



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE TECNOLOGIA RURAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**ANÁLISE DA BIODEGRADAÇÃO DE LIXIVIADO DE RESÍDUOS
SÓLIDOS EM SOLO DE CAMADA DE COBERTURA DE ATERRO
SANITÁRIO**

ADRIANA APARECIDA MEGUMI NISHIWAKI

**Orientador: Prof. Dr. Vicente de Paulo Silva
Coorientador: Prof. Dr. André Felipe de Melo Sales Santos**

RECIFE, PE
AGOSTO, 2016

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE TECNOLOGIA RURAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

ADRIANA APARECIDA MEGUMI NISHIWAKI

**ANÁLISE DA BIODEGRADAÇÃO DE LIXIVIADO DE RESÍDUOS
SÓLIDOS EM SOLO DE CAMADA DE COBERTURA DE ATERRO
SANITÁRIO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental, Área de Concentração Controle e Remediação da Poluição.

Orientador: Prof. Dr. Vicente de Paulo Silva
Coorientador: Prof. Dr. André Felipe de Melo Sales Santos

RECIFE, PE
AGOSTO, 2016

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE TECNOLOGIA RURAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**ANÁLISE DA BIODEGRADAÇÃO DE LIXIVIADO DE RESÍDUOS
SÓLIDOS EM SOLO DE CAMADA DE COBERTURA DE ATERRO
SANITÁRIO**

ADRIANA APARECIDA MEGUMI NISHIWAKI

APROVADA EM: _____/_____/_____

BANCA EXAMINADORA

**Prof. Dr. Vicente de Paulo Silva - UFRPE
Orientador**

**Prof. Dr. André Felipe de Melo Sales Santos – UAG/UFRPE
Coorientador**

**Profa. Dra Marília Regina Costa Castro Lyra -IFPE
Membro Externo**

**Prof. Dr. Romildo Morant de Holanda - UFRPE
Membro Interno**

Coordenador do PPEAMB

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca Central da UFRPE, Recife-PE, Brasil

N724a Nishiwaki, Adriana Aparecida Megumi
Análise da biodegradação de lixiviado de resíduos sólidos em solo de camada de
cobertura de aterro sanitário / Adriana Aparecida Megumi Nishiwaki. – 2016.
94 f. : il.

Orientador: Vicente de Paulo Silva .
Coordenador: André Felipe de Melo Sales Santos
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de
Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Recife,
BR-PE, 2016.

Inclui referências.

1. Método respirométrico de Bartha 2. Chorume 3. Dióxido de carbono
4. Microbiota do solo 5. Taxa de aplicação superficial I. Silva, Vicente de Paulo,
orient. II. Santos, André Felipe de Melo Sales, coorient. III. Título

CDD 333.7

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco pela oportunidade de ampliar meus horizontes profissionalmente.

Ao Prof. Vicente de Paulo Silva, pela confiança e pelo compartilhamento de seus conhecimentos na orientação desta dissertação.

Ao Prof. André Felipe de Melo Sales Santos, pela disponibilidade, paciência e orientação no desenvolvimento deste trabalho.

À Profa. Marília Regina Costa Castro Lyra, pela atenção e esclarecimento da metodologia de respirometria.

À Professora Rejane Mansur pelo uso do Laboratório de Fisiologia Vegetal da UFRPE.

À Facepe pela concessão da bolsa de estudo.

Ao diretor Fábio Lopes e a Anna Cláudia Arruda do aterro sanitário estudado, pela autorização da realização da pesquisa e fornecimento de amostras para estudo.

A Cristianne Barros pela sua disponibilidade nas coletas e seu apoio.

Ao Professor Ramon Cantalice, pela permissão do uso do Laboratório de Manejo e Conservação do Solo, e ao seu bolsista Wagner Souza.

Ao Professor Brivaldo Gomes, pelos conhecimentos transmitidos e pelo uso do Laboratório de Física do Solo, e aos seus orientados.

Ao Professor Marco Gama, pela permissão da utilização do Laboratório de Fitobacteriologia da UFRPE.

A Adriano Márcio, pelo suporte técnico e elucidação dos conhecimentos de bacteriologia.

A Júlio Ferreira, pelo apoio nas análises químicas do lixiviado.

A Ana Luiza Braz e ao Vitor Bezerra do Laboratório de Química 6A da UFRPE pelo uso dos equipamentos e das instalações.

Ao Professor Maurício Alves da Motta Sobrinho, pela concessão do uso do Laboratório de Engenharia Ambiental e da Qualidade/Departamento de Engenharia Química da UFPE.

Ao Professor José Aleixo pela contribuição na análise estatística deste trabalho.

Ao Gilvan Ferreira, pelo pronto atendimento e reparo dos respirômetros.

Ao Professor Jorge Vinícius do Departamento de Engenharia Química da UFPE pela realização da análise de carbono orgânico total.

À presidente diretora da CPRH Simone Souza, e às coordenadoras Maria do Carmo e à Maria Cândida, pelo consentimento da realização da análise de toxicidade aguda do lixiviado.

A Danielle Xavier e ao Rivaldo Jerônimo, técnicos da CPRH, pela contribuição dos seus conhecimentos em toxicidade aguda.

A Lígia Martinelli e a Luciana Cantarelli da empresa Lógica Ambiental, pelas análises de metais pesados do lixiviado.

À minha família, pelo amor e amparo em todos os momentos.

A Amanda Wei pelo auxílio prestado nas realizações dos experimentos e pela sua amizade.

Aos amigos do PPEAmb, Sara Pinheiro, Débora Santos, Luciana Gusmão, Waldemir Souza e Liliana Santos, pelo apoio e companheirismo.

A Elvis Alves pela amizade sincera e pela ajuda nos momentos em que necessitei.

A Edinalva Gomes “Nana”, pelo pronto auxílio prestado e carinho.

A todos que contribuíram de alguma forma para o desenvolvimento deste trabalho.

RESUMO

Por possuir um elevado poder de contaminação aos meios edáfico e hídrico, o lixiviado de resíduos sólidos deve ser tratado adequadamente. Alguns aterros sanitários utilizam a técnica de recirculação, aplicando o efluente sobre as células do aterro, obtendo diversos benefícios como o aumento da umidade interna da célula que contribui na decomposição dos resíduos aterrados, redução do volume de lixiviado a ser tratado e dos custos operacionais, enriquecimento do solo sobretudo de matéria orgânica e nutrientes, importante para o cultivo da cobertura vegetal nos taludes, entre outros. Entretanto, por conter, muitas vezes, metais pesados, e elevados níveis de matéria orgânica, pode se tornar um passivo ambiental no meio aplicado. Dessa forma, o presente trabalho objetivou avaliar a biodegradação aeróbia do lixiviado no solo de aterro sanitário da Região Metropolitana do Recife e os efeitos da sua aplicação no solo. Foi feita uma caracterização inicial do solo coletado no aterro e do lixiviado bruto. Para análise de biodegradação do lixiviado, foi adotado o método respirométrico de Bartha, que consistiu em um experimento com cinco repetições de quatro tratamentos. Os tratamentos com lixiviado basearam-se na capacidade de campo (CC) do solo, com os percentuais de 60%, 65% e 70%, faixa de umidade para operação dos respirômetros proposta pela NBR da ABNT que regulamenta a metodologia. Após o ensaio respirométrico, as amostras de solo tratados também foram caracterizadas. Para a determinação das taxas de aplicação superficial de lixiviado, em um experimento em casa de vegetação para avaliação da perda evaporativa do lixiviado em função do tempo de aplicação, para cada uma das taxas utilizadas. A quantidade de lixiviado adicionado teve a mesma proporção utilizada nos tratamentos empregados na respirometria. O solo estudado apresentou uma textura franco argilo-arenoso, baixo teor de matéria orgânica e com $1,73 \times 10^{12}$ UFC de bactérias.g⁻¹ de solo e $8,26 \times 10^5$ UFC de fungos.mL⁻¹. O lixiviado utilizado apresentou relação DQO/DBO de 0,88 mg.L⁻¹ indicando alta biodegradabilidade. Os valores acumulados de CO₂, foram obtidos, até o décimo quinto dia de incubação, 11,38 mg de CO₂, 59,94 mg de CO₂, 66,35 mg de CO₂ e 76,55 mg de CO₂ para os tratamentos controle, 60% da CC, 65% da CC e 70% da CC, respectivamente. Todos os tratamentos apresentaram eficiência de biodegradação acima de 70%, percentual aceitável para ser utilizado em tratamentos de resíduo no solo. A caracterização final do solo após a respirometria indicou um aumento expressivo de potássio, fósforo e matéria orgânica nos tratamentos com lixiviado. Apesar da aplicação do lixiviado, que apresentou $1,2 \times 10^{13}$ UFC de bactérias.mL⁻¹, o solo do tratamento 60% da CC reduziu a quantidade de UFC de bactérias para $5,3 \times 10^{11}$, enquanto o solo do tratamento 65% da CC permaneceu na mesma ordem (10^{12}), podendo ser um indicativo que o lixiviado reduz a diversidade de espécies mais sensíveis no solo. O tratamento 70% da CC, que obteve o maior número, ficou em torno de 10^{13} . Os fungos se comportaram diferentemente das bactérias, havendo aumento no tratamento 60% da CC de $1,6 \times 10^6$, e redução nos outros dois tratamentos. A partir dos resultados qualitativos e quantitativos deste trabalho pode-se concluir a possibilidade da aplicação de lixiviado de aterro sanitário em camada de cobertura com solo franco argilo-arenoso, em regiões com clima tropical, com taxa de biodegradação acima de 70% e taxa de aplicação de até 130,43 m³.ha⁻¹. A aplicação de lixiviado no solo é uma alternativa viável de tratamento do lixiviado e redução do seu volume devendo-se ainda observar o manejo adequado da aplicação do lixiviado no solo do aterro para evitar problemas estruturais nos taludes ou erosão acentuada na forma de aplicação do lixiviado no solo.

Palavras-chave: método respirométrico de Bartha; chorume; dióxido de carbono; microbiota de solo; taxa de aplicação superficial.

ABSTRACT

By having a high power of contamination to edaphic and hydric resources, the solid waste leachate should be treated properly. Some landfills use the recirculation technique, applying the effluent on the landfill cells, obtaining various benefits such as increasing the internal moisture of the cell that contributes to the breakdown of ungrounded waste, reducing the volume of leachate to be treated and operating costs, soil enrichment mainly of organic matter and nutrients, important for growing vegetation on the slopes, among others. However, it contains heavy metals and high levels of organic matter, can become an environmental liability in the site applied. Thus, this study aimed to evaluate the aerobic biodegradation of leachate in the landfill soil of the Metropolitan Region of Recife and the effects of its application in soil. A soil initial characterization collected in the landfill and raw leachate was made. For leachate biodegradation analysis, it adopted the Bartha's respirometric method, which consisted of an experiment with five repetitions of four treatments. The treatments were based on soil field capacity (FC), with the percentage of 60%, 65% and 70% humidity range for operation of respirometers proposed by NBR ABNT regulating the methodology. After respirometry, soil samples were characterized. For the determination of surface application rates leachate in an experiment in a greenhouse to evaluate the evaporative loss of leachate according to the application time, for each of the rates used. The amount of leachate added had the same ratio used in the treatments employed in respirometry. The studied soil presented a **sandy clay** loam texture, low in organic matter and 1.73×10^{12} CFU of bacteria.g⁻¹ of soil and 8.26×10^5 CFU of fungi.mL⁻¹. The leachate used show relation COD/BOD of 0.88 mg.L⁻¹ indicate high biodegradability. The accumulated amounts of CO₂ were obtained until the fifteenth day of incubation, 11.38 mg of CO₂, 59.94 mg of CO₂, 66.35 mg of CO₂ and 76.55 mg of CO₂ to control treatments 60 FC% 65% FC 70% FC, respectively. All treatments showed greater than 70% biodegradation efficiency, percentage acceptable for use in the treatment of waste soil. The final characterization of the soil after respirometry, there was a significant increase potassium, phosphorus and organic matter in all treatments. Although the application of the leachate, which had 1.2×10^{13} CFU of bacteria.mL⁻¹, 60% FC treatment reduced bacterial CFU to 5.3×10^{11} , while the 65% FC treatment remained in the same order (10^{12}), which could be indicative that the leachate reduces the diversity of the most sensitive species in the soil. Treatment 70% of the CC, which obtained the highest number was around 10^{13} . 70% FC treatment, which obtained the highest number was around 10^{13} . The fungi behaved differently from bacteria, with an increase in 60% FC treatment 1.6×10^6 , and reduced in the other two treatments. From the qualitative and quantitative results of this work can be concluded the possibility of using the application of landfill leachate in cover layer with clay-sandy soil in regions with a tropical climate, with biodegradation rate above 70% and rate application to $130,43 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$. The application of leachate in the soil is a viable alternative treatment of the leachate and reducing its volume up must still observe the proper management of the application of leachate in landfill soil to avoid structural problems in slopes or steep erosion in the form of application of leachate in soil

Keywords: Bartha's respirometric method; leachate; carbon dioxide; soil microbiota; surface application rate.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Área do aterro sanitário em estudo situado no município de Jaboaão dos Guararapes	37
Figura 2 - Roteiro metodológico utilizado na pesquisa.	38
Figura 3 - Respirômetro de Bartha e Prames utilizado no ensaio respirométrico	49
Figura 4 - Respirômetros mantidos em incubadora a 28°C.....	50
Figura 5 – Ensaio de análise das taxas de aplicação superficial de lixiviado para tratamento via solo.....	52
Figura 6 – Produção média acumulada de CO ₂ obtida pelo teste respirométrico nos tratamentos controle (a), 60% da CC; (b) 65% da CC (c) e 70% da CC (d).....	59
Figura 7 – Produção média acumulada líquida de CO ₂ por tratamento no ensaio respirométrico	62
Figura 8 – Parâmetros químicos analisados nas amostras de solo após o ensaio respirométrico	67
Figura 9 – Contagem de UFC de bactérias heterotróficas após o ensaio respirométrico	71
Figura 10 – Meio de cultura PCA com colônias de bactérias heterotróficas. Placa com colônias da amostra controle (a); placa com colônias da amostra tratada com lixiviado (b); placa com colônias da amostra de lixiviado (c)	72
Figura 11 – Contagem de UFC de fungos após o ensaio respirométrico.....	73
Figura 12 – Cultura BDA com colônia de fungos. Placa com colônias da amostra controle (a); placa com colônias da amostra tratada com lixiviado (b); placa com colônias da amostra de lixiviado (c)	73
Figura 13 – Perda de lixiviado por evaporação acumulada em vinte dias dos tratamentos 60% da CC (a), 65% da CC (b) e 70% da CC (c).....	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição do lixiviado de aterro sanitário	21
Tabela 2 - Aspectos do lixiviado em diferentes idades do aterro sanitário	22
Tabela 3 – Quantidade de lixiviado utilizado na determinação das taxas de aplicação do lixiviado	45
Tabela 4 – Fatores de toxicidade das amostras de solo/lixiviado analisadas pelo teste de toxicidade aguda	46
Tabela 5 – Características físicas do solo coletado no aterro sanitário em estudo	55
Tabela 6 – Propriedades químicas do solo coletado no aterro sanitário em estudo	56
Tabela 7 – Características físico-químicas do lixiviado do aterro sanitário em estudo.....	57
Tabela 8 – Comparação das taxas médias de CO ₂ por tratamento adotado no ensaio respirométrico	61
Tabela 9 – Eficiência da biodegradação de lixiviado incubado por 15 dias em solo argilo-arenoso do aterro em estudo	63
Tabela 10 – Dados do teste de esfericidade de Mauchly	64
Tabela 11 – Resultado do Teste de Lambda de Wilks	64
Tabela 12 – Teste de Tukey para biodegradação de lixiviado no tempo de 15 dias	65
Tabela 13 – Características físico-químicas das amostras de solo após o ensaio respirométrico	66
Tabela 14 – Taxas de aplicação superficial de lixiviado e de perda de lixiviado por evaporação e eficiência da taxa de aplicação.....	74

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Grupos de poluentes que compõem o lixiviado de aterro sanitário e seus exemplos	20
Quadro 2 - Técnicas de biorremediação aplicadas na descontaminação ambiental	28

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1 Aterro sanitário	16
2.2 Camada de cobertura de aterros sanitários	17
2.3 Características do lixiviado de RSU e impactos ambientais	18
2.4 Tratamento do lixiviado de aterro de resíduos sólidos	22
2.5 Biorremediação e principais métodos de aplicação de águas residuárias no solo	27
2.6 Biodegradação de efluentes no solo.....	29
2.7 Método respirométrico – Respirometria de Bartha	32
3. MATERIAIS E MÉTODOS	36
3.1 Local de coleta	36
3.2 1ª etapa – Caracterização inicial das amostras	38
3.2.1 Coleta das amostras.....	39
3.2.1.1 Coleta do solo.....	39
3.2.1.2 Coleta do lixiviado	39
3.2.2 Caracterização física do solo	39
3.2.3 Caracterização química do solo	41
3.2.4 Caracterização físico-química do lixiviado.....	42
3.2.5 Caracterização microbiológica do solo e do lixiviado	44
3.3 2ª etapa – Avaliação da biodegradação de lixiviado no solo	44
3.3.1 Determinação das taxas de aplicação do lixiviado	45
3.3.2 Ensaio de toxicidade com <i>Aliivibrio fischeri</i>	45
3.3.3 Ensaio respirométrico	48
3.4 3ª etapa – Análise das taxas de aplicação superficial de lixiviado no solo	52
3.5 Análise dos dados	53
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
4.1 1ª etapa – Caracterização inicial das amostras	55
4.1.1 Características físico-químicas iniciais do solo.....	55
4.1.2 Propriedades físico-químicas do lixiviado	56

4.1.3	Características microbiológicas do solo e do lixiviado	58
4.2	2ª etapa – Avaliação de biodegradação de lixiviado no solo	59
4.2.1	Ensaio respirométrico	59
4.2.1.1	Análise estatística dos dados do ensaio respirométrico.....	64
4.2.2	Caracterização final do solo após o ensaio respirométrico	66
4.2.2.1	Propriedades químicas do solo.....	66
4.2.2.2	Característica microbiológica do solo após o ensaio respirométrico	71
4.3	3ª etapa - Determinação da taxa de aplicação superficial de lixiviado no solo....	74
5.	CONCLUSÃO	77
	REFERÊNCIAS	79

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional associado ao aumento da industrialização e do poder aquisitivo bem como as mudanças nos padrões de consumo têm contribuído no crescimento da geração de resíduos sólidos em todo mundo.

De acordo com dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, no Brasil, em 2015, o índice de geração total de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) foi de 79,9 milhões toneladas, correspondendo um crescimento de 1,7% em relação ao ano anterior, superando a taxa de crescimento populacional que foi de 0,8%. Nesse mesmo período foi constatada uma melhora no índice de coleta de RSU, cerca de 1,8% comparado ao ano de 2014, representando uma taxa de cobertura de coleta de 90,8%. Entretanto, mais de 7 milhões de toneladas de RSU foram destinadas de forma imprópria por não serem coletados. Acerca da disposição final, houve aumento em números absolutos e na taxa de disposição adequada, em 2015, em torno de 42,6 milhões de toneladas de RSU (58,7% do RSU coletado) foram encaminhadas para aterros sanitários (ABRELPE, 2015).

O aterro sanitário tem sido a melhor alternativa para disposição dos resíduos sólidos. Além de apresentar uma boa viabilidade econômica em sua execução e operação, oferecem uma adequada condição, visto que são instalados sistemas que minimizam os riscos ambientais. Um dos impactos negativos ambientais pode ser causado pelo lixiviado, produto da degradação da fração orgânica dos resíduos, que apresenta alto potencial poluidor. Uma das formas de mitigação é o sistema de drenagem, remoção e tratamento do lixiviado de resíduos sólidos.

O tratamento do lixiviado é um processo difícil devido às características peculiares do lixiviado bem como às variações em virtude da execução, operação, sazonalidade e idade do aterro sanitário, sendo difícil o atendimento dos padrões de lançamento e dos padrões de qualidade dos corpos d'água receptores. A prática de tratamento de águas residuárias por disposição no solo é um método antigo de disposição final.

A aplicação de lixiviado na camada de cobertura de aterro sanitário, conhecido como recirculação, utilizando o método de aspersão superficial é um dos tratamentos adotados pelos aterros sanitários. A recirculação do lixiviado consiste na reintrodução do lixiviado nas células do aterro, garantindo a redução das concentrações de sólidos totais dissolvidos, DBO₅ e DQO, por meio das ações de adsorção e dos microrganismos, que convertem a matéria

orgânica presente no efluente em matéria mineralizada, além de ocasionar a aceleração do processo de estabilização da parte biodegradável dos resíduos.

A aplicação do lixiviado no solo se trata de uma técnica de biorremediação, que consiste na atuação dos microrganismos na conversão de resíduos complexos em produtos mais simples e menos agressivos ao meio ambiente.

Outra estabilização feita nos aterros sanitários, sendo esta realizada em taludes, é fundamental para proteção e integridade dos taludes por estarem expostos e sujeitos às intempéries, principalmente às águas da chuva. Esse procedimento baseia-se no emprego de vegetação na camada de cobertura final do aterro sanitário com o objetivo de estabilizar os processos erosivos frequentes nas declividades, evitando deslizamento de solo que pode espalhar e expor os resíduos sólidos. Entre as principais dificuldades encontradas na implantação de cobertura vegetal nos taludes merece destaque a deficiência de nutrientes no substrato, geralmente argiloso.

Devido à prática de aplicação de lixiviado em solo de alguns aterros e à importância da cobertura vegetal em taludes, é relevante analisar a biodegradação aeróbia do lixiviado de resíduos sólidos em solos, uma vez que o lixiviado pode trazer benefícios como aumentar a carga orgânica do solo; enriquecer em nutrientes importantes para as plantas; proporcionar maior umidade ao meio favorecendo a degradação dos resíduos sólidos, além da possibilidade de causar impactos negativos, como a incorporação de passivos ambientais tais como metais pesados, dependendo da sua concentração; a inibição da atividade microbiana e a diminuição da diversidade da população da fauna e flora.

No presente estudo, optou-se pela utilização do método respirométrico de Bartha, técnica certificada pela NBR 14283 que geralmente é utilizada para analisar a respiração microbiana e biodegradação de poluentes, para avaliar a biodegradação do lixiviado no solo da camada de cobertura de aterro sanitário, visando caracterizar inicialmente o solo e o lixiviado; determinar o índice de biodegradação da matéria orgânica presente no lixiviado; verificar o comportamento da microbiota após o contato com o efluente e analisar a composição química do solo, identificando os benefícios e eventuais passivos ambientais após o ensaio respirométrico; e por fim, analisar as taxas de aplicação superficial do lixiviado no solo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

Neste item estão abordadas as temáticas relacionadas ao aterro sanitário, à camada de cobertura da célula do aterro, às características do lixiviado e seu tratamento, bem como à tecnologia da biorremediação e ao processo de biodegradação, destacando o método respirométrico de Bartha.

2.1 Aterro sanitário

Em 2010, foi instituída a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS pela Lei nº 12.305/2010, a qual trouxe obrigações e metas para os gestores municipais se comprometerem a reverter a atual problemática dos resíduos sólidos no Brasil. Este regulamento define os resíduos sólidos como materiais ou substâncias descartadas de diferentes estados físicos da matéria (sólido, semissólido, gás e líquido) resultantes de atividades humanas (BRASIL, 2010). Descreve também que a disposição final ambientalmente adequada seria em aterros. A NBR 8.419 (ABNT, 1992), que estabelece condições necessárias para a apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos, elucida o termo aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos como uma técnica de disposição de resíduos no solo, de modo que não ocasione danos à saúde pública e à segurança, reduzindo o volume dos resíduos para ocupar menor área possível, revestindo-os com uma camada de solo.

Para assegurar a prevenção dos danos que os resíduos sólidos podem causar ao meio ambiente, a NBR 13.896 (ABNT, 1997a) estabelece critérios que devem ser adotados no projeto, na implantação e na operação dos aterros de resíduos não perigosos. Nela consta condições específicas como impermeabilização do aterro, drenagem e tratamento de lixiviado, e drenagem de emissões gasosas, dentre outras recomendações.

O local escolhido para implantar um aterro sanitário deve ser constituído por solo de material com coeficiente de permeabilidade inferior a 10^{-6} cm.s⁻¹ e em área não saturada com espessura acima de 3,0 metros, entretanto, caso não se enquadrar nessa especificação, é preciso revestir a superfície inferior do aterro com camadas de impermeabilização (ABNT, 1997a), denominadas de *liner*. Os tipos de *liner* usados são solos com baixa condutividade hidráulica, solos compactados, geossintéticos (geomembranas e geocompostos argilosos) e/ou uma combinação dos mesmos (LODI; ZORNBERG; BUENO, 2009).

Adjacente ao *liner*, acima deve estar situado o sistema de drenagem de lixiviado, que, de acordo com a referida norma da ABNT, deve estar dimensionado de modo a impedir a

criação de uma lâmina de lixiviado superior a 30 cm sobre o sistema de impermeabilização de base, bem como deve evitar obstruções durante o uso dos drenos (ABNT, 1997a). A obstrução, conhecida como colmatção pode ocorrer por meio de processos físicos, químicos ou biológicos, ou mesmo a ocorrência simultânea desses processos, uma vez que a constituição físico-química do lixiviado é bastante heterogênea (PORTELINHA et al., 2001).

Além do lixiviado, outro produto da biodegradação dos resíduos sólidos é o biogás, composto preponderantemente de metano (CH_4) e CO_2 (SILVA; FREITAS; CANDIANI, 2013). O metano, em particular, é 25 vezes mais poluente que o CO_2 , portanto sua emissão deve ser controlada para evitar o agravamento do efeito estufa natural (IPCC, 2007).

2.2 Camada de cobertura de aterros sanitários

A camada de cobertura das células de aterros sanitários é constituída geralmente por solo aplicado de maneira compactada, formando uma barreira para passagens de gases gerados pelos resíduos sólidos aterrados, e de água, frequentemente proveniente da chuva, que pode infiltrar para o interior das células (SILVA; FREITAS; CANDIANI, 2013). A camada de cobertura também atua na redução de odores e conseqüentemente evita a atração de vetores, muito comum em vazadouros (CASTILHOS JUNIOR; PRIM; PIMENTEL, 2011).

Sob a camada de cobertura final, para sua proteção, emprega-se uma cobertura de vegetação. A cobertura vegetal ajuda no escoamento superficial e auxilia na prevenção contra erosões, visto que pode ocorrer fissuramento da camada de argila, quando adotada nas camadas, devido ao ressecamento e aos recalques diferenciais (BRASIL, 2008) além de estar sujeito às ações de intempéries como a chuva, que provocam instabilidades em taludes (LONDE; BITAR, 2011)

Além da camada final, que conclui uma célula com o último recobrimento dos resíduos, há outra camada de cobertura, denominada de camada intermediária referida na NBR 13.896 como “camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho”. Alguns manuais de operação e monitoramento de aterros sanitários indicam medidas de espessura das camadas de cobertura ficando entre 20 e 40 cm para camadas intermediárias (BRASIL, 2008) e 60 cm para camada de cobertura final (BRASIL, 2008; BAHIA, s.d.).

Quanto ao material utilizado, é recomendado o uso de material inerte, de preferência argila em ambos os tipos de camadas, com o objetivo de impermeabilizar a superfície.

Entretanto, deve-se considerar o tipo de operação do aterro na escolha do material da camada intermediária, uma vez que caso o aterro realize o processo de recirculação de lixiviado como modo de tratamento, devem ser usados materiais permeáveis que favorecem a entrada do lixiviado (GOMES; MORAES; BOFF, 2007).

Muitos materiais alternativos estão sendo pesquisados e utilizados para cobertura de aterro como lodos de estação de tratamento de água e de estações de esgoto (CASTILHOS JUNIOR; PRIM; PIMENTEL, 2011), areia de fundição (GOMES; MORAES; BOFF, 2007) e resíduos da construção civil (RCC) (CATAPRETA; SIMÕES, 2011) dentre outros.

2.3 Características do lixiviado de RSU e impactos ambientais

O lixiviado de resíduos sólidos urbano é um líquido de alta carga orgânica, de coloração escura e de forte odor originado pela decomposição química e biológica dos resíduos sólidos (ABNT, 1992; IM et al, 2001; KJELDESEN et al, 2002). É por meio da percolação da água, de chuva ou da umidade presente no meio, que os compostos orgânicos e inorgânicos dos resíduos de composição variável são arrastados, gerando essa matriz aquosa de extrema complexidade (HAMADA, 1997; CHRISTENSEN et al., 2001). Segundo El Fadel e colaboradores (2002), a geração de lixiviado ocorre quando a taxa de umidade dos resíduos sólidos ultrapassa sua capacidade de campo.

O volume gerado do lixiviado, a composição e a extração de poluentes potenciais dos resíduos sólidos estão sujeitos a numerosos fatores, tais como composição dos resíduos sólidos, grau de compactação, capacidade de absorção do resíduo e idade do resíduo, alterações climáticas sazonais, níveis de precipitação, temperatura do aterro, tamanho, condições hidrológicas nas imediações do aterro, engenharia e fatores operacionais do aterro, pH, atividades química e biológica do aterro (KJELDESEN et al., 2002; HUNCE et al., 2012; BHALLA; SAINI; JHA, 2013).

A decomposição de resíduos sólidos em aterros sanitários, que resulta na produção do lixiviado, decorrente da ação dos microrganismos, é bastante discutida por autores da área por não haver um consenso entre o número de fases, entretanto se trata de um mesmo processo com distinto modo de divisão dos estágios.

De acordo com Pfeffer (1992), o processo de decomposição ocorre em três etapas: acidogênese, acetogênese e metanogênese. Para Barlaz et al. (1990), tal processo resume-se em quatro estágios: aeróbia, anaeróbia ácida, de produção acelerada de metano, e de produção

desacelerada de metano. Já Pohland e Harper (1985) descrevem o processo degradativo em cinco fases distintas, definindo-as como: aeróbia, hidrólise enzimática, acidogênese, acetogênese/metanogênese, e maturação final, sendo este modelo o adotado para descrição da decomposição de resíduos sólidos neste trabalho.

A fase aeróbia também chamada de ajustamento inicial consiste no consumo de oxigênio existente no solo e resíduos causado pela decomposição microbiana de compostos orgânicos. Além do oxigênio, o nitrato (NO_3^-) e os açúcares solúveis são consumidos, este último sendo fonte de carbono para os microrganismos (POHLAND; HARPER, 1985), que logo geram CO_2 e ocasiona o aumento da temperatura, devido à liberação de energia neste processo. Nesse ambiente anóxico resultante, há proliferação de microrganismos anaeróbicos, iniciando assim a segunda fase (BARLAZ et al, 1990; KJELDSSEN et al., 2002).

A fase de transição conhecida como hidrólise enzimática, que tem como aceptores de elétrons NO_3^- e SO_4^{2-} , ocorre a quebra de compostos complexos por hidrólise (lipídios, proteínas e polissacarídeos) formando compostos simples (açúcares, aminoácidos, ácidos graxos).

A próxima fase denominada de acidogênese, os compostos simples gerados anteriormente são convertidos em ácidos graxos voláteis. Ocorre também um crescimento da produção de metano (CH_4) em razão da instalação das condições anaeróbicas.

Na fase seguinte, os ácidos graxos voláteis de cadeia longa produzidos na fase anterior são convertidos em ácidos orgânicos de cadeia curta como por exemplo ácidos propiônicos e butíricos, que por sua vez transforma-se em ácido acético e hidrogênio, e estes últimos a CH_4 e CO_2 , constituindo o processo de acetogênese/metanogênese ou fermentação metânica (POHLAND; HARPER, 1985). Essa fase é a mais ativa biologicamente, caracterizada pelo pH básico em consequência do consumo de substâncias ácidas, que por sua vez resulta no aumento dos níveis de metano (CHRISTENSEN et al., 1998; EL FADEL et al., 2002). Outro aspecto desta fase é a redução das concentrações de matéria orgânica, sendo consumidos aqueles que são biodegradáveis (LOUKIDOU; ZOUBOULIS, 2001).

A última fase da decomposição é a maturação final, que consiste na degradação da matéria orgânica menos biodegradável, os compostos orgânicos refratários transformam-se em grande parte a substâncias húmicas complexadas com metais (POHLAND; HARPER, 1985). Também é observado mais três eventos: a redução dos níveis de metano, uma vez que seus recursos ficaram escassos para a produção do gás (CALACE et al., 2001; LOUKIDOU; ZOUBOULIS, 2001), a redução dos compostos de enxofre a sulfetos, e a ocorrência de

complexação de inorgânicos com matéria orgânica e na presença de argilo-minerais (EL FADEL et al., 2002).

De acordo com Christensen et al. (1994), os poluentes que compõem o lixiviado de aterro sanitário, podem ser, em geral, divididos em quatro grupos como mostrado na Quadro 1.

Quadro 1 - Grupos de poluentes que compõem o lixiviado de aterro sanitário e seus exemplos

Grupos de Poluentes	Exemplos
Matéria orgânica dissolvida (MOD)	Demonstrada pela DQO ou Carbono Orgânico Total (COT), abrangendo o metano, ácidos graxos voláteis (principalmente na fase ácida) e diversos compostos recalcitrantes, como compostos húmicos e fúlvicos.
Macrocomponentes inorgânicos	Cálcio, magnésio, sódio, potássio, amônio, ferro, manganês, cloro, sulfato e bicarbonato.
Metais pesados	Cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel e zinco.
Compostos orgânicos xenobióticos (COX)	Proveniente de produtos químicos industriais. Estes compostos abrangem, entre outros, uma variedade de hidrocarbonetos aromáticos e alifáticos, e fenóis clorados.

Fonte: Adaptado de Christensen et al. 1994.

Geralmente, em baixíssima concentração no lixiviado de aterro sanitário são identificados compostos como boro, arsênio, selênio, bário, lítio, mercúrio e cobalto (CHRISTENSEN et al., 2001).

Em estudo de Baziene et al. (2013) mostrou-se valores de parâmetros como Cl^- , SO_4^{2-} , NH_4^+ , Zn e Ni significativamente mais elevados quando a precipitação pluviométrica é menor, igualmente ao estudo de Akesson e Nilsson (1997), que observaram baixa concentração no lixiviado em células de aterro durante a estação chuvosa. Esse efeito pode ter relação com o maior aporte de água na célula reduzindo a concentração desses íons.

Os processos físicos, químicos e biológicos de decomposição sucedem em diferentes idades dos resíduos sólidos. Geralmente, o lixiviado de novos aterros apresentam DBO e DQO elevados, que gradativamente vai reduzindo por meio da decomposição dos compostos orgânicos de natureza biodegradável e do carreamento dos compostos inorgânicos pela ação da água da chuva (CHIANG; CHANG; CHUNG, 2001). Durante esse processo gradual, o pH acompanha essa escala crescente, indo de ácido a básico, o que ocasiona a redução da

solubilização de materiais inorgânicos, tais como ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio (D'ALMEIDA; VILHENA, 2000).

Na Tabela 1 são apresentadas as faixas de variação dos parâmetros que caracterizam o lixiviado baseadas em dados descritos na literatura de aterros sanitários mais recentes. Aterros não controlados e antigos podem revelar valores inferiores aos valores mínimos apresentados na tabela (KJELDSEN; CHRISTENSEN, 2001).

Tabela 1 - Composição do lixiviado de aterro sanitário

Parâmetros¹	Faixa de variação
pH	4,5 - 9
Condutividade específica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	2.500 - 35.000
Sólidos totais	2.000 - 60.000
Matéria orgânica	
Carbono orgânico total (COT)	30 - 29.000
DBO ₅	20 - 57.000
DQO	140 - 152.000
DBO ₅ /DQO	0,02 - 0,80
Nitrogênio orgânico	14 - 2.500
Macrocomponentes inorgânicos	
Fósforo total	0,1 - 23
Cloreto	150 - 4.500
Sulfato	8 - 7.750
Bicarbonato	610 - 7.320
Sódio	70 - 7.700
Potássio	50 - 3.700
Nitrogênio amoniacal	50 - 2.200
Cálcio	10 - 7.200
Magnésio	30 - 15.000
Ferro	3 - 5.500
Manganês	0,03 - 1.400
Sílica	4 - 70
Elementos traços inorgânicos	
Arsênio	0,01 - 1
Cádmio	0,0001 - 0,4
Cromo	0,02 - 1,5
Cobalto	0,005 - 1,5
Cobre	0,005 - 10
Chumbo	0,001 - 5
Mercúrio	0,00005 - 0,16
Níquel	0,015 - 13
Zinco	0,03 - 1.000

¹Todos os parâmetros possuem como unidade de medida de concentração $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, exceto condutividade específica, que é em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e pH.

Fonte: Christensen et al, 2001.

O estado de degradação do lixiviado foi considerado como o parâmetro mais aceitável de sua classificação, resultando então em três tipos, denominados como novo, intermediário e velho (estabilizado) (BAIG et al, 1999). Renou et al. (2008) classificaram o aterro nesse mesmo padrão, caracterizando os lixiviados de acordo com a idade do aterro (Tabela 2).

Tabela 2 - Aspectos do lixiviado em diferentes idades do aterro sanitário

Parâmetro	Novo	Intermediário	Velho
Idade (anos)	< 5	05 - 10	> 10
pH	< 6,5	6,5 - 7,5	> 7,5
DQO (mg. L ⁻¹)	> 10.000	4.000 - 10.000	< 4.000
DBO ₅ /DQO	> 0,3	0,1 - 0,3	< 0,1
Compostos orgânicos	80% ácidos graxos voláteis	5 - 30% ácidos graxos voláteis + ácidos húmicos e fúlvicos	Ácidos húmicos e fúlvicos
Metais pesados	Baixo - médio	Baixo	Baixo
Biodegradabilidade	Alto	Médio	Baixo

Fonte: Renou et al, (2008)

Para Iwai (2005), a biodegradabilidade do lixiviado pode ser avaliada pela idade do aterro e pela relação DBO₅/DQO. Geralmente, no início essa relação fica em torno de 0,5 ou maior, e relações na faixa entre 0,4 e 0,6 indicam melhor biodegradabilidade. Em aterros antigos tal relação se encontra no intervalo entre 0,05 – 0,2.

Em geral, em lixiviados frescos, a matéria orgânica dissolvida é composta, em grande parte, por ácidos graxos voláteis, dessa forma apresentando uma alta taxa de DBO₅/DQO, que reduz com o avanço da idade do aterro, ocasionado pela decomposição anaeróbia. À medida que a taxa de ácidos graxos voláteis diminui, a proporção de compostos mais recalcitrantes (ácidos húmicos e fúlvicos) cresce (DI IACONI; RAMADORI; LOPEZ, 2006).

2.4 Tratamento do lixiviado de aterro de resíduos sólidos

O lixiviado por ser altamente poluente ao meio ambiente, superando o esgoto sanitário, necessita de tratamento adequado para sua disposição. Os aspectos do lixiviado e a sua fase degradativa definem certas operações unitárias de tratamento (SANTOS, 2003).

Conforme Renou et al. (2008), o tratamento tradicional do chorume pode ser classificado em três principais grupos: (i) transferência de lixiviado, que se baseia na recirculação e tratamento combinado com esgoto doméstico; (ii) processos biológicos (biodegradação), podendo ser tratamento aeróbico ou anaeróbico e (iii) processos físico-químicos, como precipitação química, oxidação química, adsorção, coagulação/floculação, sedimentação/flotação e “Air Stripping”. Quanto aos novos e modernos tratamentos do chorume utilizando membranas tem-se a microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa.

Fernandéz-Viña (2000) complementa os processos dos tratamentos de lixiviado citando os tratamentos naturais que são as aplicações em terrenos e a lagunagem com aplicação ao terreno (*wetland*).

A recirculação proporciona a redução das concentrações de sólidos totais dissolvidos, DBO₅ e DQO por meio das atividades microbiológicas, por reações químicas e efeitos físicos (IWAI, 2005). Segundo Reinhart e Al-Yousfi (1996), além de melhorar a qualidade do percolado, a recirculação reduz o tempo necessário para a estabilização dos resíduos sólidos. Igualmente aos resultados obtidos por San e Onay (2001), que demonstraram que com aumento da frequência de recirculação de lixiviado a taxa de estabilização da matriz de resíduos acelera. Outras vantagens desta técnica de tratamento que podem ser ressaltadas são: aumento do teor de umidade; distribuição de nutrientes e enzimas nos resíduos (BAE et al., 1998); e redução significativa na produção de metano, por causar inibição da metanogênese, visto que pode elevar concentrações de ácidos graxos que são tóxicos aos microrganismos metanogênicos (LEDAKOWICZ; KACZOREK, 2004).

Por ser um método prático na sua manutenção e de baixo custo operacional (AHN et al, 2002), o tratamento combinado com esgoto doméstico, entretanto, contribui para o aumento da toxicidade do efluente, uma vez que os compostos recalcitrantes e micro e macropoluentes podem permanecer ainda inalterados no chorume depois do tratamento (KALKA, 2012). Apesar disso, um estudo tem apontado a eficiência deste método na redução de DBO₅ (95%) e nitrato (50%), quando a proporção do volume do esgoto e do lixiviado era de 9/1, utilizando um reator em batelada sequencial (SBR). Çeçen e Aktas (2001) melhoraram a eficiência do tratamento empregando o carvão ativado em pó (PAC), e concluíram que o efeito do PAC é mais pronunciado sobre a nitrificação do que na remoção do carbono orgânico.

Devido ao custo e benefício bastante favorável e sua eficiência comprovada na remoção de matéria orgânica e compostos nitrogenados comumente encontrado em lixiviados

novos com razão de DBO/DQO elevada, o processo biológico é indispensável no tratamento de efluente, o qual é considerado como tratamento secundário. De acordo com a natureza do acceptor de elétrons (hidrogênio), integrante do processo respiratório de todos os organismos, os tratamentos biológicos podem ser aeróbios ou anaeróbios. Nos aeróbios, o acceptor de elétrons é o oxigênio atmosférico, resultando em H₂O e CO₂. Sob condições anaeróbias, transformam estes produtos em CO₂ e CH₄ tendo como aceptores de elétrons compostos de carbono, nitrogênio e enxofre, como NO₃⁻, SO₄⁻², CO₂ (RENOU et al, 2008; FREIRE et al, 2000).

Como exemplos de tratamento aeróbio tem-se como principais representantes as lagoas aeradas e o sistema de lodos ativados. As lagoas aeradas (LA) funcionam como um reator biológico de crescimento suspenso, não havendo recirculação de lodo. Nelas são utilizados aeradores mecânicos ou sopradores de ar para estabelecer sua condição funcional de oxigenação e suspensão dos microrganismos, diferente do que é realizado nas lagoas tradicionais, onde a oxigenação é estabelecida pela atividade fotossintética de organismos autótrofos como algas. Algumas de suas vantagens são a redução da área necessária para tratamento, método eficaz de baixo custo, em operação e manutenção, para remoção de compostos orgânicos e inorgânicos, e segundo Von Sperling (1996) a concentração de sólidos em suspensão é de 20 a 30 vezes menor do que no sistema de lodos ativados. Entretanto após o período de aeração é necessário ter o tratamento na lagoa de decantação (CASTILHOS et al, 2009; RENOUE et al, 2008).

O sistema de lodo ativado consiste na atuação dos microrganismos presentes no lodo para a redução de grande número de compostos, tendo a capacidade de remover a toxicidade crônica e aguda em pouco tempo de aeração (FREIRE et al, 2000).

As tecnologias que se baseiam nos processos anaeróbios mais conhecidas são lagoas anaeróbias e reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (RAFA ou UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). As lagoas anaeróbias têm profundidade de 3 a 5 metros, para garantir a anaerobiose do meio. Dessa forma a penetração de luz e sobrevivência de algas se tornam restritas na camada superficial. Sua eficiência na remoção de DBO₅, nas condições climáticas do Brasil, é em torno de 40 a 60% (FABRETI, 2006).

Em chorume antigo, que se caracteriza pela reduzida matéria orgânica biodegradável, elevados níveis de nitrogênio amoniacal e compostos recalcitrantes, como ácidos húmicos e fúlvicos, além de outras substâncias complexas, a sua eficiência fica limitada sendo preciso haver combinações com outras tecnologias de tratamento (CHRISTENSEN et al, 1998; MORAIS; SIRTORI; PERALTA-ZAMORA, 2006). No trabalho de Santos (2003) foi

comprovado essa ineficiência usando reatores anaeróbicos de fluxo ascendente (UASB) para tratamento de chorume de aterro antigo com relação DQO/DBO variante de 2-6.

A coagulação química-floculação-sedimentação é bastante reconhecida pela sua eficiência e usualmente aplicada nos tratamentos de efluentes. Esta técnica depende dos aspectos do efluente, do tipo e da dosagem de coagulante aplicado, do pH de coagulação, do tempo e do gradiente de velocidade de mistura rápida e de floculação, além de outros (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). O estudo de Felici et al. (2013) avaliou essa técnica como alternativa para pós-tratamento de lixiviado tratado biologicamente e constataram a sua eficácia na remoção de cor (98,1%) e de DQO (80,9%) com uma dosagem de 400 mg Fe⁺³.L⁻¹ e pH de 3,0, com uma sedimentação do lodo um pouco demorado (cerca de 20 horas). A principal desvantagem desses processos físico-químicos é que embora ocorra a depuração do chorume, os poluentes ainda permanecem em outra fase, em um concentrado (lodo), visto que não são degradados, desse modo, gerando outro problema para ser solucionado (FREIRE et al, 2000).

Diante disso, uma alternativa de pré ou pós-tratamento é o processo oxidativo avançado (POA). Este método é indicado para o tratamento do chorume pois são volumes relativamente pequenos, elevada DQO, reduzida DBO e existência de substâncias responsáveis pela cor, recalcitrantes e tóxicas. O POA consiste na criação de radicais hidroxila (OH[•]), poderosos oxidantes, característica importante para a degradação de variados poluentes do chorume (PACHECO; PERALTA-ZAMORA, 2004; LANGE et al, 2006).

A oxidação pelo peróxido de hidrogênio sozinho não é eficaz para elevadas concentrações de certos contaminantes recalcitrantes, tais como compostos altamente aromáticos clorados e compostos inorgânicos como cianeto, por causa de baixas taxas de reação de concentrações razoáveis de H₂O₂. Devido a isso, é importante a combinação com sais de metais de transição (por exemplo sais de ferro) como o reagente Fenton, ozônio e/ou luz ultravioleta para ativarem H₂O₂ para gerar inúmeros radicais reativos. Também são usados semicondutores como dióxido de titânio (TiO₂) e óxido de zinco (ZnO) (TEIXEIRA, 2002; NEYENS; BAYENS, 2003). A oxidação completa resulta em CO₂ e H₂O, e uma reação parcial ocorre um aumento da biodegradabilidade dos poluentes, resultando em compostos orgânicos residuais (LANGE et al, 2006).

Dentre os POA pode-se destacar a fotocatalise heterogênea, processo que associa reações redox induzidas pela radiação de semicondutores minerais (catalisadores), tais como TiO₂, CdS, ZnO, O₃, ZnS, BiO₃ e Fe₂O₃. De modo geral, consiste na irradiação de um fotocatalisador (semicondutor inorgânico), que provoca a promoção de um elétron da banda

de valência para banda de condução, desse modo, formando sítios oxidantes e redutores que catalisam reações químicas (FERREIRA; DANIEL, 2004).

O POA tem algumas restrições no tratamento do chorume, uma delas é a alta carga orgânica que reduz a eficiência do processo e uma outra está relacionada ao uso de luz ultravioleta que em elevada concentração de ácidos húmicos provoca forte absorção na região ultravioleta visível, desse modo, comprometendo a eficácia do processo (PACHECO; PERALTA-ZAMORA, 2004).

Uma das tecnologias mais promissoras e eficiente entre os novos processos para o tratamento de chorume é a osmose reversa, método que consiste na separação de poluentes por membrana que opera em alta pressão. Tem capacidade de separar íons, compostos orgânicos que contém oxigênio e nitrogênio, pesticidas, coloides com tamanhos abaixo de 3,10 μ m (SCHIOPU; GAVRILESCU, 2010).

Os sistemas naturais de tratamento são projetados para otimizar os processos físicos, químicos e biológicos que acontecem quando solo, água, planta, microrganismo e atmosfera interagem, ocasionando, dessa forma, o tratamento de efluentes. Para o tratamento de efluentes nesse sistema tem-se como exemplos (SILVA; LOSEKANN; HISANO, 2013):

- Áreas alagadas naturais (pantanosas) ou construídas
- Aplicação do efluente no solo

Os benefícios desse tipo de tratamento, quando comparados aos sistemas de tratamentos convencionais, são o custo moderado, baixo consumo de energia e de manutenção requeridos, e vantagens relacionadas ao favorecimento de habitats naturais (SILVA; LOSEKANN; HISANO, 2013).

As áreas alagadas são constituídas por leitos de plantas aquáticas de alta produtividade, por amplas superfícies de adsorção, e por população de microrganismos ativos. Este sistema possibilita dentre outras vantagens a sedimentação e filtração dos sólidos, a absorção de materiais orgânicos e nutrientes pelas plantas, a adsorção de metais no solo e nas plantas e a biodegradação aeróbia e anaeróbia dos compostos orgânicos (MANNARINO et al, 2006).

O emprego de águas residuárias, ricas em material orgânico, no solo tem sido um método viável de disposição final apropriado para esses efluentes, e uma maneira de beneficiar a qualidade do solo (MATOS; CARVALHO, AZEVEDO, 2008). O solo atua como uma camada filtrante, permitindo as ações de adsorção e dos microrganismos, que convertem

a matéria orgânica presente nos efluentes em matéria mineralizada (CORAUCCI FILHO et al, 1999).

Alguns riscos estão associados a aplicação inadequada do efluente como: contaminação microbiológica do lençol freático e dos produtos agrícolas, acúmulo de elementos tóxicos, desequilíbrio de nutrientes, salinização e impermeabilização do solo (SOUZA et al, 2005). Águas residuárias de alta carga orgânica e rica em nutrientes tem o desempenho no tratamento afetado em curto prazo de tempo, sendo necessário uma suspensão no procedimento. Desse modo, é relevante considerar a aplicação de taxas hidráulicas em turnos de regas conforme o tipo de solo (CORAUCCI FILHO et al, 1999).

2.5 Biorremediação e principais métodos de aplicação de águas residuárias no solo

A biorremediação é uma tecnologia baseada na ação dos microrganismos que consomem os poluentes de natureza orgânica para obtenção de energia, transformando-os em metabólitos de menor complexidade e/ou de menor massa. Geralmente, os microrganismos mais empregados são as bactérias e os fungos, que possuem capacidade metabólica para decompor diferentes contaminantes (COSTA, 2009).

Além dos microrganismos, a biorremediação depende da composição dos contaminantes e das características do meio. A técnica pode ser usada em meio edáfico e hídrico (COSTA, 2009). Ocorrendo no local contaminado, não havendo a necessidade de remoção de substrato, a biorremediação se denomina *in situ*, como são feitas nas técnicas de atenuação natural, bioaumentação, bioestimulação e *landfarming*. Na biorremediação *ex situ*, o tratamento do substrato contaminado é realizado em outro local, como acontece na compostagem e em biorreatores (JACQUES et al., 2007) (Quadro 2).

Quadro 2 - Técnicas de biorremediação aplicadas na descontaminação ambiental

Técnica	Descrição
Atenuação natural	Uso de processos naturais para degradação dos poluentes como biodegradação, volatilização, diluição e adsorção.
Bioaugmentação	Introdução de microrganismos alóctones no meio contaminado com intuito de aumentar a microbiota natural do meio.
Bioestimulação	Adição de nutrientes orgânicos e inorgânicos promovendo o crescimento de microrganismos degradadores.
Landfarming	A degradação do resíduo sólido ocorre na camada superior do solo.
Compostagem	Tratamento aeróbio e termofílico, dispendo o material contaminado em leiras.
Biorreatores	Uso de tanques que tratam líquidos e misturas aerados mecanicamente.

Fonte: Adaptado de Jacques et al., 2007; ABNT, 1997b; Costa, 2009.

O tratamento que consiste na disposição de efluentes no solo tem como principais métodos de aplicação a infiltração-percolação, a irrigação e o escoamento superficial (CORAUCCI FILHO et al., 1999).

O método de infiltração-percolação, também conhecida como infiltração rápida, baseia-se na função filtrante do solo, onde a água residuária percola entre o meio poroso purificando-se e fazendo a recarga do lençol freático. Para esta técnica, o efluente é disposto em canais ou tabuleiros de infiltração (MATOS; LO MONACO, 2003). Caracteriza-se pela alta taxa de aplicação, independente do clima, dependente do tipo e da geologia do solo, e o local de tratamento deve ser em topografia apropriada, disponibilidade de área e capacidade de tratabilidade do solo (textura, estrutura e espessura da camada não saturada do solo) (CORAUCCI FILHO et al, 1999).

O reuso de águas para irrigação é uma técnica considerada como uma alternativa viável para atender as necessidades hídricas e nutricionais das plantas (CAPRA; SCICOLONE, 2007; HERPIN et al, 2007). Pode-se empregar a irrigação em baixa taxa por meio de sulcos e aspersores ou em alta taxa através da técnica da inundação. Dependendo da técnica de irrigação utilizada, a porção líquida do efluente é dissipado para a atmosfera pela evapotranspiração e/ou para o solo pela percolação (CORAUCCI FILHO et al, 1999).

O principal risco relacionado à irrigação com águas servidas é a contaminação por organismos patogênicos, uma vez que é usado para fins agrícolas (CAPRA; SCICOLONE, 2007). Apesar disso, tem-se obtido êxito em diversos estudos e culturas como cafeeiro

(MEDEIROS et al, 2008), de pimentão (DUARTE, 2006), de rabanetes (DANTAS et al, 2014), de melancia (REGO et al., 2005), e de copaíba (AUGUSTO et al, 2003).

O método de escoamento superficial fundamenta-se na depuração da matéria orgânica da água residuária em uma rampa constituída por solo argiloso e por vegetação com declividade de 1 a 4% e comprimento de 30 a 45 metros (BERTONCINI, 2008). Para aplicação do efluente no solo é realizado o método superficial com lançamento do topo da rampa por meio de tubulações perfuradas (BERTONCINI, 2008) ou aspersores (CORAUCCI FILHO et al, 1999). Enquanto a água residuária desloca-se na rampa, é presumido que 25% do efluente evapotranspira, 10% evapora, 10% infiltra no solo e o excedente (55%) é coletado em canaletas, localizados no inferior da rampa (BERTONCINI, 2008).

Para Smith e Schroeder (1985), a remoção de matéria orgânica do efluente primário, efluente bruto depois da decantação, pode ser realizada em duas etapas, por efeito do comprimento da rampa e da taxa de aplicação. A primeira etapa consiste na maior retirada da matéria orgânica sedimentável ocorrido nos primeiros metros da rampa, e a última etapa, o material orgânico coloidal e solúvel é degradado pela ação bacteriana, adsorvido na matriz do solo e absorvido pela biomassa.

Água residuária doméstica (DANTAS et al, 2014), água residuária de suinocultura (SMANHOTTO et al, 2010), vinhaça (BARROS et al, 2010; LYRA, 2008) e lixiviado de aterro sanitário (ALARIBE; AGAMUTHU, 2016) são efluentes que podem ser tratados por meio desta técnica via solo.

2.6 Biodegradação de efluentes no solo

Primeiramente, para se compreender a biodegradação de efluentes no solo é fundamental conhecer este compartimento natural de grande importância para a vida na Terra. Segundo a NBR 6502 (ABNT, 1995), o solo é produto da decomposição das rochas causadas pelos agentes físicos ou químicos, contendo ou não matéria orgânica.

A matéria orgânica é composta por substâncias lábeis, ou seja, biologicamente assimiláveis, e por compostos inertes, quimicamente refratários. A degradação de matéria orgânica é um processo que reduz os compostos de alto peso molecular a compostos de baixo peso molecular, até a conversão de substratos orgânicos em compostos inorgânicos, por meio da atuação enzimática (MUNIZ, 1998).

As enzimas produzidas pelos microrganismos quebram as ligações químicas dos tecidos vegetais presentes na serapilheira, que é o principal responsável pela geração da matéria orgânica do solo nos ecossistemas naturais. Os compostos orgânicos liberados da decomposição serão incorporados ao húmus, o qual, por sua vez, é decomposto gradualmente até a mineralização final, resultando em constituintes minerais, CO₂ e água (PREVIATI et al., 2012).

O solo é um habitat diversificado constituído por comunidades biológicas complexas (PREVIATI et al., 2012). Os aspectos físicos e químicos do solo são influenciados pelos processos bióticos, ressaltando a significância dos microrganismos e seus processos no funcionamento e equilíbrio de ecossistemas. Entre os atributos microbiológicos e bioquímicos como indicadores de qualidade do solo podem-se destacar a densidade total de bactérias, fungos, solubilizadores de fosfato, biomassa microbiana e a atividade de microrganismos heterotróficos. Os microrganismos participam diretamente dos ciclos dos nutrientes no solo e, associada à quantificação de bactérias e fungos totais, a análise de certos grupos microbianos refletem o modo de ocorrência dos processos bioquímicos (SILVEIRA; MELLONI; PEREIRA, 2004).

A microbiota do solo é caracterizada pela abundância e diversidade, sendo em maior intensidade nos primeiros centímetros da superfície do solo, e reduz com a profundidade (PREVIATI et al., 2012). Uma vez que grande parte da microbiota do solo é aeróbia, isto é, tem como receptor final de elétrons o oxigênio, a aeração é um fator crítico para a densidade de microrganismos e seus processos metabólicos. O oxigênio é o mais poderoso oxidante usado pelos sistemas biológicos, visto que age fortemente no potencial de oxi-redução bem como nos processos bioquímicos associados (SIQUEIRA et al., 1994). De acordo com Tiedje et al. (1984), potenciais de oxi-redução entre +600 e +300 mV, comum em condições aeróbias, beneficiam os microrganismos heterotróficos e a mineralização.

Na superfície da camada de cobertura de um aterro sanitário, o O₂ deve ser suficiente para manter essa condição, no qual o carbono orgânico se transformará em CO₂, o nitrogênio orgânico em NO₃, o hidrogênio a H₂O, o fósforo em PO₄⁻² e o enxofre a SO₄⁻². Além desses subprodutos, ocorre elevação de temperatura do meio (ARAÚJO et al., 2010).

Além da microbiota decompositora, a degradação no solo é influenciada pelo clima, tipo de solo e vegetação. Neste compartimento ambiental, a decomposição inicial de material lábil ocorre rapidamente, entretanto materiais refratários levam mais tempo para serem degradados. Essa “lentidão” pode ser atribuída à adsorção, à estabilização de metabólitos e à redução da taxa de biomassa no solo (TAUK, 1990).

Os solos tropicais, como do Brasil, diferem por apresentarem propriedades peculiares como agregação de partículas finas, cimentação natural, e alta porosidade. Um estudo realizado no sudeste brasileiro avaliou as variações das características físicas e químicas do lixiviado após a percolação em dois solos dessa região, e obteve a concentração de DQO elevada, solo laterítico (com capacidade maior de adsorção de metais pesados tais como chumbo, zinco, níquel e cobalto em relação ao outro solo tropical não laterítico), e ambos os solos adsorveram cromo e ferro, e desorveram manganês e cobre (MIGUEL et al., 2012).

As propriedades do solo, como teor argila, pH, matéria orgânica agem como fatores ambientais na decomposição (TAUK, 1990). As propriedades mais relevantes do solo para sua utilização e disposição, segundo Iwai (2005), são: capacidade de troca iônica, capacidade tampão e filtrabilidade do solo.

A capacidade de troca iônica, que corresponde a capacidade dos grupos funcionais de superfícies dos componentes do solo de se ligarem aos íons e moléculas polarizadas de modo reversível, desempenha uma importante função em liberar gradualmente diversos nutrientes, beneficiando a manutenção da fertilidade por um período prolongado. Argilas minerais, substâncias húmicas e óxidos de ferro e alumínio são os principais componentes da fração mineral dos solos sob condições tropicais (RONQUIM, 2010; BORTOLUZZI et al., 2009).

De acordo com Iwai (2005), o solo retém os íons metálicos, muitas vezes derivados de resíduos orgânicos industriais ou urbanos além de efluentes, em função da sua capacidade de troca iônica. Sabe-se que os metais pesados, em elevadas concentrações, podem causar efeitos deletérios em diversas formas de vida (LEYVAL; TURNAU; HASELWANDTER, 1997; SIQUEIRA; POUYÚ; MOREIRA, 1999). Alguns estudos apontam efeitos tóxicos significativos sobre a população microbiana do solo (BROOKES, 1995; DIAS-JÚNIOR et al., 1998).

O desenvolvimento da microbiota do solo pode agir na sua remediação, em casos de contaminação por metais pesados, através de processos de imobilização, mobilização e transformação de metais por reações de precipitação extracelular, acumulação intracelular, reações de oxidação e redução, metilação e demetilação, ligação extracelular e complexação (DIAS-JÚNIOR et al., 1998). Por serem sensíveis aos metais pesados e aos outros interferentes ao sistema, podem desempenhar como indicador de mudanças no solo (SILVEIRA; MELLONI; PEREIRA, 2004), sendo relevante no monitoramento da poluição (BROOKES, 1995). Muitos fungos e bactérias produzem diversos compostos ligantes de metais, como por exemplo ácidos orgânicos simples, álcoois e macromoléculas, polissacarídeos, ácidos húmicos e fúlvico (SAYER; GADD, 2001).

Solos que apresentam maior capacidade de troca catiônica (CTC) e/ou mais ricos em matéria orgânica possuem maior poder de tamponamento do solo, o qual representa capacidade de manter o pH do solo constante (RONQUIM, 2010). Diversos estudos revelam a atuação dessa capacidade tampão na alteração dos níveis críticos de nutrientes na planta e no solo (ALVAREZ et al., 2000).

A umidade do solo é um fator crucial no processo biodegradativo, uma vez que a atividade microbiana depende da disponibilidade de água no solo (JACQUES et al., 2007), podendo restringir o movimento das bactérias para novos locais de nutrientes ou limitar o metabolismo de colônias por meio da deficiência de nutrientes. Inúmeros processos biológicos são potencializados na faixa de umidade entre 50 e 70% da capacidade de campo (SIQUEIRA et al., 1994).

Alterações de temperatura podem influenciar no transporte dos contaminantes, acarretando mudanças na permeabilidade, na velocidade dos processos de transferência e na solubilidade de substâncias, bem como promover a ocorrência de reações que não se realiza a temperatura ambiente (FERREIRA, 2006). A solubilidade de muitos sais, como $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ e NaCl , aumentam com a temperatura disponível, entretanto quando a temperatura eleva outros componentes do lixiviado como CaCO_3 e CaSO_4 diminuem a sua solubilidade no meio (CHRISTENSEN; JENSEN; CHRISTENSEN, 1996). Temperaturas elevadas reduzem a concentração de oxigênio dissolvido, conseqüentemente, afetam a velocidade do processo de degradação. Próximo da camada de cobertura final de aterros sanitários, a temperatura dos resíduos sólidos varia de acordo com as mudanças sazonais (FERREIRA, 2006).

Ajwa e Tabatabai (1994) ratificaram que a degradação de resíduos orgânicos no solo não depende apenas dos aspectos do solo e do clima, como também fatores relativos aos resíduos. Foi observado, em biossólidos, que as propriedades do resíduo e outros fatores como temperatura e umidade, em relação ao tipo do solo, são determinantes para a taxa de degradação (SOMMERS; NELSON; SILVIERA, 1979). A incorporação do lixiviado de resíduos sólidos, como acontece na recirculação, pode influenciar nos processos biodegradativos (MARTINS-FRANCHETTI; MUNIZ, 2002).

2.7 Método respirométrico – Respirometria de Bartha

A técnica de respirometria tem como objetivo avaliar o processo de degradação de substâncias orgânicas adicionadas ao solo baseando-se na produção de CO_2 . O método

consiste na aferição da quantidade de gás carbônico gerado pelas atividades dos microrganismos aeróbios no processo de respiração, sob condições controladas, desse modo, pode-se prever a velocidade de degradação completa de resíduos no solo, o tempo de estabilização dos compostos orgânicos e uma provável toxicidade do resíduo (CAMARGO et al., 2009).

De modo geral, tal método analisa a mineralização dos poluentes, ou seja, a sua transformação em CO₂, água e biomassa. Também é possível incluir as taxas de degradação correspondentes à extinção do poluente, confirmando o processo de degradação (ALMEIDA et al., 2013).

Interferências podem ocorrer na medição de CO₂, como oxidação de substâncias inorgânicas, que consomem oxigênio; atuação das bactérias nitrificantes que aproveitam o dióxido de carbono dissolvido como fonte de carbono para produção de biomassa; ação das bactérias autotróficas que usam o ferro e o enxofre para aquisição de energia, e o CO₂ ou o carbonato como fonte de carbono (COSTA, 2009).

A respirometria de Bartha e Pramer é um dos métodos respirométrico que mais se tem utilizado em estudos de degradação de poluentes em solo. Consiste na absorção de dióxido de carbono por uma solução salina, geralmente hidróxido de potássio ou hidróxido de sódio, que ao ser adicionado o cloreto de bário, ocorre a precipitação do carbonato de bário. Essa mistura é titulada com solução de ácido clorídrico para verificar a produção de CO₂ produzido durante o ensaio respirométrico (COSTA, 2009).

A degradação de efluentes complexos, como vinhaça, lixiviados de resíduos sólidos e efluentes industriais, pode ser avaliada através do método de Bartha.

A vinhaça é um resíduo com elevadas concentrações de nitrato, potássio e matéria orgânica (SILVA; GRIEBELER; BORGES, 2007), que pode se tornar uma fonte de poluição quando destinada de forma inadequada. Em estudo de Almeida et al. (2013), foram constatadas consideráveis taxas de biodegradação de vinhaça. Em solos argilosos em relação aos arenosos, demonstraram maior capacidade de campo, retenção de microrganismos e matéria orgânica, apresentando eficiência de biodegradação maior que 30%.

Estudo de decomposição de lodo de esgoto e de composto de lodo de esgoto em nitossolo háplico de textura argilosa demonstrou que a taxa de decomposição do composto foi menor quando comparado ao lodo, provavelmente pela natureza húmica do composto. As doses utilizadas no ensaio realizado somente com lodo de esgoto foram 5, 10, 15 e 20 vezes maiores que a dose agrícola recomendada, dentre estas apenas a maior dose de lodo ficou

próxima ao valor mínimo de 30% de degradação do carbono orgânico de lodos biológicos definido pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (MORETTI; BERTONCINI; ABREU JUNIOR, 2015).

O lodo acumulado nos decantadores de Estação de Tratamento de Água (ETA) foi analisado por Guerra e Angelis (2005). Este resíduo foi adicionado ao solo usado na cobertura das células de um aterro sanitário de Rio Claro (SP) e constatou-se que, apesar de ser classificado como resíduos não-inertes, não afetou o processo de biodegradação da matéria orgânica existente, sugerindo a possibilidade da disposição final do lodo de ETA em aterro sanitário.

Em estudo comparativo de biodegradação de lixiviado de resíduo sólido e de tal resíduo associado a uma substância tóxica (cloreto de mercúrio) em Latossolo Vermelho foi verificado que a produção média de CO₂ em tratamento com lixiviado bruto foi cerca de 181 mg.50g⁻¹ de solo, enquanto que a produção média de CO₂ em tratamento com lixiviado bruto combinado com o mercúrio foi aproximadamente 69 mg.50 g⁻¹ de solo, revelando que os microrganismos do lixiviado foram, possivelmente, afetados pelo metal pesado, o que impediria o uso de biorremediação em solos contaminados por lixiviado com elevada toxicidade (COSTA, 2009). Pesquisas de biodegradação de lixiviado utilizando o método de Bartha são escassas na literatura.

Campos (2008) investigou a biodegradação de blendas poliméricas de polipropileno (PP)/poli(ε-caprolactona) (PCL), poli (cloreto de vinila) (PVC)/PCL, poli (álcool vinílico) (PVA)/PCL e PVA/PVC empregando microrganismos do solo e de lixiviado, e constatou que o PVA contribui na biodegradação do PVC, entretanto o PVC dificultou a degradação imediata do PVA. Foi observado o mesmo resultado na blenda de PVC/PCL, no qual o PCL favoreceu a biodegradação do PVC. No geral, a biodegradação das blendas em solo foi oxidativa. Quanto ao uso de lixiviado, houve erosão superficial e redução da biodegradação, em virtude da alteração no sistema microbiana.

A biodegradação de hidrocarbonetos derivados do petróleo em ambiente terrestre tem sido estudado por alguns pesquisadores (BALBA; AL-AWADHI; AL-DAHER, 1998; CONEGLIAN et al., 2006; RODRIGUES, 2011). Uma destas pesquisas isolou microrganismos a partir de solos de horta e de manguezal, que apresentaram potencial de biodegradabilidade desse material. Um de seus ensaios foram feitos em solos argilosos e arenosos, e foi detectado uma taxa maior de biodegradação dos hidrocarbonetos em solos arenosos, por causa da maior quantidade de espaço poroso preenchido por oxigênio, o que favorece a biodegradabilidade (PEDROTI, 2007).

A atividade microbiana do solo arenoso e argiloso foi estudada por Rego (2013) com aplicação de ametrina, herbicida muito utilizado em culturas de cana-de-açúcar, associado ao biofertilizante comercial Microgeo. A produção de CO₂ foi maior em solo arenoso em relação ao solo argiloso, em tratamentos com emprego nas concentrações 8 µg/L ou 12 µg/L de ametrina acrescido de 10% de biofertilizante. A ametrina apresentou uma biodegradação lenta e o biofertilizante estudado não favoreceu nesse processo, porém beneficiou a atividade microbiana.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Neste terceiro item, foi descrito o local onde foram coletadas as amostras de solo e lixiviado, explanou-se sobre a metodologia dos experimentos realizados para análise da biodegradação do lixiviado no solo de aterro sanitário, que consistiram em duas etapas, bem como sobre a determinação das taxas de aplicação superficial de lixiviado no solo.

3.1 Local de coleta

A área, onde foram coletadas as amostras para desenvolvimento do estudo, encontra-se no município de Jaboatão dos Guararapes, especificamente nas coordenadas 08°09'56'' de latitude sul e 34°58'45'' de longitude oeste, em uma região de transição entre os climas Ams' e As', de acordo com a classificação de Köppen, apresentando um clima tropical quente e úmido, com temperatura média anual de 25,5°C, tendo média máxima de 26,6°C entre os meses de janeiro e fevereiro e média mínima de 23,9°C em agosto. A precipitação média anual fica acima de 1.500 mm, ocorrendo o período chuvoso entre março e agosto (PFALTZGRAFF, 1996; SOUZA et al., 2008).

O aterro sanitário (Figura 1) é constituído de uma única célula com área de 80 hectares e capacidade para disposição final de 10,5 milhões de toneladas de resíduos, os quais são aterrados em camadas e cobertas com material inerte. São recebidos, aproximadamente, 600 toneladas de resíduos sólidos diariamente provindos dos municípios de Jaboatão dos Guararapes, Cabo de Santo Agostinho, Paulista, Moreno e Recife.

Este aterro sanitário possui redes de drenagem de lixiviado, de biogás e de águas pluviais, os quais têm destinos certos. O lixiviado, com vazão média de 12 m³.h⁻¹, é tratado utilizando a nanofiltração, tecnologia de filtração por membranas que assegura qualidade no permeado. Já o biogás capturado, atualmente, é queimado pelo flare, com intuito de diminuir o impacto sobre a atmosfera, entretanto o projeto de uma unidade de aproveitamento energético de biogás já se encontra em implementação. As águas pluviais acumuladas são enviadas para reservatórios para posterior reutilização na empresa.

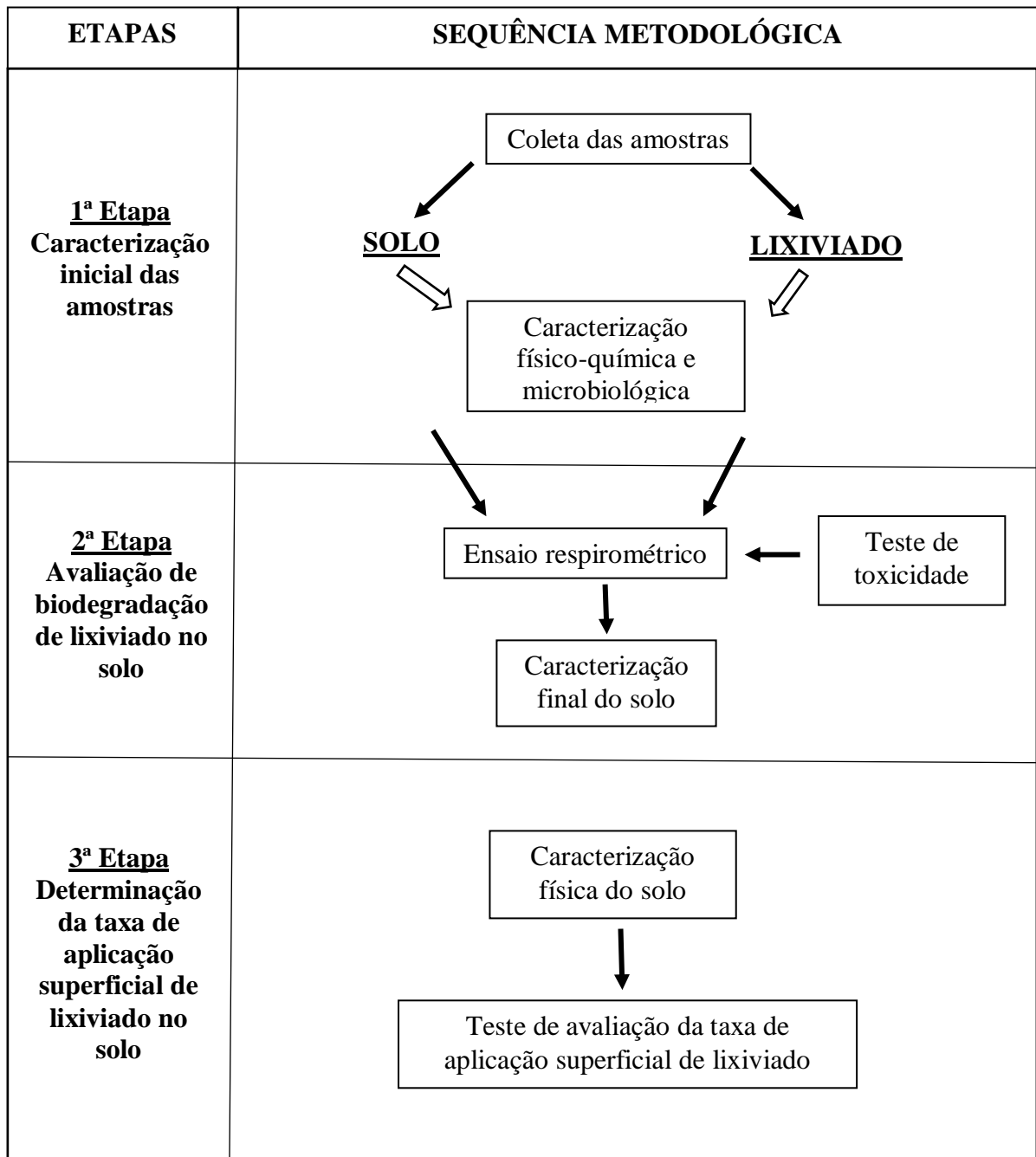
Figura 1 - Área do aterro sanitário em estudo situado no município de Jaboatão dos Guararapes



Fonte: Google (2016)

Os experimentos desenvolvidos neste trabalho foram divididos em três etapas, como está apresentado no fluxograma da Figura 2. Na primeira etapa, foram realizadas coletas de solo e lixiviado, assim como suas caracterizações iniciais. Na segunda etapa, analisou-se a respirometria e teste de toxicidade com fotobactérias. O teste respirométrico foi baseado no método de Bartha, cujas amostras de solo utilizadas neste teste foram analisadas quanto a seus atributos químicos e microbiológicos. Na última etapa, foi avaliada a taxa de aplicação superficial de lixiviado em solo e sua eficiência, verificada por meio da perda de lixiviado por evaporação.

Figura 2 - Roteiro metodológico utilizado na pesquisa.



3.2 1ª etapa – Caracterização inicial das amostras

Com intuito de verificar o comportamento da microbiota assim como os benefícios e/ou passivos que agregaram ao solo após o tratamento com lixiviado, foi caracterizado, nos

aspectos físico-químicos e microbiológicos, o solo *in natura*. Também foram analisadas as características físico-químicas e microbiológica do lixiviado.

3.2.1 Coleta das amostras

3.2.1.1 Coleta do solo

A coleta foi realizada em agosto e setembro de 2015 no aterro sanitário em estudo. O solo foi adquirido na jazida utilizada para construção dos taludes e das camadas de cobertura intermediária do aterro.

Para amostras deformadas, com auxílio de um trado holandês, retirou-se em cinco pontos distintos dispostos em ziguezague de uma área ausente de vegetação, nos primeiros 15 cm de profundidade da superfície da jazida. As amostras de solo foram misturadas em um recipiente para compor uma amostra composta, sendo acondicionadas em sacos plásticos, devidamente identificados.

Para amostras indeformadas, foram utilizados anéis volumétricos de 90,4 cm³ para a coleta de solo feita no mesmo local onde foram retiradas as amostras deformadas, observando a mesma profundidade de 15 cm. Esses procedimentos de amostragem do solo foram realizados conforme a NBR 14.283 (ABNT, 1999).

3.2.1.2 Coleta do lixiviado

A coleta de lixiviado ocorreu de outubro de 2015 a abril de 2016. O ponto de amostragem foi localizado no vertedor de Thompson, onde se inicia o tratamento desse efluente.

3.2.2 Caracterização física do solo

Para realizar as análises físicas do solo foi necessário obter amostras de terra fina seca ao ar – TFSA, a partir da secagem à temperatura ambiente, desagregação dos torrões e peneiramento em malha de 2,0 mm. Os ensaios foram realizados no Laboratório de Geotecnia Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) assim como nos Laboratórios de Manejo e Conservação do Solo, e de Física do Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

As características físicas do solo analisadas foram densidade global, densidade aparente, umidade residual, capacidade de campo, determinados de acordo com a NBR 14.283, e granulometria, segundo a metodologia da Embrapa (2011). A densidade global foi determinada por meio de amostras indeformadas, tendo a massa (m_1) e volume do anel volumétrico (V) aferidos, as quais foram secos em estufa a 105°C por 24 horas e posteriormente pesadas (m_2). A Equação 1 usada para o cálculo da densidade global segue abaixo:

$$pg = \frac{m_2 - m_1}{V} \quad (1)$$

Em que:

pg = densidade global, em g.cm^{-3}

m_i = massa, em g

V = volume do anel, em cm^3

Para calcular a densidade aparente, umidade residual e capacidade de campo foram necessárias amostras deformadas. Para isso, confeccionou-se um anel volumétrico com o fundo coberto por papel de filtro, o qual foi saturado em água e drenado o excesso para obter a m_3 . Em seguida, foi levado para a estufa a 105°C até secar o conjunto, adquirindo outra massa (m_4). A próxima etapa foi preencher o anel com amostras TFSA, que foram compactadas com dez batidas. Completada, o anel foi pesado (m_5) e seco em estufa a 105°C por 24 horas, posteriormente, o conjunto com amostra foi pesado novamente (m_6). Com essas medidas foram determinadas A (Equação 2) e Ur (Equação 3) a partir das seguintes equações:

$$A = \frac{m_6 - m_4}{V} \quad (2)$$

$$Ur = \frac{m_5 - m_6}{m_6 - m_4} \times 100 \quad (3)$$

Em que:

A = densidade aparente, em g.cm^{-3}

Ur = umidade residual, em g de água.100g⁻¹ de solo seco

m_i = massa, em g

V = volume do anel, em cm^3

O conjunto com amostra seca foi imerso em um recipiente com água, saturando-o por capilaridade, e drenando o excesso logo após. A massa da amostra saturada (m_7) foi determinada para a obtenção da capacidade de campo, por meio da Equação 4:

$$CC = \frac{(m_7 - m_6) - (m_3 - m_4)}{m_6 - m_4} \quad (4)$$

Em que:

CC = capacidade de campo, em g de água.100g⁻¹ de solo seco

m_i = massa, em g

3.2.3 Caracterização química do solo

Os parâmetros das análises químicas do solo e seus respectivos métodos foram: pH, pelo método potenciométrico, usando a relação solo:água (1:2,5) (VETTORI, 1969); fósforo, pelo método colorimétrico, reduzido pelo ácido ascórbico, extraído com solução de duplo ácido (HCl 0,05 N + H₂SO₄ 0,025 N) (VETTORI, 1969); potássio, sódio, zinco, cobre, ferro, manganês, magnésio, pelo método espectrofotométrico de absorção atômica, extraído com solução de duplo ácido (HCl 0,05 N + H₂SO₄ 0,025 N); cálcio, pelo método espectrofotométrico de absorção atômica, utilizando cloreto de estrôncio e extraído com solução de duplo ácido (HCl 0,05 N + H₂SO₄ 0,025 N); acidez potencial (H + Al), pelo método volumétrico, extraído com solução de acetato de cálcio 1 N a pH 7 e titulado com hidróxido de sódio (EMBRAPA, 1979 a); alumínio trocável (H), pelo método volumétrico, e extraído com solução de cloreto de potássio 1N e titulado com hidróxido de sódio 0,025 N (EMBRAPA, 1979 a); Soma de bases (SB), obtido pela expressão Ca + Mg + K + Na (EMBRAPA, 1979 a); Capacidade de Troca de Cátions (CTC), determinado pela soma de SB + (H + Al) (EMBRAPA, 1979 a); percentagem de saturação por bases (V), definida pela expressão 100 SB / CTC (EMBRAPA, 1979 a); carbono (C), pelo método colorimétrico, por meio da oxidação pelo dicromato de sódio + ácido sulfúrico (QUAGGIO; RAIJ, 1979); matéria orgânica, obtida pela expressão C x 1,724 (EMBRAPA, 1979 a). Todas essas análises químicas do solo foram realizadas no laboratório Labfert.

3.2.4 Caracterização físico-química do lixiviado

Para a determinação da demanda química de oxigênio (DQO), parâmetro que indica a quantidade equivalente de oxigênio consumido durante o processo de oxidação química da matéria orgânica presente no efluente analisado (SALAZAR; PEIXOTO; IZÁRIO FILHO, 2010), foi empregado o método colorimétrico (APHA, 1999), utilizando bloco digestor WTW CR 2200 a $150 \pm 2^\circ\text{C}$ e espectrofotômetro Merck na região 620 nm.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO), parâmetro que informa a degradação da matéria orgânica por meio dos microrganismos, foi analisada através do método de Oxi-top (WTW), o qual se baseou no resultado da DQO para determinar a quantidade de amostra a ser inserida na garrafa. Como a DQO ficou no intervalo entre 0 – 4.000 mg.L⁻¹, foi adicionado 22,7 mL de lixiviado, assim como 1 gota de inibidor de nitrificação (NTH 600), duas lentilhas de hidróxido de sódio em uma cesta de borracha. Foi mantida em agitação com auxílio do agitador magnético durante a incubação por cinco dias a $\pm 20^\circ\text{C}$.

O carbono orgânico total (COT) foi analisado através do uso do kit TOC 50-800 mg.L⁻¹ Spectroquant® (114879) da Merck Millipore. Em um tubo com tampa roscada, foram adicionados 1 mL de amostra de lixiviado diluído a 1/10; 9 mL de água destilada; e duas gotas do reagente TOC-1K. A mistura deve ter o pH inferior a 2,5, a qual foi ajustada com ácido sulfúrico. A mistura foi agitada, cuidadosamente, durante 10 minutos. Foi utilizada 3 mL desta amostra agitada e adicionada uma medida de microcolher do reagente TOC-2K no tubo, o qual foi fechado com uma tampa de alumínio, visto que foi colocado em posição invertida no termoreator a 120°C , deixado por duas horas. Após esse período, o tubo foi resfriado por 1 hora mantido na mesma posição invertida, e desvirada no momento da aferição no fotômetro.

As análises de DQO, DBO e COT foram realizadas no Laboratório de Controle de Qualidade da Água/Departamento de Engenharia Química/UFPE.

A determinação do nitrogênio total foi realizada pelo método de digestão com persulfato, seguindo o procedimento da Hexis Científica. Já o nitrogênio amoniacal foi determinado com auxílio de um eletrodo de íon seletivo (Oakton). Para realização deste teste foi elaborada uma curva de calibração com níveis de concentrações de 10 ppm, 50 ppm, 100 ppm e 1000 ppm de amônia, e feita a leitura adicionando 1 mL de solução ISA (NaOH 10 M).

Para análise do fósforo foi utilizado o método molibdonato com digestão de persulfato ácido, procedimento adaptado da Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW) (APHA, 1999).

Os metais pesados avaliados foram: ferro total, zinco, manganês, cromo total, chumbo, níquel e cobre. Todos, exceto o cobre, foram feitos pelo método colorimétrico da Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW) (APHA, 1999), fazendo uso do espectrofotômetro Thermo científica, Orion aquamate 7000 e do aparelho Digesdahl® Hach, que realizou a digestão das amostras. A determinação do cobre foi realizada pelo método 8506 (*Bicinchoninate Method*), adaptado de Nakano e Yakugaku (1962), equivalente ao método 8506 USEPA (Environmental Protection Agency) para água residuária (HACH, s.d). Foram realizados no laboratório da Estação de Tratamento de Efluente Lógica Ambiental.

Os sólidos totais do lixiviado foram avaliadas seguindo a metodologia da NBR 10664 (ABNT, 1989). Utilizou-se cápsula de porcelana de capacidade para 100 mL, a qual foi calcinada em mufla a 550°C, sem amostra, em seguida resfriada no dessecador e pesada (P_1). Nela foi adicionado 100 mL de lixiviado, usando uma proveta, e levada ao banho-maria e à estufa a 105°C para evaporação completa da água contida na amostra, obtendo o segundo peso (P_2). Depois de resfriada no dessecador, foi encaminhada a mufla, permanecendo por uma hora, e posteriormente pesada (P_3). A partir dos dados adquiridos, pode-se calcular sólidos totais e suas frações, com os seguintes cálculos (Equações 5, 6 e 7):

$$mg \text{ de sólidos totais/L} = \frac{(P_2 - P_1)}{V} \times 1000 \quad (5)$$

$$mg \text{ de sólidos totais fixos/L} = \frac{(P_3 - P_1)}{V} \times 1000 \quad (6)$$

$$mg \text{ de sólidos totais voláteis/L} = \frac{(P_2 - P_3)}{V} \times 1000 \quad (7)$$

Em que:

V = volume da amostra, em L

P_i = peso, em mg

3.2.5 Caracterização microbiológica do solo e do lixiviado

O estudo da microbiota do solo e do lixiviado foi realizada no Laboratório de Fitobacteriologia da UFRPE. A quantificação de bactérias heterotróficas e de fungos se deu pela contagem de Unidades Formadoras de Colônia por grama de solo (UFC.g de solo⁻¹). O levantamento dessas colônias foi realizado tanto em amostras de solo quanto nas de lixiviado, visando conhecer o aspecto quantitativo desses microrganismos; bem como na mistura do solo com o lixiviado após o ensaio respirométrico, fazendo a comparação com os dados obtidos anteriormente no solo *in natura*, com intuito de verificar o comportamento dos microrganismos após a aplicação do lixiviado.

Por ser amplamente empregado em estudos com bactérias heterotróficas (WISBECK et al., 2011; BARBOSA et al., 2012; LIMA et al., 2014), o meio de cultura adotado foi o Plate Count Agar (PCA), composto por 5 g de triptona, 2,5 g de extrato de levedura, 1 g de dextrose e 15 g de ágar, para um litro de água destilada, com pH $7,0 \pm 0,2$ (APHA, 1999).

A suspensão do solo, que é usada na primeira diluição, é feita com 1 g de solo em 100 mL de água estéril. As diluições subsequentes consistiram em 1 mL da solução anterior com 9 mL de água em tubos de ensaio, até a diluição 10^{-12} . Nas diluições 10^{-6} a 10^{-12} , foi transferido 0,1 mL para a placa petri com o meio de cultura selecionado, espalhando com a alça de Drigalski, feitas em triplicatas. A incubação das placas foi a 35°C durante 48 horas. O mesmo procedimento foi realizado com o lixiviado.

Para a quantificação dos fungos, seguiu-se a mesma metodologia de diluição e suspensão aplicada às bactérias, porém diluindo até 10^{-6} e utilizando o meio de Batata Dextrose Agar (BDA), incubando as placas a 22-25°C por 5 dias (MENEZES; ASSIS, 2004).

O número de UFC foi calculado por meio dos dados do fator de diluição, e do número de colônias. No caso das amostras do solo, como foi feita a suspensão em 100 mL de água, deve ser também considerada essa proporção de solo/água.

3.3 2ª etapa – Avaliação da biodegradação de lixiviado no solo

Nesta etapa, realizou-se a determinação das taxas de aplicação do lixiviado para fazer os testes de toxicidade com fotobactérias. A partir dos resultados deste teste, foi feito o ensaio respirométrico, que após este, analisou-se as características do solo utilizado nos respirômetros.

3.3.1 Determinação das taxas de aplicação do lixiviado

Para realização do ensaio de toxicidade aguda, foi necessário escolher no mínimo quatro taxas de aplicação. Para isso preparou-se um extrato solubilizado da mistura de amostras de solo e de lixiviado. A quantidade foi definida de acordo com a capacidade de campo do solo estudado, ficando entre 50% e 65%, intervalo de quantidade de água indicada pela norma para a operação dos respirômetros (Tabela 3).

Tabela 3 – Quantidade de lixiviado utilizado na determinação das taxas de aplicação do lixiviado

Referência	Volume de lixiviado em 25g de solo
50% da capacidade de campo do solo	3,7 mL
55% da capacidade de campo do solo	4,2 mL
60% da capacidade de campo do solo	4,7 mL
65% da capacidade de campo do solo	5,2 mL

O solubilizado foi obtido a partir de 25 g da mistura de solo e lixiviado de cada taxa de aplicação, deixando-as em repouso durante 22 horas à temperatura ambiente. Após esse período, foram colocadas as misturas em frascos erlenmeyer, separadamente, adicionando 100 mL de água deionizada, mantido sob agitação por 22 horas em shaker (Marconi, MA-420). Em etapa posterior, foram deixadas em repouso por 30 minutos para pipetar o sobrenadante e centrifugar por 20 minutos a 3.000 rpm, em seguida foram filtradas em membrana de 0,45 µ. O filtrado foi encaminhado para o teste de toxicidade aguda, realizado no Laboratório Professor Aducto da Silva Teixeira, localizado na Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH).

3.3.2 Ensaios de toxicidade com *Aliivibrio fischeri*

O organismo teste utilizado foi a fotobactéria marinha *Aliivibrio fischeri*, que através do decréscimo da sua luminescência, quando em contato com o efluente analisado, pode indicar o nível de toxicidade das amostras avaliadas. A metodologia seguida foi de acordo com a NBR 15.411-1 (ABNT, 2012).

O fator de toxicidade (FT) é a maior concentração da amostra em uma série de diluição na qual não há inibição do organismo teste (ABNT, 2012). Desse modo, foi possível

identificar a quantidade de lixiviado a ser utilizada nos tratamentos do teste respirométrico. As amostras com mistura solo/lixiviado efetuadas nas faixas de capacidade de campo do solo entre 60% e 65% não apresentaram toxicidade, como pode ser verificado na Tabela 4.

Tabela 4 – Fatores de toxicidade das amostras de solo/lixiviado analisadas pelo teste de toxicidade aguda

Referência	Fator de toxicidade para <i>Vibrio fischeri</i>
50% da capacidade de campo do solo	8
55% da capacidade de campo do solo	4
60% da capacidade de campo do solo	1
65% da capacidade de campo do solo	1

Antes do ensaio de toxicidade, foi ajustado o pH, por meio de ácido clorídrico e hidróxido de sódio para permanecer na faixa de 6,0 a 8,5, e a salinidade da amostra, deixando-a em concentração de 2%. Foi necessário também centrifugar, uma vez que o lixiviado possui alta turbidez.

A diluição foi feita com solução salina de cloreto de sódio a 2%, distribuído na quantidade de 1,5 mL em cada cubeta. Nas amostras de capacidade de campo de 50% e de 55% foram feitas nove diluições, e as de capacidade de campo de 60% e de 65% foram, respectivamente, três e seis, todas em duplicatas. As fotobactérias foram descongeladas e incubadas em 0,5 mL com solução de reconstituição por 15 minutos a 15°C. Em intervalo de 15 segundos, acrescentou-se 0,5 mL da solução da bactéria nas cubetas de ensaio e esperou-se mais 15 minutos. Após esse período de condicionamento, iniciou-se as aferições da intensidade de luminescência da suspensão ensaio (I_0) com intervalos de 15 segundos, e posteriormente foi adicionado 0,5 mL das amostras diluídas. Depois do tempo de contato com as amostras, cerca de 30 minutos, registrou-se a leitura final do teste (I_{ct}). Para analisar o efeito inibitório sobre a bactéria, foi preciso determinar o fator de correção (f_{ct}), a partir da Equação 8:

$$f_{ct} = \frac{I_{ct}}{I_0} \quad (8)$$

Em que:

f_{ct} = fator de correção para o tempo de contato

I_{ct} = intensidade da luminescência do controle após o tempo de contato, em unidades de luminescência relativa

I_0 = intensidade de luminescência da suspensão-ensaio de controle antes da adição do diluente, em unidades de luminescência relativa

O I_0 corrigido (I_{0ct}) foi preciso para dar continuidade aos cálculos, o qual foi determinado por meio da Equação 9 abaixo:

$$I_{0ct} = I_0 \times \bar{f}_{ct} \quad (9)$$

Em que:

I_{0ct} = valor corrigido de I_0 para cubetas das amostras-ensaio antes da adição da amostra

\bar{f}_{ct} = média de f_{ct}

Por sua vez, o efeito inibitório foi calculado utilizando a Equação 10:

$$E_{it} = \frac{I_{0ct} - I_{et}}{I_{0ct} \times 100} \quad (10)$$

Em que:

E_{it} = efeito inibitório de uma amostra-ensaio após o tempo de contato, em porcentagem

I_{et} = intensidade da luminescência da amostra-ensaio após o tempo de contato, em unidade de luminescência relativa

Para calcular a relação concentração-efeito para cada nível de diluição foi usado análise padronizada de regressão linear (Equação 12). Para isso, foi preciso determinar antes o valor de gama das amostras após o período de exposição de 30 minutos, através da Equação 11.

$$\Gamma_t = \frac{\bar{E}_{it}}{(100 - \bar{E}_{it})} \quad (11)$$

Em que:

Γ_t = gama das amostras-ensaio após o tempo de contato

\bar{E}_{it} = média de E_{it}

$$\log ct = b \times \log \Gamma_t + \log a \quad (12)$$

Em que:

ct = concentração percentual da amostra em cada diluição

b = valor de inclinação da reta da regressão linear

$\log a$ = valor da intercessão da reta da regressão linear

O valor de gama igual a 1 ($\Gamma_t = 1,00$) indica a concentração efetiva do agente tóxico que provoca 50% de redução na luminescência do organismo teste (CE50). Com base no valor de CE50, pode-se calcular o valor das unidades tóxicas de acordo com a Equação 13:

$$UT = \frac{400}{CE50} \quad (13)$$

Em que:

UT = valor das unidades tóxicas.

O gráfico di-log $UT = f$ (faixa de aplicação) deve ser feito para identificar a taxa mínima de aplicação que corresponde ao ponto de interseção de $UT = 20$ com a reta. A taxa mínima encontrada, o valor de 11,4, foi aproximadamente o mesmo valor máximo permitido da capacidade de campo do solo para funcionamento dos respirômetros, cerca de 70%. Devido a esse limite, uma das taxas adotadas para o teste respirométrico foi baseada no limite máximo de umidade, ou seja, 70% da capacidade de campo do solo. As outras duas taxas foram as que não apresentaram toxicidade aguda, isto é, quantidade de lixiviado que atingiu 60% e 65% da capacidade de campo do solo.

3.3.3 Ensaio respirométrico

O teste respirométrico consistiu em quatro tratamentos distintos com cinco repetições, perfazendo um total de 20 unidades experimentais. Além do grupo controle, contendo apenas o solo, foram avaliadas três taxas de aplicação de lixiviado baseando-se na capacidade de campo do solo estudado, bem como nos ensaios de toxicidade aguda. As taxas adotadas para este estudo foram de 60%, 65% e 70% da capacidade de campo, ficando dentro da faixa de umidade recomendada pela NBR 14.283 (ABNT, 1999).

A partir da capacidade de campo e da umidade residual do solo, pode-se calcular a massa do lixiviado a ser adicionada em cada tratamento. Subtraiu-se a média da capacidade de campo de cada percentual com a média de umidade residual. O resultado da diferença foi

multiplicado por 50, uma vez que foi colocado 50 g de solo em cada respirômetro. Assim, no tratamento de 60% da CC foi inserido 9,5 g de lixiviado, no tratamento de 65% da CC, 10,5 g, e no tratamento de 70% da CC, 11,5 g.

A produção de CO_2 , resultante das atividades dos microrganismos presentes nas amostras de solo e de lixiviado, foi determinada aplicando o método respirométrico de Bartha, descrita na NBR 14.283 (ABNT, 1999).

O respirômetro de Bartha e Pramer é um aparelho de sistema fechado, constituído por dois compartimentos interligados, nos quais em um deles foram colocados 50 g de solo e quantidade de lixiviado a ser avaliado e no outro compartimento denominado de braço lateral, foi adicionado 10 mL de solução de hidróxido de potássio 0,2 N, que absorve o CO_2 produzido pela degradação da matéria orgânica (Figura 3).

Figura 3 - Respirômetro de Bartha e Prames utilizado no ensaio respirométrico



Fonte: a autora (2015)

O ensaio respirométrico iniciou-se em 8 de dezembro de 2015 no Laboratório de Fisiologia Vegetal da UFRPE, incubando os respirômetros a 28°C pelo período de 15 dias (Figura 4) com aferições realizadas a cada 24 horas.

Figura 4 - Respirômetros mantidos em incubadora a 28°C



Fonte: a autora (2016)

Em cada aferição era titulada a solução de KOH, retirada do braço lateral através da cânula, juntamente com 1 mL de cloreto de bário 1N, duas gotas do indicador fenolftaleína e 30 mL de água isenta de CO₂ que usou-se para lavagem do compartimento, com solução de ácido clorídrico 0,1 N. Para fins de cálculo da quantidade de CO₂ produzida nos respirômetros-ensaio, foi preparada uma prova em branco composta pelos mesmos reagentes utilizados na titulação da solução de KOH retirada dos respirômetros-ensaio.

Com os dados da titulação foi possível determinar a quantidade de CO₂ produzida, por meio do seguinte cálculo (Equação 14):

$$mg CO_2 \text{ solo(lixiviado)} = (A - B) \times 50 \times 0,044 \times f_{HCl} \quad (14)$$

Em que:

A = volume de HCl 0,1N usado para titular o branco, em mL

B = volume de HCl 0,1N usado para titular o tratamento, em mL

50 = fator para transformar equivalente em mol de CO₂

0,044 = fator para converter μmol em mg de CO₂

f_{HCl} = fator do HCl 0,1N

A quantidade de CO₂ gerada pela biodegradação (CO_{2b}) foi calculada subtraindo a quantidade de CO₂ obtida no respirômetro controle da quantidade resultante no respirômetro-ensaio.

Já a eficiência de biodegradação foi calculada relacionando a quantidade de dióxido de carbono produzido com a quantidade de CO₂ aplicado. Para tal fim, foi necessário determinar a quantidade de carbono aplicado e a produção de CO₂ teórico, descritas nas Equações 15 e 16, respectivamente (LYRA, 2008).

$$C_{ap} = \frac{C \times V_{ap}}{1000} \quad (15)$$

Onde:

C_{ap} = quantidade de CO₂ aplicado

C = quantidade de carbono no lixiviado, em mg.L⁻¹ do lixiviado

V_{ap} = volume do lixiviado aplicado, em mL

$$PT = \frac{C_{ap} \times MM_{CO_2}}{MM_c} \quad (16)$$

Onde:

PT = quantidade de CO₂ teórico

MM_{CO_2} : massa molecular de dióxido de carbono

MM_c : massa molecular do carbono

Com esses dados, a eficiência de biodegradação (EB) é determinada da seguinte forma (Equação 17):

$$EB(\%) = \frac{P_a \times 100}{PT} \quad (17)$$

Onde:

P_a : produção de dióxido de carbono acumulada.

Por meio da eficiência de biodegradação, é possível definir a taxa de aplicação no tratamento de resíduos no solo. Desse modo, de acordo com a assertiva da NBR 14.283 (ABNT, 1999), as taxas de aplicação de resíduos que possuem EB acima de 30% podem ser empregadas em escala piloto para um sistema promissor de tratamento via solo.

Após o ensaio respirométrico, foram analisados os atributos químicos e microbiológicos da mistura de solo e lixiviado, e no caso do controle, somente o solo. As metodologias e parâmetros analisados foram os mesmos utilizados na caracterização inicial do solo.

3.4 3ª etapa – Análise das taxas de aplicação superficial de lixiviado no solo

Para o teste de avaliação das taxas de aplicação de lixiviado, foi realizada novamente a caracterização física do solo para determinar a umidade residual e a capacidade de campo com intuito de calcular o volume de lixiviado a ser aplicado.

O delineamento experimental consistiu nos quatro tratamentos utilizados no ensaio respirométrico com três repetições, totalizando doze amostras.

Foram usadas bandejas de plástico de 34 cm de comprimento, 23 cm de largura e 7 cm de altura (volume total de 5,5 L) (Figura 5), perfuradas em sua base com 15 furos pequenos. Nelas, foi disposto o solo, o qual, anteriormente, foi submetido à secagem natural e à desagregação de torrões, preenchendo até 4 cm de altura (volume útil de 3,1 L) da bandeja.

Figura 5 – Ensaio de análise das taxas de aplicação superficial de lixiviado para tratamento via solo



Fonte: a autora (2016)

As bandejas foram mantidas em uma casa de vegetação da UFRPE, nas quais foram aferidas, diariamente, seu peso, assim como a temperatura e a umidade do ambiente, por vinte dias. O critério de interrupção do teste foi o da redução de mais de 80% do volume de lixiviado adicionado para cada tratamento.

Para este estudo, foi calculada a taxa de aplicação de lixiviado para cada capacidade de campo utilizada por meio da divisão do volume de lixiviado aplicado pela área superficial da bandeja. Também foram avaliadas a taxa de perda máxima de lixiviado por evaporação, determinada pelo ponto máximo da curva de perda acumulada de lixiviado por evaporação, e a eficiência da taxa de aplicação de lixiviado, calculada pela diferença entre as umidades do solo tratado do primeiro dia e do último dia dividido pelo volume de lixiviado aplicado.

3.5 Análise dos dados

Aos dados das variáveis do lixiviado, em valores acumulados, foi utilizado o teste de esfericidade de Mauchly para determinação do tipo de análise a ser empregada, univariada ou multivariada. O teste de Mauchly verifica se uma população normal multivariada apresenta variâncias iguais e correlações nulas (MAUCHLY, 1940).

Cada observação (Y_{ijk}) foi analisada de acordo com o modelo a seguir (18).

$$Y_{ijk} = \mu + \tau_i + \theta_j + \tau\theta_{ij} + \epsilon_{ijk} \quad (18)$$

Em que:

Y_{ijk} = produção de CO_2 , em mg, correspondente ao i-ésimo tratamento (dosagem de lixiviado) no k-ésimo tempo na k-ésima unidade experimental

μ = constante inerente a todas as observações (média geral)

τ_i = efeito do i-ésimo tratamento

θ_j = efeito do j-ésimo tempo

$\tau\theta_{ij}$ = efeito da interação do i-ésimo tratamento e do j-ésimo tempo

ϵ_{ij} = erro aleatório

As hipóteses testadas foram:

H_1 = não existem diferenças significativas entre os tratamentos

H_2 = existe igualdade do efeito tempo

H_3 = não existe interação entre tratamento e tempo

Foi utilizado o teste de F com níveis de significância de 5% para comparação das variâncias.

Para comparar as médias dos tratamentos utilizou-se o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. As análises estatísticas foram realizadas com o software Statistical Analysis System (SAS) (SANTORO, 2006).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados estão dispostos conforme a sequência das etapas delineada na metodologia. Desse modo, foram discutidos, primeiramente, os dados da caracterização inicial das amostras de solo e de lixiviado coletados no aterro sanitário em estudo, posteriormente foram descritos a avaliação de biodegradação de lixiviado, inclusive a caracterização pós-respirometria do solo, e por último, os dados referentes às taxas de aplicação superficial de lixiviado e à perda de lixiviado por evaporação.

4.1 1ª etapa – Caracterização inicial das amostras

4.1.1 Características físico-químicas iniciais do solo

De acordo com a Embrapa (1979 b), os resultados do ensaio de granulometria do solo indicaram uma textura franco argilo-arenosa, e que por meio do estudo do perfil do solo pode-se classificar como Argissolo Vermelho-amarelo Eutrófico. De acordo com o IBGE (2007), o Argissolo Vermelho-amarelo de textura argilosa ou média/argilosa é considerado bem drenado, no qual a água é removida do solo com facilidade mas não de forma rápida, a moderadamente drenado, tendo a remoção da água um pouco lenta. A Tabela 5 estão apresentadas as características físicas do solo do aterro sanitário em estudo.

Tabela 5 – Características físicas do solo coletado no aterro sanitário em estudo

Profundidade cm	Granulometria			pg ----- g.cm ⁻³ ----	A	Ur gH ₂ O.100g ⁻¹ solo seco	CC
	Areia ----- Kg.kg ⁻¹ -----	Silte	Argila				
0 - 15	59,3	2,9	37,8	1,7	1,25	0,04	0,39

pg: densidade global; A: densidade aparente; Ur: umidade residual; CC: capacidade de campo

Os dados obtidos referentes às características químicas do solo coletado no aterro sanitário estão dispostos na Tabela 6. Foi utilizada a amostra controle do ensaio respirométrico para representar o solo natural, sem adição do lixiviado.

Tabela 6 – Propriedades químicas do solo coletado no aterro sanitário em estudo

Parâmetros	Unidade	Valores obtidos
pH		5,3
P		16,3
Na		28,6
K	mg.L ⁻¹	23
Fe		315
Cu		0,5
Mn		5,7
Zn		1
Al		0,4
Ca		1,22
Mg	cmol _c .dm ⁻³	0,17
Acidez potencial (H+Al)		3,37
Soma de base (SB)		1,57
Capacidade de troca catiônica (CTC)		4,94
Carbono orgânico		1,07
Matéria orgânica		1,07
Saturação por base (V)	%	31,83
Saturação de alumínio (M)		20,27
Saturação de potássio		1,19
Saturação de sódio		2,52

4.1.2 Propriedades físico-químicas do lixiviado

Os parâmetros físico-químicos avaliados no lixiviado estão dispostos na Tabela 7. O lixiviado apresentou pH básico de 8,25, indicando que é proveniente de aterro sanitário em estado avançado de estabilização, ou seja, maior que dez anos (RENOU et al., 2008), idade próxima ao do aterro estudado, que possui nove anos de operação. É importante considerar que neste aterro é tratado, conjuntamente com o lixiviado produzido nele, o lixiviado de um antigo lixão desativado.

O valor de pH aferido se encontra dentro da faixa de pH recomendado (6,5 a 8,4) para água utilizada em irrigação (AYERS; WESTCOT, 1991). Segundo Duarte et al. (2008), os níveis de H⁺ e OH⁻ presentes na água pode influenciar na disponibilidade e absorção de nutrientes, na estrutura e propriedades do solo e nos sistemas de irrigação.

Tabela 7 – Características físico-químicas do lixiviado do aterro sanitário em estudo

Parâmetros	Unidade	Valores obtidos
pH		8,25
Condutividade	mS.cm ⁻¹	12,64
DBO ₅		1.000
DQO		1.130
DBO ₅ /DQO		0,88
N total		275
N amoniacal		1064
P		90
COT		2.330
Pb	mg.L ⁻¹	0,05
Cr total		3,5
Zn		4,7
Cu		7,9
Fe total		53
Mn		136
Sólidos totais		9.903,60
Sólidos voláteis		2.112,30
Sólidos fixos		7.791,30

O valor obtido de DQO foi de 1.130 mg.L⁻¹, taxa baixa caracterizando sua origem de aterro velho, no entanto a relação DBO₅/DQO apresentou valor alto (0,88 mg.L⁻¹), indicando alta biodegradabilidade do lixiviado (AMARAL et al., 2008). Essa contradição pode ter tido associação à mistura dos lixiviados dos dois aterros com idades de operação diferentes. Um aterro da Malásia com dez anos de operação, apresentou também um teor de DQO baixo (3150 mg.L⁻¹) e uma razão DBO₅/DQO reduzida de 0,07 mg.L⁻¹, confirmando sua condição de estabilização (ALARIBE; AGAMUTHU, 2016).

A concentração de fósforo do lixiviado apresentou um teor de 90 mg.L⁻¹, dentro da faixa de variação encontrada no estudo de Silva et al. (2011) de percolado de resíduo sólido urbano, no qual exibiu uma concentração entre 41,3 e 108,5 mg.L⁻¹. Entretanto, a taxa foi elevada se comparada ao intervalo de variância de 10 a 58 mg.L⁻¹ obtido no trabalho de Zupanc e Justin (2010) com lixiviado de resíduos sólidos.

Outro macronutriente, o nitrogênio, mostrou-se abaixo dos níveis encontrados nas pesquisas de Alaribe e Agamuthu (2016), que demonstraram um teor de 900 mg.L⁻¹, e de Zupanc e Justin (2010), os quais verificaram uma faixa de variação de 503 a 965 mg.L⁻¹.

Por se tratar de lixiviado bruto, as taxas de metais pesados, como chumbo, cromo, zinco, cobre, ferro e manganês, exibiram valores altos em relação às concentrações constatadas nos estudos de Nagashima et al. (2009) realizado com lixiviado coletado nas lagoas de tratamento (Cr: 0,009 – 0,470 mg.L⁻¹; Mn: 0,290 – 1,130 mg.L⁻¹; Pb: 0,250 – 1,950 mg.L⁻¹; Zn: 0,130 – 0,770 mg.L⁻¹) e de Celere et al. (2007), que analisaram lixiviado coletado no tanque de captação II (Cd: 0,002 – 0,042 mg.L⁻¹; Cr: 0,075 – 0,407 mg.L⁻¹; Mn: 0,122 – 1,927 mg.L⁻¹; Pb: 0,640 – 6,707 mg.L⁻¹; Zn: 1,822 – 5,898 mg.L⁻¹).

Os valores obtidos nos parâmetros sólidos totais, voláteis e fixos foram muito semelhantes aos encontrados por Oliveira (2015), que analisou o lixiviado do mesmo aterro sanitário em estudo, ficando entre o intervalo de 8492,0 e 10721,7 mg.L⁻¹ para sólidos totais, 988,0 e 2823,3 mg.L⁻¹ para sólidos voláteis, e 7504,0 e 7898,3 mg.L⁻¹ para sólidos fixos. Igualmente foi encontrada a faixa de sólidos totais em dois aterros sanitários da Malásia, um deles é um aterro semi-aeróbio, no qual foi verificado um intervalo de médias de 6271 a 9925 mg.L⁻¹, e o outro é um aterro anaeróbio, com faixa de 4520 a 10568 mg.L⁻¹ (AZIZ et al., 2010). Porém em um aterro sanitário de Caxias do Sul (RS), com pouco tempo de operação, apresentou sólidos totais entre 24916 e 34118 mg.L⁻¹, sólidos totais fixos entre 12384 e 16783 mg.L⁻¹, e sólidos totais voláteis 12532 e 17335 mg.L⁻¹ (DACANAL, 2006), valores superiores aos achados no presente estudo, em razão da idade do aterro sanitário.

4.1.3 Características microbiológicas do solo e do lixiviado

Observou-se que o solo utilizado no estudo contém uma quantidade elevada de bactérias, $1,73 \times 10^{12}$ UFC.g⁻¹ de solo, quando comparada com outros solos usados em estudos de respirometria (LYRA, 2008; COSTA, 2009; ALMEIDA et al., 2013). A contagem de bactérias do lixiviado apresentou-se ainda superior, com valor médio de $1,2 \times 10^{13}$ UFC.mL⁻¹.

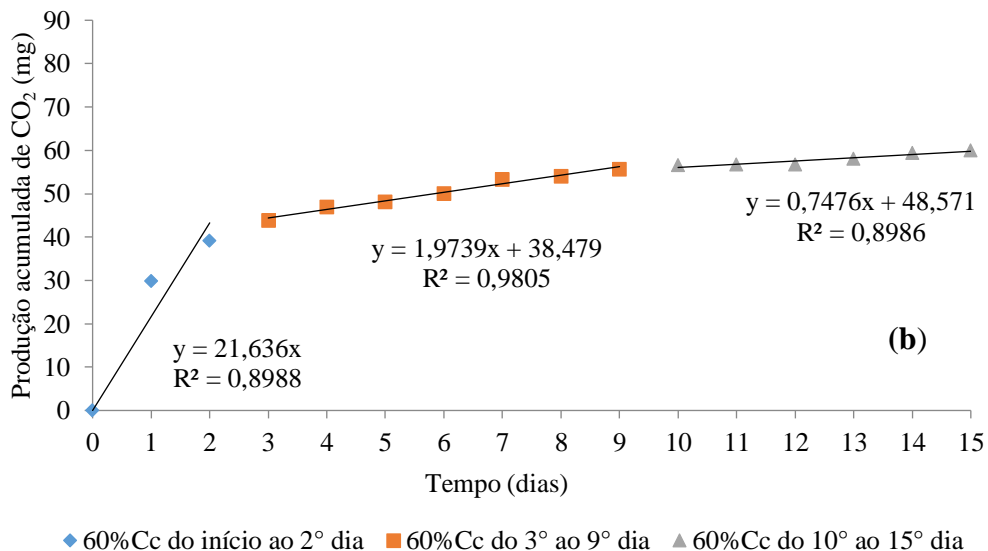
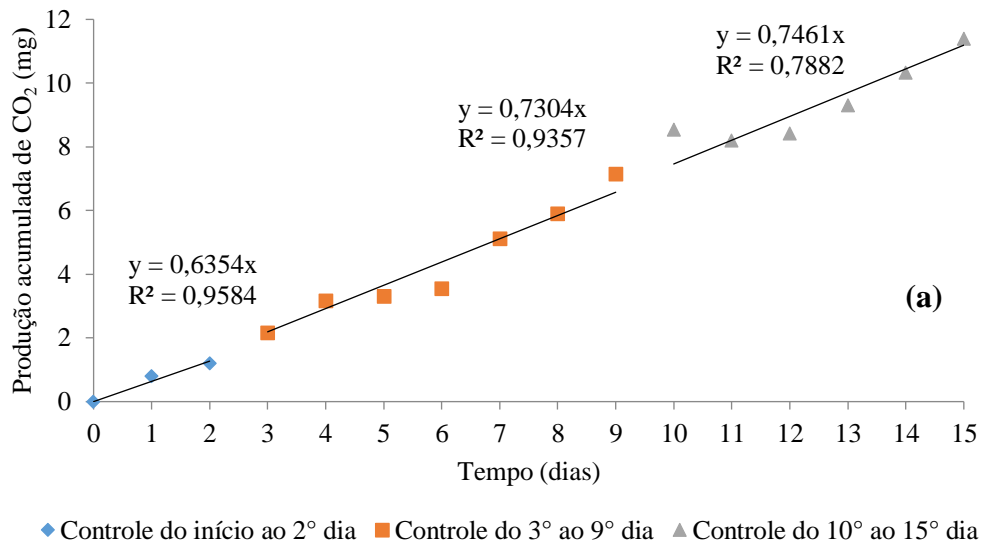
A quantificação de fungos do solo demonstrou-se menor em relação às bactérias, exibindo $8,26 \times 10^5$ UFC/mL, quantidade próxima ao obtido no lixiviado, $6,0 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹. Número menor de UFC, na ordem de 10^4 , foi encontrado em estudo utilizando solo argiloso e arenoso no município de Rio Claro, São Paulo, realizado por Almeida et al. (2013).

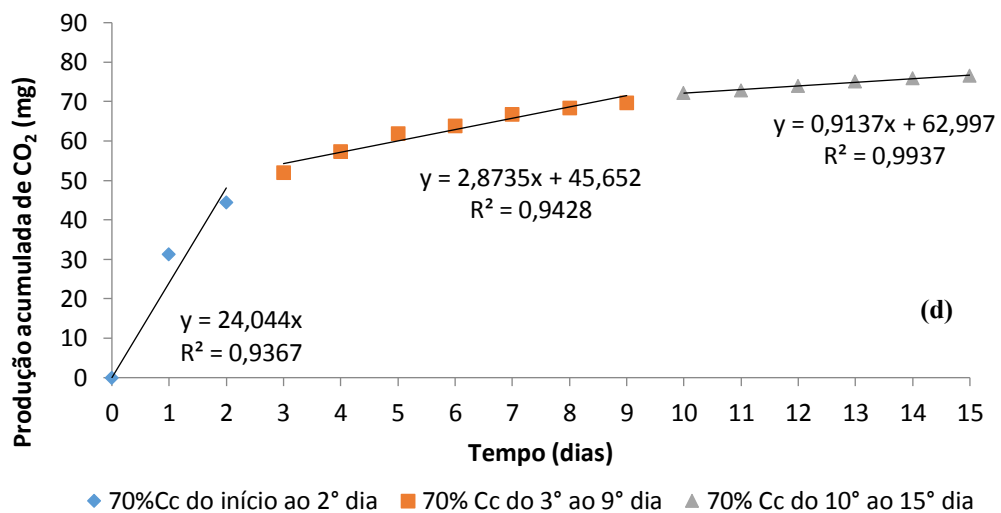
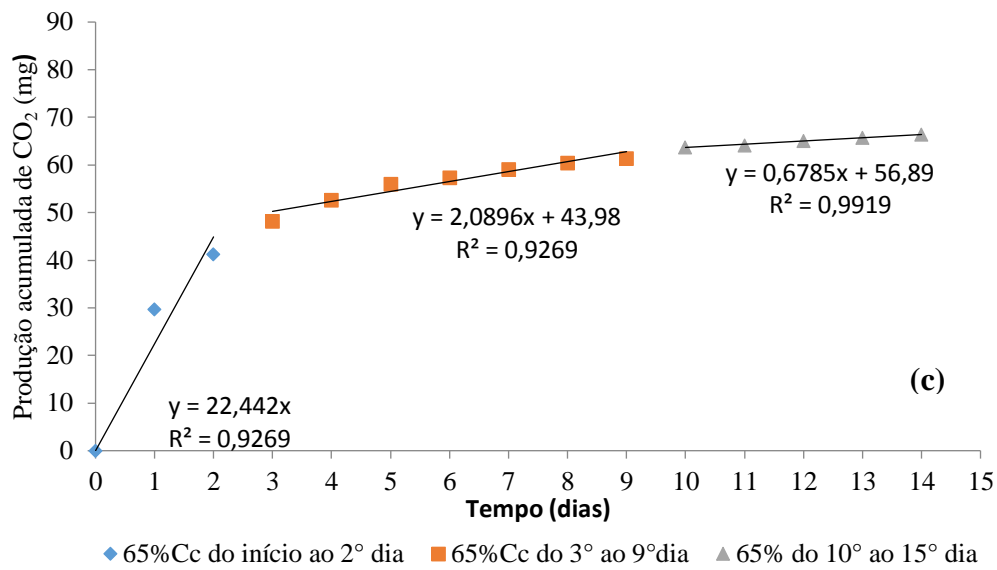
4.2 2ª etapa – Avaliação de biodegradação de lixiviado no solo

4.2.1 Ensaio respirométrico

A produção de dióxido de carbono acumulada em função do período de incubação dos respirômetros está apresentada na Figura 6. Realizou-se média aritmética das medições obtidas nas repetições de cada tratamento, cuja soma das médias resultou no valor acumulado da produção do CO₂.

Figura 6 – Produção média acumulada de CO₂ obtida pelo teste respirométrico nos tratamentos controle (a), 60% da CC; (b) 65% da CC (c) e 70% da CC (d)





Entre as produções médias acumuladas de CO₂ dos tratamentos realizados, foi observado que a produção acumulada de CO₂ nos respirômetros que receberam lixiviado a 70% da CC foi superior às dos respirômetros com que receberam aplicação de lixiviado com 60% da CC e 65% da CC.

A aplicação de linhas de tendência nos dados de Produção Média Acumulada de CO₂ indicam que o primeiro trecho (do início ao 2º dia) apresentou a maior inclinação, o segundo (do 3º ao 9º dia) apresentou inclinação intermediária e o terceiro (do 10º até o 15º dia, quando o ensaio respirométrico foi finalizado) apresentou a menor inclinação. Tal fato ocorreu nos quatro tratamentos, porém a diferença foi mais evidente nos tratamentos que receberam lixiviado a 65% da CC e 70% da CC, e a maior inclinação de reta foi observada

para o primeiro segmento do tratamento com lixiviado a 70% da CC, o que confirma que a matéria orgânica inserida foi consumida nos primeiros dias do ensaio. O tratamento controle apresentou valores de inclinação mais baixos do que os demais tratamentos, por não ter recebido incremento de matéria orgânica com a inserção de lixiviado.

No primeiro dia de ensaio respirométrico, o tratamento onde não houve aplicação do lixiviado (controle) produziu 0,79 mg de CO_2 .50 g^{-1} de solo, o tratamento de 60% da CC gerou 29,86 mg.50 g^{-1} de solo, o tratamento 65% da CC 29,71 mg.50 g^{-1} de solo, e o tratamento 70% da CC 31,31 mg.50 g^{-1} de solo.

Resultado similar encontrado por Costa (2009) onde foi comparado a produção de CO_2 para lixiviado bruto e diluído (1:1), obtendo no primeiro dia de respirometria 25,6 mg de CO_2 / 50 g de solo e 16,9 mg de CO_2 .50 g^{-1} de solo, respectivamente. Neste estudo, foi adicionado 7,3 g de lixiviado (bruto ou diluído) /água (no caso do controle) em 50 g de solo, correspondendo a 60% da capacidade de campo do solo usado.

Em valores acumulados de CO_2 , foram obtidos, até o décimo quinto dia de incubação, 11,38 mg, 59,94 mg, 66,35 mg e 76,55 mg para os tratamentos controle, 60% da CC, 65% da CC e 70% da CC, respectivamente. As taxas médias diárias de CO_2 e as taxas médias de CO_2 por grama de solo cresceram com o aumento da quantidade de lixiviado adicionada, no entanto não se observa essa coerência nas taxas médias de CO_2 por mililitro de lixiviado, visto que o tratamento 65% da CC (5,79 mg) se apresentou ligeiramente maior que 70% da CC (5,72 mg) (Tabela 8).

Tabela 8 – Comparação das taxas médias de CO_2 por tratamento adotado no ensaio respirométrico

Tratamento	Acumulado de CO_2 (mg de CO_2)	Taxa média diária de CO_2 (mg de CO_2.dia⁻¹)	Taxa média de CO_2 por grama de solo (mg de CO_2.g⁻¹ de solo)	Taxa média de CO_2 por mililitro de lixiviado (mg de CO_2.mL⁻¹ de lixiviado)
60% da CC	59,94	3,24	0,97	5,11
65% da CC	66,36	3,66	1,10	5,79
70% da CC	76,55	4,34	1,30	5,72

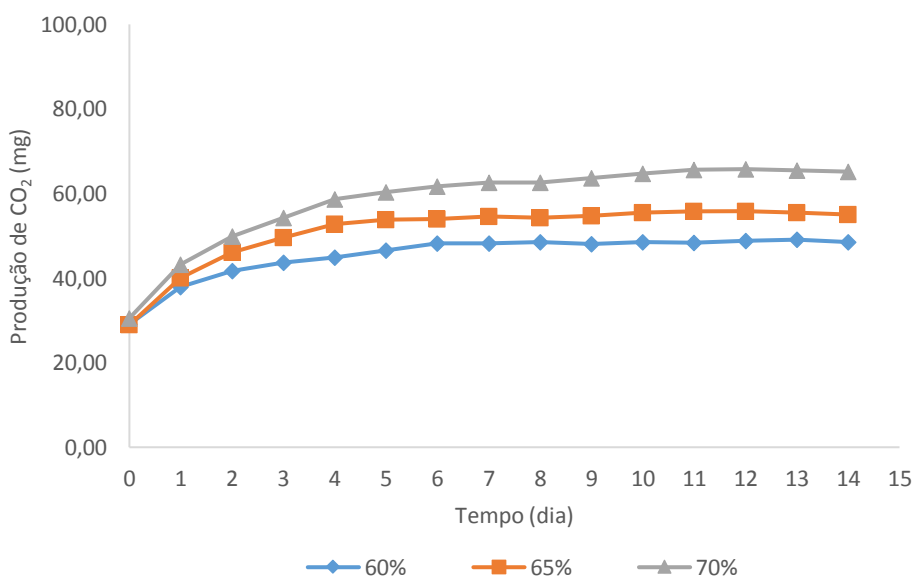
Ainda no trabalho de Costa (2009), a produção média acumulada de CO_2 em 50 dias de incubação, foi de 181,3 mg.50 g^{-1} de solo em tratamento com lixiviado bruto, 173 mg.50 g^{-1} de solo em tratamento com lixiviado diluído (1:1), e 153,6 mg/50 g de solo nas testemunhas.

A produção de CO₂ acumulada do tratamento 60% da CC deste trabalho foi equivalente à produção acumulada de CO₂ do tratamento com lixo bruto do estudo de Costa (2009).

Níveis mais elevados de produção de CO₂ foram observados em um estudo de biodegradação de vinhaça em solo argiloso, que em valores acumulados atingiu 308 mg de CO₂ em cinquenta dias de incubação, o qual obteve razão DBO/DQO de 0,31, estando dentro da faixa de biodegradabilidade possível para tratamento biológico (0,3 a 0,6) (ALMEIDA et al., 2013). Já no trabalho de Camargo et al. (2009), a biodegradação de vinhaça resultou em baixo teor de CO₂, cerca de 84,5 mg de CO₂ acumulado em trinta e quatro dias de incubação.

A produção acumulada líquida de CO₂ obtida pela diferença entre a quantidade de CO₂ produzida no respirômetro-ensaio e a quantidade de CO₂ produzida no respirômetro-controle os tratamentos 60% da CC, 65% da CC e 70% da CC obtiveram, acumuladamente, 48,56 mg. 50 g⁻¹ de solo, 54,97 mg. 50 g⁻¹ de solo e 65,17 mg. 50 g⁻¹ de solo, respectivamente (Figura 7).

Figura 7 – Produção média acumulada líquida de CO₂ por tratamento no ensaio respirométrico



Comparando os dados da eficiência de biodegradação dos tratamentos realizados, constatou-se que a eficiência foi crescente em relação ao aumento da quantidade de carbono adicionado no solo, destacando-se o tratamento 70% da CC, que apresentou maior percentual de eficiência de biodegradação (77,92%) com 26,8 mg de C (Tabela 9).

Tabela 9 – Eficiência da biodegradação de lixiviado incubado por 15 dias em solo argilo-arenoso do aterro em estudo

Tratamento	Volume de lixiviado	Quantidade de C aplicado	Quantidade de CO₂ teórico	EB
	mL	----- mg.50g de solo ⁻¹ -----		%
60%	9,5	22,14	81,16	73,86
65%	10,5	24,47	89,71	73,98
70%	11,5	26,80	98,25	77,92

C: carbono; EB: eficiência de biodegradação

Percentuais ligeiramente inferiores foram encontrados no trabalho de Costa (2009), no qual foi verificada eficiência de biodegradação de 69% em tratamento com lixiviado bruto e 57% com lixiviado diluído em latossolo. A eficiência de biodegradação melhor pode ter associação com a qualidade do solo e quantidade de microrganismos elevada que apresenta. Foi verificado índice mais baixo de eficiência em biodegradação de resíduos gerados em refinaria de petróleo, como mostrou um estudo com borra oleosa, em que em seus melhores resultados, apresentou uma eficiência de 43,86% em tratamento de 4% de concentração durante 90 dias de experimento (CONEGLIAN et al., 2006).

Entretanto, um estudo utilizando vinhaça exibiu melhores resultados de biodegradação como comprovou os dados de Almeida et al. (2013), que revelaram eficiência de 92,69% em solos argilosos e 89,65% em solos arenosos.

Estes estudos reforçam a tese que a facilidade ou o aumento da dificuldade da biodegradação tem relação com a complexidade estrutural da cadeia carbônica do substrato, relação entre DBO/DQO e toxicidade dos compostos envolvidos, e do arsenal enzimáticos dos organismos autóctones melhor adaptados às condições ambientais e do substrato em questão.

No presente estudo, apesar do lixiviado conter metais pesados e compostos recalcitrantes não prejudicaram na eficiência de biodegradação. Fatores favoráveis que contribuíram para este fato foram a alta biodegradabilidade do lixiviado e a elevada quantidade de bactérias presentes no solo.

4.2.1.1 Análise estatística dos dados do ensaio respirométrico

Com a finalidade de avaliar a distribuição dos dados de biodegradação do lixiviado e sua variância ao longo do tempo, foi aplicado o teste de esfericidade de Mauchly, cujo resultado está apresentado na Tabela 10.

Tabela 10 – Dados do teste de esfericidade de Mauchly

Variáveis	GL	Critério de Mauchly	Qui-quadrado (χ^2)	Pr > χ^2
Variáveis transformadas	104	1,256 E-27	690,21333	< 0,0001
Componentes ortogonais	104	1,415 E-21	534,93971	< 0,0001

Observou-se que as medidas de CO₂ ao longo do tempo são correlacionadas, existindo uma dependência entre as medidas, o que inviabiliza uma análise de parcelas subdivididas no tempo, indicando uma análise multivariada de medidas repetidas.

As hipóteses de semelhança entre tratamentos, de igualdade do efeito do tempo e de não existir interação entre o tempo e tratamento foram testadas pelo teste multivariado de Lambda de Wilks. Os dados para este teste se encontram na Tabela 11.

Tabela 11 – Resultado do Teste de Lambda de Wilks

Valor	Valor de F	Pr > F
0,00007294	5,48	0,0038

Encontrou-se significância estatística ao nível de 0,38% na interação tempo x dose de lixiviado ($p < 0,05$), constatando dependência entre as medidas consecutivas no tempo. Esta diferença pode ocorrer, sobretudo, quando o grau de liberdade é superior a 1 (TABACHNICK; FIDELL, 1989).

Os dados diários para dosagens de lixiviado utilizados no teste de Tukey estão apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 – Teste de Tukey para biodegradação de lixiviado no tempo de 15 dias

Tratamento	Período de aferição (dias)									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
4	31,7780	A	45,202	A	52,56	A	57,54	A	62,356	A
3	30,33	A	41,996	B	48,806	B	52,894	A	56,462	A
2	30,18	A	39,906	B	44,376	C	47,062	B	48,702	B
1	1,632	B	2,434	C	3,356	D	4,302	C	5,042	C
Tratamento	6	7	8	9	10					
4	64,464	A	66,026	A	68,016	A	68,828	A	70,516	A
3	58,128	A	59,104	AB	60,856	AB	61,336	AB	62,314	AB
2	50,25	B	52,502	B	53,576	B	54,562	B	54,786	B
1	6,034	C	6,694	C	7,848	C	8,776	C	9,406	C
Tratamento	11	12	13	14	15					
4	71,63	A	73,19	A	74,378	A	75,346	A	75,764	A
3	63,256	AB	64,168	AB	64,974	AB	65,594	AB	66,108	AB
2	55,348	B	55,89	B	57,61	B	59,374	B	60,052	B
1	9,882	C	10,746	C	12,052	C	13,5	C	14,48	C

Ag: Agrupamento. Tratamentos: 1 – controle (sem lixiviado); 2 – 60% da CC; 3 – 65% da CC; 4 – 70% da CC.

As médias representadas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Sabendo disso, observou-se que no primeiro dia de medição todos os tratamentos com lixiviado foram muito próximos, divergindo com o controle ao longo dos 15 dias, por apresentar baixos valores de produção de CO₂. No segundo dia, os índices de biodegradação dos tratamentos 60% e 65% da capacidade de campo reduziram em relação ao 70% da CC, sendo semelhantes entre si, e divergindo no dia seguinte, devido a diminuição da produção de CO₂ no tratamento 60% da CC.

Do quarto ao sexto dia, os agrupamentos permaneceram idênticos, no qual os tratamentos de 65% e 70% da CC foram semelhantes entre si e divergentes dos demais. Posteriormente, do sétimo até o último dia de aferição, mantiveram-se os mesmos agrupamentos, apresentando diferença significativa entre os tratamentos 70% da CC, 60% da CC e o controle, e semelhança estatisticamente do tratamento 65% da CC com os tratamentos 70% e 60% da CC.

Diante dessa comparação das médias, o tratamento de 70% da CC se mostrou superior em relação aos demais, corroborando com os resultados da eficiência de biodegradação, no qual o tratamento em questão obteve 77,92% de eficiência, revelando uma maior degradação de matéria orgânica em menor tempo quando comparado aos outros tratamentos. Este fato pode estar associado ao teor de umidade e de carbono fornecido pelas taxas de aplicação de lixiviado utilizadas, que são fatores importantes para a biodegradação.

4.2.2 Caracterização final do solo após o ensaio respirométrico

4.2.2.1 Propriedades químicas do solo

As propriedades químicas do solo determinadas após o ensaio respirométrico constam na Tabela 13 e estão representadas em gráficos na Figura 8. O pH de todas as amostras apresentou-se ácido, cujos valores não variaram com a aplicação do lixiviado. Dados semelhantes foram obtidos por Duarte et al. (2008) que não identificaram diferenças significativas nos valores de pH em aplicação de efluente doméstico tratado e água de abastecimento público na cultura de pimentão. Conforme Celere et al. (2007), os solos ricos em matéria orgânica tendem a ter pH ácido em função da formação de ácidos orgânicos por processos de biodegradação natural.

A disponibilidade dos nutrientes no solo está associada ao pH, sobretudo os macronutrientes, como nitrogênio, fósforo e potássio, que aumentam quando o pH está próximo de 7 (LYRA, 2008).

Tabela 13 – Características físico-químicas das amostras de solo após o ensaio respirométrico

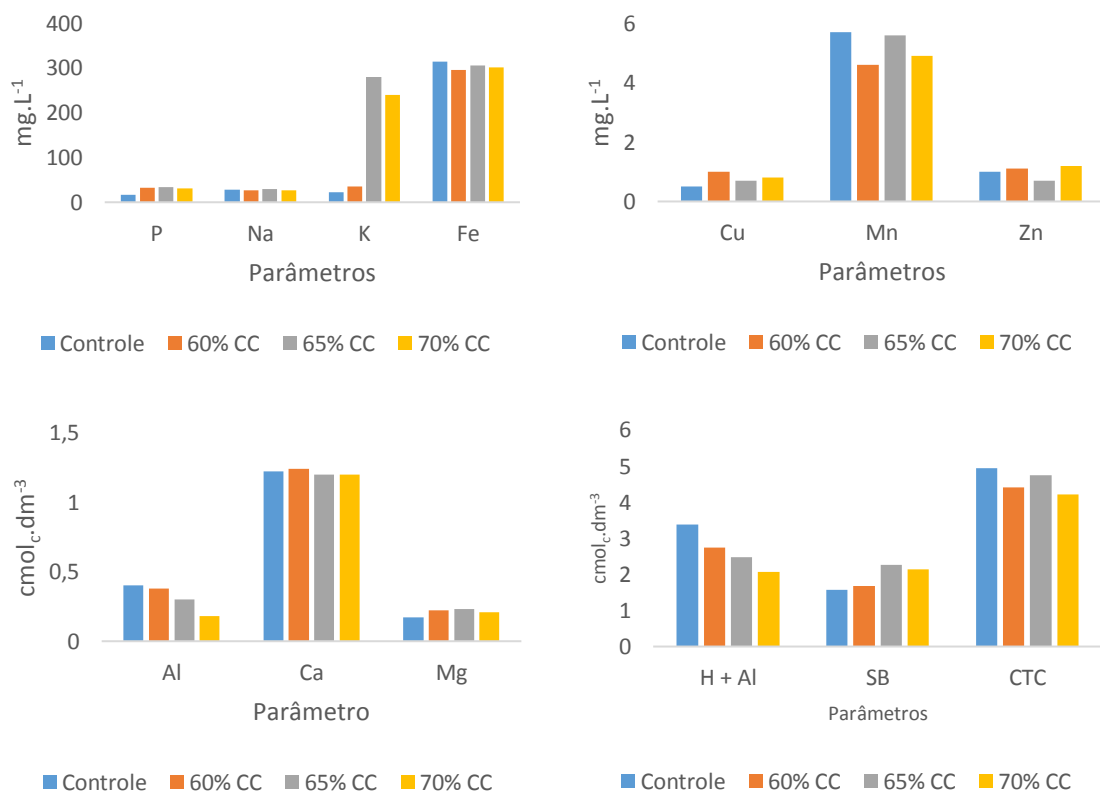
Parâmetros	Unidade	Controle	60% CC	65% CC	70% CC
pH		5,3	5,4	5,4	5,4
P		16,3	33,06	33,4	30,29
Na		28,6	26,7	29,3	27,3
K		23	35	280	240
Fe	mg.L ⁻¹	315	296	306	301
Cu		0,5	1	0,7	0,8
Mn		5,7	4,6	5,6	4,9
Zn		1	1,1	0,7	1,2
Al		0,4	0,38	0,3	0,18
Ca		1,22	1,24	1,2	1,2
Mg		0,17	0,22	0,23	0,21
Acidez potencial (H+Al)	cmol _c .dm ⁻³	3,37	2,74	2,47	2,07
Soma de base (SB)		1,57	1,67	2,27	2,14
Capacidade de troca catiônica (CTC)		4,94	4,41	4,74	4,21
Carbono orgânico		1,07	2,58	3,68	4,15
Matéria orgânica		1,07	4,44	6,34	7,15
Saturação por base (V)		31,83	37,81	47,93	50,86
Saturação de alumínio (M)	%	20,27	18,58	11,66	7,75
Saturação de potássio		1,19	2,03	15,1	14,57
Saturação de sódio		2,52	2,64	2,69	2,82

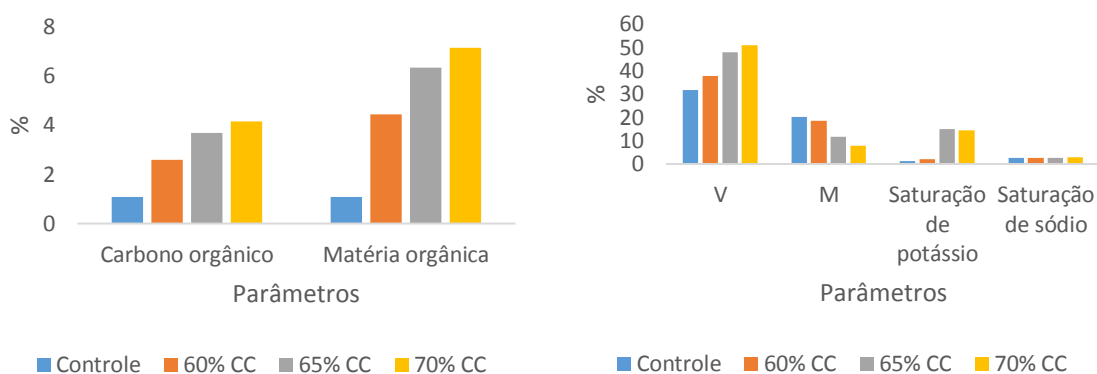
As concentrações de cálcio (Ca) dos tratamentos com lixiviado se mostraram semelhantes à concentração da amostra controle, confirmando com o estudo de Brito e Rolim (2005), que não encontraram diferença relevante de Ca nos dois tratamentos (500 m³/ha e 1000 m³/ha) com aplicação de vinhaça. Já no trabalho de Kemerich et al. (2014), que estudaram o efeito de derramamento de lixiviado de resíduos sólidos no solo, constataram que as concentrações de Ca são maiores nos pontos onde não houve adição de lixiviado.

Apesar da aplicação de lixiviado, mesmo que em quantidade alta, não foi suficiente para causar aumento nos níveis do cálcio no solo. De acordo com White (1998), nos solos ácidos, em geral, a concentração do nutriente é baixa.

Os níveis de cobre (Cu) apresentaram-se similares entre os tratamentos. Em estudos com aplicação de água residuária de suinocultura em solo, as médias de Cu não apresentaram diferenças significativas (SMANHOTTO et al., 2010; LANA et al., 2014). De acordo com Lopes (1999), a disponibilidade de cobre é influenciada pela presença dos íons metálicos como ferro, manganês e alumínio, uma vez que em abundância, reduz a disponibilidade do cobre, situação oposta ao ocorrido neste trabalho quando em pequena proporção.

Figura 8 – Parâmetros químicos analisados nas amostras de solo após o ensaio respirométrico





Houve pequenas reduções nos níveis de ferro (Fe) em relação às testemunhas, como observou-se nos dados de Lyra (2008), com aplicação de vinhaça em solos argilosos. Contrário a esses achados foram verificados por Erdogan, Zaimoglu e Mansuroghu (2011), no qual as taxas de Fe no solo foram altas devido a aplicação de lixiviado de resíduos sólidos com teores de Fe em $4,06 \text{ mg.L}^{-1}$, principalmente em solos cultivado com a espécie *Cynodon dactylon*, que chegava a um aumento de 266,66%. A redução do teor de ferro pode estar associada a sua utilização pelos microrganismos na degradação da matéria orgânica (LYRA, 2008).

Reduções de taxas também foram verificadas com o manganês (Mn). Ao confrontar com os resultados do controle, foram observadas reduções de 19,29%, 1,75% e 14,03% nos tratamentos 60% da CC, 65% da CC e 70% da CC, respectivamente. Efeitos semelhantes foi observado por Barros et al. (2010) no estudo de adição de vinhaça em Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar, obtendo $0,051 \text{ mg.L}^{-1}$ em área fertirrigada com vinhaça e $3,350 \text{ mg.L}^{-1}$ em área não fertirrigada. Para Lopes (1999), a umidade do solo e elevado teor de matéria orgânica podem alterar a disponibilidade do Mn, o que pode ter ocorrido neste estudo.

As taxas de alumínio (Al), assim como as de Fe e Mn, apresentaram-se baixas em relação à amostra testemunha, destacando o tratamento 70% da CC, que obteve uma redução de 55%. Também consideradas baixas se comparadas ao valor obtido no trabalho de Kemerich et al., (2014), que verificaram uma concentração média de $6,54 \pm 4,20 \text{ mg.kg}^{-1}$ solo. Ainda segundo os resultados da pesquisa de Kemerich et al. (2014), a maioria dos pontos onde foi empregado o lixiviado no solo exibiu valores semelhantes.

As concentrações de zinco (Zn) dos tratamentos com lixiviado foram próximas ao teor do controle. Elevações de níveis de Zn foram encontradas no estudo de Erdogan, Zaimoglu e Mansuroghu (2011) após a irrigação com lixiviado, que apresentou uma concentração de Zn

em média de 0,13 mg.L⁻¹. Em um trabalho com aplicação de vinhaça, observou-se redução da disponibilidade de micronutrientes como Zn, Cu e Mn (BARROS et al., 2010).

A redução dos metais pode estar relacionada à presença de quelantes orgânicos produzidos pelos microrganismos, acentuado em solos ácidos (LYRA, 2008).

Uma grande variação entre a amostra controle e as que foram tratadas com lixiviado foi identificada nas taxas de potássio, destacando o aumento nos tratamentos 65% e 70% da CC. Teores elevados deste nutriente, tomando como referência a amostra de solo controle, que recebeu apenas água corrente, também foi verificada no trabalho de Erdogan, Zaimoglu e Mansuroglu (2011) utilizando lixiviado em cultivo de diferentes tipos de plantas como *Althaea rosea* (malva rosa), *Inula viscosa* (Énula-peganhosa), *Melilotus officinalis* (meliloto), *Thymbra spicata* (spiked zaatar) e *Cynodon dactylon* (grama-das-bermudas), sendo esta última com concentração de K próxima a 1.000 mg.L⁻¹. Conforme Londe e Bitar (2011), os atributos químicos mais relevantes do solo para a cultivo de gramíneas são pH, CTC e alguns macronutrientes como potássio (K), nitrogênio (N) e fósforo (P).

Discordando com os dados obtidos do presente estudo, Duarte et al. (2008) observaram que a concentração de K no solo irrigado com efluente doméstico tratado no cultivo de pimentão (*Capsicum annum* L.) não sofreu alterações significativas. Isso se deve ao fato do esgoto não ser uma fonte rica desse macronutriente, e à quantidade de reposição pode ser baixa em relação à complexação e remoção pelos vegetais (CORRÊA; MELO FILHO; BERNARDES, 2000). Na fertirrigação com vinhaça, onde os níveis de potássios são muito elevados (BASSO et al., 2013), esta elevação ao longo do tempo de seguidas fertirrigações pode levar a saturação de potássio ou lixiviação para outros compartimentos do solo (subterrâneo/superficial) (CAMARGO et al., 2009).

Níveis de fósforo nos tratamentos com lixiviado foram crescentes em relação ao do controle, obtendo aumento de 102,81% no tratamento 60% da CC, 104,90% no tratamento 65% da CC e 85,82% no tratamento 70% da CC. Efeitos similares, sendo em menores dimensões, também foi conferido em solos tratados com efluente de tratamento de esgoto residencial na cultura de pepino, observando uma elevação em torno de 60% (AZEVEDO; OLIVEIRA, 2005). Resultados adversos foram demonstrados em um estudo com aplicação de água residuária de suínos (ARS) em Latossolo Vermelho-Amarelo (CONDÉ et al., 2013).

Em solos argilosos, a elevação dos níveis de fósforo pode ser resultante da mineralização dos compostos orgânicos que competem com fosfato pelos sítios de adsorção (GUARÇONI, 2011).

Os resultados das concentrações de sódio nos solos após os tratamentos com lixiviados permaneceram praticamente inalteradas em comparação com as taxas da testemunha. Brito, Rolim e Pedrosa (2005) obtiveram redução das concentrações de Na em solo do tipo argissolo e nitossolo, e elevação em espodossolo. Sabe-se que em função do tipo do solo e de suas condições pode haver adsorção de íons metálicos livres com maior ou menor intensidade (JORDÃO et al., 2000).

Nas concentrações de magnésio, houve um aumento pequeno, ficando entre 23,52% (70% da CC) e 35,3% (65% da CC). Em um trabalho sobre fertirrigação com vinhaça, as concentrações de Mg também não apresentaram diferença considerável nas amostras de solo (BRITO; ROLIM, 2005).

Quanto aos níveis de matéria orgânica, houve elevado incremento em todos os tratamentos, destacando o tratamento 70% da CC com 568,22%, seguido de 65% da CC com 492,52%, e 60% CC com 314,95% em relação as concentrações do controle. Em um estudo de caracterização química do solo de uma área que sofreu o derramamento de lixiviado resultante de aterro sanitário, revelou percentuais de matéria orgânica muito próximos aos que este estudo obteve, em média de $3,43 \pm 1,63$ % (KEMERICK et al., 2014).

Aumento de concentração de matéria orgânica também foi verificado por Chiemchaisri et al. (2005) após oito semanas de irrigação de lixiviado com taxas de DBO entre 13.000 mg.L^{-1} e 16.500 mg.L^{-1} , em concentrações de 50 e 100% de lixiviado, elevando, respectivamente, de 0,1% para 1,3%, e 0,1% para 1,5%. Esse acréscimo muito elevado, que fica em torno de 1200% e 1400%, causou a morte das gramíneas fertirrigadas por deficiência do oxigênio causadas pelas atividades microbianas. Um estudo com vinhaça aplicado em solo do tipo Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico cultivado com cana-de-açúcar também observou um acréscimo de matéria orgânica (63,76%) em áreas fertirrigadas com vinhaça em relação à área sem fertirrigação (BARROS et al., 2010).

Nos valores CTC e acidez potencial (H+Al) encontrados em todos os tratamentos com lixiviado ocorreu uma redução discreta em relação ao controle. Divergente aos dados de Condé et al. (2013), no qual verificou aumento da CTC com o uso de ARS.

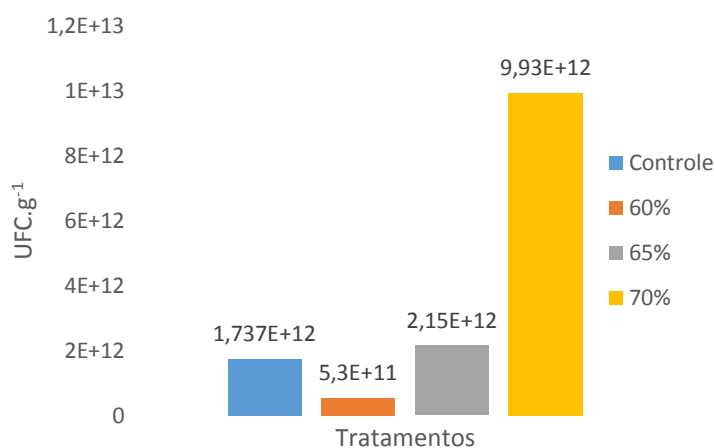
Quanto à soma de base (SB) e saturação por base (V) notou-se um incremento nas amostras de solo tratado com lixiviado, em função do acréscimo de cátions trocáveis disponibilizado pela aplicação de lixiviado.

4.2.2.2 Característica microbiológica do solo após o ensaio respirométrico

A quantidade de bactérias heterotróficas determinadas após o ensaio respirométrico está apresentada na Figura 9, e exemplos das placas de Petri com meio PCA contendo as colônias formadas em 48 h apresentadas na Figura 10.

Apesar da aplicação do lixiviado, que apresentou $1,2 \times 10^{13}$ UFC de bactérias.mL⁻¹, o solo do tratamento 60% da CC reduziu a quantidade de UFC para $5,3 \times 10^{11}$, enquanto o solo do tratamento 65% da CC permaneceu na mesma ordem (10^{12}). Destaca-se o tratamento 70% da CC, que obteve o maior número, que ficou em torno de 10^{13} UFC.g⁻¹ de solo, podendo relacionar esse fato a sua alta concentração de carbono orgânico em relação aos outros tratamentos, uma vez que adição de carbono ao solo acarreta um aumento da população microbiana por efeito da disponibilidade de substrato a ser decomposto (SIMÕES et al., 2013).

Figura 9 – Contagem de UFC de bactérias heterotróficas após o ensaio respirométrico



Números inferiores foram observados no estudo de Costa (2009), onde o Latossolo Vermelho-Escuro apresentou a quantidade de UFC de bactérias entre $8,5 \times 10^6$ e $1,7 \times 10^7$. Ao adicionar lixiviado bruto contaminado com 1 g de cloreto de mercúrio.L⁻¹ neste solo, foi verificado $4,2 \times 10^6$ UFC.g⁻¹ de solo seco, um número baixo de UFC de bactérias comparado ao tratamento com lixiviado diluído com 0,5 g de HgCl₂.L⁻¹, que foi de $1,0 \times 10^8$ UFC.g⁻¹ de solo seco, muito próximo ao número do tratamento controle (solo e água), que apresentou $1,5 \times 10^8$ UFC.g⁻¹ de solo. Semelhante achado foi observado no trabalho de Almeida (2009) sobre

a biodegradação de diesel em sedimentos de manguezal do município de Ipojuca que constatou valor na ordem de 10^7 de UFC de bactérias heterotróficas.

Já no estudo com vinhaça empregada em cultura de cana-de-açúcar apresentou um total de UFC de bactérias heterotróficas.mL⁻¹ entre 10^6 e 10^{12} . O tratamento com vinhaça bruta com taxa de aplicação em função do teor de K⁺ do solo argiloso demonstrou maior número de bactérias em relação à testemunha, ficando na mesma ordem de grandeza que a maioria dos tratamentos apresentaram neste estudo (10^{12}) (LYRA, 2008).

Figura 10 – Meio de cultura PCA com colônias de bactérias heterotróficas. Placa com colônias da amostra controle (a); placa com colônias da amostra tratada com lixiviado (b); placa com colônias da amostra de lixiviado (c)

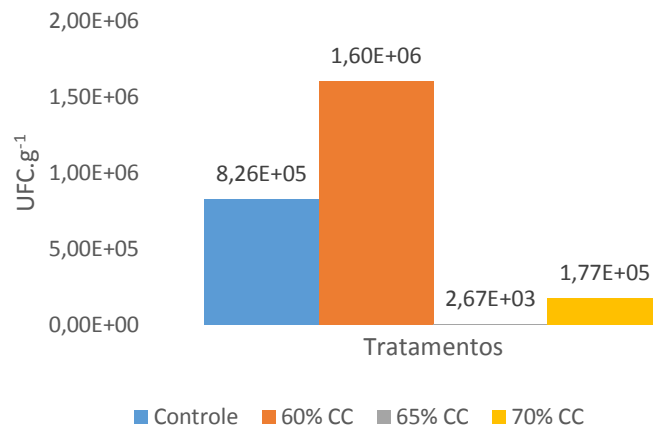


Fonte: a autora (2016)

A redução da diversidade e número de UFC do solo (controle e tratado) em relação ao lixiviado bruto esta associado, muito provavelmente, a presença de compostos tóxicos de diversas naturezas no mesmo. Entretanto, a relação solo/lixiviado indica o favorecimento de menos espécies em maior quantidade, sendo este uma evidência de seletividade natural de espécies mais aptas a biodegradar o lixiviado e presentes no solo autóctone.

O número de UFC de fungos dos tratamentos empregados no teste respirométrico está demonstrado na Figura 11, e as placas de Petri com meio BDA contendo colônias formadas em cinco dias estão exibidas na Figura 12. A quantidade de UFC de fungos não foi equivalente à quantidade de lixiviado acrescentado ao solo, como ocorreu nas culturas de bactérias, percebeu-se um aumento do número de UFC de fungos no tratamento 60% da CC ($1,6 \times 10^6$ UFC.g⁻¹ de solo), e uma redução nos tratamentos 65% da CC em maior proporção ($2,6 \times 10^3$ UFC.g⁻¹ de solo) e 70% CC em menor proporção ($1,7 \times 10^5$ UFC.g⁻¹ de solo), quando comparados a quantidade de UFC de fungos da amostra controle.

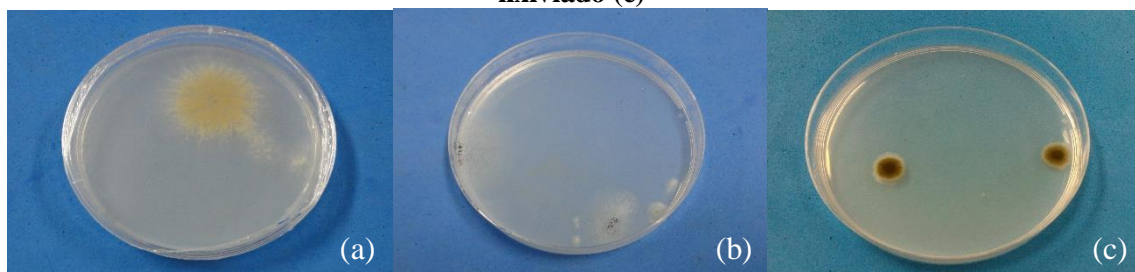
Figura 11 – Contagem de UFC de fungos após o ensaio respirométrico



Os fungos se mostraram mais sensíveis ao lixiviado em relação as bactérias, por ter reduzido o número de UFC à medida que aumentou-se os níveis de lixiviado aplicado ao solo. De acordo com Rodrigues et al. (2011), o teor de água no solo influencia na proporção dos fungos, de maneira que em menor quantidade de água, obtém-se maiores números de populações de fungos. Este fator pode estar associado a presença maior de poros disponíveis nos solos com menores CC, onde há maior oportunidade de ocupação de moléculas de ar nos interstícios que aqueles com maior CC, mais próximos da saturação dos poros.

Em um trabalho sobre biodegradação de vinhaça em solos arenosos e argilosos, foi observado que ambos os solos apresentaram em seus tratamentos com vinhaça e nas testemunhas a mesma ordem de grandeza de 10^4 UFC de fungos por grama, havendo pequenas alterações (ALMEIDA et al., 2013).

Figura 12 – Cultura BDA com colônia de fungos. Placa com colônias da amostra controle (a); placa com colônias da amostra tratada com lixiviado (b); placa com colônias da amostra de lixiviado (c)



Fonte: a autora (2016)

4.3 3ª etapa - Determinação da taxa de aplicação superficial de lixiviado no solo

Para análise das taxas de aplicação e da perda máxima de lixiviado, os volumes aplicados nos tratamentos foram transformados em metros cúbicos e a área superficial em hectare, utilizando a escala real (Tabela 14). Na Figura 13 são apresentadas as curvas de perda acumulada de lixiviado médio em função do tempo para cada capacidade de campo aplicada.

Tabela 14 – Taxas de aplicação superficial de lixiviado e de perda de lixiviado por evaporação e eficiência da taxa de aplicação

Tratamento	Volume de lixiviado (m ³)	Área superficial (ha)	Taxa de aplicação (m ³ .ha ⁻¹)	Taxa de perda máxima de lixiviado por evaporação (m ³ .ha ⁻¹ .dia ⁻¹)	Eficiência da taxa de aplicação de lixiviado em 20 dias (%)
60% CC	9,49 x 10 ⁻⁴	7,82 x 10 ⁻⁶	121,39	5,99	90,32
65% CC	9,97 x 10 ⁻⁴	7,82 x 10 ⁻⁶	127,46	6,82	92,13
70% CC	1,02 x 10 ⁻³	7,82 x 10 ⁻⁶	130,43	7,27	95,37

As taxas de aplicação foram 121,39 m³.ha⁻¹ para os tratamentos com 60% da CC, 127,46 m³.ha⁻¹ para os tratamentos com 65% da CC e 130,43 m³.ha⁻¹ para os tratamentos com 70% da CC. As condições de temperatura e umidade médias na casa de vegetação, foram respectivamente 28,5°C e 56,9%.

As taxas de aplicação de lixiviado obtidas ficaram dentro da faixa de doses aplicadas nos estudos de vinhaça (até 300 m³.ha⁻¹) (SILVA; BONO; PEREIRA, 2014; LYRA, 2008). Conforme a norma da CETESB P 4.231 (2015), a dosagem máxima de vinhaça a ser empregada no tratamento de solos de cultura de cana-de-açúcar é determinada em razão do teor de potássio presente no solo.

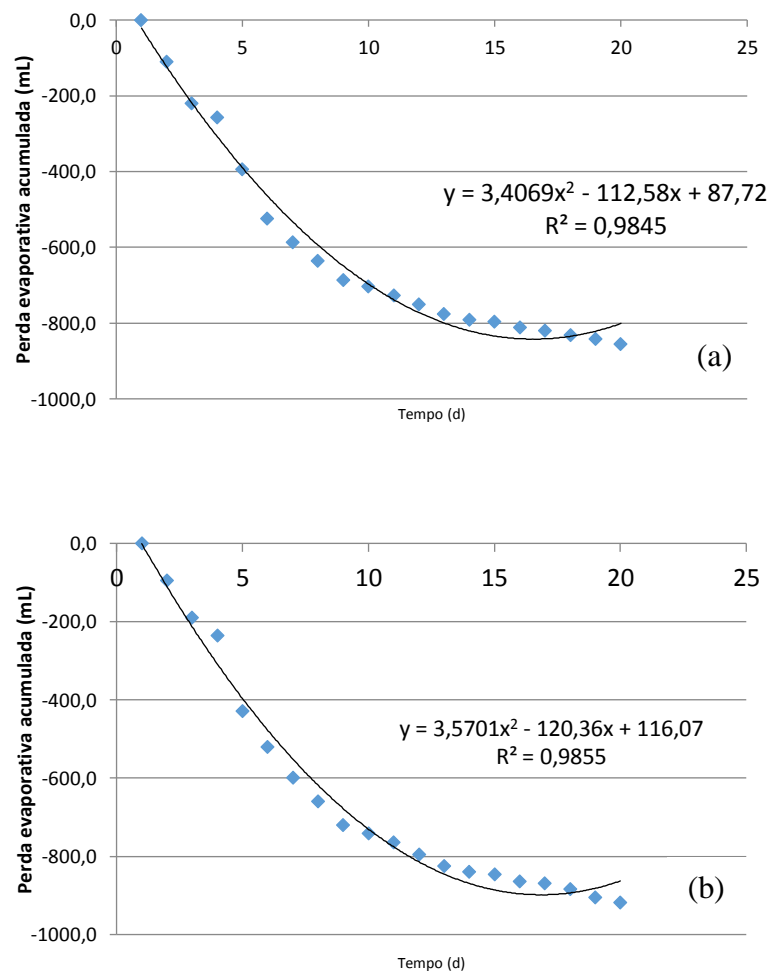
A mesma faixa de dosagem foi observada nos estudos com água residuária de suinocultura (ARS), outro efluente de alta carga orgânica (SMANHOTTO et al., 2010; MAGGI et al., 2011). Assim como o lixiviado de resíduos sólidos, a ARS apresenta alta concentração de metais pesados, como zinco e cobre (SMANHOTTO et al., 2010).

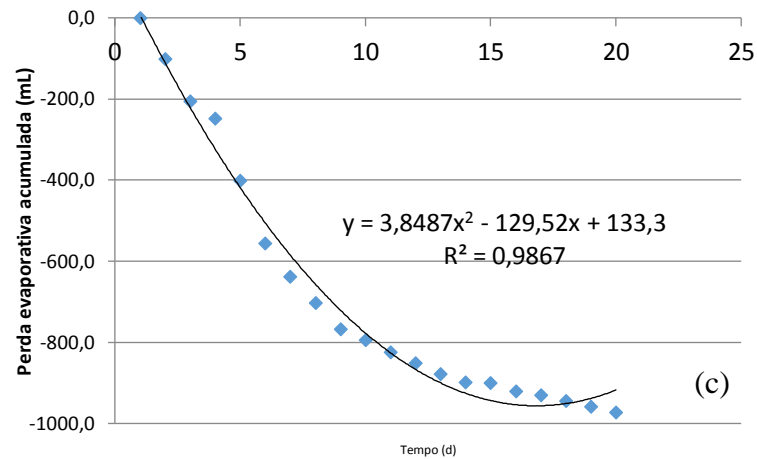
Comparando com as taxas de aplicação de esgoto doméstico encontradas na literatura, que variam entre 150 e 5000 m³.ha⁻¹.dia⁻¹, as dosagens de lixiviado obtidas no presente estudo ficaram abaixo dessa variação de taxas. As taxas médias de aplicação de esgoto doméstico são determinadas pela capacidade de infiltração, pelas condições de drenagem e pelo tempo de secagem após aplicação (IWAI, 2005).

Deve-se ressaltar o tempo de secagem dedicado a aeração do solo que é obtido pelo parcelamento da área a ser utilizada e o emprego do efluente em esquema de revezamento. Estratégia como lagoa de equalização de vazão pode ser necessária, considerando-se a ampla flexibilidade operacional que conferem a um sistema de infiltração no solo (IWAI, 2005).

A eficiência da taxa de aplicação de lixiviado, calculada pela remoção de lixiviado por evaporação nos 20 dias de experimento, apresentou percentuais elevados, acima de 90%. Essa alta eficiência pode-se atribuir as condições físicas do solo franco, que possui geralmente densidade do solo intermediária, boa agregação, boa taxa de infiltração e nenhum impedimento à drenagem (FAGERIA; STONE, 2006).

Figura 13 – Perda de lixiviado por evaporação acumulada em vinte dias dos tratamentos 60% da CC (a), 65% da CC (b) e 70% da CC (c)





Como exemplo prático, utilizando as condições do aterro em que este estudo foi realizado, assumindo a área das células em fase operação/encerramento com cerca de 80 hectares, poderiam ser aplicados volumes entre 479 m³/dia e 581 m³/dia, para CC de 60 e 70% respectivamente. Destaca-se ainda que segundo informações do aterro estudado o volume real de lixiviado produzido por dia, alcança valores de cerca de 288 m³, a área para aplicação de lixiviado poderia chegar a valores de cerca de 39,61 ha e 48 ha, utilizando, respectivamente, a taxa de perda de lixiviado dos tratamentos entre 60% e 70% da CC.

Destaca-se que a forma do manejo do lixiviado no solo, as características do mesmo, a época do ano e porte do aterro interferem nas taxas de aplicação.

5. CONCLUSÃO

O solo utilizado para composição dos taludes e das camadas de cobertura no aterro sanitário estudado se mostrou um sítio oportuno para aplicação de lixiviado, em razão da carência de matéria orgânica e quantidade relevante de bactérias autóctones, favorecendo o aumento de material orgânico no solo e consequentemente o cultivo das gramíneas utilizadas na camada de cobertura final das células.

Os índices de biodegradação foram coerentes com as proporções de carbono orgânico, matéria orgânica e a quantidade de bactérias heterotróficas presentes nos tratamentos empregados, apresentando biodegradabilidades acima de 70%. A fração não biodegradada a CO₂, certamente composta de material húmico e fúlvico, favorece o enriquecimento da fração orgânica do solo, como elemento cimentante deste, bem como na retenção de umidade, favorecendo a construção e manutenção de um horizonte mais apto à recepção de camada de cobertura vegetal.

O tratamento de 70% da CC demonstrou efeitos superiores quanto à biodegradação do lixiviado no solo, confirmado estatisticamente, e ao enriquecimento de carga orgânica em relação aos outros tratamentos analisados. Este fato pode ser influenciado pela maior presença de material orgânico e umidade, sobretudo. Doses acima da utilizada no tratamento de 70% da CC pode obter resultados melhores, entretanto não pode-se afirmar devido ao teor de oxigênio que é determinante aos microrganismos decompositores aeróbios.

No período de vinte dias, as taxas aplicadas de lixiviado utilizadas neste estudo resultou em mínima incorporação de metais pesados ao solo e alta em nutriente. Entretanto, não foi estudado o efeito positivo ou negativo da reincidência da aplicação do lixiviado no solo, o que pode interferir na acumulação de elementos no solo da camada de cobertura.

O impacto da aplicação do lixiviado sobre o comportamento das bactérias heterotróficas autóctones foi positivo, corroborando com teores não tóxicos de metais pesados presentes. Não foi avaliado o efeito de aplicações sequenciais nestas populações, mas acredita-se que haverá tendencialmente seleção de espécies mais adaptadas ao lixiviado.

As taxas preliminares de aplicação superficial de lixiviado obtidas a partir da capacidade de campo do solo foram adequadas às dimensões reais e da vazão diária do aterro sanitário estudado, para as condições do solo atual e características climáticas da região.

Diante dessas considerações, pode-se adotar a prática de aplicação de lixiviado no solo da camada de cobertura de aterro sanitário constituído por solo franco argilo-arenoso, em regiões com clima tropical quente e úmido, utilizando a taxa de aplicação de até 130,43 m³.ha⁻¹

¹, como alternativa de tratamento de lixiviado por ser economicamente viável e ambientalmente adequada. Entretanto, deve-se observar que esse cenário não é aplicável em quaisquer situações, devendo-se avaliar caso-a-caso as condições de solo, clima e manejo. A dependência em relação ao clima e mesmo em função da distribuição de chuvas de acordo com a época do ano deve ser considerado seriamente, avaliando ainda alternativas a situações extremas como a existência de lagoas de contenção de lixiviado com capacidade de suportar eventos mais extremos. Outras medidas preventivas podem ser empregadas como recalque de taludes, utilizando cobertura vegetal, para impedir que ocorra a erosão nos taludes; instalação de poços de monitoramento e amostragem, para evitar a contaminação dos corpos hídricos subterrâneos; e avaliação periódica dos níveis de metais pesados no solo da camada de cobertura.

Em regiões semiáridas, as condições climáticas são ainda mais favoráveis para o uso desta prática de aplicação de lixiviado, visto que a precipitação é baixa, reduzindo bastante os problemas estruturais nos taludes, além da incidência de raios solares ser maior e mais constante sobre o solo desprovido de vegetação, contribuindo na evaporação do lixiviado. Outro benefício que o lixiviado iria oferecer é a matéria orgânica, muito carente nos solos do semiárido que são escassos devido, em grande parte, à ausência de vegetação e à fotodegradação ocasionada pela grande incidência da radiação solar direta.

Essa prática também poderia ser aplicável em pequenos aterros, reduzindo custos operacionais e riscos ambientais da disposição inadequada deste efluente em corpos receptores diretamente ou por sistemas ineficientes e/ou mal operados, o que comumente ocorre em cidades pequenas.

De uma forma geral, como toda técnica de tratamento de efluentes, requer monitoramento da transferência da poluição para outros compartimentos ambientais (solo/corpo hídrico/atmosfera), a aplicação de lixiviado em solo da camada de cobertura de aterro sanitário é uma técnica simples e efetiva, aplicável sob determinadas condições autóctones dependentes do solo, clima, manejo e porte do aterro.

REFERÊNCIAS

ABNT. **Água** – Determinação de resíduos (sólidos) – Método gravimétrico. ABNT NBR 10664. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1989.

_____. **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. ABNT NBR 8.419. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1992.

_____. **Rochas e solos**. ABNT NBR 6502. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1995.

_____. **Aterros de resíduos não perigosos** – Critérios para projetos, implantação e operação. ABNT NBR 13.896. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1997 (a).

_____. **Tratamento no solo**. ABNT NBR 13894. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1997 (b).

_____. **Resíduos em solos** – Determinação da biodegradação pelo método respirométrico. ABNT NBR 14.283. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1999.

_____. **Ecotoxicologia aquática** – Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (ensaio de bactéria luminescente). Parte 1: método utilizando bactérias recém-cultivadas. ABNT NBR 15.411-1. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2012.

ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2015**. Disponível em <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2015.pdf>>. Acesso em: 10 ago. 2016.

AHN, W.-Y et al. Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process. **Desalin**, v. 149, p. 109-114, 2002.

AJWA, H. A.; TABATABAI, M. A. Decomposition of different organic materials in soils. **Biol. Fert. Soil.**, v. 18, n. 3, p. 175-182, set 1994.

AKESSON, M.; NILSSON, P. Seasonal changes leachate production and quality from test cells. **J. Environ. Eng. - ASCE**, v. 123, 892-900, 1997.

ALARIBE, F. O.; AGAMUTHU, P. Fertigation of Brassica rapa L. using treated landfill leachate as a nutrient recycling option. **S. Afr. J. Sci.**, v. 112, n. 3/4, March/April, 2016.

ALMEIDA, L. V. **Biodegradação de óleo diesel em sedimento estuarino da área de influência direta da refinaria nordeste, Pernambuco – Brasil.** 2009. 63f. Monografia (Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco, Recife, 2009.

ALMEIDA, N. C. et al. Study of stillage biodegradation by respirometry in sandy and clay soils. **Afr. J. Agric. Res.**, v. 8, n. 35, p. 4506-4513, 2013.

ALVAREZ, V. H. et al. Determinação e uso do fósforo remanescente. **B. Inf. SBCS**, v. 25, p. 27-32, 2000.

AMARAL, M. C. S. et al. Avaliação da biodegradação anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários. **Eng. sanit. ambient.**, v. 13, n. 1, p. 38-45, jan/mar 2008.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 20 ed. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation, 1569 p., 1999.

ARAÚJO, E. P. et al. Influência da temperatura no desenvolvimento de bactérias aeróbias em um biorreator de resíduos sólidos urbanos localizado na Universidade Federal de Campina Grande - PB. In: 3º SIMPOSIO IBEROAMERICANO DE INGENIERÍA DE RESIDUOS. 2º SEMINÁRIO DA REGIÃO NORDESTE SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS, 2010, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: UFPB, 2010.

AUGUSTO, D. C. C. et al. Utilização de esgotos domésticos tratados através de um sistema biológico na produção de mudas de *Croton floribundus* Spreng. (Capixingui) e *Copaifera langsdorffii* Desf. (Copaíba). **R. Árv.**, v. 27, n. 3, p.335-342, 2003.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura.** 2 ed. Campina Grande: UFPB, 1991, 153p.

AZEVEDO, L. P.; OLIVEIRA, E. L. Efeitos da aplicação de efluente de tratamento de esgoto na fertilidade do solo e produtividade de pepino sob irrigação subsuperficial. **Eng. Agríc.**, v. 25, n. 1, p. 253-263, jan./abr. 2005.

AZIZ, S. Q. et al. Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: A comparative study. **J. Environ. Manage**, v. 91, p. 2608-2614, 2010.

BAE, J. H. et al. Effects of leachate recycle and anaerobic digester sludge recycle on the methane production from solid wastes, **Water Sci. Technol.** v. 38, p. 159–168, 1998.

BAHIA. Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia. **Manual de operação de aterros sanitários.** Salvador, s. d.

BAIG, S. et al. Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and Satrod case studies. **Ozone-Sci. Eng.**, v. 21, p. 1–22, 1999.

BALBA, M. T.; AL-AWADHI, N.; AL-DAHER, R. Bioremediation of oil-contaminated soil: microbiological methods for feasibility assessment and field evaluation. **J. Microbiol. Meth.**, v. 32, p. 155-164, 1998.

BARBOSA, C. C. et al. Qualidade microbiológica da água consumida em bebedouros de uma unidade hospitalar no Sul de Minas. **R. Eletr. Acerv. Saúde**, v. 4, n. 1, p. 200-211, 2012.

BARLAZ, M. A. et al. Methane Production from Municipal Refuse: A Review of Enhancement Techniques and Microbial Dynamics, **CRC Crit. Rev. Env. Contr.**, v. 19, n.6, p. 557-569, 1990.

BARROS, R. P. et al. Alterações em atributos químicos de solo cultivado com cana-de-açúcar e adição de vinhaça. **Pesq. Agropec. Trop.**, Goiânia, v. 40, n. 3, p. 341-346, jul./set. 2010.

BASSO, C. J. et al. Vinhaça como fonte de potássio: resposta da sucessão aveia-preta/milho silagem/milho safrinha e alterações químicas do solo na Região Noroeste do Rio Grande do Sul. **Ci. Rural**, Santa Maria, v. 43, n. 4, p. 596 – 602, 2013.

BAZIENE, K. et al. Influence of total precipitation and air temperature on the composition of municipal landfill leachate. **Environ. Eng. Manage. J.**, v. 12, n. 1, p. 175-182, 2013.

BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reuso da água no meio agrícola. **Rev. Tecnológ. Inovaç. Agropec.**, v. 1, n. 1, p. 152 – 169, 2008.

BHALLA, B.; SAINI, M. S.; JHA, M. K. Effect of age and seasonal variations on leachate characteristics of municipal solid waste landfill. **IJRET**, v. 2, n. 8, p. 223-232, 2013.

BORTOLUZZI, E. C. et al. Contribuição de constituintes de solo à capacidade de troca de cátions obtida Por diferentes métodos de extração. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 33, p. 507-515, 2009.

BRASIL. MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Resíduos sólidos: projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários: guia do profissional em treinamento**. Nível 2. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (org.). Belo Horizonte: ReCESA, 2008, 120 p.

_____. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1988; e dá outras providências. **Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]**, Brasília, DF, v. 134, n. 248, 3 ago. 2010. Seção I.

BRITO, F. L.; ROLIM, M. M. Comportamento do efluente e do solo fertirrigado com vinhaça. **Agropec. Técn.**, v. 26, n. 1, p. 60–67, 2005.

BRITO, F. L.; ROLIM, M. M.; PEDROSA, E. M. R. Teores de potássio e sódio no lixiviado e em solos após a aplicação de vinhaça. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.**, Campina Grande, v. 9, (Suplemento), p. 52-56, 2005.

BROOKES, P. C. The use of microbial parameters in soil pollution by heavy metals. **Biol. Fertil. Soils**, v. 19, p. 269-279, 1995.

CALACE, N. et al. Municipal landfill leachate-soil interactions: a kinetic approach. **Chemosphere**, v. 44, p. 1025-1035, 2001.

CAMARGO, J. A. et al. Viabilidade da aplicação do método respirométrico de Bartha para a análise da atividade microbiana de solos sob aplicação de vinhaça. **Eng. Ambient.**, v. 6, n. 2, p. 264-271, mai /ago 2009.

CAMPOS, A. **Degradação de blendas poliméricas por microrganismos de solo e de chorume**. 2008, 132 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2008.

CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation system. **J. Clean. Prod.**, v. 15, p. 1529-1534, 2007.

CASTILHOS, A.B. et al. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em sistema de lagoas. In: GOMES, L. P. (Coord.). **Estudo de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 140-172.

CASTILHOS JUNIOR, A. B.; PRIM, E. C. C.; PIMENTEL, F. J. G. Utilização de lodo de ETA e ETE como material alternativo de cobertura de aterro sanitário. **Estud. Tecnol.**, v. 7, n. 2, p. 86-97, mai/dez 2011.

CATAPRETA, C. A. A.; SIMÕES, G. F. Utilização de resíduos de construção e demolição para cobertura intermediária de resíduos sólidos urbanos dispostos em aterros sanitários. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 26, 2011, Porto Alegre. **Anais eletrônicos...** Porto Alegre: ABES, 2011. Disponível em: <<http://www.cabo.pe.gov.br/pners/CONTE%20C3%9ADO%20DIGITAL/ATERROS%20SANT%20C3%81RIOS/RES%20C3%8DD%20CONSTRU%20C3%87%20&%20COBERTURA%20IN TERM%20ATERROS.pdf>>. Acesso em: 23 ago. 2015.

ÇEÇEN, F.; AKTAS, Ö. Effect of PAC addition in combined treatment of landfill leachate and domestic wastewater in semi-continuously fed batch and continuous-flow reactors. **Water AS**, v. 27, n. 2, p. 177-188, 2001.

CELERE, M. S. et al. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. **Cad. Saúde Públ.**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 939-947, abr, 2007.

CETESB. Vnhaça – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. CETESB Norma Técnica P4.231. São Paulo: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2015.

CHIEMCHAISRI, W. et al. Effects of leachate irrigation on landfill vegetation and cover soil qualities. **As. J. Energy Env.**, v. 6, n. 2, p.116-124, 2005.

CHIANG, L.; CHANG, J.; CHUNG, C. Electrochemical oxidation combined with physical-chemical pretreatment processes for the treatment of refractory landfill leachate. **Environ. Eng. Sci.**, v.18, n.6, p.369–378, 2001.

CHRISTENSEN, T. H. et al. Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. **Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.**, v. 24, p. 119-202, 1994.

CHRISTENSEN, J. B.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, T. H. Effect of dissolved organic carbon on the mobility of cadmium, nickel and zinc in leachate polluted groundwater. **Water Res.**, v. 30, n.12, p.3037–3049, 1996.

CHRISTENSEN, J.B. et al. Characterization of the dissolved organic carbon in landfill leachate-polluted groundwater. **Water Res.**, v. 32, p. 125-135, 1998.

CHRISTENSEN, T. H. et al. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Appl. Geochem.**, v. 16, p. 659 - 718, 2001.

CONDÉ, M. S. et al. Impacto da fertirrigação com água residuária da suinocultura em latossolo vermelho-amarelo. **VÉRTICES**, v. 15, n. 2, p. 161-178, maio/ago. 2013.

CONEGLIAN, C. M. R. et al. Avaliação da biodegradação no solo de resíduos gerados em refinaria de petróleo. **HOLOS Environ.**, Rio Claro, v. 6, n. 2, p. 106-117, 2006.

CORAUCCI FILHO et al. Bases conceituais da disposição controlada de águas residuárias no solo. In: CAMPOS, J. R. (coord.). **Tratamentos de esgotos sanitários por processos anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 464 p.

CORRÊA, R. S.; MELO FILHO, B.; BERNARDES, R. S. Deposição de esgoto doméstico para controle de poluição e revegetação induzida em área degradada. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.**, v. 4, n. 2, p.252-256, 2000.

COSTA, M. R. **Uso da respirometria para avaliação da biodegradação aeróbia de lixiviado de resíduos sólidos urbanos em latossolo vermelho-escuro**. 2009, 125 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

D'ALMEIDA, M. L. O.; VILHENA, A. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. São Paulo-SP. 2^a ed. IPT/CEMPRE, 2000.

DACANAL, M. **Tratamento de lixiviado através de filtro anaeróbio associado a membrana de microfiltração**. 2006, 142 f. Dissertação (Mestrado em Materiais) – Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2006.

DANTAS, I. L. A. et al. Viabilidade do uso de água residuária tratada na irrigação da cultura do rabanete (*Raphanus sativus* L.). **Rev. Ambient. Água**, v. 9, n. 1, Taubaté, Jan./ Mar. 2014.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES; RiMa, 2005. v. 1.

DI IACONI, C.; RAMADORI, R.; LOPEZ, A. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate. **Biochem. Eng. J.**, v. 31, p. 118–124, 2006.

DIAS-JÚNIOR, H. E. et al. Metais pesados, densidade e atividade microbiana em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. **Rev. Bras. Ci. Solo**, v. 22, p. 631-640, 1998.

DUARTE, A. S. **Reuso de água residuária tratada na irrigação da cultura do pimentão (*Capsicum annun L.*)**. 2006. 188f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

DUARTE, A. S. et al. Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo: pH, matéria orgânica, fósforo e potássio. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.**, Campina Grande, v. 12, n. 3, p. 302–310, 2008.

EL FADEL, M. et al. Factors influencing solid waste generation and management. **Waste Manage.**, v. 22, p. 269 - 276, 2002.

EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1979 (a). 1v. Sem paginação.

_____. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Súmula da **Reunião Técnica de Levantamento de Solos**, 10, Rio de Janeiro, 1979 (b). 83p. (Miscelânea, 1)

_____. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230 p.

ERDOGAN, R.; ZAIMOGLU, Z.; MANSUROGLU, S. Utilization of leachate for irrigation in landfill cover soil remediation projects. **J. Food Agr. Environ.**, v .9, p. 979-982, 2011.

FABRETI, A. A. **Pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização através do processp físico-químico**. Dissertação. Engenharia hidráulica e sanitária. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006.

FAGERIA, N. K.; STONE, L. F. **Qualidade do solo e meio ambiente**. Rio de Janeiro: Embrapa Arroz e Feijão, 2006. 35 p.

FELICI, E. M. et al. Remoção de carga orgânica recalcitrante de lixiviado de resíduos sólidos urbanos pré-tratado biologicamente por coagulação química-floculação-sedimentação. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.18, n.2, p. 177-184, 2013.

FERNÁNDEZ-VIÑA, M. B. D. **Gestión de lixiviados – vertederos controlados de residuos sólidos urbanos: una perspectiva internacional**. Curso (10.7), ministrada pela Universidade de Cantabria – Aula de meio ambiente. Septiembre 2000.

FERREIRA, I. V. L.; DANIEL, L. A. Fotocatálise heterogênea com TiO₂ aplicada ao tratamento de esgoto sanitário secundário. **Eng. sanit. Ambien.**, v. 9, n. 4, 335-342, 2004.

FERREIRA, M. A. S. **Aplicação de modelos de avaliação qualitativa e quantitativa dos percolados gerados em um aterro sanitário**. 2006. 227f. Dissertação (Mestrado em engenharia civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

FREIRE, R. S. et al. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Quím. Nova**, v. 23, n. 4, p. 504-511, 2000.

GOMES, L. P.; MORAES, C. A. M.; BOFF, R. D. Emprego de areia usada de fundição em coberturas intermediária e final de aterros sanitários de RSU. **Tecnol. Metalurgia Materiais**, v. 3, n. 4, p. 71-76, abr.-jun. 2007.

GUARÇONI, M. A. Características da fertilidade do solo influenciada pelo plantio adensado de café conilon. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 32, n. 3, p. 949-958, jul/set. 2011.

GUERRA, R. C.; ANGELIS, D. F. D. Classificação e biodegradação de lodo de estações de tratamento de água para descarte em aterro sanitário. **Arq. Inst. Biol.**, v. 72, n. 1, p.87-91, jan./mar., 2005.

HACH. Copper – USEPA **Bicinchoninate Method**. Disponível em: <www.hach.com>. Acesso em: 10 abr 2016.

HAMADA, J. Estimativas de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz de Iguaçu. **Anais eletrônico...** Foz do Iguaçu: ABES, p. 793-802. 1997. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes97/chorume.pdf>>. Acesso em: 21 out. 2014.

HERPIN, U. et al. Chemical effects on the soil–plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation - A pilot field study in Brazil. **Agricul. Wat. Manag**, v. 89, p. 105-115, 2007.

HUNCE, S. Y. et al. Solidification/stabilization of landfill leachate concentrate using different aggregate materials. **Waste Manage.**, v. 32, p. 1394–1400, 2012.

IBGE. **Manual técnico de pedologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2007. 316 p.

IM, J. H. et al. Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system. **Water Res.** v. 35, p. 2403-2410, 2001.

IPCC. **Fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

IWAI, C. K. **Tratamento de chorume através de percolação em solos empregados como material de cobertura de aterros para resíduos sólidos urbanos**. 2005, 202f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) - Faculdade de Engenharia da UNESP, Bauru, 2005.

JACQUES, R. J. S. et al. Biorremediação de solos contaminados com hidrocarbonetos aromáticos policíclicos. **Ci. Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 4, p. 1192-1201, jul-ago, 2007.

JORDÃO, C. P. et al. Adsorção de íons Cu^{2+} em latossolo vermelho-amarelo húmico. **Quím. Nova**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 5-11, 2000.

KALKA, J. Landfill leachate toxicity removal in combined treatment with municipal wastewater. **The Sci. World J.**, p. 1-7, 2012.

KEMERICH, P. D. C. et al. Caracterização do solo em área submetida a derramamento de lixiviado decorrente de aterro sanitário. **REMOA**, v. 14, n. 1, p. 2950-2959, 2014.

KJELDSEN, P.; CHRISTENSEN, T. H.; A simple model for the distribution and fate of organic chemicals in a landfill: MOCLA. **Waste Manage. Res.**, v. 19, p. 201–216, 2001.

KJELDSEN, P. et al. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Crit. Rev. Env. Sci. Tec.**, v. 32, n.4, p.297-336, 2002.

LANA, R. M. Q. et al. Atributos químicos do solo após fertirrigação com água residuária de suinocultura na produção dos capins tifton 85. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA – CONBEA, 43., 2014, Campo Grande. **Anais eletrônico...** Campo Grande: SBEA, 2014. Disponível em: < <http://docplayer.com.br/14684414-Atributos-quimicos-do-solo-apos-fertirrigacao-com-agua-residuaria-de-suinocultura-na-producao-dos-capins-tifton-85.html>>. Acesso em 5 mai. 2016.

LANGE, L. C. et al. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de fenton. **Eng. Sanit. Ambient.** v. 11, n. 2, 175-183, 2006.

LEDAKOWICZ, S.; KACZOREK, K. Laboratory simulation of anaerobic digestion of municipal solidwaste, **J. Environ. Sci. Health**, v. 39, n. 4, p. 859-871, 2004.

LEYVAL, C.; TURNAU, K.; HASELWANDTER, K. Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: physiological, ecological and applied aspects. **Mycorrhiza**, v. 7, p. 139-153, 1997.

LIMA, J. V. L. et al. Populações microbianas cultiváveis do solo e serrapilheira de uma unidade de conservação no semiárido brasileiro. **Centro Científ. Conhec.**, v. 10, n. 18, p. 2300-2316, 2014.

LODI, P. C.; ZORNBERG, J. G.; BUENO, B. S. Uma breve revisão sobre geossintéticos aplicados a aterros sanitários. **Rev. Tecnol. Fortaleza**, Fortaleza, v. 30, n. 2, p. 188-197, dez. 2009.

LONDE, P. R.; BITAR, N. A. B. Importância do uso de vegetação para contenção e combate à erosão em taludes de lixão desativado no município de Patos de Minas (MG). **Perquirere**, Patos de Minas, v. 8, n. 2, p. 224-249, dez. 2011.

LOPES, A.S. **Micronutrientes: Filosofias de aplicação e eficiência agrônômica** – São Paulo: ANDA, 1999. Boletim Técnico N°8. 58p.

LOUKIDOU, M. X; ZOUBOULIS, A. I. Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. **Environ. Pollut.**, v.111, p. 273-281, 2001.

LYRA, M. R. C. C. **Estudo comparativo da aplicação de vinhaça tratada e in natura em solos sob cultivo de cana-de-açúcar**. 2008, 140f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

MAGGI, C. F. et al. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.**, v. 15, n. 2, p.170–177, 2011.

MANNARINO, C. F. et al. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 11, n. 2, p. 108 – 112, 2006.

MARTINS-FRANCHETTI, S. M.; MUNIZ, D. K. Interação entre filmes de PVC e chorume enriquecido com o meio mineral. **Arq. Inst. Biol.**, v. 69, n. 3, p.103-107, jul./set., 2002.

MATOS, A. T.; CARVALHO, A. L.; AZEVEDO, I. C. D. Viabilidade do aproveitamento agrícola de percolados de resíduos sólidos urbanos. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Amb.**, v. 12, n. 4, p. 435-440, 2008.

MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A. V. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos e despolpa dos frutos do cafeeiro**. Viçosa: Associação dos Engenheiros Agrícolas do Estado de Minas Gerais. 2003. 68 p.

MAUCHLY, J. W. Significance test for sphericity of a normal n-variate distribution. **Ann Math Stat**, v. 11, p. 204-209, 1940.

MEDEIROS, S. S. et al. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo do estado nutricional do cafeeiro. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Amb.**, v. 12, n. 2, p. 109-115, 2008.

MENEZES, M.; ASSIS, S. M. P. **Guia prático para fungos fitopatogênicos**. 2 ed. - Recife: UFRPE Imprensa Universitária, 2004, 183 p.

MIGUEL, M. G. et al. Variations of the Physical and Chemical Characteristics of Sanitary Landfill Leachate after Percolation into Tropical Soils. **Chem. Eng. Trans.**, v. 28, 2012.

MORAIS, J. L.; SIRTORI, C.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional. **Quim. Nova**, v. 29, n. 1, p. 20-23, 2006.

MORETTI, S. M. L.; BERTONCINI, E. I.; ABREU JUNIOR, C. H. Decomposição de lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto em nitossolo háplico. **Rev. Bras. Ci. Solo**, v. 39, p. 1796-1805, 2015.

MUNIZ, K. **Estudo da degradação da matéria orgânica nitrogenada reciclada**. Elaboração de um modelo matemático para o mediterrâneo ocidental. Trab. Oceanogr. Univ. Fed. P. Recife, v. 26, n. 1, p. 1-12, 1998.

NAGASHIMA, L. A. et al. Avaliação dos níveis de metais pesados em efluente líquido percolado do aterro sanitário de Paranavaí, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Sci. Health Sci.**, v. 31, n. 1, p. 1-8, 2009.

NEYENS, E.; BAEYENS, J. A Review of Classic Fenton's Peroxidation as an Advanced Oxidation Technique. **J. Hazard. Mater.**, v. 28, p. 33-50, 2003.

OLIVEIRA, Z. L. **Lixiviado de aterro sanitário tratados com extratos de *moringa oleífera* Lam isolados e combinados com *abelmoschus esculentus* L.Moench e biossurfactante.** 2015, 166f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

PACHECO, J. R.; PERALTA-ZAMORA, P. Integração de processos físico-químicos e oxidativos Avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume). **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 9, n. 4, 306-311, 2004.

PEDROTI, G. I. **Ensaio de biodegradabilidade aeróbia de hidrocarbonetos derivados do petróleo em solos.** 2007, 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2007.

PFALTZGRAFF, P. A. S. **Jaboatão dos Guararapes: mapas de indicadores geotécnicos.** Recife: Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 1996. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/recife/rel09.pdf>>. Acesso em 6 nov. 2015.

PFEFFER, J. T. Solid waste management engineering. Nova Jersey: Prentice-Hall Inc., 1992. v. 1, 319 p.

PREVIATI, R. et al. Isolamento e quantificação das populações de bactérias em geral e de actinomicetos presentes no solo. **Arq. Ciênc. Vet. Zool. UNIPAR**, Umuarama, v. 15, n. 2, p. 155-160, jul./dez. 2012.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. Treatment of landfill leachate with an upflow anaerobic reactor combining a sludge bed and a filter – Discussion. **Water Sci. Tec.**, v. 21, n. 12, p. 1543-1550, 1985.

PORTELINHA, F. H. M. et al. Influência da colmatção biológica nos parâmetros de ensaio hidrodinâmico de filtração de geotêxteis não tecidos expostos a chorume e vinhaça. In: Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental / VI Simpósio Brasileiro de Geossintéticos, 7., 2011, Belo Horizonte. **Anais eletrônicos...** Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/259973238_Influencia_da_Colmatacao_Biologica_nos_Parametros_de_Ensaio_Hidrodinamico_de_Filtracao_de_Geotexteis_nao_tecidos_expostos_a_chorume_e_vinhaca>. Acesso em: 4 jan. 2016.

QUAGGIO, J. A.; RAIJ, B. van. Comparação de métodos rápidos para a determinação da matéria orgânica em solos. **Rev. Bras. Ci. Solo**, v. 3, p. 184-187, 1979.

REGO, J. L. et al. Uso de esgoto doméstico tratado na irrigação da cultura da melancia. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Amb.**, Campina Grande, suplemento, p. 155-159, 2005.

REGO, A. P. J. **Avaliação da atividade microbiana em solo com herbicida ametrina e adição de biofertilizante**. 2013, 89 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Universidade Estadual de Campinas, Limeira, 2013.

REINHART, D. R.; AL-YOUSFI A. B. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics, **Waste Manage. Res**, v. 14, p. 337–346, 1996.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **J. Hazard. Mater.**, v. 150, p.468–493, 2008.

RODRIGUES, N. M. **Avaliação do efeito da lavagem com surfactante na biodegradação de um solo contaminado por óleo diesel**. 2011, 155f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

RODRIGUES, H. J. B. et al. Variabilidade quantitativa de população microbiana associada às condições microclimáticas observadas em solo de floresta tropical úmida. **R. Bras. Meteorol.**, São José dos Campos, v. 26, n.4, p. 629 - 638, 2011.

RONQUIM, C.C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010, 26 p.: il. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 8).

SALAZAR, R. F. S.; PEIXOTO, A. L. C.; IZÁRIO FILHO, H. J. Avaliação da metodologia 5220 d. *Closed Reflux, colorimetric method* para determinação da demanda química de oxigênio (DQO) em efluente lácteo. **Rev. Analyt.**, n. 44, dez 2009/jan 2010.

SAN, I.; ONAY, T. T. Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation, **J. Hazard. Mater.**, v. 87, n. 1-3, p. 259 – 271, 2001.

SANTORO, R. **Introdução ao SAS para análises de experimentos**. Unidade Acadêmica de Garanhuns, Imprensa Universitária da UFRPE, 2006, 316 p.

SANTOS, A. F. M. S. **Caracterização, avaliação da biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia e tratamento em reator UASB do chorume do aterro da Muribeca.** Dissertação. Pós-graduação do departamento de engenharia civil. Universidade Federal de Pernambuco, 2003.

SAYER, J. A.; GADD, G. M. Binding of cobalt and zinc by organic acids and culture filtrates of *Aspergillus niger* grown in the absence or presence of insoluble cobalt and zinc phosphate. **Mycol. Res.**, v. 105, n. 10, p. 1261–1267, Oct 2001.

SCHIOPU, A. M.; GAVRILESCU, M. Municipal solid waste landfilling and treatment of resulting liquid effluents, **Environ. Eng. Manage. J.**, v. 9, p. 993-1019, 2010.

SILVA, D. F. et al. Alteração química de solo cultivado com capim Tifton 85 (*Cynodon*spp.) e fertilizado com percolato de resíduo sólido urbano. **Acta Sci. Tech.**, Maringá, v. 33, n. 3, p. 243-251, 2011.

SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient**, Campina Grande, v. 11, n. 1, p. 108-114, 2007.

SILVA, T. N.; FREITAS, F. S. N.; CANDIANI, G. Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte. **Eng Sanit Ambient**, v. 18, n. 2, p. 95-104, abr/jun 2013.

SILVA, M. S. G. M.; LOSEKANN, M. E.; HISANO, H. **Aquicultura: manejo e aproveitamento de efluentes.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2013, 39 p.

SILVA, A. P. M.; BONO, J. A. M.; PEREIRA, F. A. R. Aplicação de vinhaça na cultura da cana-de-açúcar: efeito no solo e na produtividade de colmos. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v. 18, n. 1, p.38-43, 2014.

SILVEIRA, R. B.; MELLONI, R.; PEREIRA, E. G. Atributos microbiológicos e bioquímicos como indicadores da recuperação de áreas degradadas, no sul de Minas Gerais. **Rev. Acad. Ciênc. Agrár Ambient.**, v. 2, n. 2, p. 21-29, abr./jun. 2004.

SIMÕES, K. S. et al. Água residuária de esgoto doméstico tratado na atividade microbiana do solo e crescimento da mamoneira. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.**, Campina Grande, v. 17, n. 5, p. 518-523, 2013.

SIQUEIRA, J. O. et al. **Microrganismos e processos biológicos do solo: perspectiva ambiental. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária**, Centro Nacional de Pesquisa de Arroz e Feijão; Centro Nacional de Pesquisa de Soja - Brasília: EMBRAPA-SPI, 1994. 142 p.

SIQUEIRA, J. O.; POUYÚ, E.; MOREIRA, F. M. S. Micorrizas arbusculares no crescimento pós-transplante de mudas de árvores em solo com excesso de metais pesados. **Rev. Bras. Ci. Solo**, v. 23, p. 569-580, 1999.

SMANHOTTO, A. et al. Cobre e zinco no material percolado e no solo com aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja. **Eng. Agríc.**, v. 30, n. 2, p.346-357, mar./abr. 2010.

SMITH, R. G.; SCHROEDER, E. D. Field studies of the overland flow process for the treatment of raw and primary treated municipal wastewater. **J. Water Pollut. Con. F.**, v. 57, n. 7, p.785-794, 1985.

SOMMERS, L. E.; NELSON, D. W.; SILVIERA, D. J. Transformations of carbon, nitrogen, and metals in soils treated with waste materials. **J. Environ. Qual.**, Madison, v. 8, p. 287-294, 1979.

SOUZA, J. A. A. de. et al. Efeitos da fertirrigação com água residuária de origem urbana sobre a produtividade do cafeeiro. **Rev. Bras. Eng. Agri. Amb.**, Campina Grande, v. 9, p. 128-132, 2005.

SOUZA, M. A. A. et al. Criadouros de *Biomphalaria*, temporários e permanentes, em Jaboatão dos Guararapes, PE. **Rev. Soc. Bras. Med. Trop.**, v. 41, n. 3, p. 252-256, mai-jun 2008.

TABACHNICK, B. G.; FIDELL, L. S. **Using multivariate statistics**. 2. ed. New York: Harper and Collins, 1989. 746p.

TAUK, S. M. Biodegradação de resíduos orgânicos no solo. **Rev. Bras. Geoci.**, v. 20, p. 299-301, mar/dez 1990.

TEIXEIRA, C. P. A. B. **Estudo Comparativo de Tipos Diferentes de Processos Oxidativos Avançados**. Tese de Doutorado. Faculdade de Engenharia Civil. Universidade Estadual de Campinas. 165p. 2002.

TIEDJE, J. M. et al. Anaerobic processes in soil. **Plant and soil**. v. 76, p. 197-212, 1984.

VETTORI, L. **Métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura–Equipe de Pedologia e Fertilidade do Solo, 1969. 24p. (Boletim Técnico, 7).

VON SPERLING, M. Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: UFMG, 1996, v. 2, 1996.

WHITE, P. J. Calcium channels in the plasma membrane of roots cells. **Annals of Botany**, v. 81, p. 173-183, 1998.

WISBECK, E. et al. Desinfecção de água de chuva por radiação ultravioleta. **Eng Sanit Ambient.**, v. 16, n. 4, p. 337-342, out/dez 2011.

ZUNPAC, V.; JUSTIN, M. Z. Changes in soil characteristics during landfill leachate irrigation of *Populus deltoides*. **Waste Manage.**, v. 30, p. 2130–2136, 201