



Novos Cadernos NAEA

v. 29, n. 2 • maio-ago. 2026 • ISSN 1516-6481/2179-7536



IMPACTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS SOBRE ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DO SOLO EM ÁREAS DO LIXÃO, TRANSIÇÃO E PASTAGEM EM APUÍ, AMAZONAS

**IMPACT OF URBAN SOLID WASTE ON THE PHYSICAL
AND CHEMICAL ATTRIBUTES OF SOIL IN LANDFILL,
TRANSITION AND PASTURE AREAS IN APUÍ, AMAZONAS**

*IMPACTO DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS
EN LOS ATRIBUTOS FÍSICOS Y QUÍMICOS DEL SUELO
EN VERTEDEROS, ZONAS DE TRANSICIÓN Y PASTIZALES
EN APUÍ, AMAZONAS*

Priscila Beleza Cruz  

Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Manaus, AM, Brasil

José Maurício da Cunha  

Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Manaus, AM, Brasil

Renato Francisco da Silva Souza  

Instituto Federal do Pará (IFPA), Breves, PA, Brasil

Douglas Marcelo Pinheiro da Silva  

Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Manaus, AM, Brasil

Milton Cesar Costa Campos  

Universidade Federal da Paraíba (UFPB), João Pessoa, PB, Brasil

RESUMO

O aumento populacional intensifica a produção de resíduos sólidos, e seu descarte inadequado pode modificar significativamente os atributos do solo, comprometendo sua qualidade e agravando impactos ambientais. Assim sendo, este estudo objetivou avaliar os efeitos do descarte irregular de resíduos sólidos urbanos nos atributos do solo em Apuí, Amazonas. Foram coletadas amostras em até 120 cm de profundidade, distribuídas em 20 pontos ao longo de quatro transectos, abrangendo áreas de lixão, transição e pastagem. Foram analisados a textura, pH em água, matéria orgânica, H+Al, Al³⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, CTC e V. Os dados foram submetidos à estatística descritiva, análise de variância, e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade e finalmente análise de componentes principais. Os resultados indicaram que o solo do lixão apresentou pH mais elevado e maiores teores de K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺, em contraste com as áreas de transição e pastagem, que exibiram maior acidez. A CTC e a saturação por bases também foram mais elevadas, refletindo uma maior fertilidade do solo influenciado pelos resíduos urbanos. O acúmulo de matéria orgânica foi atribuído à deposição constante de resíduos. Cabe destacar que maior concentração de nutrientes (fertilidade do solo) nas camadas do solo representa um risco potencial de lixiviação e possível contaminação de recursos hídricos. Conclui-se que o descarte inadequado de resíduos sólidos urbanos altera a composição química do solo, aumenta a fertilidade do solo e gera riscos ambientais.

Palavras-chave: Degradação ambiental. Desenvolvimento sustentável. Descarte de resíduos. Atributos do Solo. Amazônia.

ABSTRACT

Population growth intensifies the production of solid waste, and its improper disposal can significantly modify soil attributes, compromising its quality and aggravating environmental impacts. Therefore, this study aimed to evaluate the effects of irregular disposal of urban solid waste on soil attributes in Apuí, Amazonas. Samples were collected at depths of up to 120 cm, distributed across 20 points along four transects, encompassing landfill, transition, and pasture areas. Texture, pH in water, organic matter, H+Al, Al³⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, CEC, and V were analyzed. Data were subjected to descriptive statistics, analysis of variance, and means were compared using Tukey's test at a 5% probability level, followed by principal component analysis. The results indicated that the landfill soil presented a higher pH and higher levels of K⁺, Ca²⁺, and Mg²⁺, in contrast to the transition and pasture areas, which exhibited greater acidity. The cation exchange capacity (CEC) and base saturation were also higher, reflecting greater soil fertility influenced by urban waste. The accumulation of organic matter was attributed to the constant deposition of waste. It is important to highlight that a higher concentration of nutrients (soil fertility) in the soil layers represents a potential risk of leaching and possible contamination of water resources. It is concluded that the inadequate disposal of urban solid waste alters the chemical composition of the soil, increases soil fertility, and generates environmental risks.

Keywords: Environmental degradation. Sustainable development. Waste disposal. Soil attributes. Amazon.

RESUMEN

El crecimiento poblacional intensifica la producción de residuos sólidos, y su disposición inadecuada puede modificar significativamente los atributos del suelo, comprometiendo su calidad y agravando los impactos ambientales. Por lo tanto, este estudio tuvo como objetivo evaluar los efectos de la disposición irregular de residuos sólidos urbanos en los atributos del suelo en Apuí, Amazonas. Se recolectaron muestras a profundidades de hasta 120 cm, distribuidas en 20 puntos a lo largo de cuatro transectos, que abarcaron áreas de relleno sanitario, transición y pastizales. Se analizaron la textura, el pH en agua, la materia orgánica, H+Al, Al³⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, CIC y V. Los datos se sometieron a estadística descriptiva, análisis de varianza y las medias se compararon utilizando la prueba de Tukey a un nivel de probabilidad del 5%, seguido de un análisis de componentes principales. Los resultados indicaron que el suelo del relleno sanitario presentó un pH más alto y mayores niveles de K⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺, en contraste con las áreas de transición y pastizales, que exhibieron mayor acidez. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) y la saturación de bases también fueron mayores, lo que refleja una mayor fertilidad del suelo influenciada por los residuos urbanos. La acumulación de materia orgánica se atribuyó a la deposición constante de residuos. Es importante destacar que una mayor concentración de nutrientes (fertilidad del suelo) en las capas del suelo representa un riesgo potencial de lixiviación y posible contaminación de los recursos hídricos. Se concluye que la disposición inadecuada de los residuos sólidos urbanos altera la composición química del suelo, aumenta su fertilidad y genera riesgos ambientales.

Palabras-clave: Degradación ambiental. Desarrollo sostenible. Eliminación de residuos. Atributos del suelo. Amazonia.

1 INTRODUÇÃO

O uso sustentável dos recursos naturais, incluindo solo e água são fundamentais para alcançar a agenda do desenvolvimento sustentável, apesar disso, em muitos centros urbanos, estes dois compartimentos são constantemente contaminados devido ao sistema deficiente de gestão de resíduos sólidos (Ferronato; Torretta, 2019; Lal, 2020), causando impactos negativos aos ecossistemas locais (Gebrekidan *et al.*, 2024), bem como representam um risco à saúde pública, podendo contaminar as águas superficiais e subterrâneas, bem como contaminar alimentos cultivados próximos as áreas de descarte (Costa *et al.*, 2017).

Nesse sentido, a situação dos descartes de resíduos urbanos no Brasil é preocupante, pois, embora existam leis e regulamentações específicas, como a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), muitas cidades ainda carecem de infraestrutura adequada para gerenciar seus resíduos de maneira eficiente (Silva *et al.*, 2020; Martins *et al.*, 2025). Essa deficiência resulta em muitos lixões a céu aberto, sem qualquer tipo de tratamento ou controle (Brasil, 2010). De acordo com o relatório da Abrema (2024), em 2022, aproximadamente 33,3 milhões de toneladas de lixo foram descartadas de forma inadequada, sendo a maior parte depositada em cerca de 3 mil lixões a céu aberto espalhados pelo Brasil. Além disso, é preciso considerar a diversidade da composição dos resíduos sólidos descartados em lixões urbanos, incluindo plásticos, materiais orgânicos, produtos químicos domésticos e industriais, podendo gerar reações químicas no solo e formar compostos potencialmente tóxicos (Mngeni, 2026).

Nesse sentido, alguns estudos constataram que o descarte de resíduos sólidos em áreas de lixão alteram diversos atributos do solo, como por exemplo, o teor de carbono orgânico, pH do solo, níveis de elementos (P, K, N, Ca e Mg), assim como a acidez e salinidade do solo (Anikwe e Nwobodo, 2002; Bisht *et al.* 2024). Segundo Felix *et al.* (2023) em estudo em área de descarte de resíduos sólidos em Goiás, observou aumento das concentrações de Fe, Cr, Cu, Mn e pH em água, enquanto Pb, P e Zn apresentaram maiores teores nos pontos à montante da área de deposição de resíduos.

Partindo desta perspectiva, a Amazônia vem enfrentando enormes desafios quanto ao descarte de resíduos sólidos urbanos, em especial na região sul e sudeste do estado do Amazonas, onde os lixões recebem

mais de 2 mil toneladas de resíduos por dia (Souza Filho; Alves; Neves, 2021). Vários municípios da região, incluindo o Apuí, vem realizando esforços recentes no mapeamento, monitoramento e controle da área de lixão com vistas a tomar medidas de desativação. Dessa forma as hipóteses do trabalho foram, i) avaliar os atributos do solo no centro do lixão e áreas adjacentes no município de Apuí e ii) determinar os atributos do solo em superfície e profundidade do solo no centro do lixão e áreas adjacentes no município de Apuí, sul do Amazonas.

Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivo analisar os atributos do solo em áreas impactadas pelo descarte inadequado de resíduos sólidos no município de Apuí, sul do Amazonas, investigando sua distribuição espacial e os possíveis impactos ambientais associados, a fim de subsidiar políticas públicas e práticas mais eficazes de gestão de resíduos sólidos urbanos.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Caracterização e descrição da área de estudo

A pesquisa foi conduzida em uma área de disposição final irregular de resíduos sólidos urbanos (lixão) no município de Apuí, sul do estado do Amazonas, Brasil, que apresenta uma extensão estimada em quatro (04) hectares, situada a 184 m de altitude, nas coordenadas geográficas 7°12'52,99" S e 59°54'54,84" W. De acordo com os dados da prefeitura municipal de Apuí (informações não publicadas), a área entrou em operação em 1980, tendo aproximadamente 46 anos, passando nos últimos anos por diversas práticas de organização com a separação de locais para determinados tipos de resíduos, por exemplo, áreas para resíduos de podas de árvores, áreas de resíduos de matadouros, resíduos domésticos e etc., apesar de não existir uma pesagem do volume de resíduos que chegam a área de descarte, estima-se que o lixão recebe em torno de 1,5 toneladas de resíduo por dia.

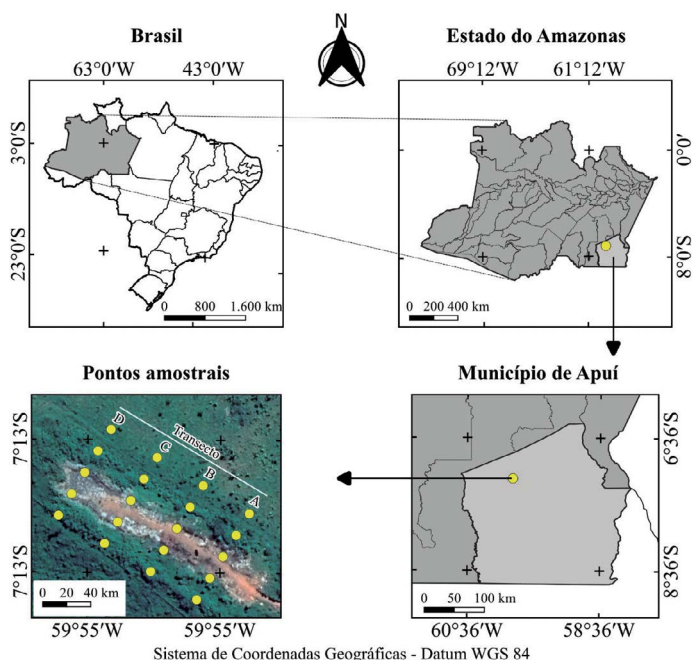
O clima da região é classificado como Am (monçônico), com estação seca de curta duração, a precipitação anual varia entre 2.250 e 2.750 mm, concentrando-se principalmente entre os meses de outubro e junho. As temperaturas médias anuais oscilam entre 24 °C e 27 °C, com umidade relativa do ar entre 85% e 90% (Alvares *et al.*, 2013). O relevo é diversificado, incluindo planícies, morros, platôs e chapadas

que podem atingir até 400 m de altitude. Os solos predominantes no sítio são Latossolos Amarelos (equivalentes a Ferralsols), seguidos por Argissolos Amarelos e Vermelhos (equivalentes a Acrisols), sob cobertura predominante de Floresta Ombrófila Densa.

2.2. Amostragem e análises de solo

A área de amostragem, correspondente a 10.500 m², foi delimitada após visita *in loco*, com o objetivo de abranger três condições distintas: i) área ativa de deposição de resíduos sólidos (centro do lixão); ii) zona de transição (intermediária entre o centro do lixão e área mais externa) e iii) área de pastagem (localizada fora dos limites do lixão). Dessa forma foram selecionados vinte (20) pontos de amostragem distribuídos ao longo de quatro transectos paralelos, espaçados aproximadamente 45 m entre si, com comprimento médio de 85 m e distância de 20 m entre pontos (Figura 1) cuja finalidade foi cobrir toda a área de influência do lixão. Em cada ponto selecionado foram abertas trincheiras e em seguida foram coletadas amostras de solo nas camadas de 0–20, 20–40, 40–60, 60–80, 80–100, 100–120 cm.

Figura 1 – Localização da área e dos pontos de amostragem de solo em lixão em Apuí, Amazonas, Brasil



Fonte: Elaborada pelos autores, 2025.

As amostras de solo foram secas ao ar e peneiradas em malha de 2 mm para posterior análise dos atributos físicos e químicos. A textura foi realizada pelo método da pipeta, utilizando uma solução de NaOH 0,1 N como dispersante químico e agitação mecânica tipo lenta durante 16 horas. A fração argila foi separada por sedimentação, as areias grossa e fina por tamisação e o silte calculado por diferença (Teixeira *et al.*, 2017).

O pH foi determinado em solução de água, na proporção de 1:2.5 (solo:água). Os teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} foram extraídos com solução de KCl 1 mol L^{-1} ; em seguida, Ca^{2+} e Mg^{2+} foram quantificados por espectrofotometria de absorção atômica, enquanto o Al^{3+} foi determinado por titulação com NaOH 0,025 mol L^{-1} . O K^{+} foi extraído com solução *Mehlich-1* e determinado por fotometria de chama. O P disponível foi extraído com resina de troca iônica e quantificado por colorimetria, conforme o método de Teixeira *et al.* (2017). A acidez potencial (H+Al) foi obtida por extração com solução de acetato de cálcio 0,5 mol L^{-1} a pH 7,0, sendo posteriormente titulada com NaOH 0,025 mol L^{-1} .

A matéria orgânica do solo (MOS) foi determinada após oxidação dos COT com dicromato de potássio em presença de ácido sulfúrico e titulação do excesso de dicromato com sulfato ferroso amoniacal (Yeomans; Bremner, 1988).

2.3. Análise estatística dos dados

Os dados foram submetidos à análise estatística descritiva (mínimo, máximo, média, desvio padrão, coeficiente de variação, assimetria e curtose), e a normalidade foi verificada por meio do teste de Shapiro-Wilk. A variabilidade dos atributos foi classificada segundo Warrick e Nielsen (1980), com base nos valores do coeficiente de variação (CV) como baixo < 12 %, médio de 12 a 24 % e alto > 24 %. Como os dados não apresentaram distribuição normal, aplicaram-se os testes não paramétricos de Kruskal-Wallis e Dunn para a detecção de diferenças significativas entre os atributos químicos do solo nas áreas de lixão, transição e pastagem. Em seguida os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA), e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, utilizando o software estatístico Minitab (Minitab, 2021).

A estatística multivariada foi utilizada para selecionar os atributos químicos com poder discriminatório, os quais possam ser considerados potenciais indicadores de mudanças ambientais.

A análise de componentes principais foi usada para sumarizar as correlações lineares entre os atributos químicos e físicos da área do lixão, transição e área de pastagem, como também, selecionar as variáveis com maiores scores para variabilidade dos dados. O critério utilizado para a seleção do número de componentes principais (CPs) foi o percentual de variância acumulada (variância >70%) e o critério de Kaiser's (autovalores > 1,00) (Hair *et al.*, 2009). Nesses componentes principais selecionados, identificou-se as variáveis com maior correlação com os CPs, utilizando como critério de seleção as cargas das variáveis ("loadings"), valores $|\geq 0,70|$. Esse método permitiu selecionar quais atributos podem ser considerados indicadores de qualidade em função das diferentes áreas estudadas (área de lixão, transição e pastagem).

A comparação entre as áreas estudadas foi realizada utilizando os atributos dos solos conjuntamente com a análise complementar discriminante (matriz de classificação de dados). A partir dessa análise foi possível definir se há diferenças significativas entre os sistemas de usos do solo estudados. Todas as análises foram conduzidas no software R, versão 3.3.2 (R Core Team, 2020).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 apresenta os valores de coeficiente de variação (CV), assimetria, curtose e do teste de normalidade (S-W) dos atributos químicos e de fertilidade do solo para as áreas do lixão, transição e pastagem. Foi observado que na área do lixão, apenas o pH em água apresentou CV médio em todas as camadas, as demais variáveis apresentaram CV considerado alto conforme classificação de Warrick e Nielsen (1980). Esse comportamento dos atributos químicos e de fertilidade do solo encontrada na área do ambiente de lixão deste estudo, corroboram com outros estudos realizados em lixões de regiões tropicais úmidas e semiáridas do Brasil e do mundo (Bisht *et al.*, 2024).

Camada 40-60 cm												
pH em água	13,0	-0,379	0,655	0,928	5,5	-0,405	-0,178	0,961	1,4	0,000	-6,000	0,729*
P (mg dm ⁻³)	125,1	1,334	0,137	0,694*	38,6	-0,519	-3,185	0,798	43,4	0,050	-5,713	0,784
K ⁺ (cmolc dm ⁻³)	23,3	0,862	0,223	0,904	117,3	1,951	3,817	0,726*	63,3	1,728	2,919	0,776
Ca ²⁺ (cmolc dm ⁻³)	134,9	2,251	5,536	0,712*	105,7	2,038	4,349	0,724*	40,8	-5,921x10-16	1,500	0,945
Mg ²⁺ (cmolc dm ⁻³)	93,9	1,770	4,144	0,808*	37,3	2,236	5,000	0,552*	40,0	2,000	4,000	0,630*
Al ³⁺ (cmolc dm ⁻³)	213,8	3,173	10,299	0,475*	47,5	1,657	3,221	0,844	16,2	0,896	-0,165	0,943
H+Al (cmolc dm ⁻³)	75,3	2,138	5,298	0,753*	46,5	2,019	4,231	0,717*	25,7	-0,175	-4,871	0,855
CTC (cmolc dm ⁻³)	104,5	2,286	5,925	0,730*	41,2	1,561	2,404	0,847	25,7	-0,198	-4,179	0,904
V (%)	33,1	-0,640	-0,083	0,937	86,5	1,666	2,893	0,835	27,9	0,047	-2,966	0,959
MOS (g dm ⁻³)	49,8	-0,496	-0,489	0,939	28,1	-0,608	-0,782	0,959	16,1	-8,012x10-10	-1,200	0,993
Camada 60-80 cm												
pH em água	16,3	-0,892	0,882	0,919	2,8	-0,405	-0,178	0,961	3,5	-1,414	1,500	0,827
P (mg dm ⁻³)	101,9	0,319	-2,161	0,763*	45,5	0,639	-3,119	0,748*	43,4	0,050	-5,713	0,784
K ⁺ (cmolc dm ⁻³)	36,7	0,089	-1,726	0,904	62,5	1,366	0,950	0,803	44,1	1,846	3,492	0,775
Ca ²⁺ (cmolc dm ⁻³)	116,4	1,148	0,071	0,799*	118,3	2,124	4,602	0,663*	40,8	-5,921x10-16	1,500	0,945
Mg ²⁺ (cmolc dm ⁻³)	89,0	0,701	-0,338	0,893	37,3	2,236	5,000	0,552*	0,0	NaN ^a	NaN ^a	NaN ^a
Al ³⁺ (cmolc dm ⁻³)	261,8	3,189	10,335	0,444*	52,6	1,403	2,087	0,880	43,0	-0,069	-5,346	0,842
H+Al (cmolc dm ⁻³)	122,1	3,053	9,636	0,521*	46,3	1,810	3,193	0,765*	27,3	0,390	-1,891	0,967
CTC (cmolc dm ⁻³)	95,7	1,153	0,181	0,829*	0,4	1,318	0,709	0,806	27,4	0,441	-1,527	0,971
V (%)	37,6	-1,172	0,923	0,849*	73,3	1,392	1,825	0,883	8,8	-0,870	-1,113	0,894
MOS (g dm ⁻³)	91,4	1,619	3,499	0,846*	35,2	0,579	0,160	0,955	12,8	-2,665x10-15	-6,000	0,729*

Camada 80-100 cm													
pH em água	15,8	-1,309	2,259	0,908	3,7	-0,315	-3,081	0,803	5,3	-1,190	1,500	0,927	
P (mg dm ⁻³)	89,6	-0,051	-2,249	0,774*	46,6	0,622	-3,102	0,770*	43,4	0,050	-5,713	0,784	
K ⁺ (cmolc dm ⁻³)	48,7	0,500	-0,688	0,950	24,8	0,228	-2,507	0,884	33,5	-1,138	0,758	0,920	
Ca ²⁺ (cmolc dm ⁻³)	122,6	1,421	1,720	0,795*	75,0	1,944	4,169	0,727*	22,2	2,000	4,000	0,630*	
Mg ²⁺ (cmolc dm ⁻³)	94,5	0,667	-1,217	0,853*	0,0	NaN ^a	NaN ^a	NaN ^a	0,0	NaN ^a	NaN ^a	NaN ^a	
Al ³⁺ (cmolc dm ⁻³)	299,0	3,298	10,910	0,384*	44,1	0,783	-0,617	0,899	45,6	0,160	-3,720	0,930	
H+Al (cmolc dm ⁻³)	145,9	3,160	10,180	0,467*	38,1	0,099	-2,055	0,953	40,4	0,361	-3,862	0,877	
CTC (cmolc dm ⁻³)	100,3	1,384	1,692	0,829*	37,0	0,076	-2,540	0,921	38,2	0,401	-3,573	0,888	
V(%)	38,9	-1,347	1,675	0,837*	39,0	0,495	-1,903	0,912	28,9	0,158	-4,847	0,865	
MOS (g dm ⁻³)	62,7	-0,230	-1,249	0,918	30,3	-0,099	-2,813	0,889	0,1	-1,129	2,227	0,895	
Camada 100-120 cm													
pH em água	14,6	-1,604	3,351	0,845*	3,0	1,361	2,000	0,833	1,4	0,000	-6,000	0,729*	
P (mg dm ⁻³)	116,2	0,697	-1,802	0,703*	45,0	0,668	-2,945	0,760*	43,4	0,050	-5,713	0,784	
K ⁺ (cmolc dm ⁻³)	40,2	0,075	-0,325	0,968	25,6	-0,081	-0,817	0,953	23,3	-2,665x10-15	1,500	0,945	
Ca ²⁺ (cmolc dm ⁻³)	142,3	1,550	1,084	0,713*	79,8	1,447	1,931	0,842	0,5	0,855	-1,289	0,863	
Mg ²⁺ (cmolc dm ⁻³)	90,6	0,934	-0,478	0,849*	0,0	NaN ^a	NaN ^a	NaN ^a	0,0	NaN ^a	NaN ^a	NaN ^a	
Al ³⁺ (cmolc dm ⁻³)	297,0	3,272	10,773	0,393*	52,4	-0,221	-2,744	0,890	71,3	-0,107	-4,419	0,903	
H+Al (cmolc dm ⁻³)	143,6	2,998	9,248	0,491*	28,2	-1,206	1,291	0,886	28,5	0,000	-5,908	0,776	
CTC (cmolc dm ⁻³)	115,0	1,524	1,063	0,746*	30,0	-0,798	0,408	0,956	28,8	0,020	-5,805	0,793	
V(%)	38,8	-1,318	1,748	0,856*	34,3	1,573	3,378	0,796	12,4	0,855	-1,289	0,863	
MOS (g dm ⁻³)	83,0	1,030	0,057	0,851*	33,7	0,458	-0,821	0,947	22,0	1,194	0,436	0,848*	

NaN^a - Todos os valores quantificados foram idênticos; S-W = Shapiro-Wilk; * significativo a 5 de probabilidade.
Fonte: Elaborada pelos autores, 2025.

Na área de transição do estudo (Tabela 1), foi observado que o coeficiente de variação foi classificado como médio para as variáveis pH em água nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, e nas demais camadas o pH em água foi baixo; o CV da CTC do solo nas camadas de 20-40 e 60-80 cm do solo foi classificado como médio e CV do Mg^{2+} nas camadas de 80 a 100 e 100 a 120 cm foi classificado como baixo, para as demais variáveis nas camadas estudadas os CV's foram classificados como altas. Essa ampla variação dos dados, evidencia a heterogeneidade dos materiais que chegam na área de descarte, fenômeno próprios dessas áreas, conforme destaca Felix *et al.* (2023) em seu estudo em área de lixão em Goiás. Por outro lado, a área de pastagem foi aquela que apresentou menor variabilidade dos dados, com os CV's, sendo classificado em baixo, médio e alto para diversas variáveis estudadas, mostrando que quanto mais distante do ponto central (lixão) os dados são mais comportados estatisticamente.

No geral, os valores de assimetria e curtose dos atributos químicos e de fertilidade do solo mostraram variações entre as diferentes áreas e camadas de solo estudadas (Tabela 1). Na área do lixão, a assimetria e curtose apresentaram valores que variaram consideravelmente, destacando-se alguns valores negativos principalmente na camada superficial. Na transição, a assimetria e a curtose foi ainda mais evidente em diversas variáveis, especialmente para o P disponível e Ca^{2+} . Enquanto a pastagem apresentou valores de assimetria e curtose mais próximos da normalidade, indicando uma distribuição mais equilibrada dos dados, independente da camada de solo. Segundo Soares *et al.* (2021), em estudo com atributos do solo na Amazônia, observaram indicativo de normalidade, onde os valores do coeficiente de assimetria foram próximos a zero.

Os resultados do teste de Shapiro-Wilk (S-W) mostram que variáveis como pH em água, P disponível e CTC, não apresentam distribuição normal ($p < 0,05$) para a maioria das camadas de solo analisadas, particularmente nas áreas de lixão e transição. O conteúdo de K^+ e a percentagem de V (%) também mostraram desvios em relação à normalidade. De acordo com Martins *et al.* (2023) que mais importante que a apresentação de normalidade dos dados, é que a distribuição não apresente caudas excessivamente alongadas, indicativo de elevada variabilidade nos dados.

A estatística descritiva dos atributos texturais são apresentados na Tabela 2, verifica-se que os conteúdos de areia, silte e argila exibiram a alta variabilidade espacial ($CV > 24\%$) em todas as camadas de solo sob lixão divergindo dos resultados encontrados por Assis *et al.* (2022) em uma área de lixão no município de Humaitá, Amazonas. Esses resultados indicam a necessidade de aumentar o número de pontos de amostragem para melhor caracterizar os atributos físicos do solo da área do lixão e planejar práticas de recuperação específicas em cada setor. O teste de normalidade de teste de Shapiro-Wilk (S-W) indicou que as distribuições de areia e silte não seguiram a normalidade em diversas camadas, principalmente na área de lixão.

Os resultados do teste de Kruskal-Wallis e post-hoc de Dunn para os atributos químicos e de fertilidade do solo são apresentados na Figura 2. O pH em água, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , $H+Al$, e $V\%$ foram significativamente ($p < 0,05$) diferentes entre as áreas de lixão, transição e pastagem, porém não houve diferença significativa ($p > 0,05$) para os atributos P, MOS e CTC do solo.

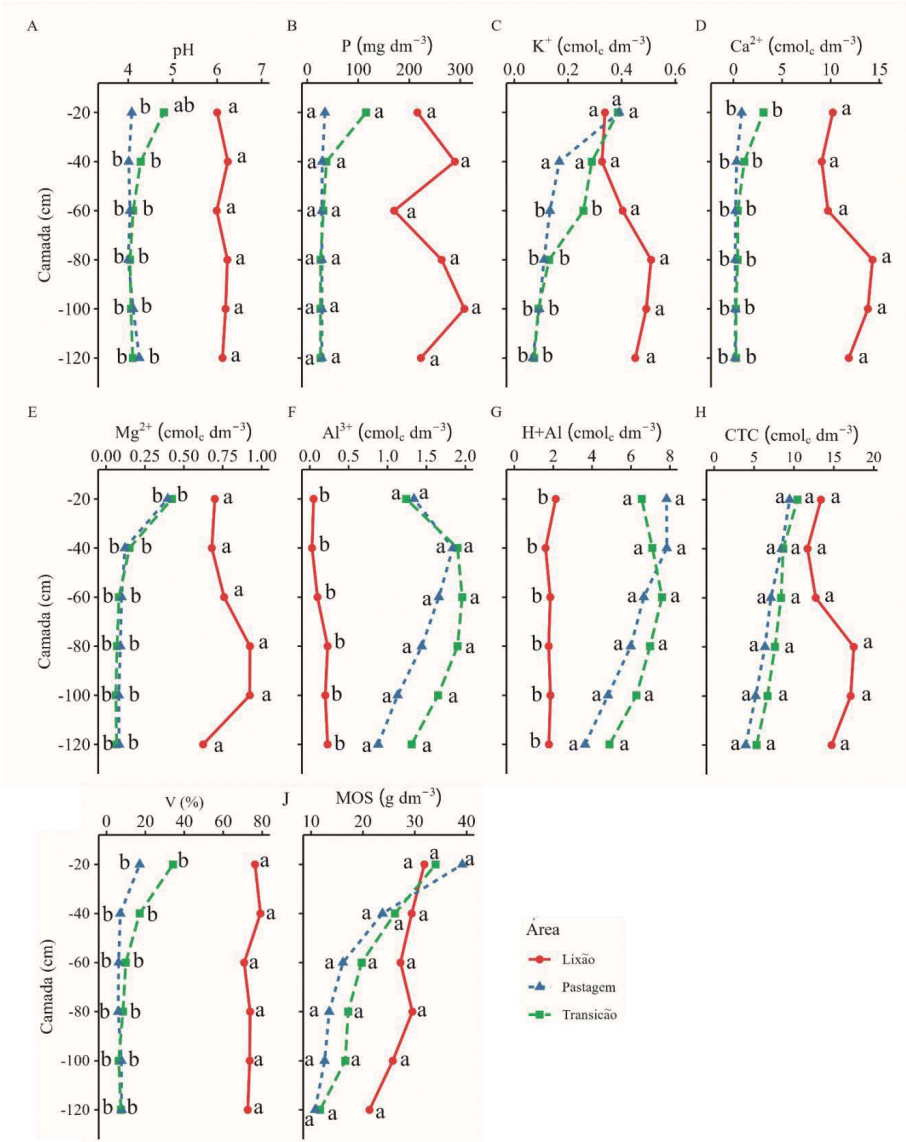
Em todas as camadas de solo da área de lixão foi observado valores de pH em água, em média de 31% e 34% maiores do que as áreas de transição e pastagem, respectivamente (Figura 2A), este comportamento pode indicar riscos de desbalanço de nutrientes, alterações nas comunidades microbianas do solo e consequentemente impactos negativos na qualidade ambiental. De acordo com Bartkowiak *et al.* (2018) esses resultados podem indicar uma maior concentração de cátions básicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+) e sugerem menor mobilidade de metais pesados, como Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} , Cr^{2+} , Co^{2+} , Pb^{2+} e Cd^{2+} , na zona de descarte. No entanto, outros estudos mostraram que solos em áreas de lixão apresentam pH em água mais elevado devido a deposição constante de materiais de diversas naturezas (Agbeshie *et al.*, 2020).

Tabela 2 – Atributos texturais do solo em área de lixão, transição e pastagem em Apuí, Amazonas, Brasil

Estatística descritiva	Lixão				Transição				Pastagem				
	CV	Assimetria	Curtose	S-W	CV	Assimetria	Curtose	S-W	CV	Assimetria	Curtose	S-W	
						Camada 0-20 cm							
Areia (g kg ⁻¹)	65,3	0,026	-1,461	0,900	56,0	0,335	-1,636	0,961	80,2	1,120	0,068	0,856	
Silte (g kg ⁻¹)	21,0	-0,196	-1,079	0,963	58,2	1,150	0,539	0,898	32,1	-0,077	-5,384	0,836	
Argila (g kg ⁻¹)	38,3	-0,149	-1,475	0,918	36,4	-1,261	0,574	0,844	32,2	0,344	-2,075	0,967	
						Camada 20-40 cm							
Areia (g kg ⁻¹)	83,8	0,614	-1,236	0,850*	92,1	1,624	2,494	0,816	112,3	1,828	3,349	0,766	
Silte (g kg ⁻¹)	26,5	-0,356	-1,450	0,876	65,0	1,842	3,628	0,788	64,6	1,934	3,781	0,727*	
Argila (g kg ⁻¹)	39,0	-0,590	-1,089	0,905	50,9	0,030	-2,986	0,838	48,8	-0,317	-4,201	0,845	
						Camada 40-60 cm							
Areia (g kg ⁻¹)	93,2	0,755	-1,045	0,802*	109,0	2,045	4,214	0,686*	134,5	1,989	3,962	0,663*	
Silte (g kg ⁻¹)	29,4	0,137	-1,583	0,910	55,8	0,060	-2,817	0,879	78,9	1,795	3,330	0,796	
Argila (g kg ⁻¹)	32,9	-0,804	-0,569	0,896	51,4	0,253	-2,627	0,855	55,5	-0,716	-1,903	0,897	
						Camada 60-80 cm							
Areia (g kg ⁻¹)	106,9	1,268	-0,099	0,718*	97,2	0,609	-3,329	0,695*	125,8	1,933	3,758	0,718*	
Silte (g kg ⁻¹)	80,4	2,025	4,748	0,780*	59,7	1,373	1,186	0,843	57,4	1,191	1,516	0,927	
Argila (g kg ⁻¹)	51,9	-0,321	-1,639	0,904	52,9	0,295	-2,699	0,862	54,9	-0,793	-1,218	0,922	
						Camada 80-100 cm							
Areia (g kg ⁻¹)	114,4	2,338	5,661	0,652	94,2	0,714	-2,701	0,765	102,8	1,652	2,605	0,808	
Silte (g kg ⁻¹)	58,6	0,617	-0,776	0,911	69,9	1,159	0,374	0,874	80,5	1,846	3,530	0,775	
Argila (g kg ⁻¹)	42,0	-0,713	-1,269	0,852	53,3	0,447	-2,846	0,866	57,4	0,013	-5,676	0,815	
						Camada 100-120 cm							
Areia (g kg ⁻¹)	127,6	2,527	6,798	0,623*	107,3	1,411	1,130	0,773*	127,0	1,989	3,964	0,667*	
Silte (g kg ⁻¹)	63,2	1,006	-0,506	0,839*	94,1	1,654	3,068	0,836	93,6	1,986	3,953	0,675*	
Argila (g kg ⁻¹)	42,3	-0,666	-0,887	0,891	45,9	0,435	-3,109	0,815	55,1	0,005	-5,969	0,748*	

S-W = Shapiro-Wilk; * significativo a 5 de probabilidade.
Fonte: Elaborada pelos autores, 2025.

Figura 2 – Variação de atributos químicos do solo em diferentes áreas de lixão, transição e pastagem ao longo do perfil do solo em Apuí, Amazonas, Brasil



Fonte: Elaborada pelos autores, 2025.

Apesar de não ter havido diferença significativa entre níveis de P disponível das áreas estudadas, observou-se que o solo sob lixão apresentou, em média, 6 e 8 vezes mais P disponível do que nas áreas de transição e pastagem, respectivamente (Figura 2B). Esses teores elevados de P disponível, deve-se provavelmente ao alto índice de

resíduos que são dispostos sem nenhum tratamento (matéria orgânica e detergentes) conforme destaca Oliveira *et al.* (2016). Para Bentes *et al.* (2023), os valores mais altos de P disponível na área de descarte podem estar associados aos elevados teores de matéria orgânica nessas zonas, fato comum em outras áreas de lixão no Brasil.

A concentração de K^+ foi maior no solo sob lixão do que nas áreas de transição e pastagem, apenas nas camadas de solo abaixo de 40 cm de profundidade (Figura 2C). Nas profundidades de 40 a 120 cm há em média, 69% e 80% mais K^+ no solo sob lixão do que nas áreas de transição e pastagem, respectivamente. Esse aumento nos teores de K^+ em profundidade na área do lixão, enquanto o inverso foi observado nas zonas de transição e pastagem, sugerem a lixiviação de K^+ ao longo do perfil do solo na zona do lixão, que pode ser atribuída ao descarte de resíduos sólidos ricos em K^+ em uma região de elevada precipitação pluvial (Oliveira *et al.*, 2016). Por outro lado, em estudos desenvolvidos em área de lixão por Afolagboye, Ojo e Talabi (2020) foi observado maiores concentrações (incluindo o K^+) na superfície do solo e um decréscimo na concentração desse nutriente com o aumento da profundidade do solo.

A concentração de Ca^{2+} foi maior em todas as camadas de solo sob lixão em relação as áreas de transição e pastagem (Figura 2D). Considerando todas as camadas de solo avaliadas, ou seja, de 0-120 cm de profundidade o valor de Ca^{2+} no solo sob lixão supera em mais de dez vezes os valores encontrados na transição e pastagem. Por outro lado, a concentração de Mg^{2+} foi, respectivamente, 88% e 87% maior no solo sob lixão do que nas zonas de transição e pastagem, a partir de 40 cm de profundidade (Figura 2E). Além disso, constatou-se que as altas concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} na zona do lixão, especialmente em camadas mais profundas de solo são oriundas da lixiviação desses nutrientes. De acordo com Anikwe e Nwobodo (2002) esse comportamento deve a natureza dos cátions (Ca^{2+} e Mg^{2+}), bem como da elevada concentra desses elementos na área de descarte.

Por outro lado, os valores de acidez potencial ($H+Al$) na área de lixão foi, em média, 150% e 140% menor, em relação as áreas de transição e pastagem, respectivamente (Figura 2F). A acidez trocável (Al^{3+}) foi, em média, 30 vezes menor no solo sob lixão do que na zona de transição e pastagem (Figura 2G). Os menores valores de acidez potencial ($H+Al$) e acidez trocável (Al^{3+}) no solo sob o lixão indicam um menor potencial de liberar íons de hidrogênio e alumínio para a solução do solo em

contrapartida pode favorecer a mobilidade de elementos tóxicos, corroborando outros estudos conduzidos em áreas de disposição de resíduos sólidos (Ideriah *et al.*, 2006).

Os teores da matéria orgânica do solo, decresceram em profundidade nas áreas de lixão, transição e pastagem estudadas (Figura 2J), estes resultados resultam do grande volume de material orgânico depositado superficialmente, bem como na natureza poligênica do material (restos de podas e árvores, resíduos animais e domésticos, carvão vegetal etc.). Esses valores mais altos de MOS nos solos da zona do lixão são similares aos reportados por Oliveira *et al.* (2016) e Bartkowiak *et al.* (2018) em estudos de outras áreas de descartes no Brasil e no mundo.

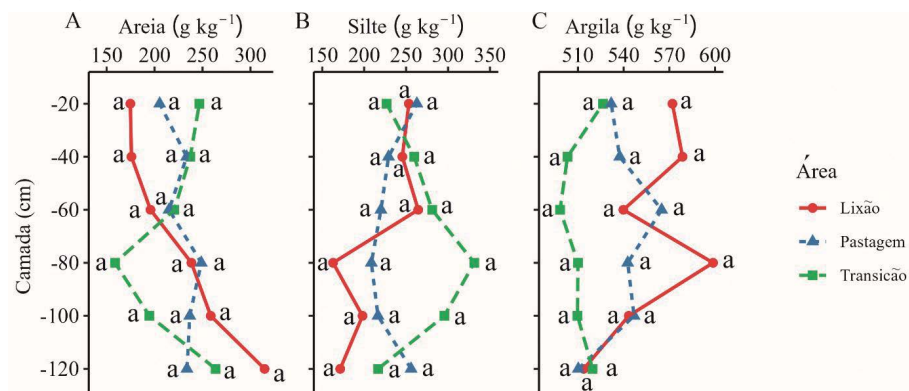
Comparativamente, verificou-se que superficialmente as áreas de transição e pastagem apresentam maior teor de MOS e a partir dos 35 cm, a área de lixão apresentou valores de MOS superiores às áreas de transição e pastagem, indicando que o provável revolvimento e enterrio de materiais orgânicos estão influenciando neste comportamento conforme destacado por Anikwe e Nwobodo (2002) em estudos de duas áreas de lixão na Nigéria. Para Klein e Agne (2013), esses resultados sugerem também que parte da MOS pode estar sendo lixiviada para camadas mais profundas e parte dessa MOS pode estar sofrendo erosão carecendo de maior atenção, devido a possibilidade de eutrofização dos corpos d'água da região.

Embora não tenha sido observada diferença significativa entre as áreas, a capacidade de troca catiônica (CTC) foi levemente maior na área de lixão que nas áreas de transição e pastagem, especialmente nas camadas superficiais, porém aumentou em cerca de 3 vezes nas camadas mais profundas (Figura 2H). Em adição, a saturação por bases (V) foi maior em todas as camadas de solo sob o lixão em comparação com as áreas de transição e pastagem, apresentando valores acima de 50% em todas as camadas estudadas (Figura 2I).

Os resultados do teste de médias mostraram que não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) para as frações areia, silte e argila (Figura 3). Quanto à textura do solo, verificou-se que os teores da fração areia e argila aumentaram em profundidade na área de lixão, transição e pastagem, embora em magnitudes diferentes, com destaque para a área

de lixão com maior variação (Figura 3A) refletindo provavelmente a ação antrópica de revolvimento de camadas do solo, prática comum em áreas de lixão no Brasil (Felix *et al.*, 2023). Apesar disso, os solos apresentaram texturas condizentes com a realizada da região, com textura argilosa (Martins *et al.*, 2023)

Figura 3 – Distribuição das frações areia, silte e argila em diferentes áreas lixão, transição e pastagem ao longo do perfil do solo em Apuí, Amazonas, Brasil



Fonte: Elaborada pelos autores, 2025.

A análise de componentes principais (Tabela 3; Figura 4), revelou que dois componentes principais (PC1 e PC2) com autovalor maior que 1 explicaram juntos mais de 80% da variabilidade total dos dados com duas componentes principais, estando de acordo com outros estudos realizados em áreas de lixão (Bartkowiak *et al.*, 2018; Agbeshie *et al.*, 2020).

No detalhamento das componentes principais, verificou-se que o primeiro componente principal (PC1) contribuiu com 67,41% da variância total e incluiu os atributos químicos do solo: pH em água, P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, H+Al, CTC, V, MOS e argila, apresentando coeficientes de correlação fortes e moderados, positivos ou negativos. O segundo componente principal (PC2) contribuiu com 14,46% da variância total, sendo representado pelos atributos químicos do solo areia, silte e acidez potencial que também mostraram coeficientes de correlação fortes e moderados, positivos ou negativos.

Além disso, a PCA, por meio da PC1 e PC2, revelou uma correlação positiva entre o aumento do pH e a concentração de macronutrientes, principalmente P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, CTC, V e argila. No que diz respeito ao

P, a elevação do pH promove a desprotonação de hidroxilas de radicais orgânicos e daquelas expostas na superfície das argilas, diminuindo a adsorção entre o fosfato e a superfície adsorvente, assim como o potencial eletrostático (Novais; Smyth, 1999).

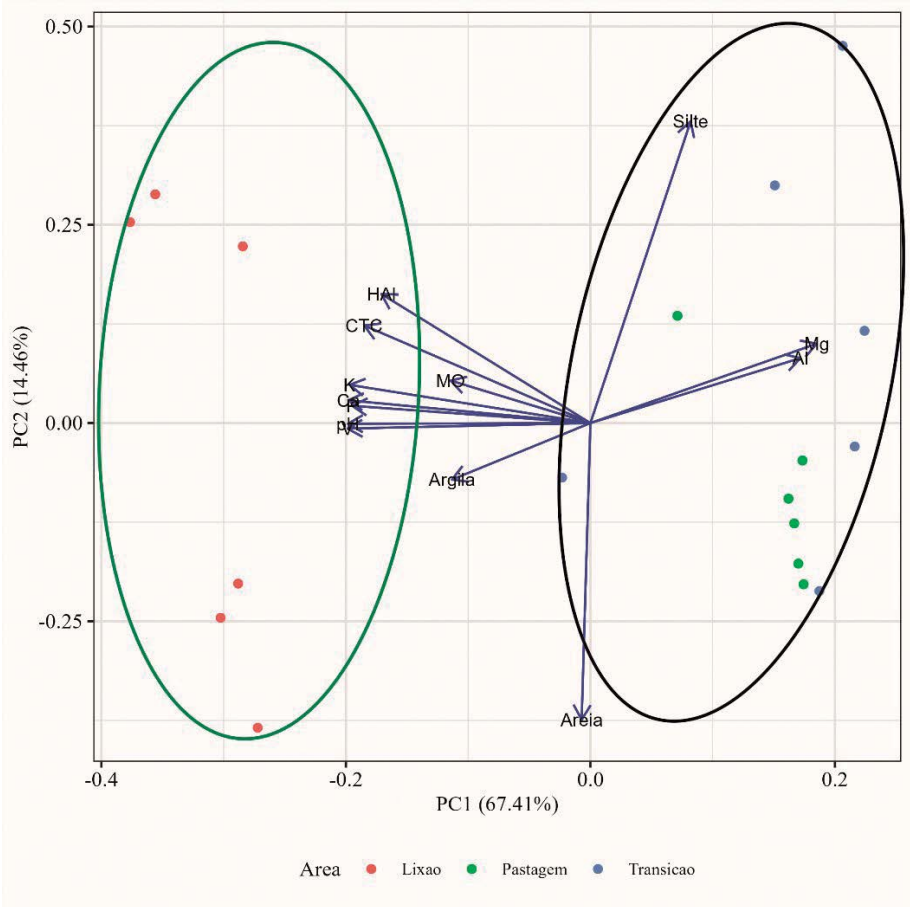
Tabela 3 – Análise de componentes principais dos atributos químicos e físicos do solo em área de lixão, transição e pastagem em Apuí, Amazonas, Brasil

Componentes principais	PC1	PC2
Autovalor	3,28	1,177
Variância explicada (%)	67,41	14,46
Variância explicada acumulada (%)	67,41	81,87
Variáveis		
pH	-0,992	-0,002
P _{disponível}	-0,970	0,050
K ⁺	-0,979	0,111
Ca ²⁺	-0,984	0,066
Mg ²⁺	0,920	0,230
Al ³⁺	0,854	0,189
H+Al	-0,850	0,375
CTC	-0,920	0,283
V	-0,987	-0,016
MOS	-0,569	0,123
Areia	-0,036	-0,861
Silte	0,408	0,876
Argila	-0,563	-0,164

Fonte: Elaborada pelos autores, 2025.

O biplot dos dois componentes principais (PC1 e PC2) é mostrado na Figura 4, onde é possível identificar a formação de dois grupos, um grupo formado pelas seis camadas de solos da zona de lixão (0-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100, 100-120 cm) com menor acidez ativa (pH em água), maior teor de P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, CTC, V, MOS e argila, e outro grupo formado pelas camadas de solos da zona de transição e pastagem, com menor conteúdo de areia, maior conteúdo de silte e acidez trocável (Al³⁺).

Figura 4 – Análise de Componentes Principais (PCA) de atributos do solo em diferentes áreas de uso (lixão, pastagem e transição) em Apuí, Amazonas, Brasil



Fonte: Elaborada pelos autores, 2025.

Em adição, com valores de pH oscilando entre 5,99 e 6,24, há o predomínio de cargas negativas no solo sob lixão, o que favorece a retenção de K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} (Barrow; Hartemink, 2023). Este resultado corrobora as descobertas de outros pesquisadores que relataram uma correlação forte entre o pH do solo e nutrientes como integrantes de componentes principais, em áreas de disposição inadequada de resíduos sólidos (Akintola *et al.*, 2021).

Apesar dos nutrientes do solo (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e P disponível), pH em água elevado e teores altos de MOS representar um risco de ambiental, especialmente a eutrofização dos corpos d'água a resolução do

CONAMA (Brasil, 2009) não estabelece limites específicos para esses elementos químicos em áreas de descartes. Por outro lado, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010), define como as áreas de lixões como locais de disposição inadequada e, portanto, devem ser desativados e/ou remediados.

5 CONCLUSÃO

O pH do solo sob o lixão foi, em média, 31% e 34% maior do que nas demais áreas, o que aumentou a retenção de nutrientes, evidenciado pela maior capacidade de troca catiônica e a saturação por bases, refletindo uma maior fertilidade do solo da área do lixão em relação as áreas de transição e pastagem.

O acúmulo de matéria orgânica e maior presença de nutrientes em camadas mais profundas, especialmente na área central do lixão que nas demais, sinaliza para riscos de lixiviação e possível contaminação dos recursos hídricos.

O descarte inadequado de resíduos sólidos urbanos altera a composição dos atributos químicos e de fertilidade do solo, promovendo seu aumento e gerando riscos ambientais relevantes, reforçando a necessidade de estratégias de gestão, como a segregação, tratamento e monitoramento dos resíduos, contribuindo com subsídios para políticas públicas e ações de recuperação ambiental.

O estudo aponta para um aumento dos níveis de nutrientes do solo provocado pela deposição inadequado de resíduos no solo, entretanto carece de novos estudos avaliando os níveis de elementos traços e micronutrientes potencialmente tóxicos nessas áreas.

AGRADECIMENTOS

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) pela bolsa de estudo à primeira autora.

REFERÊNCIAS

- ABREMA - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2024. São Paulo: ABREMA, 2024. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/panorama/>. Acesso em: 22 jun. 2024.
- AFOLAGBOYE, L. O.; OJO, A. A.; TALABI, A. O. Evaluation of soil contamination status around a municipal waste dumpsite using contamination indices, soil-quality guidelines, and multivariate statistical analysis. **SN Applied Sciences**, [s. l.], vol. 2, p. 1864, 2020. DOI: 10.1007/s42452-020-03678-y. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s42452-020-03678-y>. Acesso em: 20 jun. 2024.
- AGBESHIE, A. A.; ADJEI, R.; ANOKYE, J.; BANUNLE, A. Municipal waste dumpsite: Impact on soil properties and heavy metal concentrations, Sunyani, Ghana. **Scientific African**, [s. l.], vol. 8, e00390, 2020. DOI: 10.1016/j.sciaf.2020.e00390, Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2468227620301289>. Acesso em: 12 jul. 2024.
- AKINTOLA, O. O.; ADEYEMI, G. O.; OLOKEOGUN, O. S.; BODEDE, I. A. Impact of Wastes on Some Properties of Soil around an Active Dumpsite in Ibadan, Southwestern Nigeria, **Journal of Bioresource Management**, [s. l.], vol. 8, n. 3, p. 27-40, 2021. DOI: 10.35691/JBM.1202.0193. Disponível em: <https://corescholar.libraries.wright.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1306&context=jbm>. Acesso em: 12 jul. 2024.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift.**, [s. l.], vol. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507. Disponível em: https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil. Acesso em: 22 jun. 2024.
- 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**, [s. l.], vol. 83, n. 3, p. 241-250, 2002. DOI: 10.1016/S0960-8524(01)00154-7. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852401001547>. Acesso em: 19 jun. 2024.

ASSIS, J. M.; BRITO FILHO, E. G.; CAMPOS, M. C. C.; BRITO, W. B. M.; MARTINS, T. S.; LIMA, A. F. L.; RODRIGUES, A. V.; PINHEIRO, E. N. Dinâmica da sazonalidade e atributos físicos e químicos de solos em lixão a céu aberto no Sul do Amazonas. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, [s. l.], v. 15, n. 3, p. 1-14, 2022. DOI: 10.17765/2176-9168.2022v15n3e9237. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/362457046_Dinamica_da_sazonalidade_e_atributos_fisicos_e_quimicos_de_solos_em_lixao_a_ceu_aberto_no_Sul_do_Amazonas. Acesso em: 19 jun. 2024.

BARROW, N. J.; HARTEMINK, A. E. The effects of pH on nutrient availability depend on both soils and plants. **Plant Soil**, [s. l.], vol. 487, p. 21–37, 2023. DOI: 10.1007/s11104-023-05960-5. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-023-05960-5>. Acesso em: 18 jun. 2024.

BARTKOWIAK, A.; LEMANOWICZ, J.; BREZA-BORUTA, B.; ZIELIŃSKI, A. Assessment of the Effect of Uncontrolled Landfill Sites on the Content of Available Forms of Selected Macro- and Microelements in Forest Soil. **International Journal of Environmental Research**, [s. l.], vol. 12, p. 901-907, 2018. DOI: 10.1007/s41742-018-0144-5. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s41742-018-0144-5>. 17 jun. 2024.

BENTES, M. F. P.; LOPES, M. C.; GUIMARÃES, D.F.S.; CÂNCIO, I. A. P. **Research, Society and Development**, [s. l.], vol. 12, n. 1, e7012137779, 2023. DOI: 10.33448/rsd-v12i1.37779. Disponível em: <https://rsdjournal.org/rsd/article/view/37779/32619> Acesso em: 11 jun. 2024.

BISHT, A. *et al.* Impact of solid waste dumping on soil quality and its potential risk on human health and environment. **Environ Monit Assess**, [s. l.], vol. 196, p. 763, 2024. DOI:10.1007/s10661-024-12914-6. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-024-12914-6?utm_source=researchgate.net&utm_medium=article. Acesso em: 15 jun. 2024.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 [...]. Brasília, DF: Presidência da República, [2010]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 13 maio 2026.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 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. Brasília, DF: CONAMA, [2009]. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>. Acesso em: 13 maio 2026.

COSTA, R. D. S.; PAULA NETO, P.; CAMPOS, M. C. C.; NASCIMENTO, W. B.; NASCIMENTO, C. W. A.; SILVA, L. S.; CUNHA, J. M. Natural contents of heavy metals in soils of the southern Amazonas state, Brazil.

Semina: Ciências Agrárias, [s. l.], vol. 38, n. 6, p. 3499-3514, 2017. DOI: 10.5433/1679-0359.2017v38n6p3499. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/321292533_Natural_contents_of_heavy_metals_in_soils_of_the_southern_Amazonas_state_Brazil. Acesso em: 19 jun. 2024.

FÉLIX, R. O.; TEIXEIRA, G. C. S.; REIS, D. R.; TEIXEIRA, I. R. Physical and chemical attributes of soil affected by municipal solid waste deposition in Jaraguá/Brazil. **Geoambiente**, Jutai, n. 46, p. 167-187, 2023. Disponível em: <https://revistas.ufj.edu.br/geoambiente/article/view/75399>. Acesso em: 19 jun. 2025.

FERRONATO, N.; TORRETTA, V. Waste mismanagement in developing countries: A review of global issues. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [s. l.], vol. 16, n. 6, p. 1060, 2019. DOI: 10.3390/ijerph16061060. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1660-4601/16/6/1060>. Acesso em: 09 jun. 2024.

GEBREKIDAN, T. K.; WELDEMARIAM, N. G.; HIDRU, H. D.; GEBREMEDHIN, G. G.; WELDEMARIAM, A. K. Impact of improper municipal solid waste management on fostering One Health approach in Ethiopia — challenges and opportunities: a systematic review. **Science in One Health**, [s. l.], v. 3, p. 100081, 2024. DOI: 10.1016/j.soh.2024.100081. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2949704324000209>. Acesso em: 10 jun. 2024.

HAIR, J. F. BLACK, W. C., BABIN, B. J., ANDERSON, R. E., & TATHAM, R. L. **Análise multivariada de dados**. Bookman, 2009.

IDERIAH, T. J. K.; VICTOR, V. O. T.; OMUARU, P.; IDIUKWU, P. U. Soil quality around a solid waste dumpsite in Port Harcourt. **African Journal Ecology**, [s. l.], vol. 44, n. 3, p. 388-394, 2006. DOI: 10.1111/j.1365-2028.2006.00632.x. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2028.2006.00632.x>. Acesso em: 11 jun. 2024.

KLEIN, C.; AGNE, S. A. A. Fósforo: de nutriente à poluente. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, [s. l.], v. 8, n. 8, p. 1713-1721, 2013. DOI: 10.5902/223611706430. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/index.php/reget/article/view/6430>. Acesso em: 12 jun. 2024.

LAL, R. Managing soils for resolving the conflict between agriculture and nature: The hard talk. **European Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 1-10, 2020. DOI: 10.1111/ejss.12857. Disponível em: <https://bsssjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/ejss.12857>. Acesso em: 11 jun. 2024.

MARTINS, T. M. L.; LEON, A. A. C. P.; ZANETI, I. C. B. B. Cidades sustentáveis e resíduos plásticos no Distrito Federal no contexto do Antropoceno: reflexões à luz de Ailton Krenak. **Revista Tecnologia e Sociedade**, [s. l.], v. 21, n. 66, p. 29-56, 2025. DOI: 10.3895/rts.v21n66.20459. Disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/rts/article/view/20459>. Acesso em: 19 jun. 2024.

MARTINS, T. S.; SOUZA, F. G.; CAMPOS, M. C. C.; CUNHA, J. M.; BRITO, W. B. M.; LIMA, A. F. L.; ASSIS, J. M.; OLIVEIRA, I. A.; OLIVEIRA, F. P.; BRITO FILHO, E. G. Spatial variability of chemical indicators of Amazon agricultural soils through geomultivariate statistics, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], vol. 195, p. 1167, 2023. DOI: 10.1007/s10661-023-11735-3. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-023-11735-3>. Acesso em: 20 jun. 2024.

MINITAB, L. L. C. Minitab. Computer Software] Retrieved from <https://www.minitab.com>, 2021.

MNGENI, A. Effects of Illegal Waste Disposal on Selected Soil Chemical Properties and Elemental Concentrations in Mthatha, South Africa. **Environmental Forensics**, [s. l.], vol. 27, n. 2, p. 250-262, 2026. DOI: 10.1080/15275922.2025.2578487. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/citedby/10.1080/15275922.2025.2578487?scroll=top&needAccess=true>. Acesso em: 19 maio 2026.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: EdUFMG, 1999.

OLIVEIRA, B. O. S.; TUCCI, C. A. F.; NEVES JÚNIOR, A. F.; SANTOS, A. A. Avaliação dos solos e das águas nas áreas de influência de disposição de resíduos sólidos urbanos de Humaitá, Amazonas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 21, n. 3, p. 593-601, 2016. DOI: 10.1590/S1413-41522016133274. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/XLdpSSxpXLFyZmBVHnz3F4S/?format=html&lang=pt>. Acesso em: 19 jun. 2025.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, [s. l.], 2020. Disponível em: <https://www.R-project.org>. Acesso em: 10 abr. 2025.

SILVA, R. B. P.; CAMPOS, M. C. C.; SILVA, L. S.; BRITO FILHO, E. G.; LIMA, A. F. L.; PINHEIRO, E. N.; CUNHA, J. M. Concentration of Heavy Metals in Soils under Cemetery Occupation in Amazonas, Brazil. **Soil and Sediment Contamination: an international journal**, [s. l.], vol. 29, n. 2, p. 192-208, 2020. DOI: 10.1080/15320383.2019.1696280. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15320383.2019.1696280>. Acesso em: 13 jun. 2024.

SOARES, M.D. R.; SOUZA, Z. M.; CAMPOS, M. C. C.; SILVA, R. B.; ESTEBAN, D. A. A.; NORONHA, R. L.; GOMES, M. G. S.; CUNHA, J. M. Land-use change and its impact on physical and mechanical properties of Archaeological Black Earth in the Amazon rainforest. **Catena**, [s. l.], vol. 202, p. 105266-105278, 2021. DOI: 10.1016/j.catena.2021.105266. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816221001259>. Acesso em: 20 jun. 2024.

SOUZA FILHO, C. R.; ALVES, K. F. S.; NEVES, E. A. O desafio da gestão dos resíduos sólidos urbanos na Amazônia brasileira. **Revista Científica Multidisciplinar Núcleo do Conhecimento**, [s. l.], v. 6, n. 7, p. 45-61, 2021.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (ed.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. ver. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

WARRICK, A. W.; NIELSEN, D. R. Spatial variability of soil physical properties in the field. *In*: HILLEL, D. (ed.). **Applications of soil physics**. New York: Academic Press, 1980. p. 319–344.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, [s. l.], vol. 19, n. 13, p. 1467–1476, 1988. DOI: 10.1080/00103628809368027. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00103628809368027>. Acesso em: 15 jun. 2024.