



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA

Cristiane Souza de Araújo

**QUALIDADE DO SOLO DA CAMADA DE COBERTURA FINAL EM
ÁREA DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS NO SEMIARIDO TROPICAL**

Natal
2014

Cristiane Souza de Araújo

**QUALIDADE DO SOLO DA CAMADA DE COBERTURA FINAL EM
ÁREA DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS NO SEMIARIDO TROPICAL**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-graduação, em Engenharia Sanitária, da
Universidade Federal do Rio Grande do Norte,
como requisito parcial à obtenção do título de
Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Karina Patrícia Vieira da Cunha

Natal

2014

UFRN / Biblioteca Central Zila Mamede.
Catalogação da Publicação na Fonte.

Araújo, Cristiane Souza de.

Qualidade do solo da camada de cobertura final em área de disposição de resíduos no semiárido tropical. / Cristiane Souza de Araújo. – Natal, RN, 2014.

41 f.; il.

Orientadora: Prof. Dr. Karina Patrícia Vieira da Cunha.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária.

1. Lixão - Dissertação. 2. Metais pesados - Dissertação. 3. Recuperação - Dissertação. 4. Revegetação - Dissertação. I. Cunha, Karina Patrícia Vieira da. II. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. III. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 504:628.472.3

CRISTIANE SOUZA DE ARAÚJO

**QUALIDADE DO SOLO DA CAMADA DE COBERTURA FINAL EM
ÁREA DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS NO SEMIARIDO TROPICAL**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-graduação, em Engenharia Sanitária, da
Universidade Federal do Rio Grande do Norte,
como requisito parcial à obtenção do título de
Mestre em Engenharia Sanitária.

BANCA EXAMINADORA



Dr^a Karina Patrícia Vieira da Cunha – Orientadora



Dr^a Caroline Miranda Biondi – Examinador Externo UFRPE



Dr^a Régia Lúcia Lopes – Examinador Externo IFRN

Natal, 15 de agosto de 2014.

A minha querida mãe por tanto amor dedicado em todos os momentos em minha vida. Por me incentivar e ensinar, a cada dia, a importância de acreditar num ideal, a manter meus princípios, caráter e honestidade nos diversos fatos da vida e seguir em frente com fé em Deus.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por todo amor, carinho, dedicação e luta; a minha irmã pelo afeto e incentivo, por sempre estar ao meu lado; e aos familiares que apesar da minha ausência sempre acreditaram no meu potencial e torceram por mim.

À minha orientadora, Karina Patrícia, por todo carinho, paciência, compreensão e dedicação na construção e lapidação deste trabalho.

Aos professores do curso de mestrado em engenharia sanitária que auxiliaram na minha formação. Em especial a professora Vanessa Becker.

A CAPES pela oportunidade e concessão da bolsa de mestrado.

Aos professores Clístenes e Airon do Laboratório de Fertilidade do solo na Universidade Federal Rural de Pernambuco pelo espaço concedido e orientação nas análises de solo.

Aos meus amigos de turma, que ao longo destes dois anos compartilhamos momentos de crescimento profissional.

Á todos aqueles que, direta ou indiretamente, colaboraram para que este trabalho alcançasse os objetivos propostos.

Muito obrigada!

SUMÁRIO

RESUMO.....	VIII
ABSTRACT.....	IX
1. INTRODUÇÃO.....	10
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	12
2.1 Área de estudo.....	12
2.2 Coleta e preparação das amostras de solo.....	13
2.3 Análise dos atributos físicos e químicos do solo.....	14
2.4 Análise dos metais pesados do solo.....	15
2.5 Análises estatísticas dos dados.....	15
3. RESULTADOS.....	16
3.1 Atributos físicos e químicos da cobertura final	16
3.2 Teores de metais pesados na cobertura final.....	21
6. DISCUSSÃO.....	24
7. CONCLUSÃO.....	33
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	34
9. APÊNDICES.....	38

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área do lixão e sob mata nativa selecionada para o estudo, pertencente ao Município de São João do Sabugi, Estado do Rio Grande do Norte, semiárido tropical.....	13
Figura 2. Atributos químicos do solo sob mata nativa e sobre o lixão localizado no semiárido nordestino.....	17
Figura 3. Taxa de aumento dos atributos químicos do solo sobre lixão localizado no semiárido nordestino.....	19
Figura 4. Análise de componentes principais dos atributos químicos e físicos do solo sob mata nativa e lixão no município de São João do Sabugi/RN.....	20
Figura 3. Análise de componentes principais dos teores totais e solúveis de metais do solo sob mata nativa e sobre lixão no município de São João do Sabugi/RN.....	23

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Atributos físicos do solo sob mata nativa e sobre o lixão localizado no semiárido nordestino.....	16
Tabela 2. Atributos químicos do solo sob mata nativa e sobre o lixão localizado no semiárido nordestino.....	18
Tabela 3. Teores de metais pesados do solo sob mata nativa e sobre o lixão localizado no semiárido nordestino.....	20

RESUMO**QUALIDADE DO SOLO DA CAMADA DE COBERTURA FINAL EM
ÁREA DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS NO SEMIARIDO TROPICAL**

A disposição final de resíduos sólidos urbanos em áreas inadequadas, sem uma infraestrutura que atenda as medidas de proteção sanitária e ambiental, aliada a ausência de critérios técnicos na fase de operação e desativação do lixão pode promover à degradação ambiental. Como alternativa para minimizar os impactos decorrentes desta atividade há a estabilização da área mediante o isolamento do maciço de resíduos com implantação de um sistema de cobertura final adequado e finalizada por uma camada de solo para o crescimento vegetal. Neste contexto, o presente estudo objetivou avaliar a qualidade da cobertura final na área de um lixão desativado da região semiárida tropical a fim de auxiliar o processo de recuperação dessas áreas. A área de estudo está localizada no semiárido tropical no município de São João do Sabugi/RN. Foram coletadas amostras de solo na área de lixão e em mata nativa como padrão de referência de qualidade. Aos quais foram submetidas às análises dos atributos físicos (densidade de partículas, densidade do solo, granulometria e porosidade total), atributos químicos (pH, K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} trocáveis, acidez potencial, fósforo disponível, soma de bases, CTC, saturação por bases, saturação por Al, saturação por Na^+ e relação de adsorção de sódio, carbono orgânico total e nitrogênio total) e os teores total e solúvel de metais pesados (Mn, Pb, Zn, Cd, Cu, Mo, Co, Cr, Ba e Ni). As diferenças entre os atributos físicos e químicos do solo sob a mata nativa e cobertura final demonstram redução da qualidade do solo na área desativada do lixão, o que compromete o desenvolvimento da vegetação nativa e a recuperação da área. A ausência de impermeabilização superior ao permitir a transferência vertical entre o maciço de resíduos e a cobertura final promoveu o enriquecimento por elementos químicos e metais pesados em excesso o que pode comprometer a revegetação. As deficiências detectadas no processo construtivo da cobertura final apontam para a necessidade de intervenção visando acelerar o processo de estabilização da área e de recuperação do ecossistema local.

Palavras-chaves: Lixão. Metais pesados. Recuperação. Revegetação.

ABSTRACT**QUALITY SOIL LAYER IN FINAL COVERAGE AREA PROVISION OF WASTE IN TROPICAL SEMIARID**

The final disposal of municipal solid waste in unsuitable areas without an infrastructure that meets the health measures and environmental protection, coupled with the lack of technical criteria in phase and decommissioning of the dump can promote environmental degradation. Alternatively to minimize the impacts of this activity for the stabilization of the area by isolating the massive waste with implementation of an adequate and finished by a layer of soil for plant growth final cover system. In this context, the present study aimed to evaluate the quality of the final cover in the area of a disabled dump the tropical semi-arid region in order to assist the process of recovery of these areas. The study area is located in the tropical semi-arid region in São João do Sabugi /RN. Soil samples were collected in the dump area and bushland as a benchmark of quality. To which they were subjected to analysis of physical attributes (particle density, bulk density, grain size and porosity), chemical properties (pH, K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} and Al^{3+} exchangeable, potential acidity, available phosphorus, sum of bases, CEC, base saturation, aluminum saturation, saturation Na^+ and adsorption ratio sodium, total organic carbon and total nitrogen) and total and soluble concentrations of heavy metals (Mn, Pb, Zn, Cd, Cu, Mo, Co, Cr, Ba and Ni). The differences between physical and chemical soil under native forest and final cover showing reduction of soil quality in the area off to the dump, which hinders the development of native vegetation and the recovery of the area. The absence of superior waterproofing to allow vertical transfer between the solid waste and the final cover promoted enrichment by chemical elements and heavy metals in excess can impair revegetation. Deficiencies found in the construction process of the final cover point to the need for intervention to accelerate the process of stabilization and recovery of the area of the local ecosystem.

Keywords: Dump. Heavy metals. Recovery. Revegetation.

1. INTRODUÇÃO

A disposição final de resíduos sólidos urbanos em áreas inadequadas, sem uma infraestrutura que atenda as medidas de proteção sanitária e ambiental, pode resultar na poluição do solo, água, e/ou ar. Nessas áreas, como agravante à degradação ambiental soma-se a ausência de critérios técnicos na fase de operação e desativação do lixão, onde os resíduos sólidos são depositados sem qualquer tratamento prévio. Ao cessar o recebimento de resíduos, os processos de biodegradação continuam no maciço de resíduos, promovendo a geração de lixiviados e gases.

Um dos grandes desafios da Política Nacional dos Resíduos Sólidos no Brasil (Lei 12.305/10) é o passivo ambiental gerado pelos lixões, sob responsabilidade dos municípios, que deverão ser obrigatoriamente desativados e direcionados a um programa de recuperação ambiental (BRASIL, 2010). Tendo em vista que a disposição de resíduos sólidos diretamente no solo ainda é uma prática comum, representada por 50,8% do total de municípios no país (IBGE, 2011). No Estado do Rio Grande do Norte (RN) foram identificadas 177 áreas caracterizadas como lixões e apenas dois aterros sanitários para atender a demanda regional (SEMARH, 2012).

De maneira geral, esta desativação tem sido acompanhada pelo simples encerramento da disposição de resíduos no local, fechamento e abandono da área. Desta forma, devem-se buscar medidas de controle que minimizem os futuros impactos ambientais e revertam os processos de degradação existentes (FEAM, 2010).

Levando em considerações critérios técnicos e financeiros, a remoção dos resíduos aterrados por décadas para o descarte em aterros sanitários é irrealista (REMON *et al.*, 2005). Uma alternativa para minimizar os impactos decorrentes da disposição inadequadas de resíduos sólidos em lixões é a estabilização da área. A este respeito, a implantação de uma cobertura final pode ser uma alternativa eficaz, uma vez que, cumpre um duplo objetivo, a recuperação ambiental e a melhoria visual de áreas altamente degradadas. Apesar de não haver um consenso quanto aos critérios e composição da cobertura final de lixões desativados, sabe-se que essa visa minimizar o risco de contaminação ambiental ao promover a estabilização dos processos de degradação ocorridos, facilitando a recuperação da área.

Como requisito mínimo orienta-se a implantação de uma camada de impermeabilização, que visa exercer uma barreira física que possa evitar a proliferação de vetores de doenças, a infiltração da água pluvial, a entrada de oxigênio no maciço de resíduos, bem como a liberação de biogás para atmosfera (BOZKUR *et al.*, 2001;

IBAM, 2001). Sem essa proteção o processo de decomposição no maciço de resíduos pode acelerar a liberação de contaminantes ampliando a área de influência dessa atividade, podendo acarretar a disseminação da contaminação para áreas adjacentes (AUGUSTIN & VIERO, 2012).

Além da camada de impermeabilização, a cobertura final deve conter uma camada de solo para revegetação. Apesar de muitas vezes negligenciada, a qualidade do solo da camada de cobertura final é fundamental para a revegetação e, consequentemente, estabilização da área. A vegetação na camada de cobertura final deve atuar como barreira física para infiltração de oxigênio no maciço de resíduos, no controle da erosão ao amortecer o impacto da água da chuva, na estruturação do solo, e na evapotranspiração da água nos primeiros centímetros do solo, evitando a infiltração de água até a camada de impermeabilização, proteger contra rachaduras, além da melhoria do aspecto paisagístico da área (DWYER, 2000; BOZKUR *et al.*, 2001; IBAM, 2001; TANTHACHOON *et al.*, 2008).

Vale salientar, a importância de aproximar a qualidade do solo da camada de cobertura final à condição original do solo, uma vez que cria condições favoráveis ao crescimento de espécies nativas adaptadas à região garantindo o sucesso do programa de revegetação a ser aplicado, o acesso e a adaptação da fauna local ao novo ambiente visando acelerar o processo de recuperação da área (CORREA & BENTO, 2010; INDA *et al.*, 2010; LONDE & BITAR, 2011). As espécies recomendadas para a revegetação de aterros desativados são as nativas da região, as quais passaram por um processo de seleção ao longo de milhares de anos e são as mais adaptadas a distúrbios ecológicos locais (SAMUEL-ROSA *et al.*, 2011).

Desta forma, salienta-se a importância do planejamento na etapa de construção da cobertura final. Para tanto é indispensável que o processo seja iniciado através da avaliação da qualidade do solo norteando a seleção de técnicas mais adequadas a serem adotadas na recuperação ambiental (LONDE & BITAR, 2011). Diante deste contexto, o presente estudo objetivou avaliar a qualidade do solo na camada de cobertura final na área de um lixão desativado da região semiárida tropical a fim de auxiliar o processo de tomadas de decisão para adoção de técnicas adequadas para facilitar a revegetação e recuperação dessas áreas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

A área de estudo está localizada no município de São João do Sabugi no estado do Estado do Rio Grande do Norte (Figura 1) sob as coordenadas geográficas latitude (-6,738) e Longitude (-37,210). A classe de solo é Luvisolo Crômico (Embrapa, 1971), de fertilidade natural alta, textura arenosa/argilosa a média /argilosa, relevo suave ondulado, rasos, susceptíveis a erosão e moderadamente drenados, com 200 a 400 metros de altitude em terrenos baixos na Depressão Sertaneja entre as partes altas do Planalto da Borborema e da Chapada do Apodi (IDEMA, 2008).

A região é caracterizada por clima semiárido tipo BsW'h'. Precipitação pluviométrica anual normal de 643,1 mm, sendo o período chuvoso compreendido entre fevereiro a abril. Com temperaturas anuais variando de 18 e 32°C. Apresenta como formação vegetal a Caatinga Hiperxerófila, com abundância de cactáceas e plantas de porte mais baixo e espalhado (IDEMA, 2008).

O lixão utilizado para a disposição de resíduos sólidos produzidos pelo município margeia um córrego efêmero (Figura 1) e deságua no Riacho Salgado, afluente do Rio Sabugi. O local onde foram retiradas as amostras de solo foi desativado há 4 anos, e havia sido coberta pelo solo proveniente da escavação do horizonte C, denominado localmente por pedra mole (ALVES *et al.*, 2005), enquanto as camadas dos horizontes superiores da área de empréstimo (mesmo local) foram utilizadas para recobrir quinzenalmente os resíduos ao longo deste período (Anexo – Fotografia 1 e 2). No momento da amostragem, foi detectada grande variabilidade na profundidade da camada de cobertura, em alguns pontos de amostragem os resíduos quando aterrados encontravam-se a menos de 10 cm de profundidade (Anexo - Fotografia 3). Numa visão geral da área desativada era possível observar em alguns pontos resíduos expostos à superfície (Anexo – Fotografia 4). Para o estudo também foi selecionada uma área de referência com vegetação nativa com pouca interferência antrópica e de mesma classe de solo em estudo (Figura 1, Anexo – Fotografia 5 e 6).

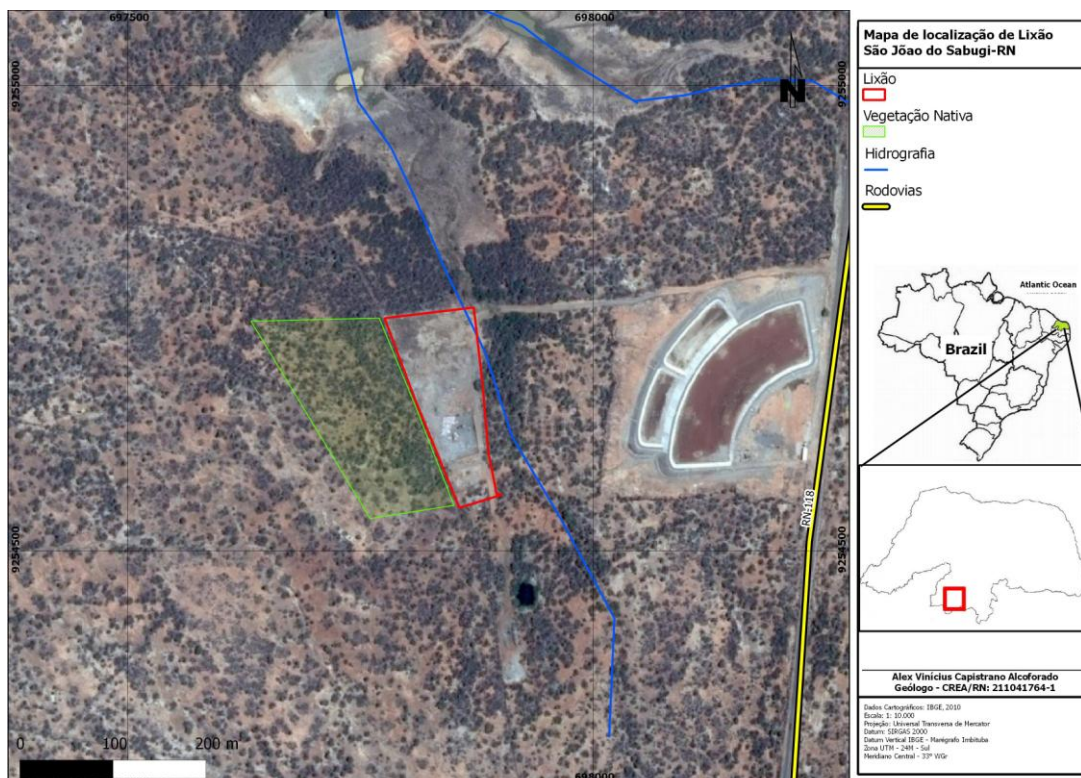


Figura 1. Localização da área do lixão e sob mata nativa selecionada para o estudo, pertencente ao Município de São João do Sabugi, Estado do Rio Grande do Norte, semiárido tropical.

2.2. Coleta e preparação das amostras de solo

Foram coletadas amostras deformadas de solos na profundidade de 0-20 e 20-40 cm, em 10 pontos amostrais simples coletados em caminho percorrido no formato de zig-zag (EMBRAPA, 1999). Posteriormente, as 10 amostras simples de cada profundidade foram misturadas para retirada de uma amostra composta de aproximadamente 500g. Todo o procedimento foi repetido por três vezes visando à obtenção de três repetições para cada profundidade.

O solo foi seco ao ar, posteriormente destorroado e passado em peneira de 2 mm de abertura de malha para a retirada da terra fina seca ao ar (TFSA), a qual foi submetida a análises laboratoriais. Mesmo método foi adotado para coleta do solo da área de referência (Figura 1).

2.3. Análise dos atributos físicos e químicos do solo

A densidade de partículas (Dp) foi determinada pelo método do balão volumétrico, densidade do solo (Ds) pelo método da proveta e granulometria pelo método da pipeta e classe textural pelo diagrama triangular simplificado (EMBRAPA, 1997). A porosidade total do solo (Pt) foi estimada pela equação: $[Pt = 1 - (Ds / Dp)]$ (EMBRAPA, 1997).

Os atributos químicos foram analisados de acordo com métodos preconizados pela EMBRAPA (1999): pH em água; condutividade elétrica; K^+ e Na^+ trocáveis por fotometria de emissão de chama após extração com extrator Mehlich-1; Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis por espectrofotometria de absorção atômica e Al^{3+} trocável por titulação após extração com solução de KCl 1 mol L⁻¹; acidez potencial/ H^+ + Al^{3+} por titulação após extração com solução de acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹; fósforo disponível por colorimetria após extração com extrator Mehlich-1. A partir dos resultados obtidos do complexo sortivo, foram calculados os valores de soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions potencial (CTCp), saturação por bases (V%), saturação por Al (m), saturação por Na^+ (PST) e relação de adsorção de sódio (RAS).

O C orgânico total (COT) foi determinado pelo método de Walkley-Black modificado (SILVA *et al.*, 1999). A matéria orgânica foi estimada através do produto do valor de carbono orgânico por 1,724, considerando que o húmus contém aproximadamente 58% de carbono (EMBRAPA, 1999).

Para determinação de nitrogênio total (N), amostras de solo foram submetidas à digestão sulfúrica e o nitrogênio posteriormente foi dosado no extrato por meio de destilação Kjeldahl (EMBRAPA, 1999).

Os atributos químicos que apresentaram diferenças significativas de aumento nos teores no lixão foram submetidos ao cálculo da taxa de aumento através da equação:

$\text{Taxa} = \frac{\text{Teor Lixão} - \text{Teor Mata}}{\text{Teor Mata}} \times 100$
--

2.4. Análise dos teores de metais pesados do solo

As amostras de solo foram submetidas à análise dos teores solúveis de Mn, Pb, Zn, Cd, Cu, Mo, Co, Cr, Ba e Ni, utilizando o extrator DTPA proposto por Lindsay & Norvell (1978) e teores pseudototais de Mn, Pb, Zn, Cd, Cu, Mo, Co, Cr, Ba e Ni, foi feita em amostras de solos maceradas em almofariz de ágata e passadas em peneira de aço inox de abertura 0,3 mm (ABNT nº 50). Para digestão das amostras, usou-se um grama do solo pulverizado, pesado em balança de precisão (0,0001 g), em tubo de teflon, acrescentou-se 9 ml de ácido nítrico e 3 ml de ácido clorídrico, os tubos foram fechados e as amostras levadas ao forno de micro-ondas (Mars Xpress), onde foram submetidas a um tempo de rampa de 8'40", até atingir a temperatura de 175°C, ficando a esta temperatura por 4'30" com posterior tempo de 15' de resfriamento das amostras (digestão 3051A – USEPA, 1998). Após a digestão, as amostras foram transferidas para balões volumétricos certificados de capacidade de 25 ml, sendo o volume completado com água destilada, onde o extrato foi homogeneizado e filtrado em papel de filtro quantitativo. Este método de digestão apresenta como vantagem rapidez, menor contaminação no processo de digestão, sendo uma metodologia recomendada no rastreamento de metais pesados, potencialmente biodisponíveis em amostras ambientais. A leitura foi realizada por espectrometria de emissão ótica (ICP-OES/Optima 7000, Perkin Elmer) com modo de observação dupla (axial e radial), com sistema de introdução via amostrador automático AS 90 plus.

2.5. Análise estatística dos dados

Os dados foram submetidos à análise de variância e comparação das médias pelo teste de teste Tukey ($p < 0,05$) (SAS v.8, 1999). A análise de variância levou em consideração as fontes de variação: uso do solo (mata nativa e lixão) e profundidade (0 a 20 cm e 20 a 40 cm). Análises de componentes principais (ACP) foram realizadas utilizando os atributos físicos e químicos e os teores totais e solúveis de metais pesados analisados pelo PC-ORD® v.6 (MCCUNE & MEFFORD, 2011). A Correlação Linear de Pearson foi realizada para evidenciar a proporcionalidade entre variáveis do solo, quando desejado demonstrar e discutir a relação entre elas (SAS v.8, 1999).

3. RESULTADOS

3.1. Atributos físicos e químicos da cobertura final

O solo construído após o encerramento do lixão do município de São João do Sabugi/RN apresentou atributos físicos (Tabela 1) e químicos (Tabela 2; Figura 2) significativamente distintos do solo sob mata nativa.

Os solos sob mata nativa e lixão apresentaram predominância da fração granulométrica areia com teores de até 847,57 g kg⁻¹, enquanto os teores da fração argila não ultrapassaram 169,23 g kg⁻¹, caracterizando a classe textural para mata nativa como areia franca e para o lixão como franco-arenosa (Tabela 1). A densidade do solo do lixão foi significativamente menor do que a densidade do solo na mata nativa (Tabela 1). A densidade de partículas, por sua vez, não sofreu alterações significativas entre as áreas de lixão e mata nativa. A porosidade total variou apenas entre a camada subsuperficial do solo sob mata nativa e lixão. Na subsuperfície, o solo do lixão apresentou maior porosidade que o solo da mata nativa (Tabela 1). Neste tocante, vale ressaltar a correlação negativa entre a porosidade total e a densidade do solo ($r = -0,96^{**}$) na área de lixão, mostrando que a medida que a porosidade aumentou a densidade do solo reduziu (Tabela 1).

O solo sob mata nativa e o solo sobre o lixão foram classificados como eutróficos ($V\% > 50\%$), não álico ($m < 50\%$) e não sódico ($PST < 15\%$) (Figura 2 e Tabela 2). Apesar de não diferirem nessa classificação, foram verificados incrementos significativos na SB, CTCp e V% do solo construído após encerramento do lixão (Figura 2). Para as variáveis SB, CTCp, V% a interação entre profundidade e ambiente não foi significativa.

Tabela 1. Atributos físicos do solo sob mata nativa e lixão localizado no semiárido nordestino.

Área	Prof.	Dp	Ds	PT	Areia	Silte	Argila	Classe Textural
	Cm	g cm ⁻³	g cm ⁻³	%	g kg ⁻¹			
Mata	0-20	2,70aA	1,66aA	38,38aA	847,57	67,00	85,42	Areia Franca
	20-40	2,63aA	1,68aA	36,15aB	818,41	65,72	115,87	Areia Franca
Lixão	0-20	2,67aA	1,50aB	43,81aA	733,33	97,44	169,23	Franco arenosa
	20-40	2,60aA	1,50aB	42,12aA	786,11	86,27	127,62	Franco arenosa

Letras minúsculas comparam profundidades e maiúsculas os usos do solo. Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si. ($p < 0,05$)

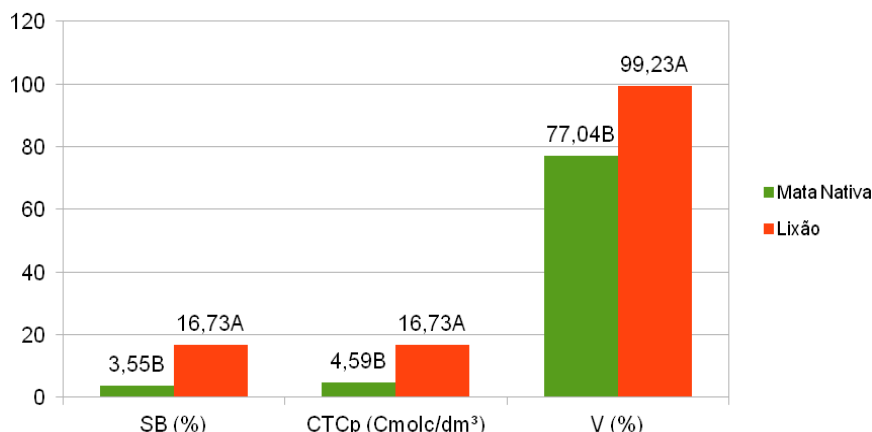


Figura 2. Atributos químicos do solo sob mata nativa e lixão localizado no semiárido nordestino. Médias seguidas de letras diferentes diferem estatisticamente entre si ($p < 0,05$).

De fato, a análise química do solo evidenciou diferenças significativas na maioria dos atributos químicos entre os solos de mata nativa e lixão (Tabela 2 e Figura 2). O solo do lixão apresentou pH alcalino, maior CE, e incrementos significativos nos teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ trocáveis, além do COT e P disponível em ambas profundidades quando comparados ao solo da mata nativa que é a referência de qualidade do solo (Figura 3).

Os teores das bases trocáveis Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ no lixão apresentaram resultados de 165 a 632% maiores que no solo sob mata nativa (Figura 3). A CE do solo do lixão chegou a ser 838% maior do que a CE da mata nativa. O COT foi 491% maior na superfície e 1103% na subsuperfície do lixão, enquanto, P disponível foi 1152% maior na superfície e 4473% na subsuperfície do lixão. O teor de nitrogênio total variou apenas entre a camada subsuperficial comparando o solo da mata nativa com o solo do lixão, sendo 400% maior na camada subsuperficial do solo do lixão. Dessa forma, é possível verificar que para os atributos COT, N e P as maiores taxas de aumento estiveram associadas à subsuperfície, que é camada que mantém contato direto com o resíduo, e pode estar associada à decomposição dos resíduos orgânicos.

Tabela 2. Atributos químicos do solo sob mata nativa e lixão localizado no semiárido nordestino.

Área	pH		CE		Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Al ³⁺	
	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40
			$\mu\text{s cm}^{-1}$						$\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$					
Mata	5,50aB	5,31bB	28,37bB	35,37aB	2,00bB	2,78aB	0,56aB	0,82aA	0,27aB	0,22aB	0,26aB	0,18bB	0,23aA	0,22aA
Lixão	8,09aA	7,88aA	264,00bA	331,67aA	12,22aA	12,25aA	2,90aA	2,08aA	1,16aA	1,61aA	0,69aA	0,54aA	0aB	0aB
CV (%)	0,7	1,4	3,8	1,8	11,7	9,5	14,5	50,1	27,5	0,9	22,7	9,4	17,5	18,8
	H ⁺ + Al ³⁺		m		PST		RAS		COT		P		N	
	$\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$		%		%				g kg^{-1}		mg dm^{-3}		g kg^{-1}	
	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40
Mata	1,12aA	0,97aA	7,03aA	5,12bA	6,47aA	4,52aB	0,24aA	0,17aB	2,28aB	1,27aB	40,56aB	12,43bB	0,04aA	0,02aB
Lixão	0,20aB	0,06aB	0aB	0aB	6,71bA	9,75aA	0,42bA	0,60aA	13,48bA	15,28aA	507,78bA	568,45aA	0,12aA	0,10aA
CV (%)	13,5	14,8	21,3	14,7	25,3	4,9	27,1	3	6,7	10,2	8,8	0,3	17,7	22,9

Letras minúsculas comparam profundidades e maiúsculas os usos do solo. Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si. (p<0,05).

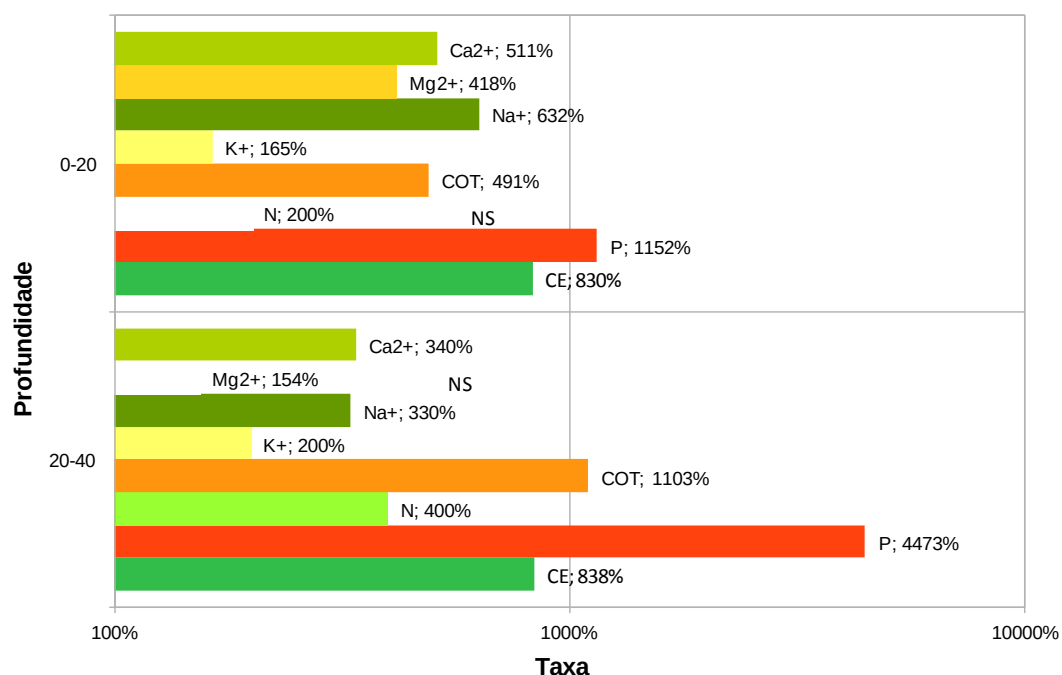


Figura 3. Taxa de aumento dos atributos químicos do solo sobre o lixão localizado no semiárido nordestino. NS (não significativo). Taxa (%) = ((teor do atributo no solo sobre lixão - teor do atributo no solo sob mata nativa)/ teor do atributo no solo sob mata nativa) x 100..

Dentro do ambiente lixão, não foram verificadas diferenças significativas entre a camada superficial e subsuperficial para os atributos pH, teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Al^{3+} , H^+Al^{3+} , e saturação por alumínio, o que mostra que de alguma forma o processo construtivo da cobertura final provocou a homogeneização entre as camadas para esses atributos. Porém, a CE, os teores de PST, RAS, COT, P e N foram maiores na camada subsuperficial, (Tabela 2), evidenciando a contribuição dos resíduos no enriquecimento do solo nessa camada através da ascensão capilar. No solo do lixão, o aumento do pH do solo esteve correlacionado positivamente com CE ($r = 0,99^{**}$), Ca^{2+} ($r = 0,99^{**}$), Na^+ ($r = 0,98^*$), o que evidencia que essa maior participação de elementos alcalinos e alcalinos terrosos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) no complexo de troca desse solo contribuiu para elevação do pH do solo.

A análise de componentes principais utilizando 7 variáveis químicas e 5 variáveis físicas explicaram 99,4% da variabilidade dos dados nos 2 primeiros eixos (eixo 1 = 98,3%; $p < 0,001$; eixo 2 = 2,1%). As variáveis mais importantes para ordenação do eixo 1 foram: pH (-0,999), P (-0,981), CTCp (-0,986), m (0,984), CE (-0,987), COT (-0,968), N (-0,961), Ds (0,977), PT (-0,789), Areia (0,849) e Argila (-0,772). Através da PCA foram identificados dois grupos distintos conforme a interação entre os atributos físicos e químicos: (1) solo construído no lixão que estão fortemente relacionados ao aumento de pH, CTCp, CE, COT, N, P, PT e teor de argila; e (2) solo sob mata nativa que está

associado ao maior teor de areia, Ds e saturação por alumínio (Figura 4). Assim, o plano definido pelas componentes principais demonstra um gradiente de degradação do solo decorrente da disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos. Esse gradiente evidencia que as condições da cobertura final são diferentes da condição original do solo na mata nativa, que é a referência de qualidade mais próxima a ser alcançada pelo programa de recuperação ambiental. A PCA ainda revelou uma tendência ao comportamento homogêneo dos atributos químicos e físicos analisados em relação à camada superficial e subsuperficial do solo do lixão decorrente do revolvimento durante a cobertura da área. Para o solo sob mata nativa, por sua vez, houve diferenciação entre as profundidades amostradas evidenciando a distinção de horizontes.

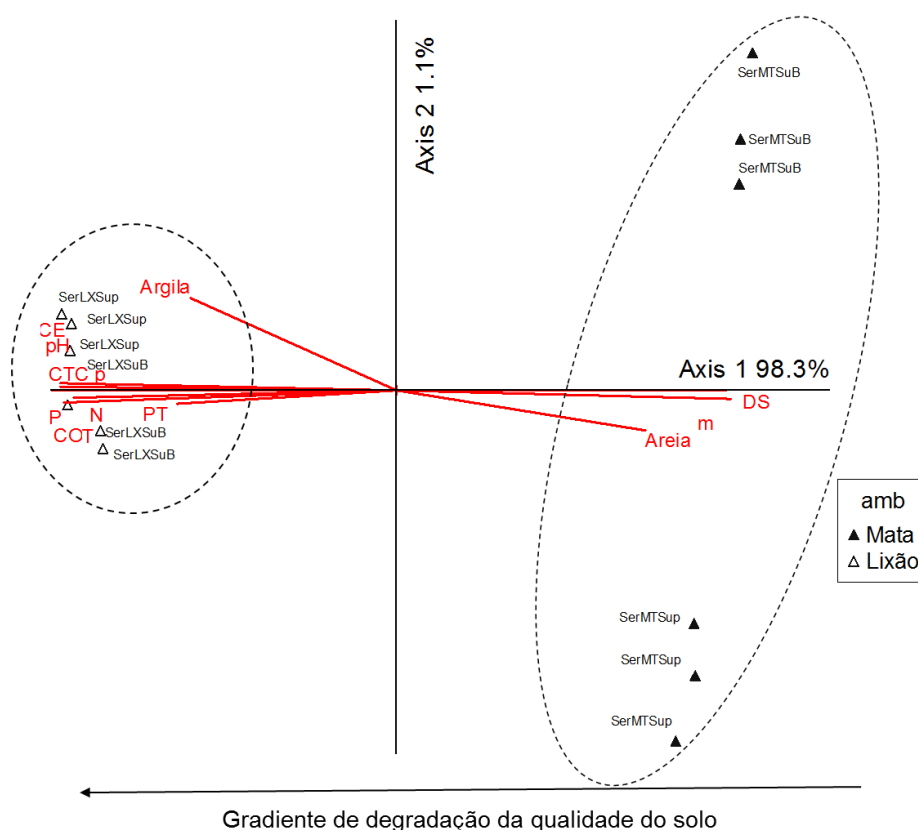


Figura 4. Análise de componentes principais dos atributos químicos e físicos do solo sob mata nativa e lixão no município de São João do Sabugi/RN, semiárido nordestino, 2013. Legenda: unidades amostrais: ambiente amostrado (SerLX – Lixão; SerMT- mata nativa); camada amostrada (Sup – superficial 0-20cm; SuB – subsuperficial 20-40cm); variáveis: pH; fósforo (P); capacidade de troca catiônica potencial (CTCp); saturação por alumínio (m); condutividade elétrica (CE); carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (N); densidade do solo (DS), e porosidade total (PT).

3.2. Teores de metais pesados na cobertura final

O solo construído após o encerramento do lixão do município de São João do Sabugi/RN apresentou alterações significativas nos teores totais e solúveis de metais pesados em relação aos encontrados na mata nativa. Esse incremento foi mais evidente para os teores totais de metais do que para os teores solúveis.

Os teores totais de Cu, Ni, Pb, Zn, Cr, Mn, Co e Ba foram maiores no solo do lixão quando comparado ao solo da mata nativa (Tabela 3). Para a fração solúvel, foram verificados incrementos nos teores de Ni, Pb, Zn e Co do solo de lixão quando comparada a mata nativa em ambas profundidades. Os teores totais e solúveis de Cd e Mo não foram detectados no solo da mata nativa e nem do lixão.

Levando em consideração as profundidades do solo do lixão, os teores totais de Cu, Ni, Pb e Cr foram semelhantes, o que pode indicar a homogeneização entre camadas durante a construção do solo, enquanto, os teores totais de Zn, Mn, Co e Ba foram maiores em subsuperfície, o que pode indicar a contribuição dos resíduos a partir da decomposição.

De maneira geral, o aporte dos metais pesados foi mais evidente na subsuperfície, enquanto, os teores solúveis dos metais apresentaram incrementos significativos na superfície, com exceção do teor de Zn solúvel que foi maior na subsuperfície e do teor solúvel de Co que não diferiu entre as profundidades.

A análise de componentes principais utilizando os teores totais e solúveis de metais pesados em solo construído no lixão explicaram 97,7% da variabilidade dos dados nos 2 primeiros eixos (eixo 1 = 96,1% $p < 0,001$; eixo 2 = 1,6 %). As variáveis mais importantes para ordenação do eixo 1 foram: CuT (-0,989), NiT (-0,998), PbT (-0,950), ZnT (-0,989), CrT (-0,999), MnT (-0,998), CobT(-0,976), BaT(-0,990), NiS (-0,707), PbS (-0,540), ZnS (-0,968), e CobS (-0,651).

Através da PCA foram identificados dois grupos distintos conforme a interação dos metais: (1) solo sob uso de lixão que estão fortemente relacionados ao aumento nos teores totais e solúveis de metais pesados no solo; (2) solo sob a mata nativa que está associado a menor quantidade nos teores totais e solúveis de metais pesados (Figura 5).

Tabela 3. Teores de metais pesados do solo sob mata nativa e sobre lixão localizado no semiárido nordestino.

METAIS (mg.kg ⁻¹)												
	CuT		NiT		PbT		ZnT		CrT		MnT	
	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40
Mata	0,00aB	0,00aB	0,00aB	0,00aB	1,07aB	0,98aB	5,28aB	4,63aB	4,28bB	6,03aB	34,80bB	47,64aB
Lixão	28,35aA	24,49aA	4,97aA	6,29aA	6,77aA	6,14aA	55,04bA	97,29aA	21,58aA	24,60aA	148,46bA	190,50aA
CV (5%)	85,1	22,9	12,7	21,6	33,9	40,1	26,7	20,9	6,2	7,7	5,2	10,7
	CobT		BaT		NiS		PbS		ZnS		CobS	
	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40
Mata	0aB	0aB	6,35bB	9,90aB	0,00aB	0,00aB	0,00aB	0,00aB	0,30aB	0,16aB	0,00aA	0,00aB
Lixão	0,92bA	1,71aA	47,60bA	58,93aA	0,05aA	0,01bA	0,05aA	0,01bA	6,97bA	24,01aA	0,00aA	0,08aA
CV (5%)	15,6	14,1	6,8	7,9	53,3	64,8	53,3	64,8	26,3	13,7	0	2

Letras minúsculas comparam profundidades e maiúsculas os usos do solo. Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si. (p<0,05). Nome do metal acompanhado da letra (T) significa teor Total e acompanhado pelo (S) significa teor solúvel. Cob: Cobalto.

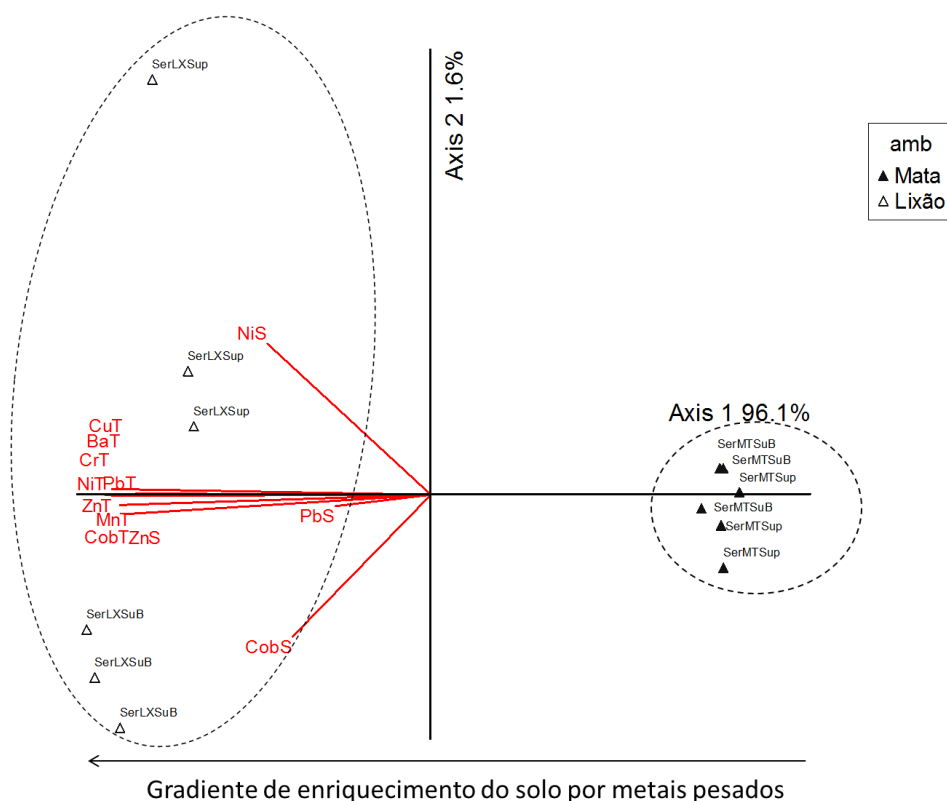


Figura 5. Análise de componentes principais dos teores totais e solúveis de metais do solo sob mata nativa e lixão no município de São João do Sabugi/RN, semiárido nordestino, 2013. Legenda: unidades amostrais: ambiente amostrado (SerLX – Lixão; SerMT- mata nativa); camada amostrada (Sup – superficial; SuB – subsuperficial); Variáveis: Fração: T (teor total), S (teor solúvel); e Cob (Cobalto).

O plano definido pelas componentes principais evidencia um gradiente de enriquecimento de metais pesados decorrente possivelmente da liberação de metais a partir dos resíduos disposto sem a proteção sanitária e ambiental adequada. Ao contrário do que ocorreu com os atributos físicos e químicos do solo, a PCA com os metais pesados revelou um comportamento homogêneo na distribuição espacial dos metais nas camadas do solo na condição de mata nativa e a variabilidade desses entre as camadas do solo construído no lixão.

4. DISCUSSÃO

A cobertura final na área desativada ao ser construída com solo do horizonte C promoveu a inversão de horizontes do solo. Esta inversão em áreas com programas de recuperação em andamento causam uma série de limitações a revegetação da área, uma vez que expõe o horizonte a um contato lítico direto, rico em mineral primário e naturalmente pobre em matéria orgânica, sem agregação e de alta suscetibilidade a erosão (SOUSA *et al.* 2006; RODRIGUES *et al.* 2007; STUMPF *et al.*, 2014).

A camada para revegetação na área do lixão desativado foi construída imediatamente acima do maciço de resíduos, não possuindo qualquer camada de impermeabilização entre os resíduos e a camada para revegetação. De acordo com Lopes *et al.* (2012), apesar de no Brasil não existir nenhuma exigência legal quanto ao tipo de material constituinte para cobertura final de aterros, normalmente, as camadas são construídas com materiais argilosos que são dispostos e compactados sobre o maciço de resíduos para obtenção de uma camada com espessura variando de 50 a 100 cm, adotando-se como parâmetro mínimo uma condutividade hidráulica do solo saturado na ordem de $10^{-8} \text{ cm s}^{-1}$. Essa camada de cobertura final consiste de um sistema de impermeabilização superior que atua para evitar a infiltração de águas pluviais, além da redução do fluxo vertical de gases de efeito estufa e lixiviados. Apesar da NBR 13.896/97 (ABNT, 1997) prevê a implantação de uma cobertura final visando à impermeabilização superior, nenhuma orientação é encontrada para a camada que deverá receber a vegetação.

Poucos estudos abordam a importância do processo de construção para facilitar a recuperação e revegetação de área degradadas pela disposição de resíduos. Nesse contexto, Inda *et al.* (2010), em estudos na área de mineração, alertam sobre a importância da prévia seleção dos materiais a serem utilizados na construção dos solos, bem como da disposição uniforme destes durante o processo de construção das camadas que deverão sustentar o desenvolvimento vegetal. De fato, o processo de recuperação de áreas degradadas que prevê a construção da camada para revegetação requer que as camadas de solo sejam repostas na sequência original da área de referência. A reposição das camadas na sequência original se torna quase sempre inviável devido à falta de planejamento inicial na exploração da área, que acaba por gerar a mistura dessas camadas dificultando a reabilitação da área para revegetação. Quinones *et al.* (2008) verificaram que o processo de construção e os

materiais utilizados alteraram fortemente as características morfológicas e físicas do solo construído quando comparado ao solo original em áreas recuperadas após a mineração de carvão. Devido a falhas desse tipo no processo de construção, mesmo solos construídos há 24 anos ainda apresentaram sérias limitações para o desenvolvimento da vegetação.

No presente estudo, as diferenças observadas nos atributos físicos e químicos do solo entre as áreas de mata nativa, que é o padrão de referência de qualidade sugerido pelo Conama, e a cobertura final no lixão indicam que a intervenção antrópica no sentido de reconstruir a camada para revegetação para o plantio de espécies nativas não conseguiu aproximar as condições da camada para revegetação à condição natural da mata nativa.

Nos solos do semiárido, a predominância da fração areia e os valores de densidade de partículas refletem a mineralogia desses solos composta em grande maioria por fragmentos de rocha e minerais primários facilmente intemperizáveis derivados do material de origem. Essa condição é naturalmente esperada para solos do sertão devido aos baixos índices pluviométricos e alta evapotranspiração do semiárido (ARAÚJO *et al.*, 2010).

A redução da densidade do solo do lixão, possivelmente, decorreu do revolvimento sofrido durante a aplicação da camada de cobertura final sobre o maciço de resíduos, que resultou na quebra de agregados e na aeração do solo. Além, de que durante o processo construtivo pode ter ocorrido a homogeneização das camadas, fato que pode ser verificado pelo mesmo valor de densidade do solo entre as camadas superficiais e subsuperficiais no lixão. Concorre também para a redução da densidade do solo, a possibilidade de adição da matéria orgânica pela decomposição dos resíduos sólidos dispostos no local, fatores que corroboram ao explicar os incrementos observados nos teores de carbono orgânico total no solo do lixão. Anikwe e Nowbodo (2002) também verificaram a redução de 9-13% da densidade do solo, aumentos de 9 a 14% na porosidade total de solo e aumentos de 701-743% no teor de matéria orgânica em áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos.

Se houvesse uma camada de impermeabilização superior na área que isolasse o maciço de resíduo da camada para revegetação, a redução da densidade do solo seria um resultado positivo uma vez oferece a redução da resistência ao crescimento radicular que facilitaria o desenvolvimento inicial da vegetação (FAGERIA, 2006, INDA *et al.*, 2010). Porém, sem a camada de impermeabilização superior, a redução da

densidade e consequente aumento da porosidade, são fatores que podem aumentar o risco de difusão da contaminação em virtude de facilitarem a infiltração de água e aumento da geração de lixiviados, além da emissão de gases de efeito estufa. Bem como, pode indicar a desestruturação dos agregados ao tornar o solo friável, contribuindo para a suscetibilidade ao transporte de sedimentos da área, potencializando o solo como uma fonte de poluição difusa para os demais componentes da bacia hidrográfica, principalmente corpos d'água (AUGUSTIN & VIERO, 2012).

Durante a amostragem do solo na área do lixão, foram observadas evidências de erosão tanto na mata nativa, localizada em cota superior ao lixão, como na área desativada do lixão. A presença de fragmentos de rocha e minerais polidos e arredondados na superfície do solo evidenciou o transporte de material o que agrava o risco de disseminação da contaminação pelo declive e pela proximidade de um corpo d'água, uma vez que o lixão está localizado dentro de uma bacia de drenagem. Tendo em vista que em alguns pontos de amostragem no lixão, principalmente na cota inferior, não era possível escavar mais do que 10 cm antes de alcançar o maciço de resíduo. Remom *et al.* (2005) estudaram as características do solo de um antigo aterro metalúrgico e relatam que a primeira característica visível da área de estudo foi a espessura desigual das camadas de solo ao longo de cada transecto. Com essa profundidade, não é possível implantar cobertura vegetal e/ou isolar os resíduos da área circunvizinha que sofre influencia direta desse tipo de uso do solo (AUGUSTIN & VIERO, 2012).

A caracterização química dos solos evidenciam solos eutróficos, porém de baixa CTCp nos solos de mata nativa. Vale salientar que essa fertilidade é potencial, uma vez que a liberação de nutrientes ocorre somente após o intemperismo químico dos minerais primários que depende da disponibilidade de água pela precipitação que é escassa na região. A baixa disponibilidade hídrica da região pode conferir uma limitação à regeneração natural da vegetação, e amplia a necessidade da intervenção humana a partir de programas de recuperação de áreas degradadas, reforçando o equívoco no simples abandono da área para uma efetiva recuperação natural do ecossistema a curto prazo (RODRIGUES *et al.*, 2007; QUINONES *et al.*, 2008; FEAM, 2010).

A degradação do solo no ambiente de lixão também pôde ser evidenciada pela alteração adversa dos atributos químicos do solo. Sendo assim, os incrementos

encontrados nos atributos químicos quando comparados aos valores de referência na mata nativa, que são os limites aceitáveis para o sistema reestabelecer suas funções após uma perturbação, pode configurar um estado de desequilíbrio ambiental. Isso porque, os limites reguladores do ambiente conservado foram ultrapassados por uma sobrecarga de matéria e energia em sua capacidade suporte para filtrar, tamponar, degradar e imobilizar os elementos liberados pelos resíduos. Esse excesso de elementos possivelmente não conseguirá ser mantido ou assimilado pelo sistema, e ao comprometer a função tampão do solo, o excesso pode ser liberado para outros componentes da bacia hidrográfica, seja através da geração de lixiviados ou como da emissão de gases de efeito estufa, comprometendo a qualidade do solo, do ar e das águas subterrâneas e superficiais (AUGUSTIN & VIERO, 2012).

Os incrementos significativos na SB, CTCp e V% observados na camada de revegetação do lixão podem ser explicados pela adição de elementos oriundos da decomposição dos resíduos sólidos (ANIKWE & NOWBODO, 2002; COSTA & ZOCHE, 2009), bem como da inversão de horizontes ocorrida durante o processo para cobertura final do lixão.

A alteração para o pH alcalino e a elevação da CE encontrados na área do lixão, podem refletir a exposição do horizonte C, oriunda da inversão de horizontes, que expondo rapidamente os minerais primários aos agentes intempéricos resulta no processo de intemperismo, que é lento, devido ao déficit hídrico na região semiárida, porém contínuo devido a grande riqueza de minerais facilmente intemperizáveis (COSTA & ZOCHE, 2009; CORREA & BENTO, 2010). Essa condição específica da região faz com que seja disponibilizado e mantido constante as concentrações das bases trocáveis Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ (OLIVEIRA *et al.*, 2009), contribuindo ainda para os incrementos observados na PST e RAS no solo do lixão, devido à adição de sais a solução do solo e o baixo potencial de lixiviação dessa solução nessa região (ANIKWE & NOWBODO, 2002; OLIVEIRA *et al.*, 2009).

Concorre também para o aumento do pH no solo do lixão a possibilidade do aumento no teor de matéria orgânica que sofrendo mineralização aumentam as concentrações das bases trocáveis Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ (ANIKWE & NOWBODO, 2002; OKORONKWO *et al.*, 2005). Remom *et al.* (2005) estudaram as características pedológicas do solo construído sobre um antigo aterro metalúrgico e também verificaram a elevação do pH que atribuíram ao aporte de sais pela decomposição de resíduos. Para corroborar a hipótese de que a decomposição da matéria orgânica dos

resíduos aterrados contribuiu para o aporte significativo de sais pode-se verificar que a CE, PST e RAS apresentaram resultados mais elevados na camada subsuperficial, como também foi observado por Okoronkwo *et al.* (2005). O aumento da salinidade do solo também foi um problema observado em solos de antigos aterros de resíduos analisados por Pastor e Hernández (2012).

O cálcio foi o cátion trocável predominante no complexo de troca do solo tanto do lixão como da mata nativa e principal contribuinte na SB, seguido do Mg^{2+} trocável, isso reflete em parte a natureza do material de origem como afirma Correa *et al.* (2003) como também a contribuição do resíduo decomposto (ANIKWE & NOWBODO, 2002; OKORONKWO *et al.*, 2005). Mantovani *et al.* (2005) verificou que a adubação com composto orgânico oriundo da decomposição de resíduos sólidos urbanos promoveu aumentos de 19% no pH $CaCl_2$, 28% no teor MO, 81% de P, 27% de K^+ , 178% no teor de Ca^{2+} trocável, e 100% no teor de Mg^{2+} trocável.

A homogeneidade entre camadas superficiais e subsuperficiais para os teores de bases trocáveis também foram apontados por outros autores. Como Remom *et al.* (2005) que verificaram a ausência de variabilidade dos atributos do solo entre as camadas estudadas no solo construído de um antigo aterro metalúrgico.

Os elevados teores de P disponível e de COT encontrados no solo do lixão, notadamente na camada subsuperficial podem ser explicados pela decomposição de resíduos de restos de alimentos (carnes, frutas, industrializados, enlatados, etc.), carcaças de animais e restos de poda (ANIKWE & NOWBODO, 2002; GUANGXIA QI, 2013). Dessa forma, é possível verificar que as maiores taxas de aumento de componentes de origem orgânica como COT, P e N estiveram associadas à subsuperfície, que é camada que mantém contato direto com o resíduo, e pode estar associada à decomposição dos resíduos orgânicos.

A elevada disponibilidade de P observado no solo do lixão é problemática quando se observa a ausência de estabilização física do solo e falta de cobertura vegetal apropriada, contribuindo para a alta suscetibilidade desse solo a erosão, o que amplia o potencial desse solo atuar como fonte difusa de contaminação concorrendo para eutrofização de corpos d'água superficiais. De acordo com ERNANI *et al.* (1996) e ERNANI *et al.* (2001), em pH alcalino o fósforo que está em excesso tornam se mais livre para ser lixiviado, desta forma aumentando o risco potencial para contaminação do solo e das águas.

Em adição ao fósforo e COT, o maior teor de nitrogênio na camada subsuperficial do lixão corrobora a ideia de que o aporte desses elementos está ocorrendo a partir da translocação da camada de maciço de resíduos em direção à superfície pelo processo de ascensão capilar, típico da região semiárida. ANIKWE & NOWBODO (2002) encontraram em seus estudos um acréscimo de até 700% nos teores de MO e N em áreas de disposição de resíduos em Abakaliki na Nigéria.

A maior porosidade do solo na área de lixão também pode atuar facilitando o fluxo vertical de nutrientes e contaminantes advindos da decomposição da matéria orgânica contida nos resíduos sólidos aterrados, uma vez que como mencionado anteriormente, essas camadas estão em contato direto sem a presença de uma camada de impermeabilização superior. Vale ressaltar, que no solo de mata nativa os maiores teores de P estiveram presentes na camada superficial, o que indica aporte desse elemento ao solo via adição de matéria orgânica pela serrapilheira e não pelo material de origem desse solo.

Os metais pesados, quando provenientes de processos naturais, como intemperismo das rochas, deposições atmosféricas e erupções vulcânicas são encontrados, geralmente, em baixas concentrações nos solos. Por outro lado, quando advindo de atividades antropogênicas a entrada desses metais no ambiente solo, na água ou atmosfera, é observada em concentrações significativamente superiores às naturais (COSTA, *et al.*, 2014).

Até o momento, os teores dos metais pesados na cobertura final no lixão não apresentaram potencial iminente de risco ecológico ou à saúde humana, uma vez que são menores que os valores de prevenção da resolução Conama 420/2009 (Cu>72, Ni>30, Pb>72, Zn>300, Cr>75, Cob>25 e Ba>150 mg.kg⁻¹). Porém, assim como prevê a legislação são necessários estudos regionalizados para a determinação dos valores de referência de qualidade (VRQs), acima dos quais são configurados aportes antrópicos que precisam ser investigados evitando a acumulação desses metais no ambiente (CONAMA, 2009). Considerando que os metais não são modificados ou degradados, como ocorre com os contaminantes orgânicos, mantendo-se a fonte contaminante, ocorre a acumulação progressiva e persistente do metal no solo (GUO *et al.*, 2006) que pode funcionar como fonte difusa de poluição para os demais componentes da bacia hidrográfica.

Embora na legislação vigente ainda não tenha sido incorporado os valores de VRQs para o Estado do Rio Grande do Norte (RN), Costa *et al.* (2014) determinou os

teores naturais dos metais Ag, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, V e Zn nos solos do RN, e a partir destes, estabeleceu VRQs para o solo deste Estado. Os VRQs do Estado do RN para aos metais pesados Cu, Ni, Pb, Zn, Cr, Co, Ba foram, respectivamente, 13,69; 19,84; 16,18; 23,85; 30,94; 15,41; 58,91 mg.kg⁻¹ (COSTA *et al.*, 2014). Com base nesses resultados, efetuando o calculo da taxa de aumento, os teores de Zn e Cu na camada superficial da cobertura final no lixão estão, respectivamente, 130% e 107% acima do VRQs do Estado do RN. Na camada subsuperficial, os teores desses metais estão, respectivamente, 308% e 79% acima do VRQs do Estado do RN. Esses resultados indicam que esses aportes ocorreram pela disposição inadequada dos resíduos.

Os teores de metais pesados na cobertura final foram significativamente superiores aos naturais obtidos na área de mata nativa que é a referência de qualidade do solo local. Vale ressaltar que o metal que apresentou maior taxa de aumento no solo foi o Zn na forma solúvel, resultados idênticos aos encontrados por Pastor e Hernández (2012) ao estudar solos de pH alcalino em 15 aterros sanitários na Espanha. No aterro analisado por Esakku *et al.* (2005), os teores de metais totais no solo em ordem decrescente foram Fe>Cu>Zn>Cr>Mn>Pb>Cd>Ni, enquanto Pastor e Hernandez (2012) nos 15 aterros avaliados encontraram a ordem decrescente: Fe>Al>Zn>Mn>Cu>Pb>Cr>Ni>Cd; no presente estudo, os teores totais aumentaram na seguinte ordem decrescente: Cu>Zn>Ba>Pb>Ni>Cr>Mn>Co. Chukwujindu *et al.* (2012) verificaram a acumulação de metais na ordem Fe>Pb>Mn>Co>Cr>Zn>Ni>Cu>Cd, em solo de oito locais de despejo de resíduos urbanos em Warri na Nigéria. Okoronkwo *et al.* (2005) verificou teores mais elevados de Pb, Cu, Ni, Cr e Zn em solos de aterros no Paquistão.

A comparação entre os teores de metais pesados em ambientes naturais e antrópicos pode indicar o potencial de uma determinada atividade contribuir para a contaminação do solo e demais componentes da bacia hidrográfica. O que pode evidenciar que o enriquecimento do solo construído por metais pesados foi decorrente do processo de disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos do município, somado a ausência de uma camada de impermeabilização superior. Levando em consideração as profundidades das camadas no lixão o aporte dos metais pesados foi mais evidente na subsuperfície que pode indicar um processo de capilarização.

O enriquecimento do solo construído por metais pesados também foi relatado por outros autores. Pastor e Hernández (2012), estudaram 15 aterros sanitários

desativados e cobertos por camada de solo há 20 anos na Espanha verificando o aporte principalmente dos metais Zn, Cu, Cr, Ni, e Pb. Estudos comparando os teores disponíveis de metais no solo em áreas utilizadas há 20 anos para a disposição final de resíduos em Abakaliki na Nigéria com áreas controles verificaram aumentos de 214 a 294% nos teores de Pb, 128 a 233% de Cu e 276 a 302% de Zn (ANIKWE & NOWBODO, 2002). Waheed *et al.* (2010) encontraram teores elevados de Ba, Cd, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Na, Ni, Pb, Rb, Sb, Sr, U e Zn em solo no local de disposição de resíduos em Islamabad. De acordo com esses autores a alta concentração de Br, Cd, Cu, Pb e Sb nesta área poderia ser devida à presença de plástico nos resíduos aterrados. Augustin e Viero (2012) detectaram a contaminação generalizada do solo nas áreas circundantes de um aterro industrial com elementos como cromo, cloreto de amônio, hidrocarbonetos de petróleo, cianeto e mercúrio, além de chumbo, cobre e bário.

As alterações associadas à disposição inadequada dos resíduos bem como a ausência de uma camada para impermeabilização superior do maciço de resíduos após o encerramento do lixão alertam para importância do monitoramento desta área, visto que o potencial de lixiviação do chorume e consequente contaminação de subsuperfície a partir do fluxo vertical descendente é maior do que o aporte desses metais na superfície, o qual depende de um fluxo vertical ascendente. Assim, verifica-se que a avaliação precisa dos riscos em locais de disposição de resíduos deve considerar o risco de transferência vertical de metais pesados, tanto para as águas subterrâneas como para o solo e vegetação acima do solo. A extensão de tal transferência é dependente da concentração e formas do metal, mas também das características do solo que influenciam a capacidade de infiltração do lixiviado. Em regiões semiáridas, a geração de lixiviados de aterros de resíduos tem sido negligenciada na suposição de ser mínima a geração de lixiviados pela baixa precipitação, porém, diversos estudos têm relatado o potencial dessas áreas na transferência vertical desses lixiviados (Al - YAGOUT & HAMODA, 2003; PASTOR & HERNÁNDEZ, 2012).

Diante do que foram expostas, as características da cobertura final avaliadas neste estudo indicam sérias deficiências para promover o processo de recuperação ambiental destas áreas. Uma das consequências é a perda da qualidade do solo evidenciada pela alteração dos atributos físicos e químicos além da adição de metais pesados no solo quando comparados à área de referência ambiental. Essas

deficiências foram observadas no processo de encerramento da atividade no lixão que ocorreu há 4 anos com a construção da cobertura final, embora não exista um consenso sobre as técnicas e a infraestrutura dessas camadas que compõem a cobertura final. Pode-se primeiro avaliar quanto à ausência de uma cobertura final com atendimentos a requisitos mínimos aceitados pela comunidade científica, como uma camada de impermeabilização superior acompanhada por sistemas de drenagem (chorume, gases e águas pluviais) e finalizada por uma cobertura vegetal, bem como um acompanhamento por monitoramento ambiental contínuo.

5. CONCLUSÃO

As diferenças entre os atributos físicos e químicos do solo sob a mata nativa e cobertura final demonstram redução da qualidade do solo na área desativada do lixão, o que compromete o desenvolvimento da vegetação nativa e a recuperação da área.

A ausência de impermeabilização superior ao permitir a transferência vertical entre o maciço de resíduos e a cobertura final promoveu o enriquecimento por elementos químicos e metais pesados em excesso que pode comprometer a revegetação.

As deficiências detectadas no processo construtivo da cobertura final apontam para a necessidade de intervenção visando acelerar o processo de estabilização da área e de recuperação do ecossistema local.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, A.G.C. *et al.*; Caracterização etnopedológica de planossolos utilizados em cerâmica artesanal no agreste paraibano. *Revista Brasileira Ciências do Solo*, v.29, p.379-388, 2005.

AL-YAQOUT, A. F.; HAMODA, M. F. Evaluation of landfill leachate in arid climate – a case study. *Environment International*, v. 29, p. 593-600, 2003.

ANIKWE, M. A. N.; NWOBODO, K. C. A. Long term effect of municipal waste disposal on soil properties and productivity of sites used for urban agriculture in Abakaliki, Nigeria. *Bioresource Technology*, v. 83, p. 241–250, 2002.

ARAÚJO, *et al.* Seasonal variations in scorpion activities (Arachnida: Scorpiones) in an area of Caatinga vegetation in Northeastern Brazil. *Revista Zoologia* v.27, p.372-376, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 13.896: aterros de resíduos não perigosos – critérios de projeto, implantação e operação - procedimentos. Rio de Janeiro, 1997.

AUGUSTIN P.V.; VIERO A. P. Environmental impact and geochemical behavior of soil contaminants from an industrial waste landfill in Southern Brazil. *Environmental Earth Sciences*. v. 67, n. 5, p. 1521-1530, 2012.

BOZKUT, S.; SILVERT, M.;NERETNIEKS, I. The long-term evolution of and transport processes in a self-sustained final cover on waste deposits. *The Science of the Total Environment*, p. 145-168, 2001.

BRASIL. Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

CAMPOS, M.L; ALMEIDA, J.A; SOUZA, L.S. Avaliação de três áreas de solo construído após mineração de carvão a céu aberto em Lauro Muller, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, n. 6, p.1123-1137, 2003.

CHUKWUJINDU *et al.* Determination of trace metal concentrations in soil profiles of municipal waste dumps in Nigeria. *Environmental Geochemistry Health*, v. 32, p.415–430, 2012.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Publicado no DOU nº 249, de 30/12/2009, p. 81-84.

CORREA, M.M. *et al.* Atributos físicos, químicos e mineralógicos de solos da região das várzeas de Sousa (PB). *Revista Brasileira Ciências do Solo*, v.27, p.311-324, 2003.

CORREA, R. S.; BENTO, M. A. B.; Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no Distrito Federal. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v. 34, p.1435-1443, 2010.

COSTA, S.; ZOCHE, J.J; Fertilidade de solos construídos em áreas de mineração de carvão na região sul de Santa Catarina. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.33, n.4, p.665-674, 2009.

COSTA, W. P. L. B. et al. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solo do Rio Grande do Norte. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v. 38, p.1028-1037, 2014.

DWYER, S.F. Landfill covers: is it time to change current regulations? Albuquerque: Sandia National Laboratories, 2000. 25p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Centro Nacional de Pesquisas de Solos. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPQ, 1997. 212p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370p.

ERNANI, P.R.et al. Decréscimo da retenção de fósforo no solo pelo aumento do pH. *Revista Brasileira Ciências do Solo*, v.20, p.159-162, 1996.

ERNANI, P.R; STECKLING, C.; BAYER, C. Características químicas de solo e rendimento em função do método de aplicação de fosfatos, em dois níveis de acidez. *Revista Brasileira Ciências do Solo*, v.25, p.939-946, 2001.

ESAKKU, S. et al. Assessment of heavy metal species in decomposed municipal solid waste. *Chemical Speciation and Bioavailability*, v.17, p. 95-102, 2005.

Fageria N. K.. Qualidade do solo e meio ambiente. Santo Antônio de Goiás : Embrapa Arroz e Feijão, 2006. 35p.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (FEAM). Caderno Técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos. Fundação Israel Pinheiro, Belo Horizonte, 2010.

GUANGXIA QI, *et al.* Impact assessment of intermediate soil cover on landfill stabilization by characterizing landfilled municipal solid waste. *Journal of Environmental Management* , v.128, p. 259-265, 2013.

GUO *et al.* Speciation distribution of Cd, Pb, Cu and Zn in contaminated Phaeozem in north-east China using single and sequential extraction procedures. *Australian Journal of Soil Research*, v. 44, p.135-142, 2006.

INDA *et al.* Atributos químicos relacionados ao processo de sulfurização em solos construídos após mineração de carvão. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.40, n.5, p.1060-1067, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA - IBGE. Atlas de Saneamento. 2011 Disponível em: <
http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.shtm.
 > Acesso em 19 out. 2012.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO NORTE- IDEMA. Perfil do seu município: São João do Sabugi. Disponível em: <
<http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/idema/DOC/DOC000000000013860.PDF>> Acesso em 9 ago. 2014.

LINDSAY, W.L.; NORVELL, W.A. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. Soil Science Society of America Journal, v. 42, p. 421-428, 1978.

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

LOPES, R.L.; MACIEL, F.J.; JUCÁ J.F.T. Avaliação da emissão de metano em aterro experimental de resíduos sólidos na Muribeca/PE-Brasil. Revista Aids de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica. v.5, n.1, p. 107 - 116, 2012.

MANTOVANI, J.R.; FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.; BARBOSA, J.C. Alterações nos atributos de fertilidade em solo adubado com composto de lixo urbano. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.29, p.817-824, 2005.

MCCUNE, B.; MEFFORD.M.J. PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data, version 6.0. MjM Software Design, Oregon. 2011.

OKORONKWO, N.E.; ANO A.O.; ONWUCHEKWA, E.C.; Environment, health and risk assessment: a case study of the use of an abandoned municipal waste dump site for agricultural purposes. African Journal of Biotechnology, v.4, n.11, p. 1217-1221, 2005.

OLIVEIRA, L.B. *et al.* Morfologia e classificação de luvisolos e planossolos desenvolvidos de rochas metamórficas no semiárido do nordeste brasileiro. Revista Brasileira Ciências do Solo, v.33, p.1333-1345, 2009.

PASTOR, J.; HERNÁNDEZ, A.J. Heavy metals, salts and organic residues in old solid urban waste landfills and surface waters in their discharge areas: Determinants for restoring their impact. Journal Environmental Management. v.95, p. 542-549, 2012.

QUINONES *et al.* Características de solos construídos após mineração de carvão relacionadas ao processo de construção e à composição do material utilizado. Ciência Rural, Santa Maria, v.38, n.6, p.1564-1571, 2008.

REMOM, E., *et al.* Soil characteristics, heavy metal availability and vegetation recovery at a former metallurgical landfill: Implications in risk assessment and site restoration. Environmental Pollution, v.137, n.2, p.316-323, 2005.

RODRIGUES, *et al.* Dinâmica da regeneração do subsolo de áreas degradadas dentro do bioma Cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande/ PB, v. 11, n. 1, p. 73–80, 2007.

SAMUEL-ROSA, A.; DALMOLIN, R.S.D. & PEDRON, F.A. Caracterização do solo de cobertura de aterros encerrados com ferramentas (geo)estatísticas. *Engenharia Sanitária Ambiental* [online]. v.16, n.2, p. 21-126, 2011.

SAS Institute. Statistical analysis system: Procedure guide for personal computer. Version 8. Cary, 1999.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS - SEMARH/RN. Plano Estadual de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Norte. Relatório Síntese, 2012.161p.

SILVA, A. C.; TORRADO, P. V.; ABREU JUNIOR, J. S. Métodos de quantificação da matéria orgânica do solo. *Revista Universidade Alfenas*, v.5, p. 21-26, 1999.

SOUSA *et al.* Avaliação do crescimento de espécies arbóreas nativas em solo reconstituído e compactado: Rodovia BR-277, Porto Amazonas, PR. Embrapa Florestas, Colombo, 2006.

STONE, L. F.; SILVEIRA, P.M. Efeito do sistema de preparo e da rotação de culturas na porosidade e densidade do solo. *Revista Brasileira Ciências do Solo*, v. 25, p.395-401, 2001.

STUMPF, L. *at al.* Perennial grasses for recovery of the aggregation capacity of a reconstituted soil in a coal mining área in southern Brazil. *Revista Brasileira Ciências do Solo*, v.38, p.327-335, 2014.

TANTHACHOON *et al.* Methane oxidation in compost-based landfill cover with vegetation during wet and dry conditions in the tropics. *Journal of the Air & Waste Management Association*. V.58, p. 603–612, 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils: Method 3051A. CD-ROM. 1998.

WAHEED *et al.* Assessing soil pollution from a municipal waste dump in Islamabad, Pakistan: a study by INAA and AAS. *Journal of Radio analytical and Nuclear Chemistry*, v. 285, n. 3, p. 723-732, 2010.

7. APÊNDICES



Fotografia 1 – Área desativada do lixão em São João Sabugi/RN (área de amostragem do solo).



Fotografia 2 - A área desativada do lixão em São João do Sabugi/RN havia sido coberta pelo solo proveniente da escavação de uma nova célula.



Fotografia 3 – Em alguns pontos a camada de cobertura final era menor do que 10 cm onde já era possível acessar os resíduos aterrados.



Fotografia 4 - Visão da área desativada era possível observar resíduos expostos à superfície no lixão em São João do Sabugi/RN.



Fotografia 5 - Área de estudo como referência de vegetação nativa (Caatinga) em São João do Sabugi/RN.



Fotografia 6 - Área de estudo como referência de vegetação nativa (Caatinga) em São João do Sabugi/RN.