

ESTUDO DAS PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DO SOLO EM UMA ÁREA DE DISPOSIÇÃO INADEQUADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NA CIDADE DE POMBAL-PB

IRIS REBECA DANTAS LEITE

Mestranda do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba-UFPB, irisrebeca97@gmail.com;

ELISÂNGELA MARIA DA SILVA

Doutoranda do Curso de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, elisa_maria18@hotmail.com;

NAIARA ANGELO GOMES

Doutoranda do Curso de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, naiaraangeloccta@gmail.com

RESUMO

No Brasil, durante o ano de 2019, mais de 40% dos resíduos sólidos urbanos coletados foram dispostos de inadequadamente em lixões e aterros controlados. A falta de medidas de controle ambiental nas áreas dos lixões, torna essa atividade inadequada para o meio ambiente e para a saúde humana. O objetivo deste trabalho foi analisar as propriedades físico-químicas do solo de uma área de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos na cidade de Pombal, Paraíba, Brasil. Para isso, coletou-se amostras simples de solo (camada 0-0,2m) na área do lixão e em uma área florestada próxima a esse local, em pontos pré-estabelecidos, no mês de abril de 2019. As amostras foram preparadas e, em seguida, analisadas as propriedades físico-químicas e os teores de metais. A partir da metodologia aplicada, observou-se a influência dos resíduos orgânicos nas concentrações de nitrogênio, cálcio, magnésio e teores de alumínio, arsênio, cádmio, cromo, zinco, manganês, ferro e chumbo nas amostras de solo na área do lixão. As concentrações dos metais analisados encontram-se dentro dos limites estabelecidos pela legislação em vigor. Outras investigações referentes aos teores de metais, em horizontes mais profundos do solo, devem ser realizadas com intuito de aferir se existe ou não contaminação por estes elementos.

Palavras-chave: Lixão, Qualidade do solo, Meio ambiente, Metais pesados.

INTRODUÇÃO

O aumento na geração de Resíduos Sólidos (RS), em geral, advindo do crescimento populacional e do padrão de consumo, aliado a falta de gerenciamento adequado, vem causando inúmeros inconvenientes, tanto para o meio natural, quanto para o antrópico.

Dessa forma, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei Federal nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, constituiu-se em um marco regulatório no que se refere à gestão dos RS no Brasil. Dentre o que é proposto pela PNRS, tem-se que a disposição final dos rejeitos deve ser realizada em um local ambientalmente e sanitariamente adequado (BRASIL, 2010). No entanto, muitos municípios brasileiros ainda dispõem os seus RS em vazadouros a céu aberto, conhecidos popularmente como lixões.

O lixão é um tipo de disposição final de resíduos em terrenos a céu aberto, normalmente, afastados da zona urbana e sem nenhum manejo adequado do solo. Esse tipo de disposição também não apresenta nenhuma medida de proteção ambiental ou à saúde pública (MARCHI, 2015).

Cabe ressaltar que, entre os RS dispostos nos lixões, têm-se os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), os quais são compostos, principalmente, por matéria orgânica, papeis e papelão, plásticos, alumínio, metais ferrosos, rejeitos entre outros (GALDINO e MARTINS, 2016; REZENDE *et al.*, 2013; SIQUEIRA *et al.*, 2016). Além desses materiais, é comum constatar em lixões, o descarte inadequado de materiais eletroeletrônicos, lâmpadas fluorescentes, resíduos de cemitérios, restos de animais mortos e até mesmo resíduos hospitalares, aumentando assim, o potencial de periculosidade em relação ao meio ambiente e à saúde humana.

De acordo com o Panorama dos Resíduos Sólidos, da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2020), foram gerados, no Brasil, no ano de 2019, cerca de 79,1 milhões de toneladas de RSU, das quais 92% foram coletados (72,7 milhões). Dos RSU coletados 59,5% foram encaminhadas a aterros sanitários, 23% a aterros controlados e 17,5% em lixões. Ainda conforme o Panorama, na Região Nordeste, 31,5% dos resíduos coletados foram destinados para lixões e 32,9% a aterros controlados.

É importante destacar que, a disposição de RSU e rejeitos em lixões podem acarretar diversos efeitos negativos na qualidade do solo, do ar atmosférico, bem como nas características da água. Em um estudo desenvolvido no lixão de Humaitá-AM, foram identificados impactos ambientais

como: alterações na qualidade do solo, das águas subterrâneas e superficiais, e do ar atmosférico (OLIVEIRA *et al.*, 2015).

Dentre os impactos ambientais que atingem diretamente o solo, causados pela disposição inadequada dos RSU, destacam-se: compactação do solo, aceleração dos processos erosivos e a contaminação desse elemento (MENDONÇA; ZANG; FONSECA-ZANG, 2017; COSTA *et al.*, 2016; OLIVEIRA, 2016; AZEVEDO *et al.*, 2015). A compactação do solo é ocasionada pelo trânsito dos caminhões que transportam os resíduos até o lixão e dos tratores que realizam o amontoamento dos materiais, que, juntamente com a exposição do solo, contribui para o aumento dos processos erosivos. A contaminação do solo, por sua vez, pode ser causada pela disposição de resíduos que possuem em sua composição elementos metálicos (BENDITO *et al.*, 2017) e pela degradação dos resíduos sólidos orgânicos que produzem o lixiviado, líquido rico em metais pesados, matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e outros poluentes e/ou contaminantes (RENOU *et al.*, 2008; SÁ; JUCÁ; MOTTA SOBRINHO, 2012). Devido a sua composição complexa, o lixiviado pode causar problemas de toxicidade aos animais, espécies vegetais e ao homem (SILVA, 2016).

Para fins de regulamentação legal quanto às concentrações de substâncias químicas no solo, a exemplo de metais pesados, foi instituída a Resolução n. 420 de 28 de dezembro de 2009 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2009), nela são descritos os Valores de Prevenção (VP) e os Valores de Investigação (VI) de cada substância, ficando a cargo dos estados e do Distrito Federal a elaboração de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) para as substâncias inorgânicas. A referida Resolução define: VRQ como sendo a concentração de uma substância presente no solo em sua qualidade natural; já o VP, é a concentração limite, na qual o solo consegue sustentar suas funções principais; O VI, no entanto, é a concentração que, ao ser ultrapassada, apresenta riscos potenciais à saúde humana, sejam estes riscos diretos ou indiretos.

Em uma investigação realizada por Milhome *et al.* (2018) foi analisada a qualidade do solo de uma área de lixão, comprovando a contaminação pelos metais Cobre (Cu), Zinco (Zn) e Chumbo (Pb), sendo que as concentrações de Cu e Zn encontravam-se acima dos VP, e as concentrações de Pb acima, até mesmo, do VI, valores estes estabelecidos pela Resolução n. 420 (CONAMA, 2009).

Assim sendo, salienta-se a necessidade da realização de estudos com foco no monitoramento dos diversos contaminantes, a exemplo de metais,

em áreas de lixões. Tais estudos fornecem um banco de dados que pode ser utilizado como subsídio para as tomadas de decisão do poder público quanto a otimização do gerenciamento adequado dos resíduos, e ainda, podem servir de base para o desenvolvimento de investigações mais aprofundadas na área de resíduos sólidos.

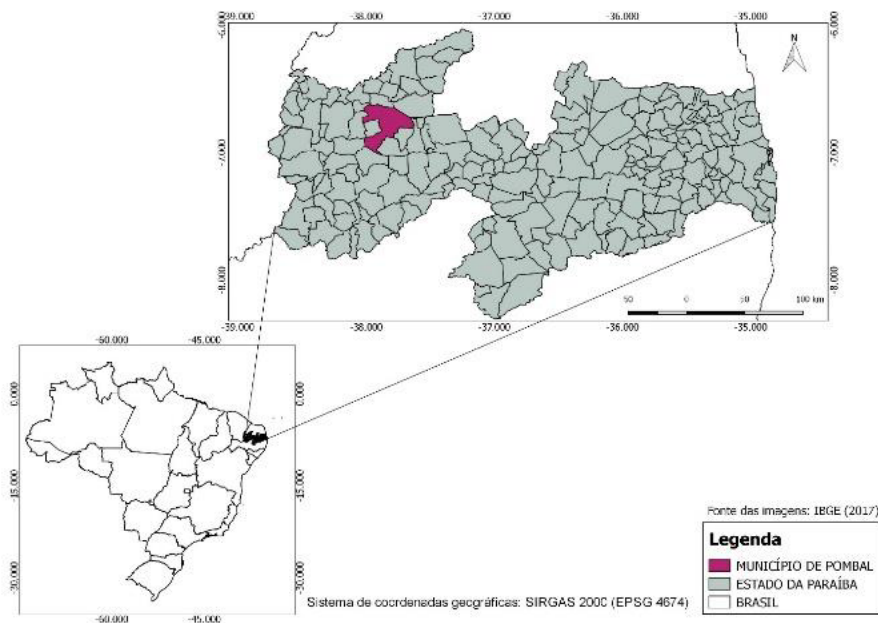
Com base no exposto, este trabalho teve como objetivo analisar as propriedades físico-químicas do solo em uma área de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos na cidade de Pombal-PB.

METODOLOGIA

Caracterização da área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na área do lixão localizado na cidade de Pombal, Estado da Paraíba, Brasil, conforme ilustrado na Figura 1. O município está situado no Sertão Paraibano e faz parte da microrregião de Sousa-PB, sob as seguintes coordenadas geográficas: latitude $06^{\circ} 46' 13''$ S e longitude $37^{\circ} 48' 06''$.

Figura 1 - Localização do município de Pombal-PB em relação ao Estado da Paraíba e ao Brasil



Fonte: Autoria própria (2019)

O município de Pombal-PB possui uma área territorial de 889,493km², 32.110 habitantes e uma densidade populacional de 36,13 hab/km² (IBGE, 2010) e está localizado na bacia hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu, que tem sua gestão compartilhada entre a Agência Nacional de Águas (ANA) e os estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte.

Em termos da fisiografia, o município de Pombal-PB faz parte da Depressão Sertaneja, a qual representa a paisagem típica do semiárido nordestino, sendo caracterizada por processos de formação de superfícies aplainadas, onde predomina o relevo suave-ondulado. No que diz respeito aos tipos de solos, os principais são os Planossolos, Brunos não Cálcicos, Podzólicos e Litólicos (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais - CPRM, 2005).

Em relação ao clima do município, segundo a classificação Köppen, este é classificado como BSh (semiárido, quente e seco) com precipitação média anual de 431,8mm, estando o período chuvoso compreendido entre os meses de novembro e abril (SOUSA, *et al.* 2018; CPRM, 2005).

O lixão de Pombal – PB está localizado a 35m da Rodovia Transamazônica (BR 230), a 1,2km do rio Piranhas e possui uma área total de 25,57ha. É importante destacar que, o referido lixão se encontra ao lado de um loteamento, que está em processo de implantação de residências.

Além disso, é possível encontrar na área do lixão pequenos pontos de vegetação nativa, as quais são, em sua grande maioria, envolvidas por resíduos. Nas inspeções de campo, também, foi possível perceber o acúmulo de água em vários pontos, devido às chuvas que precipitaram sobre a região. No que diz respeito à flora do local tem-se a presença espécies nativas, tais como Jurema-preta (*Mimosa hostilis*), Angico branco (*Anadenanthera colubrina*) e Algaroba (*Prosopis juliflora*) (GOMES *et al.*, 2017). Com relação à fauna, há uma predominância da presença de animais domésticos, podendo observar frequentemente a presença de cachorros e cavalos, que vão ao local em busca de alimento.

Coleta e preparo das amostras

A coleta das amostras de solo no lixão de Pombal-PB foi realizada no mês de abril de 2019, durante período chuvoso da região, visto que, nesse período, os processos de lixiviação na massa de RSU acontecem de forma mais intensa.

A amostragem se deu de forma aleatória, adaptando-se a metodologia de Mamedes (2017), observando-se a acessibilidade aos locais de coleta. Para a coleta das amostras de solo, inicialmente, realizou-se a limpeza de uma área de 0,30 x 0,30m (Figura 2A), utilizando uma enxada para a retirada superficial dos RSU e da vegetação. Com o auxílio de um trado holandês, conforme apresentado na Figura 2B, as amostras de solo foram coletadas numa profundidade de 0 - 0,2 m.

Figura 2 - Coleta do solo da área de lixão

(A) Limpeza da área para coleta;



(B) Coleta da amostra com trado holandês e acondicionamento em saco plástico



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

Foram selecionados 9 (nove) pontos para a amostragem simples de solo na área potencial de depósito de RSU no lixão de Pombal - PB, que se encontram especializados na Figura 3.

Figura 3 - Espacialização dos pontos de coleta em relação a área do lixão



Fonte: Autoria própria (2019)

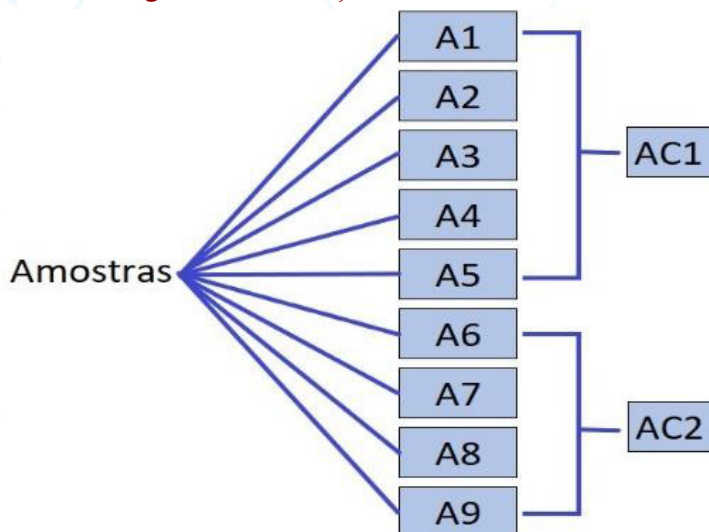
Além disso, coletou-se uma amostra simples de solo em uma Área Florestada (AF) próxima ao lixão, a qual não sofre influência significativa dessa atividade, para servir de parâmetro de comparação, visto que o estado da Paraíba ainda não dispõe dos valores de referência de qualidade para os metais analisados. Após coletadas, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, previamente identificados, e em seguida encaminhadas ao Laboratório de Resíduos Sólidos (LRS), do Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar (CCTA), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), *campus* de Pombal - PB.

Ao chegar no LRS, as amostras foram manualmente homogeneizadas e, após isso, das nove amostras simples de solo coletadas na área do lixão, foram formadas duas amostras compostas, denominadas de: Amostra Composta 1 (AC1) – constituída pelas amostras simples de 1 a 5 – representa a parte final do lixão, área em que havia intenso acúmulo de RSU e lixiviado; Amostra Composta 2 (AC2) – formada pelas amostras simples de 6 a 9 – representa a área próxima do galpão de recicláveis, onde os catadores trabalham. Na Figura 4, ilustra-se o esquema de formação das amostras compostas e na Figura 5 estão apresentadas as três amostras de solos (AC1, AC2 e AF) analisadas neste trabalho.

Após a homogeneização, as amostras foram preparadas para a análise de suas propriedades físico-químicas, seguindo os procedimentos propostos

pela Fundação Estadual do Meio Ambiente de Minas Gerais (FEAM, 2013). Sendo assim, o solo úmido foi conduzido à estufa de secagem, a 40°C, por um período de 48h. Em seguida, foi feito o destorroamento manualmente, com o auxílio de almofariz e pistilo, e, por fim, o peneiramento em uma peneira de malha igual a 2,36mm de diâmetro (Figura 6).

Figura 4 - Constituição das amostras AC1 e AC2



Fonte: Autoria própria (2019)

Figura 5 - Amostras de solo coletadas no lixão de Pombal-PB e na área florestada



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

Para a determinação das concentrações dos metais de interesse da pesquisa, preparou-se um extrato líquido das amostras AC1, AC2 e AF, de acordo com a USEPA (1998) e Oliveira (2012). A preparação de tal extrato se deu da

seguinte maneira: (i) em uma balança analítica (modelo M214A da marca *BEL Engineering*), com precisão de quatro casas decimais, foram pesados 0,4 g de solo de cada amostra, em triplicata, e transferidos para erlenmeyers com capacidade de 250 mL; (ii) com o auxílio de uma proveta foi acrescentado em cada erlenmeyer 20 mL de HCl (Figura 7A); (iii) depois disso, as amostras foram submetidas à agitação por 2h em mesa agitadora orbital (Figura 7B), sob temperatura de 30 ± 2 °C; (iv) passado o período de agitação, foi realizado o processo de filtração das amostras (Figura 7C), em papel de filtro duplo

Figura 6 - Peneiramento das amostras de solo



Fonte: Arquivo pessoal (2019)

Figura 7 - Preparação das amostras para análise de metais

(A) Amostras de solo com HCl



(B) Agitação das amostras



(C) Filtragem das amostras.



Fonte: Arquivo pessoal (2019).

Caracterização das propriedades físico-químicas do solo

No Quadro 1, apresentam-se as propriedades analisadas, bem como a metodologia empregada.

No que se refere às propriedades físico-químicas: Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Hidrogênio (H), Alumínio (Al), Carbono Orgânico (CO), Matéria Orgânica (MO), Nitrogênio (N), pH a água e Condutividade Elétrica (CE), suas concentrações foram mensuradas no Laboratório de Irrigação e Salinidade, da UFSCG *campus* Campina Grande-PB.

As análises dos metais zinco (Zn), manganês (Mn), ferro (Fe) e chumbo (Pb), foram feitas por espectrofotometria de absorção atômica, no espectrofotômetro AA240FS da marca *Variam*; enquanto arsênio (As), cádmio (Cd) e cromo (Cr), no espectrofotômetro da marca *PerkinElmer*, modelo AAnalyst 200.

Quadro 1 - Propriedades físico-químicas avaliadas nas amostras AC1, AC2 e AF

Propriedades	Metodologia
Sólidos Voláteis (SV) (%)	Adaptado de WHO (1979)
Carbono orgânico (CO) [mg/kg]	EMBRAPA (2017)
Matéria orgânica (MO) [mg/kg]	
pH (H ₂ O)	
Cálcio (Ca) [mg/kg]	
Magnésio (Mg) [mg/kg]	
Nitrogênio (N) [mg/kg]	
Condutividade Elétrica (CE) [mmhos/cm]	APHA; AWWA; WEF (2017)
Metais (Zn, Mn, Fe, Pb, As, Cd e Cr)	

Fonte: Autoria própria (2019)

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das propriedades físico-químicas analisadas nos solos das amostras AC1, AC2 e AF, encontram-se expostos na Tabela 1.

Tabela 1 - Propriedades físico-químicas do solo para as amostras AC1, AC2 e AF

PROPRIEDADES AMOSTRAS			
	AC1	AC2	AF
SV [%]	1,69	1,56	1,37
CO [%]	0,91	1,36	0,77
MO [%]	1,57	2,34	1,33
MO [mg.kg ⁻¹]	15.700	23.400	13.300
pH (H ₂ O)	7,89	7,76	7,25
CE [dS.m ⁻¹]	1,51	0,75	0,32
Ca [mg.kg ⁻¹]	1.354	1.224	1.346
Mg [mg.kg ⁻¹]	381,5	210,2	461,7
N [mg.kg ⁻¹]	900	1400	800

Legenda: AC1: Amostra Composta 1; AC2: Amostra Composta 2; AF: Área Florestada; SV: Sólidos Voláteis; CO: Carbono Orgânico; MO: Matéria Orgânica; CE: Condutividade Elétrica; Ca: Cálcio; Mg: Magnésio; N: Nitrogênio.

Fonte: Autoria própria (2019)

Verifica-se na Tabela 1, que os resultados obtidos para os SV das amostras AC1, AC2 e AF foram de 1,69%, 1,56% e 1,37%, respectivamente, sendo o solo das amostras AC1 e AC2 os que apresentaram as maiores porcentagens, estando localizados dentro da área do lixão, conforme pode ser visto na Figura 3.

Observa-se que a partir dos dados de Carbono Orgânico (CO), é possível determinar as concentrações de Matéria Orgânica (MO), multiplicando-se pelo fator 1,724 (EMBRAPA, 2011). Ao multiplicar os valores de CO das amostras pelo fator de conversão, obtém-se para as amostras AC1, AC2 e AF porcentagens de MO correspondentes a 1,57%, 2,34% e 1,33%, respectivamente, corroborando, assim, com dados de SV, conforme visto na Tabela 1.

No que diz respeito aos dados de MO percebe-se uma maior concentração na área do lixão, com destaque para a amostra de solo AC2 que apresenta 2,34%. É importante salientar que, em alguns pontos de coleta observou-se uma coloração escura no solo, característica de um solo rico em matéria orgânica. Esses dados foram semelhantes aos encontrados por Korf *et al.* (2008), que aferiram uma porcentagem de 1,9% de MO em um solo de uma área de lixão desativada. Mamedes (2017), ao estudar uma área de lixão, também desativada, obteve resultados para MO entre 1,39% e 3,3%.

A maior concentração de MO na área do lixão em relação a área natural – cuja porcentagem foi a menor entre as três amostras, a saber 1,33% ou 13.300

mg.kg⁻¹ – se dá, principalmente, pela quantidade de Resíduos Orgânicos (RO) depositados no local, visto que, de acordo com os resultados referentes à composição gravimétrica apresentados no Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB, 2015), 35% dos resíduos gerados em Pombal-PB são RO. Esses resíduos são facilmente degradáveis, e, em função disso, é gerado o lixiviado (rico em MO) que percola nas camadas do solo.

O pH para o solo da AC1 foi de 7,89, AC2 de 7,76 e AF de 7,25, sendo possível perceber unidades em torno da basicidade para as três amostras e valores mais elevados para AC1 e AC2 (amostras de dentro da área do lixão). Casos semelhantes a este foram observados por Nascimento (2017), que obteve um pH médio de 7,36 para uma área de lixão, e por Medeiros et al. (2008) que mediram um pH igual a 7,4 na área potencial do lixão e até uma distância de 200 m deste.

No que diz respeito à Condutividade Elétrica (CE), aferiu-se para AC1, AC2 e AF: 1510 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, 750 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ e 320 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, respectivamente. Todas as amostras de solo analisadas apresentaram valores baixos de CE, indicando indiretamente solos com baixas concentrações de íons, validando os teores de metais pesados determinados na Tabela 2.

Os teores de Cálcio (Ca) nas amostras de solo apresentaram valores próximos: AC1 – 1.354 mg.kg⁻¹; AC2 – 1.224 mg.kg⁻¹ e; AF – 1.346 mg.kg⁻¹. Sendo assim, é possível observar uma diferença nos teores de Ca entre as amostras AC1 e AF. O Ca é considerado um macronutriente secundário para o crescimento de espécies vegetativas. Um de seus benefícios para as plantas é a influência indireta na diminuição da acidez do solo, o que reduz a solubilidade e a toxicidade de metais pesados como Mn, Cobre (Cu) e Al (International Plant Nutrition Institute - IPNI, 1998; MELO *et al.*, 2008; JORIS *et al.*, 2012).

Ainda sobre às concentrações de Ca, Medeiros *et al.* (2008), em uma investigação no lixão de Engenheiro Coelho-SP, obtiveram uma concentração de 1.760 mg.kg⁻¹, valor superior ao obtido neste estudo. Enquanto Souza *et al.* (2014) em um estudo sobre a caracterização físico-química de solos com diferentes usos no município de Pombal - PB, mensuraram para uma área natural de Caatinga um teor de 840mg.kg⁻¹, valor inferior ao apresentando neste estudo. Assim, é possível perceber uma riqueza de macronutrientes no solo do lixão, provavelmente, devido ao processo de degradação biológica de resíduos orgânicos que contém Ca em sua composição, a exemplo dos derivados de leite e carcaças de animais.

As concentrações de Magnésio (Mg) foram de 381,5 mg.kg⁻¹, 210,2 mg.kg⁻¹ e 461,7 mg.kg⁻¹ para as amostras AC1, AC2 e AF, de modo respectivo. Resultados semelhantes a estes foram obtidos por Nascimento (2017), em um estudo realizado no lixão desativado do município de Brejinho-RN, em que obteve concentrações entre 303,75 mg.kg⁻¹ e 577,12 mg.kg⁻¹, com uma média de 479,92 mg.kg⁻¹. Assim como o Ca, o Mg é considerado um macronutriente secundário, no entanto, é comum que os solos apresentem maiores quantidades de Ca do que Mg, visto que o Mg não é fortemente absorvido pelas argilas e pela MO, fazendo com que esse macronutriente seja mais suscetível a ser retirado da superfície do solo no processo de lixiviação (IPNI, 1998).

Quanto aos resultados determinados para o Nitrogênio (N) nas amostras AC1, AC2 e AF, as concentrações foram de 900 mg.kg⁻¹, 1400 mg.kg⁻¹ e 800 mg.kg⁻¹, respectivamente. Ao comparar os resultados de MO e N é possível perceber que existe uma interação entre estas propriedades, visto que, a amostra que apresenta maior teor de MO também apresenta maior concentração de N, e a amostra que apresenta menor concentração de MO, apresenta menor teor de N. Isso acontece devido à relação diretamente proporcional entre estas propriedades, uma vez que a MO ao ser biodegradada libera N, que é um macronutriente para o solo (BARROS, 2013).

Em se tratando das concentrações de metais, na Tabela 2 estão descritos os teores destes elementos para as três amostras de solos analisadas (AC1, AC2 e AF).

Tabela 2 - Concentrações de metais para as amostras AC1, AC2 e AF

METAL	AMOSTRAS			Valores orientadores (CONAMA 420)	
	AC1	AC2	AF	VP	VI (agrícola)
Al [mg.kg ⁻¹]	0	0	0	-	-
As [mg.L ⁻¹]	< 0,1	< 0,010	< 0,1	15	35
Cd [mg.L ⁻¹]	< 0,005	< 0,010	< 0,005	1,3	3
Cr [mg.L ⁻¹]	< 0,010	< 0,010	< 0,010	75	150
Zn [mg.L ⁻¹]	0,081	0,0521	---	300	450
Mn [mg.L ⁻¹]	0,896	0,976	0,94	-	-
Fe [mg.L ⁻¹]	5,43	6,034	5,682	-	-
Pb [mg.L ⁻¹]	0,97	2,07	1,54	72	180

Legenda: AC1: Amostra Composta 1; AC2: Amostra Composta 2; AF: Área Florestada; VP: valores de prevenção; VI(agrícola): valores de investigação para áreas agrícolas

Fonte: Autoria própria (2019)

Observando os dados que estão dispostos na Tabela 2, é possível perceber que as concentrações de As, Cd, e Cr, para todas as amostras, e de Zn, para a amostra AF, foram menores do que o limite de leitura do equipamento no qual foram realizadas as análises e que as concentrações de Al chegaram a zero. Resultados semelhantes para Cd foram obtidos por Milhome *et al.* (2018) e Oliveira *et al.* (2016), da mesma forma, Mamedes (2017) obteve resultados similares para o elemento Al. As grandes quantidades de Ca no solo, são capazes de inibir a solubilização e toxidez de metais como Al e Mn, o que, possivelmente, pode explicar as baixas concentrações destes elementos nas amostras analisadas.

Além disso, é possível destacar que o Fe foi o metal que apresentou maiores concentrações, obtendo valor máximo de $6,034 \text{ mg.L}^{-1}$ na amostra AC2. Já os elementos Zn, Mn e Pb apresentaram concentrações de $0,0521 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,976 \text{ mg.L}^{-1}$ e $2,07 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Quanto às fontes de Zn e Mn, uma das mais importantes fontes de contaminação é o descarte de pilhas e baterias em lixão, visto que os principais constituintes das pilhas de zinco-carvão e alcalinas são Zn e Mn (AGOURAKIS *et al.*, 2006). As baixas concentrações de Zn e Mn podem ser explicadas pela baixa quantidade de materiais como pilhas e baterias na área do lixão, o que pôde ser percebido durante as visitas de campo na área de estudo.

Comparando os resultados obtidos para as concentrações dos metais analisados e os valores orientadores fornecidos pela Resolução n. 420 (CONAMA, 2009), descritos nas Tabelas 2, é possível perceber que as concentrações de todos os elementos analisados se encontram menores, inclusive, que os VP definidos pela referida Resolução.

As baixas concentrações de metais podem ser explicadas por alguns fatores, tal como o trabalho intenso dos catadores de materiais recicláveis, que atuam na coleta de materiais passivos de reciclagem, reduzindo, assim, o volume de resíduos depositados na área do lixão. Outro aspecto é o volume de chuvas que atingiram a região durante o período de realização deste trabalho, o que pode ter ocasionado o carreamento de alguns destes elementos para outras camadas do solo.

Outra explicação para as baixas concentrações dos metais analisados está relacionada ao pH básico dos solos avaliados, sendo que quanto mais básico o pH do meio, menor a solubilidade dos metais. Rieuwerts *et al.* (2006) afirmam que, existe uma relação inversa entre o pH e a solubilidade do metal, fato verificado neste estudo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As propriedades físico-químicas analisadas nos solos da área do lixão de Pombal-PB (AC1 e AC2), foram afetadas, especialmente, pela grande quantidade de resíduos orgânicos, que exerceu influência na matéria orgânica, no cálcio e no nitrogênio do solo;

Quanto às concentrações dos metais avaliados, estas encontram-se em níveis aceitáveis, conforme a legislação ambiental; contudo, estudos mais aprofundados a cerca dessa temática, em outros horizontes do solo, fazem necessário a fim de afirmar se existe ou não a contaminação por estes elementos;

Espera-se que este estudo seja utilizado como subsídio para a criação de políticas públicas de prevenção à contaminação do solo e de gerenciamento de resíduos sólidos, no município de Pombal-PB, e, ainda, como embasamento para o desenvolvimento de novas pesquisas sobre resíduos sólidos urbanos;

Propõem-se para estudos futuros que sejam feitas análises de indicadores físico-químicos e biológicos da água e do lixiviado da área de influência do lixão.

REFERÊNCIAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020**. São Paulo, 2020.

AGOURAKIS, Demetrios Chiuratto et al. Comportamento de Zinco e Manganês de pilhas alcalinas em uma coluna de solo. **Revista Química Nova**, v. 29, n. 5, p. 960-964, 2006. APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23 ed. Washington: Ed. APHA, 2017.

AZEVEDO, Pollyana Bezerra et al. Diagnóstico da degradação ambiental na área do lixão de Pombal, PB. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 10, n. 1, p. 20-34, 2015. DOI: <https://doi.org/10.18378/rvads.v10i1.3294>.

BARROS, José Deomar de Souza. Contribuições da matéria orgânica do solo para mitigar as emissões agrícolas de gases de efeito estufa. **Revista Polêmica**, v. 12, n.

2, 2013. BENDITO, Bianca Pietsch Cunha et al. Diagnóstico da degradação ambiental na área de depósito inadequado de resíduos sólidos de Porto Nacional–TO. **Gaia Scientia**, v. 11, n. 3, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.21707/gv11.n03a011>

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, **Diário oficial da União** 2010.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. **Diário Oficial da União**, 2009.

COSTA, Tancio Gutier Ailan et al. Impactos ambientais de lixão a céu aberto no Município de Cristalândia, Estado do Piauí, Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 3, n. 4, p. 79-86, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.21438/rbgas.030408>.

CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. **Diagnóstico do Município de Pombal**. CPRM/PRODEEM, 2005.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2ª edição. Rio de Janeiro – Embrapa Solos, 2011, p.230.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 3ª edição. Brasília, DF – Embrapa Solos, 2017.

FEAM – Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Manual de coleta de solos para valores de referência de qualidade no Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 2013, 15 p. GALDINO, Silvana De Jesus; MARTINS, Carlos Humberto. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos da coleta convencional de um município de pequeno porte. **Tecno-Lógica**, v. 20, n. 1, p. 01-08, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.17058/tecnolog.v20i1.6060>. GOMES, Naiara Angelo et al. Diagnóstico ambiental qualitativo no “lixão” da cidade de Pombal, Paraíba. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 12, n. 1, p. 61-67, 2017.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa nacional de saneamento básico: 2008**. Rio de Janeiro, 218 p., 2010.

IPNI – International Plant Nutrition Institute. **Manual internacional de fertilidade do solo**. 2ª edição. Piracidaba: POTAFOS, 1998.

JORIS, H.A.W.; FONSECA, A.F.; ASAMI, V.Y.; BRIEDIS, C.; BORSZOWSKI, P. R.; GARBUIO, F.J. Adsorção de metais pesados após calagem superficial em um latossolo vermelho sob sistema de plantio direto. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43,n. 1, p. 1-10, 2012.

KORF, Eduardo Pavan et al. Retenção de metais em solo da antiga área de disposição de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo-RS. **Revista de Ciências Ambientais**, v.2, n.2, p. 43-60, 2008.

MAMEDES, Ingrid Moreno. Influência da disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos sobre o solo: estudo de caso do lixão de Várzea Grande-MT. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v.5, n.2, p. 327-336, 2017.

MARCHI, Cristina Maria Dacach Fernandez. Novas perspectivas na gestão do saneamento: apresentação de um modelo de destinação final de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 7, n. 1, p. 91-105, 2015.

MEDEIROS, Gerson Araujo de et al. Diagnóstico da qualidade da água e do solo no lixão de Engenheiro Coelho, no Estado de São Paulo. **Revista Engenharia Ambiental**, v. 5, n. 2, p. 169-186, 2008.

MELO, E.E.C.; NASCIMENTO, C.W.A.; SANTOS, A.C.Q.; SILVA, A.S. Disponibilidade e fracionamento de Cd, Pb, Cu, e Zn em função do pH e tempo de incubação com o solo. **Ciênc. Agrotec.** V. 23, n. 3, p. 776-784, 2008

MENDONÇA, Daiane dos Santos Mamede; ZANG, Joachim Werner; FONSECA-ZANG, Warde Antonieta. Efeitos e danos ambientais da disposição de resíduos sólidos na área do lixão e aterro controlado no município de Inhumas-GO. **Caderno de Geografia**, v. 27, n. 50,

486-499, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.5752/p.2318-2962.2017v27n50p486>.
MILHOME, M. A. L.; HOLANDA, J. W. B.; de ARAÚJO NETO, J. R.; do Nascimento, R. F. Diagnóstico da Contaminação do Solo por Metais Tóxicos Provenientes de Resíduos Sólidos Urbanos e a Influência da Matéria Orgânica. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 1, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.21577/1984-6835.20180007>.

NASCIMENTO, Bruno Henrique Silva do. **Qualidade do solo em lixão desativado no município de Brejinho, RN**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

OLIVEIRA, Alessandro Lemos de et al. Análise qualitativa dos impactos ambientais no meio abiótico em um depósito de resíduos sólidos. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer**, v. 11, n.22, p. 184-199, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.18677/Enciclopedia_Biosfera_2015_080.

OLIVEIRA, Benone Otávio Souza et al. Avaliação dos solos e das águas nas áreas de influência de disposição de resíduos sólidos urbanos de Humaitá, Amazonas. **Eng. sanit. ambient**, v. 21, n. 3, p. 593-601, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016133274>. 2015

OLIVEIRA, Bruna Rafaela. **Avaliação dos metais ambientalmente disponíveis em amostras de sedimento de pontos de captação de água para abastecimento público de Palmas, TO**. 2012. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares PMBS – Plano Municipal de Saneamento Básico. Pombal-PB, 2015.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of hazardous materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

REZENDE, Jozrael Henriques et al. Composição gravimétrica e peso específico dos resíduos sólidos urbanos em Jaú (SP). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 1, p. 1-8, 2013. RIEUWERTS, Jhon S. et al. The influence of soil characteristics on the extractability of Cd, Pb and Zn in upland ad moorland soils. **Science of the Total Environment**, n. 366, p. 864-875, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.08.023>.

SÁ, Lidiane Freire de; JUCÁ, José Fernando Thomé; SOBRINHO, Maurício A. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 1, p. 204-217, 2012.

SILVA, Alessandra dos Santos. **Análise de componentes tóxicos em resíduos sólidos urbanos**. 2016. 160 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2016.

SIQUEIRA, Hygor Evangelista et al. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos na cidade de Nova Ponte (MG). **Revista DAE**, v. 64, n. 202, p. 39-52, 2016. DOI: <http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/dae.2014.152>.

SOUSA, Valéria Fernandes de Olivera et al. Percepção sobre qualidade da arborização urbana da cidade de Pombal, Paraíba. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 13, n. 3, p. 343-347, 2018. DOI: <https://doi.org/10.18378/rvads.v13i3.5688>. SOUZA, Danilo Lima de et al. Características químicas de solos sob diferentes usos na Bacia do Rio Piranhas. **Revista Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 10, n.1, p. 65-71, 2014. USEPA. U.S. Environmental Protection Agency. **Method 3051A**. 1998.

WHO–World Health Organization - International Reference Center for Wastes Disposal. **Methods of analysis of sewage sludge solid wastes and compost**. Zurich, 1979, 50 p.