

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

GISELE ADELITA MATIAS

**REFUNCIONALIZAÇÃO DE SOLO CONTAMINADO POR RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS EM ÁREAS DE ATERRO SANITÁRIO**

Recife

2018

GISELE ADELITA MATIAS

**REFUNCIONALIZAÇÃO DE SOLO CONTAMINADO POR RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS EM ÁREAS DE ATERRO SANITÁRIO**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Geotecnia.

Orientador: Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho.

Recife
2018

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

M433r	<p>Matias, Gisele Adelita. Refuncionalização de solo contaminado por resíduos sólidos urbanos em áreas de aterro sanitário / Gisele Adelita Matias. – 2018. 116 folhas, il., gráfs., tabs.</p> <p>Orientador: Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2018. Inclui Referências. Resumo em Francês.</p> <p>1. Engenharia Civil. 2. Solo. 3. Aterro sanitário. 4. Contaminação. 5. Processo oxidativo avançado. 6. Refuncionalização. I. Motta Sobrinho, Maurício Alves da. (Orientador). II. Título.</p>
	<p>UFPE</p> <p>624 CDD (22. ed.)</p> <p>BCTG/2019-32</p>



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

A comissão examinadora da Defesa de Tese de Doutorado

**REFUNCIONALIZAÇÃO DE SOLO CONTAMINADO POR RESÍDUOS
SÓLIDOS URBANOS EM ÁREAS DE ATERRO SANITÁRIO**

defendida por

Gisele Adelita Matias

Considera a candidata APROVADA

Recife, 13 de dezembro de 2018

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho – UFPE
(orientador)

Prof.^a Dr.^a Marisete Dantas de Aquino – UFC
(examinadora externa)

Prof. Dr. Marcus Metri Corrêa – UFRPE
(examinador externo)

Prof.^a Dr.^a Rosângela Gomes Tavares – UFRPE
(examinadora externa)

Prof. Dr. Silvio Romero de Melo Ferreira – UFPE
(examinador interno)

Aos meus pais, Inácia e
Antônio, razão da minha vida!

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me dado forças em toda minha caminhada na vida acadêmica, foram muitos desafios e renúncias ao longo dessa jornada que está apenas começando.

Ao meu orientador e amigo Prof. Dr. Maurício Motta pela paciência, confiança e incentivo, por não ter me deixado desistir no meio do caminho. Muito obrigada!

A equipe do Aterro Sanitário de Altinho – PE que sempre me recebeu muito bem, permitindo que a pesquisa fosse realizada.

Ao PPGEC e às secretárias (Andrea, Claudiana e Cleide) pelo apoio durante todo o doutorado.

Aos amigos do GPTA/UFPE e GRS/UFPE pela disponibilidade em ajudar, pelas confissões e pelos momentos de desespero compartilhado, podem contar comigo sempre!

A Mário Henrique pelo seu amor e sua presteza, por acordar cedo para me acompanhar durante as visitas ao Aterro Sanitário de Altinho e me ajudar nas coletas.

Aos amigos da Diretoria do CTG/UFPE, Adolfo Alencar, Danielle Nascimento, Diana de Paula e Hegle Lacerda pelo convívio diário, alegria, sorrisos, fofocas, discussões, como é bom trabalhar com pessoas como vocês. À Dona Zita que sempre sabotou minhas dietas, mas adoçou minha vida todas as tardes na copa da Diretoria e apesar de reclamar muito no fundo é só amor! Nesse núcleo encontrei apoio motivacional para o desenvolvimento da tese.

Aos amigos e professores da UACSA/UFRPE, Ana Claudia, Grazianny Leite, Yana Brandão, Nilson Sant'anna, Priscilla Medeiros, Rodrigo Cirilo, Vinicius Dantas e Marcos Ghislandi pelos momentos compartilhados dentro e fora na Universidade. Em especial a Prof^a Yana que sempre me estimulou em momentos de desânimo e me ajudou na pesquisa, obrigada!

Aos meus pais (Inácia e Antônio) e a minha irmã (Geisa) que sempre me apoiaram e me incentivaram em todas as fases da minha vida.

Enfim, agradeço a todos que de alguma maneira ajudaram a este sonho se tornar realidade.

RESUMO

A contaminação do solo tem sido motivo de bastante preocupação em diversas regiões do mundo. A geração desenfreada de resíduos sólidos e sua disposição inadequada tem agravado o risco de contaminação dos solos. Desta forma, o presente trabalho teve por objetivo o tratamento e a refuncionalização do solo de áreas contaminadas por resíduos sólidos urbanos em áreas de aterro sanitário. Para este estudo foi utilizado o solo do entorno do aterro sanitário de Altinho – PE, sendo avaliado a granulometria, massa específica dos grãos, limite de liquidez, limite de plasticidade, teor de umidade, pH, acidez trocável, acidez potencial, matéria orgânica, condutividade, resistividade, sólidos totais dissolvidos e níveis de metais pesados. Observou-se redução da matéria orgânica, indicando a presença de um processo de degradação, bem como um acréscimo na condutividade e nos sólidos totais dissolvidos, ocorrendo o fenômeno inverso para resistividade. Foram avaliados os níveis de cobre, zinco, cádmio e chumbo e constatado que o cádmio apresentou valores acima dos valores de investigação, ou seja, 3 mg/kg, indicando uma situação de risco. A descontaminação do solo foi realizada pelos processos Fenton e foto-Fenton com luz negra e luz solar, sendo observado percentual de conversão de carbono orgânico total de 37,66%, 69,40% e 73,98% respectivamente. Observou-se que após o tratamento com o foto-Fenton solar o solo apresentou pequenas concentrações de íons inorgânicos, pH muito baixo (pH = 3,31), elevada saturação por alumínio (m% = 41,63%) e baixo grau de saturação por bases (33,33%), revelando um solo infértil. Para refuncionalização do solo o pH foi elevado para 6,3 e utilizado lodo de esgoto nas proporções de 10%, 30% e 50% em relação à massa do solo pós-tratado. Para validar a refuncionalização foi utilizada a espécie *Coriandrum Sativum L.*, obtendo melhores resultados para o crescimento da raiz, comprimento total da planta, quantidade de folhas e massa das plantas para o tratamento com inserção de 30% de lodo de esgoto quando comparado aos demais tratamentos. Em relação à toxicidade, o tratamento com inserção de 30% de lodo de esgoto apresentou percentual de inibição de raízes de 13,19%, não representando risco de toxicidade para a espécie *Lactuca Sativa L.*. Também foi observado, com a inserção do lodo de esgoto, o aumento da capacidade de troca de cátions (CTC = 25,06 c.mol./dm³), do índice de saturação por bases (95,61%), de níveis de nitrogênio (N = 0,60 c.mol./dm³) e fósforo (P = 3,00 c.mol./dm³), além da redução da saturação por alumínio (tendendo a zero), revelando melhoria nas condições agronômicas do solo para o mesmo tratamento.

Palavras-chave: Solo. Aterro sanitário. Contaminação. Processo oxidativo avançado. Refuncionalização.

ABSTRACT

Soil contamination has been a cause of concern in several regions of the world. A rampant generation of solid waste and its inadequate disposal has aggravated the risk of contamination of soils. In this way, the present work had as objective and a refunctionalization of the soil of areas contaminated by solid waste in landfill areas. This is the soil of the Altinho - PE sanitary environment, being evaluated the granulometry, grain dosage, liquidity limits, plasticity limit, moisture content, pH, exchangeable acidity, potential acidity, organic matter, conductivity, resistivity, serum total, dissolve and heavy metal levels. Observance of the organic matter, using the presence of a degradation process, as well as an increase in conductivity and syphilis, dissolves, occurring the inverse phenomenon for resistivity. The levels of copper, zinc, cadmium and lead were evaluated and found that cadmium presented values above the values of the research, that is, 3 mg / kg, indicating a risk situation. The soil decontamination was carried out using Fenton and photo-Fenton processes with black and solar light, obtaining a percentage of 31.66%, 69.40% and 73.98%, respectively. It was observed that after the photo-Fenton solar treatment the soil obtained small concentrations of inorganic ions, very low pH (pH = 3.31), high saturation by aluminum (m% = 41.63%) and low degree of saturation by bases (33.33%), revealing an infertile soil. For soil refunctionalization the pH was raised to 6.3 and sewage sludge was used in the proportions of 10%, 30% and 50% in relation to the post-treated soil mass. *Coriandrum Sativum L.* was used to validate the refunctionalization, obtaining better results for root growth, total plant length, leaf quantity and plant mass for the treatment with 30% sewage sludge insertion when compared to the others treatments. In relation to toxicity, the treatment with 30% of sewage sludge presented a root inhibition percentage of 13.19%, not representing a risk of toxicity for the species *Lactuca Sativa L.* It was also observed, with the insertion of sludge (CTC = 25.06 c.molc / dm³), base saturation index (95.61%), nitrogen levels (N = 0.60 c.molc / dm³) and phosphorus (P = 3.00 c.molc / dm³), in addition to the reduction of aluminum saturation (tending to zero), revealing an improvement in agronomic soil conditions for the same treatment.

Keywords: Soil. Landfill. Contamination. Advanced oxidative process. Refunctionalization.

RÉSUMÉ

La contamination des sols a été une source de préoccupation dans plusieurs régions du monde. Une génération effrénée de déchets solides et leur élimination inadéquate ont aggravé le risque de contamination des sols. De cette manière, les travaux en cours avaient pour objectif et pour une nouvelle fonctionnalisation des sols des zones contaminées par des déchets solides dans les décharges. Il s'agit de la granulométrie, du dosage du grain, des limites de liquidité, de la plasticité, de la teneur en humidité, du pH, de l'acidité échangeable, de l'acidité potentielle, de la matière organique, de la conductivité, de la résistivité, du sérum. totaux, dissoudre et les niveaux de métaux lourds. L'observance de la matière organique, utilisant la présence d'un processus de dégradation, ainsi qu'une augmentation de la conductivité et de la syphilis, se dissout, ce qui produit le phénomène inverse de la résistivité. Les niveaux de cuivre, de zinc, de cadmium et de plomb ont été évalués et ont montré que le cadmium présentait des valeurs supérieures aux valeurs de la recherche, soit 3 mg / kg, indiquant une situation de risque. La décontamination des sols a été effectuée à l'aide des procédés Fenton et photo-Fenton avec lumière noire et lumière solaire, obtenant un pourcentage de 31,66%, 69,40% et 73,98%, respectivement. Après le traitement avec le photo-Fenton solar, le sol présentait de petites concentrations d'ions inorganiques, un pH très bas (pH = 3,31), une saturation élevée en aluminium (m% = 41,63%) et un faible degré de saturation en bases (33,33%), révélant un sol stérile. Pour le remaniement des sols, le pH a été augmenté à 6,3 et les boues d'épuration ont été utilisées dans les proportions de 10%, 30% et 50% par rapport à la masse de sol post-traitée. *Coriandrum Sativum L.* a été utilisé pour valider la ré-fonctionnalisation en obtenant de meilleurs résultats pour la croissance des racines, la longueur totale de la plante, la quantité de feuilles et la masse de la plante pour le traitement avec une insertion de 30% de boues d'épuration par rapport aux autres traitements. En ce qui concerne la toxicité, le traitement avec 30% de boues d'épuration a présenté un pourcentage d'inhibition des racines de 13,19%, ne représentant pas de risque de toxicité pour l'espèce *Lactuca Sativa L.* Il a également été observé lors de l'insertion de boues. (CTC = 25,06 c.molc / dm³), indice de saturation en bases (95,61%), taux d'azote (N = 0,60 c.molc) / dm³) et du phosphore (P = 3,00 c.molc / dm³), en plus de la réduction de la saturation en aluminium (tendance à zéro), révélant une amélioration des conditions agronomiques du sol pour le même traitement.

Motsclés: Sol. Mise en décharge. Contamination. Processus oxydatif avancé. seulRefunctionalization.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Localização do Município de Altinho.....	45
Figura 2 –	Vista do Aterro Sanitário de Altinho.....	46
Figura 3 –	Mapa das coordenadas dos pontos de coleta das amostras no aterro.....	47
Figura 4 –	Coleta das amostras no Aterro Sanitário de Altinho.....	48
Figura 5 –	Caixa de passagem (a) e Estação de tratamento de lixiviado (b).....	50
Figura 6 –	Montagem experimental com ausência de luz.....	52
Figura 7 –	Prensagem do lodo de esgoto.....	55
Figura 8 –	Ensaio de toxicidade utilizando sementes de alface.....	57
Figura 9 –	Amostras acondicionadas na incubadora por 120 horas.....	57
Figura 10 –	Curva granulométrica do solo do aterro de Altinho.....	59
Figura 11 –	Correlação entre M.O. e metais (a) Cobre, (b), Zinco, c (Cádmio) e (d) Chumbo em março de 2016.....	66
Figura 12 –	Correlação entre M.O. e metais (a) Cobre, (b), Zinco, c (Cádmio) e (d) Chumbo em setembro de 2016.....	67
Figura 13 –	Correlação entre M.O. e metais (a) Cobre, (b), Zinco, c (Cádmio) e (d) Chumbo em março de 2017.....	68
Figura 14 –	Relação entre o nitrogênio amoniacal e o pH sob temperatura 25°C.....	73
Figura 15 –	Dependência da conversão de COT em função da concentração de H ₂ O ₂ e Fe ⁺² para sistema isento de radiação.....	76
Figura 16 –	Gráfico de contorno para sistema isento de radiação.....	77
Figura 17 –	Dependência da conversão de COT em função da concentração de H ₂ O ₂ e Fe ⁺² para sistema com luz negra.....	79
Figura 18 –	Gráfico de contorno para sistema com luz negra.....	79
Figura 19 –	Dependência da conversão de COT em função da concentração de H ₂ O ₂ e Fe ⁺² para sistema com luz solar.....	81
Figura 20 –	Gráfico de contorno para sistema com luz solar.....	82
Figura 21 –	Crescimento do coentro.....	86

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Classificação do solo de acordo com o índice de plasticidade.....	19
Quadro 2 – Classificação do solo de acordo com o índice de consistência.....	19
Quadro 3 – Viscosidade da água e do lixiviado do aterro da Muribeca.....	21
Quadro 4 – Classificação de área baseada na condutividade elétrica aparente.....	63
Quadro 5 – Caracterização físico-química de lixiviados gerados por aterros em Pernambuco.....	74
Quadro 6 – Níveis de saturação por alumínio no solo.....	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Quantidade de calcário necessário para elevar o valor do pH do solo a 5,5, 6,0 e 6,5.....	26
Tabela 2 – Tecnologias para remediação de solo contaminado.....	33
Tabela 3 – Coordenadas dos pontos das amostras de solo coletadas.....	47
Tabela 4 – Média do índice pluviométrico acumulado no período de 8 dias anterior a coleta.....	48
Tabela 5 – Níveis das variáveis do estudo experimental.....	52
Tabela 6 – Estudo experimental nas diferentes condições de fonte de radiação.....	53
Tabela 7 – Resultado das análises das amostras de solo coletadas em março de 2016	60
Tabela 8 – Resultado das análises das amostras de solo coletadas em setembro de 2016.....	61
Tabela 9 – Resultado das análises das amostras de solo coletadas em março de 2017	61
Tabela 10 – Valores orientadores para concentração de metais no solo.....	64
Tabela 11 – Níveis de metais pesados das amostras coletadas em março de 2016.....	64
Tabela 12 – Níveis de metais pesados das amostras coletadas em setembro de 2016...	64
Tabela 13 – Níveis de metais pesados das amostras coletadas em março de 2017.....	65
Tabela 14 – Matriz de correlação de Pearson.....	68
Tabela 15 – Caracterização do solo bruto.....	69
Tabela 16 – Caracterização do solo contaminado.....	70
Tabela 17 – Valores para interpretação de resultados de análise de solo.....	72
Tabela 18 – Faixas para interpretação do teor de fósforo em solo.....	72
Tabela 19 – Resultado do estudo para o sistema isento de radiação.....	77
Tabela 20 – Resultado do estudo para o sistema na presença de luz negra.....	80
Tabela 21 – Resultado do estudo para o sistema na presença de luz solar.....	82
Tabela 22 – Caracterização do solo pós-POA.....	83
Tabela 23 – Caracterização do lodo de esgoto.....	85
Tabela 24 – Resultado para os testes de refuncionalização do solo.....	88
Tabela 25 – Resultado para ensaio de toxicidade utilizando sementes de alface.....	89
Tabela 26 – Caracterização do solo refuncionalizado.....	90
Tabela 27 – Caracterização da terra vegetal.....	91

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
1.1	OBJETIVOS.....	16
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	17
2.1	O SOLO E SUAS PROPRIEDADES.....	17
2.1.1	Propriedades físicas.....	18
2.1.2	Propriedades químicas.....	21
2.2	ADUBAÇÃO DO SOLO.....	27
2.3	ATERROS SANITÁRIOS E CONTAMINAÇÃO DO SOLO.....	29
2.4	TÉCNICAS DE REMEDIAÇÃO DO SOLO.....	33
2.4.1	Processos oxidativos avançados.....	34
2.4.2	Processos oxidativos avançados envolvendo peróxido de hidrogênio (H₂O₂).....	36
2.4.2.1	H ₂ O ₂ /UV.....	36
2.4.2.2	Fenton (H ₂ O ₂ /Fe ⁺² ou Fe ⁺³).....	36
2.4.2.3	Foto-Fenton (H ₂ O ₂ / Fe ⁺² /UV).....	37
2.5	TRATAMENTO DE SOLO POR PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS.....	38
2.6	REFUNCIONALIZAÇÃO DO SOLO.....	40
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	44
3.1	ÁREA DE ESTUDO.....	44
3.2	ETAPA 1 – CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO.....	46
3.2.1	Amostragem do solo.....	46
3.2.2	Caracterização do solo.....	49
3.3	ETAPA 2 – TRATAMENTO DO SOLO CONTAMINADO PELO LIXIVIADO.....	50
3.3.1	Degradação da matéria orgânica através de processos oxidativos avançados utilizando o peróxido de hidrogênio (H₂O₂).....	51
3.3.2	Ensaio de fertilidade e correção de pH do solo pós-POA.....	53
3.3.3	Refuncionalização do solo.....	54

3.3.4	Ensaio de toxicidade.....	55
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	59
4.1	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DO SOLO.....	59
4.2	RESULTADOS E DISCUSSÃO DA CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO.....	60
4.2.1	Análise de metais no solo.....	63
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO DO TRATAMENTO DO SOLO CONTAMINADO.....	69
4.3.1	Degradação da matéria orgânica presente no solo por Processo Oxidativo Avançado (POA).....	75
4.3.1.1	Sistema isento de radiação (Fenton).....	75
4.3.1.2	Sistema com a presença de luz negra (Foto-Fenton).....	78
4.3.1.3	Sistema com a presença de luz solar (Foto-Fenton).....	80
4.3.2	Avaliação do solo pós-POA.....	83
4.4	REFUNCIONALIZAÇÃO DO SOLO.....	85
4.4.1	Ensaio de toxicidade dos solos.....	88
4.4.2	Avaliação do solo refuncionalizado.....	90
5	CONCLUSÕES.....	92
	REFERÊNCIAS.....	94

1 INTRODUÇÃO

É indiscutível o fato de que a revolução industrial, o desenvolvimento tecnológico e o crescimento econômico trouxeram benefícios à sociedade. Contudo, paralelo à estes benefícios, tem-se observados alguns efeitos colaterais que suscitaram problemas socioeconômicos e ambientais. No que tange o meio ambiente, a geração de resíduos sólidos é um dos principais agentes de degradação ambiental, bem como de diminuição de qualidade de vida (SANTOS *et al.*, 2002; RAPTÍ-CAPUTO *et al.*, 2006).

Em função da variabilidade de sua composição, recalcitrância e natureza heterogênea, os resíduos sólidos podem causar impactos sanitário, ambiental, econômico e estético durante todo seu ciclo de vida e principalmente, em sua etapa de destinação final, agredindo o ar, o solo, a água e os ecossistemas. Muitos materiais contidos nos resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados pela população poderiam ser reciclados ou reutilizados ou ainda transformados em adubo orgânico. Porém, do que é coletado apenas uma pequena parte é aproveitada sendo o restante destinado a aterros sanitários. Quando não, os RSU são depositados sem tratamento em lugares inapropriados (lixões ou aterros controlados). O descarte inadequado desses resíduos sólidos nos centros urbanos, ou seja, sem qualquer tratamento, tem contaminado principalmente o solo e a água de várias regiões brasileiras (SANCHES *et al.*, 2006; OLIVEIRA, 2012; POLI *et al.*, 2014).

Ao serem dispostos no seu destino final, os resíduos sólidos sofrem uma série de processos físicos, químicos e biológicos durante sua decomposição, propiciando a formação de subprodutos líquidos (lixiviado) e gasosos (biogás), cujas características dependem da composição dos próprios resíduos. Sendo o lixiviado o principal agente poluente dos recursos hídricos, solos e ecossistemas devido a sua elevada carga de compostos tóxicos (PACHECO, 2004; RIGOBELLO *et al.*, 2015; CELESTINO; SARON, 2012).

Neste cenário, devido ao alto potencial poluente e à preocupação de diversos setores da sociedade, em 2010 foi promulgada a Lei nº 12.305 que instituiu a Política Nacional dos Resíduos Sólidos. Esta Lei orienta os estados e municípios para extinção de lixões e qualquer outra forma de disposição inadequada, ficando obrigados a dispor seus resíduos de maneira adequada, a exemplo dos aterros sanitários (BRASIL, 2010).

A construção de um aterro sanitário é uma técnica de disposição final de resíduos sólidos considerada ambientalmente correta e tem como finalidade gerar o menor impacto possível ao meio ambiente, não causando danos ou riscos à saúde pública e à segurança.

Contudo, por mais rígidos que sejam os critérios para execução de uma obra de disposição final de resíduos sólidos, ainda poderá haver risco de contaminação devido à perda de funcionalidade ou falha de algum elemento. Desta forma, o monitoramento dessas áreas se torna uma ferramenta de fundamental importância para a definição de técnicas de tratamento que venham ser necessárias (IPT, 1995; RAPTÍ-CAPUTO *et al.*, 2006; MOREIRA, *et. al.* 2009;).

Seja após a desativação de áreas inadequadas de disposição final de resíduos ou após o encerramento de aterros sanitários cuja capacidade já tenha sido excedida, o fato é que essas grandes áreas ainda exibem risco de contaminação ao meio ambiente, comprometendo ou inviabilizando o seu uso posterior, uma vez que mesmo encerrada as atividades ainda haverá processo de degradação de resíduos por alguns anos.

Por isso é primordial que haja esforços no sentido de encontrar soluções para o problema de contaminação do solo nessas grandes áreas de disposição de resíduos sólidos. Tendo em vista que o solo, assim como a água, é um recurso natural não renovável, ou seja, limitado, e indispensável à sobrevivência de ecossistemas, uma vez que é dele que as plantas retiram todos os nutrientes necessários para se desenvolverem, servindo também de suporte para o desenvolvimento das mesmas. Além disso, o solo também serve de matéria prima para diversas construções.

No caso de solos contaminados, o seu uso final pretendido, também tem grande influência na escolha do(s) método(s) de tratamento a serem aplicados. O tratamento tem por objetivo a eliminação ou a redução da concentração de contaminantes de um determinado local. Desta forma, pode-se recuperar ou remediar a área contaminada. A recuperação visa adequar o nível de tratamento ao seu uso posterior, já a remediação pode ser entendida como uma das práticas de intervenção para reabilitação de uma área contaminada, que por sua vez consiste em ações que visam atingir um risco tolerável, para o uso declarado ou futuro da área (CONAMA, 2009). Dependendo da técnica de tratamento utilizada, o solo poderá perder suas funções e, portanto, faz-se necessário passar por outra etapa para devolver/reestabelecer suas propriedades/funções básicas, esse processo é chamado de refuncionalização do solo.

Vale ressaltar que o lixiviado (principal agente poluente dos solos) possui alta concentração de compostos orgânicos, sólidos suspensos e metais pesados. Devido à difícil remoção desses poluentes por tratamentos convencionais como coagulação, floculação, sedimentação e filtração, estes podem ser encontrados em água destinada ao consumo humano e no solo. Além disso, essas técnicas físico-químicas apresentam desvantagens como a

possível formação de lodo, o aumento da quantidade líquida de efluente após adição de corretivos químicos e o elevado custo desses tipos de tratamento. Desta maneira, uma técnica alternativa e que vem se mostrando eficiente no tratamento do lixiviado são os Processos Oxidativos Avançados. Além disso, podem ser aplicados diretamente no solo para descontaminação do mesmo apresentando excelentes resultados (CAMPOS *et al*, 2013; COSTA *et al*, 2015; RIGOBELLO *et al*, 2015).

Os Processos Oxidativos Avançados (POAs) são processos não seletivos, ou seja, destroem não só os poluentes presentes no solo como também os nutrientes, a matéria orgânica e a microfauna. Desta forma, o solo perde suas funções e estrutura, não apresentando mais utilidade, sendo necessária a utilização de técnicas que devolvam ao solo os nutrientes perdidos durante a descontaminação por POA, reestabelecendo, assim, suas propriedades naturais, refuncionalizando-o (CAVALCANTI, 2012).

1.1 OBJETIVOS

Este trabalho tem como objetivo tratar o solo contaminado pelos resíduos sólidos urbanos e lixiviado gerado pela decomposição dos resíduos através dos processos Fenton e foto-Fenton e a posterior refuncionalização utilizando lodo de esgoto de estação de tratamento de efluentes.

Para atingir o objetivo geral, os seguintes objetivos específicos são esperados:

- ✓ identificar possível contaminação por meio de características físicas e químicas do solo;
- ✓ avaliar contaminação do solo por metais pesados;
- ✓ avaliar o solo do ponto de vista agrônômico;
- ✓ encontrar melhor condição para tratamento do solo utilizando o processo Fenton e foto-Fenton;
- ✓ refuncionalizar o solo pós-tratado utilizando lodo de esgoto;

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Este capítulo refere-se a uma breve revisão da literatura. Serão abordados temas como propriedades físicas e químicas relacionadas à fertilidade do solo, resíduos sólidos, aterros sanitários, contaminação do solo, técnicas de remediação do solo, tratamento de solo por processos oxidativos avançados com destaque para o processo Fenton e foto-Fenton, além de serem discutidos aspectos relacionados à refuncionalização do solo.

2.1 O SOLO E SUAS PROPRIEDADES

O solo é uma coleção de corpos naturais, composta por três fases (sólida, líquida e gasosa) cujas proporções podem variar (EMBRAPA, 2018). A fração sólida é constituída por uma fração mineral e uma fração orgânica. A fração mineral resulta do intemperismo das rochas, apresentando uma estrutura cristalina. Já a fração orgânica é proveniente da decomposição de restos de vegetais e animais pelos microrganismos presentes no solo. A fase líquida é composta pela água armazenada nos espaços vazios do solo, e reagindo com a fase sólida do solo formam uma solução de onde as plantas e os microrganismos retiram os nutrientes necessários para o seu desenvolvimento. A fase gasosa é formada por gases que circulam entre as partículas do solo e é resultante de processos bioquímicos, como a respiração das raízes, microrganismos e da macrofauna, além dos gases presentes na atmosfera (KOOOREVAAR *et al.*, 1983; MIRSAL, 2008).

Quanto à formação, os solos podem ser classificados em residual que são aqueles que permanecem no local da rocha de origem, solos sedimentares que são aqueles que sofrem a ação de agentes transportadores e orgânicos quando são de origem orgânica de natureza vegetal ou animal (CAPUTO *et al.*, 2016).

O solo é um componente com funções fundamentais no ecossistema, possui importância ecológica e ambiental, pois afeta o balanço energético, o ciclo da água, o ciclo de nutrientes e a produtividade, além de fornecer material para construção como tijolos, madeiras e outros, e proporcionam a fundação para todas as construções (CONAMA, 2009; COELHO *et al.*, 2013; BACQ-LABREUIL *et al.*, 2018).

2.1.1 Propriedades físicas

Textura

Um solo geralmente é composto por partículas de diversos tamanhos, cuja sua distribuição classifica o solo quanto à textura. Para a determinação da distribuição do tamanho dos grãos é necessário que se faça uma análise granulométrica. O ensaio de granulometria tem por objetivo a determinação da proporção de areia, silte e argila existentes no solo. O procedimento consiste basicamente em duas fases: peneiramento e sedimentação e resulta em um gráfico chamado “curva granulométrica”. A partir da curva de distribuição granulométrica é possível obter o tipo de distribuição ou o grau de uniformidade das partículas do solo, além do diâmetro efetivo (ABNT NBR 7181, 2016).

A curva de granulometria tem grande importância para a engenharia, tendo em vista que a partir dela é possível determinar as características físicas do solo e classificá-lo, porém ela só não é suficiente para caracterizar o comportamento do solo.

Plasticidade e Consistência

Em solos com certa porcentagem de fração fina, a granulometria não é suficiente para caracterizá-los, pois as propriedades plásticas, por exemplo, dependem de outros fatores como teor de umidade, forma das partículas, da composição química e da mineralogia das partículas. A plasticidade é uma propriedade que está relacionada à capacidade do solo ser moldado em certas condições de umidade sem sofrer ruptura, fissuramento e sem variação de volume. A consistência do solo refere-se ao estado físico que o solo apresenta entre determinados teores de umidade, refletindo diretamente na sua plasticidade (CAPUTO *et al.*, 2016).

Os limites para os teores de umidade correspondente às mudanças de estado físico do solo são denominados de Limites de Atterberg. Sendo o limite de liquidez (LL) o teor de umidade que delimita a fronteira entre o estado líquido e plástico, o limite de plasticidade (LP) o teor de umidade que separa o estado plástico do semissólido e o limite de contração (LC) o teor de umidade que separa o estado semissólido do sólido.

Através dos limites de liquidez e plasticidade podem-se calcular outros dois índices: o índice de plasticidade (IP) e o índice de consistência (IC). O índice de plasticidade é obtido através da diferença entre os limites de liquidez e de plasticidade, conforme Equação 1.

$$IP = LL - LP \quad (1)$$

A partir do valor do índice de plasticidade IP é possível avaliar e classificar o solo quanto sua plasticidade de acordo com o Quadro 1.

Quadro 1 – Classificação do solo de acordo com o índice de plasticidade.

Índice de Plasticidade	Classificação
IP = 0	Não plástico
1 < IP < 5	Ligeiramente plástico
5 < IP < 10	Plasticidade baixa
10 < IP < 20	Plasticidade média
20 < IP < 40	Plasticidade alta
IP > 40	Plasticidade muito alta

Fonte: Burmister, 1949.

O índice de consistência (IC) é a relação entre a diferença do limite de liquidez para a umidade natural e o índice de plasticidade, calculado pela Equação 2.

$$IC = \frac{LL - h}{IP} \quad (2)$$

Sendo h o teor de umidade natural do solo. Segundo o IC as argilas são classificadas de acordo com o Quadro 2.

Quadro 2 – Classificação do solo de acordo com o índice de consistência.

Índice de Consistência	Classificação
IC < 0,5	Moles
0,5 < IC < 0,75	Médias
0,75 < IC < 1,0	Rijas
IC > 1,0	Duras

Fonte: Pinto, 2006.

Permeabilidade

A presença de água e outros fluidos no solo é muito frequente, seja ocupando os vazios do solo ou em movimento no seu interior. O estudo da percolação da água e outros fluidos no solo é importante, pois interferem em problemas de contaminação de lençóis freáticos, estabilidade do solo, drenagem, entre outros.

A permeabilidade do solo representa a facilidade ou não que um fluido tem de se movimentar no seu interior, é expressa numericamente pela condutividade hidráulica do solo (k) determinado com base na Lei de Darcy. Os ensaios podem ser realizados no laboratório, utilizando os permeômetros, ou *in loco*, a partir do ensaio de bombeamento ou pelo ensaio de tubo aberto. No caso das argilas, a permeabilidade pode ser determinada através do ensaio de adensamento. Dentre os fatores que influenciam na permeabilidade dos solos podem-se listar fatores relacionados ao próprio solo (tipo do solo, índice de vazios, porosidade, grau de saturação, grau de aeração), bem como ao fluido percolante (temperatura, viscosidade, densidade) (CARVALHO, 2015; CAPUTO *et al.*, 2016).

Em relação ao solo pode-se citar que a textura, arranjo das partículas do solo e grau de saturação influenciam na permeabilidade. Além disso, verifica-se que em solos não saturados a percolação do fluido não remove todo o ar existente no solo, permanecendo bolsas de ar contidas pela tensão superficial do fluido e dificultando o fluxo do percolado. Logo, a permeabilidade em um solo não saturado é menor que um solo totalmente saturado (PINTO, 2006).

Em relação às características do fluido nota-se no cálculo da condutividade hidráulica que a velocidade de avanço de um fluido homogêneo em um meio poroso é proporcional à permeabilidade e ao gradiente de pressão e inversamente proporcional a viscosidade do fluido. Desta forma, quando maior a viscosidade do fluido menor será a permeabilidade (RENHA, 2015).

Outro fator relacionado ao fluido é a temperatura em que este se encontra, pois afeta diretamente sua viscosidade. À medida que se eleva a temperatura, diminui-se a viscosidade do fluido e, portanto, mais facilmente este escoar pelos vazios do solo, e vice-versa. Todavia, para os gases o efeito é o inverso.

Nos estudos realizados por Monteiro *et al.* (1997) com o lixiviado do aterro da Muribeca – PE observou-se que a diferença na viscosidade da água e do lixiviado com pH ácido e pH básico eram muito pequenas, afetando de forma bastante discreta a permeabilidade (Quadro 3).

Quadro 3 – Viscosidade da água e do lixiviado do aterro da Muribeca.

Temperatura	Viscosidade (cSt)		
	Água	Lixiviado pH 5,0	Lixiviado pH 7,8
20°C	1,007	1,090	1,084
27°C	0,858	0,923	0,025

Fonte: Monteiro *et al.*, 1997.

Condutividade, Resistividade e Sólidos Totais Dissolvidos

A condutividade elétrica pode ser representada como a capacidade de uma solução conduzir corrente elétrica, seu conceito se opõe ao conceito de resistividade que indica a dificuldade da solução ou material em conduzir corrente elétrica. Fatores como temperatura e sólidos totais dissolvidos (STD) podem interferir diretamente na condutividade elétrica, já que soluções que contenham sais dissolvidos e compostos iônicos possuem grande facilidade em conduzir corrente elétrica (AMORIM *et al.*, 2012; GURGEL, 1982).

2.1.2 Propriedades químicas

Capacidade de Troca de Cátions (CTC)

A fertilidade tem sido conceituada como a capacidade do solo de ceder elementos essenciais às plantas e está ligada diretamente a capacidade de troca de cátions (RAIJ, 1981; BRAGA, 1983).

A Capacidade de Troca de Cátions (CTC) é uma importante propriedade dos solos e expressa a quantidade de cátions que o solo pode reter na forma de complexos. Os íons adsorvidos nas superfícies da fase sólida do solo por estarem ligados às superfícies por ligações eletrostáticas podem ser trocados (substituídos) por outros íons da solução de solo. Podem também passar da fase sólida para solução do solo repondo os nutrientes absorvidos pelas plantas.

Alguns fatores podem estar relacionados direta ou indiretamente com a CTC, por exemplo: tipo e quantidade de argilominerais, teor de matéria orgânica, pH da solução de solo e adsorção específica de íons (IPNI, 1998; VERAS, 2015).

Por exemplo, em solos que predominam argilominerais 2:1, ou seja, que apresentam em sua estrutura duas unidades cristalográficas tetraédricas de silício para uma octaédrica de alumínio ligadas por cátions, poderão ocorrer substituição isomórfica (substituição de um

elemento por outro que tenha a mesma forma, porém, cargas diferentes), assim, esses solos poderão apresentar elevada capacidade para atrair cátion, refletindo na CTC. Já em solos em que há predominância de argilominerais do tipo do tipo 1:1, ou seja, aqueles que apresentam em sua estrutura uma unidade cristalográfica tetraédrica de silício e uma octaédrica de alumínio ligadas por pontes de hidrogênio ou oxidrilas, não há presença de grandes quantidades de substituição isomórfica, portanto, esses solos geralmente apresentam baixa CTC e suas cargas elétricas variam em função do pH (SANTOS 2007; MEURER *et al.*, 2008; PRADO, 2015; CAPUTO *et al.*, 2016).

A CTC pode ser determinada no pH original do solo, neste caso ela é denominada CTC efetiva e é obtida somando-se as bases trocáveis do solo (Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+) e a quantidade de alumínio trocável (Al^{+3}). E a CTC total (ou potencial) é aquela que o solo apresenta quando se eleva o pH até 7,0, sendo determinada através da soma das bases trocáveis e da acidez potencial do solo ($\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$) (MORAIS FILHO *et al.*, 2015).

A razão entre a soma das bases trocáveis e a CTC total expressa um índice bastante utilizado nas interpretações das análises do solo: a saturação por bases (V). O grau de saturação (V%) é um indicador de fertilidade, um solo que apresenta alta fertilidade possui $V\% \geq 50\%$ e é chamado de solo eutrófico, já um solo com baixa fertilidade possui $V < 50\%$ e é chamado de solo distrófico. Porém, este fator pouco representa em termos da real capacidade de ceder nutrientes já que um solo pode ser distrófico e ter uma CTC superior, com maiores teores de cátions trocáveis do que um solo eutrófico e, portanto ter condições de fornecer maior quantidade de nutrientes às plantas (EMBRAPA, 2010).

Outro índice bastante utilizado e que expressa a fitotoxicidade é a saturação por alumínio. A qual indica a quantidade da CTC efetiva que é ocupada pelo alumínio trocável, sendo a razão do valor do alumínio trocável e da CTC efetiva.

Assim, os valores da CTC total, CTC efetiva, soma de bases (SB), saturação por bases e saturação por alumínio são utilizados juntamente com os teores de nutrientes disponíveis para estimar o estado de fertilidade do solo.

Acidez

Avaliar a acidez do solo é importante, pois é um dos fatores limitantes ao desenvolvimento de culturas. Em geral, os solos brasileiros são solos ácidos e possuem baixa disponibilidade ao rendimento das lavouras, por isso a correção da acidez é essencial para obter melhores condições de fertilidade do solo. Entre os problemas de um solo ácido tem-se

a menor disponibilidade de alguns nutrientes (especialmente fósforo e molibdênio) e a toxidez devido o alumínio e o manganês (SOUSA *et al.*, 2007; ALMEIDA; CORSO, 2014).

A acidez do solo pode ser ativa ou potencial. A acidez ativa é atribuída aos íons de H^+ dissociados na solução do solo, é expressa pelo valor do potencial hidrogeniônico (pH). Chama-se pH de referência o valor do pH do solo mais adequado ao desenvolvimento das culturas. A acidez potencial pode ser trocável ou não trocável. A acidez trocável refere-se aos íons de H^+ e Al^{+3} presentes na superfície dos coloides do solo (orgânicos e minerais). Porém, o H^+ representa uma parcela muito pequena da acidez trocável, por isso, admite-se que essa acidez é devida apenas ao Al^{+3} . Já a acidez não trocável é devido aos íons de H^+ de ligação covalente associado aos coloides orgânicos e inorgânicos em carga negativa. Sendo assim, a acidez potencial ($Al^{+3} + H^+$) é representada pela soma da acidez trocável e da não-trocável, e é responsável pelo limite de crescimento das raízes das plantas e ocupa espaço nos coloides do solo possibilitando que os nutrientes livres na solução do solo sejam lixiviadas (LOPES *et al.*, 1991).

Alumínio

A principal causa do estudo do alumínio deve-se à sua influência na acidez do solo, além do efeito nocivo sobre uma grande quantidade de plantas. O Al^{+3} tem alto poder tóxico quando presente em grande quantidade, e como dito anteriormente está associado aos coloides orgânicos do solo, isso significa que quando a matéria orgânica é destruída pelo ataque microbiano há a liberação de Al^{+3} , aumentando sua concentração na solução e consequentemente sua toxidez (EMBRAPA, 2006; MIGUEL *et al.*, 2010).

Calagem

A acidez do solo pode ser ajustada através de diferentes metodologias para correção do pH. A correção de pH ou calagem é feita aplicando ao solo substâncias que geram íons capazes de neutralizar os íons H^+ provenientes da dissociação da matéria orgânica e da hidrólise do alumínio. A calagem influi sobre a soma de bases (Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+), elevando a disponibilidade de nutrientes e aumentando a capacidade de troca de cátions (CTC). A calagem também satura o complexo de troca com cálcio e magnésio e eleva o pH até um nível que o alumínio se torna praticamente indisponível para as culturas. Para corrigir a acidez do solo geralmente utiliza-se de um elemento que possa liberar ânion e que forme um

ácido fraco com o hidrogênio e ainda forneça cálcio ou cálcio e magnésio para a planta (EMBRAPA, 2010).

Um dos elementos comumente utilizado para corrigir a acidez do solo é o calcário, contribuindo para a produtividade agrícola devido à melhoria nos atributos químicos, físicos e biológicos que proporciona. É encontrado na natureza em forma de rocha que é moída e peneirada para ser aplicada nos solos, para ser eficaz o calcário deve ser aplicado em níveis e intervalos de tempo adequados. Ao ser misturado com o solo, ele se dissolve e reage com a água formando os íons Ca^{+2} , Mg^{+2} e HCO^{-3} , este último reage com a água formando íons hidroxila, água e dióxido de carbono. As hidroxilas reagem com os íons Al^{+3} e H^{+} adsorvidos formando hidróxido de alumínio insolúvel e água, liberando as cargas antes ocupadas por esses elementos e sendo ocupadas então pelos íons Ca^{+2} e Mg^{+2} , aumentando, assim, a saturação por bases do complexo de troca do solo (MALAVOLTA, 1984; MEURER *et al.*, 2008).

Tendo em vista o potencial do calcário na diminuição da acidez foram desenvolvidas algumas metodologias utilizadas para avaliar a recomendação de necessidade e de dosagem de calcário para reestabelecer o potencial produtivo do solo.

Entre as metodologias para calagem do solo, o Método de Saturação por Bases é considerado como o mais usual e recomendado. Este método indica a elevação da saturação por bases (V%), que é um indicador de fertilidade do solo, a valores de acordo com a necessidade da cultura a ser cultivada. A quantidade de calcário necessária é obtida pela Equação 3.

$$NC_{SB} = [CTC * (V_2 - V_1)/100] \quad (3)$$

Na qual NC_{SB} representa a necessidade de calagem dada em t/ha, ou seja, a quantidade de calcário em t/ha, CTC significa a capacidade de troca de cátions, em $\text{cmol}_c/\text{dm}^{-3}$ e V_2 e V_1 representam a saturação por bases recomendada da cultura a ser cultivada e do solo em questão, respectivamente, dados em termos percentuais (IAC, 1997).

Outro método de calagem do solo é o Método da Neutralização do Alumínio que sugere a aplicação do calcário até a neutralização do alumínio trocável no solo, e conseqüentemente elevando os níveis de cálcio e magnésio do solo. Seu cálculo é baseado na Equação 4.

$$NC_{NA} = [2 * Al^{+3} * (2 - (Ca^{+2} + Mg^{+2}))] \quad (4)$$

A necessidade de calagem pelo método da neutralização do alumínio (NC_{NA}) fornece a quantidade de calcário em t/ha e as concentrações dos cátions Al^{+3} , Ca^{+2} , Mg^{+2} em $cmol/dm^3$ podem ser obtidas por análises em laboratório.

Por fim, o Método do Índice SMP, cujas siglas são baseadas nas iniciais dos autores Shoemaker, McLean e Pratt, tem sido aplicado principalmente em dois estados do extremo Sul do Brasil: Santa Catarina e Rio Grande do Sul (SHOEMAKER *et al.*, 1961; LOPES *et al.*, 1991). Neste método a solução-tampão é colocada em contato com o solo e a leitura do pH da suspensão indica a necessidade de calagem através de uma Curva de Calibração. Quanto maior a acidez potencial do solo maior será o decréscimo de pH produzido na mistura solo/solução-tampão e maior será a quantidade de alcalinizante recomendada para atingir um pH adequado em um solo. Essa avaliação é feita através de uma tabela (curva de calibração) construída com base em prévia calibração com solos incubados com $CaCO_3$ para atingir certo valor pH em água do solo correspondente a 5,5, 6,0 e 6,5. As quantidades de calcário indicadas na Tabela 1 referem-se a corretivos cujo índice de pureza ou o poder relativo de neutralização total (PRNT) seja 100% (EMBRAPA, 2004).

Vale destacar que independente do método que for utilizado na calagem do solo é aconselhável que se faça um ajuste no cálculo devido ao poder relativo de neutralização do calcário (PRNT). Este valor geralmente vem nas embalagens e para realizar esse ajuste é preciso multiplicar a equação do cálculo pelo fator $f = 100/PRNT$.

Tabela 1 – Quantidade de calcário necessário para elevar o valor do pH do solo a 5,5, 6,0 e 6,5.

Índice SMP	pH desejado		
	5,5	6,0	6,5
	t/há		
≤ 4,4	15,0	21,0	29,0
4,5	12,5	17,3	24,0
4,6	10,9	15,1	20,0
4,7	9,6	13,3	17,5
4,8	8,5	11,9	15,7
4,9	7,7	10,7	14,2
5,0	6,6	9,9	13,3
5,1	6,0	9,1	12,3
5,2	5,3	8,3	11,3
5,3	4,8	7,5	10,4
5,4	4,2	6,8	9,5
5,5	3,7	6,1	8,6
5,6	3,2	5,4	7,8
5,7	2,8	4,8	7,0
5,8	2,3	4,2	6,3
5,9	2,0	3,7	5,6
6,0	1,6	3,2	4,9
6,1	1,3	2,7	4,3
6,2	1,0	2,2	3,7
6,3	0,8	1,8	3,1
6,4	0,6	1,4	2,6
6,5	0,4	1,1	2,1
6,6	0,2	0,8	1,6
6,7	0	0,5	1,2
6,8	0	0,3	0,8
6,9	0	0,2	0,5
7,0	0	0	0,2
7,1	0	0	0

Fonte: EMBRAPA, 2004.

A técnica de calagem para correção da acidez do solo, além de elevar o valor do pH, também afeta as propriedades químicas do solo bem como a disponibilidade de alguns micro e macronutrientes para as plantas. Seja aumentando a disponibilidade de cálcio e magnésio, pela sua liberação, conseqüentemente aumentando a capacidade de troca de cátions, seja diminuindo a disponibilidade de boro, cobre, zinco e manganês devido a formação de complexos com os óxidos de alumínio e ferro ou substâncias húmicas derivadas da matéria orgânica. Porém, dependendo da estabilidade do complexo formado, estes cátions podem permanecer solúveis na solução e ficar disponível para as plantas. A calagem pode ainda aumentar a disponibilidade de fósforo, molibdênio e enxofre, pois a dissolução do calcário no solo aumenta a concentração de íons OH^- que pode deslocar para a solução do solo o fósforo, o molibdênio e o enxofre adsorvidos como complexos nos óxidos de ferro e alumínio (BISSANI *et al.*, 2008).

2.2 ADUBAÇÃO DO SOLO

Além do sol para realizar a fotossíntese, as plantas necessitam de vários nutrientes que na maioria das vezes são retirados do solo. Quando os nutrientes se tornam escassos, por quaisquer razões, as funções fisiológicas das plantas são afetadas devido à deficiência deste determinado mineral. Dessa forma torna-se necessária uma intervenção, através da adubação para aumentar o teor desses elementos a níveis satisfatórios. Portanto, o manejo da adubação consiste em um conjunto de práticas ou ações planejadas e aplicadas de maneira organizada com objetivo de dispor de forma eficiente e econômica a recomendação de fertilizantes às culturas (CERETTA *et al.*, 2007).

De uma maneira geral, os elementos que as plantas necessitam para se desenvolver e realizar seu metabolismo podem ser classificados em macronutrientes, que são aqueles requeridos em maior quantidade, como carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre; e micronutrientes que são aqueles requeridos em menor quantidade pelas plantas, mas não menos importante que os macronutrientes, são eles: boro, cobre, ferro, molibdênio, manganês, zinco, níquel, cobalto e cloro. Cada nutriente age de uma forma específica na planta, no entanto, devido às variações nos preços dos insumos (fertilizantes e corretivos) e ao grande número de outros fatores que interferem no rendimento, geralmente as recomendações para adubação estão baseadas no critério de suficiência dos nutrientes nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) no solo.

O nitrogênio (N) é um nutriente constituinte de vários compostos em plantas como aminoácidos, ácidos nucleicos e clorofila. É indispensável para o seu crescimento e sua falta acarreta em má formação celular, como por exemplo, frutas atrofiadas. As principais reações bioquímicas em plantas e microrganismos envolvem a presença do nitrogênio, o que o torna um dos elementos absorvidos em maiores quantidades pelas plantas. Ele pode ser encontrado em estado reduzido amoniacal (NH_4^+) e em formas oxidadas como o nitrito (NO_2^-) e o nitrato (NO_3^-). A maior fração do nitrogênio está presente no solo na forma orgânica (na matéria orgânica) (SOUZA; FERNANDES, 2006; NUNES *et al.*, 2016).

O fósforo (P) participa de vários processos metabólicos nas plantas, interferindo nos processos de respiração, divisão celular, crescimento das células, fixação de N_2 , entre outros. Além disso, o fósforo possui o papel vital de converter energia solar em energia química, possibilitando o processo de fotossíntese, sendo indispensável para o crescimento e produção vegetal. Do teor total de fósforo presente nos solos apenas uma pequena fração está em formas disponíveis para as plantas e estão divididas em quatro categorias: forma iônica e em compostos na solução do solo, adsorvido na superfície dos constituintes minerais do solo, minerais cristalinos e amorfos de fósforo e por fim, o fósforo componente da matéria orgânica. As concentrações de fósforo na solução de solo geralmente são baixas (BARBER, 1984; ARAUJO; MACHADO, 2006).

Diferentemente do nitrogênio e do fósforo, o potássio (K) não faz parte de nenhuma estrutura ou molécula orgânica da planta. Ele é o cátion mais abundante na planta e é absorvido em grandes quantidades pelas mesmas. Além disso, tem importância no estado energético da planta, na translocação e armazenamento de assimilados e especialmente na manutenção da água nos tecidos, ajudando na manutenção dos níveis hídricos da planta de acordo com a água disponível, principalmente em períodos de seca (MEURER, 2006). O potássio pode ser encontrado no solo como íon livre (K^+) na solução de solo, adsorvido como complexo nos minerais da argila e na matéria orgânica do solo e fazendo parte da estrutura de minerais primários que são fontes de potássio (SPOSITO, 1984; SPARKS; HUANG, 1985).

Vários materiais orgânicos podem ser utilizados na adubação e servem como fertilizantes, por exemplo, os esterco de animais, os resíduos de culturas e os adubos verdes. Além desses, o lodo de esgoto, o composto de lixo e alguns resíduos de agroindústrias também podem ser empregados como fonte de nutrientes para as plantas, desde que sua aplicação no solo seja realizada seguindo as normas vigentes (Resolução nº 375/2006 – CONAMA, Instrução Normativa DAS nº 27 – MAPA, Instrução Normativa DAS nº 25/2009

– MAPA), a fim de preservar a qualidade do solo e dos mananciais hídricos. Além da melhoria na fertilidade do solo e aumento na produtividade de culturas devido à reciclagem de adubos orgânicos, o solo pode ser considerado uma alternativa sustentável na eliminação desses resíduos (EMBRAPA, 2004; MELO *et al.*, 2018).

A presença de matéria orgânica no solo é essencial, pois ela condiciona características físicas, químicas e biológicas importantes. Entre as características físicas, a matéria orgânica afeta a agregação do solo, que inclui consequentemente em propriedades como densidade, porosidade, aeração, capacidade de retenção e infiltração de água entre outras. Em relação às características químicas, o teor de matéria orgânica interfere na disponibilidade de nutrientes para as culturas, na capacidade de troca de cátions e na complexação de elementos tóxicos e micronutrientes. Desta forma, a matéria orgânica pode aumentar o potencial produtivo das culturas devido à melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, mas dependendo da origem da matéria orgânica pode conter elementos tóxicos sendo extremamente prejudicial ao desenvolvimento de culturas (MAGDOFF; WEIL, 2004; GUIMARÃES *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2015)

2.3 ATERROS SANITÁRIOS E CONTAMINAÇÃO DO SOLO

O crescimento populacional aliado ao aumento do produto interno bruto (PIB) nas últimas décadas tem provocado um aumento da geração de resíduos sólidos urbanos. A disposição desses resíduos de forma inadequada tem gerado grandes impactos ambientais negativos, poluindo os três compartimentos ambientais (as águas superficiais e subterrâneas, o solo e o ar). Esta contaminação pode alterar características físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causando riscos à saúde humana, à fauna e à flora (MARQUES *et al.*, 2012; ISLAM *et al.*, 2018; YANG *et al.*, 2018).

O aterro sanitário é a alternativa de baixo custo que reúne as maiores vantagens considerando a redução dos impactos ocasionados pelo descarte dos resíduos sólidos urbanos no meio ambiente, apresentando características como subdivisão da área de aterro em células de colocação de lixo; disposição dos resíduos no solo previamente preparado para que se torne impermeável (impermeabilização da base), impossibilitando o contato do lixiviado com o lençol freático e com camadas inferiores do solo; presença de lagoas de estabilização para a biodegradação da matéria orgânica contida no lixiviado; presença de drenos superficiais para a coleta da água das chuvas; presença de drenos para a coleta do lixiviado e para a dispersão

do gás metano produzidos pela decomposição dos resíduos; coletores de líquidos residuais em direção as lagoas de estabilização; confinamento do lixo em camadas cobertas com solo (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2008; PORTELLA; RIBEIRO, 2014). Essas características físicas presentes na estrutura de um aterro sanitário permitem que haja um controle dos impactos causados pela disposição dos resíduos no solo.

Além disso, salienta-se a necessidade do frequente monitoramento para garantir a segurança e qualidade do meio ambiente. Pois, a diversidade de materiais presentes em aterros associada a fatores naturais como chuva, temperatura e microrganismos, que influenciam na decomposição dos resíduos sólidos, aceleram a produção do biogás e do lixiviado que possui um grande número de compostos orgânicos e inorgânicos, sendo muito desses compostos tóxicos e alguns com efeitos ainda não identificados, podendo causar danos ao meio ambiente (LANGE; AMARAL, 2009; RIGOBELLO *et al.*, 2015).

O lixiviado é frequentemente caracterizado por um grupo de 4 poluentes: matéria orgânica dissolvida (expressa pela DQO ou COT), macropoluentes inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos. Outros poluentes podem ser encontrados, porém com concentrações menores e, portanto apresentando pouca importância (KJELDSSEN *et al.*, 2002; ISKANDER *et al.*, 2018; ZHAO *et al.*, 2018). O fato é que esses poluentes associados a fatores como condições meteorológicas, geologia, geomorfologia, condições de operação do aterro, topografia, entre outros, podem ser transportados para o solo e para as águas superficiais e subterrâneas modificando suas características físicas, químicas e biológicas, contaminando-os. Além disso, mesmo quando o aterro sanitário é encerrado a geração do lixiviado não se extingue, ainda podendo contaminar o meio ambiente por muitos anos, por isso seu tratamento tem sido objeto de estudos ao longo dos últimos anos (BAYRAM *et al.*, 2011; VAVERKOVÁ *et al.*, 2018).

A matéria orgânica presente no lixiviado é importante na complexação e transporte de metais pesados e de alguns contaminantes orgânicos e, aliada à matéria orgânica natural presente no solo pode aumentar a concentração desses poluentes retidos no solo, podendo também contaminar as águas superficiais e subterrâneas. Assim, a presença da matéria orgânica pode limitar ou tornar inviável o uso de recursos naturais como o solo e a água (LEITE *et al.*, 2004; BEZERRA *et al.*, 2009).

Ainda de acordo com Leite *et al.* (2004) a presença de teores de matéria orgânica, em área de aterro sob influência do lixiviado, superiores aos teores da composição química

natural do solo, pode indicar que a pluma e contaminação tenha atingido aquela área naquela determinada profundidade.

É interessante notar que alguns elementos, incluindo metais, em baixas concentrações, são essenciais para o desenvolvimento de todos os tipos de organismos, desde as bactérias até os seres humanos. Nas plantas, alguns metais são responsáveis pelo crescimento e reprodução, esses são chamados de micronutrientes (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Mo, Cl, B). Os micronutrientes são requeridos em baixas concentrações e são de fundamental importância, pois agem como constituintes das paredes celulares (B) e das membranas celulares (B, Zn), como constituintes de enzimas (Fe, Mn, Cu, Ni), como ativadores de enzimas (Mn, Zn) e na fotossíntese (Fe, Cu, Mn, Cl). Vale salientar que um nível adequado de micronutrientes na planta é essencial para a obtenção do uso eficiente de fertilizantes NPK, ou seja, contendo nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), que são elementos utilizados pela planta em grandes quantidades e são fundamentais em todas as fases: crescimento, florescimento e frutificação (KIRKBY; RÖMHELD, 2007).

Porém, há outros elementos que em quaisquer concentrações são considerados tóxicos, os chamados xenobióticos, que é o caso do arsênio (As), chumbo (Pb), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), alumínio (Al) e prata (Ag). Em seres humanos os efeitos da presença desses metais no organismo são preocupantes, pois muitos são tidos como agentes carcinogênicos.

Desta forma, os metais pesados presentes no meio ambiente podem causar sérios danos em determinadas concentrações. Visto que uma vez introduzido no solo, podem permanecer por um longo período e sua presença pode inibir severamente a biodegradação de contaminantes. Além disso, podem inibir a atividade de enzimas microbianas e reduzir a diversidade da população da fauna e flora, podendo, inclusive, atingir os seres humanos (WUANA; OKIEIMEN, 2011).

A presença do arsênio (As) no organismo humano atinge principalmente o sistema nervoso, pulmonar e a pele, podendo causar diversos tipos de câncer. O chumbo (Pb) pode afetar todos os órgãos e sistemas no corpo, dentre eles o sistema nervoso, sistema hematopoiético e sistema renal, causando graves doenças. O cádmio (Cd) pode gerar doenças associadas ao sistema renal, pulmonar e esquelético. O mercúrio (Hg) é um neurotóxico que pode causar distúrbios no sistema nervoso central como esclerose múltipla, epilepsia, paralisia e cefaleias. O sistema nervoso é muito sensível a todas as formas de mercúrio, podendo, também, afetar o sistema renal. O alumínio (Al) está associado com o desenvolvimento de osteoporose, nervosismo extremo, anemia, dor de cabeça, redução da função renal e hepática,

esquecimento, perda de memória, distúrbio de fala e doença de Alzheimer. A prata (Ag) não é classificada como carcinogênico humano, porém, a exposição em elevados níveis por um longo período pode resultar em um problema na pele caracterizada por uma descoloração azul-cinza da pele e outros tecidos do corpo, não sendo prejudicial para a saúde. Além disso, exposição a altos níveis de prata no ar pode resultar em problemas respiratórios, irritação pulmonar e garganta, e dores de estômago. O contato com a pele pode causar reações alérgicas leves como erupções cutâneas, inchaço e inflamação em algumas pessoas. (MARTIN; GRISWOLD, 2009; JAISHANKAR *et al.*, 2014; MAHURPAWAR, 2015; ZHAO *et al.*, 2018).

Quando o solo possui concentrações elevadas de metais, esses podem ser absorvidos por algumas plantas e quando utilizadas para consumo humano ou animal, a exposição a níveis prejudiciais de metais podem acontecer. Além disso, os metais pesados presentes no solo podem ser lixiviados e atingir a água subterrânea, contaminando-a, e conseqüentemente atingindo animais e seres humanos que a consomem. Portanto, é evidente que a contaminação de solos por metais pesados representa uma situação ambiental preocupante.

Devido a grande variabilidade de resíduos sólidos recebidos pelos aterros sanitários, esses podem ser considerados poderosas fontes de contaminação ao meio ambiente. Via de regra, a degradação dos resíduos não acontece de maneira uniforme e controlada, sendo difícil a previsão de quais poluentes estão disponíveis e também seu comportamento no meio. Desta forma, em razão da quantidade de lixiviado gerado e da diversidade de elementos constituintes é necessário haja prevenção a fim de evitar danos ao meio ambiente, sendo, portanto, fundamental conhecer as propriedades do solo em que os resíduos sólidos serão dispostos, bem como o comportamento dos contaminantes presentes no lixiviado (principal fonte de contaminação decorrente da degradação de resíduos sólidos) no solo, tendo em vista o avanço contínuo da pluma de contaminação, já que podem atingir lençóis freáticos.

Vale salientar que as ações de monitoramento são válidas inclusive para aterros que estejam com suas atividades encerradas, uma vez que ainda haverá resíduos em processo de degradação por algum tempo gerando subprodutos. Além disso, a área encerrada pode ser reutilizada para outra finalidade sendo indispensável seu monitoramento. Principalmente, para que, caso necessário, sejam adotadas soluções de controle e remediação viáveis e sustentáveis do ponto de vista ambiental, sanitário, social e econômico. Se não houver monitoramento tanto da composição do lixiviado quanto da sua mobilidade no solo, poderá ocasionar danos ambientais graves para a biota existente no solo e comunidades aquáticas atingidas devido à

alta toxicidade. Também pode haver diminuição do oxigênio dissolvido e eutrofização em corpos de água receptores (MORAVIA, *et al.* 2011).

2.4 TÉCNICAS DE REMEDIAÇÃO DO SOLO

As tecnologias para descontaminação ou tratamento podem ser consideradas etapas para remediação do solo contaminado, que visam à redução da concentração dos contaminantes ou da toxicidade no solo (TAVARES, 2013; SANTOS *et al.*, 2017).

Os processos envolvidos nas tecnologias de descontaminação podem ser classificados em: físico-químicos, biológicos e térmicos. Na Tabela 2 é possível verificar algumas tecnologias utilizadas para remediação do solo.

Tabela 2 – Tecnologias para remediação de solo contaminado.

Físico-químico	Biológico	Térmicos
1. Separação eletrocinética	1. Bioventilação	1. Dessorção Térmica
2. Bombeamento e Tratamento	2. Fitoremediação	2. Incineração
3. Lavagem do solo	3. Atenuação natural monitorada	3. Vitrificação
4. Extração de vapor do solo	4. Compostagem	
5. Aeração	5. Manejo do solo	
6. Oxidação Avançada	6. Bioreatores	
7. Barreiras reativas permeáveis	7. Biodegradação por fungos/bactérias	

Fonte: Tavares, 2013.

Os processos físico-químicos mais comuns baseiam-se na percolação de um fluido no solo. Esses processos fundamentam-se na transferência de fase do contaminante, resultando em um solo tratado e um contaminante em uma outra fase. A aplicação desses processos, geralmente, depende do tipo de contaminante, mais especificamente no tipo de ligação que este estabelece com as partículas do solo. É importante ressaltar a grande geração de resíduos contaminados quando o solo contém uma fração considerável de argila, tornando a técnica inviável. As argilas tem uma afinidade elevada para uma grande parte de contaminantes, na quebra das ligações entre as partículas podem gerar uma grande quantidade de resíduos.

Os tratamentos biológicos fundamentam-se na utilização de microrganismos capazes de metabolizar os compostos químicos presentes. Existe uma grande quantidade de microrganismos presentes no solo e na água subterrânea que se adaptando às fontes de energia e carbono disponível são capazes de metabolizar compostos orgânicos complexos. Nos

processos biológicos os microrganismos são submetidos à um ambiente propício para uma degradação controlada dos poluentes, para tanto devem ser fornecidos pH, temperatura, oxigênio, umidade, etc. adequados. Em situações extremas podem ser utilizado microrganismos específicos ou geneticamente modificados.

Os tratamentos térmicos normalmente necessitam de gastos energéticos elevados e são passíveis de emissões de contaminantes perigosos. Porém, a poluição ambiental devido à emissão desses gases pode ser minimizada quando há tratamento dos gases liberados. Quanto aos custos desses tratamentos são variados, pois dependerá do processo em si e também do teor de umidade, tipo de solo e concentração de poluentes, como também das medidas de segurança e regulamentações ambientais em vigor.

A escolha do método utilizado na remediação vai depender da natureza do contaminante, do seu risco ambiental, das características do solo, do uso final pretendido para o solo, fatores econômicos, legais e da disponibilidade de tempo. Desta forma, pode-se recuperar ou remediar o solo. Na recuperação o objetivo seria adequar o nível de tratamento ao seu uso posterior, já na remediação utiliza-se de práticas de reabilitação visando atingir um risco tolerável para o uso do solo (CONAMA, 2009).

Dentro do contexto das novas tecnologias utilizadas para tratamento (remediação) do solo, os Processos Oxidativos Avançados (POAs) tem demonstrado elevada eficiência de degradação frente a inúmeros poluentes ambientais tóxicos e recalcitrantes (NEYENS; BAEYENS, 2003; WATTS; TEEL, 2005). Dentre os POAs os processos Fenton tem se destacado, estes dependem de algumas características do solo, natureza e concentração das formas minerais do ferro e da concentração da matéria orgânica. Portanto, não existem condições universais que permitam a mesma eficiência para solos de natureza diferente. Além disso, as reações Fenton podem impactar de forma negativa a qualidade do solo, como a degradação da matéria orgânica e de consórcios microbianos e a lixiviação de metais e de subprodutos de degradação (SANTOS *et al.*, 2017).

2.4.1 Processos oxidativos avançados

Os processos oxidativos avançados têm evoluído e difundido nos últimos anos, recebendo destaque devido a sua alta eficiência na degradação de inúmeros compostos orgânicos, além disso, não transferem o contaminante de uma fase para outra nem produzem

quantidades de lodos perigosos, mas oxidam e mineralizam o alvo contaminante, transformando em espécies inorgânicas e iônicas estáveis (TERRACCIANO *et al.*, 2018).

As técnicas de remediação baseadas em oxidação são processos que se caracterizam por transformar uma grande parte dos contaminantes orgânicos em CO₂, H₂O e íons inorgânicos, por meio de degradação envolvendo os radicais hidroxilas (•OH). Esses radicais hidroxilas podem ser gerados por meio de reações que envolvam fortes oxidantes, que é o caso do ozônio O₃ e peróxido de hidrogênio (H₂O₂), semicondutores como o dióxido de titânio (TiO₂) e óxido de zinco (ZnO) e radiação ultravioleta (UV) (MANSILLA *et al.*, 1997).

Desta forma, eles têm se mostrado como uma alternativa bastante eficiente no tratamento de águas superficiais e subterrâneas bem como de solos contaminados e águas residuárias (KUNZ *et al.*, 2002; ARAUJO *et al.*, 2011).

Os contaminantes orgânicos podem ser oxidados pelo radical hidroxila por diferentes mecanismos que dependem da estrutura do próprio contaminante e do agente oxidante. Esses mecanismos podem ser: abstração de átomo de hidrogênio, transferência eletrônica e adição eletrofílica e reações radical-radical (NOGUEIRA *et al.*, 2007; BRITO; SILVA, 2012).

Nos processos ainda podem ser utilizados catalisadores sólidos ou não. Quando não há o uso de catalisadores sólidos os processos são chamados de sistemas homogêneos, e quando há presença do catalisador sólido, sistemas heterogêneos. Nos sistemas homogêneos a degradação do poluente pode ser também realizada por fotólise direta com ultravioleta (UV), onde a luz irá gerar radicais hidroxilas, que tem alto poder oxidante, vida curta e é o responsável pela oxidação dos compostos orgânicos, sua geração pode ocorrer devido a oxidantes fortes combinados ou não com a radiação. Nos sistemas heterogêneos a presença de catalisadores semicondutores permite o aumento da velocidade da reação sem ser consumido (CIOLA, 1981).

Os Processos Oxidativos Avançados são tecnologias bastante eficientes na destruição de compostos orgânicos de difícil degradação e, muitas vezes, presentes em baixas concentrações. São consideradas tecnologias limpas uma vez que não geram subprodutos sólidos e não há transferência de fase dos poluentes como em outras tecnologias comumente utilizadas (DEZOTTI, 2003).

2.4.2 Processos oxidativos avançados envolvendo peróxido de hidrogênio (H₂O₂)

Dentre os diversos oxidantes utilizados nos processos oxidativos avançados o peróxido de hidrogênio é o mais comum devido ao baixo custo. Ele possui aparência de água, tem odor característico, é miscível em água e geralmente é vendido como solução aquosa com concentrações que variam de 20 a 60% (MATTOS *et al.*, 2003). Apesar de ser um dos reagentes mais utilizados, sozinho ele não é um bom oxidante. Apenas, quando combinado, com radiação, por exemplo, ele se torna um excelente oxidante, como é o caso da reação H₂O₂/UV ou de outras combinações como a reação Fenton (H₂O₂/Fe⁺²) e Foto-Fenton (H₂O₂/Fe⁺²/UV).

2.4.2.1 H₂O₂/UV

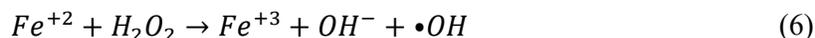
O processo H₂O₂/UV é um dos mais simples e antigos POA, e consiste na geração do radical hidroxila através da absorção do fóton UV pelo peróxido de hidrogênio gerando dois radicais hidroxilas (•OH), sendo a maneira mais fácil de gerar esses radicais.

O mecanismo de formação desses radicais hidroxilas envolve um processo de fotólise, ou seja, por meio da ruptura da ligação O-O pela luz ultravioleta originando dois radicais OH como apresentado na Equação 5, a partir daí esses radicais reagem rapidamente e não seletivamente com a maioria dos compostos orgânicos (NOGUEIRA *et al.*, 2007).

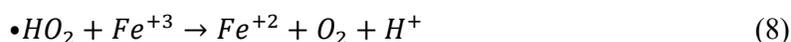
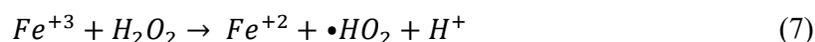


2.4.2.2 Fenton (H₂O₂/Fe⁺² ou Fe⁺³)

O reagente de Fenton foi desenvolvido por Henry John Horstman Fenton em 1894 e é um dos processos de oxidação avançada mais estudados, podendo remover contaminantes tóxicos e recalcitrantes, sem produzir uma grande quantidade de lodo. Baseia-se na geração de radicais hidroxilas a partir da decomposição de peróxido de hidrogênio catalisada por íons de ferro solúveis em meio ácido (Equação 6), capaz de oxidar e mineralizar a maioria dos poluentes orgânicos em CO₂ e H₂O, sendo uma técnica bastante promissora (ZHU *et al.*, 2018; ZHAO *et al.*, 2018).



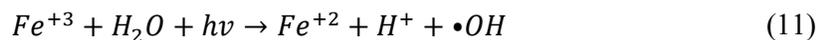
Embora o Fe^{+3} também reaja com o peróxido de hidrogênio gerando Fe^{+2} , sustentando o processo Fenton (Equações 7 e 8), quando há presença de peróxido de hidrogênio em excesso, o íon Fe^{+2} pode ser oxidado pelo radical hidroxila gerado (Equação 9), afetando a reação de oxidação da matéria orgânica pelo radical hidroxila. Além disso, o próprio radical hidroxila pode reagir com o peróxido de hidrogênio, conforme Equação 10, prejudicando a reação de Fenton (FERREIRA, 2015).



Dentro do contexto de novas alternativas para remediação de áreas contaminadas, o processo Fenton tem se destacado devido a sua elevada eficiência na degradação frente a inúmeros poluentes tóxicos e recalcitrantes. Ele tem sido aplicado em matrizes líquidas e sólidas. Dentre as suas vantagens destacam-se ainda a simplicidade operacional e a baixa toxicidade dos reagentes envolvidos no processo (NEYENS; BAEYENS, 2003; WATTS; TEEL, 2005).

2.4.2.3 Foto-Fenton ($H_2O_2/Fe^{+2}/UV$)

Embora o processo Fenton seja eficiente, sua velocidade pode ser melhorada quando há incidência de luz, devido principalmente à foto-redução do Fe^{+3} em Fe^{+2} (Equação 11) e à fotodescarboxilação dos complexos férricos carboxilados, que ocorre devido o Fe^{+3} formar complexos estáveis e/ou pares de íons associados com carboxilatos e policarboxilatos que são ativos fotoquimicamente e geram Fe^{+2} quando recebem radiação (Equação 12) (SILVA *et al.*, 2004; SOUZA, 2011; DIAS, 2015). Os íons ferrosos (Fe^{+2}) gerados atuam na reação com o peróxido de hidrogênio aumentando a geração de radicais hidroxilas e, conseqüentemente, melhorando a eficiência na degradação dos compostos orgânicos. Este processo que combina o reagente de Fenton com radiação UV (seja de fonte artificial ou natural) é denominado processo foto-Fenton.



O uso de radiação solar é uma grande vantagem, pois, além de ser um recurso natural pode aumentar a eficiência da degradação de contaminantes orgânicos (VILLA *et al.*, 2007).

O processo foto-Fenton é influenciado por vários fatores, como pH, temperatura, concentração dos reagentes e proporção molar do peróxido de hidrogênio para ferro. Além disso, a combinação do peróxido de hidrogênio e radiação UV com Fe^{+2} ou Fe^{+3} produz mais radicais hidroxilas quando comparado ao processo Fenton, de maneira que aumenta a taxa de decomposição da matéria orgânica (HASSANSHAHI; KARIMI-JASHNI, 2018).

2.5 TRATAMENTO DE SOLO POR PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS

Devido ao surgimento de grandes problemas relacionados à contaminação dos solos e das águas, muitos países industrializados foram levados a sistematizar o gerenciamento dessas áreas sujeitas à contaminação (ARAUJO-MOURA; CAFFARO FILHO, 2015). No Brasil, coube à Resolução nº 420 (CONAMA, 2009) estabelecer diretrizes para o gerenciamento ambiental das áreas contaminadas. Na tentativa de remediar áreas contaminadas foram desenvolvidas diversas técnicas como visto anteriormente.

Em relação às técnicas baseadas na oxidação, muitos trabalhos têm sido desenvolvidos ao longo do tempo devido ao seu alto poder de eliminação de componentes tóxicos e recalcitrantes. Na literatura é possível encontrar diversos trabalhos que tratam da utilização de oxidação avançada no tratamento de solos contaminados principalmente por petróleo e seus derivados (por possuírem compostos orgânicos de alta toxicidade, apresentarem efeitos carcinogênicos e serem recalcitrantes), manifestando excelentes resultados no processo.

Dentre os processos oxidativos, o reagente de Fenton é bastante utilizado como técnica de remediação do solo devido à facilidade e boa relação custo-benefício (Santos *et al.*, 2017). O emprego das reações Fenton para remediação de solos iniciou-se em 1990, quando Watts e seus colaboradores relataram a degradação de pentaclorofenol com uso de peróxido de hidrogênio e sais ferrosos. Desde então, esses processos vem sendo largamente utilizados na degradação de uma série de contaminantes presentes em solos (WATTS *et al.*, 1990; WATTS *et al.*, 2000; XU, *et al.*, 2006; VILLA *et al.*, 2010).

Quando aplicados em solos, esse processo requer maiores quantidades de peróxido de hidrogênio para garantir a mineralização dos poluentes. Devido à necessidade de alguns componentes do solo consumir peróxido em reações paralelas ou que participem de reações de sequestro de espécies radicalares. Desta forma, o peróxido é aplicado em concentrações elevadas, garantindo maiores taxas de degradação em decorrência da formação de espécies que contribuem para mineralização de contaminantes, como o radical superperóxido, radical hidroperoxila e o ânion hidroperoxido (SANTOS *et al.*, 2017)

Utilizando o processo Fenton, Santos *et al.* (2018) chegaram a excelentes taxas de degradação para hidrocarbonetos totais e BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno) presentes no solo devido a contaminação por gasolina. Observaram também que solos com maior quantidade de argila a eficiência de degradação diminui quando utilizado o ferro endógeno (mesmo que este se apresente em concentrações elevadas). Mas quando adicionado ferro observaram um aumento na degradação dos hidrocarbonetos totais e BTEX.

Souza *et al.* (2018) também estudaram a eficiência de remoção de BTX (benzeno, tolueno e xileno) em solo. Para o estudo utilizaram gasolina pura e com etanol como fonte de contaminação e procuraram comparar duas técnicas de remediação Fenton: inserindo peróxido de hidrogênio e ferro, e utilizando apenas o peróxido (com ferro mineral). Ambos os processos demonstraram taxas de degradação acima de 70%. Para a gasolina com etanol foram observadas taxas de remoção acima de 85% e 95% de poluentes para o sistema sem e com adição de ferro, respectivamente. Quando avaliada a gasolina pura a taxa de degradação diminuiu principalmente para o xileno no sistema sem adição de ferro, indicando que a eficácia do processo depende das características do contaminante.

Já Bendouz *et al.* (2017) investigaram as condições ótimas de operação para o sistema Fenton. Em relação à concentração do oxidante concluíram que aumentar a quantidade de peróxido não melhorou significativamente a degradação de hidrocarboneto aromático policíclico em uma matriz altamente concentrada, existindo outros fatores com maior influência na eficácia do processo (como o protocolo de adição do oxidante).

Além dos fatores como concentração do oxidante e do catalizador, a forma como é inserido o reagente também pode interferir na eficiência do processo Fenton. Xu *et al.* (2018) pesquisaram essa influência e chegaram a conclusão que a inserção do peróxido de hidrogênio gradual, em vez de no início da reação, pode alcançar efeitos melhores. No estudo foi avaliada a remoção de hidrocarbonetos de petróleo total (HPT) sorvidos no solo. Os autores constataram que em situação de elevada concentração de HPT no solo, quando o peróxido foi

inserido de forma gradual favoreceu o aumento na eficiência de remoção de HPT em quase 30%. Apesar de não terem observado efeitos significativos quando a concentração de HPT no solo é reduzida.

Mossi (2015) estudou a oxidação de hidrocarbonetos em solos arenosos e argilosos em função do tempo da reação. Chegando a resultados de até 95% na taxa de remoção de contaminantes para os solos arenosos no tempo de reação de 168 horas. Já para causar efeito parecido no solo argiloso foi necessário o dobro de tempo de reação e no mínimo o dobro da concentração do oxidante para causar o mesmo efeito. Justificado devido à reatividade dos argilominerais e de sua capacidade de reter contaminantes orgânicos, indicando a necessidade de ajustes na metodologia e nas concentrações do reagente para melhores resultados.

A aplicabilidade do método depende de diversos fatores como: tipo e estrutura do solo; tipo, estado e concentração do contaminante; estado e concentração dos reagentes e a maneira como são inseridos e tempo de reação. E, embora extremamente eficientes no tratamento de solos contaminados, a aplicação dos processos oxidativos também exibem algumas limitações que estão associadas ao seu impacto ambiental. Dentre os impactos negativos provocados ao solo estão: a solubilização de metais, destruição da matéria orgânica, redução do pH, morte de microrganismos, prejuízo a fertilidade do solo (redução de nutrientes), aumento da toxicidade (USMAN *et al.*, 2016; SANTOS *et al.*, 2017). Assim, é necessário desenvolver novas abordagens que, associadas ao uso da oxidação avançada no processo de descontaminação, possam reestabelecer as funções do solo e reduzir impactos causados pelos POAs.

2.6 REFUNCIONALIZAÇÃO DO SOLO

Os Processos Oxidativos Avançados além de degradar os contaminantes presentes no solo também destroem algumas propriedades básicas do solo como, por exemplo, suporte e nutrição das plantas. Após o POA, o solo fica pobre em nutrientes sendo necessária a utilização de métodos para reestabelecer suas propriedades de modo que o solo possa novamente desenvolver sua função. Portanto, devem ser desenvolvidas e aplicadas técnicas para devolver funcionalidade ao solo degradado para a finalidade desejada.

Um resíduo sólido urbano gerado durante o tratamento de esgotos e bastante utilizado em diversos países como fertilizante é o lodo de esgoto. Apesar da sua produção ainda não ser significativa no Brasil, o lodo de esgoto vem se revelando uma excelente alternativa de insumo agrícola na recomposição de solos degradados, bem como fertilização de culturas que

não são de consumo direto. Quando devidamente tratado, sua aplicação torna-se viável graças à sua riqueza em matéria orgânica e nutrientes. Todavia, faz-se necessária a ausência de microrganismos patogênicos, bem como de metais pesados. Desta forma ele traz melhorias às condições de cultivo do solo, da nutrição e produção. Além disso, é uma alternativa promissora de disposição final deste tipo de resíduo (CAMPOS; ALVES, 2008, SAMPAIO *et al.*, 2012).

O lodo de esgoto é rico em matéria orgânica, macronutrientes nitrogênio e fósforo e micronutrientes zinco, cobre, ferro, manganês e molibdênio. Devido à essa composição tem sido fortemente sugerido para aplicação na agricultura como condicionador e fertilizante do solo, melhorando suas propriedades física, química e biológica, além da produtividade agrícola (EMBRAPA, 2007; ALVARENGA *et al.*, 2017). A aplicação deste resíduo em solo agrícola é regulamentada no Brasil pela Resolução nº 375 do Conselho Nacional do Meio ambiente (CONAMA, 2006) que define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário, beneficiando à agricultura e prevenindo riscos à saúde pública e ao meio ambiente. A resolução regulamenta o uso estabelecendo níveis seguros quanto aos limites de contaminantes no lodo de modo a prevenir riscos de contaminação, define frequência de monitoramento do lodo de esgoto e das áreas de aplicação do solo. Também define as culturas que estão aptas a receber o lodo e traz as restrições locais para sua aplicação.

Em relação às condições físicas do solo, a utilização do lodo de esgoto aumenta a retenção de umidade pelos solos arenosos e melhora a permeabilidade e infiltração nos solos argilosos e por determinado tempo mantém uma boa estrutura e estabilidade dos agregados na superfície. Além disso, a capacidade de troca de cátions (CTC) do solo, o teor de sais solúveis e de matéria orgânica tem seus valores aumentados, fato extremamente benéfico para os solos pobres e de baixa capacidade de troca de cátions (CAMARGO; BETTIOL, 2000; DEBOSZ *et al.*, 2002; MELO *et al.*, 2004).

A adoção da prática de disposição de lodo no solo tem sido frequente em muitos países. Porém, no Brasil, a utilização do lodo de esgoto em áreas agrícolas ainda é restrita a poucos estados. Um dos motivos reside na falta de estação de tratamento de esgotos em muitas cidades brasileiras (CAMARGO; BETTIOL, 2000). No entanto, pesquisas vêm sendo realizadas em relação à utilização prática desde produto na agricultura para recuperações de áreas degradadas, fertilização parcial, na fruticultura ou culturas como forrageiras, algodão,

milho, trigo, feijão, soja, aveia, cana-de-açúcar, girassol, entre outros (CASTRO *et al.*, 2015; KUMMER *et al.*, 2016).

Os efeitos da inserção do lodo de esgoto no solo podem ser investigados através de parâmetros obtidos diretamente do solo. Porém, é comum que esses efeitos também sejam avaliados através de desempenho de culturas. Isso se deve ao fato das propriedades relacionadas ao solo (ao exercer suas funções) afetarem diretamente no desenvolvimento das plantas.

Neste contexto, Silva (2017) avaliou a produtividade das espécies de feijão *Phaseolus vulgaris L.* e *Vigna unguiculata L. walp.* cultivadas com efluente e com lodo de esgoto. Para o estudo utilizou 10 kg de solo em cada experimento, a dosagem de lodo foi baseada na quantidade de nitrogênio recomendada para cultura e o controle de irrigação baseado no volume até o solo atingir 80% da saturação. Dentre os dez tratamentos utilizados, o autor obteve melhores desempenhos de produtividades para as duas espécies quando utilizou os seguintes tratamentos: fertilizante NPK (irrigado com água de abastecimento); inoculação por bactéria *Rhizobium* + fertilizante PK (irrigado com efluente); lodo (irrigado com água de abastecimento); lodo + inoculação por bactéria *Rhizobium* (irrigado com água de abastecimento); lodo + inoculação por bactéria *Rhizobium* + fertilizante PK (irrigado com água de abastecimento). Com destaque para o tratamento utilizando apenas o lodo de esgoto (irrigado com água de abastecimento) que apresentou resultados superiores ao tratamento testemunho (irrigado com água) e igualando-se ao tratamento com fertilizante NPK (irrigado com água).

Bonini *et al.* (2015) estudaram a influência do lodo de esgoto na recuperação de atributos químicos de um solo degradado cultivado com eucalipto e braquiária. Para o delineamento do estudo utilizou os seguintes tratamentos: solo cultivado com eucalipto e braquiária; solo + adubação mineral; solo + 30 Mg/ha de lodo de esgoto; solo + 60 Mg/ha de lodo de esgoto. Os autores constataram que a adição do lodo contribuiu de maneira positiva para os parâmetros químicos estudados no solo: pH, CTC, soma de bases, matéria orgânica, fósforo, cálcio, magnésio e potássio.

Sampaio *et al.* (2012) investigaram os efeitos da adição do lodo de esgoto nas características físicas do solo. Para os experimentos foram adotados sete tratamentos: sem adição de lodo de esgoto; adição de 2,5 t/ha de lodo de esgoto; adição de 5 t/ha de lodo de esgoto; adição de 10 t/ha de lodo de esgoto; adição de 15 t/ha de lodo de esgoto; adição de 20 t/ha de lodo de esgoto; adubação química. Observaram que com o aumento da dosagem de

lodo no solo houve um aumento na porosidade e no teor de umidade até seis meses após aplicação. Além disso, constataram que houve um aumento na microporosidade e na formação de agregados até doze meses da sua aplicação.

Afáz *et al.* (2017) pesquisaram os efeitos da inserção do lodo de esgoto no cultivo de espécie eucalipto. O estudo utilizou vasos de 11 litros e os quatro tratamentos adotados foram dados em função do volume do vaso: 100% do volume do vaso apenas com solo arenoso (testemunho), 25% do volume do vaso com lodo; 50% do volume do vaso com lodo; 75% do volume do vaso com lodo; adubação utilizando fertilizante mineral. Avaliando-se a taxa de crescimento relativo e a massa seca das plantas chegaram à conclusão que a adição do lodo de esgoto não apresentou diferença significativa entre os cultivos com o lodo de esgoto e a adubação mineral na taxa de crescimento relativo, e em relação à matéria seca o tratamento com inserção de 50% de lodo foi maior que no tratamento com adubação mineral. Assim, o uso do lodo no cultivo do eucalipto promoveu um desenvolvimento considerado satisfatório pelos autores.

Maia *et al.* (2018) avaliaram características físicas do solo em função da adição de lodo de esgoto em diferentes profundidade de um latossolo vermelho distrófico. Foram avaliados os seguintes parâmetros: densidade, macroporosidade, microporosidade, porosidade total e resistência do solo à penetração. Considerando toda a camada analisada (30 cm), após 60 e 120 dias da inserção do lodo de esgoto observou melhores resultados para a microporosidade, porosidade total e densidade do solo nas maiores concentrações (60 mg/ha e 80 mg/ha) e em relação à resistência a penetração não houve influência pela adição do lodo de esgoto.

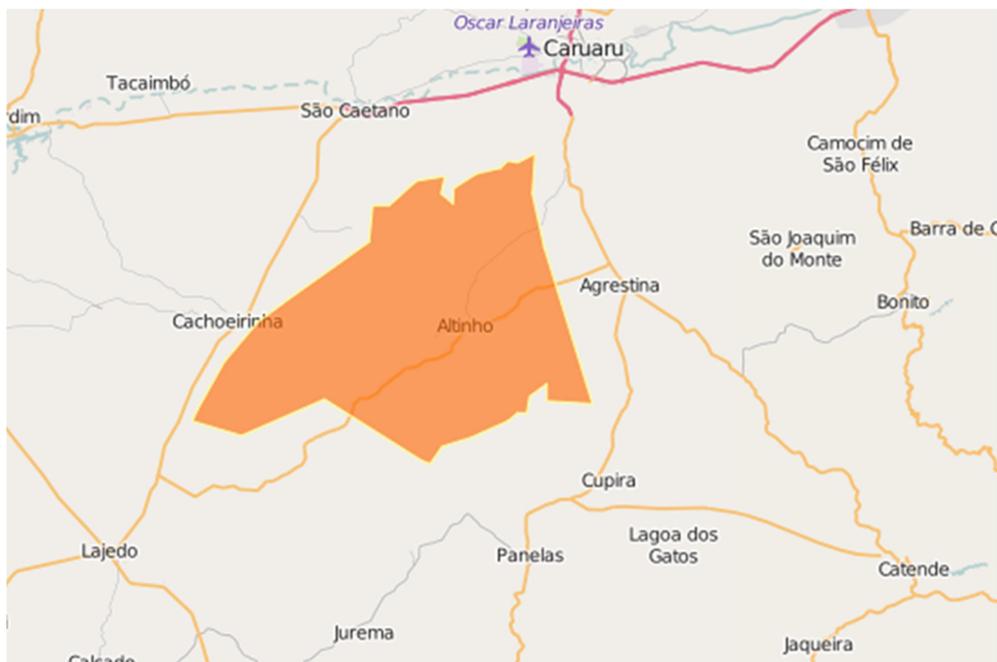
3 MATERIAIS E MÉTODOS

Serão detalhados todos os procedimentos adotados no decorrer da pesquisa. Para facilitar a leitura e o entendimento, o trabalho foi dividido em duas fases. A primeira, denominada de Etapa 1, consistiu em uma avaliação física e química do aterro em três momentos com intervalo de seis meses (março de 2016, setembro de 2017 e março de 2017), onde foram realizadas coletas de solo em 8 (oito) pontos distribuídos no Aterro Sanitário de Altinho no intervalo de tempo de 6 (seis) meses a fim de identificar possível contaminação do solo. A segunda fase, denominada de Etapa 2, consistiu na contaminação artificial do solo com o lixiviado gerado no próprio aterro sanitário, realização de análises físicas e químicas do solo bruto e do solo contaminado, bem como a montagem experimental envolvendo processo oxidativo avançado para descontaminação e, posterior refuncionalização do solo como uso de lodo de esgoto de uma estação de tratamento de efluentes.

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O Município de Altinho está localizado na Mesorregião do Agreste do estado de Pernambuco e possui uma extensão territorial de aproximadamente 452,523 km², tem como limites ao norte os municípios de Caruaru e São Caetano, ao Sul Ibirajuba, Panelas e Cupira, ao Leste Agrestina e a Oeste Cachoeirinha (Figura 1). Possui cerca de 22.353 habitantes, o clima predominante é o semiárido quente, a bacia hidrográfica é composta pelos rios Una e Ipojuca e a vegetação característica é a caatinga. A bacia do rio Una possui extensão de cerca de 290 km, apresenta uma área de 6.740,31 km² dos quais quase 93% estão inseridos no Estado de Pernambuco, a bacia abrange 42 municípios, tem nascente no município de Capoeiras, apresentando-se intermitente até aproximadamente a cidade de Altinho, quando se torna perene. A bacia do rio Ipojuca possui cerca de 320 km de extensão, apresentando regime fluvial intermitente, tornando-se perene a partir do seu médio curso, nas proximidades da cidade de Caruaru, abrange uma área de 3.435,34 km² e apresenta 25 municípios inseridos na bacia. O bioma da região é formado pela Caatinga e Mata Atlântica. A atividade econômica que se destaca na região é a agropecuária responsável por 58,8% do PIB do Município e possui Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) de 0,598 (IBGE, 2010).

Figura 1 – Localização do Município de Altinho.



Fonte: A Autora, 2018.

No município de Altinho existe um aterro sanitário (Figura 2) que entrou em operação em 2010 atendendo inicialmente dois municípios: Altinho e Agrestina. Posteriormente, devido a grande necessidade de atender outros municípios da região foi criado o consórcio público, Consórcio dos Municípios do Agreste e Mata Sul de Pernambuco (COMAGSUL), que passou a receber resíduos sólidos urbanos advindos de 22 municípios consorciados: Agrestina, Altinho, Barra de Guabiraba, Belém de Maria, Bonito, Cachoeirinha, Camocim de São Félix, Catende, Cupira, Ibirajuba, Jaqueira, Jurema, Lagoa dos Gatos, Lajedo, Maraial, Panelas, Quipapá, Riacho das Almas, São Benedito do Sul, São João, São Joaquim do Monte e Tacaimbó, somando-se uma população de 439.368 habitantes. Atualmente o Aterro Sanitário recebe resíduos de Altinho, Agrestina, Belém de Maria, Bonito e Lagoa dos Gatos atendendo uma população de 109.566 habitantes e recebe em média cerca de 40 – 45 toneladas por dia de resíduos sólidos urbanos.

O aterro sanitário possui uma área de 10 hectares, projetado em 4 quadrantes e cada quadrante apresentando 4 células com altura de 5 metros cada. Na entrada do aterro sanitário existe uma balança rodoviária e uma unidade administrativa, desta forma, todo caminhão que chega ao aterro é pesado e o controle realizado pela unidade administrativa. Atualmente há uma célula de disposição de resíduos em funcionamento, o lixiviado gerado é direcionado

para a estação de tratamento de lixiviado existente e o biogás é drenado e lançado na atmosfera através de manilhas de 100 mm de diâmetro inseridas ao longo da célula à medida que esta evolua, não existindo reaproveitamento ou queima do gás.

Figura 2 – Vista do Aterro Sanitário de Altinho.



Fonte: A autora, 2017.

3.2 ETAPA 1 – CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO

3.2.1 Amostragem do solo

Foram coletadas amostras de solo em 8 (oito) pontos aleatoriamente distribuídos na área do Aterro Sanitário do Município de Altinho (Figura 3) nos dias 12 de março de 2016, 20 de setembro de 2016 e 29 de março de 2017 nos mesmos pontos de coordenadas listadas na Tabela 3. O objetivo destas coletas foi de acompanhar a evolução ao longo do tempo da condição do solo em relação à contaminação. O ponto identificado como “Ponto 0” foi coletado em uma área sem influência do aterro sanitário. O solo retirado dessa área era utilizado na camada de cobertura do aterro. O perfil do solo amostrado tinha uma profundidade média de 0,20 m (Figura 4) e foi acondicionado em embalagens plásticas e transportado para o Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos do Grupo de Processos e Tecnologias Ambientais do Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal de Pernambuco para posterior caracterização.

Tabela 3 – Coordenadas dos pontos das amostras de solo coletadas.

Ponto	Lat	Long	Alt
0	8,477609 °S	36,007828 °W	464 m
1	8,477381 °S	36,008937 °W	466 m
2	8,477411 °S	36,008925 °W	463 m
3	8,476898 °S	36,008643 °W	465 m
4	8,475953 °S	36,008325 °W	462 m
5	8,475982 °S	36,008792 °W	462 m
6	8,476416 °S	36,009426 °W	450 m
7	8,476753 °S	36,009403 °W	461 m

Fonte: A Autora, 2018.

Figura 3 – Mapa das coordenadas dos pontos de coleta das amostras no aterro.



Fonte: adaptado de GoogleMaps, 2018.

Figura 4 – Coleta das amostras no Aterro Sanitário de Altinho.



Fonte: A Autora, 2018.

Foi observado o índice pluviométrico acumulado durante oito dias anteriores à data da coleta em postos localizados na proximidade do aterro sanitário disponibilizado pela Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC) e apresentando o valor médio na Tabela 4. O índice pluviométrico é um dado importante, pois se trata do somatório da quantidade de água de chuva precipitada e reflete em parâmetros de qualidade nas análises do lixiviado e do solo.

Tabela 4 – Média do índice pluviométrico acumulado no período de 8 dias anterior a coleta.

Data de coleta	Média do índice pluviométrico
12/03/2016	0,0mm
20/09/2016	0,5mm
29/03/2017	1,0mm
28/11/2017	1,8mm

Fonte: A Autora, 2018.

Nota-se a ocorrência de precipitações baixas, condizente com o clima semiárido da região que é caracterizado pelas elevadas temperaturas, baixas taxas de precipitação e elevadas taxas de evapotranspiração.

3.2.2 Caracterização do solo

A caracterização do solo foi realizada em 2 etapas, a primeira etapa foi realizada no Laboratório de Solo e Instrumentação no Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), que consistiu em análises físicas seguindo as metodologias da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT): granulometria (NBR 7181/2016), massa específica dos grãos (NBR 6508/2016), limite de liquidez (NBR 6459/2016), limite de plasticidade (NBR 7180/2016), teor de umidade (NBR 6457/2016);

A segunda etapa foi realizada no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos do Grupo de Processos e Tecnologias Ambientais (GPTA) do Departamento de Engenharia Química (DEQ) da UFPE, sendo avaliados os seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos (STD), resistividade, carbono orgânico total, matéria orgânica, acidez trocável (Al^{+3}) e acidez potencial ($H^+ + Al^{+3}$), baseados no Manual de Métodos de Análise de Solo (EMBRAPA, 2017). Para a avaliação dos parâmetros pH, condutividade elétrica, resistividade, NaCl, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, utilizou-se um medidor multiparâmetro da marca OAKTON Waterproof PCD650 calibrado com solução padrão de pH 4,0 e 7,0.

A avaliação dos níveis de metais pesados foi realizada no Centro de Apoio à Pesquisa (CENAPESQ) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e no Laboratório de Análises Minerais, Solo e Água (LAMSA) da UFPE, sendo observados a presença de cobre, zinco, cádmio e chumbo no solo, utilizando o Método 3051A (USEPA, 2007) para realizar a digestão ácida do solo e a concentração de cada metal determinada por meio de Espectrometria de Absorção Atômica, utilizando o equipamento da marca Shimadzu modelo AA-6300, para leitura dos níveis de metais pesados no solo. Ressalta-se que para todas as análises deste trabalho foram realizadas análises em triplicata

A análise de metais pesados foi baseada na resolução nº 420 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2009), a qual avalia a qualidade do solo quando há presença de substâncias químicas. Esta resolução está pautada em valores orientadores de referência de qualidade, de prevenção e de investigação, sendo os Valores de Referência de Qualidade (VRQ) a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo. Já o Valor de Prevenção (VP) é o valor limite para que o solo seja capaz de sustentar suas funções principais (suporte e nutrição das plantas, meio para produção de alimentos, fonte de recursos

minerais, habitat para pessoas, animais e outros organismos) e o Valor de Investigação (VI) trata do valor da concentração acima do qual existem potenciais riscos à saúde humana.

Neste sentido, o CONAMA determina que os Valores de Referência de Qualidade (VRQ) são estabelecidos pelos órgãos ambientais competentes de cada Estado. No caso do Estado de Pernambuco, o órgão responsável é a Agência Estadual do Meio Ambiente (que mantém a sigla “CPRH” proveniente da sua antiga denominação Companhia Pernambucana de Controle da Poluição Ambiental e de Administração de Recursos Hídricos), que estabeleceu os VRQs através da Instrução Normativa nº 7 de 07 de Julho de 2014 (CPRH, 2014). Já os VPs e VIs são estabelecidos pela própria resolução nº 420 do CONAMA.

Por fim, os resultados encontrados para metais e matéria orgânica foram submetidos a uma análise estatística e de correlação de Pearson utilizando o programa Excel da Microsoft.

3.3 ETAPA 2 – TRATAMENTO DO SOLO CONTAMINADO PELO LIXIVIADO

Nesta etapa utilizou-se uma amostra de solo bruto, coletada no ponto de coordenadas 8°28'33,6"S e 36°00'33,2"W no dia 28 de novembro de 2017 (solo utilizado na camada de cobertura do aterro), que foi contaminada artificialmente com o lixiviado gerado pelo próprio aterro sanitário. No mesmo ponto ainda foram coletadas 2 amostras indeformadas de solo que foram submetidas a ensaio de permeabilidade utilizando água e lixiviado por meio do equipamento de condutividade hidráulica de parede flexível (Triflex[®]). O lixiviado foi coletado de uma das caixas de passagem da estação de tratamento de lixiviado do aterro (Figura 5a e 5b).

Figura 5 – Caixa de passagem (a) e Estação de tratamento de lixiviado (b).



(a)



(b)

Fonte: A Autora, 2018.

O solo foi caracterizado antes e depois da contaminação com base em análises relacionadas à fertilidade do solo: pH, carbono orgânico, matéria orgânica, complexo sortivo (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ , H^+ , Al^{+3}), fósforo assimilável, nitrogênio total e ferro utilizando a metodologia da EMBRAPA (2017).

3.3.1 Degradação da matéria orgânica através de processos oxidativos avançados utilizando o peróxido de hidrogênio (H_2O_2)

Para o estudo foram realizados experimentos modificando-se as seguintes variáveis em 2 níveis (-1/+1): concentração do oxidante e concentração dos íons ferrosos, sob três condições de fonte de radiação, também foi avaliada a condição central nas variáveis, realizados em triplicata.

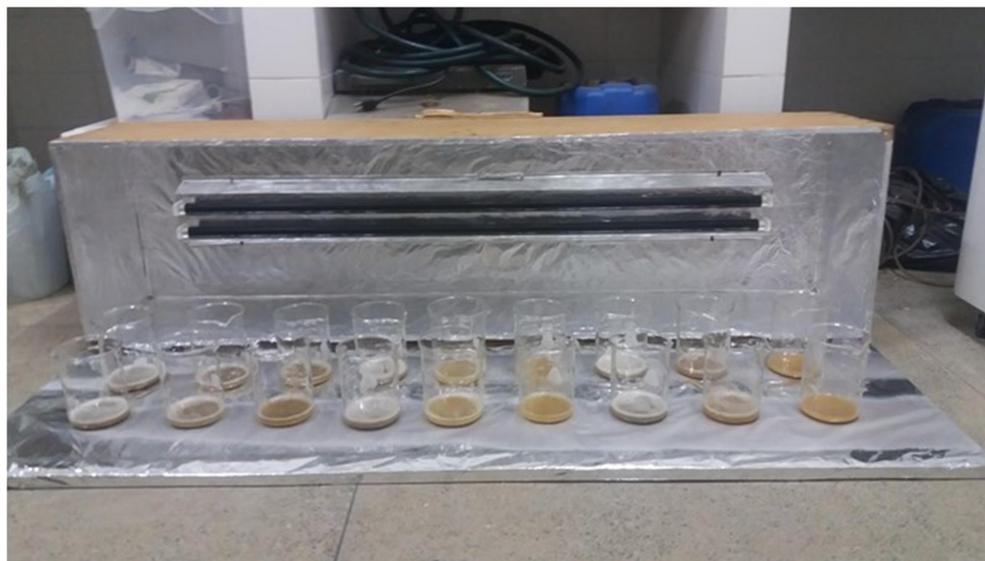
O oxidante utilizado foi o peróxido de hidrogênio líquido (H_2O_2), marca Química Moderna adquirido da Casa do Laboratório, com teor mínimo de 30%, responsável pela geração de radicais hidroxilas através das reações oxidativas: Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{+2}$) e foto-Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{+2}/\text{UV}$). Já as soluções de íons ferrosos (Fe^{+2}) foram preparadas utilizando o sulfato de ferroso heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) com pureza de 99%. Como fonte de radiação foram utilizados sistemas com a ausência de radiação, com a presença de luz negra e com a presença de luz solar. Cada sistema foi tratado separadamente e como resposta para todos os experimentos considerou-se a conversão do Carbono Orgânico Total (COT) do solo.

Para a primeira montagem experimental (processo Fenton, ou seja, isento de radiação) utilizou-se um sistema constituído por um caixão de madeira com largura, comprimento e altura de dimensões iguais a 0,40 m, 1,50 m e 0,30 m respectivamente (Figura 6).

Para a segunda montagem experimental (processo foto-Fenton com luz negra) foi utilizada o mesmo aparato da Figura 6, porém, no interior da caixa foram instaladas duas lâmpadas tubulares (luz negra) com potência de 40 watts cada uma para emissão de radiação ultravioleta. A caixa foi inteiramente recoberta com papel laminado para permitir o aproveitamento máximo da radiação das lâmpadas quando acesas.

Já para a terceira montagem experimental o sistema foi montado ao ar livre, utilizando a energia solar como fonte de radiação ultravioleta (foto-Fenton com luz solar).

Figura 6 – Montagem experimental com ausência de luz.



Fonte: A Autora, 2018.

Os valores mínimos e máximos para concentração das soluções de peróxido de hidrogênio foram 0,58 mol/L e 3,52 mol/L, respectivamente. Já a solução de sulfato ferroso foi preparada com concentração inicial de íons ferrosos 0,18 mol/L, sendo utilizado o ferro endógeno (como valor mínimo), que corresponde a 5,76 mmol/L e 4 mL da solução preparada como valor máximo (14,40 mmol/L). A Tabela 5 apresenta os valores mínimos e máximos do estudo. Os pontos centrais também foram avaliados tendo concentrações 2,05 mol/L e 2,80 mL da solução (10,08 mmol/L) para o oxidante e catalizador, respectivamente.

Tabela 5 – Níveis das variáveis do estudo experimental.

Variáveis	Níveis	
	(-1)	(+1)
[H ₂ O ₂]	0,58 mol/L	3,52 mol/L
[Fe ⁺²]	5,76 mmol/L	14,40 mmol/L

Fonte: A Autora, 2018.

De acordo com a reação de decomposição do H₂O₂ ($O + H_2O \rightarrow 2 \cdot OH$) para cada mol de oxigênio reativo são necessários 2 mols de radicais hidroxilas ($\cdot OH$) ou 1 mol de peróxido de hidrogênio. Desta forma, são necessários 0,470 mg de oxigênio reativo para cada mg de peróxido. Segundo a estequiometria da reação de oxidação do carbono, para cada 12mg

de carbono são necessários 32 mg de oxigênio reativo, ou seja, 0,375 mg de carbono a cada mg de oxigênio. Assim, temos que são necessários 5,674 mg de H₂O₂ para cada mg de C. Portanto, para um solo com 105,0 mg de C, ou seja, 21,0 mg/g · 5g_{solo}, a quantidade mínima necessária de peróxido de oxigênio será de 595,77 mg ou 0,595 g (aproximadamente 0,6 g).

Para os experimentos foram utilizados uma massa de solo contaminado de 5g em béquer de vidro de 600 mL com volume da solução oxidante de 50 mL. O tempo de reação em todos os sistemas foi de 8 horas e a iluminação solar utilizada compreendeu o período de 9 hs às 17 hs, sendo realizados em triplicata. O estudo foi baseado na combinação de fatores nos níveis mínimo (-1) e máximo (+1), além da avaliação do ponto central (0), conforme Tabela 6. Para os sistemas sob diferentes condições de fonte de radiação foram realizados experimentos em triplicata, resultando em 45 experimentos.

A partir dos dados obtidos nos experimentos, utilizou-se o programa *Statistica Experimental Design* para obtenção de um modelo empírico capaz de prever a eficiência da conversão do COT. Em seguida, baseado nos resultados do estudo experimental foi avaliado as melhores condições, utilizando uma quantidade maior de solo contaminado para degradação da matéria orgânica via oxidação avançada.

Tabela 6 – Estudo experimental nas diferentes condições de fonte de radiação.

Nº do Experimento	[H ₂ O ₂]	[Fe ⁺²]
1	-1	-1
2	-1	+1
3	+1	-1
4	+1	+1
5	0	0

Fonte: A Autora, 2018.

3.3.2 Ensaio de fertilidade e correção de pH do solo pós-POA

Após o POA, o solo degradado passou novamente por análises relacionadas à fertilidade: pH, carbono orgânico, matéria orgânica, complexo sortivo (Ca⁺², Mg⁺², Na⁺, K⁺, H⁺, Al⁺³), fósforo assimilável, nitrogênio total e ferro.

Devido a acidificação natural do solo causada pelo POA, o solo teve que passar por uma correção de pH (calagem). Esse processo é extremamente importante antes de cultivar

qualquer cultura, pois solos ácidos geralmente possuem baixos teores de nutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas. Para esta correção de pH foi utilizado carbonado de cálcio (CaCO_3) e seu cálculo baseado no Método da Saturação por Bases (MSB). Desta forma, foi adicionado cerca de 1,58 g de carbonato de cálcio por quilograma de solo e mantido hidratado por um período de 20 dias, sendo monitorado até o solo atingir um pH entre 5,5 e 6,5.

3.3.3 Refuncionalização do solo

Para a refuncionalização do solo foi utilizado lodo de esgoto coletado após a etapa de prensagem (Figura 7) foi obtido em uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) operado pela Empresa Lógica Ambiental que atua na área de saneamento ambiental e esgotamento sanitário, desenvolvendo trabalhos na área de beneficiamento de efluentes sanitários e industriais da Classe II-A, compostagem e vermicompostagem de resíduos orgânicos e lodo de ETE.

O lodo de esgoto, como já foi visto, é rico em matéria orgânica e nutrientes como nitrogênio e fósforo que são essenciais para planta, além de melhorar as condições físicas do solo, por isso foi escolhido como substrato para refuncionalizar o solo após ter passado pela oxidação avançada. A inserção do lodo seco pode ser feita baseada na quantidade de nutrientes requeridas pela cultura, na quantidade de lodo em massa por área de cultivo ou por volume em relação ao volume total do substrato (Silva, 2017; SAMPAIO *et al.*, 2012; BONINI *et al.*, 2015; AFÁZ *et al.*, 2017). Neste trabalho foi adotado três proporções de lodo em relação à massa do solo, ou seja, 10% de lodo de esgoto e 90% de solo tratado, 30% de lodo de esgoto e 70% de solo tratado e 50% de lodo de esgoto e 50% de solo tratado. Também foi utilizado como testemunho terra vegetal comercial.

Em seguida foi plantada em diferentes vasos cerca de quatro sementes de *Coriandrum Sativum L.*, popularmente conhecido como coentro, devido a essa cultura ter um ciclo de produção relativamente curto, e avaliou-se o crescimento da cultura durante o período de 15 (quinze) dias.

Na avaliação do desenvolvimento da cultura foi observado o crescimento relativo das plantas no próprio vaso, comparando-se os diferentes tratamentos. Também foi avaliado o crescimento das raízes e o crescimento total do coentro (medindo-se o comprimento), além da

quantidade de folhas e a massa das plantas em cada tratamento. Após esse processo passou-se para avaliação da toxicidade.

Figura 7 – Prensagem do lodo de esgoto.



Fonte: A Autora, 2018.

3.3.4 Ensaio de toxicidade

A toxicidade das amostras antes e depois do tratamento foi determinada através do teste utilizando sementes de alface *Lactuca Sativa L.*, para avaliar os efeitos toxicológicos foram utilizados como parâmetros o índice da germinação e a inibição no crescimento das raízes (DUTKA, 1989).

A escolha das sementes de alfaces deu-se as seguintes características: são fáceis de manipular e germinar, são sensíveis a substâncias tóxicas e podem ser aplicadas em testes com água, sedimentos ou solos.

Para a realização do ensaio foram montados sistemas com 50 g de solo e 200 mL de água e agitados por um período de 24 horas em uma mesa agitadora a 200 RPM. Após esse processo foram retiradas amostras do sobrenadante, que foram utilizadas para umedecer o ambiente de germinação das sementes de alface. Utilizaram-se placas de *petri* e papéis de filtro com diâmetro de 9,0 cm hidratado com 3,0 mL da solução extraída do solo, onde foram colocadas 5 sementes em cada placa espalhadas de maneira uniforme com o auxílio de uma pinça (Figura 8). Em seguida as placas foram vedadas com filme plástico para evitar a perda de umidade, recobertos por papel alumínio para impedir a entrada de luz e acondicionadas na incubadora a temperatura de 22°C durante 120 horas, ou seja, 5 dias (Figura 9) (SOBRERO; RONCO, 2004). Todos os ensaios foram realizados em triplicata com as seguintes amostras:

- ✓ Controle negativo de toxicidade com uso de água destilada;
- ✓ Controle positivo com o uso de uma solução inibidora contendo zinco (Zn^{+2});
- ✓ Extrato do solo bruto;
- ✓ Extrato do solo contaminado;
- ✓ Extrato do solo descontaminado sem correção de pH,
- ✓ Extrato do solo descontaminado com correção de pH;
- ✓ Extrato do solo descontaminado com correção de pH e inserção de 10% em massa de lodo de esgoto;
- ✓ Extrato do solo descontaminado com correção de pH e inserção de 30% em massa de lodo de esgoto;
- ✓ Extrato do solo descontaminado com correção de pH e inserção de 50% em massa de lodo de esgoto.

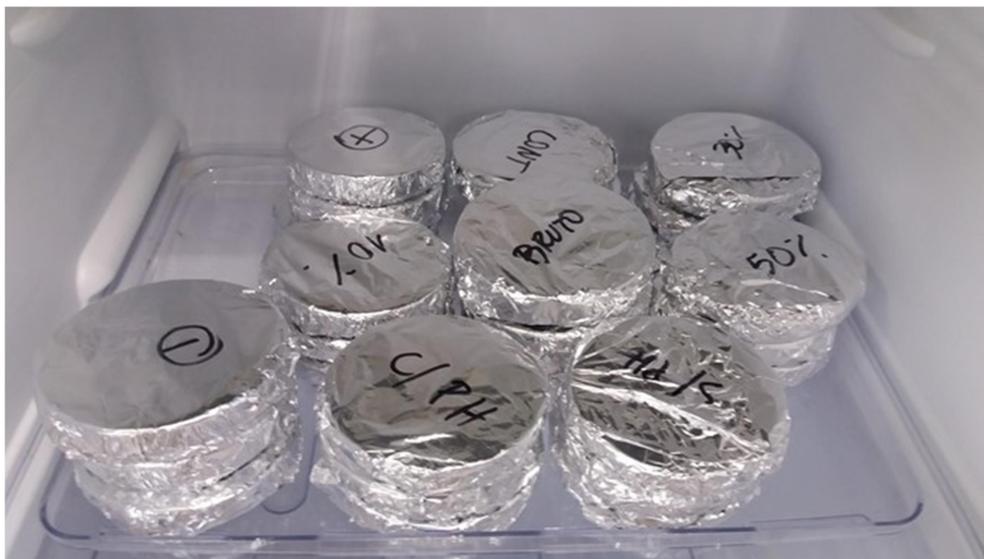
Para o controle negativo foi utilizada água destilada e para o controle positivo utilizou-se uma solução de sulfato de zinco heptahidratado com concentração de 0,05N que inibe o crescimento das plantas, determinado com base na literatura (SOBRERO; RONCO, 2004; ALMEIDA; CORSO, 2014; GUARI *et al*, 2015).

Figura 8 – Ensaio de toxicidade utilizando sementes de alface.



Fonte: A Autora, 2018.

Figura 9 – Amostras acondicionadas na incubadora por 120 horas.



Fonte: A Autora, 2018.

Após o período de 120 horas, foi quantificado o número de sementes que germinaram e avaliado o comprimento médio das raízes para cada ensaio. Com os dados de germinação e comprimento das raízes foi calculado o índice de crescimento relativo (ICR) e o índice de germinação (IG) levando em consideração o crescimento relativo. Os cálculos do ICR e do IG são dados pelas Equações 17 e 18 (FERREIRA, 2015; ZAIDAN *et al.*, 2017).

$$ICR = \frac{(CRA)}{(CRC)} \quad (17)$$

$$IG (\%) = ICR \frac{(SGA)}{(SGC)} \times 100 \quad (18)$$

na qual:

CRA = comprimento médio da raiz na amostra

CRC = comprimento médio da raiz no controle negativo

SGA = número de sementes germinadas da amostra

SGC = número de sementes germinadas no controle negativo

Além do índice de germinação, a avaliação do efeito do crescimento das raízes pode pesar o efeito tóxico de contaminantes presentes na solução de solo mesmo em níveis de concentração baixos. Que embora sejam insuficientes para inibir a germinação, podem atrasar ou mesmo inibir o crescimento. O percentual de inibição no crescimento é calculado pela Equação 19, podendo ser simplificada pela Equação 20 (GARCIA, 2009).

$$inibição (\%) = \left(\frac{CRC - CRA}{CRC} \right) \times 100 \quad (19)$$

$$inibição (\%) = (1 - ICR) \times 100 \quad (20)$$

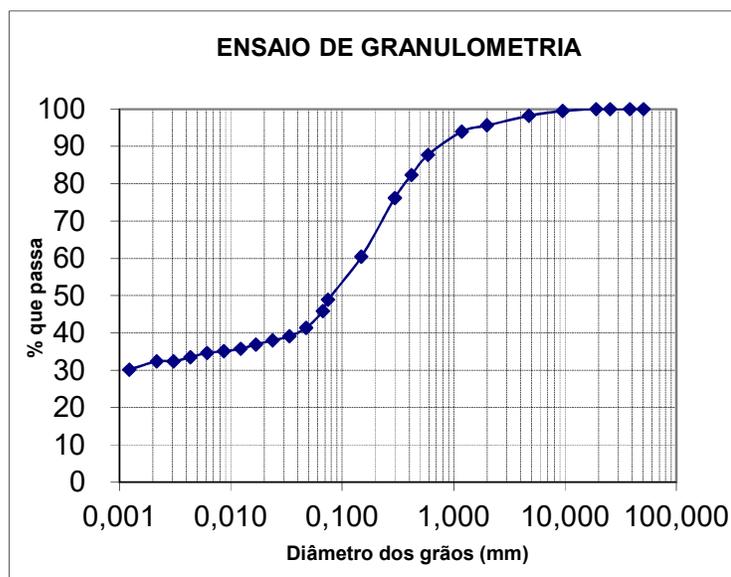
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo refere-se à apresentação dos resultados obtidos na pesquisa, assim como uma discussão detalhada sobre as diferenças encontradas. Da mesma maneira que o capítulo 3 foi dividido em duas partes, o presente capítulo seguiu o mesmo modelo para exposição e discussão dos resultados.

4.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DO SOLO

O solo utilizado na camada de cobertura do aterro, que também é o solo do entorno, apresenta-se predominantemente arenoso, sendo classificado segundo o Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS) como areia argilosa. Sua distribuição granulométrica é de 52% de areia, 31% de argila, 13% de silte e 4% de pedregulho (Figura 10).

Figura 10 – Curva granulométrica do solo do aterro de Altinho.



Fonte: A Autora, 2018.

O solo apresentou umidade higroscópica de 2,56%, massa específica de $2,67 \cdot 10^3 \text{ kg/m}^3$, limite de liquidez de 33%, limite de plasticidade de 15%, índice de plasticidade de 18% e índice de consistência de 1,64. De acordo com a classificação de Burmister (1949) o solo possui uma plasticidade mediana.

4.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO DA CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO

As análises químicas nas amostras de solo coletadas nos meses de março e setembro de 2016 e março de 2017 foram realizadas no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos do GPTA/DEQ/UFPE. Os resultados para os parâmetros: pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, NaCl, resistividade, oxigênio dissolvido, carbono orgânico total (COT), matéria orgânica, acidez trocável e acidez potencial estão descritos nas Tabelas 7, 8 e 9.

Tabela 7 – Resultado das análises das amostras de solo coletadas em março de 2016.

	Ponto 0	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	Ponto 7
pH	6,72	6,79	7,39	6,76	7,20	7,16	7,14	7,22
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	0,115	0,223	0,253	0,225	0,285	0,423	0,470	0,267
Sólidos Totais Dissolvidos (ppm)	0,07	0,12	0,12	0,13	0,16	0,23	0,25	0,15
Resistividade ($\text{M}\Omega$)	7,397	3,796	4,563	4,032	3,246	2,428	2,365	2,933
COT (g/kg)	3,56	6,61	4,37	8,89	5,80	6,10	8,10	5,55
Matéria Orgânica (g/kg)	6,14	11,40	7,53	15,33	10,00	10,52	13,96	9,57
Acidez Trocável (Al^{+3}) (c.mol/dm^3)	0,90	7,55	4,33	6,55	3,43	0,37	0,90	0,63
Acidez Potencial (H+Al) (c.mol/dm^3)	3,19	6,16	5,69	6,60	7,26	5,94	3,91	6,66

Fonte: A Autora, 2018.

Tabela 8 – Resultado das análises das amostras de solo coletadas em setembro de 2016.

	Ponto 0	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	Ponto 7
pH	7,46	7,17	6,31	7,60	7,53	7,74	7,70	4,61
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	0,457	0,817	0,850	0,953	0,830	0,787	0,712	0,493
Sólidos Totais Dissolvidos (ppm)	0,21	0,37	0,40	0,43	0,38	0,36	0,32	0,23
Resistividade ($\text{M}\Omega$)	2,425	1,339	1,275	1,166	1,333	1,404	1,559	2,381
COT (g/kg)	2,10	4,45	4,92	2,83	4,01	4,56	5,95	4,64
Matéria Orgânica (g/kg)	3,62	7,67	8,48	4,88	6,91	7,86	10,26	8,00
Acidez Trocável (Al^{+3}) (c.mol/dm ³)	0,40	0,43	1,27	0,20	0,43	0,23	0,05	0,60
Acidez Potencial (H+Al) (c.mol/dm ³)	2,23	1,82	4,62	3,22	1,27	1,16	0,72	5,12

Fonte: A Autora, 2018.

Tabela 9 – Resultado das análises das amostras de solo coletadas em março de 2017.

	Ponto 0	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	Ponto 7
pH	7,23	7,58	8,59	7,33	7,82	7,75	7,76	7,26
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	0,203	0,785	0,295	0,435	0,210	0,170	0,150	0,445
Sólidos Totais Dissolvidos (ppm)	0,16	0,39	0,34	0,21	0,12	0,30	0,08	0,22
Resistividade ($\text{M}\Omega$)	4,349	1,328	0,485	1,069	3,310	4,990	6,023	2,071
COT (g/kg)	0,76	2,85	3,15	4,01	5,26	4,96	5,02	1,73
Matéria Orgânica (g/kg)	1,31	4,91	5,43	6,91	9,07	8,55	8,65	2,98
Acidez Trocável (Al^{+3}) (c.mol/dm ³)	0,37	0,33	0,18	0,15	0,00	0,23	0,03	0,43
Acidez Potencial (H+Al) (c.mol/dm ³)	0,66	1,16	0,17	0,93	0,33	0,66	0,17	1,32

Fonte: A Autora, 2018.

Um dos fatores mais importantes na avaliação da disponibilidade de nutrientes do solo é a acidez. Esta foi avaliada através do parâmetro pH (acidez ativa), a acidez trocável (Al^{+3}) e a acidez potencial ($\text{Al}^{+3} + \text{H}^+$). No que diz respeito ao pH, Silva *et al.* (2012a) afirmam que o

pH do lixiviado tende a ser ácido no início, mas ao longo do tempo, com o avanço da decomposição dos resíduos, passa para faixa alcalina, o mesmo sendo verificado no solo.

Como pode ser observado nas Tabelas 7, 8 e 9 nos pontos 1, 3, 4, 5, e 6 ao longo dos meses houve uma elevação no valor do pH, o que indica que há um processo de degradação. Corroborando com Moreira *et al.* (2009) quando afirmam que o pH geralmente aumenta com o tempo, pois formas ácidas iniciais tendem a estados neutralizados, com o decréscimo da demanda de oxigênio químico e biológico.

Nos pontos 2 e 7 houve uma queda do pH em setembro de 2016, é justificada devido a variação espacial que geralmente ocorre no momento da coleta. Já que o sistema de captação das coordenadas de localização mais comum e que foi utilizado, o *Global Positioning System* (GPS), pode apresentar fontes de erros relacionados aos satélites, propagação do sinal, receptor/antena e estação, sendo assim, diminuindo sua precisão no tempo.

Em relação à acidez trocável e acidez potencial pode ser observado uma redução em seu valor ao longo do tempo o que corrobora com os valores observados para o pH. Além disso, pode-se inferir que, apesar de Zambrosi *et al.* (2007) afirmarem que com o aumento da degradação dos resíduos haver um aumento da liberação de Al^{+3} complexado pela matéria orgânica, o fato de ser observada a redução da acidez e diminuição da toxidez por Al^{+3} é explicado pela ação contínua de decomposição dos resíduos no solo que liberam ácidos orgânicos de baixo peso molecular que formam complexos com o Al^{+3} , neutralizando-o, estes complexos Al-ácidos orgânicos são menos tóxicos que as formas iônicas do Al^{+3} (HUE *et al.*, 1986; MIYAZAWA *et al.*, 1992; MIYAZAWA *et al.*, 2000; CORRÊA *et al.*, 2008).

Em relação à matéria orgânica observou-se nos pontos 1, 2, 6 e 7 uma redução ao longo dos meses analisados, que se deve a degradação dos resíduos transformando a matéria orgânica existente em biogás e contaminantes recalcitrantes, que juntamente com a água contida nos próprios resíduos e a água em forma de precipitação levam esses contaminantes para camadas mais profundas do solo. Já nos pontos 3, 4 e 5 no mês de março de 2016 houve um aumento da matéria orgânica, e conseqüentemente do carbono orgânico total, que pode ser justificado devido a alguma variação espacial na coleta.

Em relação à condutividade, resistividade e sólidos totais dissolvidos, pode-se observar nas Tabelas 7, 8 e 9 que do mês de março de 2016 para setembro de 2016 a condutividade aumentou, enquanto que a resistividade baixou. Já do mês de setembro de 2016 para março de 2017 a condutividade diminuiu, enquanto que a resistividade aumentou, e comparando o período inicial (março 2016) e o período final (março 2017) de medição houve um pequeno

incremento nos valores da condutividade e um decréscimo para os valores da resistividade. De acordo com Moreira e Dourado (2007), o aumento da condutividade elétrica está associado à liberação de íons por dissolução de minerais, pelo ataque de ácidos orgânicos resultantes do processo de biodegradação.

Nos resultados apresentados observa-se que assim como aconteceu com a condutividade, os valores dos STD elevou-se de março de 2016 para setembro de 2016 e diminuiu de setembro de 2016 para março de 2017, o que justifica o comportamento da condutividade, já que os STD podem conter elevada carga iônica o que aumenta a condutividade elétrica, consequentemente diminuindo a resistividade.

Estudos realizados por Fachin *et al.* (2006) chegaram a valores que podem classificar o potencial de contaminação de áreas baseadas na condutividade elétrica (Quadro 4). Desta forma, a partir dos baixos valores obtidos para a condutividade no aterro sanitário de Altinho, este pode ser classificado como uma área não contaminada.

Quadro 4 – Classificação de área baseada na condutividade elétrica aparente.

Classificação	Condutividade Aparente (mS/m)
Área não contaminada	< 20
Área suspeita de contaminação	20 – 40
Área potencialmente contaminada	> 40

Fonte: Fachin *et al.* (2006).

4.2.1 Análise de metais no solo

A presença de metais em teores elevados no solo pode ter origem da própria natureza ou ser originado de transformações físicas e químicas sofridas pela rocha e também pelo transporte de material alterado, resultando um material heterogêneo e estruturado, composto por diversos minerais, ar, solução aquosa e matéria orgânica. Porém, outros metais podem se apresentar no solo devido à ação antrópica, que é o caso da deposição de resíduos sólidos e efluentes. Nas amostras de solo coletadas foram analisadas a presença dos metais: cobre, zinco, cádmio, chumbo e ferro.

Para avaliar os níveis de concentração dos metais pesados no solo comparou-se os resultados obtidos das amostras (Tabelas 11, 12 e 13) aos valores orientadores estabelecidos pelo CONAMA (2009) e CPRH (2014) e apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 – Valores orientadores para concentração de metais no solo.

Metais Pesados	Valores de Referência de Qualidade (mg/kg)	Valores de Prevenção (mg/kg)	Valores de Investigação (mg/kg)
Cobre (Cu)	5,0	60,0	200,0
Zinco (Zn)	35	300	450
Cádmio (Cd)	0,5	1,3	3,0
Chumbo (Pb)	13	72	180

Fonte: CPRH (2014) e CONAMA (2009).

Tabela 11 – Níveis de metais pesados das amostras de solo coletadas em março de 2016.

Ponto	Concentrações de metais pesados (mg/kg)			
	Cobre (Cu)	Zinco (Zn)	Cádmio (Cd)	Chumbo (Pb)
0	45,78	40,73	5,37	8,20
1	44,51	40,94	5,81	10,21
2	36,95	33,82	5,10	9,41
3	94,79	77,38	6,03	17,45
4	56,06	58,70	5,36	8,61
5	63,53	50,02	5,52	9,81
6	70,41	73,75	6,03	15,84
7	45,27	62,39	5,94	9,01

Fonte: A Autora, 2018.

Tabela 12 – Níveis de metais pesados das amostras de solo coletadas em setembro de 2016.

Ponto	Concentrações de metais pesados (mg/kg)			
	Cobre (Cu)	Zinco (Zn)	Cádmio (Cd)	Chumbo (Pb)
0	29,39	16,20	4,66	n.d.
1	28,11	31,23	5,17	7,00
2	37,71	37,21	5,01	11,42
3	34,40	31,38	4,31	n.d.
4	30,83	45,29	4,61	7,00
5	32,28	41,49	4,81	6,59
6	48,08	37,90	5,59	12,22
7	37,63	38,24	5,12	8,61

Fonte: A Autora, 2018.

Tabela 13 – Níveis de metais pesados nas amostras de solo coletadas em março de 2017.

Ponto	Concentrações de metais pesados (mg/kg)			
	Cobre (Cu)	Zinco (Zn)	Cádmio (Cd)	Chumbo (Pb)
0	28,11	15,30	4,30	n.d.
1	21,83	18,62	4,46	5,39
2	26,67	31,02	4,46	6,60
3	37,97	58,17	4,92	7,40
4	40,86	47,43	5,79	7,80
5	47,31	40,97	4,95	8,60
6	31,34	34,79	4,96	5,79
7	37,54	31,47	4,70	2,97

Fonte: A Autora, 2018.

Observa-se que o Cobre (Cu) em todas as amostras analisadas apresenta concentração acima do Valor de Referência de Qualidade e os Pontos 3, 5 e 6 de março de 2016 apresentaram valores superiores ao Valor de Prevenção, indicando uma alteração na qualidade do solo. No entanto, esses valores ficaram abaixo do valor de investigação estabelecido pelo CONAMA, que é de 200 mg/kg. Desta forma, não é possível afirmar que haja uma contaminação pelo metal Cobre.

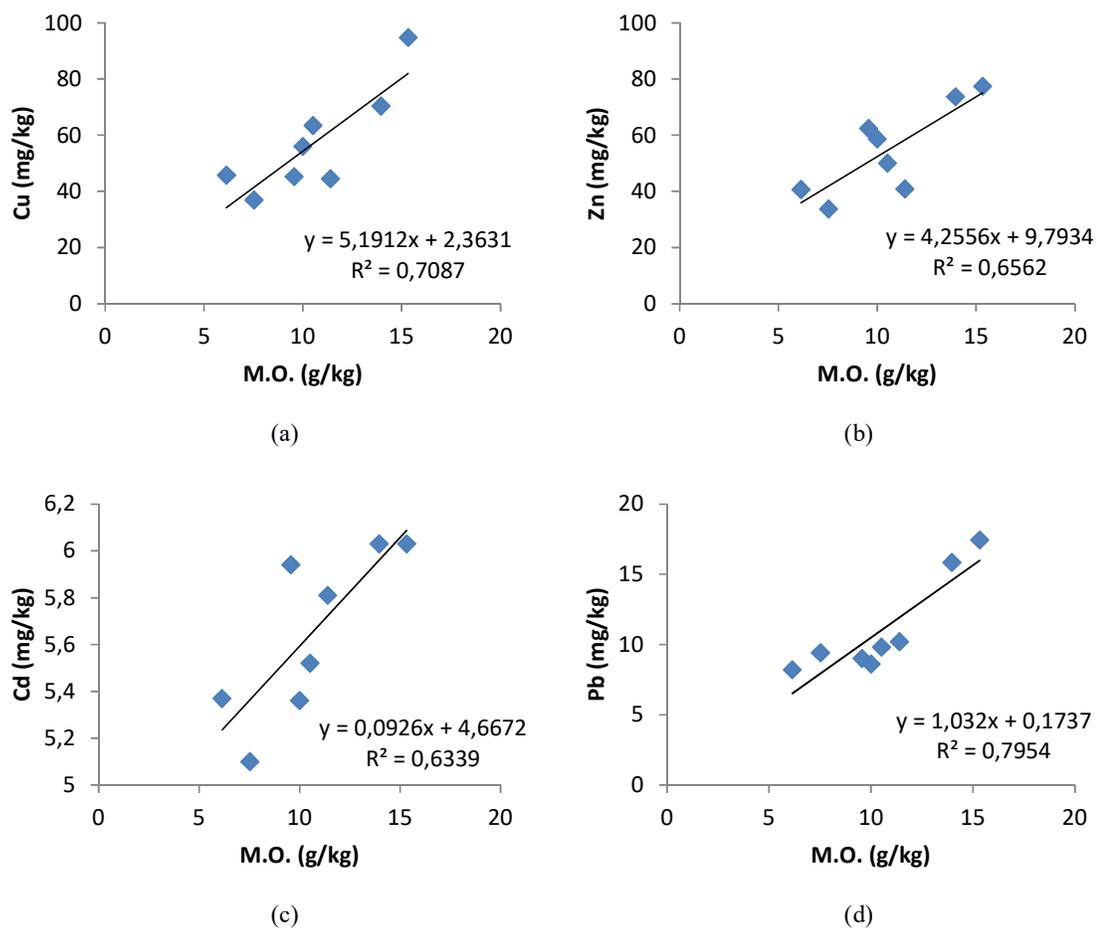
Em relação ao Zinco foi observado que em alguns pontos os valores obtidos ficaram acima do VRQ, porém todos os pontos ficaram com valores bem abaixo do valor estabelecido para o Valor de Prevenção.

Para o Cádmio observa-se que as concentrações obtidas para as amostras em todos os pontos de coleta estão acima dos VRQ, VP e VI estabelecidos pela normativa brasileira. Indicando que há uma alteração na qualidade do solo. Podendo caracterizar uma situação de risco para o meio ambiente e para saúde humana.

Por fim, o Chumbo apresentou-se acima do Valor de Referência de Qualidade apenas nos Pontos 3 e 6 em março de 2016. Contudo, os valores foram inferiores aos Valores de Prevenção.

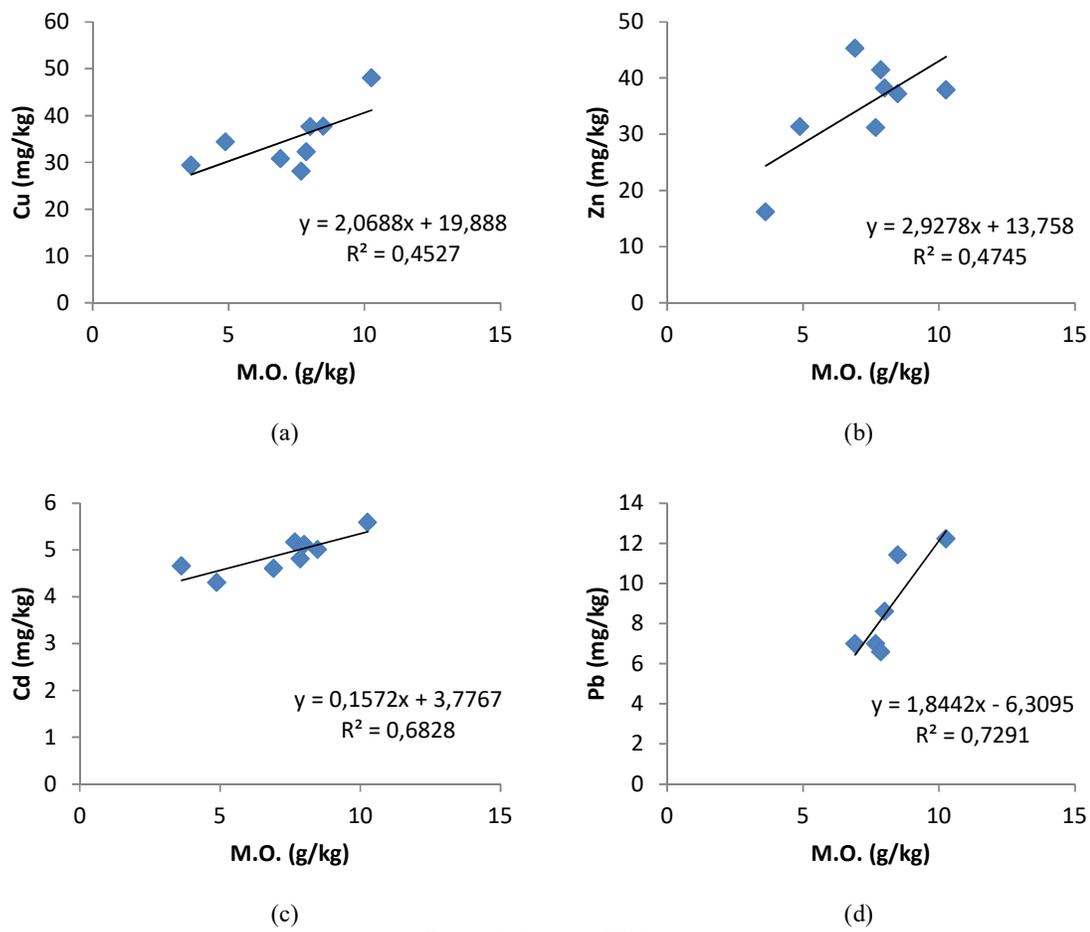
Para averiguar a correlação existente entre a matéria orgânica (M.O.) e o nível dos metais pesados presente no solo foi utilizado regressão linear (Figuras 11, 12 e 13) e uma análise baseada no coeficiente de correlação de Pearson, onde foi possível observar a intensidade da correlação linear entre as duas variáveis (Tabela 14).

Figura 11 – Correlação entre M.O. e metais (a) Cobre, (b) Zinco, (c) Cádmio e (d) Chumbo em março de 2016.



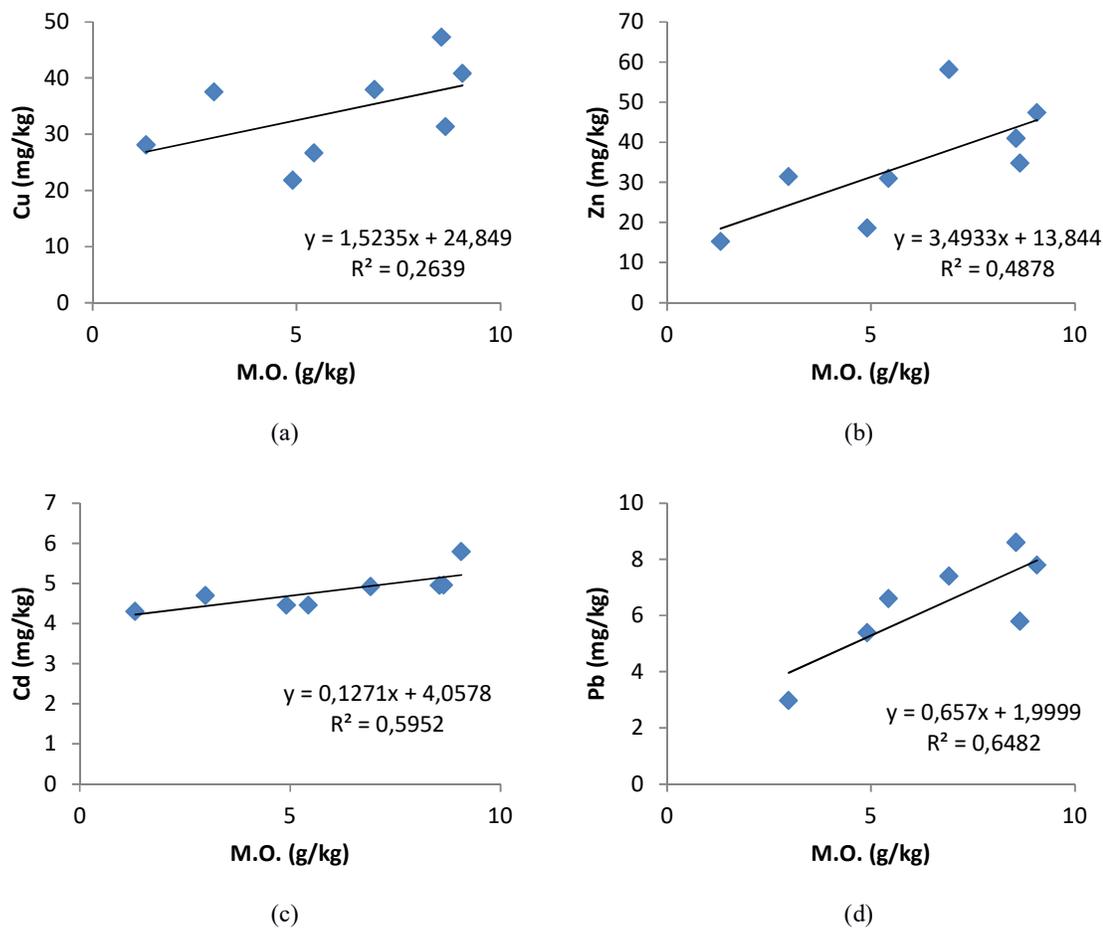
Fonte: A Autora, 2018.

Figura 12 – Correlação entre M.O. e metais (a) Cobre, (b) Zinco, (c) Cádmio e (d) Chumbo em setembro de 2016.



Fonte: A Autora, 2018.

Figura 13 – Correlação entre M.O. e metais (a) Cobre, (b) Zinco, (c) Cádmio e (d) Chumbo em março de 2017.



Fonte: A Autora, 2018.

Tabela 14 – Matriz de correlação de Pearson.

Metais	março 2016	setembro 2016	março 2017
Cu	0,842	0,673	0,514
Zn	0,810	0,689	0,698
Cd	0,796	0,826	0,771
Pb	0,892	0,854	0,805

Fonte: A Autora, 2018.

A partir da Tabela 14 é possível verificar maiores correlações entre os metais e a M.O. nas amostras de março de 2016. Para as amostras coletadas em setembro de 2016 e março de 2017 houve maiores correlações entre os metais Cádmio e Chumbo e a M.O. e menores correlações para os metais Cobre e Zinco e a M.O. Porém, de uma forma geral, obteve-se boas correlações entre os metais analisados e a M.O., indicando a influência da matéria orgânica na retenção dos metais no solo, devido sua elevada reatividade que permite interagir com íons e moléculas em uma extensa faixa de pH, formando complexos com os metais pesados (SILVA *et al.*, 2008). Além disso, outro fator importante nessa retenção são os argilominerais presentes na fração argilosa do solo, uma vez que os metais possuem maior ou menor facilidade de adsorção por determinado argilomineral (DUBE *et al.*, 2001; SUN *et al.*, 2018).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO DO TRATAMENTO DO SOLO CONTAMINADO

Foram realizadas análises relacionadas à fertilidade tais como: pH, carbono orgânico, matéria orgânica, complexo sortivo (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ , H^+ , Al^{+3}), fósforo, nitrogênio total, e ferro no solo bruto (Tabela 15) e no solo após a contaminação (Tabela 16).

Tabela 15 – Caracterização do solo bruto.

pH	COT (g/kg)	Matéria Orgânica (g/kg)	Ca⁺² (c.mol/dm ³)
6,60	1,524	2,627	1,40
Mg⁺² (c.mol/dm ³)	Na⁺ (c.mol/dm ³)	K⁺ (c.mol/dm ³)	H⁺ (c.mol/dm ³)
1,90	0,52	0,10	0,88
Al⁺³ (c.mol/dm ³)	Fósforo (mg/dm ³)	Nitrogênio (g/dm ³)	Ferro (g/dm ³)
0,00	1,00	0,30	3,13

Fonte: A Autora, 2018.

Tabela 16 – Caracterização do solo contaminado

pH	COT (g/kg)	Matéria Orgânica (g/kg)	Ca⁺² (c.mol./dm³)
9,27	21,327	36,768	1,20
Mg⁺² (c.mol./dm³)	Na⁺ (c.mol./dm³)	K⁺ (c.mol./dm³)	H⁺ (c.mol./dm³)
1,70	9,62	3,73	0,00
Al⁺³ (c.mol./dm³)	Fósforo (mg/dm³)	Nitrogênio (g/dm³)	Ferro (g/dm³)
0,00	13,00	0,40	3,22

Fonte: A Autora, 2018.

Como pode ser observado após a contaminação, o solo apresentou um aumento de quase 400% no valor do COT. O pH do solo elevou-se saindo de uma zona de pH ácido para uma zona de pH alcalino como já esperado, conforme citado por Moreira *et al.* (2009).

A acidez trocável é representada pelo alumínio (Al⁺³) e sua presença pode inibir o crescimento radicular, influenciando também na disponibilidade de nutrientes e processos como a mineralização da matéria orgânica. A presença de alumínio está associada ao pH, quando o pH do solo se situa entre 4,0 e 5,0 indica a presença de alumínio trocável, já quando se encontra em torno de 5,2 a 5,3 o alumínio trocável (Al⁺³) está quase na sua totalidade insolubilizado, não causando mais danos as raízes das plantas. O pH entre 7,0 e 8,0 é característico de solos calcários e quando o pH é próximo a 9,0 indica a presença de sódio (ECHART; CAVALLI-MOLINA, 2001; MIGUEL *et al.*, 2010; EMBRAPA, 2015).

De acordo com os resultados obtidos verifica-se que no solo bruto o pH se encontra num valor intermediário, sendo decorrente da concentração de H⁺ presente no solo, já que a concentração de Al⁺ é próxima a zero, não representando ameaça para o crescimento da vegetação. Já no solo contaminado é possível observar a elevação do pH e o aumento na concentração de sódio, comum em solos com pH acima de 9,0.

A capacidade de troca de cátions (CTC) do solo é utilizada tanto para caracterização como para a avaliação da fertilidade do solo, pois indica a capacidade total de retenção de cátions, os quais vão se tornar disponíveis às plantas. A CTC total é obtida considerando todos os cátions trocáveis do solo: Ca⁺², Mg⁺², Na⁺, K⁺, H⁺, Al⁺³ e a CTC efetiva considera

aquelas as somas das bases trocáveis: Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ e K^+ mais a quantidade de alumínio trocável. Solos com valores de CTC mais baixos indicam que sofreram mais intemperismo.

No solo bruto observou valor para CTC total menor que no solo contaminado, sendo 4,80 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ para o solo bruto (considerada baixa) e 16,25 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ para o solo contaminado, considerada alta conforme Tabela 17. Esse aumento no valor da CTC para o solo contaminado foi devido principalmente à elevação das concentrações de sódio chegando ao valor de 9,62 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ e do potássio com concentração de 3,73 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$.

A elevada concentração de sódio revela que os solos são mais suscetíveis a alterações em sua estrutura. Um dos fatores que contribuem para o aumento da concentração de sódio no solo é a elevada taxa de evapotranspiração frente à taxa de precipitação na localidade, característica das regiões áridas e semiáridas, que é o caso do município de Altinho – PE, onde está localizado o aterro sanitário. O aumento excessivo do sódio e de outros sais pode levar o solo à sodicidade e à salinidade que juntos causam grandes impactos na fertilidade do solo.

Solos com elevada percentagem de sódio trocável (PST), ou seja, que possuem a razão entre a concentração de sódio trocável e a CTC total superior a 15%, apresentam dispersão e instabilidade das partículas do solo reduzindo a aeração, infiltração de água e condutividade hidráulica, além de aumentar a erosão hídrica. Já nas plantas reduz o crescimento, retarda a germinação e causa toxicidade (USSL STAFF, 1954; ALBUQUERQUE *et al.*, 2002; FREIRE *et al.*, 2014). Outra relação que avalia a qualidade do solo quando ao risco de sodicidade é a razão de adsorção de sódio (RAS), esta indica o equilíbrio de cátions monovalentes (Na^+) com os divalentes (Ca^{+2} e Mg^{+2}), quanto maior esta razão maior é o perigo de degradação do solo.

O solo bruto apresentou PST igual a 10,8% e RAS igual a 0,4 $\text{c.mol}_c/\text{dm}^3$, já o solo contaminado 59,2% e 8,0 $\text{c.mol}_c/\text{dm}^3$, respectivamente. A elevada percentagem de sódio trocável, observada no solo contaminado, causa toxidez às plantas, além de inibição da adsorção de nutrientes como cálcio e magnésio, como pode ser observado através do valor da RAS, prejudicando o desenvolvimento das plantas.

O sódio trocável tem uma influência marcante nas propriedades físicas e químicas do solo. Pois, à medida que a concentração do sódio trocável aumenta, o solo tende a se tornar mais dispersos e o pH pode chegar a valores até 10, como observado no solo contaminado onde o pH foi de 9,27. Além disso, também é comum verificar grandes quantidades de potássio trocável em solos sódicos, no caso do solo contaminado observou-se um incremento de mais de 3000% no valor do potássio. (USSL STAFF, 1954; EMBRAPA, 1983).

Em relação à saturação por bases observou um percentual de 81,67% no solo bruto indicando boa fertilidade e no solo contaminado de 100%, também devido às elevadas concentrações de sódio e potássio.

No entanto, embora tenha se verificado valor para saturação por bases de 100% para o solo contaminado, o que indica um solo fértil devido à quantidade de cátions trocáveis presentes, o solo apresenta toxidez em relação ao sódio. Além disso, o lixiviado possui composição complexa e variada e pode apresentar grandes quantidades de matéria orgânica, amônia, metais pesados e substâncias tóxicas poluentes. Desta forma, o solo contaminado com o lixiviado pode oferecer riscos de contaminação para o meio ambiente. Mas, o lixiviado também pode conter nutrientes como nitrogênio e potássio (KUWANO, 2013).

Tabela 17 – Valores para interpretação de resultados de análise de solo.

	Baixo	Médio	Alto
Matéria Orgânica (g/kg)	< 1,5	1,5 – 3,0	> 3,0
pH	< 5,0	5,0 – 6,0	> 6,0
Ca (cmol _c /dm ³)	< 1,6	1,6 – 3,0	> 3,0
Mg (cmol _c /dm ³)	< 0,4	0,4 – 1,0	> 1,0
K (cmol _c /dm ³)	< 30	30 – 60	> 60
Al (cmol _c /dm ³)	< 0,5	0,5 – 1,0	> 1,0
CTC _{efetiva} (cmol _c /dm ³)	< 2,0	2,0 – 4,0	> 4,0
CTC (pH 7,0) (cmol _c /dm ³)	< 5,0	5,0 – 15,0	> 15,0

Fonte: EMBRAPA, 2015.

Tabela 18 – Faixas para interpretação do teor de fósforo em solo.

Argila (g/kg)	Classe textural	Classe de teores de P no solo (mg/dm³)		
		Baixo	Médio	Alto
< 150	Arenosa	0 – 10	10,1 – 20	> 20
150 – 350	Média	0 – 7	7,1 – 15	> 15
350 – 600	Argilosa	0 – 4	4,1 – 8	> 8

Fonte: EMBRAPA, 2015.

Na análise do teor de fósforo no solo estimado pelo extrator Mehlich-1 deve ser considerado o teor de argila presente no solo. Na Tabela 18 encontram-se faixas para

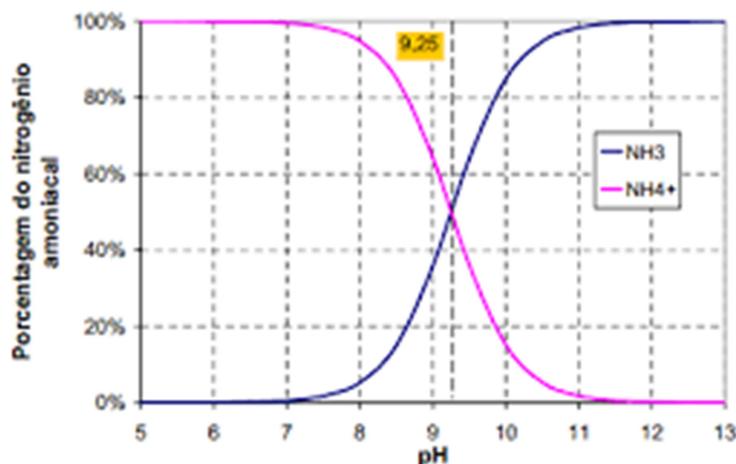
interpretação do teor de fósforo presente no solo utilizando o Extrator de Mehlich-1 e considerando o teor de argila.

No item 4.1 foi visto que a composição do solo é de 52% de areia, 31% de argila, 13% de silte e 4% de pedregulho, ou seja, a razão da argila é de 310 g/kg, estando numa faixa de classe textural intermediária, desta forma, os teores de fósforo para o solo bruto são considerados baixo, porém com a contaminação do solo pelo lixiviado houve um aumento na concentração de fósforo passando para faixa mediana.

Em relação à concentração de nitrogênio houve um discreto aumento, uma vez que os lixiviados de aterros sanitários são ricos em nitrogênio principalmente na forma amoniacal na fase ácida, apresentando-se em menor concentração em sua fase metanogênica (Figura 14). No entanto, sendo normal ter um pequeno aumento ao longo do tempo de operação do aterro (PAIXÃO FILHO, 2017).

Altas concentrações de nitrogênio amoniacal aliado a parâmetros como matéria orgânica, alcalinidade e cloretos podem caracterizar o lixiviado do aterro potencialmente tóxicos por isso é importante sua avaliação. Sobretudo, quando lixiviado está estabilizado (pH básico e baixa demanda bioquímica de oxigênio), a baixa biodegradabilidade e a presença de compostos recalcitrantes o tornam ainda mais tóxicos (PABLOS *et al.*, 2011).

Figura 14 – Relação entre o nitrogênio amoniacal e o pH sob temperatura 25°C



Fonte: Souto (2009).

Em relação à permeabilidade o solo bruto apresentou permeabilidade (k) à água igual a $3,142 \cdot 10^{-6}$ cm/s e com o lixiviado apresentou permeabilidade (k) de $3,369 \cdot 10^{-7}$ cm/s, não representando uma diferença significativa para os dois fluidos. Como já foi visto a permeabilidade está relacionada com a viscosidade do fluido, ou seja, quanto menor a viscosidade maior a permeabilidade, e a água, mesmo que de forma sutil, apresenta viscosidade menor que o lixiviado como comprovado por Monteiro *et al.* (1997), refletindo na permeabilidade.

Morais *et al.* (2016) estudaram as características físicas e químicas de lixiviados gerados em 10 (dez) aterros pertencentes ao estado de Pernambuco, dentre eles o aterro sanitário de Altinho. Os valores dos parâmetros obtidos no estudo estão no Quadro 5. O lixiviado utilizado para contaminar o solo foi oriundo da mesma amostra coletada pelos autores.

Quadro 5 – Caracterização físico-química de lixiviados gerados por aterros em Pernambuco.

Aterro	pH	Cor	Turbidez	Condut.	DQO	NO ₃	NH ₃	ST	STF	STV
	-	Hazen	NTU	mS/m	mgO ₂ /L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Aterro	7,4	2980,0	148,0	33,5	5042,5	145,0	6,0	11670,0	1790,0	9880,0
Altinho	7,5	4800,0	10,0	32,8	9174,5	180,0	5,0	26760,0	1820,0	24940,0
Caruaru	5,6	4000,0	408,0	21,9	8166,7	110,0	3,0	5815,0	2280,0	3535,0
Garanhuns	8,7	28700,0	755,0	19,1	31093,1	185,0	7,0	97520,0	13220,0	84300,0
Gravatá	6,9	2900,0	19,0	23,3	2133,8	185,0	2,0	8620,0	1480,0	7140,0
Igarassu	7,6	4300,0	396,0	16,9	4295,3	120,0	5,0	7120,0	1640,0	5480,0
Lajedo	7,8	7200,0	15,0	39,3	4198,0	150,0	5,0	12680,0	2010,0	10670,0
Muribeca	7,9	2450,0	12,0	16,3	2668,9	170,0	12,0	5000,0	1000,0	4000,0
Pesqueira	6,6	11400,0	33,0	60,6	6436,0	185,0	4,0	31560,0	4760,0	26800,0
Vitória	5,9	4300,0	167,0	28,5	2130,9	190,0	3,0	14640,0	1480,0	13160,0

Fonte: Morais *et al.* (2016).

O lixiviado do aterro de Altinho apresentou condutividade elétrica elevada, podendo estar associada a razoável concentração de sólidos totais encontrada, da qual aproximadamente 85% correspondem à fração volátil (compostos orgânicos).

Como visto na etapa de caracterização e avaliação da qualidade do solo, o aumento da condutividade, bem como dos sólidos totais e elevação do pH observados para o solo estão vinculados às características do lixiviado. Já na etapa de tratamento do solo contaminado pelo

lixiviado, constatou-se que a contaminação do solo pelo lixiviado provocou uma elevação na concentração da matéria orgânica e na concentração de sólidos totais dissolvidos e, como comprovado por Morais *et al* (2016), a maior parte da fração de sólidos totais advém da fração orgânica.

Além disso, a presença de nitrogênio na forma amoniacal e de nitrato em concentrações elevadas juntamente com o pH na faixa básica, contribuíram para a elevação do nitrogênio total observada no solo, ainda que de maneira discreta.

4.3.1 Degradação da matéria orgânica presente no solo por Processo Oxidativo Avançado (POA)

Foram realizados ensaios de oxidação no solo contaminado com inserção do peróxido de hidrogênio, inserção de catalisador ou não e presença ou não de radiação UV. Os experimentos foram realizados em triplicata gerando um total de 45 ensaios e o percentual de conversão de COT foi obtido através da média aritmética dos resultados para cada experimento, sendo utilizado para avaliar a eficiência dos processos oxidativos.

4.3.1.1 Sistema isento de radiação (Fenton)

Para o sistema isento de radiação houve cinco configurações de experimento. A primeira considerando o nível mínimo de concentração de peróxido (0,58 mol/L) e o ferro endógeno (5,76 mmol/L), onde foi possível observar uma conversão percentual de COT de 18,81%. Quando mantida a concentração de peróxido no nível mínimo e inserindo íons de ferro com concentração de 14,4 mmol/L, a conversão foi de 31,98% (Tabela 19). Elevando-se a concentração de peróxido para 14,4 mmol/L e não havendo inserção de ferro observou conversão de 34,50% do COT, já quando houve inserção de íons de ferro o percentual aumentou para 37,66%, sendo esta a melhor condição quando não há presença de radiação.

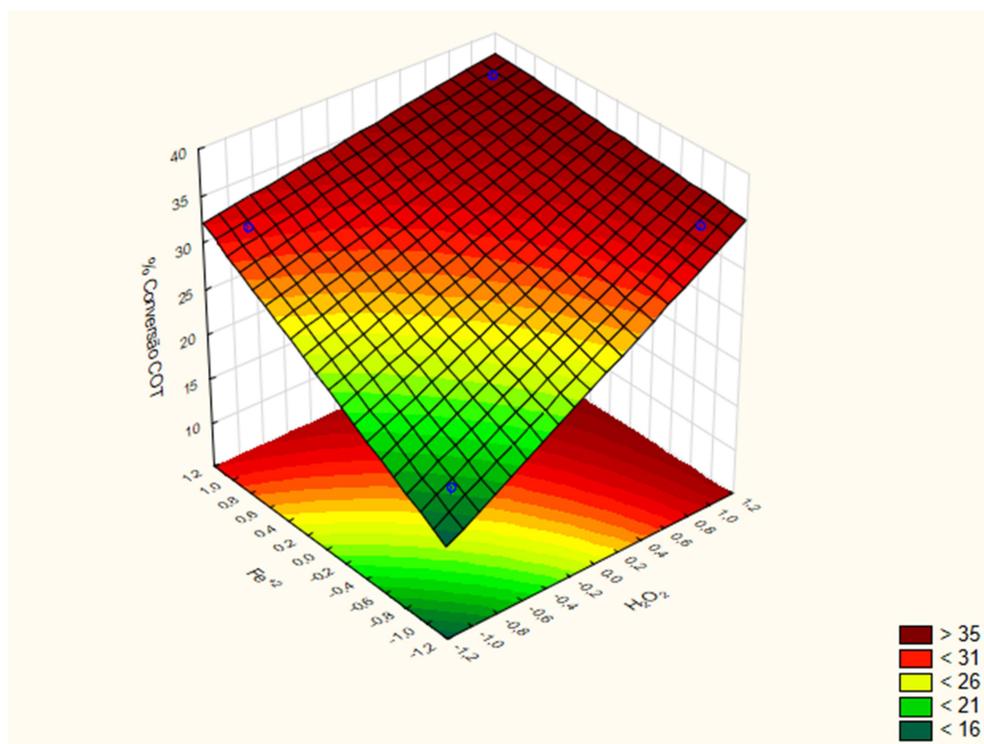
Com base nos resultados, quando considerado o nível máximo para a concentração de peróxido, a inserção de íons de ferro pouco contribuiu para conversão de COT (apenas 5%), sendo neste caso um desperdício. Porém, quando em menor concentração de peróxido na solução a inserção de ferro contribuiu elevando a eficiência do processo em 13%.

Avaliando os níveis mínimo e máximo para peróxido, conclui-se que em sistemas com ferro endógeno o aumento na concentração de peróxido representa um incremento de 16% na

conversão do COT. Já quando há inserção de íons de ferro na solução a contribuição da concentração de peróxido é bastante modesta (6%), não justificando o aumento na concentração de peróxido. Para o ponto central, ou seja, nível intermediário dos fatores observou percentual correspondente a 27,28%.

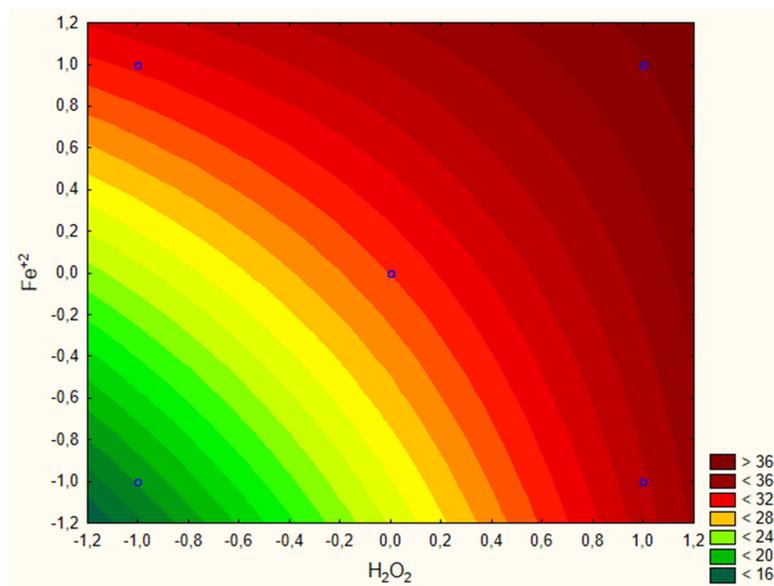
A partir dos resultados obtidos e com o auxílio do programa *Statistica Experimental Design* foi possível visualizar a dependência da conversão do COT em função das variáveis do processo: peróxido de hidrogênio e íons de ferro para o sistema isento de radiação (Figuras 15 e 16).

Figura 15 – Dependência da conversão de COT em função da concentração de H_2O_2 e Fe^{+2} para sistema isento de radiação.



Fonte: A Autora, 2018.

Figura 16 – Gráfico de contorno para sistema isento de radiação.



Fonte: A Autora, 2018.

Ao avaliar a interação das variáveis no processo de conversão de COT foi possível obter um modelo capaz de representar a conversão do COT, em função das variáveis de estudo. A Equação 21 representa o modelo empírico proposto para este domínio de trabalho. Sendo as variáveis do processo com domínio pertencente ao intervalo $[-1;+1]$, ou seja, níveis mínimo e máximo de concentração.

$$\% \text{ Conversão COT} = 30,046 + 5,344 * [H_2O_2] + 4,080 * [Fe^{+2}] - 2,501 * [H_2O_2] * [Fe^{+2}] \quad (21)$$

Tabela 19 – Resultado do estudo para o sistema isento de radiação.

Experimento	$[H_2O_2]$	$[Fe^{+2}]$	Média de COT final (g/kg)	Média de conversão do COT (%)
1	-1	-1	86,573	18,814
2	-1	+1	72,537	31,976
3	+1	-1	69,842	34,504
4	+1	+1	66,475	37,661
5	0	0	77,548	27,277

Fonte: A Autora, 2018.

4.3.1.2 Sistema com a presença de luz negra (Foto-Fenton)

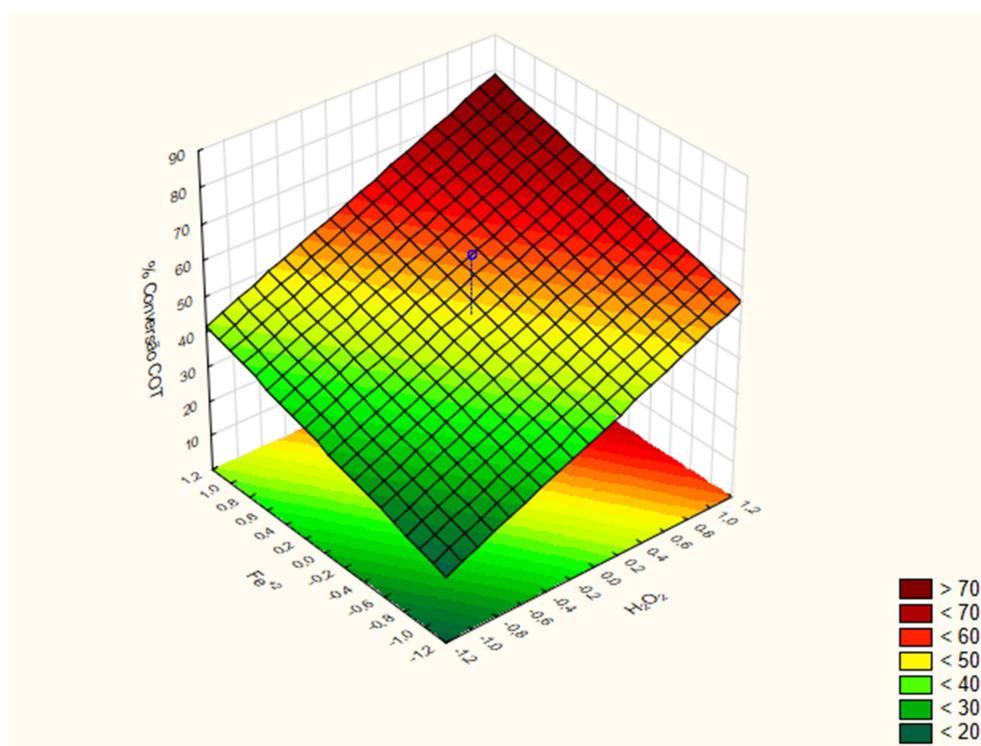
Assim como no sistema isento de radiação, para o sistema com a presença de luz negra houve cinco configurações. O experimento considerando o nível mínimo de concentração de peróxido (0,58 mol/L) e o ferro endógeno (5,76 mmol/L) acarretou 19,30% da conversão de COT. Inserindo íons de ferro com concentração de 14,4 mmol/L e mantendo a concentração de peróxido observou-se conversão de COT de 38,56% (Tabela 20).

No sistema com a presença de luz negra, quando não há inserção de ferro na solução e a concentração de peróxido é utilizada na condição máxima a conversão do COT atinge 50,55% e quando há inserção de ferro a conversão chega a 69,40%, revelando bons resultados quando comparado à condição onde não há presença de radiação. Avaliando o ponto central a conversão de COT foi de 65,56%.

Em relação à inserção ou não de íons de ferro, quando fixada a concentração de peróxido de hidrogênio, observou-se em ambos os casos que houve um ganho na conversão de COT de cerca de 19%. Quando avaliada o fator concentração de peróxido nas mesmas condições para o nível de ferro, verifica-se um incremento de aproximadamente 31%. Revelando a concentração de peróxido ser mais relevante que o nível de íons de ferro. No entanto atingindo uma melhor resposta quando utilizado o nível dos dois fatores.

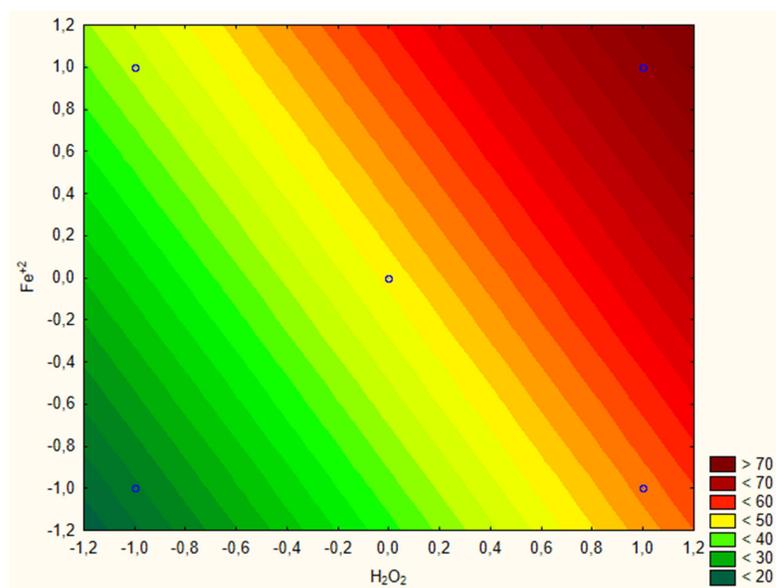
A dependência da conversão do COT em função das concentrações de peróxido de hidrogênio e de íons de ferro para o sistema com a presença de luz negra está ilustrada nas Figuras 17 e 18.

Figura 17 – Dependência da conversão de COT em função da concentração de H_2O_2 e Fe^{+2} para sistema com luz negra.



Fonte: A Autora, 2018.

Figura 18 – Gráfico de contorno para sistema com a presença de luz negra.



Fonte: A Autora, 2018.

A Equação 22 traz o modelo empírico obtido através da regressão dos dados experimentais tendo como resposta a conversão do COT, sob a influência da quantidade de oxidante e concentração de íons ferrosos para um sistema com a presença de luz negra.

$$\% \text{ Conversão COT} = 48,675 + 15,521 * [H_2O_2] + 9,527 * [Fe^{+2}] - 0,102 * [H_2O_2] * [Fe^{+2}] \quad (22)$$

Tabela 20 – Resultado do estudo para o sistema na presença de luz negra.

Experimento	[H ₂ O ₂]	[Fe ⁺²]	Média de COT final (g/kg)	Média de conversão do COT (%)
6	-1	-1	86,051	19,303
7	-1	+1	65,517	38,560
8	+1	-1	52,733	50,548
9	+1	+1	32,632	69,398
10	0	0	36,720	65,565

Fonte: A Autora, 2018.

4.3.1.3 Sistema com a presença de luz solar (Foto-Fenton)

Na presença de luz solar foi observado que considerando os níveis mínimos para concentração de oxidante e de íons ferrosos o percentual de conversão de COT chegou a 27,28%, mantendo a concentração do oxidante no mínimo e aumentando a concentração de íons ferrosos o percentual aumentou para 44,16% (Tabela 21).

Quando se eleva a concentração do oxidante para o nível máximo e não há introdução de íons ferrosos a conversão atinge 59,25%. No momento em que é utilizado o nível máximo de adição de íons ferrosos, mantida a condição do oxidante, obtém-se 73,98% de conversão de COT.

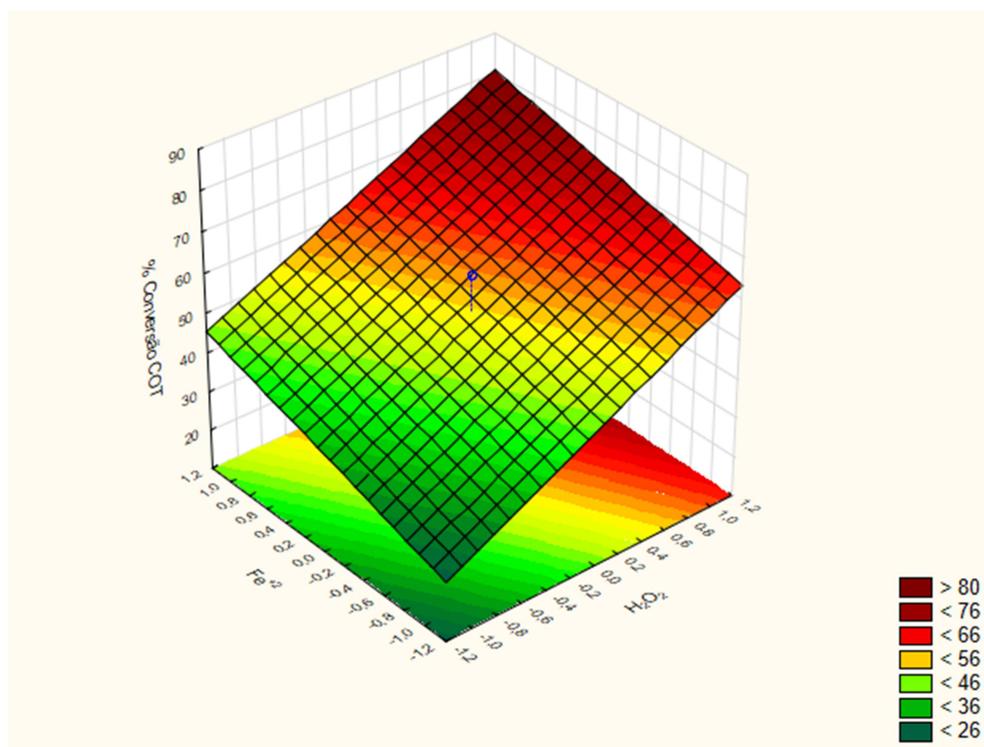
Avaliando a inserção de íons ferrosos na solução é possível verificar que houve um aumento em termos percentuais em relação à conversão de COT, chegando a 17% quando na concentração mínima do oxidante. E quando se aumenta a concentração do oxidante e mantem-se as condições de concentração de íons ferrosos, há um incremento na conversão de COT, sendo de 32% quando utilizado ferro endógeno e 29% quando no nível máximo de ferro.

Os resultados revelam que a inserção do ferro é importante na catálise da reação e que o aumento da concentração do oxidante também aumenta a degradação do contaminante,

Ressalta-se também que apesar da contribuição da concentração do oxidante na eficiência do processo ser maior quando utilizado o ferro endógeno, é a combinação dos níveis máximos de oxidante e de catalisador que demonstram melhores resultados na eficiência global do processo oxidativo.

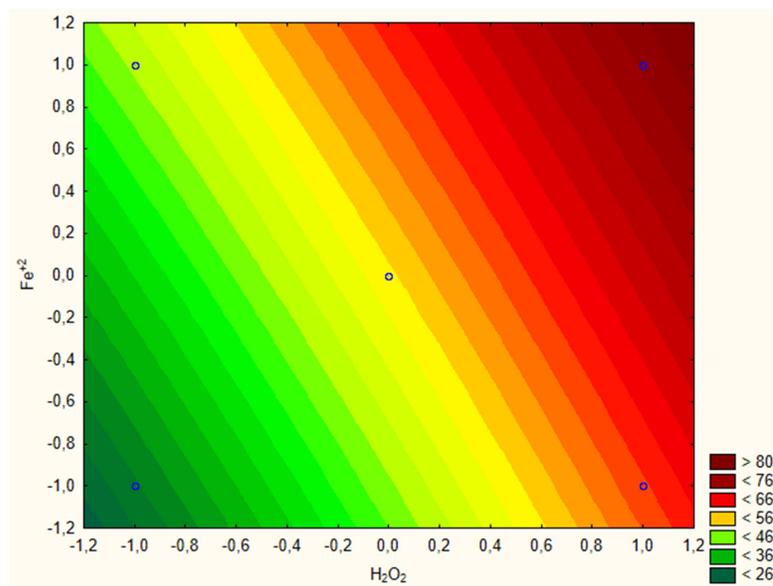
As Figuras 19 e 20 demonstram a influência das variáveis do sistema, ou seja, concentração do peróxido de hidrogênio e concentração dos íons ferrosos no processo oxidativo com a presença de luz solar.

Figura 19 – Dependência da conversão de COT em função da concentração de H_2O_2 e Fe^{+2} para sistema com luz solar.



Fonte: A Autora, 2018.

Figura 20 – Gráfico de contorno para sistema com a presença de luz solar.



Fonte: A Autora, 2018.

A Equação 23 representa o modelo matemático em função dos coeficientes de regressão obtidos através dos dados experimentais.

$$\% \text{ Conversão COT} = 53,514 + 15,448 * [H_2O_2] + 7,903 * [Fe^{+2}] - 0,537 * [H_2O_2] * [Fe^{+2}] \quad (23)$$

Tabela 21 – Resultado do estudo para o sistema na presença de luz solar

Experimento	[H ₂ O ₂]	[Fe ⁺²]	Média de COT final (g/kg)	Média de conversão do COT (%)
11	-1	-1	77,545	27,280
12	-1	+1	59,545	44,160
13	+1	-1	43,453	59,251
14	+1	+1	27,743	73,983
15	0	0	39,564	62,898

Fonte: A Autora, 2018.

De maneira geral, avaliando os três sistemas sob diferentes condições de fonte de radiação (isento de radiação, luz negra e luz solar) é possível observar que para os experimentos sem adição de sulfato ferroso a eficiência de conversão de COT ficou prejudicada, devido ao ferro endógeno está adsorvido no solo, sendo, portanto, mais difícil

seu aproveitamento na reação, uma vez que o ferro endógeno não catalisa a reação de Fenton em sua integralidade (JARDIM, 2009). Observou-se também que, independente das combinações utilizadas para os fatores oxidante e catalisador, a presença de radiação no sistema, seja ela luz negra ou luz solar, aumentou a eficiência da oxidação de forma significativa, demonstrando sua importância no processo. E quando avaliada as fontes de radiação, o uso da luz solar revelou maior eficiência na degradação frente a utilização da luz negra.

4.3.2 Avaliação do solo pós-POA

Após o tratamento utilizando oxidação avançada o solo passou por análises físico-químicas utilizadas na rotina básica de fertilidade e os resultados podem ser encontrados na Tabela 22. Pode ser observada uma redução de 25%, 58,8%, 92,5% e 85,5% nas concentrações dos cátions Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+} e K^{+} respectivamente, em decorrência da lixiviação de inorgânicos presentes no solo inerente ao tratamento. Houve um aumento de 53,3% na concentração de ferro, devido aos de íons de ferro presentes na solução de sulfato ferroso que foi utilizado como catalisador nas reações de Fenton e Foto-Fenton durante o tratamento do solo.

Tabela 22 – Caracterização do solo pós-POA.

pH	COT (g/kg)	Matéria Orgânica (g/kg)	Ca^{+2} (c.mol./dm ³)
3,31	1,726	2,976	0,90
Mg^{+2} (c.mol./dm ³)	Na^{+} (c.mol./dm ³)	K^{+} (c.mol./dm ³)	H^{+} (c.mol./dm ³)
0,70	0,72	0,54	3,68
Al^{+3} (c.mol./dm ³)	Fósforo (mg/dm ³)	Nitrogênio (g/dm ³)	Ferro (g/dm ³)
2,04	1,00	0,10	6,90

Fonte: A Autora, 2018.

A redução de pH devido ao processo oxidativo atingindo o valor de 3,31, além de reduzir as concentrações de cálcio e magnésio, aumentou a concentração de Al^{+3} , complexada pela matéria orgânica presente no solo, atingindo níveis tóxicos (CAVALCANTI, 2000).

A destruição da matéria orgânica causando o aumento da acidez devido o aumento dos íons H^+ e Al^{+3} , somando-se a redução dos cátions trocáveis, provocou também uma redução na CTC após o tratamento com POA, sugerindo que a redução da CTC está relacionada com a redução da matéria orgânica presente no solo (RHEINHEIMER *et al.*, 1998; FALLEIRO *et al.*, 2003; CIOTTA *et al.*, 2003; SILVA *et al.*, 2012b).

Miguel *et al.* (2010) afirmam que, em solos com pH abaixo de 5,0, um dos fatores que causam maiores problemas de toxicidade em solos é a elevada concentração de alumínio disponível, e segundo Osaki (1991) quando a saturação por alumínio atinge valores superiores 45% a toxicidade é altamente prejudicial. O solo descontaminado apresentou saturação por alumínio de 41,63% sendo considerada como prejudicial, conforme Quadro 6.

Quadro 6 – Níveis de saturação por alumínio no solo.

m%	Classificação
< 5	Não prejudicial
5 – 10	Pouco prejudicial
10,1 – 20	Medianamente prejudicial
20,1 – 45	Prejudicial
> 45	Altamente prejudicial

Fonte: Osaki (1991).

O solo apresentou percentagem de sódio trocável (PST) de 8,4% e razão de adsorção do sódio (RAS) igual a 0,8 c.mol_c/dm³, valores inferiores ao do solo contaminado. Sendo possível constatar que embora o tratamento utilizando POA tenha elevado a toxidez por alumínio, também foi capaz de reduzir a toxidez causada pelo sódio. Isso se deve a capacidade que os processos oxidativos avançados possuem de degradar os poluentes, bem como os nutrientes presentes no solo.

Em relação à saturação por bases o solo descontaminado atingiu índice de 33,33% sendo inferior a 50% indicando a sua infertilidade após o tratamento com processo oxidativo. Desta forma, para a reutilização deste solo é necessário que o mesmo passe por um tratamento

para devolver os atributos físicos, químicos e biológicos. Assim, o solo pós-tratamento passou por um processo de refuncionalização.

4.4 REFUNCIONALIZAÇÃO DO SOLO

O primeiro passo do processo de refuncionalização foi a realização da calagem do solo, ou seja, a correção do pH, visto que o solo após o processo oxidativo se torna bastante ácido (pH = 3,31). Foi utilizado o carbonato de cálcio (CaCO_3) para elevar o pH beneficiando as culturas, pois proporcionam uma melhor absorção dos elementos que as plantas necessitam, o cálculo da carbonato de cálcio baseou-se no Método da Saturação por Bases já exposto. Após a calagem o solo atingiu um pH de 6,3.

Para refuncionalizar o solo foi escolhido o lodo de esgoto de uma Estação de Tratamento de Esgoto operado pela Empresa Lógica Ambiental cuja caracterização é exibida na Tabela 23.

Tabela 23 – Caracterização do lodo de esgoto.

pH	COT (g/kg)	Matéria Orgânica (g/kg)	Ca⁺² (c.mol/dm ³)	Mg⁺² (c.mol/dm ³)
9,20	23,78	41,00	1,19	1,40
Na⁺ (c.mol/dm ³)	K⁺ (c.mol/dm ³)	H⁺ (c.mol/dm ³)	Al⁺³ (c.mol/dm ³)	Fósforo (mg/dm ³)
13,36	1,91	3,00	0,00	39,63
Nitrogênio (g/dm ³)	Cobre (mg/kg)	Zinco (mg/kg)	Cádmio (mg/kg)	Chumbo (mg/kg)
3,50	41,77	227,00	0,16	20,07

Fonte: A Autora, 2018.

O lodo fornecido pela empresa foi posto para secar e adicionado ao solo descontaminado com pH corrigido em proporções iguais a 10%, 30% e 50% em massa seca em relação a massa do solo. Após isso foi plantada em diferentes vasos cerca de quatro sementes de *Coriandrum Sativum L.*, popularmente conhecido como coentro e avaliou-se o crescimento da cultura. Após o período de 15 (quinze) dias foi observado que a espécie cultivada com a terra vegetal (considerada como testemunho) obteve melhor crescimento, em

seguida o solo descontaminado e com adição de 30% de lodo e por último o solo descontaminado e com adição de 50% de lodo de esgoto (Figura 21).

Figura 21 – Crescimento do coentro.



Fonte: A Autora, 2018.

Também foi possível perceber que no solo com adição de 10% de lodo e o solo bruto não houve crescimento de coentro. Visualmente foi possível constatar que houve um endurecimento do solo em ambos os tratamentos, aparentando estar compactado, refletindo nas propriedades físicas do solo e, conseqüentemente, interferindo no crescimento das plantas.

Um solo pode apresentar-se naturalmente adensado ou compactado devido à ação antrópica. Um fator que colabora na compactação do solo é este apresentar umidade próximo ao limite de plasticidade, visto que a água reduz a coesão e atua como lubrificante entre as partículas do solo, desta forma permite o deslizamento e o empacotamento das partículas quando o solo é submetido a algum tipo de pressão oriundo de processos pedogenéticos ou do manejo do solo (LUCIANO *et al.*, 2012).

O processo de adensamento ou compactação leva à diminuição de porosidade e permeabilidade, provocando redução da infiltração da água no solo e aumentando o escoamento superficial de água no solo, dificulta o crescimento radicular das plantas (impedindo o enraizamento) e reduz a absorção de nutrientes pelas plantas afetando o rendimento de culturas (FREDDI *et al.*, 2007). Por outro lado, a adição de condicionador ao

solo (como o lodo de esgoto), além de deixá-lo mais escuro, reduz o peso específico aparente e conseqüentemente aumenta a porosidade do solo (JOHNSTONE *et al.*, 1957).

Nos tratamentos com inserção de 30% e 50% de lodo de esgoto observou-se que o solo reduziu o estado compacto (apresentando pelo tratamento com inserção de 10%), se aproximando à compacidade fofa, porém com crescimento inferior ao tratamento com terra vegetal. A compacidade fofa é atribuída à matéria orgânica presente no lodo de esgoto que proporciona benefícios físicos ao solo como aumento da porosidade, aeração, capacidade de retenção e infiltração de água entre outros fatores que já foram vistos e que estimulam o crescimento das plantas no início do ciclo, especialmente do sistema radicular (BORCIONI *et al.*, 2016).

Na Tabela 24 estão os resultados para os testes de refuncionalização do solo realizados com a terra vegetal, o solo pós-tratado com adição de 10%, 30% e 50% de lodo de esgoto e com o solo bruto. Em relação ao comprimento de raiz após 15 dias do plantio foi observado que na terra vegetal o coentro obteve uma média de 5,13 cm e o solo com adição de 30% de lodo de esgoto obteve média de 4,00 cm não apresentando resultado muito distante, porém no solo com inserção de 50% de lodo o comprimento médio da raiz foi bem menor apresentando média de 2,50 cm.

Em relação ao tamanho total do coentro novamente foi observado que entre os tratamentos com terra vegetal e com inserção de 30% de lodo a diferença foi menor do que quando comparado os tratamentos com inserção de 30% e 50% de lodo de esgoto, o mesmo foi observado para a quantidade de folhas produzidas por tratamento, diferenciando pelo tamanho das folhas, refletindo na massa do coentro.

Apesar do lodo de esgoto apresentar concentrações de cobre, zinco, cádmio e chumbo inferiores aos Valores de Prevenção estabelecidos pelo CONAMA (2009), nota-se que o mesmo possui elevado valor de concentrações de sódio, e, como já discutido, o aumento da concentração de sódio no solo reduz o crescimento da planta, retarda a germinação e causa toxicidade. Desta forma, à medida que aumenta-se a proporção de inserção de lodo de esgoto no solo, aumenta-se o risco de retardar o desenvolvimento da planta, como foi observado no tratamento utilizando adição de 50% de lodo de esgoto.

Tabela 24 – Resultado para os testes de refuncionalização do solo.

	Raiz (cm)	Total (cm)	Folhas (quant.)	Massa (g)
Terra vegetal	5,13	11,63	5,50	0,064
10% de lodo	0,00	0,00	0,00	0,000
30% de lodo	4,00	9,77	4,00	0,045
50% de lodo	2,50	6,83	3,67	0,028
Solo bruto	0,00	0,00	0,00	0,000

Fonte: A Autora, 2018.

Além dos benefícios físicos provocados pela adição do lodo de esgoto, ele também carrega uma elevada carga de nutrientes de interesse no desenvolvimento das plantas. Porém, embora sejam evidentes as vantagens do uso do lodo de esgoto na agricultura, é necessário também avaliar o potencial tóxico uma vez que o lodo pode conter contaminantes que mesmo dentro dos limites estabelecidos pela legislação interfiram no rendimento da cultura.

4.4.1 Ensaio de toxicidade dos solos

Como foi visto, embora o solo contaminado apresente um alto índice de saturação por bases, ele pode conter substâncias altamente tóxicas para culturas devido a diversos elementos presentes no lixiviado utilizado para contaminar o solo.

Além disso, foi observado que o solo descontaminado apresentou elevado percentual de sódio trocável e também um elevado índice de saturação por alumínio complexado pela matéria orgânica, indicando a necessidade de se avaliar a toxicidade do solo, uma vez que mesmo que o solo apresente elevado índice de saturação por bases, indicando alta fertilidade, ele pode ser altamente tóxico para culturas devido à presença de outros elementos tóxicos. Assim, foram realizados ensaios de toxicidade utilizando sementes de alface (*Lactuca Sativa L.*) devido a sua sensibilidade à elementos fitotóxicos.

A fitotoxicidade é uma medida do atraso ou inibição de germinação de sementes, crescimento de plantas ou efeito adverso sobre as plantas causadas por substâncias. Desta forma, tem sido utilizado para avaliar os efeitos potenciais de diversas substâncias nas plantas, ainda que temporário (SOUZA *et al.*, 2018).

Os resultados apresentados na Tabela 25 comprovam a sensibilidade das sementes de alface frente à solução de zinco (controle positivo), obtendo baixíssimo índice de germinação

e alto percentual de inibição de crescimento. Quanto ao controle negativo (água destilada) foi observado que todas as sementes foram germinadas, chegando a um comprimento médio das raízes de 6,07 cm.

Em relação ao índice de germinação (IG) das sementes nota-se que além do controle positivo apresentar um pequeno percentual de germinação que já era esperado, o solo contaminado e o solo pós-tratamento e sem correção de pH apresentaram percentual inferior a 50%. Para o solo com adição de 30% de lodo o índice de germinação foi acima de 85%, sendo a melhor resposta para a análise.

Quando avaliado o percentual de inibição de crescimento das raízes (ICR), as amostras utilizando o extrato de solo contaminado e o extrato de solo descontaminado (pós-POA) sem correção de pH alcançaram percentuais acima de 50%, revelando serem ambientes altamente tóxicos para o plantio. Já os ensaios utilizando o extrato de solo descontaminado com pH corrigido e inserção de lodo de ETE (10%, 30% e 50% em massa seca) apresentaram percentuais de inibição inferior a 20%, caracterizando amostras não tóxicas para a espécie vegetal utilizada.

Tabela 25 – Resultados para ensaio de toxicidade utilizando sementes de alface.

Ensaio	Comprimento médio (cm)	ICR	IG (%)	Inibição (%)
Controle negativo	6,07	1,000	100,000	0,000
Controle positivo	0,36	0,059	0,396	94,066
Solo bruto	3,67	0,605	56,484	39,482
Solo contaminado	1,63	0,268	25,055	73,155
Solo pós-POA sem correção de pH	2,45	0,404	37,692	59,615
Solo pós-POA com correção de pH	4,21	0,695	64,835	30,534
Solo pós-POA com correção de pH e inserção de 10% de lodo	4,89	0,805	80,549	19,451
Solo pós-POA com correção de pH e inserção de 30% de lodo	5,27	0,868	86,813	13,187
Solo pós-POA com correção de pH e inserção de 50% de lodo	4,93	0,812	64,945	18,819

Fonte: A Autora, 2018.

4.4.2 Avaliação do solo refuncionalizado

Após a análise de toxicidade foram realizados novos ensaios baseados na rotina prática de fertilidade a partir da avaliação da condição menos tóxica para espécie vegetal *Lactuca Sativa L.*, os resultados estão na Tabela 26.

Tabela 26 – Caracterização do solo refuncionalizado

pH	COT (g/kg)	Matéria Orgânica (g/kg)	Ca⁺² (c.mol./dm ³)
7,34	7,00	12,07	1,36
Mg⁺² (c.mol./dm ³)	Na⁺ (c.mol./dm ³)	K⁺ (c.mol./dm ³)	H⁺ (c.mol./dm ³)
1,60	8,01	0,75	1,10
Al⁺³ (c.mol./dm ³)	Fósforo (mg/dm ³)	Nitrogênio (g/dm ³)	Ferro (g/dm ³)
0,00	3,00	0,60	0,52

Fonte: A Autora, 2018.

Pode ser observado que após a refuncionalização elevou-se o valor do pH e este é devido a concentração de H⁺ presente na solução de solo. Também houve aumento nos teores de cálcio, magnésio, sódio e potássio implicando também na elevação da CTC em decorrência da adição do lodo de esgoto ao solo.

O valor da saturação por bases foi de 95,61% indicando um solo fértil. A saturação por alumínio tendeu a zero, revelando que não há problemas em relação à toxidez por esse elemento. Houve um incremento na concentração de fósforo proveniente da adição do lodo de esgoto da estação de tratamento. Assim como o aumento verificado na concentração de nitrogênio.

A terra vegetal utilizada no plantio do coentro apresentou pH de 5,6 apresentando CTC de 6,85, inferior ao solo refuncionalizado, e índice de saturação por bases de 88,76% e valores. Porém, em relação aos nutrientes nitrogênio e fósforo, que são absorvidos em grandes quantidades e de extrema importância do crescimento e desenvolvimento das plantas, a terra vegetal apresentou concentração maior que no solo refuncionalizado, como pode ser visto na Tabela 27.

Tabela 27 – Caracterização da terra vegetal

Ca⁺²	Mg⁺²	Na⁺	K⁺
(c.mol./dm³)	(c.mol./dm³)	(c.mol./dm³)	(c.mol./dm³)
4,20	1,50	0,19	0,19
H⁺	Al⁺³	Fósforo	Nitrogênio
(c.mol./dm³)	(c.mol./dm³)	(mg/dm³)	(g/dm³)
0,77	0,00	12,00	0,70

Fonte: A Autora, 2018.

Apesar de aparentemente a terra vegetal apresentar dados numéricos inferiores ao solo refuncionalizado era de se esperar que o desenvolvimento da espécie *Coriandrum Sativum L.* fosse melhor que no solo refuncionalizado, uma vez que o podem existir outros elementos que não foram avaliados contidos no lodo, como por exemplo, a presença de outros metais pesados, que dificultam o desenvolvimento de espécies. Além disso, a diferença no desenvolvimento da planta não foi tão significativa entre os dois substratos. Enquanto que o tratamento utilizando adição de 30% de lodo de esgoto apresentou diferença no crescimento total do coentro de cerca de 16% quando comparada ao tratamento utilizando terra vegetal, o tratamento com inserção de 50% de lodo de esgoto apresentou diferença de 41% no crescimento total comparada a terra vegetal. Assim, a técnica adotada na refuncionalização é considerada satisfatória.

5 CONCLUSÕES

O solo apresentou composição granulométrica de 52% de areia, 31% de argila, 13% de silte e 4% de pedregulho, sendo classificado como solo arenoso. Porém, com uma quantidade significativa de material argiloso, 31%, o que poderia dificultar o processo de retirada do material tóxico.

Na Etapa 1 conclui-se que ao longo do período analisado o pH elevou-se em todos os pontos. Já em relação à acidez trocável e acidez potencial foi observado uma redução em seus valores, corroborando com os valores observados para o pH. Já a matéria orgânica total diminuiu, indicando a presença de um processo de degradação.

Houve um acréscimo na condutividade, sendo observado o contrário para a resistividade. O mesmo comportamento da condutividade foi observado para os Sólidos Totais Dissolvidos (STD).

Em relação aos níveis de metais pesados, o cádmio apresentou valores acima de 3,0 mg/kg, estando acima dos valores de investigação estabelecidos pelo CONAMA, indicando uma possível alteração na qualidade do solo. Para os demais metais analisados encontraram-se concentrações abaixo dos valores de prevenção, com exceção do cobre em três pontos no mês de março de 2016, que apresentou valor máximo de 94,79 mg/kg. Além disso, baseado nos estudos estatísticos através do coeficiente de correlação de Pearson, observou-se que a matéria orgânica exerce influência na retenção de metais pesados no solo. Alguns metais, como o cádmio e o chumbo, apresentam uma relação mais forte que outros metais analisados, como o cobre e o zinco.

Na Etapa 2 conclui-se que o solo após a contaminação com o lixiviado gerado no próprio aterro sanitário adquiriu uma grande quantidade de carga orgânica, atingindo valor de 36,768 g/kg enquanto que o solo bruto apresentou matéria orgânica de 2,627 g/kg.

Em relação à permeabilidade, o solo bruto apresentou permeabilidade (k) à água igual a $3,142 \cdot 10^{-6}$ cm/s e na presença de lixiviado apresentou permeabilidade (k) igual a $3,369 \cdot 10^{-7}$ cm/s, não representando uma diferença significativa para os dois fluidos.

Quanto às condições de fertilidade o solo bruto apresentou pH ácido, alto percentual de saturação por bases indicando ser um solo fértil e baixo percentual de saturação por alumínio. O solo contaminado apresentou um pH básico e elevada percentagem de sódio trocável

(característica de solo sódico), alto percentual de saturação por bases proveniente principalmente das concentrações de sódio e potássio, e baixa saturação por alumínio.

O solo descontaminado por processos Fenton, foto-Fenton com luz negra e foto-Fenton com luz solar atingiu percentuais de conversão de carbono orgânico total respectivamente de 37,66%, 69,40% e 73,98%. Observando que o mesmo após o tratamento apresentou pequenas concentrações de íons inorgânicos, inclusive em concentrações menores que o solo bruto, pH muito baixo (pH = 3,31) devido ao tratamento oxidativo, além de grande toxidez por alumínio (saturação por alumínio de 41,63%) e baixo grau de saturação por bases (33,33%), revelando um solo infértil.

Para a refuncionalização, elevou-se o pH para 6,3 e utilizou-se lodo de esgoto adicionado nas proporções de 10%, 30% e 50% em relação a massa do solo. Para validar a refuncionalização foi plantada em diferentes vasos sementes da espécie *Coriandrum Sativum L.*, obtendo resultados após 15 dias de observação para o tratamento com inserção de 30% de lodo de esgoto quando comparado aos demais tratamentos.

Os testes de toxicidade nas amostras revelaram alto percentual de inibição em sementes da espécie *Lactuca Sativa L.* nas amostras contendo zinco (controle positivo), nas amostras utilizando o extrato de solo contaminado e o extrato de solo descontaminado (pós-POA) sem correção de pH. Já para os ensaios utilizando o extrato de solo descontaminado com pH corrigido e inserção de lodo de ETE (10%, 30% e 50% em massa seca) apresentou percentual de inibição inferior a 20%, caracterizando amostras não tóxicas para a espécie vegetal utilizada. O tratamento com inserção de 30% de lodo de esgoto foi a condição menos tóxica e passando por uma análise de fertilidade constatou-se que a inserção do lodo de esgoto aumentou os íons trocáveis, aumentando, assim, a capacidade de troca de cátions (CTC = 25,06 c.mol/dm³), o índice de saturação por bases para 95,61%, bem como nos níveis de nitrogênio (N = 0,60 c.mol/dm³) e fósforo (P = 3,00 c.mol/dm³), além de reduzir a saturação por alumínio (tendendo a zero), melhorando as condições agronômicas do solo.

REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004**: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457**: Amostras de Solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 2016.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6459**: Solo – Determinação do limite de liquidez. Método de ensaio. Rio de Janeiro, 2016.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6508**: Grãos de solos que passam na peneira de 4,8mm – Determinação da massa específica. Método de ensaio. Rio de Janeiro, 2016.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7180**: Solo – Determinação do limite de plasticidade. Método de ensaio. Rio de Janeiro, 2016.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181**: Solo – Análise granulométrica. Método de ensaio. Rio de Janeiro, 2016.

AFÁZ, D. C. S.; BERTOLAZI, K. B.; VIANI, R. A. G.; SOUZA, C. F. Composto de lodo de esgoto para o cultivo inicial de eucalipto. **Revista Ambiente & Água**. Vol. 12, nº 1, p.112-123, 2017.

ALBUQUERQUE, J. A.; ARGENTON, J.; FONTANA, E. C.; COSTA, F. S.; RECH, T. D. Propriedades físicas e químicas de solos incubados com resíduo alcalino da indústria de celulose. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Vol. 26, p.1065-1073, 2002.

ALMEIDA, E. J. R.; CORSO, C. R. Comparative study of toxicity of azo dye Procion Red MX-5B following biosorption and biodegradation treatments with the fungi *Aspergillus niger* and *Aspergillus terreus*. **Chemosphere**. Vol. 112, p.317-322, 2014.

ALVARENGA, A.; SAMPAIO, R.; PINHO, G.; CARDOSO, P. SOUSA, I. BARBOSA, M. Phytoremediation of chlorobenzenes in sewage sludge cultivated with *Pennisetum purpureum* at different times. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Vol. 21, nº 8, p.573-578, 2017.

AMORIM, J. S.; FRAGA, M. S.; GENEROSO, T. N. BARROS, F. M. ROCHA, F. A.; CARVALHO, S. R. **Avaliação da relação entre condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos em uma seção do rio catolé do município de Itapetinga-BA**. In: 64ª Reunião Anual da SBPC. Anais. São Luís – MA, 2012.

ARAUJO, A. P.; MACHADO, C. T. T. Fósforo. In: FERNANDES, M. S. **Nutrição mineral de plantas**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p.253-280, Viçosa, 2006.

ARAUJO, F. V. F.; YOKOYAMA, L.; TEIXEIRA, L. A. C.; CAMPOS, J. C. Heterogeneous Fenton process using the mineral hematite for the discolouration of a reactive dye solution. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**. Vol. 28, p.605-616, 2011.

ARAÚJO-MOURA, A. A. C.; CAFFARO FILHO, R. A. Panorama do gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil após a Resolução CONAMA 420/09. **Águas Subterrâneas**. Vol. 29, nº 2, p.202-212, 2015.

ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **Standard guide for conducting terrestrial plant toxicity tests, E 1963-02**. ASTM International, 2002.

BARBER, S. A. **Soil nutrient bioavailability: a mechanistic approach**. Wiley InterScience. 398p. New York, 1984.

BAYRAM, S. C. Y.; CAMARGO, R.; MORITA, D. M.; QUIROZ, L. M.; SOBRINHO, P. A. Remoção de nitrogênio e compostos recalcitrantes de lixiviado de aterro sanitário por nitrificação/desnitrificação biológica e pós-tratamento físico-químico. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental CBESA. **Anais**. ABES. Porto Alegre, 2011.

BENDOZ, M.; DIONNE, J.; TRAN, L. H.; COUDERT, L.; MERCIER, G.; BLAIS, J. Polycyclic aromatic hydrocarbon oxidation from concentrates issues from na attrition processo of polluted soil using the Fenton reagent and permanganate. **Water, Air & Soil Pollution**. Vol. 228, n° 115, p.1-14, 2017.

BEZERRA, P. S. S.; TAKIYAMA, L. R.; BEZERRA, C. W. B. Complexação de íons de metais por matéria orgânica dissolvida: modelagem e aplicação em sistemas reais. **ACTA Amazônica**. Vol. 39(3), p.639-648, 2009.

BISSANI, C. A.; MEURER, E. J.; BOHNEN, H. Solos ácidos e solos afetados por sais. In: MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 3ª ed. Reimpressão. Editora UFRGS. p.117-162, Porto Alegre, 2008.

BONINI, C. S.; ALVES, M. C.; MONTANARI, R. Lodo de esgoto e adubação mineral na recuperação de atributos químicos de solo degradado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Vol. 9, n° 4, p.388-393, 2015.

BORCIONI, E.; MÓGOR, A. F.; PINTO, F. Influence of the application of fulvic acid on seedling root growth and yield in lettuce. **Revista Ciência Agronômica**. Vol. 47, n° 3, p.509-515, 2016.

BRAGA, J. M. **Avaliação da fertilidade do solo**: ensaios de campos. Viçosa: UFV, 101p., 1983.

BRASIL. **Lei nº 12.305** – Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF. Publicado no DOU de 3 de agosto de 2010.

BRITO, N. N.; SILVA, V. B. Processos oxidativos avançados e sua aplicação ambiental. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**. Vol. 1, nº 3, p.36-47, 2012.

BURMISTER, D. M. Principles and techniques of soil identification. **Proceedings**. Annual Highway Research Board Meeting, National Research Council, Washington, D.C. Vol. 29, p.402-434, 1949.

CAMARGO, O. A.; BETTIOL, W. **Agricultura: opção animadora para a utilização de lodo de esgoto**. O Agrônomo. Boletim Técnico-Informativo do Instituto Agrônomo. Ed. *On-line*. Campinas. Vol. 52, nº 2-3, 2000.

CAMPOS, F. S.; ALVES, M. C. Uso de lodo de esgoto na reestruturação de solo degradado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Vol. 32, p. 1389-1397, 2008.

CAMPOS, J. C.; MOURA, D.; COSTA, A. P.; YOKOYAMA, L.; ARAUJO, F. V. F.; CAMMAROTA, M. C. Evaluation of pH, alkalinity and temperature during air stripping process for ammonia removal from landfill leachate. **Journal of Environmental Science and Health**, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering. Vol. 48, nº 9, p. 1105-1113, 2013.

CAPUTO, H. P.; CAPUTO, A. N.; RODRIGUES, M. A. **Mecânica dos solos e suas aplicações: fundamentos**. Vol. 1, 7ª ed. Rio de Janeiro: LTC, 2016.

CARVALHO, Z. S. Comportamento de barreiras minerais com solo compactado na faixa granulométrica ótima para contenção de líquidos orgânicos. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal da Bahia. Salvador, 2015.

CASTRO, A. L.; SILVA, O. R.; SCALIZE, P. S. Cenário da disposição do lodo de esgoto: uma revisão das publicações ocorridas no Brasil de 2004 a 2014. **MultiScience Journal** Vol. 1, nº 2, p.66-73, 2015.

CAVALCANTI, F. J. A. **Vantagens da aplicação conjunta de calcário e gesso agrícolas nos solos da Chapada do Araripe**. Instituto Agrônomo de Pernambuco. Vol. 13, 2000.

CAVALCANTI, J. V. F. L. Tratamento por oxidação avançada de solo argiloso contaminado por derivados do petróleo. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2012.

CELESTINO, C.; SARON, A. **Análise da tratabilidade, biodegradabilidade e do potencial tóxico de líquido percolado proveniente de aterro sanitário urbano**. Interfacehs. Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade. Vol 7, nº 1, 2012.

CERETTA, C. A.; SILVA, L. S.; PAVINATO, A. Manejo da adubação. In: NOVAIS, R. F. *et al.* **Fertilidade do solo**. 1ª Ed. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p.851-872, Viçosa, 2007.

CIOLA, R. **Fundamentos da catálise**. 1ª Ed. Editora da Universidade de São Paulo, 1981.

CIOTTA, M. N.; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; ERNANI, P. R.; ALBUQUERQUE, J. A. Matéria orgânica e aumento da capacidade de troca de cátions em solo com argila de atividade baixa sob plantio direto. **Ciência Rural**. Vol. 33, nº 6, p.1161-1164, 2003.

COELHO, M. R.; FIDALGO, E. C.; SANTOS, H. G.; BREFIN, M. L. M. S.; PÉREZ, D. V. Solos: tipos, suas funções no ambiente, como se formam e sua relação com o crescimento das plantas. In: MOREIRA, F. M. S. *et al.* **O ecossistema solo: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal**. Ed. UFLA. p.45-62. Lavras, 2013.

CONAMA. **Resolução nº 375**: Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados e dá outras providências. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasil, 2006.

CONAMA. **Resolução nº 420**: Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasil, 2009.

CORRÊA, M. M.; ANDRADE, F. V.; MENDONÇA, E. S.; SCHAEFER, C. E. G. R.; PEREIRA, T. T. C; ALMEIDA, C. C. Ácidos orgânicos de baixo peso molecular e ácidos húmicos e alterações em algumas propriedades físicas e químicas de latossolo, plintossolo e neossolo quartzarênico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Vol. 32, p.121-131, 2008.

COSTA, F. M.; CAMPOS, J. C., FONSECA, F. V.; BILA, D. M. Tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos utilizando processos Fenton e foto-Fenton solar. **Revista Ambiente e Água**. Vol. 10, nº 1, Jan. / Mar. 2015.

CPRH. **Instrução Normativa nº 7**: Estabelece os valores de referência da qualidade do solo (VRQ) do Estado de Pernambuco quanto à presença de substâncias químicas para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias. Pernambuco: Julho, 2014.

DEBOSZ, K.; PETERSEN, S.; KURE, L.; AMBUS, P. Evaluating effects og sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. **Applied Soil Ecology**. Vol. 19, nº 3, p.237-248, 2002.

DEZOTTI, M. **Apostila do Curso da Escola Piloto: Técnicas de controle ambiental em efluentes líquidos – Processos Oxidativos Avançados**. Escola Piloto Virtual, PEQ, COPPE, UFRJ, 2003.

DIAS, I. N. Degradação de fluoreno, sulfametoxazol e trimetoprima por fotocatalise, foto-Fenton e foto-Fenton mediado por complexos de ferrioxalato utilizando radiação solar natural e artificial. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2015.

DIAS, N. S. BLANCO, F. F. Efeitos dos sais no solo e na planta. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F. (eds) **Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados**. INCTSal. Fortaleza, 2010.

DUBE, A. ZBYTTNIEWSKI, R. KOWALKOWSKI, T. CUKROWSKA, E. BUSZEWSKI, B. Adsorption and migration of heavy metals in soil. **Polish Journal of Environmental Studies**. Vol.10, nº 1, p.1-10, 2001.

DUTKA, B. J. Short-term root elongation toxicity bioassay. In: **Methods for microbiological and toxicological analysis of waters, wastewaters and sediments**. National Water Research Institute (NWRI). Environment Canada, 1989.

ECHART, C. L.; CAVALLI-MOLINA, S. Aluminum phytotoxicity: effects, tolerance mechanisms and its genetic control. **Ciência Rural**. Vol. 31, nº 3, p.531-541, 2001.

EMBRAPA. Salinidade e sodicidade dos solos agrícolas. In: **II Curso sobre manejo de solo e água em propriedades agrícolas do trópico semiárido**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 1983.

EMBRAPA. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Comissão de Química e fertilidade do Solo. 10ª ed., Porto Alegre, 2004.

EMBRAPA. Toxidez de alumínio em culturas anuais. **Documentos**, 63. 1ª ed. Versão on-line. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2006.

EMBRAPA. O uso do lodo de esgoto na agricultura: precauções com contaminantes orgânicos. **Documentos**, 64. 1ª ed. eletrônica. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2007.

EMBRAPA. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 8. 1ª ed. versão digital. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010.

EMBRAPA. **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solo**. Documentos, 206. 1ª ed. on-line. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solos.** Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2ª ed. rev. ampl. Brasília, 2017.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** 5ª ed. rev. ampl. Brasília, 2018.

ETMINAN, M.; MYHRE, G.; HIGHWOOD, E. J.; SHINE, K. P. Radiative forcing of carbon dioxide, methane and nitrous oxide: a significant revision of the methane radiative forcing. **Geophysical Research Letters.** Vol. 43, nº 24, p.12614-12623, 2016.

FACHIN, S. J. S.; HUBER, F.; SHIRAIWA, S. BORGES, W. R.; MIGLIORINI, R. B. Aplicações de métodos geofísicos para identificar áreas contaminadas por resíduos de um curtume. **Revista Brasileira de Geofísica.** Vol. 24, p.129-138, 2006.

FALLEIRO, R. M.; SOUZA, C. M.; SILVA, C. S. W.; SEDIYAMA, C. S.; SILVA, A. A.; FAGUNDES, J. L. Influência dos sistemas de preparo nas propriedades químicas e físicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo.** Vol. 27, nº 6, p.1097-1104, 2003.

FEITOSA, A. S.; SILVA, C. F.; SILVA, G. F.; SILVA, R. M. Análise da produção e aproveitamento energético do biogás no aterro sanitário da cidade de Porto Velho - RO. In: International Conference on Engineering and Technology Education. **Anais.** Vol. 11, 2010.

FERREIRA, A. P. Degradação do fármaco cloridrato de tetraciclina via processos oxidativos avançados. **Tese de Doutorado.** Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2015.

FREDDI, O. S.; CENTURION, J. F.; BEUTLER, A. N.; ARATANI, R. G.; LEONEL, C. L. Compactação do solo no crescimento radicular e produtividade da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo.** Vol. 31, nº 4, p.627-636, 2007.

FREIRE, M. B. G. S.; MIRANDA, M. F. A.; OLIVEIRA, E. E. M.; SILVA, L. E.; PESSOA, L. G. M.; ALMEIDA, B. G. Agrupamento de solos quanto à salinidade no Perímetro Irrigado de Custódia em função do tempo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.** Vol. 18 (suplemento), p.86-91, 2014.

GARCIA, J. C.; SIMIONATO, J. I.; ALMEIDA, V. C.; PALÁCIO, S. M.; ROSSI, F. L.; SCHNEIDER, M. V.; SOUZA, N. E. Evolutive follow-up of photocatalytic degradation of real textile effluents in TiO₂ and TiO₂/H₂O₂ systems and their toxic effects on *Lactuca Sativa* seedlings. **Journal of the Brazilian Chemical Society**. Vol. 20, nº 9, p.1589-1597, 2009.

GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F.; BATISTA, M. A. F. **Prevenção, manejo e recuperação de solos salinos e sódicos**. Mossoró: ESAM, 1991.

GUARI, E. B.; ALMEIDA, E. J.; MARTIARENA, M. J., YAMAGAMI, N. S.; CORSO, C. R. Azo dye acid blue 29: biosorption and phytotoxicity test. **Water, Air & Soil Pollution**. Vol. 226, nº 361, p.1-7, 2015.

GUIMARÃES, D. V.; GONZAGA, M. I. S.; MELO NETO, J. O.; REIS, A. F.; LIMA, T. S.; SANTANA, I. L. Qualidade da matéria orgânica do solo e estoques de carbono e nitrogênio em fragmentado de mata atlântica do município de Neópolis, Sergipe. **Revista Scientia Plena**. Vol. 8, nº 4, p.1-5, 2012.

GURGEL, E. A. Determinação dos sólidos e cations totais dissolvidos a partir da condutividade elétrica em água subterrânea. In: 2º Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. **Anais**. Salvador – BA, 1982.

HASSANSHAHI, N.; KARIMI-JASHNI, A. Comparison of photo-Fenton, O₃/H₂O₂/UV and photocatalytic processes for the treatment of gray water. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. Vol. 161, p.683-690, 2018

HUE, N. V.; CRADDOCK, G. R.; ADAMS, F. Effect of organic acids on aluminum toxicity on subsoils. **Soil Science Society of America Journal**. Vol. 50, p.28-34, 1986.

IAC. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. **Boletim Técnico**. nº100. Instituto Agrônomo de Campinas. 2ª ed. rev. ampl. Campinas, 1997.

IBGE. **Censo demográfico**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 2010. CD-ROM.

IPNI – International Plant Nutrition Institute. **Manual Internacional de Fertilidade do Solo**. Instituto da Potassa & Fosfato. 2ª ed rev. ampl. Piracicaba, 1998.

IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado**. IPT/CEMPRE. São Paulo, 1995.

ISLAM, A.; ALI, S. M.; AFZAAL, M.; IQBAL, S. ZAIDI, S. N. F. Landfill sites selection through analytical hierarchy process for twin cities of Islamabad and Rawalpindi, Pakistan. **Environmental Earth Sciences**. Vol. 77, nº 72, 2018.

ISKANDER, S.; NOVAK, J. T.; HE, Z. Enhancing forward osmosis water recovery from landfill leachate by desalinating brine and recovering ammonia in a microbial desalination cell. **Bioresource Technology**. Vol. 255, p.76-82, 2018.

JAISHANKAR, M.; TSETEN, T.; ANBALAGAN, N.; MATHEW, B. B.; BEEREGOWDA, K. N. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. **Interdisciplinary Toxicology**. Vol. 7(2), p.60-72, 2014.

JARDIM, W. F. Remediação de áreas contaminadas usando o reagente Fenton modificado. In: Encontro sobre aplicações ambientais de processos oxidativos avançados (EPOA). **Palestra 14**. São Paulo, SP: IQ-USP. Vol. 1, p.15, 2009.

JOHNSTONE, F. E.; MORRIS, H. D.; HANSON, K. W.; YOUNG, H. W. The effect of soil conditioners on the yields of sweet potatoes. American Society for Horticultural Science. **Proceedings 70**, p.403-406, 1957.

KIRKBY, E. A.; RÖMHELD, V. Micronutrientes na fisiologia de plantas: funções, absorção e mobilidade. International Plant Nutrition Institute – IPNI. **Informações Agronômicas**. nº 118. Jun/2007.

KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. Vol. 32(4), p.297-336, 2002.

KOOREVAAR, P.; MENELIK, G.; DIRKSEN, C. **Elements of soil physics**. Ed. Elsevier Science. Developments in Soil Science, 13. University of Wageningen. Holanda, 1983.

KUMMER, A. C.; GRASSI FILHO, H.; LOBO, T. F.; LIMA, R. A. Composted sewage in replacement of mineral fertilization on wheat production and development. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**. Vol. 36, nº 4, p.706-714, 2016.

KUNZ, A.; PERALTA-ZAMORA, P.; MORAES, S. G.; DURÁN, N. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. **Revista Química Nova**. Vol. 25, nº 1, p.78-82, 2002.

KUWANO, B. H. Efeitos da aplicação de lixiviado de aterro sanitário em atributos químicos, físicos e microbiológicos do solo. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2013.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e características do Lixiviado. In: GOMES, L. P. (Coord.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviado de aterros sanitários para condições brasileiras**. ABES. Rio de Janeiro, 2009.

LEITE, C. M. B.; BERNARDES, R. S.; OLIVEIRA, S. A. Método de walkley-black na determinação da matéria orgânica em solos contaminados por chorume. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Vol. 8, nº 1, p.111-115, 2004.

LOPES, A. S.; SILVA, M. C.; GUILHERME, L. R. G. Acidez do Solo e Calagem. **Boletim Técnico** nº 1. Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA). São Paulo, 1991.

LUCIANO, R. V.; ALBUQUERQUE, J. A.; COSTA, A.; BATISTELLA, B.; WARMLING, M. T. Atributos físicos relacionados à compactação de solos sob vegetação nativa em região de altitude no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Vol. 36, nº 6, p.1733-1744, 2012.

MACEDO, E. M. C.; AMORIM, M. A.; SILVA, A. C. S.; CASTRO, C. M. M. B. Efeitos da deficiência de cobre, zinco e magnésio sobre o Sistema immune de crianças com desnutrição grave. **Revista Paulista Pediatria**. Vol. 28, nº 3, p.329-336, 2010.

MAHURPAWAR, M Effects of heavy metals on human health. **International Journal of research** – Granthaalayah. Vol. 3. Edição Especial. Set, 2015.

MAIA, F. C. V.; LIMA, S. O.; BENÍCIO, L. P. F.; FREITAS, G. A.; FURLAN, J. C. Qualidade física do solo após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Nativa**. Pesquisas Agrárias e Ambientais. Vol. 6, nº 4, p.345-351, 2018.

MALAVOLTA, E. A prática da calagem. **Boletim Técnico**. 3ª ed. nº 2. Indústria Mineradora Pagliato Ltda. Sorocaba, 1984.

MANSILLA, H. D.; YEBER, M. C.; FREER, J. RODRÍGUEZ, J.; BAEZA, J. Homogeneous and heterogeneous advanced oxidation of a bleaching effluent from the pulp and paper industry. **Water Science and Technology**. Vol. 35, nº 4, 1997.

MAPA – MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Instrução Normativa nº 27**: Estabelece os limites de concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas para produzir, importar ou comercializar fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes. Alterada pela IN SDA nº 7 (12/04/2016). Secretaria de Defesa Agropecuária. 2006.

MAPA – MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Instrução Normativa nº 25:** Aprova as normas sobre especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem ds fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Secretaria de Defesa Agropecuária. 2009.

MARQUES, R. F. P. V.; SILVA, A. M.; RODRIGUES, L. S. COELHO, G. Impacts of urban solid waste disposal on the quality of suface water in three cities of Minas Gerais – Brazil. **Ciência e Agrotecnologia.** Vol 36, nº 6, p. 684-692, nov/dez, 2012.

MARTIN, S.; GRISWOLD, W. **Human health effects of heavy metals.** Center for Hazardous Substance Research (CHSR). Kansas State University. Vol. 15, mar, 2009.

MATTOS, L.; SHIRAISHI, K.; BRAZ, A.; FERNANDES, J. Peróxido de Hidrogênio: importância e determinação. **Revista Química Nova.** Vol. 26, nº 3, p.373-380, 2003.

MELO, V. P.; BEUTLER, A. N.; SOUZA, Z. M.; CENTURION, J. F.; MELO, W. J. Atributos físicos de latossolos adubados durante cinco anos com biossólido. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira.** Vol. 39, nº 1, p.67-72, 2004.

MELO, W.; DELARICA, D.; GUEDES, A.; LAVEZZO, L.; DONHA, R.; ARAUJO, A.; MELO, G.; MACEDO, F. Ten years of application of sewage sludge on tropical soil. A balance sheet on agricultural crops and environmental quality. **Science of the Total Environment.** Vol. 643, p.1493-1501, 2018.

MEURER, E. J. Potássio. In: FERNANDES, M. S. **Nutrição mineral de plantas.** Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p.281-298, Viçosa, 2006.

MEURER, E. J.; RHEINHEIMER, R. D.; BISSANI, C. A. Fenômenos de sorção em solos. In: MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo.** 3ª Ed. Reimpressão. Editora UFRGS. p.117-162, Porto Alegre, 2008.

MIGUEL, P. S. B.; GOMES, F. T.; ROCHA, W. S. D.; MARTINS, C. E.; CARVALHO, C. A.; OLIVEIRA, A. V. Efeitos tóxicos do alumínio no crescimento das plantas: mecanismos de tolerância, sintomas, efeitos fisiológicos, bioquímicos e controles genéticos. **CES Revista**. Vol. 24, 2010.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Resíduos sólidos: projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários**. Guia do profissional em treinamento – Nível 2. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Belo Horizonte, 2008.

MIRSAL, I. A. **Soil Pollution: origin, monitoring & remediation**. 2^a ed. Springer. 2008

MIYAZAWA, M.; CHIERICE, G. O.; PAVAN, M. A. Amenização da toxicidade de alumínio à raízes do trigo pela complexação com ácidos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Vol. 16, p.209-215, 1992.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; FRANCHINI, J. C. Neutralização da acidez do perfil do solo por resíduos vegetais. **Informações Agronômicas**. n° 92, p.1-8, 2000.

MONTEIRO, V. E. D.; JUCÁ, J. F. T.; SANTOS, E. A. Estudos para o dimensionamento de cortinas de argila para contenção de contaminantes. In: 19^a Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Foz do Iguaçu, 1997.

MORAIS, M. M.; SOBRINHO, M. A. M.; ZOBY JUNIOR, L. C.; PEREIRA NETO, L. M. Caracterização físico-química de lixiviados gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos em Pernambuco – Brasil. In: XII Seminário Nacional de Resíduos Sólidos. **Anais**. Fortaleza, 2016.

MORAIS FILHO, L. F. F.; GOMES, M. F.; GOMES, M. S.; SARAH, M. M. S.; MORAES, A. R. A. Teores de cátions trocáveis, CTC, saturação por bases e alumínio em solos submetidos ao sistema plantio convencional e direto em Paragominas, Pará. In: XXXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. **Anais**. Natal, 2015.

MORAVIA, W. G.; LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Avaliação de processo oxidativo avançado pelo reagente de Fenton em condições otimizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e caracterização do lodo gerado. **Revista Química Nova**. Vol. 34, nº 8, p. 1370-1377, 2011.

MOREIRA, C. A.; DOURADO, J. C. Monitoramento da atenuação natural de pluma de contaminação pelo método de radar de penetração no solo (GPR). **Revista Brasileira de Geofísica**. Vol. 25(4), p.389-398, 2007.

MOREIRA, C. A.; BRAGA, A. C. O.; FRIES, M. Degradação de resíduos e alterações na resistividade elétrica, pH e Eh. **Revista Brasileira de Geofísica**. Vol. 27, nº 2, p.283-293, 2009.

MOSSI, G. Oxidação química de hidrocarbonetos em solo arenoso e argiloso inundados com água contaminada. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de Passo Fundo. Passo Fundo, 2015.

NEYENS, E.; BAEYENS, J. A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. **Journal of Hazardous Materials**. Vol. 98, nº 1-3, p.33-50, 2003.

NOGUEIRA, R. F. P.; TROVÓ, A. G.; SILVA, M. R. A.; VILLA, R. D. Fundamentos e aplicações ambientais dos processos Fenton e Foto-Fenton. **Revista Química Nova**. Vol. 30(2), p.400-408, 2007.

NUNES, A. R. A.; FERNANDES, A. M.; MEONEL, M.; GARCIA, E. L.; MAGOLBO, L. A.; CARMO, E. L. Nitrogênio no crescimento da planta e na qualidade de raízes da mandioquinha-salsa. **Ciência Rural**. Vol. 46, nº 2, 2016.

OLIVEIRA, R. M. M. Gestão e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos: o programa de coleta seletiva da região metropolitana de Belém – PA. **Dissertação de Mestrado**. Universidade da Amazônia. 2012.

OSAKI, F. **Calagem e adubação**. Instituto Brasileiro de Ensino Agrícola. 2ª ed. 503p. Campinas, 1991.

PABLOS, M. V.; MARTINI, F.; FERNÁNDEZ, C.; BABÍN, M. M.; HERRAEZ, I.; MIRANDA, J.; MARTÍNEZ, J.; CARBONELL, G.; SAN-SEGUNDO, L.; GARCÍA-HORTIGUELA, P.; TARAZONA, J. V. Correlation between physicochemical and ecotoxicological approaches to estimate landfill leachates toxicity. **Waste Management**. Vol. 31, nº 8, p.1841-1847, 2011.

PACHECO, J. R. PERALTA-ZAMORA, P. G. Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol. 9, nº 4, p.306-311, out/dez, 2004.

PAIXÃO FILHO, J. L. Lixiviado de aterro sanitário: alternativas de tratamento para o cenário brasileiro. **Tese de Doutorado**. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2017.

PINTO, C. S. **Curso básico de mecânica dos solos em 16 aulas**. 3ª Ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2006.

POLI, V.; OLIVEIRA, J. C.; BECEGATO, V. A.; BECEGATO, V. R. Gestão de resíduos sólidos do aterro sanitário no município de Lages – SC. **Revista Geográfica Acadêmica**. Vol. 8, nº 1, p.107-119, 2014.

PORTELA, M. O.; RIBEIRO, J. C. J. Aterros sanitários: aspectos gerais e destino final dos resíduos. **Revista Direito Ambiental e Sociedade**. Vol. 4, nº 1, p.115-134, 2014.

PRADO, H. Composição e classificação dos solos. In: NUNES, R. R.; RESENDE, M. O. (org) **Recurso solo: propriedades e usos**. 1ª ed. Editora Cubo. p.149-169. São Carlos, 2015.

RAIJ, B. V. **Avaliação da fertilidade do solo**. Piracicaba: Instituto de Potassa & Fosfato, Instituto Internacional da Potassa, 142 p., 1981.

RAPTI-CAPUTO, D.; SDAO, F.; MAIS, S. Pollution risk assessment based on hydrogeological data and management of solid waste landfills. **Engineering Geology**. Vol. 85, p.122-131, 2006.

RENHA, J. F. Simulação do processo de injeção de soluções polimérica viscoelásticas na escala de reservatório. **Dissertação de Mestrado**. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. PUC-RIO. Rio de Janeiro, 2015.

RHEINHEIMER, D. S.; KAMINSKI, J.; LUPATINI, G. C.; SANTOS, E. J. S. Modificações em atributos químicos de solo arenoso sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Vol. 22, nº 4, p.713-721, 1998.

RIGOBELLO, E. S.; SCANDELAI, A. P. J.; CORSO, B. L.; TAVARES, C. R. G. Identificação de compostos orgânicos em lixiviado de aterro sanitário municipal por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas. **Revista Química Nova**. Vol. 38, nº 6, p.794-800, 2015.

SAMPAIO, T. F.; GUERRINI, I. A.; BACKES, C.; HELIODORO, J. C.; RONCHI, H. S.; TANGANELLI, K. M.; CARVALHO, N. C.; OLIVEIRA, F. C. Lodo de esgoto na recuperação de áreas degradadas: efeito nas características físicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Vol. 36, p.1637-1645, 2012.

SANCHES, S. M.; SILVA, C. H. T. P.; VESPA, I. C. G.; VIEIRA, E. M. **A Importância da Compostagem para a Educação Ambiental nas Escolas**. Química Nova na Escola – Sociedade Brasileira de Química. São Paulo, 2006.

SANTOS, E. M.; RAMOS, R. E. B.; PINHEIRO, J. I. Resíduos sólidos urbanos: uma abordagem teórica da relevância, caracterização e impactos na cidade do Natal/RN. In: XXII Encontro Nacional de Engenharia de Produção. **Anais**. Curitiba, 2002.

SANTOS, H. P.; MELO, G. W. B.; LUZ, N. B.; TOMASI, R. J. Comportamento fisiológico de plantas de aveia (*avena strigosa*) em solos com excesso de cobre. **Comunicado Técnico**, nº 49. EMBRAPA. Bento Gonçalves – RS. Junho, 2004.

SANTOS, D. R. Composição do solo. In: REICHERT, J. M. (ed) **Fundamentos da ciência do solo**. Universidade Federal de Santa Maria. Departamento de Solos. Apostila. Santa Maria, 2007.

SANTOS, R. B.; LIMA, A. K. C. Análise comparativa do biogás: processo em biodigestores e de aterro sanitário. **Revista Eletrônica Energia**. Vol. 06, nº 1, p.48-57, jan/dez 2016.

SANTOS, A.; COSTA, G. S.; PERALTA-ZAMORA, P. Remediação de solos contaminados por processos Fenton: uma revisão crítica. **Revista Química Nova**. Vol. 40, nº 3, p.327-333, 2017.

SANTOS, A.; COSTA, G. S.; ZAMORA, P. P. Remediação de solos contaminados por processos Fenton: uma revisão crítica. **Revista Química Nova**. Vol. 40, nº 3, p.327-333, 2017.

SANTOS, A.; FIRAK, D. S.; EMMEL, A.; SIEDLECKI, K.; LOPES, A.; PERALTA-ZAMORA, P. Evaluation of the Fenton process effectiveness in the remediation of soils contaminated by gasoline: effect of soil physicochemical properties. **Chemosphere**. Vol. 207, p.154-161, 2018.

SARGENTELLI, V.; MAURO, A. E.; MASSABNI, A. C. Aspectos do metabolismo do cobre no homem. **Revista Química Nova**. Vol. 19, nº 3, p.290-293, 1996.

SHOEMAKER, H. E.; McLEAN, E. O.; PRATT, P. F. Buffer methods for determining lime requirements of soil with appreciable amounts of extractable aluminum. **Soil Science Society of America Journal**. Vol. 25, nº 4, p.274-277, 1961.

SILVA, M. R.; OLIVEIRA, M. C.; NOGUEIRA, R. F. Estudo da aplicação do processo foto-Fenton solar na degradação de efluentes de indústria de tintas. **Eclética Química**. Vol. 29, nº 2, p.19-26, 2004 (a).

SILVA, L. S.; CAMARGO, F. A. O.; CERETTA, C. A. Composição da fase sólida orgânica do solo. In: MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 3ª ed. Reimpressão. Editora UFRGS. p.63-90, Porto Alegre, 2008.

SILVA, C.; SCHOENHALS, M.; CORNELI, V. M.; ARANTES, E. J. Diagnóstico da contaminação do solo e aplicação do índice de qualidade de aterros de resíduos da CETESB na área de disposição de resíduos sólidos urbanos de Peabirú-PR. **Revista Engenharia Ambiental**. Vol. 09, nº 2, p.252-270, abr/jun, 2012 (a).

SILVA, L. A.; TEIXEIRA, S. C.; PÉREZ, D. V.; MARQUES, M. R. Impact of chemical oxidation on brazilian soils. **Journal Brazilian Chemical Society**. Vol. 23, nº 2, p.367-371, 2012 (b).

SILVA, G. F.; SANTOS, D.; SILVA, A. P.; SOUZA, J. M. Indicadores de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso na mesorregião do agreste paraibano. **Revista Caatinga**. Vol. 28, nº 3, p.25-35, 2015.

SILVA, R. J. Uso de esgoto doméstico e lodo no cultivo de duas espécies de feijão: biofortificação dos grãos e redução na incidência de pragas. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2017.

SISTO, R.; SICA, E.; LOMBARDI, M.; PROSPERI, M. Organic fraction of municipal solid waste valorisation in Southern Italy: the stakeholders' contribution to a long-term strategy definition. **Journal of Cleaner Production**. Vol. 168, p.302-310, 2017.

SOBRERO, M. C.; RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca Sativa L.* In: MORALES, G. C. (ed.) **Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones**. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. p.55-67. México, 2004.

SOUSA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F. *et al.* **Fertilidade do solo**. 1ª Ed. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p.205-274, Viçosa, 2007.

SOUTO, G. D. B. Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“*stripping*”). **Tese de Doutorado**. Universidade de São Paulo. Carlos, 2009.

SOUZA, S. R.; FERNANDES, M. S. Nitrogênio. In: FERNANDES, M. S. **Nutrição mineral de plantas**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p.215-252, Viçosa, 2006.

SOUZA, D. R. Aplicabilidade de reações de Fenton e foto-Fenton no tratamento de glifosato comercial. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, 2011.

SOUZA, D. T.; BENETTI, C. N.; SAUR, E.; PAULA, V. C. S.; FREITAS, A. M.; TIBURTIUS, E. R. L. Decontamination of pure and ethanol/gasoline-contaminated soil by Fenton-like process. **Water, Air & Soil Pollution**. Vol. 229, nº 105, p.1-10, 2018.

SPARKS, D. L.; HUANG, P. M. Physical chemistry of soil potassium. In: MUNSON, R. D. (ed.) **Potassium in agriculture**. Soil Science Society of America. p.202-276. Madison, 1985.

SPOSITO, G. **The surface chemistry of soils**. Oxford University Press. 234p. New York, 1984.

SUN, W.; ZHANG, X.; SUN, X.; SUN, Y.; GEN, Y. Predicting nickel concentration in soil using reflectance spectroscopy associated with organic matter and clay minerals. **Geoderma**. Vol. 327, p.25-35, 2018.

TAVARES, S. R. L. **Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: conceitos básicos e fundamentos**. 1ª Ed. Clube dos Autores. Rio de Janeiro, 2013.

TEIXEIRA, C. E.; TORVES, J. C.; FINOTTI, A. R.; FEDRIZZI, F.; MARINHO, F. A. M.; TEIXEIRA, P. F. Estudos sobre a oxidação aeróbia do metano na cobertura de três aterros sanitários no Brasil. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol. 14, nº 1, p.99-108, 2009.

TERRACCIANO, A.; CHRISTODOULATOS, C.; KOUTSOSPYROS, A.; ZHENG, Z.; SU, T.; SMOLINSKI, B.; ARIENTI, P.; MENG, X. Degradation of 3-nitro-1,2,4-triazole-5-one (NTO) in wastewater with UV/O₂H₂ oxidation. **Chemical Engineering Journal**. Vol. 354, p.481-491, 2018.

USEPA. **Method 3051A**: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. United States Environmental Protection Agency. 30p. Fev, 2007.

USMAN, M.; HANNA, K.; HADERLEIN, S. Fenton oxidation to remediate PAHs in contaminated soils: a critical review of major limitations and counter-strategies. **Science of Total Environment**. Vol. 569-570, p.179-190, 2016.

USSL STAFF – United States Salinity Laboratory Staff. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. United States Department of Agriculture. Agricultural Handbook. n° 60, 160p., 1954.

VAVERKOVÁ, M. D.; ADAMCOVÁ, D.; RADZIEMSKA, M. VOBERKOVÁ, S.; MAZUR, Z.; ZLOCH, J. Assessment and evaluation of heavy metals removal from landfill leachate by *Pleurotus ostreatus*. **Waste and Biomass Valorization**. Vol 9, p.5003-511, 2018.

VERAS, C. M. A. Áreas com potenciais para regeneração de atributos do solo no norte maranhense. **Tese de Doutorado**. Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal, 2015.

VILLA, R. D.; SILVA, M. R.; NOGUEIRA, R. F. Potencial de aplicação do processo foto-Fenton/solar como pré-tratamento de efluente da indústria de laticínios. **Revista Química Nova**. Vol. 30, n° 8, p.1799-1803, 2007.

VILLA, R. D.; TROVÓ, A. G.; NOGUEIRA, R. F. P. Diesel degradation in soil by Fenton process. **Journal of the Brazilian Chemical Society**. Vol. 21, n° 6. São Paulo, 2010.

WATTS, R. J.; UDELL, M. D.; RAUCH, P. A. Treatment of pentachlorophenol-contaminated soils using Fenton's reagent. **Hazardous Waste and Hazardous Materials**. Vol. 7, n° 4, 1990.

WATTS, R. J.; HALLER, D. R.; JONES, A. P.; TEEL, A. L. A foundation for the risk-based treatment of gasoline-contaminated soils using modified Fenton's reactions. **Journal of Hazardous Materials**. Vol. 76, n° 1, p.73-89, 2000.

WATTS, R. J.; TEEL, A. Chemistry of modified Fenton's reagent (catalyzed H₂O₂ propagations – CHP) for in situ soil and groundwater remediation. **Journal of Environmental Engineering**. Vol. 131, n° 4, 2005.

MAGDOFF, F.; WEIL, R. R. **Soil organic matter in sustainable agriculture**. Ed. CRC Press. 412p. Flórida, 2004.

WOLF, J.; ASRAR, G. R.; WEST, T. O. Revised methane emissions factors and spatially distributed annual carbon fluxes for global livestock. **Carbon Balance and Management**. Vol. 12, n° 16, p.1-24, 2017.

WUANA, R. A.; OKIEIMEN, F. E. **Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation**. International Scholarly Research Notices. ISRN Ecology, 2011.

XU, P.; ACHARI, G.; MAHMOUD, M; JOSHI, R. C. Application of Fenton's reagent to remediate diesel contaminated soils. **Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management**. Vol 10, n° 1. Janeiro, 2006.

XU, J.; YANG, C.; HUANG, T.; HUANG, R. Enhancing the removal of sorbed crude oil from soil through multiple oxidation steps in stepwise Fenton processes. **Soil and Sediment Contamination: An International Journal**. Vol. 27, n° 5, 2018.

YANG, H.; MA, M.; THOMPSON, J. R.; FLOWER, R. J. Waste management, informal recycling, environmental pollution and public health. **Journal of Epidemiology and Community Health**. Vol. 72, p.237-243, 2018.

Z Aidan, L. E., M.; RODRIGUEZ-DÍAZ, J. M.; NAPOLEÃO, D. C.; MONTENEGRO, M. C. B. S.; ARAÚJO, A. N.; BENACHOUR, M.; SILVA, V. L. Heterogeneous photocatalytic degradation of fenol and derivatives by (BiPO₄/H₂O₂/UV and TiO₂/H₂O₂/UV) and the evaluation of plant seed toxicity tests. **Korean Journal of Chemical Engineering**. Vol. 34, nº 2, p.511-522, 2017.

ZAMBROSI, F. C. B.; ALLEONI, L. R. F.; CAIRES, E. F. Teores de alumínio trocável e não trocável após calagem e gessagem em latossolo sob sistema plantio direto. **Revista Bragantia**. Instituto Agronômico de Campinas. Vol. 66, nº 3, p. 487-495, 2007.

ZHAO, R.; FENG, J.; XIAOLE, Y.; LIU, J.; FU, W.; BERENDONK, T. U.; ZHANG, T.; LI, X.; LI, B. Antibiotic resistome in landfill leachate from different cities of China deciphered by metagenomics analysis. **Water Research**. Vol. 134, p.126-139, 2018.

ZHAO, K.; QUAN, X.; CHEN, S.; YU, H.; ZHANG, Y.; ZHAO, H. Enhanced electro-Fenton performance by fluorine-doped porous carbon for removal of organic pollutants in wastewater. **Chemical Engineering Journal**. Vol. 354, p.606-615, 2018.

ZHU, Y.; ZHU, R.; YAN, L.; FU, H.; XI, Y.; ZHOU, H.; ZHU, G.; ZHU, J.; HE, H. Visible-light Ag/AgBr/ferrihydrite catalyst with enhanced heterogeneous photo-Fenton reactivity via electron transfer from Ag/AgBr to ferrihydrite. **Applied Catalysis B: Environmental**. Vol. 239, p.280-289, 2018.