,27	119,64	117,50	116,91	99,29	85,62	97,62
Respiração líquida	0	32,83	16,36	12,56	9,28	13,44	14,78	9,69	14,45	10,21	9,27	15,98	12,32	8,62
	400	70,39	72,56	65,57	46,78	39,34	40,59	29,42	25,89	14,04	20,48	22,63	8,02	6,80
	800	59,63	56,14	51,75	38,14	42,95	45,78	28,82	27,82	23,57	20,05	21,10	9,18	15,68
	1200	37,68	40,94	41,25	36,41	33,46	41,73	34,41	21,00	11,50	-3,12	7,47	-0,77	0,86
	1600	14,85	13,96	15,04	13,60	13,55	20,61	15,06	17,93	9,25	-0,32	6,48	-11,09	-6,94
	2000	-9,57	-5,45	-9,95	-5,41	-2,30	2,51	0,14	5,04	3,43	4,08	2,63	1,73	3,88
Respiração adicional	0	10,26	3,87	2,27	-0,92	0,53	2,68	-0,21	3,05	2,57	-0,57	2,99	-5,01	-8,23
	400	47,82	60,08	55,28	36,58	26,43	28,50	19,52	14,49	6,39	10,63	9,64	-9,32	-10,06
	800	37,06	43,65	41,46	27,94	30,03	33,69	18,92	16,42	15,93	10,21	8,11	-8,16	-1,18
	1200	15,11	28,46	30,95	26,22	20,55	29,64	24,50	9,60	3,86	-12,96	-5,52	-18,11	-16,00
	1600	-7,72	1,48	4,75	3,40	0,64	8,52	5,16	6,53	1,61	-10,17	-6,51	-28,42	-23,79
	2000	-32,14	-17,94	-20,24	-15,61	-15,21	-9,58	-9,76	-6,37	-4,21	-5,77	-10,36	-15,61	-12,98

3.1.4 Experimento preliminar 3 - a4tsanin07

		Dias												
Doses		7	14	21	28	35	42	49	56	63	70	77	84	91
Respiração bruta	0	51,02	39,28	42,69	44,18	60,26	68,81	67,42	73,29	70,71	66,48	69,87	56,55	64,03
	400	111,79	118,07	108,07	107,89	104,59	106,50	97,00	92,74	95,12	81,52	85,89	63,95	75,15
	800	115,67	122,29	119,70	114,12	112,85	115,51	103,84	101,55	106,07	98,11	96,09	79,07	95,28
	1200	119,96	124,05	117,84	118,49	116,62	117,29	109,73	109,64	111,61	107,07	99,17	88,11	93,23
	1600	118,96	124,40	123,30	120,34	117,92	119,07	113,03	114,52	117,86	114,23	107,12	98,07	99,61
	2000	120,43	123,81	122,14	120,91	118,39	121,67	116,92	118,69	121,19	114,88	101,07	107,17	107,22
Respiração líquida	0	42,20	31,36	35,85	37,74	53,11	61,52	60,35	66,90	65,21	61,33	65,39	52,61	58,43
	400	78,64	85,46	76,59	77,43	74,52	76,49	68,29	64,70	67,90	54,81	62,97	43,87	51,92
	800	58,19	64,99	63,58	59,63	59,85	62,77	53,49	51,87	57,14	49,84	54,73	42,84	54,42
	1200	38,15	42,06	37,08	39,98	40,70	41,83	37,74	38,32	40,96	37,24	39,38	35,75	34,75
	1600	12,81	17,72	17,91	17,81	19,08	20,89	19,40	21,56	25,50	22,85	28,90	29,56	23,50
	2000	-10,05	-7,56	-7,89	-5,64	-3,37	0,77	1,65	4,08	7,12	1,95	4,41	22,52	13,48
Respiração adicional	0	19,63	18,88	25,56	27,54	40,20	49,43	50,45	55,49	57,57	51,48	52,40	35,27	41,57
	400	56,07	72,98	66,29	67,23	61,61	64,40	58,39	53,30	60,26	44,96	49,98	26,54	35,06
	800	35,62	52,50	53,29	49,43	46,94	50,68	43,59	40,47	49,50	40,00	41,75	25,51	37,57
	1200	15,58	29,57	26,79	29,79	27,79	29,74	27,84	26,92	33,32	27,39	26,39	18,41	17,89
	1600	-9,76	5,23	7,62	7,61	6,17	8,80	9,50	10,16	17,86	13,00	15,91	12,22	6,64
	2000	-32,62	-20,05	-18,18	-15,84	-16,28	-11,32	-8,25	-7,32	-0,52	-7,90	-8,58	5,19	-3,38

3.1.5 Respiração média dos controles para os experimentos preliminares 1, 2 e 3

	Semanas												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Doses de lodo	Respiração mg CO ₂ / 0 g de lodo de esgoto												
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Respiração mg CO ₂ / 20 g de lodo de esgoto												
400	24,3	24,7	24,6	24,0	22,9	22,7	21,6	21,6	21,7	21,5	18,4	16,1	17,6
	Respiração mg CO ₂ / 40 g de lodo de esgoto												
800	48,6	49,4	49,3	48,0	45,9	45,4	43,3	43,3	43,4	43,1	36,9	32,3	35,3
	Respiração mg CO ₂ / 60 g de lodo de esgoto												
1200	73,0	74,1	73,9	72,1	68,8	68,2	64,9	64,9	65,1	64,7	55,3	48,4	52,9
	Respiração mg CO ₂ / 80 g de lodo de esgoto												
1600	97,3	98,8	98,6	96,1	91,7	90,9	86,6	86,6	86,9	86,2	73,7	64,6	70,5
	Respiração mg CO ₂ / 100 g de lodo de esgoto												
2000	121,6	123,4	123,2	120,1	114,6	113,6	108,2	108,2	108,5	107,7	92,2	80,7	88,1
	Respiração mg CO ₂ / 5 g de inóculo do <i>landfarming</i>												
I*	8,4	7,9	6,8	6,5	7,1	7,3	6,9	6,4	5,5	5,1	4,5	3,2	5,6
	Respiração mg CO ₂ / 5 g de substrato oleoso												
S**.	0,39	0,00	0,03	0,00	0,07	0,02	0,14	0,00	0,00	0,11	0,00	0,75	0,00
	Respiração mg CO ₂ / 100 g de solo a4t												
a4t***	22,6	12,5	10,3	10,2	12,9	12,1	9,9	11,4	7,6	9,9	13,0	17,3	16,9

* - Inóculo do *landfarming*

** - Substrato oleoso

***- solo a4t

3.2 Análise estatística

3.2.1 Experimento preliminar 1 - a4tsan - respiração bruta – análise das repetições a cada 7 dias

ANOVA							Doses	Médias	Diferenças
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico			
							2000	112,84	a
Linhas	267859	5	53571,8	444,81	8E-103	3,11493	1600	100,32	b
Colunas	36523,6	38	961,148	7,98046	2,6E-23	1,71621	1200	90,44	c
Erro	22883,2	190	120,438				800	77,53	d
							400	54,51	e
Total	327266	233					0	10,71	f

Teste de Tukey – 1%

3.2.2 Experimento preliminar 1 - a4tsan - respiração líquida – análise das repetições a cada 7 dias

ANOVA							Doses	Médias	Diferenças
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico			
							800	34,07	a
Linhas	29966	5	5993,2	43,513	9,1E-30	3,1149	400	32,78	ab
Colunas	12986	38	341,73	2,4811	3E-05	1,7162	1200	25,25	b
Erro	26169	190	137,73				1600	13,40	c
							0	10,71	cd
Total	69121	233					2000	4,20	d

Teste de Tukey – 1%

3.2.3 Experimento preliminar 1 - a4tsan - respiração líquida – análise das médias das repetições a cada 7 dias

ANOVA							Doses	Médias	Diferenças
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico			
							800	34,0761	a
Linhas	9988,68	5	1997,74	17,7054	9,7E-11	3,33887	400	32,79	a
Colunas	4065,61	12	338,801	3,00271	0,0024	2,49611	1200	25,25	ab
Erro	6769,91	60	112,832				1600	13,41	bc
							0	10,71	c
Total	20824,2	77					2000	4,20	c

Teste de Tukey – 1%

3.2.4 Experimento preliminar 2 - a4tsanin1 - respiração bruta – análise das repetições a cada 7 dias

ANOVA							Doses	Médias	Diferenças
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico			
							2000	110,739	a
Linhas	202992	5	40598,4	532,904	1E-109	3,11493	1600	98,5429	b
Colunas	49292,2	38	1297,16	17,0269	2,3E-43	1,71621	1200	92,2175	c
Erro	14474,8	190	76,1833				800	82,8223	d
							400	60,3577	e
Total	266759	233					0	21,6537	f

Teste de Tukey – 1%

3.2.5 Experimento preliminar 2 - a4tsanin1 - respiração líquida – análise das repetições a cada 7 dias

ANOVA							Doses	Médias	Diferenças
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico			
							800	33,1866	a
Linhas	42504,7	5	8500,94	98,7255	6,5E-51	3,11493	400	32,421	a
Colunas	19506,7	38	513,334	5,9616	2,8E-17	1,71621	1200	20,8826	b
Erro	16360,3	190	86,1068				0	14,5144	c
							1600	5,50897	d
Total	78371,7	233					2000	-3,9943	d

Teste de Tukey – 1%

3.2.6 Experimento preliminar 2 - a4tsanin1 - respiração líquida – análise das médias das repetições a cada 7 dias

ANOVA							Doses	Médias	Diferenças
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico			
							800	33,1866	a
Linhas	14219,7	5	2843,94	37,7001	2,7E-17	3,33887	400	32,421	a
Colunas	6244,82	12	520,402	6,89859	1,2E-07	2,49611	1200	20,8826	b
Erro	4526,16	60	75,4359				0	14,5144	bc
							1600	5,50897	cd
Total	24990,7	77					2000	-3,9943	d

Teste de Tukey – 1%

3.2.7 Experimento preliminar 2 - a4tsanin2 - respiração bruta – análise das repetições a cada 7 dias

ANOVA							Doses	Médias	Diferenças
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico			
							2000	114,022	a
Linhas	224229	5	44845,8	375,711	1,9E-96	3,11493	1600	102,417	b
Colunas	70788,3	38	1862,85	15,6067	9E-41	1,71621	1200	94,6295	c
Erro	22678,9	190	119,363				800	83,5295	d
							400	63,5148	e
Total	317696	233					0	20,0687	f

Teste de Tukey – 1%

3.2.8 Experimento preliminar 2 - a4tsanin2 - respiração líquida – análise das repetições a cada 7 dias

ANOVA							Doses	Médias	Diferenças
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico			
							400	35,5781	a
Linhas	39880	5	7976	62,8829	1,8E-38	3,11493	800	33,8937	a
Coluna	23502,5	38	618,486	4,87616	1E-13	1,71621	1200	23,2947	b
s									
Erro	24099,4	190	126,839				0	13,8311	c
							1600	9,3833	c
Total	87481,9	233					2000	-0,7112	d

Teste de Tukey – 1%

3.2.9 Experimento preliminar 2 - a4tsanin2 - respiração líquida – análise das médias das repetições a cada 7 dias

ANOVA							Doses	Médias	Diferenças
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico			
							400	35,5781	a
Linhas	13293,3	5	2658,67	21,5366	2,8E-12	3,33887	800	33,8937	a
Colunas	7702,26	12	641,855	5,19937	6,8E-06	2,49611	1200	23,2947	ab
Erro	7406,91	60	123,449				0	13,8311	bc
							1600	9,3833	cd
Total	28402,5	77					2000	-0,7112	d

Teste de Tukey – 1%

3.2.10 Experimento preliminar 3 - a4tsanin07 - respiração bruta – análise das repetições a cada 7 dias

ANOVA							Doses	Médias	Diferenças
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico	2000	116,501	a
Linhas	88630,4	5	17726,1	197,614	2,9E-73	3,11493	1600	114,494	a
Colunas	14302,2	38	376,373	4,19588	2,3E-11	1,71621	1200	110,216	b
Erro	17043,1	190	89,7006				800	106,165	b
							400	96,022	c
Total	119976	233					0	59,5836	d

Teste de Tukey – 1%

3.2.11 Experimento preliminar 3 - a4tsanin07 - respiração líquida – análise das repetições a cada 7 dias

ANOVA							Doses	Médias	Diferenças
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico	400	67,9691	a
Linhas	118824	5	23764,7	252,735	6,4E-82	3,11493	800	56,4127	b
Colunas	1867,67	38	49,1492	0,52269	0,99025	1,71621	0	53,2299	b
Erro	17865,8	190	94,0304				1200	38,7654	c
							1600	21,3443	d
Total	138557	233					2000	1,65173	e

Teste de Tukey – 1%

3.2.12 Experimento preliminar 3 - a4tsanin07 - respiração líquida – análise das médias das repetições a cada 7 dias

ANOVA							Doses	Médias	Diferenças
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico	400	67,9691	a
Linhas	39607,9	5	7921,58	96,4578	2,3E-27	3,33887	800	56,4127	b
Colunas	447,803	12	37,3169	0,45439	0,933	2,49611	0	53,2299	b
Erro	4927,49	60	82,1248				1200	38,7654	c
							1600	21,3443	d
Total	44983,2	77					2000	1,65173	e

Teste de Tukey – 1%

3.2.13 Experimentos preliminares 1, 2 e 3 – Respiração líquida na dose de 400 ton/ha para os 4 tratamentos

ANOVA							Tratamentos	Médias	
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico	a4tsanin07	67,9691	a
Linhas	11597,8	3	3865,95	63,3558	2E-14	4,37711	a4tsanin2	35,5781	b
Colunas	14787,4	12	1232,28	20,1948	1,8E-12	2,72316	a4tsan	32,7863	b
Erro	2196,71	36	61,0196				a4tsanin1	32,421	b
Total	28581,9	51							

Teste de Tukey – 1%

3.3 Respiração adicional – análise estatística

3.3.1 Respiração adicional total para os experimentos preliminares 1, 2 e 3

ANOVA							
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico	
Linhas	861529,7	5	172305,9	18,34419	6,48E-06	4,555602	
Colunas	329906	3	109968,7	11,70758	0,000327	5,41695	
Erro	140894,1	15	9392,943				
Total	1332330	23					

Média das doses dos 4 tratamentos

Doses	Respiração mg CO ₂ /100g solo x 7 dias	Diferenças
400	388,73	a
800	352,38	a
1200	191,92	ab
0	140,23	bc
1600	1,63	cd
2000	-155,98	d

Média dos tratamentos envolvendo todas as doses

Tratamentos	Respiração mg CO ₂ /100g solo x 7 dias	Diferenças
a4tsanin07	352,12	a
a4tsan	121,67	b
a4tsanin2	83,23	b
a4tsanin1	55,60	b

Teste de Tukey – 1%

3.3.2 Média das respirações adicionais para os experimentos preliminares 1, 2 e 3

ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Linhas	5097,81	5	1019,562	18,34402	6,48E-06	4,555602
Colunas	1952,109	3	650,7029	11,70749	0,000327	5,41695
Erro	833,7011	15	55,58007			
Total	7883,619	23				

Média das doses dos 4 tratamentos		
Doses	Respiração mg CO ₂ /100g solo x 7 dias	Diferenças
400	29,90	a
800	27,11	a
1200	14,76	ab
0	10,79	bc
1600	0,13	cd
2000	-12,00	d

Média dos tratamentos envolvendo todas as doses		
Doses	Respiração mg CO ₂ /100g solo x 7 dias	Diferenças
a4tsanin07	27,09	a
a4tsan	9,36	b
a4tsanin2	6,40	b
a4tsanin1	4,28	b

Teste de Tukey – 1%

4 Experimento bandejas

4.1 Resultados de respiração – valores médios

4.1.1 Respiração absoluta - mgCO₂/7 dias

		Dias												
		7	14	21	28	35	42	49	56	63	70	77	84	91
Respiração bruta	l	18,2	22,9	23,7	16,4	14,9	12,3	11,8	9,8	7,5	8,0	5,1	5,0	4,1
	s	1,0	3,1	6,8	5,8	8,1	7,0	7,3	6,0	4,8	5,2	5,4	5,0	4,4
	i	3,0	1,8	1,6	1,2	4,6	4,3	5,0	4,6	4,1	3,8	2,6	2,0	1,7
	ls	41,9	43,9	43,3	39,7	40,8	39,5	36,3	39,1	32,2	32,3	24,9	25,4	23,7
	si	8,2	19,4	18,4	12,7	16,1	20,5	16,2	23,2	22,8	25,6	25,8	22,0	20,1
	li	22,3	18,4	24,1	21,6	18,7	14,6	11,0	11,7	7,5	7,8	5,5	4,7	4,2
	sli	45,2	43,4	43,3	42,1	43,2	42,7	35,2	36,7	29,5	28,2	28,5	27,8	24,6
Respiração líquida	l	-21,7	0,7	10,3	9,5	2,1	1,4	3,6	-1,1	-0,6	-3,1	-3,9	-2,7	-0,1
	s	0,2	3,1	5,4	5,0	5,2	5,2	5,2	4,1	3,8	1,6	4,3	2,5	3,1
	i	-0,3	0,0	-3,3	-2,3	-1,0	0,5	2,6	0,3	0,7	-1,4	-3,2	-2,3	-1,3
	ls	2,0	21,7	29,9	32,7	27,9	28,7	27,4	27,9	24,0	20,6	15,9	17,4	19,1
	si	4,9	17,7	13,5	9,3	10,3	16,7	12,9	18,5	19,2	19,3	20,4	17,0	16,1
	li	-20,2	-5,6	7,3	11,9	2,9	1,8	1,7	-2,0	-3,2	-5,5	-8,2	-5,2	-2,0
	sli	2,7	19,4	26,4	32,4	27,3	29,8	25,1	22,7	18,7	14,3	14,9	17,5	17,9

4.1.2 Respiração líquida - correção para 100 gramas de solo – mgCO₂/100 g solo x 7 dias

		Dias												
		7	14	21	28	35	42	49	56	63	70	77	84	91
l	-72,5	2,3	34,2	31,5	6,9	4,8	12,1	-3,8	-2,1	-10,4	-12,9	-8,9	-0,4	
s	0,8	10,3	18,0	16,5	17,5	17,4	17,4	13,6	12,7	5,4	14,2	8,4	10,3	
i	-0,9	0,1	-10,8	-7,7	-3,4	1,8	8,7	0,9	2,4	-4,7	-10,8	-7,8	-4,2	
ls	6,5	72,3	99,7	109,0	93,1	95,5	91,2	93,0	79,9	68,8	53,1	57,9	63,5	
si	16,4	59,0	45,0	30,9	34,4	55,8	43,2	61,8	64,1	64,3	68,1	56,7	53,6	
li	-67,3	-18,5	24,3	39,7	9,7	5,9	5,7	-6,8	-10,7	-18,5	-27,2	-17,5	-6,7	
sli	9,0	64,7	88,1	108,1	91,1	99,4	83,6	75,7	62,2	47,5	49,5	58,3	59,6	

4.1.3 Respiração bruta - correção para 100 gramas de solo - mgCO₂/100 g solo x 7 dias

	Dias												
	7	14	21	28	35	42	49	56	63	70	77	84	91
l	60,7	76,3	78,9	54,8	49,5	40,9	39,2	32,7	24,9	26,8	17,0	16,5	13,5
s	3,4	10,3	22,7	19,2	26,9	23,2	24,4	19,9	16,0	17,5	17,9	16,5	14,7
i	10,0	5,9	5,4	3,9	15,5	14,3	16,7	15,4	13,7	12,7	8,5	6,6	5,7
ls	139,7	146,3	144,5	132,2	136,2	131,6	121,1	130,4	107,4	107,8	82,9	84,7	78,9
si	27,4	64,8	61,2	42,5	53,7	68,3	53,9	77,3	75,9	85,2	86,1	73,2	67,1
li	74,3	61,3	80,5	71,9	62,2	48,7	36,5	38,9	24,9	25,9	18,3	15,6	14,1
sli	150,6	144,5	144,3	140,3	143,9	142,2	117,2	122,4	98,2	93,8	95,0	92,7	81,9

4.1.4 Respiração média dos controles para o experimento bandejas

	Dias												
	7	14	21	28	35	42	49	56	63	70	77	84	91
Respiração mg CO ₂ / 30 g solo padrão x 7 dias													
Solo*	0,77	0,00	1,43	0,80	2,69	1,73	1,26	1,60	0,85	3,04	1,10	2,01	0,89
Respiração mg CO ₂ / 6 g de lodo de esgoto x 7 dias													
l*	39,19	22,20	12,00	6,17	10,09	9,09	6,86	9,34	7,25	8,11	7,86	5,60	3,27
Respiração mg CO ₂ / 1,5 g substrato oleoso x 7 dias													
s*	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,84	0,29	0,14	0,58	0,00	0,43	0,45
Respiração mg CO ₂ / 1,5 g de inóculo do <i>landfarming</i> x 7 dias													
i*	2,52	1,74	3,43	2,68	2,96	2,02	1,12	2,77	2,56	2,17	4,69	2,30	2,08

* - solo – solo padrão; l – lodo de esgoto; s – substrato oleoso; i – inóculo.

4.2 Análise estatística

4.2.1 Respiração bruta – mgCO₂/ 7 dias

ANOVA							Tratamentos	Médias
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico		
Linhas	56125	6	9354,17	351,769	4E-134	2,8613	sli	36,163 a
Colunas	4373,93	51	85,7634	3,22518	1,8E-10	1,58734	ls	35,6256 a
Erro	8137,09	306	26,5918				si	19,3068 b
							li	13,2237 c
							l	12,2701 c
Total	68636	363					s	5,3701 d
							i	3,09935 d

Teste Tukey – 1%

4.2.2 Respiração líquida – mgCO₂/ 7 dias

ANOVA							Tratamentos	Médias
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico		
Linhas	36082,9	6	6013,82	266,944	2E-118	2,8613	ls	22,6975 a
Colunas	7618,6	51	149,384	6,63094	4,2E-27	1,58734	sli	20,6935 a
Erro	6893,68	306	22,5284				si	15,0744 b
							s	3,75085 c
							l	-0,4378 d
Total	50595,2	363					i	-0,841 d
							li	-2,0255 d

Teste Tukey – 1%

4.2.3 Respiração bruta – correção para 100 gramas de solo – valores médios

ANOVA							Tratamentos	Médias
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico		
Linhas	155903	6	25983,8	95,7301	2,7E-32	3,06338	sli	120,543 a
Colunas	11701,8	12	975,148	3,59266	0,00032	2,44188	ls	118,752 a
Erro	19542,8	72	271,428				si	64,3559 b
							li	44,0789 c
							l	40,9002 c
Total	187147	90					s	17,9003 d
							i	10,3312 d

Teste Tukey – 1%

4.2.4 Respiração líquida – correção para 100 gramas de solo – valores médios

ANOVA							Tratamentos	Médias	
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico	ls	75,6583	a
Linhas	100230	6	16705	74,7204	6,3E-29	3,06338	sli	68,9785	a
Colunas	20688,9	12	1724,08	7,71167	5,6E-09	2,44188	si	50,2478	b
Erro	16096,8	72	223,567				s	12,5028	c
							l	-1,4593	cd
Total	137016	90					i	-2,8032	cd
							li	-6,7517	d

Teste Tukey – 1%

5 Porcentagem de óleo nos resíduos (%OR)

Resíduos					
	A	B	C	D	E
%OR	5,0	95,4	85,2	28,0	29,5

6 Temperatura média relativa ao respectivo período de análise por célula

Células								
Período	1	2	3	4	5	6	7	8
1	16,1	15,0	16,9	16,9	15,0	18,1	16,7	16,9
2	16,3	15,7	13,3	13,3	16,3	13,3	15,8	15,3
3	-	18,0	16,3	15,7	-	16,3	-	-
4	-	-	-	18,0	-	-	-	-

Fonte: SIMEPAR

7 Resultados de degradação (%MOCa e b) do experimento *landfarming*.

	Células	R1	R2	R3	Média – Desvio padrão
27/02	01	21,07	20,64	20,73	20,81 – 0,223
	06	19,93	19,93	19,92	19,93 – 0,005
	07	14,52	14,79	15,36	14,89 – 0,429
31/03	02	19,03	18,83	19,65	19,17 – 0,427
	03	18,50	18,32	18,13	18,32 – 0,183
	04	18,65	18,55	18,45	18,55 – 0,099
	05	21,85	21,88	21,79	21,84 – 0,046
	08	23,61	23,67	23,89	23,73 – 0,145
29/05	03	18,93	18,94	18,93	18,93 – 0,004
	04	19,43	19,35	19,25	19,34 – 0,090
	06	17,64	17,59	17,68	17,64 – 0,043
	08	17,83	17,25	17,53	17,54 – 0,289
30/06	07	16,94	16,86	17,03	16,94 – 0,085
03/08	01	18,03	17,91	18,17	18,04 – 0,132
	02	15,72	15,80	15,63	15,72 – 0,087
	03	18,85	19,14	18,58	18,86 – 0,283
	04	20,36	20,36	20,36	20,36 – 0,001
	05	20,00	20,00	19,97	19,99 – 0,013
	06	20,10	20,11	20,12	20,11 – 0,010
30/10	02	15,50	15,70	15,29	15,50 – 0,207
	04	17,18	17,18	17,19	17,18 – 0,003
30/11	01	15,70	15,65	15,70	15,68 – 0,027
	02	14,63	14,50	14,79	14,64 – 0,147
	03	17,81	17,82	17,81	17,82 – 0,002
	04	16,67	16,48	16,87	16,68 – 0,197
	05	16,42	16,30	16,49	16,40 – 0,095
	06	18,59	18,09	18,32	18,34 – 0,250
	07	18,57	18,52	18,57	18,55 – 0,027
	08	19,05	19,06	19,06	19,05 – 0,008

R1, R2 e R3 são repetições

8 Aplicação de resíduo oleoso (RO) em toneladas

	Período (dias)	A	B	
Célula 1	Março (0) à julho (158)	181,5	45	
	Agosto (158) à novembro (277)	245	-	
Célula 2	Abril (0) à julho (125)	357,5	18	
	Agosto (125) à outubro (213)	117	21,6	
	Outubro (213) à novembro (244)	179	-	
Célula 3	Abril (0) à maio (59)	156	18	
	Junho (59) à agosto (125)	110,5	27	
	Outubro (125) à novembro (244)	142	-	
Célula 4	Abril (0) à maio (59)	140,5	18	
	Junho (59) à julho (125)	130	27	
	Agosto (125) à outubro (213)	52	-	
	Outubro (213) à novembro (244)	81	-	
Célula 5	Abril (0) à julho (125)	195	18	
	Agosto (125) à novembro (244)	175,5	21,6	
Célula 6		A	B	C
	Março (0) à maio (92)	25,5	-	175,5
	Junho (92) à julho (158)	71,5	59,4	-
	Agosto (158) à novembro (277)	245,5	-	-
Célula 7		A	B	D
	Março (0) à junho (124)	129	18	-
	Julho (124) à novembro (277)	26	27	71,5
Célula 8		A	B	E
	Abril (0) à maio (59)	39	-	97,5
	Junho (59) à novembro (244)	116	45	-

A, B, C, D, e E são resíduos oleosos