

Estudo da fertilidade dos solos de cobertura de um aterro sanitário do Estado do Ceará (Nordeste, Brasil)

Gemmelle Oliveira Santos ^[1], Maria Vânisse Borges de Matos ^[2]

[1] gemmelle@ifce.edu.br. [2] vanisse16@yahoo.com.br. Instituto Federal do Ceará (IFCE).

RESUMO

O objetivo da pesquisa foi avaliar o potencial dos solos de cobertura de um aterro sanitário do Estado do Ceará (Nordeste, Brasil), em termos de fertilidade, como substrato para a sobrevivência e desenvolvimento da cobertura vegetal. Quatro pontos de amostragem do solo de cobertura foram escolhidos, extraídas amostras simples (500g) em duas profundidades (0-20 cm e 20-40 cm) que resultaram em 16 amostras (1ª campanha: agosto de 2014, 2ª campanha: dezembro de 2014) analisadas quanto à concentração de 20 atributos químicos. A maior parte dos atributos indicou condição favorável para a sobrevivência e o desenvolvimento da cobertura vegetal. Houve grande tendência de diminuição da concentração dos atributos com a profundidade, concordando com a literatura. O solo de cobertura parece ter permitido às raízes boa fixação, pois existem árvores de grande porte sobre a área estudada e não foram verificados tombamentos.

Palavras-chave: Aterro Sanitário. Solos. Fertilidade.

ABSTRACT

This study was aimed to evaluate the fertility potential of a landfill cover soil in the State of Ceará (Northeastern Brazil) as a substrate for the survival and development of a vegetation cover. Four cover soil sampling points were chosen and simple samples were collected (500 g) at two different depths (0-20 cm and 20-40 cm), adding up to 16 samples (1st campaign: August 2014, 2nd campaign: December 2014) that were tested for 20 chemical attributes. Most attributes indicated a favorable condition for the survival and development of a vegetation cover. There was a major trend of decreased concentration of the tested attributes with depth, in agreement with the available literature. Considering that there are large trees in the studied area and no fallen trees were found, it seems that the cover soil has allowed for a good root fixation.

Keywords: Landfill. Soils. Fertility.

1 Introdução

A revegetação de aterros sanitários traz vários benefícios: elimina a proliferação de vetores e odores; ajuda a proteger o aterro contra a ação de processos erosivos; minimiza o fluxo de gás para a atmosfera; minimiza a infiltração de águas pluviais; estabiliza os taludes e proporciona paisagem agradável (KUMARI; PANDEY; RAI, 2013).

Há autores que defendem a revegetação a partir do plantio de gramíneas, pois atuam na formação de húmus (MEINERZ *et al.*, 2009), produzem um bom efeito visual (BARROS, 2011) e reduzem a fuga dos gases (SANTOS, 2012).

Embora estejam claros tais benefícios, revegetar um aterro sanitário não é tarefa simples (SOUZA, 2007). Rahman *et al.* (2013), em pesquisa desenvolvida em aterros sanitários do Reino Unido, afirmam que pouco se sabe sobre as comunidades de plantas que melhor se adaptam a restauração de aterros sanitários encerrados, pois é necessário alto nível de conhecimento sobre a estrutura das espécies a serem utilizadas. Além disso, as camadas de cobertura possuem solos pobres e provenientes de várias fontes, apresentam substrato grosseiro, alta concentração de gás, baixa fertilidade e alta declividade (RAHMAN *et al.*, 2013).

O crescimento da vegetação em solos de aterro é severamente inibido (XIAOLI *et al.*, 2010), pois o ambiente é adverso e desequilibrado (LONDE; BITAR, 2011), a migração dos gases tende a provocar a senescência do sistema radicular (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2005) e a contaminação por lixiviado pode resultar em altas taxas de mortalidade de árvores (CHAN; CHU; WONG, 1997).

No Brasil, a revegetação de aterros sanitários vem sendo estudada por vários pesquisadores: Magalhães (2005), no Aterro Sanitário de Belo Horizonte (MG); Meinerz *et al.* (2009), no Aterro Sanitário de Toledo (PR); Barros (2011), no antigo aterro Raposo Tavares (região do Butantã) e no antigo aterro Jacuí (região de São Miguel Paulista); Figueiredo (2012), no Aterro Sanitário da Formosa (GO); Santos (2012), no Aterro Sanitário de Caucaia (CE); Resende *et al.* (2015), na área do antigo lixão de Inconfidentes (MG).

No Aterro Sanitário de Caucaia (ASC), Região Metropolitana de Fortaleza (CE), contrariando parte dos relatos da literatura, vem se observando não só a sobrevivência como também o desenvolvimento

da cobertura vegetal sobre células de resíduos encerradas, o que despertou o interesse em conhecer as condições ambientais locais que estão favorecendo esse processo.

O estudo aprofundado sobre a fertilidade do solo de cobertura é pioneiro no Estado do Ceará e poderá servir de base para o desenvolvimento de projetos de recuperação ambiental mais adequados para a realidade das demais áreas de disposição final de resíduos sólidos encerradas do Estado.

O objetivo desta pesquisa foi avaliar o potencial dos solos de uma célula encerrada do ASC, de 2,8 hectares, em termos de fertilidade, como substrato para a sobrevivência e desenvolvimento da cobertura vegetal.

2 Materiais e Métodos

Este trabalho foi realizado no Aterro Sanitário de Caucaia (ASC), que dista aproximadamente 30 km de Fortaleza, capital do Estado do Ceará, Nordeste, Brasil.

A área do ASC destinada à disposição de resíduos sólidos tem 78,47 hectares e em 2018, especificamente, o aterro sanitário recebeu 1.671.008,04 toneladas de diversas origens: domiciliar, da capina, poda, varrição, entre outros.

A célula estudada tem 2,8 hectares e 9 metros de altura (localização geográfica: 3°47'35.53" S; 38°40'09.43" W). É uma das mais antigas do aterro sanitário e foi encerrada há aproximadamente 20 anos (área consolidada) e sobre ela vem se observando o surgimento da vegetação herbácea, arbustiva e arbórea. Na área de estudo foram identificados vegetais de 22 espécies: chanana (*Turnera uniflora*), Salsa (*Ipomoea asarifolia*), bucha vegetal (*Luffa cylindrica*), buchinha (*Luffa operculata*), milho de cobra (*Dracontium lorentense*), capim elefante (*Pennisetum prunifera*), urtiga (*Pourouma cinerascens*), ciúme (*Calotropis procera*), mamona (*Ricinus communis*), jurema preta (*Mimosa tenuiflora*), cajarana (*Spondias mombin*), mororó (*Bauhinia forticata*), leucena (*Leucaena leucocephala*), catingueira (*Caesalpinia pyramidalis*), angico branco (*Anadenanthera colubrina*), acácia amarela (*Acacia farnesiana*), mutamba (*Guazuma ulmifolia*), jucá (*Caesalpinia ferrea*), acerola (*Malpighia emarginata*), feijão bravo (*Capparis flexuosa*), carnaúba (*Copernicia prunifera*) e mandacaru (*Cereus jamacaru*).

Para entender o processo de revegetação em curso, uma avaliação da fertilidade do solo de cobertura da referida célula foi realizada. Quatro pontos de amostragem foram escolhidos, ilustrados na Figura 1 e extraídas amostras simples (500 g) em duas camadas (0 a 20 cm e 20 a 40 cm) durante duas campanhas (1ª campanha: agosto de 2014, 2ª campanha: dezembro de 2014) que resultaram em 16 amostras. Essa forma de amostragem seguiu a literatura (ANDRADE; MAHLER, 2000; BELI *et al.*, 2005; MEDEIROS *et al.*, 2008; MEINERZ *et al.*, 2009; ALCÂNTARA, 2010). Os locais foram os únicos acessíveis sobre o platô do ASC.

Figura 1 – Localização dos pontos de amostragem do solo da camada de cobertura do Aterro Sanitário de Caucaia.



Fonte: elaborado pelos autores.

Cada amostra (Figura 2) foi analisada conforme metodologias descritas no manual da EMBRAPA (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 1997), em relação aos seguintes atributos estabelecidos na Tabela 1. Os parâmetros são pH em água, acidez potencial (H + Al), alumínio (Al), percentagem de saturação com alumínio (m), matéria orgânica, fósforo total (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), porcentagem de sódio trocável (PST), soma de base (S), porcentagem de saturação por base (V%), capacidade de troca cátions (T) e condutividade elétrica (CE), e micronutrientes: cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe) e manganês (Mn).

Figura 2 – Coleta das amostras do solo.



Fonte: elaborado pelos autores.

Tabela 1 – Atributos e metodologias

Parâmetro	Metodologia e fórmula
pH em H ₂ O	Método do eletrodo combinado
H + Al	Método da solução de acetato de cálcio e titulação alcalimétrica do extrato
MO	MO = carbono x 1,724
P (total)	Solução extratora de ácido ascórbico e determinação por espectrometria
K e Na	Solução extratora de acetato de amônio e determinação por fotometria de chama
Ca e Mg	Solução extratora de acetato de amônio e titulação com EDTA
Al	Método volumétrico por titulação com hidróxido de sódio
S	K + Ca + Mg + Na
T	K + Ca + Mg + Na + Al
CE	Extrato de saturação
PST	PST = (Na / T) x 100
V (%)	V = 100 x (S / T)
m (%)	m = 100 x (Al ³⁺ / S + Al ³⁺)
Cu	Solução extratora de Mehlich 1 e leitura por absorção atômica
Zn	
Mn	
Fe	

Fonte: elaborado pelos autores.

3 Resultados e discussão

Os resultados obtidos para os atributos analisados estão reunidos na Tabela 2 (média das duas campanhas). Observou-se que o pH do solo variou entre 6,20 (acidez baixa) e 7,65 (alcalinidade média), demonstrando para tal parâmetro condição favorável ao desenvolvimento dos vegetais. Tais valores condizem com os resultados obtidos por Samuel-Rosa, Dalmolin e Pedron (2011).

Tabela 2 – Resultados dos atributos químicos do solo e cobertura do aterro sanitário

Atributo	Unidade	Ponto 1				Ponto 2				Ponto 3				Ponto 4			
		Profundidade (cm)															
		0-20		20-40		0-20		20-40		0-20		20-40		0-20		20-40	
		M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP
pH em H ₂ O	-	6,45	0,13	6,55	0,19	6,20	0,19	6,25	0,31	7,65	0,32	7,65	0,69	6,20	0,56	6,30	0,57
Al		0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0,10	0,01	0,18	0,02	0,18	0,02
H + Al		2,03	0,04	2,07	0,06	1,45	0,04	2,77	0,14	0,50	0,16	0,67	0,06	0,99	0,07	1,24	0,04
Ca	cmolc/kg	3,77	0,08	3,50	0,11	3,24	0,10	2,56	0,13	7,00	0,30	5,50	0,50	2,40	0,17	2,65	0,08
T		6,93	0,14	6,34	0,21	5,73	0,17	5,67	0,17	8,45	0,55	7,20	0,65	5,25	0,37	4,85	0,15
S		4,90	0,22	4,27	0,15	4,28	0,21	2,90	0,09	7,95	0,49	6,55	0,66	4,30	0,30	3,55	0,11
Mg		0,62	0,03	0,53	0,02	0,78	0,04	0,11	0,00	0,45	0,06	0,55	0,06	1,20	0,08	0,40	0,01
m		0	0	0	0	0	0	0	0	1,00	0,02	1,50	0,15	4,00	0,36	4,50	0,14
V	%	70,83	3,19	67,44	3,54	74,78	3,74	51,22	3,59	94,00	3,54	91,00	9,10	81,00	7,29	74,50	2,24
PST		0,74	0,03	0,49	0,04	0,84	0,04	1,13	0,08	4,50	0,04	5,00	0,50	7,00	0,63	7,50	0,75
Mn		3,65	0,33	4,20	0,18	1,85	0,09	2,30	0,16	21,15	0,18	16,70	1,67	6,50	0,59	5,00	0,50
Fe		16,00	1,60	15,00	1,92	17,00	1,19	40,00	3,60	76,30	0,80	84,60	4,23	37,10	3,34	51,60	5,16
K		0,47	0,04	0,22	0,06	0,22	0,02	0,17	0,01	0,14	0,02	0,15	0,01	0,29	0,01	0,15	0,02
Zn	mg/kg	1,65	0,15	1,70	0,20	0,60	0,04	0,45	0,01	16,80	0,08	12,85	0,64	2,15	0,04	2,30	0,23
Na		0,05	0,00	0,03	0,01	0,05	0,00	0,06	0,00	0,37	0,00	0,36	0,02	0,38	0,01	0,38	0,03
P (total)		25,00	2,50	7,00	2,75	5,00	1,00	3,00	0,63	82,00	2,50	61,00	3,05	7,00	0,14	3,50	0,32
Cu		0,50	0,05	0,35	0,06	0,30	0,02	0,15	0,03	4,05	0,03	2,60	0,23	1,60	0,03	0,50	0,01
CE	dS/m	0,35	0,03	0,25	0,04	0,25	0,01	0,20	0,01	0,52	0,02	0,54	0,05	0,27	0,02	0,25	0,01
MO	g/kg	18,08	1,63	12,29	1,99	10,62	0,32	8,39	0,25	17,33	0,90	11,33	1,02	6,93	0,62	4,42	0,09

M: Média, DP: Desvio Padrão

Fonte: elaborado pelos autores.

Conforme Lauermann (2007), valores mais elevados do pH no solo podem ser atribuídos ao efeito alcalino do chorume gerado durante a decomposição dos resíduos sólidos urbanos.

Observou-se que não houve grande variação do pH do solo com a profundidade. Esses resultados diferem dos encontrados por Andrade e Mahler (2000) no aterro de Santo Amaro, que apesar da heterogeneidade do solo, verificaram aumento do pH com a profundidade, demonstrando a possibilidade de ter ocorrido ascensão do chorume.

Observou-se uma acidez baixa com exceção do ponto 3, que apresentou alcalinidade média. A baixa acidez pode ter várias origens, como poucos grupos ácidos presentes na matéria orgânica e baixo teor de alumínio; o que favorece o desenvolvimento das espécies vegetais, a exemplo, das espécies leucena (*Leucocephala*) e mutamba (*Ulmifolia*) identificadas na área estudada, que se adaptam em solos com pH próximos a neutralidade.

Um fator que impede alterações acentuadas do pH é a capacidade de tamponamento do solo, que pode ser medida indiretamente pela capacidade de troca de cátions - T (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2010). Nesta pesquisa, o ponto 3 apresentou o maior pH e também a maior T enquanto os pontos 2 e 4 apresentaram menor pH e menor T.

A concentração de alumínio no solo foi detectada apenas nos pontos 3 e 4: 0,05 e 0,18 cmolc/kg, respectivamente. Observou-se ainda que não houve variação significativa da concentração do alumínio em relação à profundidade do solo.

Valores tão baixos mantêm relação com os resultados do pH e não afetam negativamente os vegetais, pois o alumínio não está disponível no sistema solo-planta. Conforme a Emprapa (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2010), o solo possui tanto mais alumínio quanto maior for o teor em argila caolínica, uma vez que o alumínio é parte integrante e predominante dessa argila mineral (relação 1:1).

Como explicam Macedo *et al.* (2011), o alumínio no solo apresenta uma maior atividade quando o pH diminui abaixo de 5,5 (resultados do solo estudado para o pH: 6,20 - 7,65), ocasionando maior potencialização dos efeitos fitotóxicos e insalubres desse elemento às culturas.

Para se avaliar corretamente a toxidez por alumínio deve-se calcular a saturação por alumínio (m%), que nesta pesquisa correspondeu a no máximo 4,5% (ponto 4), ou seja, concentração não prejudicial segundo a classificação da Emprapa (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2010).

Conforme a EMBRAPA (2004), a saturação por alumínio é considerada um dos melhores índices para estimar o nível de toxidez de alumínio nos solos tropicais, sendo considerado tóxico a partir de 10% (para a cultura de feijão), 20% (soja e sorgo), 25 a 30% (milho) e 70% (arroz).

Como o pH variou entre 6,20 e 7,65 e a concentração do alumínio variou entre 0,05 e 0,18 cmolc/kg, a acidez potencial ($H^+ + Al^{3+}$) do solo estudado foi enquadrada como baixa (entre 0,50 e 2,77 cmolc/kg), não limitando o crescimento das raízes nem lixiviando nutrientes livres.

Houve aumento da acidez potencial com a profundidade, em todos os pontos. Geralmente, a acidez potencial aumenta com a profundidade à medida que ocorre a decomposição do material orgânico pelos organismos presentes no solo, pois durante a decomposição são liberados ácidos.

Em relação à concentração dos nutrientes, o cálcio foi o parâmetro que apresentou maior concentração (2,40 - 7,00 cmolc/kg), classificando-se entre médio e alto, conforme definição de Aquino *et al.* (1993), indicando um solo com boa qualidade agrônômica quanto a este parâmetro, podendo ser explicado pelo tipo de material utilizado na cobertura final, como também concluiu Magalhães (2005). Uma parte do fósforo também pode estar ligada com esse cálcio, principalmente na condição de pH encontrada. Observou-se que houve diminuição da sua concentração com a profundidade em três pontos (1, 2 e 3); comportamento semelhante foi verificado por Teixeira *et al.* (2006).

A redução do cálcio com a profundidade pode ser consequência da lixiviação decorrente das chuvas ou de sua precipitação em formas insolúveis. Os resultados mostraram que o solo estudado é rico em cálcio. Em solos de agricultura, a formação de ácidos húmicos aumenta o teor de matéria orgânica (PRIMAVESI, 2002). Isso explica, em parte, os resultados encontrados para a matéria orgânica do solo estudado; classificada como baixa.

A concentração de magnésio variou de 0,11 a 1,20 cmolc/kg (médio e alto, respectivamente), conforme classificação de Aquino *et al.* (1993). Observou-se ainda que houve diminuição da sua concentração com a profundidade em três pontos; comportamento semelhante foi verificado por Teixeira *et al.* (2006).

Os sítios de adsorção no solo são geralmente ocupados pelo cálcio, por isso a concentração de

magnésio é menor (AMARAL; PIRES; FERRARI, 2014), como constatado nesta pesquisa.

De acordo com Novais *et al.* (2007), o magnésio é absorvido pela planta na forma iônica e acessado pelas raízes principalmente pelos mecanismos de interceptação radicular e fluxo de massa. A absorção de magnésio está associada, também, às suas relações de equilíbrio com o cálcio e o potássio na solução do solo.

A concentração de sódio variou de 0,03 a 0,38 cmolc/kg, o que caracteriza o solo estudado como um solo não sódico, o que é confirmado por suas propriedades químicas: pH (menor que 8,5), condutividade elétrica (menor que 4 dS/m) e percentagem de sódio trocável (menor que 15%), conforme Aquino *et al.* (1993).

A percentagem de sódio trocável (PST) variou de 0,49 a 7,50%, o que caracteriza o solo como não-sódico. Observou-se que a PST aumentou com a profundidade em três pontos, o que pode refletir o processo de lavagem dos sais da camada mais superficial do solo (AMORIM *et al.*, 2010), o que não chega a ser preocupante, pois tratam-se de baixas concentrações, ou seja, não haverá prejuízos a zona radicular das plantas, conforme Chaves *et al.* (1998).

Silva *et al.* (2010) desenvolveram um trabalho cujo objetivo era avaliar as alterações na concentração do Sódio em um solo submetido à aplicação de percolato de resíduos sólidos urbanos. Os autores constataram valores de PST abaixo de 15%; valor considerado indicador de sodicidade do solo. Concluíram que a concentração de sódio se manteve em níveis considerados aceitáveis e que não coloca em risco a qualidade do solo no que se refere ao problema de salinização/sodificação. Indiretamente, essa conclusão pode ser aplicada a área estudada quanto ao PST.

As concentrações de potássio variaram entre 0,14 e 0,47 cmolc/kg, ou seja, muito baixo, conforme a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais - CFSEMG (1999). Os solos brasileiros são pobres em potássio, cujo teor médio varia com o material de origem e as perdas ou ganhos sofridos.

Os baixos teores do potássio podem ser atribuídos a percentagem de areia do solo (COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS, 1999), bem como os baixos teores de matéria orgânica encontrados (4,42 e 18,08 g/kg), o que implica em baixa capacidade de armazenar o elemento, que é lixiviado facilmente (KINPARA, 2003; LOPES; GUILHERME, 2004).

Observou-se ainda que houve diminuição do parâmetro com a profundidade em três pontos (1, 2 e 4); comportamento semelhante foi verificado por Teixeira *et al.* (2006). Faquin (2005) explica que o potássio, por ser um íon monovalente, sofre inibição ao competir com cátions bivalentes, por exemplo, o cálcio e o magnésio. Essa relação é perceptível principalmente no ponto 3.

A soma de bases - S (cálcio + magnésio + sódio + potássio) variou entre 2,90 e 7,95 cmolc/kg, classificando-se como média e alta, respectivamente (COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS, 1999). A soma de bases indica o número de cargas negativas dos colóides que estão ocupados por bases, o que significa que há uma boa quantidade de cátions no solo, ou seja, o solo não é pobre em nutrientes. Observou-se ainda que houve diminuição do parâmetro com a profundidade em todos os pontos.

Os resultados da S permitiram entender que o solo estudado apresenta condição natural de fertilidade, o que é confirmado com o resultado da Saturação por Base, que classifica o solo como eutrófico (fértil).

A saturação por base (V%) do solo estudado variou entre 51,22 e 94,00%, classificando-se como média e muito alta, conforme a CFSEMG (1999). Observou-se ainda que houve diminuição do parâmetro com a profundidade em todos os pontos; comportamento semelhante foi verificado por Teixeira *et al.* (2006).

A saturação por base é um excelente indicativo das condições gerais de fertilidade do solo, sendo utilizada até como complemento na nomenclatura dos solos (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2010). Dessa forma, o solo estudado não é deficiente em cálcio, magnésio e potássio, havendo baixa predominância de hidrogênio e alumínio no complexo de troca.

A classificação dos solos apresentada por Serrat *et al.* (2002) e pela EMBRAPA (2010) e o trabalho de Amaral, Pires e Ferrari (2014), permitem enquadrar o solo estudado como eutrófico, pois em todas as amostras, os valores de V% superaram 50%. Esse resultado indica condições adequadas para algumas culturas encontradas na célula estudada, que segundo Luz, Ferreira e Bezerra (2002), leguminosas em geral, mamona, leucena e plantas ornamentais herbáceas e arbustivas, possuem valor de V em torno de 60%.

No que diz respeito à produtividade, cerca de 50% a 60% da saturação por bases é considerada adequada

para a maioria dos cereais, e de 60% a 70%, adequada para a maioria das leguminosas (EMBRAPA, 2004).

A capacidade de troca de cátions - T nas amostras do solo variou entre 4,85 e 8,45 cmolc/kg, classificando-se como alta e muito alta, conforme a CFSEMG (1999) e Cotta, Rezende e Piovani (2006). Os resultados também estão próximos aos de Santos (2012) que variaram entre 7,4 e 8,7 cmolc/kg (que estudou o mesmo aterro sanitário).

Observou-se ainda que houve diminuição do parâmetro com a profundidade em todos os pontos; comportamento semelhante foi verificado por Teixeira *et al.* (2006). A redução da T com a profundidade está diretamente relacionada com o teor de matéria orgânica, que também diminuiu em todos os pontos. Tal relação também foi observada por Nascimento e Costa (2012).

Conforme explicam Nascimento e Costa (2012), a dependência que a T apresenta da matéria orgânica pode ser um problema, já que ela sofre degradação, liberando os metais que estão retidos. Os danos causados dependem da velocidade de degradação, que pode ser avaliada pela relação carbono/nitrogênio.

Nesta pesquisa, o teor de matéria orgânica variou entre 4,42 e 18,08 g/kg; baixo, conforme CFSEMG (1999) e Borges e Souza (2011). Observou-se ainda que houve diminuição do parâmetro com a profundidade em todos os pontos, provavelmente devido a maior distância da zona de influência da cobertura vegetal, com esse comportamento semelhante também verificado por Alcantara (2010).

O fósforo é, entre os macronutrientes, o que as plantas requerem em menor quantidade. No solo estudado a concentração deste elemento variou entre 3,00 (muito baixa) a 82 mg/kg (muito alta), conforme a CFSEMG (1999).

Observa-se que o teor de fósforo no ponto 3 foi muito elevado em relação aos outros pontos, provavelmente pela existência de excesso de alguma fonte específica (resíduos vegetais, por exemplo). O nível crítico do fósforo pode ser resultante da decomposição de animais e vegetais, etapa do ciclo biogeoquímico onde esse elemento é devolvido ao solo na forma de íon fosfato pois, conforme afirmam a CFSEMG (1999) e Magalhães (2005), a concentração de fósforo no substrato é influenciada pelos processos bioquímicos do solo.

Segundo Primavesi (2002), existem pelo menos dois pontos básicos para manter o fósforo disponível no solo: (i) a manutenção de um pH maior que 5,5

e menor que 7,5 (característica aplicada ao solo estudado), (ii) a conservação de uma bioestrutura grumosa que permita o arejamento adequado do solo.

A Condutividade Elétrica (CE) é usada para medir a quantidade de sais presentes em solução do solo. Quanto maior a quantidade de sais presentes na solução, maior será o valor de CE. Para tal parâmetro, as amostras do solo variaram entre 0,20 e 0,54 dS/m, o que indica baixa quantidade de sais presentes na solução de solo e pouco prejuízo à zona radicular, à germinação, desenvolvimento e produtividade das plantas (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 1997). Segundo Oliveira *et al.* (2012), a CE é inversamente proporcional ao aumento da profundidade, como verificado em três pontos (1, 2 e 4) desta pesquisa.

A concentração de cobre nas amostras do solo estudado variou entre 0,15 (muito baixo) a 4,05 mg/kg (alto), conforme a CFSEMG (1999). O valor mais elevado foi no ponto 3, no entanto, em níveis inferiores aos considerados de intervenção para solo de uso agrícola, que é 60 mg/kg segundo a Resolução CONAMA 420/2009 (BRASIL, 2009), permitindo inferir que o cobre não representa um metal poluente no solo, ou seja, não apresenta risco de toxicidade para as plantas e não interfere na sua sobrevivência.

Observou-se também que os valores diminuíram com a profundidade, acompanhando o comportamento da T, provavelmente em decorrência da natureza arenosa do solo estudado, conforme pesquisa anterior (Santos, 2012).

A concentração de manganês nas amostras do solo estudado variou entre 1,85 (baixo) a 21,15 mg/kg (alto), conforme a CFSEMG (1999) e Amaral, Pires e Ferrari (2014). Os valores aumentaram com a profundidade nos pontos 1 e 2 e diminuíram nos pontos 3 e 4. Em relação aos níveis de manganês, a Resolução CONAMA 420/2009 não apresenta níveis de alerta ou intervenção para este elemento no solo.

Novais *et al.* (2007) ressaltam que o manganês é um elemento essencial para as plantas, mas em solos ácidos teores elevados desse nutriente podem resultar em toxidez. Assim, provavelmente não foi verificado no solo pesquisado, uma vez que o pH do solo variou entre 6,20 (acidez baixa) e 7,65 (alcalinidade média). Ainda segundo os autores, as espécies vegetais diferem quanto à tolerância, deficiência ou excesso de manganês. Em geral, a toxidez ocorre associada à toxidez de alumínio, em solos com pH inferior 5,5, o que não se aplica ao solo da célula estudada.

Sfredo e Borkert (2004) lembram que a disponibilidade de manganês para as plantas é altamente dependente do pH do solo, fazendo com que o aumento do pH pela calagem diminua o teor do nutriente, com aparecimento dos sintomas de deficiência nas folhas. O manganês tem baixa mobilidade no floema e a sua deficiência aparece inicialmente nas folhas mais novas, com o surgimento de clorose em tons amarelo-esverdeados.

A deficiência de manganês, portanto, é semelhante com a deficiência de magnésio, pois em ambas ocorre clorose internerval nas folhas. Porém, em contraste com a deficiência de magnésio, os sintomas da deficiência de manganês são primeiramente visíveis nas folhas mais jovens, enquanto na deficiência de magnésio as folhas mais velhas são afetadas primeiro.

A concentração de zinco nas amostras do solo da célula do aterro sanitário variou entre 0,45 (baixo) e 16,80 mg/kg (alto), conforme a CFSEMG (1999) e Amaral, Pires e Ferrari (2014).

Conforme observado, o valor mais elevado foi no ponto 3, entretanto, com nível inferior ao considerado de intervenção para solo de uso agrícola, que é 450 mg/kg (Resolução CONAMA 420/2009), permitindo inferir que o zinco provavelmente, não representa um metal poluente no solo, não apresenta risco de toxicidade as plantas e não interfere na sobrevivência das mesmas.

Na comparação dos níveis de zinco nos quatro pontos amostrais, percebe-se uma diferença significativa em relação ao ponto 3. Muñoz (2002), ao encontrar resultados semelhantes justificou o aumento de zinco com a existência de produtos metálicos e plásticos presentes nos resíduos sólidos do Aterro Sanitário de Ribeirão Preto (SP).

O zinco não é um metal muito abundante na natureza. Tal elemento é absorvido pelas plantas na forma catiônica (Zn^{2+}) e auxilia no crescimento e nos sistemas enzimáticos, além de essencial para a produção da clorofila e carboidratos (CAMARGO *et al.*, 2013).

O zinco é fortemente adsorvido pelos colóides do solo, o que ajuda a diminuir as perdas por lixiviação, aumentando o efeito residual. Entretanto, solos arenosos, com baixa T e sujeitos a chuvas pesadas, podem apresentar problemas de deficiência (LOPES, 1999).

Segundo Zanello, Melo e Wowk (2009), o zinco quando comparado ao cobre tem mais mobilidade no solo, sendo que os valores de pH devem exceder

6,5 (o que se verificou no ponto 3). Ainda segundo os autores, outro fator que pode influenciar a atividade dos metais pesados na solução do solo é o efeito da concentração total de eletrólitos, pois altos teores de cálcio e magnésio podem contribuir para a lixiviação daqueles metais pela competição entre os cátions pelos sítios de adsorção.

A concentração de ferro nas amostras do solo da variou entre 15 (baixo) e 84,60 mg/kg (alto), conforme Amaral, Pires e Ferrari (2014). Nos pontos 2, 3 e 4 os valores aumentaram com a profundidade. Em relação aos níveis de ferro, a Resolução CONAMA 420/2009 não apresenta níveis de alerta ou intervenção para este elemento no solo.

Segundo Sengik (2003), grande parte dos solos contém milhares de quilos de ferro, mas devido à fixação, muito pouco está disponível para as plantas. Quando o pH atinge valores iguais a 7,0 ou mais, pode induzir a deficiência de ferro às culturas. Sua deficiência também pode estar relacionada com o desequilíbrio de outros nutrientes como, por exemplo, o excesso de fósforo.

Andrade e Mahler (2000) observaram um aumento da concentração de ferro com a profundidade no Aterro Sanitário de Santo Amaro (São Paulo). Segundo tais autores, esse aumento pressupõe a presença de lixiviados com grande concentração de ferro em camadas mais superficiais.

Segundo Ferrarezi (2006), o ferro é um elemento primordial às plantas, envolvido no mecanismo de transferência de elétrons nas reações de oxirredução, participa no metabolismo dos ácidos nucléicos, faz parte na constituição de várias enzimas e regula vários processos bioquímicos como síntese de clorofila, fotossíntese e respiração, apresentando também funções na redução de nitritos e de sulfatos.

4 Conclusões

O tempo de encerramento da área (aproximadamente 20 anos) e as transformações físicas, químicas e biológicas do seu solo favoreceram a sobrevivência e o desenvolvimento das espécies encontradas e indicam um processo de revegetação natural do aterro sanitário com recuperação da resiliência.

As análises químicas realizadas no solo de cada ponto amostral, nas duas profundidades, indicaram variações nos teores de elementos, demonstrando a heterogeneidade do material de cobertura. Em consequência, as condições de suporte e

desenvolvimento para as plantas, podem ser diferenciadas pela localização na camada de cobertura.

Treze atributos indicaram condição favorável para a sobrevivência e desenvolvimento da cobertura vegetal (pH, alumínio, saturação por alumínio, acidez potencial, cálcio, magnésio, sódio, saturação por bases, condutividade elétrica, percentual de sódio trocável, capacidade de troca de cátions, soma de bases e cobre). Além disso, dois atributos apresentaram desfavorecimento (matéria orgânica e potássio) e quatro atributos (fósforo, zinco, ferro e manganês) não permitiram esse nível de classificação.

REFERÊNCIAS

ALCANTARA, A. J. O. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos e caracterização química do solo da área de disposição final do município de Cáceres-MG**. 2010. 88 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres (Brasil), 2010.

AMARAL, A. A.; PIRES, S. C.; FERRARI, J. L. Qualidade da água e do sedimento de fundo de alguns córregos do município de Castelo, Estado do Espírito Santo. **Revista Agro@ambiente On-line**, v. 8, n. 2, p. 194-203, 2014.

AMORIM, J. R. A. *et al.* **Espacialização da porcentagem de sódio trocável do solo no perímetro irrigado Califórnia, em Canindé de São Francisco Sergipe**. Boletim de pesquisa. Aracaju (Brasil): EMBRAPA Tabuleiros Costeiros, 2010. 17 p.

ANDRADE, J. C. M.; MAHLER, C. F. Avaliação de aspectos da fertilidade de metais tóxicos no solo de cobertura de um aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos visando sua vegetação. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., Porto Alegre, 2000. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000.

AQUINO, A. B. *et al.* **Recomendações de adubação e calagem para o estado do Ceará**. 1.ed. Fortaleza (Brasil): UFC, 1993. 247p.

BARROS, L. H S. **Requalificação dos aterros desativados (brownfields) no município de São Paulo: Parques (greenfields) Raposo Tavares Primavera**. 2011. 403 p. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo)–Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo (Brasil), 2011.

BELI, E. *et al.* Recuperação da área degradada pelo lixão Areia Branca de Espírito Santo do Pinhal - SP. **Engenharia Ambiental**, v. 2, n. 1, p. 135-148, 2005.

BORGES, A. L.; SOUZA, L. S. Análise química do solo, interpretação e recomendações de calagem e adubação numa perspectiva agroecológica.

In: TOFANELLI, M. B. D.; SILVA, T. O. (Org.).

Manejo ecológico e conservação dos solos e da água no Estado de Sergipe. São Cristóvão (Brasil): Editora UFS, 2011. p. 177-203.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA.

Resolução CONAMA nº 420/2009. Diário Oficial da União, n. 249, de 30/08/2009. p. 81-84.

CAMARGO, R. *et al.* Diagnose foliar em mudas de pinhão-mansão (*Jatropha Curcas* L.) produzidas com biossólido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 3, p. 283-290, 2013.

CHAN, Y. S. G.; CHU, L. M.; WONG, M. H. Influence of landfill factors on plants and soil fauna an ecological perspective. **Environmental Pollution**, v. 97, n. 1-2, p. 39-44, 1997.

CHAVES, L. H. G. *et al.* Avaliação da fertilidade dos solos das várzeas do município de Sousa, PB.

Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 2, n. 3, p. 262-267, 1998.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. CFSEMG. **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5º Aproximação.** Viçosa (Brasil), 1999. 359 p.

COTTA, J. A. O.; REZENDE, M. O. O.; PIOVANI, M. R. Avaliação do teor de metais em sedimento do rio Betari no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira: PETAR, São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 40-45, 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. EMBRAPA. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais.** Campinas (Brasil): Embrapa Monitoramento por Satélite, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E), 2010.

_____. **Manual para interpretação de análise de solo.** Rio de Janeiro (Brasil): EMBRAPA/CNPQ, 1997.

_____. **Produção de sementes sadias de feijão**

comum em várzeas tropicais. Santo Antônio de Goiás (Brasil): Embrapa Arroz e Feijão, 2004.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas.** 2005. 186 p. Apostila (Especialização a Distância em Solos e Meio Ambiente), Fundação de Apoio

ao Ensino, Pesquisa e Extensão, Universidade Federal de Lavras, Lavras (Brasil), 2005.

FERRAREZI, R. S. **Fontes de ferro no desenvolvimento de porta-enxerto cítricos produzidos em substrato.** 2006. 102 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical), Pós-Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical, Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas (Brasil), 2006.

FIGUEIREDO, W. S. **Mapeamento da resistividade elétrica do Solo no entorno do aterro sanitário de Formosa.** 2012. 55 p. Monografia (Bacharelado em Gestão Ambiental)—Universidade de Brasília, Planaltina (Brasil), 2012.

KINPARA, D. I. **A importância estratégica do potássio para o Brasil.** Planaltina (Brasil): EMBRAPA, 2003, 27 p.

KUMARI, A.; PANDEY, V. C.; RAI, U. N. Feasibility of fern *Thelypteris dentata* for revegetation of coal fly ash landfills. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 128, p. 147-152, 2013.

LAUERMANN, A. **Caracterização química dos efluentes gerados pelo aterro controlado de Santa Maria e retenção de chumbo e zinco por um argissolo da depressão central do Rio Grande do Sul.** Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo)—Pós-Graduação em Ciências do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria (Brasil), 2007.

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

LOPES, A. S. **Micronutrientes: filosofias de aplicação e eficiência agronômica.** São Paulo (Brasil): ANDAS, 1999.

LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G. **Interpretação da análise do solo - conceitos e aplicações.** Boletim Técnico nº 2. São Paulo (Brasil): ANDA, 2004. 51 p.

LUZ, M. J. S.; FERREIRA, G. B.; BEZERRA, J. R. C. **Adubação e correção do solo:** procedimentos a serem adotados em função dos resultados da análise do solo. Campina Grande (Brasil): Embrapa, 2002. 32 p.

MACEDO, F. L. *et al.* Efeito do alumínio em plantas de pinhão-mansão (*Jatropha curcas* L.), cultivado em solução nutritiva. **Semina Ciências Agrárias**, v. 32, n. 1, p. 157-164, 2011.

MAGALHÃES, A. F. **Avaliação do desempenho de técnicas de Bioengenharia na proteção e**

conservação da cobertura final de taludes em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos: estudo de caso para o aterro sanitário de Belo Horizonte, MG. 2005. 169 p. Dissertação (Mestrado)—Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte (Brasil), 2005.

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

MEINERZ, C. C. *et al.* Estudo de caso para recuperação paisagística do aterro sanitário de Toledo - PR. In: II INTERNACIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION, 2009, São Paulo (Brasil). **Anais....** 2009. p. 1-10.

MUÑOZ, S. I. S. **Impacto ambiental na área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, SP:** avaliação dos níveis de metais pesados. 2002. 158 p. Tese (Doutorado), Pós-Graduação de Enfermagem em Saúde Pública, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto (Brasil), 2002.

NASCIMENTO, D.; COSTA, W. Estudo químico de alguns pontos do solo superficial do aterro controlado do Botuquara. **Ambiência**, v. 8, n. 1, p. 85-99, 2012.

NOVAIS, R. F. *et al.* **Fertilidade do Solo.** Viçosa (Brasil): Sociedade Brasileira de Ciências, 2007. 1017 p.

OLIVEIRA, R. C. *et al.* Condutividade elétrica de um solo manejado com diferentes lâminas de irrigação e diferentes doses de potássio. In: FERBIO 2012, 2012, Maceió (Brasil), **Anais...** 2012.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo.** São Paulo (Brasil): Nobel, 2002. 547 p.

RAHMAN, M. L. *et al.* Plant community composition and attributes reveal conservation implications for newly created grassland on capped landfill sites. **Journal for Nature Conservation**, v. 21, n. 4, p. 198-205, 2013.

RESENDE, L. A. *et al.* Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas em diferentes modelos de plantio na recuperação de área degradada por disposição de resíduos sólidos urbanos. **Revista Árvore**, v. 39, n. 1, p. 147-157, 2015.

SAMUEL-ROSA, A.; DALMOLIN, R. S. D.; PEDRON, F. A. Caracterização do Solo de cobertura de aterros encerrados com ferramentas (geo)estatísticas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 2, p. 121-126, 2011.

SANTOS, G. O. **Avaliação do cultivo de gramíneas na superfície de aterro sanitário, com ênfase para a redução da emissão de metano e dióxido de carbono para a atmosfera.** 2012. 313 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)—Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza (Brasil), 2012.

SENGIK, E. S. **Os macronutrientes e os micronutrientes das plantas.** [S.l.], 2003. Disponível em: <<http://www.nupel.uem.br/nutrientes-2003.pdf>>. Acesso em: dez. 2019.

SERRAT, B. M. *et al.* **Conhecendo o solo.** Cartilha (Projeto de Extensão Universitária Solo Planta), Universidade Federal do Paraná, Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, Curitiba (Brasil), 2002, 27 p.

SFREDO, G. J.; BORKERT, C. M. **Deficiência e toxidades de nutrientes em plantas de soja:** descrição dos sintomas e ilustração com fotos. Londrina (Brasil): EMBRAPA, 2004.

SILVA, D. F. *et al.* Disponibilidade de sódio em solo com capim tifton e aplicação de percolado de resíduo sólido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 10, p. 1094-1100, 2010.

SOUZA, C. M. **Recuperação de áreas degradadas em aterros sanitários.** 2007. 51 p. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal)— Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro (Brasil), 2007.

TEIXEIRA, A. M. *et al.* Os minerais de ferro e alumínio nos solos de Angola. In: MOREIRA, I. (ed.) **Angola: Agricultura, Recursos Naturais e Desenvolvimento Rural, Volume I.** Lisboa (Portugal): ISA Press, p. 145-167, 2006.-

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidance for evaluating landfill gas emissions from closed or abandoned facilities.** Washington (United States): U. S. Environmental Protection Agency, 2005.

XIAOLI, C. *et al.* Characteristics of environmental factors and their effects on CH₄ and CO₂ emissions from a closed landfill: an ecological case study of Shanghai. **Waste Management**, v. 30, n. 3, p. 446-451, 2010.

ZANELLO, S.; MELO, V. F.; WOWK, G. I. T. H. Mineralogia e teores de cromo, níquel, cobre, zinco, e chumbo nos solos no entorno do aterro sanitário da Caximba em Curitiba-PR. **Scientia Agraria**, v. 10, n. 1 p. 51-60, 2009.