

UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE EDUCAÇÃO E SAÚDE
CAMPUS DE CUITÉ
CURSO DE BACHARELADO EM FARMÁCIA

BRENO MAGELA BEZERRA DA COSTA

**DETERMINAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS POR DESPEJO DE
RESÍDUOS HOSPITALARES (MEDICAMENTOS) EM SOLO DA
CIDADE DE CUITÉ NO CURIMATAÚ PARAIBANO**

CUITÉ - PB

2014

BRENO MAGELA BEZERRA DA COSTA

**DETERMINAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS POR DESPEJO DE
RESÍDUOS HOSPITALARES (MEDICAMENTOS) EM SOLO DA
CIDADE DE CUITÉ NO CURIMATAÚ PARAIBANO**

Monografia apresentada ao Curso de Bacharelado em Farmácia da Universidade Federal de Campina Grande, como requisito para obtenção do Grau de Bacharel em Farmácia.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Marciano Henrique de Lucena Neto

CUITÉ – PB

2014

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA NA FONTE
Responsabilidade Msc. Jesiel Ferreira Gomes – CRB 15 – 256

C837d Costa, Breno Magela Bezerra da.

Determinação de impactos ambientais por despejo de resíduos hospitalares (medicamentos) em solo da cidade de Cuité no Curimataú paraibano. / Breno Magela Bezerra da Costa. – Cuité: CES, 2014.

58 fl.

Monografia (Curso de Graduação em Farmácia) – Centro de Educação e Saúde / UFCG, 2014.

Orientador: Dr. Marciano Henrique de Lucena Neto.

Co-orientador: Dr. Francisco José Victor de Castro.

1. Resíduos hospitalares. 2. Solo - contaminação. 3. Resíduos de serviços de saúde. I. Título.

CDU 628.4.046

BRENO MAGELA BEZERRA DA COSTA

**DETERMINAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS POR DESPEJO DE
RESÍDUOS HOSPITALARES (MEDICAMENTOS) EM SOLO DA
CIDADE DE CUITÉ NO CURIMATAÚ PARAIBANO**

Monografia apresentada ao Curso de Bacharelado em Farmácia da Universidade Federal de Campina Grande, como requisito para obtenção do Grau de Bacharel em Farmácia

Aprovada em 14 de março de 2014.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Marciano Henrique de Lucena Neto – Orientador

Prof. Dra. Joana Maria de Farias Barros - Examinador

Prof. Dra. Jacqueline do Carmo Barreto - Examinador

CUITÉ – PB

2014

DEDICO

A Deus, primeiramente, por iluminar o meu caminho e me ajudar a superar todos os obstáculos que apareceram em minha vida acadêmica.

A minha querida mãe, Lucia Medeiros Bezerra, que sempre acreditou que esse sonho fosse possível, que mesmo nos momentos de maior adversidade não ousou desistir, nem permitiu que assim o fizéssemos, que faz mágicas diariamente para transformar nossos sonhos em realidade.

E em especial ao meu falecido pai, José Anchieta da Costa, que me ensinou que a simplicidade, humildade e dignidade devem sempre ser a base para todos ideais e conhecimentos.

AGRADECIMENTOS

A Deus, que iluminou o caminho durante esta caminhada.

A minha mãe, que de forma especial me deu força e coragem, me apoiando nos momentos de dificuldades. Agradeço-a por todo carinho e puxões de orelha necessários para a continuidade deste trabalho.

Ao meu falecido pai, que sempre foi um exemplo de alegria de viver, de luta e de superação e me inspirou a ser um ser humano melhor e buscar por meus objetivos de vida.

Aos meus irmãos, pelo incentivo e presença constante nos momentos difíceis.

À minha família, que me incentivou e acreditou na minha capacidade para concluir este trabalho, pois é devido à educação e orientação que eles me deram ao longo da vida que escolhi seguir em busca de meus próprios sonhos e desejos.

Ao querido orientador deste trabalho e amigo, Prof. Dr. Marciano Henrique de Lucena Neto, um exemplo de pessoa e sabedoria, que tão bem soube transmitir seus ensinamentos, e também pela sua paciência e dedicação de lutar no decorrer deste trabalho.

A minha namorada e companheira, Amanda Gabriele, que me incentivou com seu carinho e suas palavras no cansativo processo que é o desenvolvimento de uma monografia.

Aos amigos que fiz durante a graduação, em especial a Gean Carlos, Danilo Valentim, Sebastião Junior, Haroldo Nunes e Francisco Brunno que de alguma forma contribuíram para que eu chegasse até aqui, principalmente pelo apoio e pelos bons momentos e boas risadas nas horas de distração.

A cidade de Cuité, por ter me recebido de braços abertos com todo seu povo acolhedor.

A todos que diretamente e indiretamente colaboraram para a realização deste trabalho. A todos, o meu muito obrigado!

“A verdadeira viagem de descobrimento não consiste em procurar novas paisagens, mas em ter novos olhos”. (Marcel Proust)

RESUMO

Nas últimas décadas acentuou-se a preocupação quanto à contaminação e poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas devido a grande expansão urbana e industrial. O resultado disto é a geração de resíduos que são descartados indiscriminadamente no ambiente, provocando danos muitas vezes irreversíveis e de difícil recuperação. Os produtos farmacêuticos, dispostos no ambiente sem serem devidamente tratados, lançam no solo, nas águas de mananciais e de lençóis freáticos substâncias que podem se tornar potencialmente poluidoras. Esses compostos podem afetar o ambiente por diferentes meios, seja por contaminação, alteração no desenvolvimento da flora ou metabolização e incorporação pelos animais. O estudo dos impactos ambientais foi realizado na zona rural do município de Cuité, no interior do Estado da Paraíba, na região do Curimataú, a área de estudo foi o solo do local onde são despejados lixo a céu aberto (lixão), mais precisamente em uma área no interior desse, onde são dispostos, separadamente, resíduos de serviços de saúde (RSS) do município. O objetivo desse trabalho foi analisar as camadas superficiais do solo na região onde são despejados os resíduos de serviços de saúde do município de Cuité, e determinar a granulometria, matéria orgânica, acidez, acidez trocável e o teor de Cu, Fe, Mn e Zn. Como procedimento metodológico, foram analisadas amostras de solo em cinco pontos distintos, sendo os pontos 1, 2 e 3 da área poluída com RSS e os pontos 4 e 5 da área livre desses resíduos. De acordo com os resultados obtidos, os solos dos pontos poluídos e livres de RSS são caracterizados por uma mesma classificação granulométrica, podendo-se comparar as duas áreas por possuírem uma mesma classificação de solo, os valores de matéria orgânica tiveram valores semelhantes nas duas áreas, o pH aumentou, ou seja, diminuiu a acidez do solo, a acidez trocável diminuiu e os teores de Mn e Zn aumentaram na área onde são despejados os RSS. Esses resultados nos mostram uma provável contaminação do solo pelos resíduos de serviços de saúde no lixão de Cuité, em especial os medicamentos despejados ali.

Palavra chave: contaminação, solo, análise, RSS, granulometria, matéria orgânica, acidez.

ABSTRACT

In the last decades has deepened concerns about the contamination and pollution of soil, surface and groundwater due to urban expansion and industrial. The result is the generation of wastes that are discarded indiscriminately into the environment, causing damage often irreversible and difficult recovery. Pharmaceuticals disposed in the environment without being properly treated, throw on the ground, in the waters of springs and groundwater substances that can become potentially polluting. These compounds can affect the environment in different means, either by contamination, alteration in the development of plant metabolism and incorporation or by animals. The study of environmental impacts was conducted in the rural municipality of Cuité, in the state of Paraíba in the Curimataú region, the study area is the soil where garbage in the open (dump) is dumped, more precisely in an area within that, which are arranged separately waste of health services (RSS) of the municipality. The objective of this study was to analyze the surface layers of soil in the area where the waste is disposed of health services in the municipality of Cuité, and determine the grain size, organic matter, acidity, exchangeable acidity and Cu, Fe, Mn and Zn. As a methodological procedure, soil samples were analyzed at five different points, with points 1, 2 and 3 of the polluted area with RSS and points 4 and 5 of such waste free area. According to the results, the soil polluted and free of points of RSS are characterized by the same rating particle size, and we can compare the two areas by having the same classification of soil organic matter values were very similar in both areas, the pH increased, ie, decreased soil acidity, exchangeable acidity and decreased Mn and Zn increased in the area where they dumped the RSS. These results only show us soil contamination by residues of health services at the dump of Cuité, especially drugs dumped there.

Keywords: Contamination, Soil analysis, RSS, Grain size, Organic matter, Acidity.

LISTA DE SIGLAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária
- CES – Centro de Educação e Saúde
- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- CNEN – Conselho Nacional de Energia Nuclear
- CTC – Capacidade de troca catiônica
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
- ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas
- MO – Matéria orgânica
- MOS – Matéria orgânica do solo
- NBR – Norma Brasileira Regulamentadora
- OMS – Organização Mundial de Saúde
- pH – Potencial hidrogeniônico
- RDC – Resolução de Diretoria Colegiada
- RSS – Resíduos de Serviços de Saúde
- TFSA – Terra fina seca ao ar
- UFRJ – Universidade Federal de Campina Grande
- MO – Matéria orgânica
- UFCG – Universidade Federal de Campina Grande
- US-EPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 01 – Imagem de satélite do município de Cuité	34
FIGURA 02 – Solo onde são despejados RSS	35
FIGURA 03 – Solo poluído por RSS	36
FIGURA 04 – RSS queimados no lixão	36
FIGURA 05 – Secagem das amostras de solo na estufa a 60°C	39
FIGURA 06 – Balança analítica	40
FIGURA 07 – Agitador de peneiras <i>rot up</i>	41
FIGURA 08 – Mufla utilizada para obtenção do teor de matéria orgânica	42
FIGURA 09 – pHmetro digital	42
FIGURA 10 – Amostras de solo em solução com H ₂ O para determinação do pH	43
FIGURA 11 – Agitador magnético	44
FIGURA 12 – Titulação das amostras	44
QUADRO 01 – Resultado da análise granulométrica	47
QUADRO 02 – Resultado da matéria orgânica	48
QUADRO 03 – Resultado da análise do pH do solo	49
QUADRO 04 – Resultado da acidez trocável	51
TABELA 01 – Teores de metais pesados nas amostras de solo do lixão do município de Cuité.	52
TABELA 02 – Valores orientados para solos segundo CETESB (2005) e resolução CONAMA 420/2009.	52

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 – Cálculo da determinação da acidez trocável	45
--	----

SUMÁRIO

Capítulo I – Introdução, Objetivo Geral e Objetivos Específicos	
I.1 - INTRODUÇÃO	15
I.2 - OBJETIVOS	17
I.2.1 - Geral	17
I.2.2 - Específicos	17
Capítulo II – Fundamentação teórica	
II.1 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	19
II.1.1 - Resíduos de Serviços de Saúde (RSS)	19
II.1.2 - Solos	22
II.1.2.1 - Serra de Cuité	24
II.1.3 - CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO SOLO	24
II.1.3.1 - Análise granulométrica	24
II.1.3.2 - Matéria orgânica	25
II.1.3.3 - pH do solo	26
II.1.3.4 - Acidez trocável	27
II.1.3.5 - Contaminantes no solo	28
II.1.3.5.1 - Determinação de Teores de Metais no Solo	29
Capítulo III – Procedimento Experimental	
III. - PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	34
III.1 - Área de estudo	34
III.2 - Metodologia na coleta do solo	37
III.3 - Reagentes e equipamentos utilizados	38
III.3.1 - Reagentes	38
III.3.2 - Equipamentos	38
III.4 - Preparo das amostras	39

III.5 - Granulometria	40
III.6 - Matéria orgânica	41
III.7 - Determinação do pH	42
III.8 - Determinação da acidez trocável	43
III.9 - Determinação dos teores de Cu, Fe, Mn e Zn	45
Capítulo IV – Resultados e discussões	
IV. - RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
IV.1 - Granulometria	47
IV.2 - Matéria orgânica	48
IV.3 - Determinação do pH	49
IV.4 - Determinação da acidez trocável	50
IV.5 - Determinação dos teores de Cu, Fe, Mn e Zn	51
Capítulo V – Considerações finais	
V. - CONSIDERAÇÕES FINAIS	54
REFERÊNCIAS	56

Capítulo I:

INTRODUÇÃO, OBJETIVO GERAL E OBJETIVOS ESPECÍFICOS

I.1 - INTRODUÇÃO

No Brasil todos os anos o mercado farmacêutico movimentava bilhões de reais, o qual envolve tanto a produção em massa, quanto a distribuição e o consumo dos medicamentos por toda sociedade. Sendo essa produção em massa de medicamentos responsáveis muitas vezes por provocar um grande acúmulo de resíduos sólidos.

Na avaliação dos riscos potenciais dos resíduos de serviços de saúde (RSS) deve-se considerar que os estabelecimentos de saúde sofreram uma enorme evolução no que diz respeito ao desenvolvimento da ciência médica, com o incremento de novas tecnologias incorporadas aos métodos de diagnósticos e tratamento. Resultado deste processo é a geração de novos materiais, substâncias e equipamentos, com presença de componentes mais complexos e muitas vezes mais perigosos para o homem que os manuseia, e ao meio ambiente que os recebe (MOREL, 1997).

Devido às condições precárias do gerenciamento dos resíduos no Brasil, decorrem vários problemas que afetam a saúde da população, como a contaminação da água, do solo, da atmosfera e a proliferação de vetores. Todas as atividades antrópicas, entre elas a operação de serviços de saúde, implicam de alguma forma na geração de resíduos, porém, os resíduos variam de acordo com o processo gerador, ou seja, para cada tipo de atividade realizada para o atendimento de saúde, geram-se resíduos de tipos e características específicas, podendo ser perigosos ou não (GUNTHER, 2008).

Conforme estudo realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas – IBGE no ano de 2000, apenas 13,8% dos municípios brasileiros utilizam aterro sanitário e 18,4% aterros controlados, sendo que 63,6% dos municípios ainda destinam seus resíduos sólidos, incluindo aqui os medicamentos, para os lixões (IBGE, 2002).

Os RSS, apesar de representarem uma pequena parcela em relação ao total de resíduos gerados em uma comunidade, cerca de 1%, oferecem um preocupante risco sanitário e ambiental perante um gerenciamento inadequado (SCHNEIDER 2001).

Atualmente, o município de Cuité-PB apresenta uma deficiência marcante em relação à disposição final dos RSS, sendo despejados em uma área a céu aberto (lixão) na cidade,

jogados aleatoriamente ao meio ambiente sem tratamento algum, resultando em impactos que promovem a degradação ambiental e prejuízos à saúde pública.

Os RSS quando inadequadamente gerenciados em quaisquer de seus processos de manipulação, podem e causam verdadeiras catástrofes, poluindo água, solo e ar, alterando fatores químicos, físicos e microbiológicos ambientais (SILVA, 2004). Eles são, de maneira geral, considerados contaminantes, nocivos à saúde humana e agressivos ao meio ambiente.

A problemática da destinação final dos RSS remete diretamente às questões de contaminação ambiental e saúde pública. Isso torna evidente a necessidade da caracterização dos solos contaminados por esses resíduos, a fim de diagnosticar um possível risco potencial a degradação do meio ambiente, que pode causar riscos à fauna, flora e a qualidade de saúde pública.

I.2 - OBJETIVOS

I.2.1 - OBJETIVO GERAL

Analisar as camadas superficiais do solo na região onde são despejados, em depósito a céu aberto (lixão), resíduos de serviços de saúde do município de Cuité.

I.2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Determinar as características físicas e químicas do solo, como granulometria, matéria orgânica, pH, acidez trocável e teores de metais, comparando os valores obtidos para as amostras coletadas nos locais que continham RSS com os valores apresentados pelas amostras coletadas nos locais onde não havia despejo de RSS.

Quantificar os teores de Cu, Fe, Mn e Zn no solo, e comparar suas concentrações na área poluída com RSS e na área livre desses resíduos.

Capítulo II:

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

II.1 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

II.1.1- RESÍDUOS DE SERVIÇOS DE SAÚDE (RSS)

Resíduos de Serviços de Saúde são todos os rejeitos produzidos por estabelecimentos prestadores de assistência médica, de enfermagem, odontológica, laboratorial, farmacêutica, veterinária e instituições de ensino e pesquisa médica que possuem potencial de risco à saúde humana ou ao meio ambiente.

Quando gerenciados inadequadamente pelos estabelecimentos geradores, oferecem risco potencial ao ambiente e à vida de forma geral, devido as características biológicas, químicas e físicas que lhes são inerentes (VENTURA et al., 2010), os RSS também são considerados como um risco de exposição para qualquer pessoa que entre em contato com eles desde o manuseio até a disposição final.

A Organização Mundial de Saúde – OMS destaca que o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde é parte integral dos cuidados com a saúde, e que a criação de riscos devido a um gerenciamento inadequado, reduz o total de benefícios dos cuidados de saúde (WHO, 2007).

A periculosidade de um resíduo, segundo definido pela NBR 10.004/2004, é uma característica apresentada por ele, e que em função de suas propriedades físicas, químicas ou infectocontagiosas, pode apresentar riscos ao meio ambiente, quando o resíduo for gerenciado de forma inadequada. São resíduos perigosos, aqueles que em razão de suas características apresentam significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental, de acordo com a Lei nº 12.305/2010 (ABNT, 2004).

No Brasil há duas resoluções, resolução ANVISA RDC nº 306/2004 (BRASIL, 2004) e resolução CONAMA nº 358/2005 (BRASIL, 2005), que adotam a mesma classificação para os RSS, com base na composição e nas características biológicas, físicas e químicas, divididos segundo os riscos potenciais que se apresentam pelas suas características, em cinco grupos:

- **GRUPO A:** resíduos biológicos – resíduos com a possível presença de agentes biológicos que, por suas características de maior virulência ou concentração, podem apresentar risco de infecção.

- GRUPO B: resíduos químicos – resíduos contendo substâncias químicas que podem apresentar risco à saúde pública ou ao meio ambiente, dependendo de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade e toxicidade.
- GRUPO C: resíduos radioativos – quaisquer materiais resultantes de atividades humanas que contenham radionuclídeos em quantidades superiores aos limites de eliminação especificados nas normas da comissão nacional de energia nuclear (CNEN) e para os quais a reutilização é imprópria ou não prevista.
- GRUPO D: resíduos comuns – resíduos que não apresentem risco biológico, químico ou radiológico à saúde ou ao meio ambiente, podendo ser equiparados aos resíduos domiciliares.
- GRUPO E: resíduos perfurocortantes – matérias perfurocortantes ou escarificantes, tais como: lâminas de barbear, agulhas, escalpes, ampolas de vidro, brocas, limas endodônticas, pontas diamantadas, lâminas de bisturi, lancetas, tubos capilares, micropipetas, lâminas e lamínulas, espátulas, e todos os utensílios de vidro quebrados no laboratório e outros similares.

Os acidentes ambientais gerados a partir do descarte de resíduos químicos em áreas públicas representam uma ameaça ambiental e conseqüentemente à saúde da população. Essa prática inadequada configura-se como situação de risco de contaminação aos meios: solo, subsolo, águas superficiais e subterrâneas e ar, pois as áreas de descarte passam a atuar como fontes secundárias potencialmente poluidoras desses compartimentos ambientais (GUNTHER, 2008). Outro problema grave que deve ser considerado é o fato de que essas substâncias acabam com microrganismos menos fortes, deixando vivos apenas os mais resistentes. Assim, uma bactéria presente em um rio que contenha traços de antibióticos pode adquirir resistência a essas substâncias.

O descarte inadequado de medicamentos pode causar sérios danos ao meio ambiente e à saúde da população, porém, poucas pessoas tem conhecimento sobre o assunto e não há legislação nem postos de coleta de medicamentos apropriados no Brasil. Em locais onde não existe aterro sanitário, os resíduos vão para lixões a céu aberto. Lá, os medicamentos e seus resíduos químicos se infiltram no terreno e contaminam o solo e as águas, persistindo no meio ambiente. Essa persistência trata-se da permanência no meio ambiente por diversas gerações, com baixa degradação e acúmulo de contaminantes.

A persistência no ambiente provoca o acúmulo de substâncias no organismo, através de sua ingestão em cadeia, ou seja, ao ser descartado de forma inadequada os medicamentos podem prejudicar solo, água, fauna, flora e a própria saúde humana, já que tem em sua formulação substâncias de difícil decomposição, que podem contaminar recursos hídricos e alterar o desenvolvimento de plantas e animais. Um exemplo disso é quando o medicamento é descartado de modo inadequado no ambiente, sendo ingerido por um peixe, e o ser humano acaba ingerindo além do medicamento existente na água, aquele ingerido pelo peixe.

Segundo Daniele Maia engenheira química do COPPE/UFRJ, em todo o mundo, fármacos como antibióticos, hormônios, anestésicos, anti-inflamatórios, entre outros, foram detectados no esgoto doméstico, em águas superficiais e de subsolo. Na Alemanha, 18 antibióticos foram identificados em efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) e águas superficiais (Planeta Sustentável). Estudos mostram que várias dessas substâncias existentes nos medicamentos são resistentes ao processo de tratamento de águas, permanecendo no meio ambiente por longos períodos.

Os riscos ambientais em relação à disposição final inadequada dos RSS são os seguintes:

- Poluição do solo – alteração da paisagem, degradação e possível contaminação das áreas, restringindo seu uso posterior. Mesmo que as vias de exposição de risco pela contaminação do solo sejam indiretas, existe a possibilidade da contaminação do seu recurso subterrâneo ou subsolo. Quando isso acontece, a contaminação deixa de ser pontual e começa se espalhar pelo meio hídrico e pelo ar;
- Poluição das águas – afetando a qualidade da água de mananciais superficiais e aquíferos subterrâneos. Pela produção de chorume o qual é altamente poluidor por concentrar contaminantes presentes nos resíduos dispostos no solo;
- Poluição do ar – produção de gases pela decomposição da matéria orgânica, tais como o gás metano que é inflamável e um dos gases de efeito estufa; geração de odores desagradáveis, geralmente pela presença do ácido sulfídrico; e emissão de material particulado;
- Problemas sanitários – pela possibilidade de contaminação de mananciais utilizados para o abastecimento de água devido à produção de lixiviados, criadores de vetores de

doenças, tais como ratos, moscas, mosquitos, e riscos à saúde pela exposição ou contato direto com os resíduos (RAMIREZ, 2012).

Os tipos e características associados a cada grupo dos RSS, dependendo de sua composição, determinam diversos riscos e ameaças ao meio ambiente e à saúde, principalmente quando realizada uma gestão inadequada de resíduos de origem química e biológica, perigosos, ou potencialmente infectantes.

A problemática da destinação final dos RSS remete diretamente às questões de contaminação ambiental e saúde pública. Isso torna evidente a necessidade da caracterização dos solos contaminados por esses resíduos, a fim de diagnosticar um possível risco potencial a degradação do meio ambiente, causando riscos à fauna, flora e a qualidade de vida da população.

II.1.2 - SOLOS

O solo é uma mistura de matéria mineral, formada por produtos físicos e químicos de meteorização das rochas e matérias orgânicas, formada por resíduos mais ou menos decompostos de vegetais e em menor quantidade, por resto e secreção de animais. A matéria mineral do solo é formada por partículas de vários tamanhos, desde fragmentos de rochas, passando por grânulos de areias, até argilas (POPP, 1998).

Segundo Teixeira e colaboradores (2002), o solo é considerado um sistema trifásico, se dividindo em três frações: fração sólida (matéria mineral associada à matéria orgânica), fração líquida (água) e fração gasosa (ar). As proporções de matéria mineral e matéria orgânica podem variar consoante a natureza dos solos. No entanto, quer estes tenham muita ou pouca matéria mineral ou matéria orgânica, os solos contêm proporções variáveis de água com substâncias dissolvidas (solução do solo) e ar (atmosfera do solo).

Apresentam-se na forma de fragmentos ou partículas de formas e dimensões muito variáveis desde pedras de cascalho até materiais tão finos que apresentam propriedades coloidais. As proporções destas partículas no solo permitem definir a textura deste. A matéria orgânica do solo é constituída por restos de plantas e outros organismos, em estado mais ou

menos avançado de decomposição (devida essencialmente à atividade de microrganismos), incluindo substâncias no estado coloidal. Esta se acumula principalmente na superfície dos solos, facilitando assim a penetração das raízes, a retenção da água e o ar dos solos. É rica em nutrientes como o azoto e o enxofre que são fundamentais às plantas. A matéria orgânica que sofreu intensa decomposição através de processos químicos – biológicos e atingiu certo grau de estabilidade é designada por húmus, uma camada de cor escura e heterogênea com propriedades coloidais (TEIXEIRA et al 2002). A matéria orgânica pode ajudar no aquecimento do solo, no suprimento de nutriente para as plantas, permite troca de gases, estabiliza a estrutura e aumenta permeabilidade.

Existem inúmeros tipos de solos, cada um com suas características de textura, estrutura, porosidade, nutrientes, densidade, tipo de material original, profundidade, dentre outros. A classificação de um solo é obtida a partir da avaliação dos dados morfológicos, físicos, químicos e mineralógicos do perfil que o representa.

Segundo a EMBRAPA (2006), a nova Classificação Brasileira de Solos compreende 13 ordens de solos, sendo classificados como: Argissolos, Cambissolos, Chernossolos, Espodossolos, Gleissolos, Latossolos, Luvisolos, Neossolos, Nitossolos, Organossolos, Planossolos, Plintossolos, Vertissolos. Sendo que os solos mais predominantes em relação a representação geográfica no Brasil são: os Latossolos, os Argissolos e os Cambissolos.

Os Latossolos são solos bem evoluídos, laterizado, rico em argilominerais e oxidróxidos de ferro e alumínio. São formados pelo processo denominado latolização que consiste basicamente na remoção da sílica e das bases do perfil (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , etc) após transformação dos minerais primários constituintes, e tem capacidade de troca de cátions da fração argila, inferior a 17cmol/kg de argila sem correção para carbono. São profundos, porosos, bem drenados, bem permeáveis mesmo quando muito argilosos. Um fator limitante é a baixa fertilidade dos solos.

Os Argissolos são constituídos por material mineral, que têm como características diferenciais a presença de horizonte B textural de argila de atividade baixa, ou alta conjugada com saturação por bases baixa ou caráter alético. Têm profundidades variadas e ampla variabilidade de classes texturais. Apresentam horizonte B de cor avermelhada até amarelada e teores de óxidos de ferro inferiores a 15%. Nesses solos, constata-se grande diversidade nas propriedades de interesse para a fertilidade e uso agrícola.

Os Cambissolos são constituídos por material mineral, com horizonte B incipiente subjacente a qualquer tipo de horizonte superficial. Uma das principais características é serem pouco profundos e, muitas vezes, cascalhentos. Estes são solos “jovens” que possuem minerais primários e altos teores de silte até mesmo nos horizontes superficiais. O alto teor de silte e a pouca profundidade fazem com que estes solos tenham permeabilidade muito baixa.

II.1.2.1 - SERRA DE CUITÉ

Os solos da Serra do Cuité, na sua maioria são classificados como Latossolos Vermelho-Amarelo Eutróficos e, ou, Latossolos Vermelho-Amarelo Distróficos, ocupam uma área de aproximadamente 15.000 hectares e no geral, se tratam de solos argilosos e profundos, bem drenados, ácidos e de baixa fertilidade natural (BRASIL, 1972).

O município de Cuité está situado no extremo norte do Estado da Paraíba, na Mesorregião do Agreste Paraibano, mais precisamente na Microrregião do Curimataú Ocidental, no Semiárido Brasileiro, está numa área nordestina de seca média, com índice xerotérmico entre 100 e 150, e período seco de 5 a 7 meses e altitude de 600 metros. A serra de Cuité localiza-se numa área de clima seco de tipo estepe, que apresenta, em função da altitude clima local de maior precipitação (BARRETO et al 2003).

II.1.3 - CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO SOLO

II.1.3.1 - ANÁLISE GRANULOMÉTRICA

A análise granulométrica consiste na determinação das dimensões das partículas que constituem as amostras. Basicamente, o que é necessário fazer, é determinar as dimensões das partículas individuais e estudar a sua distribuição, quer pelo peso de cada classe dimensional considerada, quer pelo seu volume, quer ainda pelo número de partículas integradas em cada classe (DIAS, 2004).

A análise do tamanho das partículas e suas porcentagens de ocorrência permitem obter a função distribuição de partículas do solo e que é denominada distribuição granulométrica. A granulometria é o processo utilizado para a determinação da porcentagem em peso que cada faixa especificada de tamanho de partículas representa na massa total ensaiada. A partir dos resultados obtidos dessa análise é possível a construção da curva de distribuição granulométrica, tão importante para classificação dos solos.

O comportamento dos solos está ligado, entre outras características, ao tamanho das partículas que os compõem. De acordo com a análise granulométrica, os solos são classificados nos seguintes tipos, de acordo com o tamanho decrescente dos grãos: pedregulhos ou cascalho, areias (grossa, médias ou finas), siltes e argilas (DIAS, 2004).

O movimento da água nos solos se dá em um meio poroso heterogêneo, onde o tamanho, a forma e as conexões entre os vazios do solo e a viscosidade do fluido determinam a velocidade de passagem. Assim, o transporte e mobilidade de poluentes no solo dependem também da forma e tamanho das partículas que compõem um dado solo, assim como do seu grau de compactação.

Na natureza, raramente um solo é do tipo “puro”, isto é, constituído na sua totalidade de uma única granulometria. Dessa maneira, o comum é o solo apresentar certa porcentagem de areia, de silte, de argila, de cascalho, etc. Assim, os solos são classificados de acordo com a seguinte nomenclatura: o elemento predominante é expresso por um substantivo e os demais por um adjetivo. Exemplo: areia argilosa é um solo predominantemente arenoso com certa porcentagem de argila (CETESB 2001).

II.1.3.2 - MATÉRIA ORGÂNICA

Matéria orgânica do solo (MOS) refere-se a todos os compostos que contém carbono orgânico no solo, incluindo resíduos de plantas e animais pouco ou bem decompostos, microrganismos vivos e mortos, produtos de sua decomposição e substâncias orgânicas microbiologicamente e/ou quimicamente alteradas.

A matéria orgânica do solo é a porção orgânica total presente no solo e é derivada da decomposição de plantas, microrganismos e resíduos de animais. A MOS afeta as características físicas (retenção de umidade, arejamento, infiltração de água, penetração radicular entre outros), químicas (aumento na capacidade de retenção de nutrientes e sua disponibilidade), e biológicas (quantidade e qualidade da biomassa microbiana) do solo.

O acúmulo de matéria orgânica no solo é influenciado fortemente pela temperatura e pela disponibilidade de oxigênio. Como a taxa de biodegradação diminui com o declínio da temperatura, a matéria orgânica não degrada rapidamente em climas mais frios e tende a formar o solo. Em água e em solos com grandes quantidades de água, a vegetação que se deteriora não tem acesso fácil a oxigênio, acumulando matéria orgânica. O conteúdo orgânico pode alcançar 90% em áreas onde plantas crescem e se deterioram em solos saturados com água (Silva et al., 2006).

Existem sítios na matéria orgânica do solo para sorção de contaminantes por meio de forças de van der Waals, pontes de hidrogênio, interações dipolo-dipolo, troca iônica e ligações covalentes. Como resultado destas características, a determinação de carbono orgânico total do solo é uma parte essencial de qualquer caracterização de uma área contaminada sob investigação, visto que sua presença ou ausência pode influenciar significativamente na forma como os contaminantes podem interagir com o solo. A forma em que o contaminante interage com a matéria orgânica influencia diretamente na disponibilidade deste contaminante para os receptores (SILVERIO et al 2008)

Devido sua elevada reatividade, a matéria orgânica regula no solo a atividade de metais pesados e também a mobilidade, volatilidade, biodegradabilidade e consequente fitotoxicidade de moléculas de agrotóxicos e resíduos industriais ou animais (Silva et al., 2006).

II.1.3.3 - pH DO SOLO

O pH (potencial hidrogeniônico) é uma grandeza que serve para avaliar as condições de um solo, relacionando a quantidade de íons hidrogênio em solução aquosa. Tratando-se de solo, o pH é também chamado de “reação do solo”, indicando o grau de acidez ou de

alcalinidade do solo, essa reação depende da concentração de íons hidrogênio na solução do solo e da concentração de íons H^+ adsorvidos em substâncias de troca (acidez trocável).

O pH do solo mede a atividade do íon hidrogênio em termos logarítmicos, onde cada unidade de mudança do pH do solo significa uma mudança de 10 vezes no grau de acidez ou alcalinidade. Segundo Lopes (1989), a reação do solo está ligada a várias condições importantes, tais como estrutura, solubilidade de minerais, disponibilidade de nutrientes, atividades de microrganismos e absorção de íons pela planta.

Solos ácidos são comuns nas regiões sob condições tropicais onde a grandeza da precipitação pluviométrica é tal que os elementos alcalinos, notadamente o Ca^{2+} e o Mg^{2+} , são lixiviados das camadas superiores pelas águas contendo CO_2 , sendo substituídos nos colóides pelos íons H^+ .

O pH indica a quantidade de íons hidrogênio (H^+) que existem no solo. Logo, conclui-se que um solo é ácido quando possui muitos íons H^+ e poucos íons cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}) e potássio (K^+) adsorvidos em seu complexo coloidal de troca. Segundo Malavolta (1980), o pH do solo influencia de forma indireta, o desenvolvimento das culturas, evidenciando através das mudanças que provoca nas disponibilidades dos elementos essenciais existentes no solo. Quando o pH tende a alcalino, o desenvolvimento das culturas pode ser prejudicado devido a baixa disponibilidade do fósforo e/ou de micronutrientes como ferro, manganês, cobre e zinco.

Apesar de poucos trabalhos sobre caracterização nos solos do município de Cuité, as escassas informações disponíveis revelam tratar-se de solos ácidos, com pH em torno de 5,0 e que apresentam baixos teores de matéria orgânica e fósforo e capacidade de troca catiônica (CTC) baixa (BRASIL, 1972).

II.1.3.4 - ACIDEZ TROCÁVEL

A acidez do solo pode ser dividida em ativa, trocável e potencial. A acidez ativa é resultado do hidrogênio dissociado, ou seja, na solução do solo, na forma de H^+ , e é expressa em valores de pH (H^+ da solução do solo). A acidez trocável refere-se aos íons H^+ e Al^{3+} que

estão retidos na superfície dos colóides por forças eletrostáticas. A quantidade de hidrogênio trocável, em condições naturais, parece ser pequena. A acidez não trocável é representada pelo hidrogênio de ligação covalente, associado aos colóides com carga negativa variável e aos compostos de alumínio (Al^{3+} trocável + H^+ trocável). A acidez potencial é a soma da acidez trocável e da não trocável. A trocável é a mais prejudicial ao crescimento da maioria das plantas e corresponde à soma da acidez trocável (Al^{3+} trocável + H^+ trocável) com a acidez não trocável (H^+ de ligação covalente) (OLIVEIRA et al 2005).

Também chamada acidez nociva, é a concentração de Al^{3+} e H^+ trocáveis e adsorvidos nos colóides do solo e pelas forças eletrostáticas de H^+ . Como geralmente as forças eletrostáticas de H^+ representa menos de 5% da acidez trocável. Admitimos que a acidez trocável é representada apenas pela concentração de Al^{3+} contida no solo.

É expressa em cmolc/dm^3 ou mmolc/dm^3 . Pode ser expresso, também, “Al trocável” visto que os solos minerais apresentam pouco H^+ trocável enquanto os orgânicos apresentam altos níveis de H^+ trocável. Solos com toxidez de alumínio significa que apresentam altos índices de acidez trocável ou acidez nociva (OLIVEIRA et al 2005).

II.1.3.5 - CONTAMINANTES NO SOLO

Nas últimas décadas acentuou-se a preocupação quanto à contaminação e poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas devido a grande expansão urbana e industrial. O resultado disto é a geração de resíduos que são descartados indiscriminadamente no ambiente, provocando danos muitas vezes irreversíveis e de difícil recuperação. Esses resíduos, juntamente com a matéria orgânica e mineral, podem apresentar agentes prejudiciais ao ambiente, aos animais e ao homem.

Do mesmo modo, os produtos farmacêuticos, dispostos no ambiente sem seus devidos tratamentos, lançam no solo, nas águas de mananciais e de lençóis freáticos substâncias que podem se tornar potencialmente poluidores. Existem diversos íons ou compostos, de natureza orgânica ou inorgânica, como os nitratos, fosfatos, metais, metais pesados, organismos patogênicos, entre outros. Esses compostos podem afetar o ambiente por diferentes maneiras,

seja por contaminação, alteração no desenvolvimento da flora ou metabolização e incorporação pelos animais.

Os medicamentos e seus constituintes químicos apresentam um risco potencial ao meio ambiente e à saúde pública. Alguns deles são de difícil decomposição, ao passar pelo solo e pela água podem não sofrer alteração e chegar até o homem pelo consumo de água, vegetais e peixes contaminados. Em análises feitas em solos, águas superficiais e esgoto no mundo, detectou-se a presença de antibióticos, hormônios, anti-inflamatórios, entre outros.

Os antibióticos podem levar a um aumento da resistência bacteriana, visto que as bactérias têm material genético com alta capacidade de mutação. Já os hormônios podem afetar os seres humanos, causando danos à saúde.

O tipo de material constituinte do solo e sua granulometria influem nas suas propriedades e nos mecanismos de atenuação e transporte de poluentes. As propriedades físicas do solo são responsáveis pelos mecanismos de atenuação física de poluentes, como filtração e lixiviação, possibilitando ainda condições para que os processos de atenuação química e biológica possam ocorrer. Os processos químicos estão relacionados às interações que podem ocorrer entre solo e poluente em função das reações bioquímicas a que essas substâncias estão sujeitas, quando em contato com o solo (CETESB, 2013).

II.1.3.5.1 - DETERMINAÇÃO DE TEORES DE METAIS NO SOLO

A preocupação com metais em solos e seus possíveis efeitos prejudiciais ao ambiente crescem cada vez mais com o aumento da aplicação de resíduos em solos. Entre estes efeitos pode-se citar a possibilidade da absorção pelas plantas, a contaminação dos recursos hídricos e a consequente entrada na cadeia alimentar.

A quantidade total de metais presentes no solo varia bastante em função do material de origem, características e o sistema de manejo a que ele foi submetido, do tipo de metal, de outros elementos presentes no solo, entre outros. A determinação dos teores totais de elementos em solo é uma importante ferramenta para monitorar a poluição ambiental,

inclusive a CETESB utiliza esta quantificação para definir os valores orientadores para solo e água, com relação aos elementos presente nos mesmos.

Em se tratando de meio ambiente, realizar uma avaliação é difícil e muitas vezes tarefa ingrata e indigesta, quando se tem o objetivo de apresentar dados que comprovem os problemas de poluição, pois há naturalmente, a predisposição de se recorrer a parâmetros que possam servir de balizas. Nesse sentido órgãos ambientais de vários países elaboraram parâmetros limítrofes para teores em água, solos e sedimentos (GUEDES, 2012).

Em relação a teores aceitáveis nos compartimentos sedimentos e solos, a literatura mostra algumas divergências entre pesquisadores, pois nem sempre há consenso sobre os limites máximos aceitáveis, o que pode gerar desconforto quando se faz comparativo, por exemplo, de dados oriundos de ambientes litológicos diferentes, pois às vezes teores de determinados elementos químicos encontrados numa região, podem ser considerados como normais para determinados ambientes, mas já para outras localidades podem ser considerados altos (GUEDES, 2012).

Os níveis de contaminação de elementos químicos em sedimentos são avaliados de acordo com índices geoquímicos, tendo como base a concentração desses elementos no folhelho (rocha sedimentar) e a teores encontrados em sedimentos superficiais, ou então comparados aos valores orientadores permitidos na legislação vigente. No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2013) legisla sobre normas que tratam sobre os níveis permitidos nos compartimentos água (Resolução 357/2005), sedimentos (Resolução 344/2004) e solos (Resolução 420/2009).

Os elementos químicos encontrados no solo e sedimentos podem fazer parte da estrutura dos principais minerais existentes nos sedimentos amostrados, certos elementos podem indicar e caracterizar atividades humanas em contexto arqueológico e alguns elementos, quando em concentrações elevadas, são indicadores de contaminação ambiental (COSTA et al, 2006). Os elementos analisados neste trabalho foram escolhidos tanto por influenciarem a qualidade ambiental, sendo considerados poluentes, quanto por de alguma forma entrarem na cadeia alimentar, na qual o homem é o consumidor final, e que poderão existir em níveis considerados tóxicos.

A concentração natural dos elementos nos solos resulta das rochas originárias mas, em áreas poluídas, os elementos podem apresentar concentrações muito elevadas, especialmente

nos horizontes superficiais dos solos. Assim sendo, torna-se difícil distinguir a origem antrópica da origem natural destes elementos nos sedimentos e nos solos (COSTA et al, 2006).

Alguns elementos têm um papel importante no metabolismo biológico do ser humano, sendo identificadas situações em que o mesmo elemento é a nível vestigial um constituinte essencial, podendo com o aumento da concentração tornar-se uma espécie com elevado efeito toxicológico. Por exemplo, o cobre e o zinco são essenciais à vida, mas em concentrações elevadas podem ser tóxicos (COSTA et al, 2006).

Os elementos são classificados em metais, não-metais e semi-metais ou metalóides, subclassificados em pesado ou leve. Os metais são elementos mais ou menos maleáveis, dúcteis, bons condutores do calor e da eletricidade, enquanto que os não-metais são na generalidade elementos maus condutores do calor e da eletricidade. Os semi-metais ou metalóides são elementos com propriedades intermédias entre os metais e os não-metais (POPP, 1998).

Metais pesados são elementos químicos que possuem peso específico maior que 5 g/cm³ ou número atômico maior do que 20. Entretanto, o termo “metais pesados” é utilizado para elementos químicos que contaminam o meio ambiente, provocando diferentes danos à biota, podendo ser metais, semi-metais e mesmo não metais como o selênio. Os principais elementos químicos enquadrados neste conceito são: alumínio, antimônio, arsênio, cádmio, chumbo, cobre, cobalto, cromo, ferro, manganês, mercúrio, molibdênio, níquel, selênio e zinco. Esses elementos são encontrados naturalmente no solo em concentrações inferiores àquelas consideradas como tóxicas para diferentes organismos vivos. Entre os metais, o arsênio, o cobalto, o cromo, o cobre, o selênio e o zinco são essenciais para os organismos vivos (COSTA et al, 2006).

Os metais pesados contidos nos biossólidos podem ser divididos em duas categorias, dependendo do risco que eles representam às plantas e aos animais. São considerados metais que oferecem pequeno risco, o manganês, o ferro, o alumínio, o cromo, o arsênio, o selênio, o antimônio, o chumbo e o mercúrio. Os metais potencialmente perigosos aos homens e aos animais são os seguintes: zinco, cobre, níquel, molibdênio e cádmio (COSTA et al, 2006).

Na análise de metais em solos, as amostras de solo são submetidas ao tratamento de extração dos metais (digestão de amostras), formando uma solução do solo, para uma

posterior determinação por espectrofotometria. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (US-EPA) possui três métodos muito utilizados para a digestão de amostras de solos, sedimentos e resíduos, sendo eles: SW 846 – método 3050B, SW 846 – método 3051 e 3052 (ABREU et al, 2006).

OLIVEIRA e colaboradores (2008) estudando a eficiência de três diferentes métodos de análise do teor total de metais (Água Régia, EPA – 3051 e 3052), concluíram ser a Água Régia a mais apropriada. No entanto, cabe ressaltar que o método EPA 3051 é um método oficial, reconhecido e amplamente utilizado nos Estados Unidos e por muitos órgãos ambientais do mundo. No Brasil, vários Estados utilizam este método para poder comparar aos teores determinados pela lista de valores orientadores da CETESB/SP.

Capítulo III:

PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

III. - PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

III.1 - ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na zona rural do município de Cuité, no interior do Estado da Paraíba, na região do Curimataú, no ano de 2013, como mostra a Figura 01, numa área serrana de Latossolo Amarelo distrófico. A área de estudo é o solo do local onde são despejados lixo a céu aberto (lixão), mais precisamente em uma área no interior desse, onde são dispostos, separadamente, resíduos de serviços de saúde (RSS) do município (Figura 02). Neste solo são despejados diariamente RSS provindos dos serviços de saúde da cidade, entre esses resíduos, os principais encontrados são medicamentos vencidos, ampolas e seringas usadas, materiais de laboratório, entre outros.

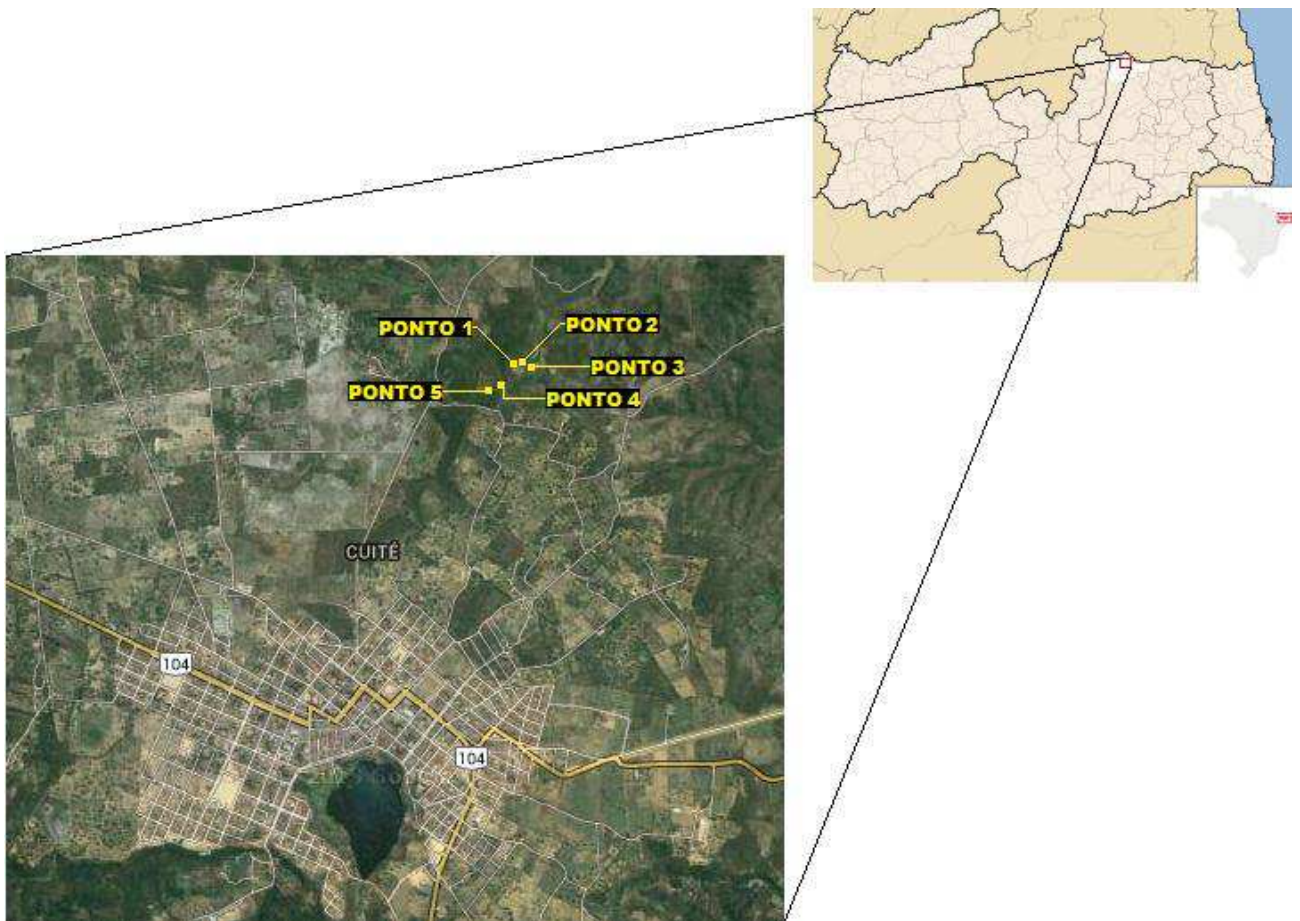


Figura 01: Imagem de satélite do município de Cuité

Fonte: Google Earth, janeiro de 2014.



Figura 02: Solo onde são despejados RSS

Fonte: Arquivo pessoal, fevereiro de 2013.

O município apresenta uma deficiência marcante em relação à disposição final desses resíduos, sendo jogados aleatoriamente ao meio ambiente (Figura 03), despejados sem tratamento algum. Além disso, os responsáveis por recolher e dispor esses resíduos no lixão, que por sinal não têm equipamentos de proteção individual (EPI's) algum, queimam esses resíduos com o intuito de incinerar, mas não é isto que acontece, como mostra a Figura 04.



Figura 03: Solo poluído por RSS

Fonte: Arquivo pessoal, fevereiro de 2013.



Figura 04: RSS queimados no lixão

Fonte: Arquivo pessoal, junho de 2013.

Os riscos ambientais associados aos impactos dos RSS no “lixão” do município de Cuité incluem principalmente a contaminação por resíduos químicos (Ex.: medicamentos), resíduos biológicos (Ex.: materiais contaminados por fluidos corporais) e a contaminação por materiais perfurocortantes (Ex.: agulhas, ampolas, tubos de amostras).

III.2 - METODOLOGIA NA COLETA DO SOLO

Como procedimento metodológico, foram analisadas amostras de solo em cinco pontos distintos, sendo os pontos 1, 2 e 3 da área que continham RSS e os pontos 4 e 5 da área onde não havia despejo de RSS, e para cada ponto foram colhidas três amostras (triplicata). Foi realizada em um primeiro momento, no mês de fevereiro do ano de 2013, uma visita na área de deposição de lixo a céu aberto, da referida cidade, observando-se a área mais apropriada para coleta das amostras. Em seguida a superfície do ponto de coleta foi limpa com auxílio de uma “pá” e “enxada”, e realizou-se a primeira coleta, sendo este o Ponto 1; a segunda coleta foi realizada no mês de abril do mesmo ano, Ponto 2; e a terceira amostra foi coletada no mês de junho do mesmo ano, Ponto 3. Todas essas três primeiras amostras foram coletadas em triplicata na área poluída pelos RSS, em pontos distintos. No entanto, com o intuito de comparar as amostras de solos poluídos com solos não poluídos com resíduos de serviços de saúde, foram coletadas mais duas amostras, também em triplicata, e no mesmo período da terceira amostra, sendo a primeira localizada a 100 metros da área poluída, Ponto 4; e a segunda a 250 metros, Ponto 5. Todas as cinco amostras de solo foram coletadas superficialmente, numa camada de 0 a 20 cm de profundidade.

Os recipientes utilizados para coleta de solos foram sacolas plásticas descartáveis resistentes, pelo fato de preservar melhor as amostras.

III.3 - REAGENTES E EQUIPAMENTOS UTILIZADOS

III.3.1 – REAGENTES

- Água destilada;
- Solução tampão pH 4 e pH 7;
- Cloreto de potássio 0,1N;
- Hidróxido de sódio 0,1N;
- Fenolftaleína 3%;
- Solução extratora mehlich 1;
- Soluções padrão Cu, Zn, Fe, Mn.

III.3.2 – EQUIPAMENTOS

- Aparelho de absorção atômica (modelo SpectAA-10 PLUS – VARIAN);
- Agitador de peneiras *Rot-up* (modelo AEP – BERTEL);
- Agitador magnético (modelo SL-091 – SOLAB);
- Balança Analítica (modelo ALC.210.40 – ACCULAB);
- Estufa (modelo S80ST – BIOMAR);
- Mufla (modelo F2DM – FORNITEC);
- pHmetro digital (modelo PHS-3B – PHTEK).

III.4 - PREPARO DAS AMOSTRAS

O preparo das amostras seguiu os métodos usados pela EMBRAPA (2006). No laboratório as amostras de solo foram registradas com um número de identificação da coleta, foram separados 5 pontos, agrupados em triplicata, subdividindo-se em “A, B e C” (ex.: 1A, 1B, 1C), totalizando em 15 amostras. Após a coleta as amostras de solo foram secas em estufa com circulação de ar forçada (Figura 05), à temperatura de 50°C por 14 horas, formando a terra fina seca ao ar (TFSA), separou-se as frações do solo por tamisação e homogeneização em peneira com malha de 2mm em agitador de peneiras (Figura 07), descartou-se a parte da amostra retida na peneira e transferiu-se a TFSA para sacos plásticos, devidamente identificado.



Figura 05: Secagem das amostras de solo na estufa a 60°C

Fonte: Dados da pesquisa, outubro de 2013.

III.5 - GRANULOMETRIA

O ensaio de análise granulométrica do solo foi realizado pelo processo de peneiramento a seco, segundo o procedimento padrão descrito por Briggs (1997), utilizando-se uma série de peneiras de aberturas de malhas 2mm, 1mm, 500 μ m, 250 μ m, 125 μ m e 53 μ m, determinando-se a percentagem em peso retida ou passante em cada peneira.

Para o peneiramento, as amostras homogeneizadas foram selecionadas, pesou-se 100g de TFSA em balança analítica (Figura 06), e inseriu na peneira de maior abertura da série e levou ao vibrador de peneira *rot up* (Figura 07) onde permaneceu por 5 minutos em 3000rpm.



Figura 06: Balança analítica

Fonte: <http://www.scalemarket.com/acculab-alc-analytical-precision-balance/>

Após a quantificação das frações granulométricas em laboratório, os dados foram analisados estatisticamente a fim de obter a caracterização sedimentológica das amostras. A distribuição das amostras de sedimento em classes granulométricas foi efetuada estatisticamente através do software SysGran® 3.0, fornecendo a média (diâmetro médio) e suas classificações verbais.



Figura 07: Agitador de peneiras *rot up*

Fonte: <http://www.bertel.com.br/agitador.html>

III.6 - MATÉRIA ORGÂNICA

Na determinação da matéria orgânica (MO), o método utilizado foi à perda por ignição que envolve a destruição de toda matéria orgânica por aquecimento a 350-450°C, baseando-se no método ASTM D2974-00 (ASTM, 2000).

Para essa determinação, foram pesadas 50g de TFSA em cadinhos numa balança analítica, colocadas em uma mufla (Figura 08), com uma temperatura de 400°C, por 12 horas. Após o processamento na mufla, as amostras foram colocadas em dessecador, e em seguida pesou-se em balança analítica para observar as perdas de matéria orgânica. A diferença de peso, antes e depois da perda por ignição, representa a quantidade de matéria orgânica que se volatilizou.



Figura 08: Mufla utilizada para obtenção do teor de matéria orgânica

Fonte: <http://www.fornitec.com.br/produtos.htm>

III.7 - DETERMINAÇÃO DO pH

A determinação do pH é a medição da concentração efetiva de íons H^+ em solução presentes no solo, eletronicamente, por meio de eletrodo de vidro, imerso em suspensão solo. A obtenção do pH foi realizado no pHmetro (Figura 09) disponível nos laboratórios didáticos de química do CES/UFCG, utilizando métodos utilizados em Análises Químicas para Avaliação da Fertilidade do Solo da EMBRAPA Solos (EMBRAPA, 2006).



Figura 09: pHmetro digital

Fonte: <http://www.solostocks.com.br/phmetro-de-bancada-digital-0-14-ph-220v-phs-3b-phtek-292795>

Para obtenção do pH foram separadas 10g de TFSA, transferiu-se para copos plásticos de 100mL numerados e adicionou-se 25mL de água destilada, agitou a mistura com bastão individual e deixou em repouso por uma hora (Figura 10). Após o tempo de repouso, agitou-se novamente cada mistura com bastão de vidro e mergulhou o eletrodo na suspensão homogênea para efetuar a leitura do pH. Antes das leituras, o pHmetro foi calibrado com as soluções-tampão para pH 4,0 e 7,0.



Figura 10: Amostras de solo em solução com H₂O para determinação do pH

Fonte: Dados da pesquisa, outubro de 2013.

III.8 - DETERMINAÇÃO DA ACIDEZ TROCÁVEL

A acidez trocável é aquela causada pela hidrólise do Al³⁺ e H⁺ trocáveis na solução do solo. Como este último valor é extremamente pequeno a pH normalmente encontrado no solo, o que se determina é o alumínio trocável. Para determinação da acidez trocável utilizou-se a metodologia da EMBRAPA (2006), a qual consiste de titulação com NaOH 0,1N em presença de fenolftaleína 3% em meio de KCl. Pesou-se 5g de TFSA em erlenmeyer de 250mL e

adicionou-se 100mL de KCl 0,1N, agitou-se a solução em agitador magnético por 10 minutos (Figura 11) e deixou decantar por 16 horas.



Figura 11: Agitador magnético

Fonte: <http://forlabdist.com.br/agitadores.html>

Após decantação, foi feita uma filtração, resultando apenas para análise, o sobrenadante. Em seguida, adicionaram-se algumas gotas de fenolftaleína a 3% e titulou-se com a solução de NaOH 0,1N até coloração rosa persistente (Figura 12). Concomitantemente, realizou-se a prova em branco, a qual é realizada colocando 100mL de KCl 0,1N em erlenmeyer, adicionando algumas gotas de Fenolftaleína 3% como indicador e titulando com NaOH 0,1N, sendo gasto 0,1mL de NaOH 0,1N na titulação.



Figura 12: Titulação das amostras

Fonte: Dados da pesquisa, outubro de 2013.

A partir dos valores de NaOH 0,1N consumido na titulação, foram feitos os cálculos para determinação da acidez trocável, utilizando-se a seguinte fórmula:

$$\text{Acidez trocável mEq/100g} = (V2 - V1) \times 2 \quad \text{Eq. 1}$$

Onde:

V1 = volume em mililitros de solução de NaOH 0,1N gastos no ensaio em branco;

V2 = volume em mililitros de solução de NaOH 0,1N gastos na titulação dos extrato;

III.9 - DETERMINAÇÃO DOS TEORES DE Cu, Fe, Mn E Zn

A determinação dos teores totais de cobre, ferro, manganês e zinco foi realizada no Laboratório de Solos da Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA), na cidade de Mossoró-RN, por possuir espectrômetro de absorção atômica.

Para determinação desses metais foi utilizada a metodologia da EMBRAPA (2006), as amostras sofreram um processo de extração, por digestão ácida, dos metais contidos nelas e suas concentrações foram medidas através da técnica de espectrofotometria de absorção atômica.

Pesou-se 5g de TFSA, colocou em erlenmeyer de 125mL e foram adicionados 25mL de solução extratora mehlich 1 (H₂SO₄ + HCl). Agitou-se por 2 horas em agitador mecânico e a suspensão foi imediatamente filtrada. E concomitantemente desenvolveu-se uma prova em branco. A determinação dos teores de cobre, ferro, manganês e zinco foi feita por meio de espectrômetro de absorção atômica com chama de ar-acetileno. Nos extratos obtidos, quantificou-se os metais colocando o aparelho nas condições exigidas para a determinação dos elementos, com seus respectivos comprimentos de onda: 324,7 nm para o Cu; 248,3 nm para o Fe; 279,5 nm para o Mn; e 213,9 nm para o Zn; e calibrando o aparelho com o branco e os padrões, utilizando as soluções padrão de Cu, Fe, Mn e Zn.

Realizaram-se todas as mensurações em duplicata, sendo apresentada como resultado final, a média aritmética simples destas.

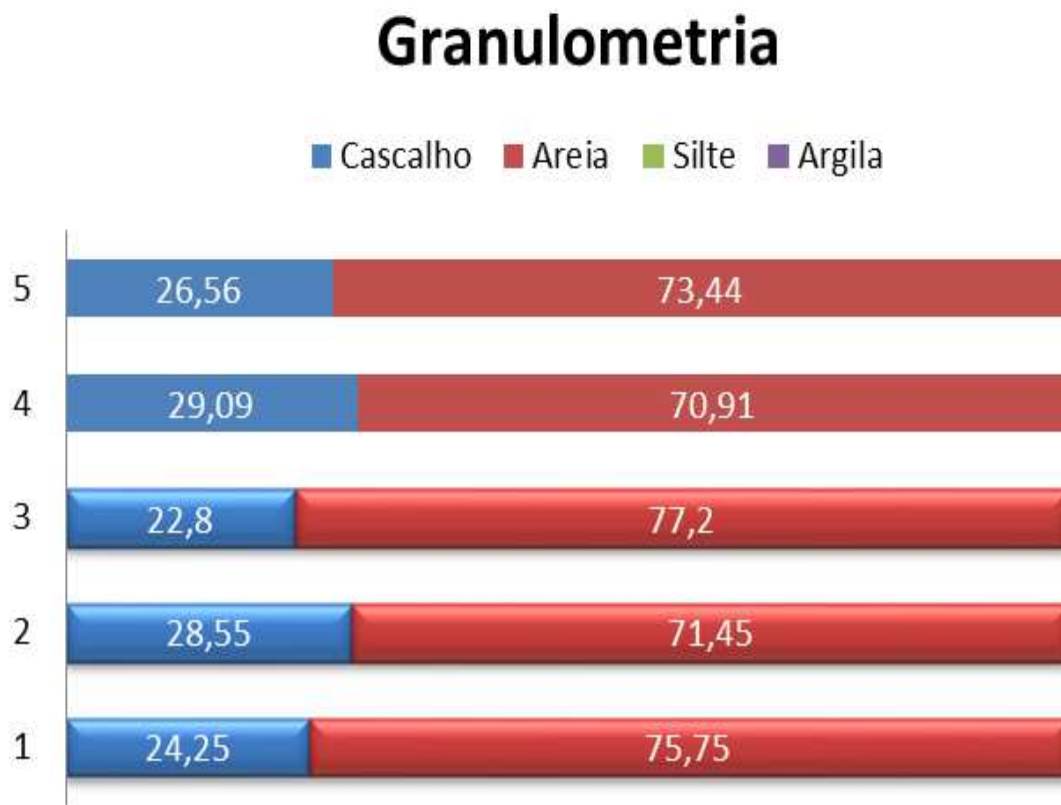
Capítulo IV:

RESULTADOS E DISCUSSÃO

IV. - RESULTADOS E DISCUSSÃO

IV.1 - GRANULOMETRIA

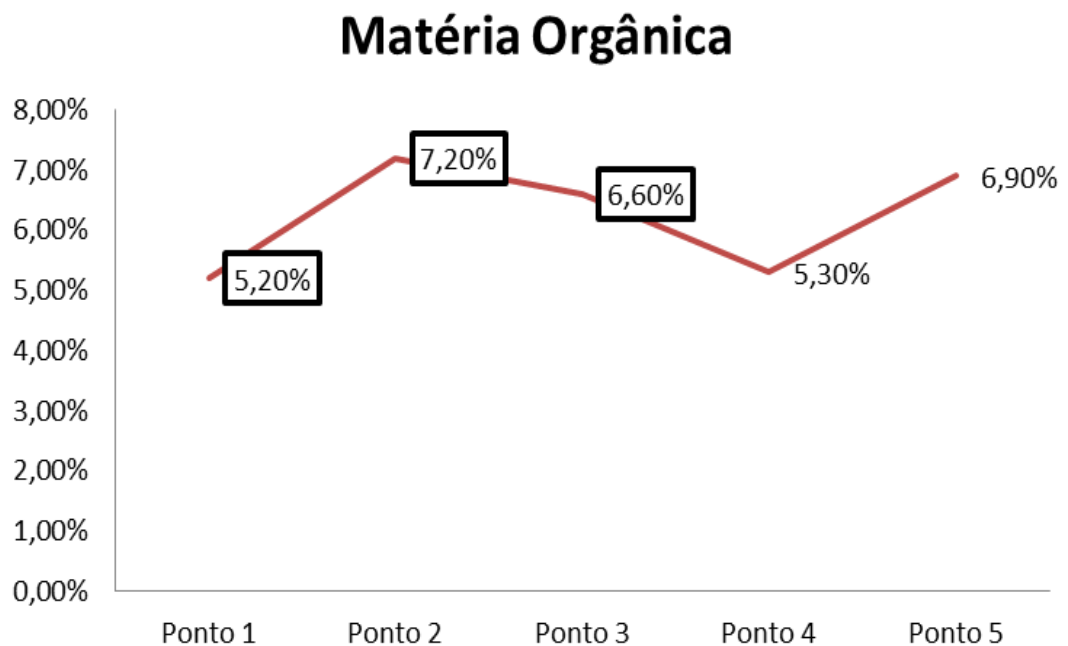
A média granulométrica dos sedimentos de solo em todos os pontos foi classificada como areia grossa, apresentando uma média de 73,85% de areia, 26,15% de cascalho e 0% das frações silte/argila para as amostras contaminadas; e 73,6% de areia, 26,4% de cascalho e 0% das frações silte/argila para as amostras com RSS, como mostra o Quadro 01. Portanto os solos dos pontos poluídos e livres de RSS são caracterizados por uma mesma média granulométrica, podendo-se comparar as duas áreas nas análises posteriores por possuírem uma mesma classificação de solo.



Quadro 01: Resultado da análise granulométrica

IV.2 - MATÉRIA ORGÂNICA

Os resultados de matéria orgânica para os sedimentos superficiais utilizando a metodologia de perda de massa por ignição são apresentados no Quadro 02. Para todas as amostras em geral, verificamos teores de matéria orgânica variando de 5,20% à 7,20%.



Quadro 2: Resultado da matéria orgânica

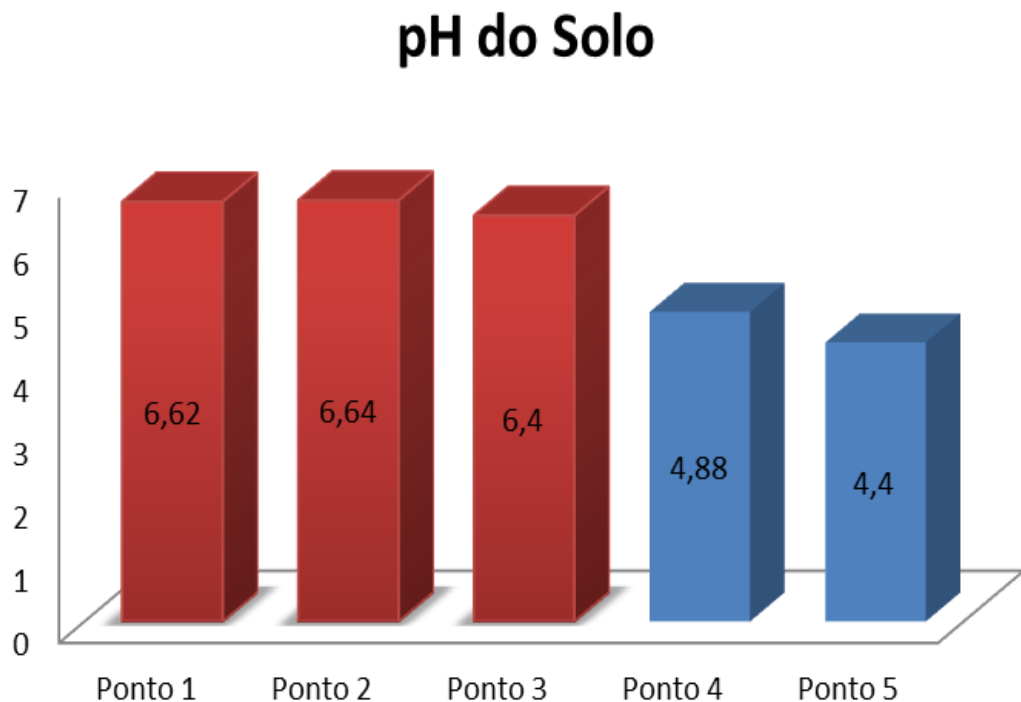
A menor concentração de MO nos sedimentos ocorreu no Ponto 1, o qual está contaminado por RSS, que apresentou 5,2% de material que volatilizou. Os pontos com maiores concentrações de matéria orgânica foram o 2 e o 5, com 7,2% e 6,9% de material volatilizado, respectivamente, sendo que o Ponto 5 se encontra em um local que apresenta uma maior quantidade de vegetação a sua volta, diferente dos demais que estão em campo aberto, podendo então contribuir com o aumento da matéria orgânica; o Ponto 2, localizado na área contaminada, possui a concentração mais elevada, porém vale ressaltar que esta foi a única colhida em período de chuva, portanto, essa elevada concentração de MO pode estar envolvida diretamente com esse período, o resultado desse ponto corrobora com a reflexão exposta por Silva e colaboradores (2006) sobre o solo, na qual ele fala que em solo com maior

quantidade de água a vegetação que se deteriora não tem acesso fácil ao oxigênio em presença de água e/ou umidade, acumulando matéria orgânica.

Comparando as amostras coletadas nos locais que continham RSS com os valores apresentados pelas amostras coletadas nos locais aonde não havia despejo de RSS, os resultados mostram que a matéria orgânica não está sofrendo alterações com RSS.

IV.3 - DETERMINAÇÃO DO pH

A acidez é definida pela medida de íons H^+ dissociado em solução presente no solo, expressando-se em pH. Quando mais H^+ estiver presente na solução do solo, mais ácido será o solo e conseqüentemente menor será o valor de pH.



Quadro 03: Resultado da análise do pH do solo

O Quadro 03 mostra os valores médios de pH em H_2O obtidos dos 5 pontos de solos analisados, utilizando-se a medição do potencial eletronicamente por meio de eletrodo combinado imerso em suspensão solo: H_2O 1:2,5.

Comparando-se os valores de pH dos solos com e sem RSS, observou-se que o solo com RSS possui valores de pH de pouco ácidos a neutros, variando de 6,4 a 6,64, e os solos livre de RSS apresentam valores de pH muito ácido, com pH 4,4 e 4,88.

Os resultados mostram que os resíduos lançados no solo provocam uma diminuição da acidez, podendo-se supor que os elementos químicos presentes nos resíduos estão interagindo com o H^+ .

Os dois pontos (4 e 5) analisados da área livre de RSS apresentaram acidez do ponto de vista químico e do ponto de vista agrônômico inadequado tendo em vista que o pH ideal para um bom desenvolvimento para a maioria das culturas é de 5,8 a 7,5 (Kiehl, 1979). Já os pontos com RSS (1,2 e 3) apresentaram valores adequados de pH ideal para o crescimento das plantas.

Os valores de pH dos solos livres de RSS foram considerado muito ácido, pois segundo Kiehl (1979), quando o pH de um solo encontra-se abaixo de 5, sua acidez é considerada elevada.

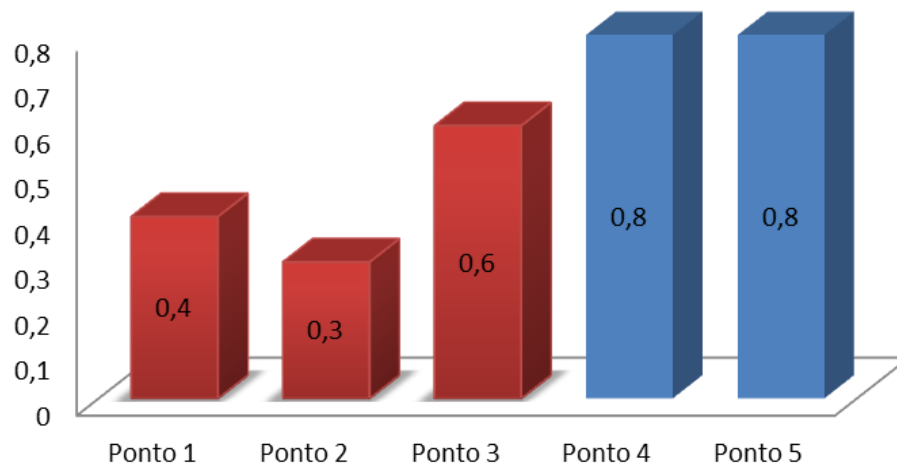
Os valores de pH obtidos apresentou um indicativo de contaminação do solo pelos RSS, visto que os valores de pH dos locais que continham RSS aumentaram comparando-se com os valores apresentados pelas amostras coletadas nos locais aonde não havia despejo de RSS, ou seja, a acidez do solo diminuiu com esses resíduos.

IV.4 - DETERMINAÇÃO DA ACIDEZ TROCÁVEL

A acidez trocável está relacionada aos íons Al^{3+} (trocáveis) adsorvidos na superfície dos colóides do solo e pelas forças eletrostáticas de H^+ . Como geralmente as forças eletrostáticas de H^+ representa menos de 5% da acidez trocável, admitimos que a acidez trocável é representada pela concentração de Al^{3+} contida na solução do solo (Oliveira, 2005).

No Quadro 04 são apresentados os resultados da acidez trocável em titulação com NaOH 0,1N. Os resultados mostram que os maiores valores gastos na titulação são das amostras livres de resíduos de serviços de saúde – Pontos 4 e 5, com 0,8meq/100g . Já o menor valor é do ponto 2, o qual apresentou 0,3meq/100g.

Acidez Trocável (meq)



Quadro 04: Resultado da acidez trocável

Observa-se que a quantidade de alumínio trocável é menor nas amostras com RSS, portanto podemos supor que os constituintes presentes nos resíduos podem estar reagindo com o alumínio trocável do solo, diminuindo então o valor de acidez trocável do solo. O motivo dessa diminuição da acidez trocável pode ser a formação de hidretos.

IV.5 - DETERMINAÇÃO DOS TEORES DE Cu, Fe, Mn e Zn

A Tabela 01 apresenta os teores médios dos metais Cu, Fe, Mn e Zn para cada ponto de solo analisado. Para todos os metais analisados, foram observadas algumas diferenças, entre as amostras com e livres de RSS.

Com relação às concentrações de cobre e ferro no solo estudado, as mesmas não sofreram efeito significativo nos teores dos solos com resíduos comparando-se aos solos livres de resíduos estudados, porém o ponto 2 teve um pequeno aumento do teor de Fe que os demais, com $41,15\text{mg/dm}^3$.

Tabela 01 – Teores de metais pesados nas amostras de solo do lixão do município de Cuité.

	AMOSTRAS	Cu	Fe	Mn	Zn
		mg/dm ³			
com RSS	Ponto 1	1,25	28,85	4,35	107,27
	Ponto 2	0,97	41,15	3,9	90,25
	Ponto 3	0,85	25,15	4,15	73,85
sem RSS	Ponto 4	1,35	24,2	1,05	5,37
	Ponto 5	0,32	38,75	2,95	3,49

Os teores médios de Mn e Zn nas amostras apresentaram um maior teor nos solos com RSS. Constatou-se que os valores das concentrações de Mn obteve um pequeno aumento comparando-se às amostras livres de resíduos, já o zinco teve um aumento significativo, sendo o ponto 1 com maior teor, com valor médio de 107,27mg/dm³, portanto pode-se dizer que os valores aumentados de Mn e Zn dá indícios de contaminação pelos resíduos.

De acordo com a classificação elaborada pela CETESB (2005) e a resolução CONAMA 420/2009, demonstrado na Tabela 02, os teores de Zn na área com RSS estão acima do valor de referência de qualidade (VRQ), que é o valor utilizado como referência nas ações de prevenção da poluição do solo e no controle de áreas contaminadas, porém os teores de zinco da área poluída estão abaixo do valor de prevenção (VP), valor acima do qual podem ocorrer alterações prejudiciais ao meio ambiente.

Tabela 02 – Valores orientados para solos segundo CETESB (2005) e resolução CONAMA 420/2009.

Substância	Valor de referência de qualidade – VRQ (mg/dm ³)	Valores de prevenção – VP (mg/dm ³)
Cobre (Cu)	35	60
Ferro (Fe)	-	-
Manganês (Mn)	-	-
Zinco (Zn)	60	300

Capítulo V:

CONSIDERAÇÕES FINAIS

V. – CONSIDERAÇÕES FINAIS

O trabalho apresentado possibilitou fazer algumas considerações importantes sobre o solo em estudo.

De acordo com a análise granulométrica dos solos realizada nos cinco pontos estudados no lixão do município de Cuité, podemos classificá-los exclusivamente como areia grossa, portanto, como as áreas possuem uma mesma característica, podemos comparar os solos de uma mesma maneira para as demais análises que foram realizadas.

Os valores de matéria orgânica não mostraram ser influenciados pelos resíduos de serviços de saúde por não possuir diferenças significativas nas áreas com e livres dos resíduos. Porém o valor de matéria orgânica foi o mais elevado no ponto 2, com 7,2% de MO, contudo este valor pode estar sendo influenciado pela água do período chuvoso, no qual foram colhidas as amostras desse ponto.

Somente os valores de acidez, acidez trocável e s teores totais de Cu, Fe, Mn e Zn foram influenciados pelos resíduos hospitalares (medicamentos) despejados na área do lixão de Cuité.

O estudo do pH do solo mostrou que os resíduos lançados no solo provocam um aumento do pH. Pode-se concluir que os elementos químicos contidos nos medicamentos podem estar reagindo com os H^+ envolvidos no solo e causando a diminuição da acidez.

O resultado da acidez trocável mostra que as concentrações de alumínio trocável (Al^{3+}) na área poluída com os resíduos de saúde são menores do que na área livre de resíduos, com isso pode-se concluir que os constituintes dos medicamentos devem estar interagindo com esse alumínio trocável, diminuindo assim sua concentração.

Nos teores de Cu, Fe, Mn e Zn analisados, observou-se diferenças dos elementos estudados nas áreas com resíduos e livre desses. Os metais que sofreram maiores alterações foram o zinco e o manganês, com teores superiores nas áreas com RSS em comparação aos teores nas áreas livres desses resíduos.

Nas análises dos solos em estudo pôde-se concluir que os medicamentos contidos nos resíduos estão alterando as características do solo, ocasionando um impacto ambiental, com

isso podemos confirmar que os resíduos de serviços de saúde, principalmente os medicamentos, estão provocando alterações no ambiente, contaminando o solo.

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. Norma Brasileira ABNT **NBR 10004. Resíduos sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ABREU, M. F.; ANDRADE, J. C.; FALCÃO, A. A. **Protocolos de análises químicas**. Campinas: Instituto Agronômico, p. 121-158. 2006.

ASTM (2000). **Standard Test Methods for Moisture, Ash and Organic Matter of Peat and Other Organic Soils**, 4p. Method ASTM D2974-00.

BARRETO, J. A.; DANTAS, J. P.; SILVA, A. P.; PAIVA, A. P.; **Propriedades químicas dos solos cultivados com maracujazeiro na Serra do Cuité, Estado da Paraíba**. Agropecuária Técnica, v. 24, n. 1, 2003.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Escritório de Pesquisa e Experimentação. Equipe de Pedologia e Fertilidade do Solo. **I Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado da Paraíba. II Interpretação para uso agrícola dos solos do Estado da Paraíba**. Rio de Janeiro, 1972. 683p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária, VISALEGIS - Legislação em Vigilância Sanitária. Resolução da Diretoria Colegiada RDC 306, de 7 de dezembro de 2004. **Dispõe sobre o Regulamento Técnico para o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde**. Diário Oficial da União. Brasília, DF, 10 dez. 2004. Seção 1, p. 49.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA – Resolução Nº 358, de 29 de abril de 2005. **Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos de serviços de saúde e da outras providências**. Diário Oficial da União. Brasília, DF, 4 maio 2005. Seção 1, p. 63-65.

Briggs, D. **Sediments**. Fakenham, Norfolk: Fakenham Press limited, 1977. 192pp.

CETESB. **Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo, 2005.

CETESB. **Qualidade do solo**. Disponível no site: <http://www.cetesb.sp.gov.br/solo/Informa??es-B?sicas/3-Propriedades>. Acesso em: 22 dez. 2013.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resoluções**. Disponível no site: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano.cfm?codlegitipo=3>>, acesso em 11/12/2013.

COSTA, C. N.; MEURER, E. J.; SELBACH, P. A. **Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente. Fundamentos de química do solo**. 3 ed. Porto Alegre, 2006, v. 1, p. 215-250.

DIAS, J. A.; **Análise sedimentar e o conhecimento dos sistemas marinhos**. São Paulo, ed. Abril; p. 10, 2004.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed.rev.atual. Rio de Janeiro, 2006. 212p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro, 2006.

GUEDES, J. A. **Geoquímica e meio ambiente**. GEOTemas, Pau dos Ferros/RN, 2012.

GUNTHER, W. M. R. **Resíduos Sólidos no contexto da saúde ambiental**. Texto de sistematização crítica de parte da obra da candidata apresentado ao Dpto. de Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da USP para obtenção de título de Professor Livre Docente. São Paulo, 2008.

IBGE. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2000**. Rio de Janeiro, 2002. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/pnsb.pdf>>. Acesso em: 23 dez. 2013.

Kiehl, E. J.; **Manual de Edafologia**; Agronômica Ceres; São Paulo, 1979.

LOPES, Alfredo Scheid. **Coletas de amostras também tem seus segredos. Análise de Solo**. Acessado: 16/12/2013. Disponível em <http://www.anda.org.br/artigos/analise%20do%20solo.pdf>

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980. 251p.

MOREL, M. M. O.; BERTUSSI FILHO, L.A. **Resíduos de serviços de saúde**. São Paulo: Savier, 1997.

OLIVEIRA, I. P.; COSTA, K. A.; SANTOS K. J.; MOREIRA, F. P.; **Considerações sobre a acidez dos solos de cerrado**; Revista Eletrônica Faculdade Montes Belos; Goiás, 2005.

OLIVEIRA, S. A.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F. **Avaliação de diferentes métodos de extração de metais pesados em solos contaminados provenientes de atividades de galvanoplastia**. In: FERTBIO, 2008. Londrina.

Planeta Sustentável. **Descarte de remédios: uma questão muito grave**. 08 out. 2008.

Disponível em

http://planetasustentavel.abril.com.br/noticia/lixo/conteudo_296191.shtml?func=1&pag=0&fn t=9pt. Acesso em: 19 dez. 2013.

POPP, J.H. **Geologia geral**. ed. LTC, Rio de Janeiro; 5ª ed. 1998, página 46.

RAMIREZ, M. D. C. **Plano de gerenciamento de resíduos de serviços de saúde: proposta de modelo para um hospital do Município do Panamá, República do Panamá**.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública da USP para obtenção do título de Mestre em Ciências. São Paulo, 2012.

SCHNEIDER V. E., EMMERICH R. C., DUARTE V. C., ORLANDIN S. M.; **Manual de Gerenciamento de Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde**. São Paulo: CLR Balieiro; 2001.

SILVA, L.S.; CAMARGO, F.A. de O.; CERETTA, C.A. **Composição da fase sólida orgânica do solo.** In: MEURER, E.J. (Ed.). Fundamentos de química do solo. 3.ed. Porto Alegre: Evangraf, 2006. p.63-90.

SILVA, R. F. S.; SOARES, M. L. **Gestão dos resíduos sólidos de serviços de saúde com responsabilidade social.** VII SEMEAD. São Paulo-SP , 2004.

SILVERIO, P. F., GONÇALVES, C.; **Influência dos métodos de determinação da fração de carbono orgânico em solos nos estudos de qualidade da água subterrânea e de avaliação de risco;** XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Natal, 2008.

TEIXEIRA, W.; MOTTA, Cristina; FAIRCHILD, Thomas; TAIOLI, Fabio.; **Decifrando a Terra,** ed. USP e oficina de textos 2002.

VENTURA, K. S.; REIS, L. F. R.; TAKAYANAGUI, A. M. M.; **Avaliação do gerenciamento de resíduos de serviços de saúde por meio de indicadores de desempenho.** Eng, Sanit. Ambient. Rio de Janeiro, 2010.

WHO – World Health Organization. **Safe health-care waste management: WHO core principles for achieving safe and sustainable management of health-care waste.** Geneva, 2007.