

Qualidade do solo sob depósitos de resíduos do beneficiamento de rochas ornamentais

Quality of soil under deposits of dimension stone processing wastes

Lilian Gabriella Batista Gonçalves Freitas¹ , Mirna Aparecida Neves^{2*} ,
Diego Lang Burak³ , Juliana Di Giorgio Giannotti³ 

RESUMO

O Brasil tem destaque mundial no setor de rochas ornamentais, e o Estado do Espírito Santo participa como o principal polo de beneficiamento do País. A transformação de blocos rochosos em chapas polidas gera grande quantidade de resíduos, que têm sido depositados diretamente sobre o solo. O conhecimento das características naturais do solo em locais onde há disposição de resíduos e em locais seguramente não afetados por eles é imprescindível para o adequado gerenciamento desses efluentes. O objetivo deste trabalho foi analisar a qualidade do solo e a presença de metais potencialmente tóxicos em três áreas de disposição no município de Cachoeiro de Itapemirim (ES). Os depósitos estão em posições topográficas distintas (topo, vertente e vale) e foram instalados em áreas com diferentes tipos de uso do solo. Além da comparação com amostras-testemunho, as áreas são comparadas entre si e alguns dados são confrontados com limites estabelecidos pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 420/2009, bem como com a faixa considerada comum em solos do Espírito Santo. Há interação entre o resíduo e o solo, aumentando o pH, os teores de K e Na e os parâmetros soma de bases, capacidade de troca catiônica efetiva, capacidade de troca catiônica potencial e saturação por bases nos locais situados em encosta e alto topográfico. Com relação aos metais potencialmente tóxicos, não foi encontrado um padrão claro de ocorrência que vincule sua origem aos resíduos; ao contrário, teores mais elevados de metais na área que recebe esgoto sem tratamento indicam uma possível fonte externa de Cu, Cr, Pb, Zn e Ni.

Palavras-chave: lama abrasiva; beneficiamento; impacto ambiental; contaminação do solo.

ABSTRACT

Brazil has a worldwide prominence in the dimension stone Market, where the state of Espírito Santo participates as the main processing pole in the country. Transforming blocks of rocks in polished plates generates a large amount of waste, that has been deposited directly on the ground. The knowledge about the characteristics of soil under the waste disposal sites and in locals certainly not affected by them is requested for adequate waste management. The aim of this work was to analyze the quality of soil and the presence of potentially toxic metals in three landfills of dimension stone waste in Cachoeiro de Itapemirim County (state of Espírito Santo, Southeastern Brazil). The deposits are in different topographic positions (hilltop, slope, and valley) and the vicinity has different types of land usage. In addition to the comparison with control samples, the areas are compared with each other, and some data are compared with thresholds established by CONAMA Resolution 420/2009, as well as with the common variation of soils in the state of Espírito Santo. Interactions between waste and soil were detected by the increased pH-values; K and Na concentrations; in addition to the parameters SB, t, T, and V in sites situated in slope and hilltop. Concerning potentially toxic metals, no clear pattern was observed between their source and the waste; on the contrary, the higher metal levels in the area that receive sewage discharges indicate a possible external source of Cu, Cr, Pb, Zn, and Ni.

Keywords: abrasive slurry; processing; environmental impacts; soil contamination.

¹Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo - Cachoeiro de Itapemirim (ES), Brasil.

²Universidade Federal do Espírito Santo - Vitória (ES), Brasil.

³Universidade Federal do Espírito Santo - Alegre (ES), Brasil.

*Autor correspondente: mirmaan@gmail.com

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Financiamento: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), processo 571780/2008-3, e Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo - Fundo Estadual de Ciência e Tecnologia/Mobilização Capixaba pela Inovação (FAPES - FUNCITEC/MCI - Resolução 233/2018), processo 84322853.

Recebido: 10/20/2021 - **Aceito:** 02/25/2022 - **Reg. ABES:** 2021271

INTRODUÇÃO

Nas atividades de beneficiamento mineral, chama atenção a pronunciada geração de resíduos e de passivos ambientais que acabam se tornando onerosos ao setor produtivo. Tal é o caso do setor de rochas ornamentais no Estado do Espírito Santo, que constitui o principal produtor e exportador desse bem mineral no Brasil.

O processo de beneficiamento de rochas ornamentais envolve a transformação de blocos rochosos em chapas polidas, quando é gerado um resíduo de granulação fina do descarte da lama de beneficiamento de rochas ornamentais (LBRO) (ESPÍRITO SANTO, 2016). Esse material é composto essencialmente de granalha de aço, cal, pó de rocha e água, no caso da serragem em tear convencional, ou apenas de pó de rocha e água no caso do processamento em tear de fios diamantados ou multifios. Esses resíduos são passíveis de aproveitamento, por exemplo, como agregado em materiais cerâmicos (e.g. PRADO et al., 2012; TAGUCHI et al., 2014; ALMEIDA; SOARES; MATOS, 2020); concreto, cimento e argamassa (e.g. AZEVEDO et al., 2019, CHOUDHARY; KUMAR; GUPTA, 2020), entre outros usos. Contudo, ainda não há um arranjo produtivo envolvendo o uso desses materiais, motivo pelo qual grandes quantidades vêm sendo armazenadas em aterros industriais ou mesmo em sítios clandestinos de descarte.

Os problemas ambientais relacionados ao descarte da LBRO têm sido apontados como um empecilho ao crescimento sustentável do setor, mas, de fato, muito pouco foi comprovado quanto ao poder dos impactos ambientais negativos que esses materiais podem gerar. A avaliação de possíveis alterações do solo nas áreas de disposição de resíduos deve ser obtida por meio da determinação das características naturais do solo abaixo do depósito e em pontos não afetados por eles (*background*, branco ou testemunha). Este trabalho apresenta resultados da análise do solo coletado na área de disposição de resíduos

finos provenientes do beneficiamento de rochas ornamentais no município de Cachoeiro de Itapemirim (ES), comparando-os com os valores norteadores da contaminação. O objetivo foi verificar a ocorrência de alterações em áreas de disposição de resíduos onde os efluentes permanecem em contato direto com o solo.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram estudadas três áreas de disposição de resíduos de LBRO selecionadas no município de Cachoeiro de Itapemirim, no sul do Estado do Espírito Santo (Figura 1). Os resíduos da LBRO estão depositados ali há, pelo menos, dez anos. Em todos os depósitos, os resíduos estão em contato direto com o solo, sem impermeabilização.

Por meio de fotointerpretação, foram definidas as porcentagens de ocupação por diferentes tipos de uso do solo, quais sejam: área de disposição de resíduos (depósito), área urbana e/ou industrial, mata nativa, reflorestamento, pastagem e corpos de água (córregos e lagos) (Tabela 1). Nesse procedimento, foram delimitadas áreas de 1 km² no entorno de cada depósito, onde os diferentes tipos de uso e ocupação do solo foram delineados e tiveram suas áreas calculadas utilizando um programa de Sistema de Informações Geográficas (SIG). Também foram anotadas as posições topográficas dos locais, as quais são ilustradas na Figura 2.

As amostras de solo foram coletadas por sondagem com trado manual e mecanizado, em três furos perfurados em cada depósito (Figura 3). Considerou-se, neste trabalho, que o *background* regional pode ser representado por amostras de controle (aqui denominadas amostras-testemunho ou brancos de campo, identificadas pela letra B) coletadas em locais o mais próximos possível do depósito, mas que seguramente não entraram em contato com o resíduo. Os furos de sondagem nos depósitos ultrapassaram toda a espessura de resíduo até atingir sua base, adentrando no solo para coletar duas amostras de solo por furo (identificadas pela letra D). A primeira amostra foi coletada nos primeiros 20 cm de solo (P1) e a segunda cerca de 40 a 60 cm abaixo da primeira (P2). Para as amostras-testemunho também foram feitos três furos de sondagem e coletadas duas amostras por furo. A coleta das amostras-testemunho foi feita em profundidade correspondente à das amostras abaixo do depósito. Isso foi possível porque os depósitos são rasos, com no máximo 4 m de profundidade, e o trado utilizado permite atingir até 10 m de profundidade, dependendo da resistência do material. Assim, foram contabilizadas 12 amostras de solo para cada área de disposição de resíduos, totalizando, portanto, 36 amostras.

As amostras foram secas ao ar e trituradas. No Laboratório de Solos do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias (CCA) da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), foram realizadas as seguintes análises: granulometria, pH em água, P, K, Na, Ca, Mg e Al trocáveis. Foram calculados os parâmetros: soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica ao pH 7 (CTC, sendo t: CTC efetiva; e T: CTC potencial) e saturações de bases (V%) e por Al (M%). No Laboratório de Mineralogia do Departamento de Solos da Universidade

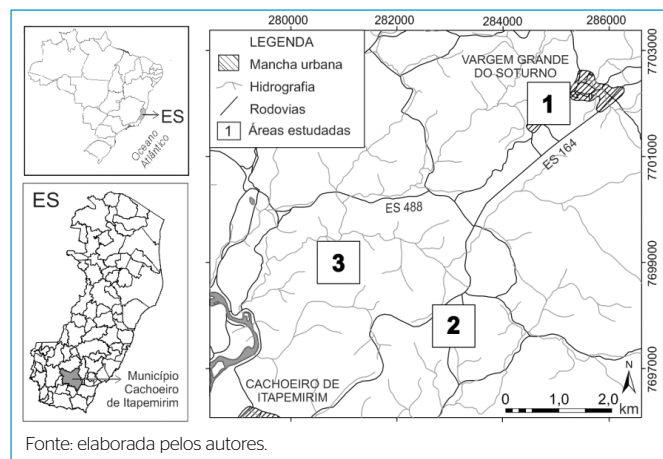


Figura 1 - Localização das áreas estudadas no município de Cachoeiro de Itapemirim, no sul do Estado do Espírito Santo.

Tabela 1 - Tipos de uso e ocupação do solo nas áreas estudadas (valores em %).

Uso e ocupação do solo (%)	Depósito de resíduo	Urbano-industrial	Mata nativa	Reflorestamento	Pastagem	Corpos de água	Posição topográfica
Depósito 1	0,87	23,04	0,87	6,91	68,3	0	vale
Depósito 2	0,47	7,56	15,90	4,12	71,22	0,73	vertente
Depósito 3	1,35	0	6,36	0	88,96	3,33	topo

Fonte: elaborada pelos autores.



Figura 2 - Localização dos depósitos em diferentes posições topográficas. (A) Depósito 1 (D1), situado em um vale; (B) Depósito 2 (D2), situado em uma vertente; e (C) Depósito 3 (D3), localizado no topo do morro

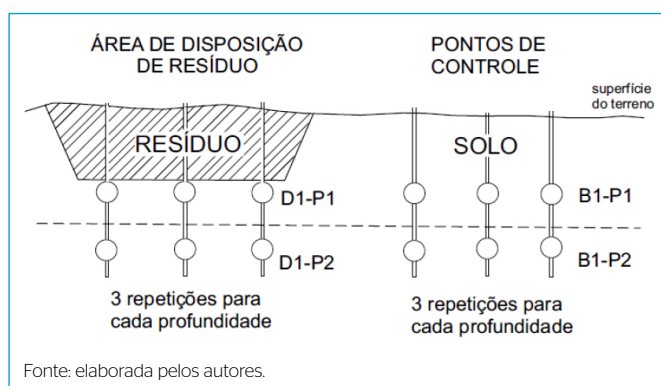


Figura 3 - Esquema de coleta das amostras de solo; os círculos indicam os pontos de coleta ao longo dos furos de sondagem (D1-P1 e D1-P2 = amostras do Depósito 1 nas profundidades 1 e 2; B1-P1 e B1-P2 = amostras-testemunho do Depósito 1 nas profundidades 1 e 2; o mesmo esquema foi adotado nos demais depósitos, D2 e D3). (Sem escala: profundidades descritas no texto).

Federal de Viçosa (UFV), foi conduzida análise de metais com abertura das amostras conforme o método 3052 da United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1996). A digestão foi feita em alíquota de 0,250 g após trituração em almofariz de ágata e peneiramento em malha de 0,149 mm; cada amostra foi misturada com 9 mL de HNO_3 (65%) e 3 mL de HF (40%), ambos concentrados e de alta pureza analítica, dentro de frascos de *teflon*. Os tubos foram submetidos a irradiação por micro-ondas e, após resfriamento, até atingir temperatura ambiente, o extrato foi transferido para tubos de *teflon* de 50 mL, completando-se o volume com água ultrapura. Os extratos foram transferidos para tubos de polietileno e armazenados em geladeira até a leitura por espectrometria de emissão óptica com plasma (ICP-OES). Por esse método, foram lidos os teores de Mn, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, Ba e As.

Os valores obtidos foram tratados estatisticamente e comparados com os valores orientadores de prevenção (VP) e de intervenção para áreas de uso agrícola (VIA) determinados pela Resolução CONAMA nº 420 (BRASIL, 2009). Os VIA foram utilizados na comparação porque esse é o nível mais restritivo entre todos os usos considerados, porém não tão exigente quanto os VP. Também foram feitas comparações com a faixa comum (FC) de ocorrência de valores no Estado do Espírito Santo, conforme o estudo de Dadalto e Fullin (2001).

As médias dos parâmetros obtidos para as amostras de solo coletadas abaixo dos depósitos foram comparadas com os valores medidos nos pontos de

controle (ou amostras-testemunho). Para isso, foi utilizado o teste *t* de variâncias separadas e, para a comparação das médias dos parâmetros entre os três depósitos, foi aplicado o teste de Tukey.

RESULTADOS

Granulometria do solo

A Figura 4 mostra, em gráficos de frequência acumulada, a granulometria das amostras do solo coletado abaixo dos depósitos e das amostras-testemunho (ou brancos de campo). Em uma observação geral, há tendência de solos com granulação mais grossa abaixo dos depósitos do que as amostras-testemunho. Na área do Depósito 1 (D1), a variação granulométrica é maior, com amostras em que predomina a fração areia fina (D1-P2) e outras, francamente argilosas (B1-P1). Tal fato decorre da constituição aluvial do local, onde ocorrem sedimentos de vale fluvial. As áreas dos outros depósitos (D2 e D3) estão em posição topográfica de encosta e topo, onde ocorrem solos eluviais *in situ*, com granulação mais homogênea, mas sempre com as amostras-testemunho com tendência mais fina, destacadamente no D3.

Parâmetros de qualidade do solo abaixo dos depósitos e nos pontos de controle

Não foram observadas diferenças significativas entre os parâmetros de qualidade do solo medidos abaixo do D1 e nos pontos de controle B1 (Tabela 2). Os valores de pH estão de acordo com a normalidade e os teores de Mg e K são altos, comparativamente à FC considerada por Dadalto e Fullin (2001) para o Estado do Espírito Santo.

Na área do D2, na profundidade 1, há diferença significativa entre SB e t, bem como nos teores de Mg, K e Na. Com exceção do Mg, todos os demais parâmetros são mais altos no solo abaixo do depósito do que nas amostras-testemunho. Na profundidade 2, diferenças significativas ocorrem no pH, V%, Mg, K e Na. Nesse caso, os valores também são mais elevados no solo abaixo do depósito, com exceção do Mg. O pH do solo na base do depósito ultrapassa os valores da FC no Estado do Espírito Santo, mas mantém-se de acordo com os limites aceitáveis para a maioria das culturas. Nesse local, os teores de K destacam-se com valores consideravelmente superiores à FC no Espírito Santo.

Com relação ao D3, os teores de Ca e K e os valores da SB, T, t, V e H+Al são mais altos no solo abaixo do depósito do que nas amostras-testemunho na profundidade

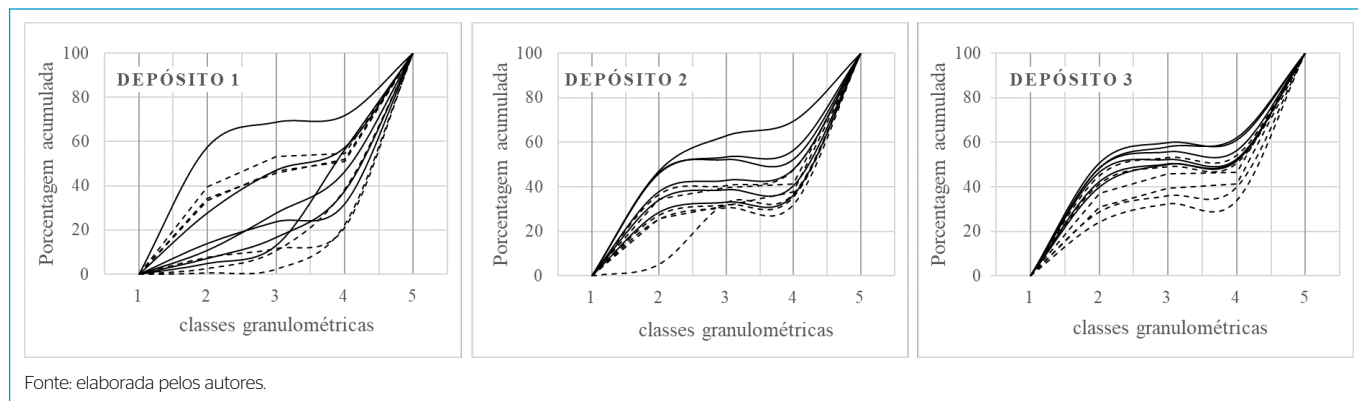


Figura 4 - Granulometria das amostras de solo abaixo dos depósitos (linhas contínuas) e das amostras-testemunho (ou brancos de campo) (linhas pontilhadas). Classes granulométricas: 1 = grânulo, 2 = areia grossa, 3 = areia fina, 4 = silte, 5 = argila.

Tabela 2 - Comparação entre os parâmetros físicos e químicos das amostras de solo abaixo dos depósitos e dos brancos de campo ou amostras-testemunho.

	pH	SB	t	T	H+Al	V	M	Ca	Mg	K	P	Na
		----- cmol _c dm ⁻³ -----			----- % -----		----- cmol _c dm ⁻³ -----		----- mg dm ⁻³ -----			
D1P1	7,3	8,74	8,77	10	1,27	80,57	1,18	1,28	3,29	146	34,87	107,33
B1P1	6,6	6	6,07	7,82	1,82	75,12	2,35	4,17	1,33	83	29,01	65,33
p_value	0,6	0,59	0,59	0,61	0,78	0,85	0,68	0,14	0,17	0,23	0,85	0,34
DIF.	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
D1P2	6,2	2,54	2,54	3,26	0,72	78,37	0	0,94	1,38	47,67	15,82	21,33
B1P2	6,4	2,73	2,73	3,20	0,47	85,61	0	1,36	1,18	32,33	55,99	24,33
p_value	0,4	0,75	0,75	0,92	0,62	0,62	NA	0,15	0,54	0,23	0,34	0,76
DIF.	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NA	NS	NS	NS	NS	NS
D2P1	8,5	2,82	2,82	3,95	1,13	80,90	0	1,16	0,17	384	17,59	116,33
B2P1	6,7	1,28	1,28	2,10	0,83	68,15	0	0,63	0,60	19,67	3,49	0
p_value	0,1	0	0	0,19	0,81	0,63	NA	0,10	0,04	0,02	0,20	0
DIF.	NS	**	**	NS	NS	NS	NA	NS	*	*	NS	**
D2P2	8,0	2,15	2,15	2,29	0,14	93,74	0	0,92	0,26	229	11,39	88
B2P2	5,9	1,35	1,35	2,45	1,10	57,25	0	0,40	0,86	30	4,75	0,67
p_value	0,0	0,06	0,06	0,65	0,05	0,03	NA	0,11	0,01	0	0,11	0
DIF.	*	NS	NS	NS	NS	*	NA	NS	**	**	NS	**
D3P1	8,5	3,41	3,41	3,44	0,03	99,15	0	0,85	1,78	236,33	2,58	39,67
B3P1	7,9	2,23	2,23	2,56	0,33	87,14	0	1,88	0,23	47,67	2,47	0,67
p_value	0,1	0,01	0,01	0,01	0,03	0,02	NA	0	0,07	0,05	0,93	0,27
DIF.	NS	**	**	*	*	*	NA	**	NS	*	NS	NS
D3P2	8,5	3,08	3,08	3,08	0	100	0	0,51	0,14	231,67	3,81	31
B3P2	7,8	2,48	2,48	2,76	0,28	89,48	0	0,36	0,10	38,67	1,45	0,67
p_value	0	0,25	0,25	0,44	0,12	0,12	NA	0,02	0,04	0,01	0,16	0,25
DIF.	**	NS	NS	NS	NS	NS	NA	*	*	*	NS	NS
FC	5,7 a 6	-	-	-	-	-	-	2 a 4	0,4 a 0,9	31 a 60	6 a 30	-

p-value: significância no teste t; NA: não analisado; NS: não há diferença significativa; *há diferença significativa com nível de confiança de 95% de probabilidade pelo teste t; **há diferença significativa com nível de confiança de 99% de probabilidade pelo teste t; FC: faixa comum de ocorrência no Espírito Santo; SB: soma de bases, t: capacidade de troca catiônica efetiva, T: capacidade de troca catiônica potencial, V: saturação por bases, m: saturação por alumínio.
 Fonte: elaborada pelos autores.

1. Já na profundidade 2, essa diferença aparece no pH, Ca, Mg e K. Embora o pH não apresente diferença significativa na profundidade 1, destaca-se o *p-value* muito baixo, em que uma aproximação numérica para a segunda casa decimal poderia indicar diferença significativa e pH mais elevado abaixo do depósito com relação à amostra-testemunho. Nesta, o Ca é mais elevado na primeira profundidade, ocorrendo o contrário na profundidade 2, onde o Ca é mais elevado abaixo do depósito, assim como o Mg. Assim como no D2, no D3 se destacam as diferenças entre os teores de K e Na no solo abaixo do depósito em ambas as profundidades, com valores consideravelmente mais elevados no solo em contato com o resíduo de rocha. Nesses locais, os valores do pH também tendem a ser mais elevados e, assim como o K, ficam acima da FC considerada para o Estado do Espírito Santo.

Metais potencialmente tóxicos do solo abaixo dos depósitos e nos pontos de controle

Com exceção do Cu e do Pb, não foram observadas diferenças significativas entre a concentração de metais potencialmente tóxicos no solo abaixo dos depósitos e nas amostras-testemunho (Tabela 3). Os teores de Cu são mais elevados no solo abaixo do D2, enquanto o Pb, ao contrário, aparece em nível mais elevado nas amostras-testemunho em comparação com a base do depósito. Por outro lado, abaixo do D3, a quantidade de Pb é sensivelmente superior àquela medida na amostra-testemunho na profundidade 2.

O VP determinado pelo CONAMA (BRASIL, 2009) foi ultrapassado na área do D1 nos teores de Cu e Cr, tanto no solo abaixo do depósito quanto em amostras-testemunho.

Tabela 3 - Comparação entre a concentração de metais potencialmente tóxicos das amostras de solo abaixo dos depósitos e das amostras-testemunho, junto dos valores máximos permitidos determinados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2009).

	Mn	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Ba
	----- ppm -----						
D1P1	594	74,67	83,67	19,33	62,67	122,73	2.609
B1P1	183	65,33	89,67	23,67	36	148,73	104
<i>p_value</i>	0,22	0,41	0,36	0,41	0,25	0,13	0,21
DIF.	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
D1P2	40,67	49	70,67	4	60,33	66,87	619,67
B1P2	26,50	54,50	73,50	0	75	59,53	3.816
<i>p_value</i>	0,71	0,16	0,71	0,38	0,16	0,50	0,51
DIF.	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
D2P1	80,98	46,61	62,25	7,60	28,75	56,87	693,91
B2P1	16,47	41,69	76,19	7,50	27,50	51,80	1.925,16
<i>p_value</i>	0,24	0,05	0,11	0,97	0,93	0,58	0,45
DIF.	NS	*	NS	NS	NS	NS	NS
D2P2	15,37	42,67	67,03	0,67	29,48	58,53	857,52
B2P2	3,34	44,33	80,42	4,67	43,64	47,93	3,15
<i>p_value</i>	0,07	0,29	0,07	0,07	0,02	0,08	0,16
DIF.	NS	NS	NS	NS	*	NS	NS
D3P1	14,42	38,28	53,24	0,00	44,85	41,73	946,63
B3P1	5,62	39,05	57,72	3,33	33,94	42,20	1.847,49
<i>p_value</i>	0,10	0,56	0,08	0,37	0,07	0,84	0,54
DIF.	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
D3P2	58,33	38	54,67	0	52,67	53,93	1.885,33
B3P2	19,67	39	58,33	6,67	27	48,27	1.666,33
<i>p_value</i>	0,47	0,29	0,25	0,18	0,02	0,40	0,88
DIF.	NS	NS	NS	NS	*	NS	NS
FC	20 a 3.000	-	-	-	-	-	-
VP	-	60	75	30	72	300	150
VIA	-	200	150	70	180	450	300

p-value: significância no teste *t*; DIF: diferença; NS: não há diferença significativa; *há diferença significativa com nível de confiança de 95% de probabilidade pelo teste *t*.

**há diferença significativa com nível de confiança de 99% de probabilidade pelo teste *t*; FC: faixa comum; VP: valor de prevenção; VIA: valor de intervenção em área de uso agrícola.

Fonte: elaborada pelos autores.

No D2, teores de Cr acima do VP foram medidos apenas nas amostras-testemunho. O Pb ficou acima do VP em apenas 3 ppm em amostras-testemunho do D3, na profundidade 2. Todas as amostras apresentaram teores de Ni e Zn abaixo do VP e do VIA estabelecidos pelo CONAMA 420/2009, e o Mn, embora não seja controlado por essa normativa, não ultrapassou a FC no Espírito Santo. Por outro lado, os teores de Ba chegaram a ultrapassar em mais de dez vezes o VIA em quase todos os pontos estudados. As anomalias de Ba só não aparecem nas amostras-testemunho do D1, na profundidade 1 e do D2 na profundidade 2, mas em outras amostras-testemunho o elemento também ocorre em valores muito acima do VIA. O As também foi analisado, mas os valores foram nulos em todas as amostras.

Comparação entre os parâmetros do solo nas diferentes áreas de deposição

A comparação entre os parâmetros do solo abaixo dos três depósitos revela diferenças significativas no pH e nos teores de K, Cu, Cr, Pb, Zn e Ni (Tabela 4).

O pH do solo abaixo do D1 é mais baixo do que os valores medidos nos outros depósitos. Em relação ao K, o D2 e o D3 não apresentaram diferença significativa, mas a concentração desse elemento é consideravelmente superior à medida no D1. As médias dos teores de Cu e Zn no D2 e no D3 não diferem significativamente entre si, enquanto no D1 esses metais aparecem com teores mais elevados. As médias de Cr diferem entre si nos três depósitos, e o valor é mais elevado no D1 e mais baixo no D3. O solo abaixo do D1 e do D3 apresentou médias semelhantes em relação ao Pb, enquanto no D2 os teores são mais baixos. No caso do Ni, os teores medidos no solo do D1 e do D3 são diferentes entre si e mais altos no primeiro. Entretanto, não há diferença significativa entre o Ni no D1 e no D2, tampouco entre este e o D3, havendo neste caso a necessidade de uma amostragem mais numerosa para verificar com maior segurança o comportamento desse metal nas áreas de disposição de resíduos.

DISCUSSÃO

As rochas ornamentais possuem composição variada e suas características influenciam na constituição dos resíduos gerados (NEVES et al., 2021), visto que cerca de 25 a 30% do bloco serrado é transformado em pó e agregado à LBRO (MATHIELO et al., 2019). No Estado do Espírito Santo, a maioria das rochas beneficiadas tem composição silicática (rochas granitoides e gnáissicas) e, em menor proporção, carbonática (mármore). Neves et al. (2021) afirmam que a composição da LBRO reflete diretamente a dos litotipos serrados, embora possa haver variações importantes no conteúdo de ferro, cálcio, magnésio, titânio, fósforo, manganês e na taxa de perda ao fogo, pois esses parâmetros podem ser introduzidos no resíduo pelos insumos utilizados no beneficiamento. Por outro lado, a serragem de rochas em teares de fios diamantados (ou multifios) gera um resíduo constituído basicamente pelo pó da rocha, mas agora moída em granulação muito fina, daí a importância da triagem de resíduos (MOREIRA et al., 2021). Quando a empresa utiliza um sistema de circulação da água (para aproveitamento dos efluentes líquidos), substâncias do polimento podem ser inseridas ou misturadas à LBRO, o que pode prejudicar a qualidade do resíduo gerado e limitar ou impossibilitar seu uso.

Os dados apresentados neste trabalho mostram que há interação entre os resíduos depositados e o solo que compõe o substrato dos depósitos. Tal interação é influenciada pela posição topográfica do local de deposição, e o uso do solo no entorno também é um fator importante para o entendimento das alterações nos parâmetros ambientais.

O primeiro parâmetro a ser discutido e que pode ser considerado como indicador de risco ambiental é o pH do resíduo. É importante lembrar que os resíduos de beneficiamento de rochas ornamentais serradas em tear convencional têm pH elevado em razão da cal usada no processo, podendo chegar a níveis perigosos por sua corrosividade (FREITAS; RAYMUNDO; JESUS, 2012).

Tabela 4 - Comparações múltiplas entre médias dos parâmetros medidos nas amostras de solo coletadas abaixo dos Depósitos 1, 2 e 3 (D1, D2 e D3).

	pH	Ca	Mg	P	K	Na	
		----- cmolc dm ⁻³ -----					
D1	6,8 ± 1,2 ^a	1,11 ± 0,27	4,00 ± 5,37	25,34 ± 31,67	96,83 ± 71,22 ^a	64,33 ± 60,43	
D2	8,3 ± 0,6 ^a	1,04 ± 0,36	0,22 ± 0,08	14,49 ± 9,36	306,50 ± 104,57 ^b	102,17 ± 19,74	
D3	8,5 ± 0,1 ^b	0,83 ± 0,22	1,67 ± 0,68	3,19 ± 1,76	234,00 ± 81,28 ^b	35,33 ± 35,28	
Pr (> F)	0,01*	0,24	0,14	0,17	0,01*	0,06	
	SB	t	T	V	M	H+Al	
		----- cmol _c dm ⁻³ -----					
D1	5,64 ± 5,87	5,66 ± 5,87	6,63 ± 5,42	79,47 ± 24,39	0,59 ± 1,45	0,99 ± 1,48	
D2	2,48 ± 0,48	2,48 ± 0,48	3,12 ± 1,50	87,32 ± 21,58	0,00	0,63 ± 1,32	
D3	3,25 ± 0,47	3,25 ± 0,47	3,26 ± 0,47	99,57 ± 1,05	0,00	0,01 ± 0,03	
Pr (> F)	0,28	0,27	0,14	0,21	0,39	0,35	
	Mn	Cu	Cr	Pb	Zn	Ni	Ba
	----- ppm -----						
D1	317,33 ± 419,50	61,83 ± 15,96 ^a	77,17 ± 9,28 ^a	61,50 ± 10,19 ^a	94,80 ± 32,52 ^a	11,67 ± 9,69 ^a	1.614,33 ± 1.849,78
D2	48,00 ± 55,55	44,67 ± 2,66 ^b	64,67 ± 6,80 ^b	29,17 ± 11,65 ^b	57,70 ± 8,44 ^b	4,17 ± 4,31 ^{ab}	775,50 ± 848,01
D3	36,33 ± 53,85	38,17 ± 0,75 ^b	54,00 ± 2,97 ^c	48,83 ± 7,89 ^a	47,83 ± 8,48 ^b	0,00 ^b	1.416,00 ± 1.557,81
Pr (> F)	0,12	0,01*	0,01*	0,01*	0,01*	0,02*	0,60

*Letras iguais na coluna significam que as médias não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey (p < 5%); SB: soma de bases, t: capacidade de troca catiônica efetiva, T: capacidade de troca catiônica potencial, V: saturação por bases, m: saturação por alumínio.

Fonte: elaborada pelos autores.

No entanto, o solo coletado abaixo dos depósitos estudados não apresentou valores de pH que pudessem ser considerados prejudiciais ao ambiente. Conforme observado por Neves *et al.* (2013), o pH desses resíduos sofre atenuação com o tempo, fato que é corroborado aqui, já que os depósitos estudados possuem entre sete e dez anos de existência. A maioria dos valores de pH medidos está em torno da neutralidade, chegando a, no máximo, 8,5 em amostras do D2 e do D3. Na área do D1, ao contrário, a existência de lançamentos de efluentes domésticos contribui com aporte de matéria orgânica, que tende a acidificar o meio pela presença de ácidos húmicos. Todavia, o pH do resíduo interfere no pH do solo, levando a níveis mais próximos da neutralidade. É importante ressaltar o caráter ácido de muitos solos no Espírito Santo, sendo comumente necessário o uso da calagem para a correção da acidez. Vários trabalhos mostram que resíduos de serragem de mármore atuam positivamente como corretivo da acidez de solos (e.g. BERTOSSI *et al.*, 2011; RAYMUNDO *et al.*, 2013; TOZSIN *et al.*, 2015) e no enriquecimento mineral (e.g. SILVA *et al.*, 2005).

É notável o aumento dos teores de K no solo abaixo dos depósitos D2 e D3, o que demonstra que o resíduo é capaz de liberar esse elemento, essencial para o crescimento vegetal. Existem várias referências científicas quanto à técnica da rochagem, isto é, uso de pó de rocha para o enriquecimento mineral do solo (e.g. SILVA *et al.*, 2005; THEODORO; LEONARDOS, 2006). Nas rochas ornamentais, o K está presente em minerais silicáticos, onde o elemento está “preso” em uma estrutura cristalina relativamente estável, o que dificulta sua liberação para a solução do solo. Contudo, alguns trabalhos mostram que a liberação de K ocorre (e.g. BERTOSSI *et al.*, 2012; CHIWONA *et al.*, 2020), embora isso provavelmente se dê de forma mais lenta do que nos fertilizantes comuns. No Brasil, a produção e comércio de remineralizadores de solo tem regulamentação na Lei nº 12.890, de 10 de dezembro de 2013 (BRASIL, 2013), que altera a Lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980 (BRASIL, 1980). Nesse dispositivo, remineralizador de solo é um material mineral que altera positivamente a fertilidade, adicionando nutrientes e promovendo a melhoria das propriedades físicas, químicas e/ou biológicas do solo e que tenha passado apenas por redução e classificação de tamanho de partícula por processos mecânicos. Nesse sentido, o resíduo proveniente da serragem de rochas em tear de fios diamantados pode ser considerado bom candidato a compor um material remineralizador de solos, pois nesse processo não se agrega a polpa de cal e granalha de aço chamada “lama abrasiva” usada em teares convencionais. Entretanto, uma análise mais profunda é necessária, pois o registro de remineralizadores de solos no Ministério da Agricultura também deve atender aos critérios da Instrução Normativa nº 5, de 10 de março de 2016 (BRASIL, 2016). Além do controle composicional em termos de soma de bases, teor de K₂O, teor de sílica livre e de elementos potencialmente tóxicos (como As, Cd, Hg e Pb), o material precisa ser submetido a testes agrônômicos em casa de vegetação ou em campo.

Embora a regulamentação citada não considere o elemento Na como parâmetro regulador, consideramos importante sua análise, já que sua presença pode causar salinização e prejuízo para as plantas (AYERS; WESTCOT, 1985). O Na aparece em níveis muito elevados nas amostras abaixo do D2, quando comparadas com os pontos de controle em ambas as profundidades. Braga *et al.* (2010) também encontraram altos teores de Na nos resíduos da LBRO, o que pode explicar as diferenças observadas.

O aumento dos parâmetros SB, t, T e V no solo abaixo do D3, comparativamente à amostra-testemunho, corrobora a hipótese da migração de metais como o K e o Na do resíduo armazenado. O processo é bastante acentuado

nos depósitos situados em posição de encosta (no D2) e, principalmente, de topo (no D3) em latossolos, onde a lixiviação de metais mais móveis no perfil do solo é acentuada. Nas amostras-testemunho da área do D2, na segunda profundidade, o valor superior da saturação por bases (V) pode ser explicado pela migração, no perfil do solo, dos metais lixiviados das porções superiores. Nesse local, o uso do solo predominante é a pastagem, onde é comum o uso da calagem para a correção do pH dos solos, geralmente ácidos e empobrecidos. Essa também é uma explicação plausível para os teores mais elevados de Ca e Mg nas amostras-testemunho comparativamente ao solo sob o resíduo, visto que muitas vezes a calagem é feita utilizando pó de mármore (rocha metamórfica composta de carbonato de Ca e Mg), que é um material amplamente disponível na região. Outra explicação é a deposição de particulados sobre o solo, provenientes das minerações de mármore presentes nas proximidades do D3, na região de Itaoca Pedra.

A liberação de macronutrientes como o K, o aumento da SB e a atenuação do pH podem ser considerados interações positivas entre o resíduo da LBRO e o solo. Contudo, conforme citado acima, é necessário investigar também a liberação de metais potencialmente tóxicos dos resíduos. Embora alguns metais tenham sido identificados, até mesmo acima do VP do CONAMA 420/2009, não foi possível traçar um padrão lógico que permita vincular os metais ao resíduo como fonte, já que na maioria dos casos não há diferenças significativas entre o solo abaixo dos depósitos e as amostras-testemunho, e os teores medidos em algumas destas ultrapassaram o VP. Importante ressaltar que as condições de pH do solo nos locais de deposição são desfavoráveis a essa liberação. Segundo Kabata-Pendias e Pendias (2001), em solos com pH entre 6 e 8 e alto teor de matéria orgânica, o Pb pode formar compostos insolúveis. Alguns autores (e.g. PÉREZ-SIRVENT *et al.*, 2007; FERNÁNDEZ-CALIANI; BARBA-BRIOSO, 2010) realizaram teste utilizando resíduos ricos em carbonato de cálcio (como o pó de mármore) e observaram processo de estabilização/imobilização de metais pesados em solos contaminados. Isso mostra que a tendência é a inertização de elementos potencialmente tóxicos e não sua migração para o solo. Agrega-se a isso o fato de que a Instrução Normativa 11/2016 do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) (ESPÍRITO SANTO, 2016) estabelece os procedimentos mínimos de preparação do terreno para receber um depósito de resíduos de rochas ornamentais, em que, além da compactação do solo, é necessário garantir uma distância mínima dos corpos d’água superficiais e do lençol freático. É importante salientar que, mesmo existindo a tendência de estabilização de metais pesados, isso não desonera o proprietário do passivo de seguir esses preceitos para garantir a manutenção de condições ambientais seguras no local de deposição.

O uso do solo é um fator relevante a ser analisado, pois o D1, situado em área urbano-industrial e com lançamento de esgoto *in natura*, é o local onde ocorrem as maiores concentrações de Cu, Cr, Zn e Ni. Além de estar exposta a fontes de contaminação externa, a área do D1 encontra-se em posição de vale, onde há tendência de influxo de fluidos e não lixiviação. Por outro lado, a lixiviação é o processo dominante nas áreas do D2 e no D3, que respectivamente estão em posição de encosta e topo de morro. Nesse ponto, é importante lembrar que existem elementos mais e outros menos propensos à mobilidade no ambiente. Assim, metais pesados tendem a ser imobilizados quando o pH está próximo à neutralidade e, no perfil de solo, elementos móveis como Ca, Mg, Na e K tendem a ser lixiviados das porções superiores para as inferiores do perfil de solo.

A ocorrência de Ba em áreas de disposição de resíduos da LBRO deve ser investigada com maior detalhamento em futuros trabalhos, pois os valores anômalos aqui apresentados podem ser reflexo de interferências analíticas, não havendo explicação para concentrações tão altas desse elemento nas áreas estudadas.

CONCLUSÕES

Os resíduos do beneficiamento de rochas ornamentais gerados pelo descarte da LBRO, depositados sobre o solo, interagem com ele, causando aumento do pH. Entretanto, não foram encontrados, nos locais estudados, valores de pH no solo que pudessem ser considerados prejudiciais ao ambiente.

Em locais de topografia elevada (topo ou encosta) há migração de macroelementos dos resíduos para o solo, notadamente K e Na, elevando os parâmetros que controlam a qualidade do solo abaixo dos depósitos, como a SB. No local

onde o uso do solo é predominantemente urbano-industrial, ocorrem os maiores valores de Cu, Cr e Zn, tanto no solo abaixo do depósito quanto nas amostras-testemunho, em que não há contato com o resíduo. O padrão de distribuição dos teores de metais potencialmente tóxicos em todas as áreas estudadas não permitiu apontar os resíduos como fonte, pois algumas amostras-testemunho apresentaram teores de Cu, Cr e Pb acima do VP determinado pelo CONAMA 420/2009.

CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Freitas, L.G.B.G.: Metodologia, Análise Formal, Investigação, Escrita – Primeira Redação. Neves, M.A.: Conceituação, Visualização, Obtenção de Financiamento, Administração do Projeto, Recursos, Supervisão, Curadoria de Dados, Escrita – Revisão e Edição. Burak, D.L.: Metodologia, Validação, Análise Formal. Giannotti, J.D.G.: Visualização, Análise Formal.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, K.S.; SOARES, R.A.L.; MATOS, J.M.E. Efeito de resíduos de gesso e de granito em produtos da indústria de cerâmica vermelha: revisão bibliográfica. *Matéria*, v. 25, n. 1, e-12568, 2020. <https://doi.org/10.1590/S1517-7076202000010893>
- AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. *Water Quality for Agriculture*. Food and Agriculture Organization, 1985. 174 p. Irrigation and Drainage Paper, 29. Disponível em: <https://www.fao.org/3/t0234e/t0234e00.htm>. Acesso em: 19 out. 2021.
- AZEVEDO, A.R.G.; MARVILLA, M.T.; BARROSO, L.S.; ZANELATO, E.B.; ALEXANDRE, J.; XAVIER, G.C.; MONTEIRO, S.N. Effect of granite residue incorporation on the behavior of mortars. *Materials*, v. 12, n. 9, p. 1449, 2019. <https://doi.org/10.3390%2Fma12091449>
- BERTOSSI, A.P.A.; CARDOSO, M.S.N.; PRADO, A.C.A.; POLIDORO, J.C.; GARCIA, G.O.; NEVES, M.A. Influência de resíduo de serragem de mármore na condutividade hidráulica do solo e na qualidade da água. *Revista de Ciências Agrárias*, v. 34, n. 1, p. 123-134, 2011. <https://doi.org/10.19084/rca.15920>
- BERTOSSI, A.P.A.; NEVES, M.A.; CARDOSO, M.S.N.; ALMEIDA PRADO, A.C.; DAMASCENO, C.A.; POLIDORO, J.C. Influência da utilização do resíduo fino de beneficiamento de rochas ornamentais silicáticas na qualidade do solo e da água. *Geociências*, v. 31, n. 2, p. 185-195, 2012.
- BRAGA, F.S.; BUZZI, D.C.; COUTO, M.C.L.; LANGE, L.C. Caracterização ambiental de lamelas de beneficiamento de rochas ornamentais. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 15, n. 3, p. 237-244, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522010000300006>
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Instrução Normativa nº 5, de 10 de março de 2016*. Brasília: MAPA, 2016. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-5-de-10-3-16-reminerizadores-e-substratos-para-plantas.pdf>. Acesso em: 26 jan. 2022.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009*. Brasília: MMA, 2009. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>. Acesso em: 31 out. 2021.
- BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. *Lei nº 6.894 de 16 de dezembro de 1980*. Brasília: Casa Civil, 1980. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/1980-1988/L6894.htm. Acesso em: 26 jan. 2022.
- BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. *Lei nº 12.890, de 10 de dezembro de 2013*. Brasília: Casa Civil, 2013. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2013/lei/l12890.htm. Acesso em: 26 jan. 2022.
- CHIWONA, A.G.; CORTÉS, J.A.; GAULTON, R.G.; MANNING, D.A.C. Petrology and geochemistry of selected nepheline syenites from Malawi and their potential as alternative potash sources. *Journal of African Earth Sciences*, v. 164, 103769, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2020.103769>
- CHOUHARY, J.; KUMAR, B.; GUPTA, A. Feasible utilization of waste limestone sludge as filler in bituminous concrete. *Construction and Building Materials*, v. 239, 117781, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.117781>
- DADALTO, G.G.; FULLIN, E.A. *Manual de recomendação de calagem e adubação para o estado do Espírito Santo - 4ª aproximação*. Vitória: SEEA/ INCAPER, 2001. 266 p.
- ESPÍRITO SANTO. Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. *Instrução Normativa nº 11, de 11 de outubro de 2016*. Vitória: SEAMA/IEMA, 2016. Disponível em: <https://iema.es.gov.br/Media/iema/CQAI/FIGURAS/CRSS/IN%20IEMA/IN%20N%C2%BA%200001%202016.pdf>. Acesso em: 28 out. 2020.
- FERNÁNDEZ-CALIANI, J.C.; BARBA-BRIOSO, C. Metal immobilization in hazardous contaminated mine soils after marble slurry waste application: a field assessment at the Tharsis mining district (Spain). *Journal of Hazardous Materials*, v. 181, n. 1-3, p. 817-826, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.087>

- FREITAS, J.J.G.; RAYMUNDO, V.; JESUS, H.C. Características químicas dos resíduos de serragem segregados de rochas ornamentais do estado do Espírito Santo. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 42, n. 3, p. 615-624, 2012. <https://doi.org/10.5327/Z0375-75362012000300014>
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. *Trace elements in soils and plants*. 3ª ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 315 p.
- MATHIELO, J.G.; CINTRA JÚNIOR, A.; BONAMICO, E.A.; JÚNIOR, U.L.G. *Produção limpa e riscos ambientais*. Brasília: ABIROCHAS, 2019. Disponível em: <http://cms.academiadarocha.com.br/wp-content/uploads/2019/08/5d653e1aa76ae.pdf>. Acesso em: 16 abr. 2020.
- MOREIRA, B.C.; NEVES, M.A.; PINHEIRO, M.M.; NASCIMENTO, W.A.R.; BARBOSA, J.L.B.; HORN, A.H. Depósitos de resíduos de rochas ornamentais: composição, dimensionamento e possíveis usos no setor de construção civil. *Geociências*, v. 40, n. 2, p. 525-538, 2021. <https://doi.org/10.5016/geocienciasv40i02.15585>
- NEVES, M.A.; NADAI, C.P.D.; FONSECA, A.B.; PRADO, A.C.A.; GIANNOTTI, J.G.; RAYMUNDO, V. pH e umidade dos resíduos finos de beneficiamento de rochas ornamentais. *Revista Escola de Minas*, v. 66, n. 2, p. 239-244, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0370-44672013000200016>
- NEVES, M.A.; PRADO, A.C.A.; MARQUES, R.A.; FONSECA, A.B.; MACHADO, M.E.S. Lama de beneficiamento de rochas ornamentais processadas no Espírito Santo: composição e aproveitamento. *Geociências*, v. 40, n. 1, p. 123-136, 2021. <https://doi.org/10.5016/geocienciasv40i1.15020>
- PÉREZ-SIRVENT, C.; GARCÍA-LORENZO, M.L.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, M.J.; NAVARRO, M.C.; MARIMÓN, J.; BECH, J. Metal contaminated soil remediation by using sludges of the marble industry: toxicological evaluation. *Environment International*, v. 33, n. 4, p. 502-504, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.11.003>
- PRADO, A.C.; TAGUCHI, S.P.; NEVES, M.A.; SOARES, R.H.; FONSECA, A.B. Use of fine wastes from dimension stone industry in the manufacture of ceramic. *Materials Science Forum*, v. 727-728, p. 703-709, 2012. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/MSF.727-728.703>
- RAYMUNDO, V.; NEVES, M.A.; CARDOSO, M.S.N.; BREGONCI, I.S.; LIMA, J.S.S.; FONSECA, A.B. Resíduos de serragem de mármore como corretivo da acidez de solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 1, p. 47-53, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000100007>
- SILVA, M.T.B.; HERMO, B.S.; GARCÍA-RODEJA, E.; FREIRE, N.V. Reutilization of granite powder as an amendment and fertilizer for acid soils. *Chemosphere*, v. 61, n. 7, p. 993-1002, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.03.010>
- TAGUCHI, S.P.; SANTOS, J.C.; GOMES, T.M.; CUNHA, N.A. Evaluation of technological properties of red ceramics incorporated with dimension stones waste from diamond wire loom. *Cerâmica*, v. 60, n. 354, p. 291-296, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0366-69132014000200020>
- THEODORO, S.H.; LEONARDOS, O.H. The use of rocks to improve family agriculture in Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 78, n. 4, p. 721-730, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652006000400008>
- TOZSIN, G.; OZTAS, T.; AROL, A.I.; KALKAN, E. Changes in the chemical composition of an acidic soil treated with marble quarry and marble cutting wastes. *Chemosphere*, v. 138, p. 664-667, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.07.063>
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Method 3052*. Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. EPA, 1996. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3052.pdf>. Acesso em: 15 out. 2020

