

# Depósitos de resíduos finos do beneficiamento de rochas ornamentais e qualidade do aquífero freático

*Deposits of fine wastes from dimension stone processing and quality of the phreatic aquifer*

Mirna Aparecida Neves<sup>1\*</sup> , Valerio Raymundo<sup>1</sup>

## RESUMO

O processamento de rochas ornamentais para a produção de chapas gera um resíduo fino em decorrência do descarte da lama de beneficiamento de rochas ornamentais (LBRO). Embora existam várias possibilidades de uso dos resíduos da LBRO em outros processos produtivos, esses efluentes têm sido acumulados no ambiente há várias décadas, compondo hoje passivos ambientais da indústria de rochas ornamentais. Este trabalho tem como objetivo descrever a qualidade da água subterrânea do aquífero freático em três depósitos selecionados no município de Cachoeiro de Itapemirim, importante polo produtor do Espírito Santo. Amostras de resíduo foram coletadas em furos de sondagem que penetraram os depósitos até sua base. Foram realizadas análises químicas por espectrometria de fluorescência de raios X e testes de lixiviação e solubilização, conforme a Associação Brasileira de Normas Técnicas. Poços para monitoramento da água subterrânea foram construídos em cada área estudada – um deles a montante do depósito, três a jusante e um dentro do depósito. Análises da água subterrânea *in situ* foram realizadas para a determinação de pH, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos. Em laboratório, também foram analisadas alcalinidade, cloretos, fenóis totais e metais. Os resíduos depositados podem ser considerados inertes e o pH não é corrosivo. Entretanto, deve-se atentar para os teores de Al, Fe e Mn nas áreas dos passivos ambientais. Atenção especial deve ser dada aos compostos fenólicos, tendo em vista que os riscos envolvidos são altos. A separação de resíduos do polimento e da serragem é uma ação que poderá evitar possíveis impactos ambientais.

**Palavras-chave:** lama abrasiva; geoquímica ambiental; gerenciamento de resíduos.

## ABSTRACT

The processing of dimension stone blocks for the production of plates generates a thin residue with the Dimension Stone Processing Slurry (DSPA) discarding. Although there are various possibilities for the use of the wastes from DSPA in other production processes, these effluents have been accumulated in the environment for decades, forming today's environmental liabilities of the dimension stone industry. This work aimed to describe the groundwater quality of a shallow aquifer in three selected deposits in Cachoeiro de Itapemirim County, an important producer of Espírito Santo State, in Brazil. Samples of waste were collected through drill holes that penetrated the deposits up to the bottom. Chemical analyses through X-ray fluorescence spectrometry and tests for waste classification, according to the Brazilian Association of Technical Standards, were conducted. Groundwater monitoring wells were constructed in each studied area, one of them upstream of the deposit, three downstream, and one inside the deposit. *In situ* groundwater analyses were conducted to measure pH, electrical conductivity, and total dissolved solids. In the laboratory, alkalinity, chloride, total phenol, and metals were also analyzed. The residues deposited can be considered inert and the pH-values tend to be attenuated/not corrosive. Nevertheless, attention should be paid to the levels of Al, Fe, and Mn in the environmental liability areas. Special attention should be given to the phenolic compounds once the risks involved are high. The segregation between the polishing and sawing wastes is an action that could avoid environmental impacts.

**Keywords:** abrasive slurry; environmental geochemistry; waste management.

<sup>1</sup>Universidade Federal do Espírito Santo – Espírito Santo (ES), Brasil.

\*Autor correspondente: mirnaan@gmail.com

**Conflitos de interesse:** os autores declaram não existir conflitos de interesse

**Financiamento:** Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), processo 571780/2008-3.

**Recebido:** 17/07/2020 – **Aceito:** 23/04/2021 – **Reg. ABES:** 20200257

## INTRODUÇÃO

O beneficiamento de rochas ornamentais envolve a serragem de blocos rochosos para a produção de chapas ou placas semiacabadas e o polimento dessas chapas para lhes conferir acabamento e brilho. No processo de serragem convencional, são utilizados teares pelos quais circula uma polpa composta de granalha de aço, cal e água, comumente chamada de “lama abrasiva” ou, no meio técnico, referida como Lama de Beneficiamento de Rochas Ornamentais (LBRO). Essa polpa é reutilizada no processo produtivo por certo tempo, mas acaba sendo descartada após o desgaste, gerando um resíduo de granulação muito fina. Outro processo de serragem de blocos é feito por teares com fios diamantados (ou teares multifios), nos quais não se utiliza a polpa, gerando um resíduo composto basicamente de pó de rocha e água. No polimento das chapas, utilizam-se abrasivos magnesianos, resinoides e diamantados, bem como produtos selantes à base de resinas fenólicas para a correção de imperfeições. Os resíduos de granulação muito fina provenientes de todas as etapas são misturados, desidratados e armazenados temporariamente antes de serem conduzidos para aterros.

Por muitos anos, o descarte desses resíduos foi feito ao acaso, sem critérios de proteção ambiental. No estado do Espírito Santo, principal produtor e exportador de rochas ornamentais do Brasil (BRASIL, 2019), a Instrução Normativa 11/2016 do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo (IEMA) (ESPÍRITO SANTO, 2016) foi criada para regulamentar a disposição final da LBRO. Contudo, resíduos antigos, descartados inadequadamente ao longo de décadas, constituem passivos ambientais desse setor industrial e merecem ser estudados. Isso não apenas do ponto de vista ambiental, mas também visando a seu uso como matéria-prima, pois esses depósitos contêm grande volume de rocha moída de composição interessante para o aproveitamento.

Na literatura científica, a maior parte dos trabalhos publicados foi direcionada à potencialidade de utilização dos resíduos de LBRO para a fabricação de produtos como cerâmica (e.g. PRADO *et al.*, 2012; SULTANA *et al.*, 2015), na composição de concreto (e.g. BACARJI *et al.*, 2013), na fabricação de cimento (e.g. GHORBANI *et al.*, 2018), argamassa (e.g. MÁRMOL *et al.*, 2010), vidrados (e.g. RODRIGUES *et al.*, 2011), em obras geotécnicas (OLIVEIRA *et al.*, 2016) e até na indústria cosmética no caso dos resíduos de mármore (OLIVEIRA *et al.*, 2010). Também existem trabalhos que relatam a capacidade do resíduo de mármore para a estabilização do pH de solos (RAYMUNDO *et al.*, 2013) e no tratamento de sedimentos contaminados por metais pesados (PÉREZ-SIRVENT *et al.*, 2007), isso em função do poder de neutralização da lama rica em carbonatos. Embora existam muitas soluções técnicas para o aproveitamento desses resíduos, a eventual necessidade de tratamentos onerosos e/ou a distância geográfica entre a área geradora e a área destino para o uso podem comprometer essas soluções (ALMEIDA *et al.*, 2007). Importante também relatar que, no mercado internacional, o preço dos possíveis subprodutos já estudados está muito abaixo do valor das chapas acabadas, o que não torna atrativo para as empresas o aproveitamento dos resíduos (FURCAS; BALLETO, 2014), que poderia minimizar os volumes estocados.

O fato é que esses materiais continuam sendo armazenados sem previsão de aproveitamento como matéria-prima. Um questionamento que sempre surge no tocante aos impactos ambientais por esses lançamentos é se eles são capazes de causar alterações na qualidade das águas. A única forma de responder a essa pergunta é por meio do estudo das áreas de disposição antigas, para verificação das interações entre os resíduos e o ambiente. Poucos trabalhos científicos foram direcionados a esse tipo de estudo, podendo-se citar o de Çelik e

Sabah (2008) na Turquia, em área de disposição de LBRO. Os autores constatam que houve enriquecimento da água subterrânea nos metais essenciais, que são aqueles comumente encontrados em águas naturais, mas não avaliaram os teores de metais traços, que são os mais relevantes para as questões ambientais. Por outro lado, na Itália, Rizzo *et al.* (2008) relatam que, em função dos altos teores de compostos orgânicos, esses resíduos devem ser armazenados como efluentes industriais perigosos.

No Brasil, não há trabalhos nessa linha, embora a preocupação exista e se justifique. Enquanto a indústria, os órgãos ambientais e outros setores da sociedade clamam por uma classificação definitiva desses efluentes para que, de forma determinística, seja possível prever sua agressividade ou não para com o ambiente, os fatos mostram que muitos estudos ainda são necessários para que alguma previsão possa ser feita ou para definir os melhores caminhos de um gerenciamento eficaz.

Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho é descrever a qualidade da água subterrânea do aquífero freático em três depósitos selecionados no município de Cachoeiro de Itapemirim, um dos principais polos produtores de rochas ornamentais do Espírito Santo. Apresentam-se também características composicionais e classificatórias dos resíduos ali armazenados, buscando-se traçar a origem dos possíveis poluentes encontrados no recurso hídrico subterrâneo.

## MATERIAIS E MÉTODOS

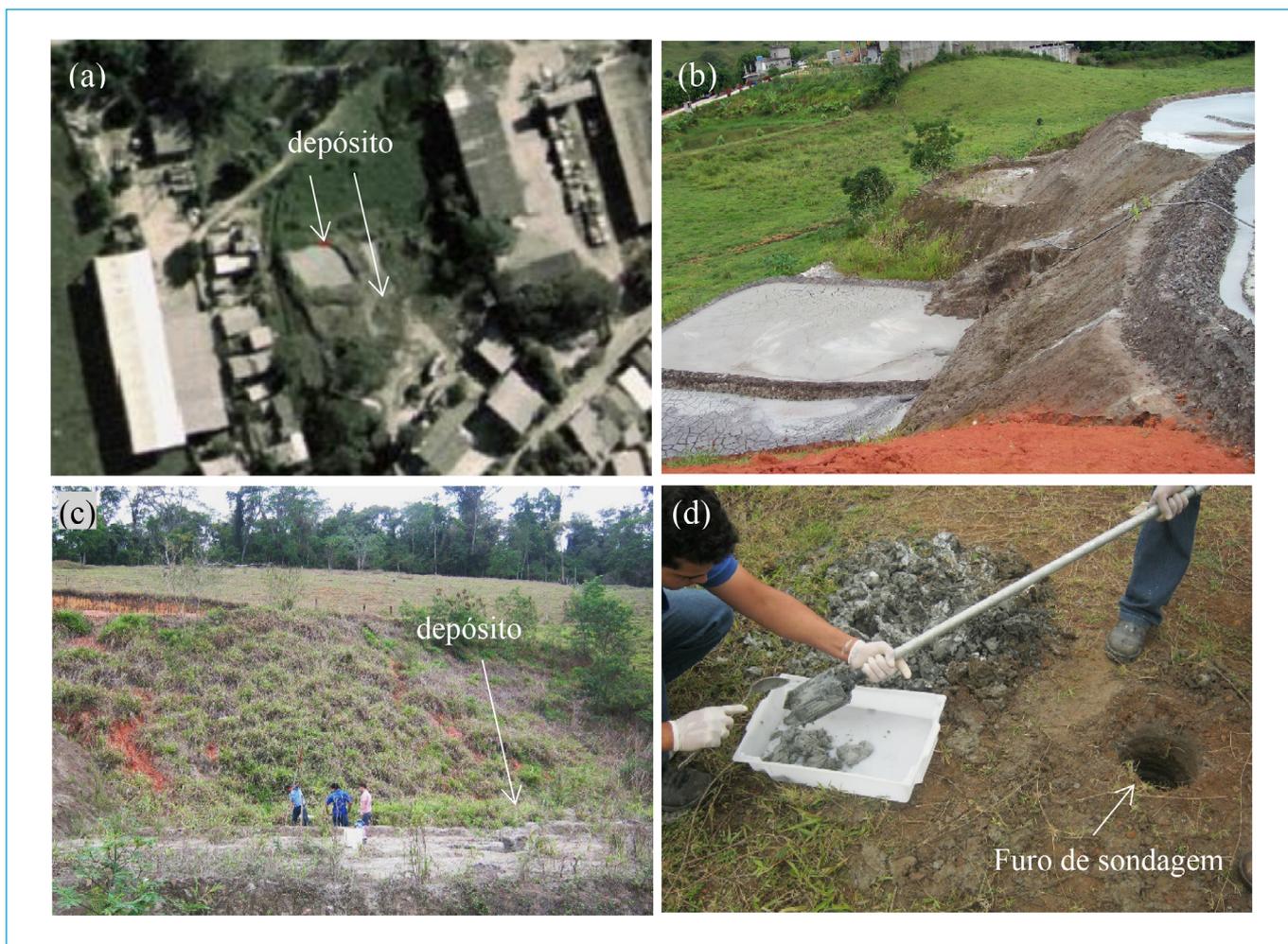
Foram selecionados três depósitos de resíduos para avaliação da qualidade da água subterrânea em seu entorno, os quais são denominados aqui como depósitos 1, 2 e 3. Por motivo de sigilo, não são apresentadas as coordenadas geográficas dos locais, mas alguns aspectos das áreas estudadas são mostrados na Figura 1.

O resíduo armazenado nos depósitos foi coletado em três furos de sondagem perfurados em cada um deles (Figura 1d). Em cada furo, foram coletadas amostras em 1 e 2 m de profundidade, totalizando seis amostras por depósito, ou seja, 24 amostras de resíduo, que foram refrigeradas e encaminhadas ao laboratório.

A composição da massa bruta foi determinada por espectrometria de fluorescência de raios X (FRX) e a perda ao fogo (PF) por calcinação em mufla. Também foram realizadas análises de extratos para a classificação de resíduos conforme as Normas Brasileiras (NBR) 10.004/04, 10.005/04 e 10.006/04 (ABNT, 2004a, 2004b e 2004c). Na NBR 10.005/04, aplica-se o teste de lixiviação, em que a amostra é atacada por solução ácida e submetida a agitação. A NBR 10.006/04 refere-se ao teste de solubilização, no qual a amostra é agitada em água deionizada e mantida em repouso por sete dias. Os extratos obtidos foram filtrados e analisados em *Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometry* (ICP-OES) para análise de metais.

Na área de cada depósito foram perfurados três poços de monitoramento conforme a NBR 13.895/97 (ABNT, 1997) (Figura 2). Todos os poços de jusante estão localizados em planície aluvial, como é típico de terrenos de rocha cristalina (gnaiesses), onde se encontra mais facilmente um aquífero freático em sedimentos inconsolidados. Para comparação, também foram perfurados poços na porção central do depósito e um poço a montante, onde a água é considerada como o *background* regional, ou seja, o “branco” de campo.

A coleta de amostras de água subterrânea foi feita entre os meses de julho de 2018 e setembro de 2019. No momento da coleta, foram medidos os parâmetros *in situ*: temperatura, pH, Condutividade Elétrica (CE) e Sólidos Totais Dissolvidos (STD) com equipamento portátil. Esse monitoramento foi feito



**Figura 1** - Locais estudados: (a) vista aérea de um depósito de resíduos de lama de beneficiamento de rochas ornamentais; (b) alguns sítios ativos, com secagem ao ar; (c) outros abandonados, cobertos por vegetação. Em (d), sondagem para a coleta de amostras.

quinzenalmente, durante 15 meses, totalizando 30 medidas por poço. Para análises de cátions e ânions, as amostras foram coletadas e armazenadas de acordo com a NBR 9.898/87 (ABNT, 1987). Em laboratório, elas foram filtradas em membrana de 0,45  $\mu\text{m}$  e submetidas às análises de alcalinidade em titulador automático; cloretos e fenóis, por colorimetria em espectrofotômetro *Ultraviolet Visible Spectrophotometry* (UV-VIS); e metais, por ICP-OES. Foram seguidos os procedimentos propostos pela *American Public Health Association* (APHA), pela *American Water Works Association* (AWWA) e pela *Water Environment Federation* (WEF) (BAIRD; BRIDGEWATER, 2017).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

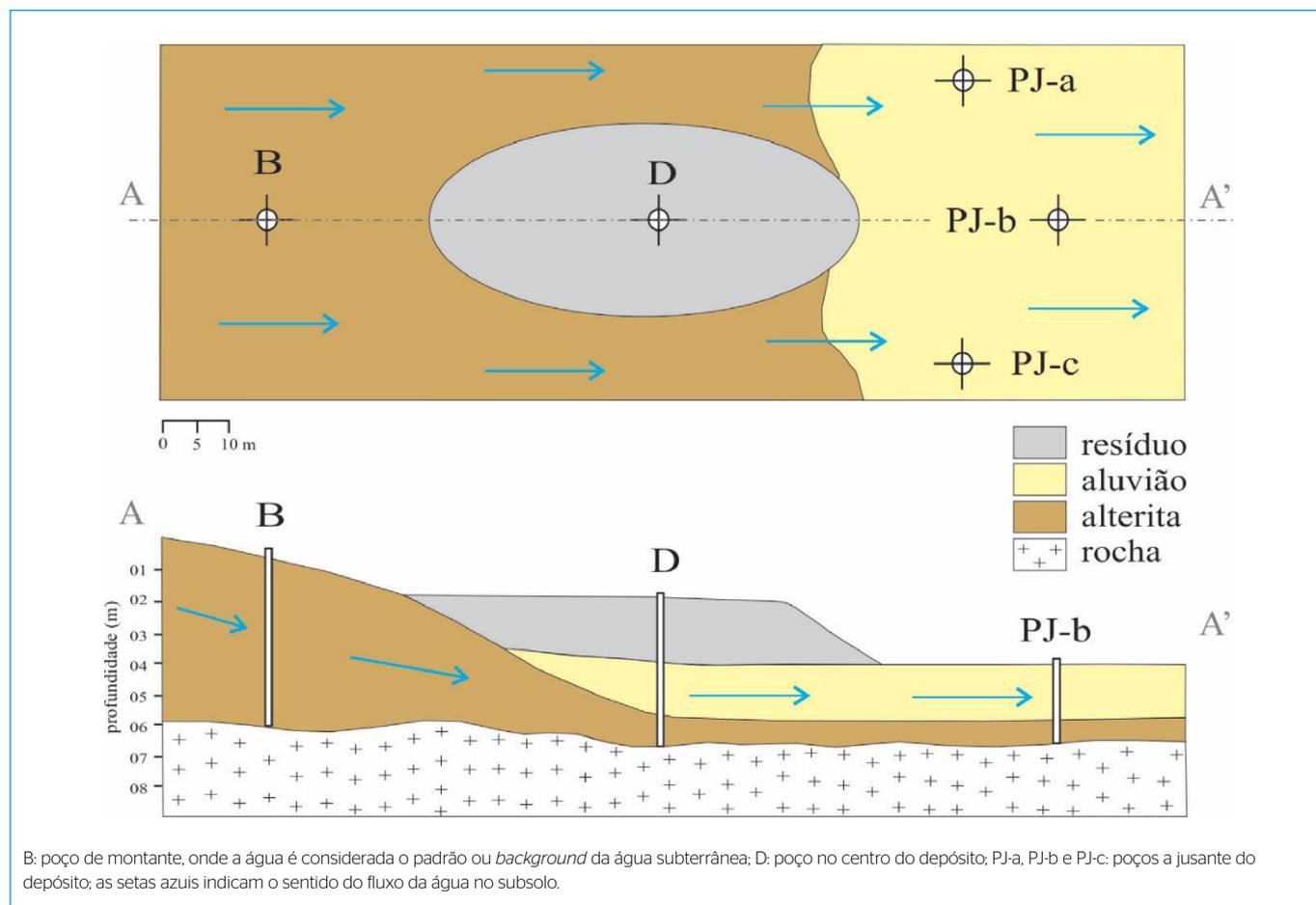
### Composição química dos resíduos

Os resíduos armazenados nos depósitos são compostos majoritariamente de  $\text{SiO}_2$  (média de 57%) e  $\text{Al}_2\text{O}_3$  (cerca de 13%) (Tabela 1).  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  e o CaO ocorrem na mesma ordem de grandeza (em torno de 8%), seguidos por  $\text{MgO}$ ,  $\text{K}_2\text{O}$  e  $\text{Na}_2\text{O}$  (com cerca de 4, 5 e 3% respectivamente).  $\text{TiO}_2$ ,  $\text{MnO}$ ,  $\text{BaO}$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$ ,  $\text{SO}_3$ , além de outros constituintes registrados na perda ao fogo (PF) (principalmente carbonatos) compõem, juntos, menos de 3% do material.

A Figura 3 mostra uma comparação entre a composição média de cada depósito. Em termos gerais, é grande a semelhança entre eles com relação às ordens de grandeza dos constituintes. Todavia, pequenas diferenças são observadas entre os depósitos no que se refere aos teores de silício (Si), ferro (Fe) e cálcio (Ca). Isso acontece porque existe certa variabilidade composicional em função dos tipos de rocha processada. As rochas de composição silicáticas (como granitos e gnaisses) são mais ricas em Si e alumínio (Al) do que as de composição carbonática (mármore). Por outro lado, os mármore são ricos em Ca e, eventualmente, em magnésio (Mg) (no caso dos mármore dolomíticos).

Outro fator que influencia aqui é o tipo de tear utilizado na serragem de blocos. rochas silicáticas têm sido processadas principalmente em teares convencionais, que utilizam lâminas e granalha de aço, além de cal, enquanto os mármore são muitas vezes serrados em teares de fios diamantados ou multifios, os quais dispensam esses insumos. Sendo assim, o enriquecimento em Fe e Ca também é função da tecnologia utilizada no beneficiamento. Os teores de K e Na decorrem da presença desses elementos nas rochas silicáticas. Assim, ocorrerá variação composicional entre depósitos conforme a demanda do mercado; portanto, de difícil previsão.

Tal como constatado por Vázquez *et al.* (2005), a composição química dos resíduos da LBRO é controlada tanto pelos insumos utilizados no beneficiamento



**Figura 2** - Localização dos poços de monitoramento para coleta de água subterrânea em relação ao depósito de resíduo.

quanto pela constituição da rocha processada. Essa variedade de interferentes resulta em um resíduo de composição heterogênea, o que não só afetará a adequabilidade para determinados usos, mas também o potencial de liberação de elementos e substâncias para o ambiente. Importante frisar que a composição dos resíduos mostrada na Tabela 1 e na Figura 3 refere-se à constituição total da massa sólida depositada. Embora esses dados sejam importantes para, por exemplo, avaliar potencialidades de uso desses materiais, eles não indicam necessariamente quais constituintes poderão ser liberados para o ambiente. Para esse tipo de avaliação, é necessário estudar os extratos (ou soluções) liberados pelo tratamento das amostras conforme padrões normalizados, como apresentado a seguir.

### Extratos lixiviado e solubilizado dos resíduos

A Tabela 2 mostra parâmetros do extrato lixiviado, obtido conforme a NBR 10.004 (ABNT, 2004a), em que o Ba, Pb, Cr e o fluoreto aparecem com valores sempre abaixo do Valor Máximo Permitido (VMP). Os elementos As, Cd, Hg, Ag e Se também foram medidos, mas ficaram abaixo do limite de detecção do equipamento e, também, abaixo do VMP em todas as amostras.

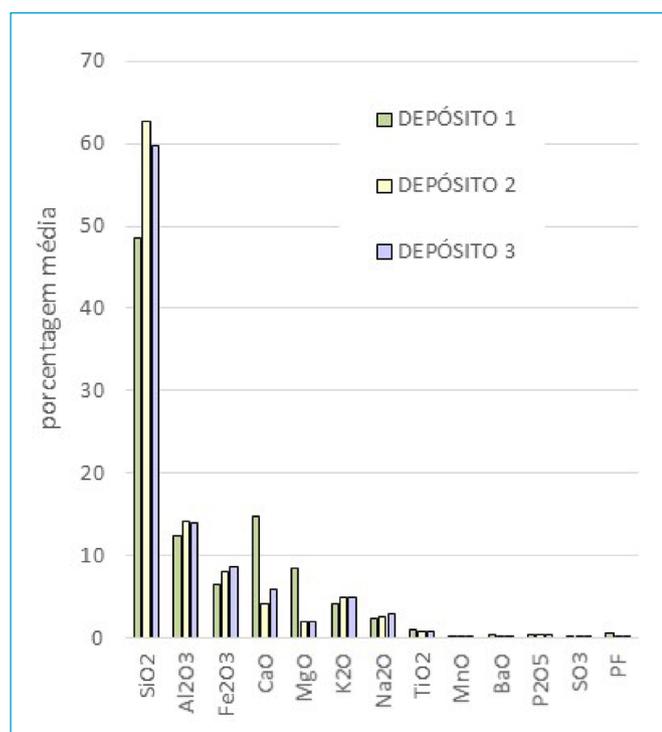
Os valores de pH (Tabela 2) de todas as amostras estão fora da faixa que poderia lhes atribuir corrosividade, o que aconteceria se ultrapassassem o limiar superior de 12,5, segundo a NBR 10.004 (ABNT, 2004a). Muitos dos trabalhos consultados encontraram, na LBRO, valores de pH entre 9,0 e 11,0

(BARRIENTOS *et al.*, 2010; BERTOSSI *et al.*, 2012; AGUIAR *et al.*, 2016); e, em amostras de resíduo de mármore, serrado separadamente de outros tipos litológicos em tear de lâminas diamantadas, o pH foi de 8,9 (BERTOSSI *et al.*, 2011) e 9,5 (PÉREZ-SIRVENT *et al.*, 2007). Também segregando resíduos de acordo com o tipo de rocha serrada, mas nesse caso todas silicáticas, Braga *et al.* (2010) encontraram pH entre 7,7 e 12,3. Por outro lado, outros autores que mediram o pH diretamente na LBRO dentro do sistema de circulação da empresa relatam valores notoriamente mais elevados, chegando a 12,8, o que seria suficiente para classificá-los como perigosos (FREITAS *et al.*, 2012). Delgado *et al.* (2006) também mediram pH acima de 12,5 no fluido de circulação, que retorna para o sistema de beneficiamento após a desidratação da LBRO por filtro-prensa; enquanto o extrato obtido da fase sólida da lama apresentou pH médio de 10,6. No mesmo sentido, Venturoti *et al.* (2019) mediram pH de 10,4 na lama decantada no tanque da empresa e 8,5 no efluente armazenado em aterro. Isso mostra que a lama pastosa, coletada dentro do sistema de produção das empresas, é diferente do resíduo armazenado em depósitos após desidratação da LBRO por prensagem ou por secagem ao ar. Os dados aqui apresentados são exclusivamente de resíduos da LBRO depositados há vários anos ou décadas, nos quais os valores de pH variam entre 9,0 e 11,0. Isso já foi constatado por Neves *et al.* (2013), que atribuem a estabilização do pH dos resíduos ao longo do tempo às interações com o CO<sub>2</sub> atmosférico.

**Tabela 1** – Composição química do resíduo de beneficiamento de rochas ornamentais dos três depósitos estudados, sendo seis amostras por depósito (valores em %).

Local	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	CaO	MgO	K <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> O	TiO <sub>2</sub>	MnO	BaO	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	SO <sub>3</sub>	PF
Depósito 1	48,06	12,29	5,91	16,82	6,39	4,69	2,48	0,71	0,08	0,39	0,24	0,15	1,60
	53,93	13,2	4,91	13,83	4,88	4,93	2,62	0,55	0,07	0,22	0,22	0,12	0,40
	54,09	13,05	5,28	13,38	4,96	5,02	2,53	0,59	0,06	0,24	0,23	0,14	0,30
	53,01	14,31	6,07	8,21	8,91	4,03	2,18	1,23	0,10	0,29	0,44	0,36	0,54
	36,86	10,07	10,04	21,38	13,6	3,39	1,89	0,86	0,13	0,40	0,34	0,20	0,39
	45,78	11,88	6,98	15,39	11,63	3,15	1,85	1,53	0,10	0,25	0,55	0,31	0,36
Depósito 2	66,77	13,43	6,35	3,99	1,01	5,13	2,64	0,23	0,07	0,08	0,13	0,07	0,06
	63,08	14,08	7,76	4,15	2,05	4,46	2,27	1,13	0,09	0,07	0,56	0,10	0,04
	61,07	14,56	8,93	3,94	1,38	5,25	2,77	0,96	0,10	0,20	0,49	0,12	0,04
	59,44	14,58	7,07	5,02	3,6	5,36	2,85	0,71	0,09	0,27	0,34	0,10	0,21
	65,88	13,18	8,93	2,57	1,08	5,09	2,2	0,56	0,11	0,08	0,19	0,00	0,03
	59,84	14,86	8,78	4,9	2,37	4,17	2,31	1,37	0,11	0,15	0,78	0,13	0,05
Depósito 3	61,03	13,42	9,11	5,44	1,11	5,09	2,99	0,69	0,11	0,21	0,33	0,14	0,07
	60,56	14,1	7,11	5,55	2,75	4,83	2,83	0,89	0,10	0,27	0,44	0,12	0,15
	59,27	13,95	7,75	7,11	2,24	4,71	3,05	0,85	0,10	0,27	0,33	0,12	0,23
	54,81	13,19	14,02	6,04	2,17	4,55	2,86	0,94	0,15	0,25	0,46	0,09	0,17
	60,35	14,01	7,33	6,05	1,61	4,81	3,01	0,97	0,09	0,27	0,50	0,13	0,49
	62,11	14,53	6,56	5,31	1,52	4,97	2,97	0,75	0,08	0,18	0,37	0,13	0,29
Média	57,00	13,48	7,72	8,28	4,07	4,65	2,57	0,86	0,10	0,23	0,39	0,14	0,30
desv. pad.	7,53	1,17	2,11	5,40	3,76	0,61	0,38	0,32	0,02	0,09	0,16	0,08	0,36
valor mín.	36,86	10,07	4,91	2,57	1,01	3,15	1,85	0,23	0,06	0,07	0,13	0,00	0,03
valor máx.	66,77	14,86	14,02	21,38	13,60	5,36	3,05	1,53	0,15	0,40	0,78	0,36	1,60

PF: perda ao fogo.

**Figura 3** – Constituição química dos resíduos armazenados nos depósitos 1, 2 e 3 (valores médios em % de todas as amostras coletadas; PF: perda ao fogo).

Os parâmetros obtidos no teste de solubilização da NBR 10.006 (ABNT, 2004c) (Tabela 3) indicam a classificação dos resíduos como inertes. Os teores de As, Cd, bário (Ba), manganês (Mn), Hg, Ag, Se, cianetos e surfactantes ficaram abaixo do limite de detecção do equipamento e, também, abaixo do VMP em todas as amostras. Todavia, há uma exceção no teor de chumbo (Pb), que ultrapassou o limite em apenas uma única amostra, embora a média da concentração desse metal, considerando-se o conjunto de amostras coletadas em todos os depósitos, esteja abaixo do VMP. Embora isso não seja suficiente para classificar o conjunto de amostras como não inerte, o valor discrepante destaca a importância de expansão dos estudos dos passivos ambientais existentes na região. Sendo assim, recomenda-se a continuação de estudos similares em outros locais, buscando a confirmação da presença de Pb acima do VMP para resíduos inertes. Em depósitos antigos, é possível que o Pb seja proveniente das pastilhas abrasivas utilizadas no passado para polimento das chapas. Atualmente, essas pastilhas são à base de materiais resinoides e outros sintéticos que, assim como em vários setores industriais, passaram a substituir as ligas com Pb. De toda forma, a separação dos materiais de polimento, em que o uso de insumos é mais relevante, pode ser uma garantia de geração de resíduos inertes, trazendo vantagens com relação a sua gestão e uso. Importante lembrar também que o maior volume de resíduos é proveniente da serragem de blocos e não do polimento de chapas.

Trabalhos anteriores não são totalmente concordantes em relação à classificação da LBRO que é descartada. Manhães e Holanda (2008) encontram

**Tabela 2** - Parâmetros medidos no extrato lixiviado dos resíduos, obtidos conforme NBR 10.005 (ABNT, 2004b) (valores em mg.L<sup>-1</sup>, exceto pH).

LOCAL	pH	Ba	Pb	Cr	Fl.
Depósito 1	10,0	0,10	0,16	0,96	1,15
	10,0	0,09	0,15	0,84	1,02
	9,0	1,12	0,23	0,00	1,19
	10,0	0,85	0,11	0,00	0,54
	11,0	0,44	0,25	0,00	1,25
	10,0	0,10	0,14	0,00	0,96
Depósito 2	9,0	0,12	0,25	0,16	2,36
	10,0	0,10	0,15	0,00	1,47
	11,0	0,12	0,16	0,00	0,96
	10,0	0,13	0,12	0,00	0,94
	9,0	0,08	0,16	0,12	1,25
	9,0	0,06	0,13	0,12	0,64
Depósito 3	11,0	0,16	0,27	0,16	1,58
	10,0	0,12	0,15	0,13	1,54
	11,0	0,12	0,23	0,17	1,99
	11,0	0,10	0,13	0,12	0,96
	11,0	0,16	0,29	0,13	2,65
	10,0	0,12	0,13	0,00	1,52
Média	10,1	0,23	0,18	0,16	1,33
desv. pad.	0,8	0,29	0,06	0,28	0,55
valor mín.	9,0	0,06	0,11	0,00	0,54
valor máx.	11,0	1,12	0,29	0,96	2,65
VMP	12,5	70,00	1,00	5,00	150,00

VMP: valor máximo permitido para resíduos não perigosos.

Pb, Cr<sub>tot</sub>, Fe e Mn; enquanto Braga *et al.* (2010) apontam para Al, Fe, Pb, Cr, Cd, Cl, Na, Ag, fenóis, F e SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> como responsáveis pela não inerticidade. Em estudo conduzido na Espanha por Vázquez *et al.* (2005), os resíduos da LBRO foram classificados como inertes conforme normativa europeia (DIN 38414-4, *German Standard Methods*), que é diferente da brasileira. Nela, não há a categoria dos não inertes, considerando-se apenas as classes dos perigosos e dos inertes. Além disso, as condições laboratoriais para a obtenção de extratos são também diferentes. Naquele estudo, Cr, Ni, Cu, Mo e Ba foram apontados como de origem antrópica (insumos do beneficiamento), enquanto os demais metais teriam origem natural, vinculada à rocha processada. Os autores comentam que a trituração da rocha, decorrente de seu corte e polimento, aumenta a superfície específica dos minerais, estimulando sua reatividade. Em outro estudo na Europa, Delgado *et al.* (2006) consideram improvável a liberação de fluidos danosos dos resíduos envelhecidos, armazenados em depósitos. Por outro lado, Rizzo *et al.* (2008), com base na normativa italiana (G.U.R.I., 1998 citado por RIZZO *et al.*, 2008), afirmam que esses efluentes devem ser armazenados como resíduos industriais perigosos. Os autores avaliam a disposição de resíduos em área de aquíferos cársticos, destinados ao abastecimento público na Sicília, e apontam para o alto conteúdo de compostos orgânicos dissolvidos presente nesses materiais. Esses autores também destacam a importância da separação dos efluentes da serragem daqueles do polimento, visto que o teor de poluentes é consideravelmente maior nos últimos.

No estudo aqui apresentado, conduzido de acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004a), os resíduos armazenados em depósitos foram classificados como inertes no tocante ao conteúdo de metais, cloretos, fenol, fluoreto e sulfatos. Isso difere de alguns trabalhos brasileiros que classificam a LBRO como material não inerte, em função da solubilidade de seus componentes, ou até como perigoso, em função do pH. Destaca-se assim, mais uma vez, a diferença entre a LBRO e seus resíduos depositados. É possível que o envelhecimento desses materiais atue imobilizando seus componentes solubilizáveis por meio de processos de oxidação e hidratação, comuns no ambiente natural. Estudos nesse sentido (e.g. DINO *et al.*, 2015) indicaram, até mesmo, a possibilidade de uso dos resíduos da LBRO em misturas com solo e material orgânico para a recuperação de áreas mineradas.

### Qualidade da água freática nas áreas de disposição de resíduos

Neste trabalho, adotam-se os valores determinados pela Resolução 396/08 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2008) como base de avaliação dos parâmetros de qualidade da água subterrânea. Embora essa resolução determine o monitoramento do pH, junto com outros parâmetros, para o acompanhamento da condição de qualidade da água subterrânea, ela não fixa um intervalo ideal para os níveis de pH das águas subterrâneas. Valores de pH entre 6,5 e 8,5 são considerados normais para águas naturais (HEM, 1989); portanto, o pH da água freática nas áreas estudadas (Figura 4) pode ser considerado normal. Por outro lado, os valores do *background* entram na faixa considerada de águas ácidas, assim como as águas de jusante no Depósito 3. Mesmo as amostras coletadas no poço do depósito mostram valores sem alterações em relação ao que seria considerado normal para águas subterrâneas.

Ainda assim, convém observar que o pH das amostras coletadas a jusante do Depósito 1 e alguns valores do Depósito 2 estão acima do *background*, ao contrário do Depósito 3, que se assemelha aos padrões do *background*. Destaca-se que os poços de jusante do Depósito 3 se situam em uma área brejosa, onde a matéria orgânica pode ser a responsável pela diminuição dos valores de pH. Delgado *et al.* (2006) relatam que a mistura entre os fluidos eventualmente liberados pelo resíduo da LBRO e as águas subterrâneas, cuja pressão de CO<sub>2</sub> é tipicamente mais alta, desencadeia a precipitação de calcita e o deslocamento do pH para valores mais baixos. Diante disso, pode-se afirmar que a corrosividade da LBRO não representa riscos ambientais, desde que sejam seguidos os critérios normativos do IEMA relativos à locação e à construção do aterro.

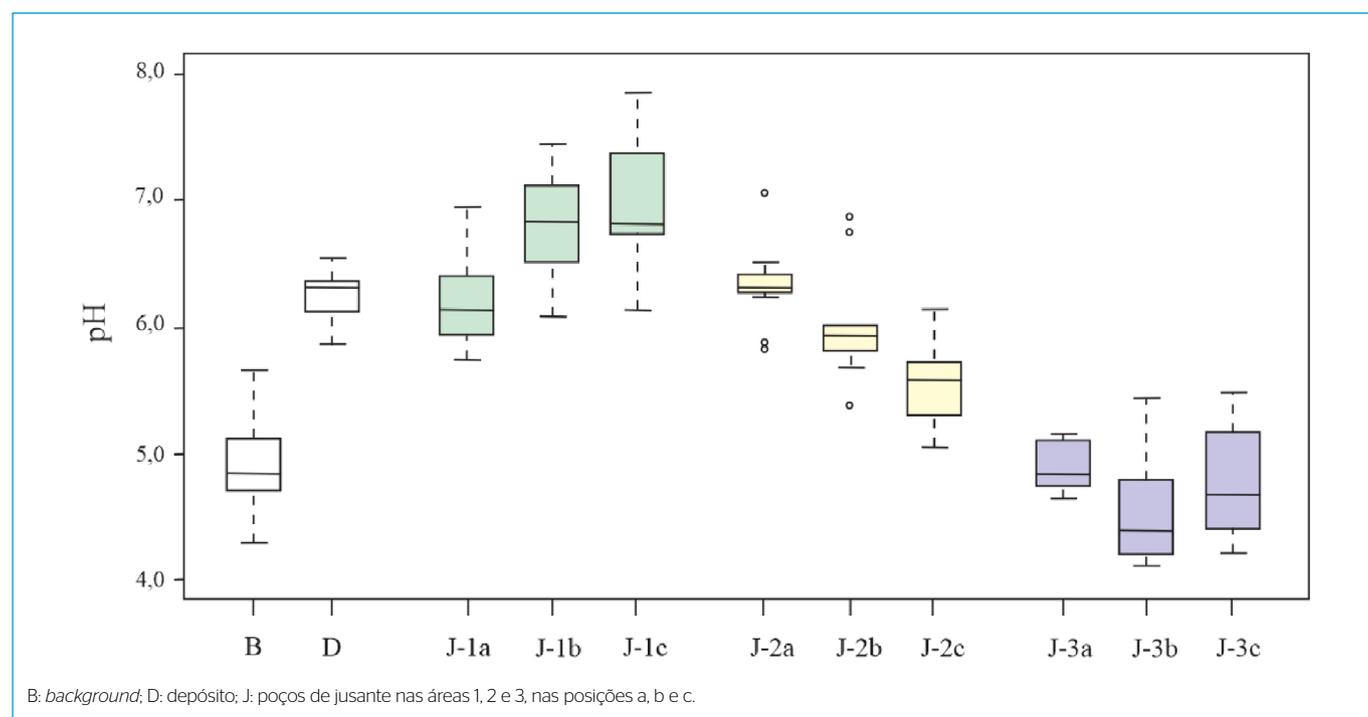
A condutividade elétrica (CE) também não tem seu valor regulado pela normativa, mas em águas subterrâneas os valores monitorados (Figura 5) indicam que o aquífero freático utilizado como *background* regional possui águas pouco mineralizadas que refletem recarga rápida pela água da chuva. O poço posicionado no depósito possui água mais condutiva, refletindo maior concentração de metais dissolvidos. Nos poços de jusante, especialmente nos depósitos 2 e 3, os valores são elevados, indicando águas muito mineralizadas. O fato de o poço do depósito possuir menor mineralização, refletida na menor CE, indica que outras fontes devem estar contribuindo com o fornecimento de íons para o freático. Na área do Depósito 3, existe uma área pantanosa, onde a retenção do fluxo hídrico pode estar contribuindo para o enriquecimento mineral da água freática.

A Tabela 4 mostra as concentrações de parâmetros medidos nas amostras de água subterrânea referentes ao *background*, no poço posicionado no centro

**Tabela 3** - Parâmetros do extrato solubilizado extraído dos resíduos conforme NBR 10.006 (ABNT, 2004c) (unidade: mg.L<sup>-1</sup>; Alc. em mg.L<sup>-1</sup><sub>CaCO<sub>3</sub></sub>).

LOCAL	Alc.	Al	Fe	Na	Cl	Pb	Cu	Cr	Fen.	Fl.	Sulf.	Zn
Depósito 1	890,0	0,15	0,22	4560	85,20	0,00	0,68	0,00	0,0043	0,41	3,68	1,98
	680,0	0,17	0,20	6350	96,30	0,00	0,00	0,00	0,0047	0,15	1,87	2,25
	964,0	0,18	0,23	6530	74,00	0,00	0,00	0,00	0,0050	0,21	1,87	2,58
	950,0	0,12	0,15	4020	4960	0,00	0,00	0,00	0,0031	0,12	1,69	1,47
	660,0	0,15	0,13	5230	81,20	0,00	0,00	0,00	0,0042	0,19	1,96	2,11
	950,0	0,15	0,21	5240	52,90	0,00	0,00	0,00	0,0058	0,12	0,98	2,44
Depósito 2	859,0	0,10	0,23	6390	65,30	0,00	0,00	0,01	0,0063	0,19	2,47	2,98
	690,0	0,15	0,25	5420	81,10	0,00	0,00	0,00	0,0053	0,41	0,36	3,51
	1050,0	0,20	0,21	9630	63,30	0,00	0,56	0,02	0,0050	0,42	0,25	2,47
	896,0	0,12	0,21	6200	0,00	0,00	0,00	0,02	0,0054	0,45	1,98	1,87
	850,0	0,12	0,21	6330	56,30	0,00	0,00	0,00	0,0063	0,16	2,35	1,95
	944,0	0,11	0,19	5290	51,20	0,06	0,51	0,01	0,0052	0,24	1,05	1,89
Depósito 3	881,0	0,12	0,26	5440	39,80	0,00	0,59	0,02	0,0062	0,51	2,63	1,98
	600,0	0,13	0,21	5230	52,90	0,00	0,57	0,00	0,0061	0,63	0,51	3,59
	847,0	0,19	0,27	4120	85,70	0,00	0,59	0,02	0,0066	0,74	1,03	3,25
	952,0	0,12	0,23	6330	51,20	0,00	0,52	0,01	0,0069	0,51	1,23	2,35
	618,0	0,13	0,21	5290	63,30	0,00	0,00	0,00	0,0052	0,17	0,34	2,74
	889,0	0,12	0,21	5250	85,10	0,00	0,00	0,00	0,0068	0,96	0,33	2,47
Média	842,8	0,14	0,21	5714	63,02	0,003	0,22	0,01	0,0055	0,37	1,48	2,44
desv. pad.	133,8	0,03	0,03	12,37	22,50	0,01	0,29	0,01	0,0010	0,24	0,96	0,59
valor mín.	600,0	0,10	0,13	4020	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0031	0,12	0,25	1,47
valor máx.	1050,0	0,20	0,27	9630	96,30	0,06	0,68	0,02	0,0069	0,96	3,68	3,59
VMP	NC	0,20	0,30	200,00	250,00	0,01	2,00	0,05	0,0100	1,50	250,00	5,00

Alc.: alcalinidade; Fe: ferro; Na: sódio; Cl.: cloretos; Pb: chumbo; Cu: cobre; Cr: cromo; Fen.: fenol total; Fl.: fluoreto; Sulf.: sulfato; VMP: valor máximo permitido para resíduos inertes.

**Figura 4** - Valores de pH medidos na água subterrânea coletada nos poços de monitoramento.

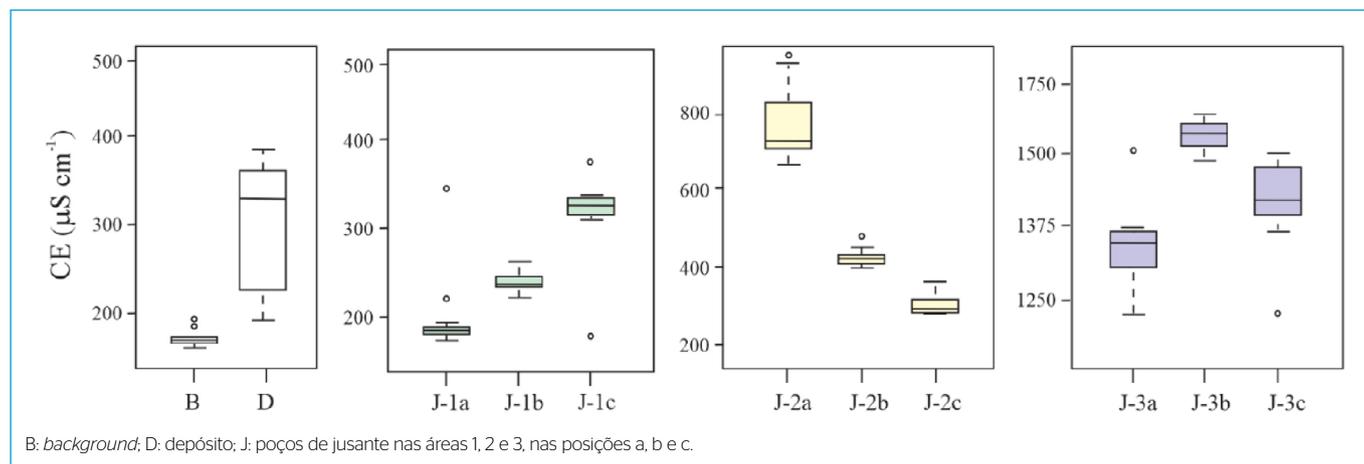


Figura 5 - Condutividade elétrica (CE em  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) da água subterrânea coletada nos poços.

Tabela 4 - Parâmetros das amostras de água subterrânea coletada nos poços e valor máximo permitido (no uso mais restritivo) pela Resolução 396/08 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (unidade:  $\text{mg.L}^{-1}$ ).

POÇO	STD	Clo.	Fen.	Fe	Al	Ca	Mg	Ba	Cu	Mn	P	S	Zn
B	120,90	50,26	<b>0,042</b>	0,00	0,00	0,67	3,88	0,39	0,02	0,03	0,00	0,16	0,05
D	469,73	98,37	<b>0,379</b>	<b>1,95</b>	0,00	10,62	4,27	0,16	0,02	<b>0,93</b>	0,00	5,36	0,02
J-1a	156,47	37,37	0,001	0,00	0,00	4,35	2,48	0,11	0,01	0,00	0,00	2,61	0,00
J-1b	216,23	41,58	<b>0,021</b>	0,00	0,00	9,01	7,16	0,16	0,01	0,00	0,06	1,57	0,01
J-1c	236,37	53,55	0,001	0,00	0,00	18,32	11,70	0,17	0,01	0,00	0,07	1,84	0,00
J-2a	443,20	72,31	0,000	0,00	<b>1,09</b>	7,50	5,34	0,04	0,02	0,00	0,00	30,56	0,02
J-2b	306,20	63,84	0,000	0,00	0,00	22,91	8,64	0,09	0,01	0,01	0,00	15,27	0,00
J-2c	200,90	36,13	<b>0,083</b>	0,00	0,00	10,77	7,94	0,12	0,01	0,00	0,00	16,23	0,02
J-3a	758,73	<b>131,40</b>	<b>0,062</b>	0,00	0,00	20,23	6,48	0,14	0,00	0,02	0,00	23,41	0,06
J-3b	977,93	<b>178,71</b>	0,000	0,00	0,00	19,35	18,10	0,29	0,01	<b>0,44</b>	0,00	10,76	0,09
J-3c	763,53	<b>165,58</b>	0,000	0,00	0,00	13,92	14,22	0,24	0,03	<b>0,75</b>	0,00	17,18	0,12
VMP	1000,00	100,00	0,002	0,30	0,20	NC	NC	0,70	0,20	0,05	NC	NC	2,00

STD: sólidos totais dissolvidos; Clo.: cloretos; Fen.: fenol total; VMP: valor máximo permitido; NC: não consta na resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente 396/08. Em negrito: valores acima do VMP da resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente 396/08.

do depósito e nos poços de jusante perfurados nas posições a, b e c (Figura 2). Os teores de cloretos ficaram acima do valor máximo permitido (VMP) pela Resolução CONAMA 396/08 (BRASIL, 2008) nas amostras dos poços de jusante do Depósito 3. O fenol total ficou acima do VMP em amostras dos poços de jusante, mas também no *background* e no depósito, onde o valor dessa substância é bastante elevado. O Fe ficou abaixo do VMP em todas as amostras, exceto no poço do depósito, ao contrário do Al, que só ficou acima do VMP em uma amostra de um poço de jusante. Esse valor anômalo de Al pode ser decorrente da entrada de resíduo proveniente do depósito em um evento de inundação que ocorreu na área no período de monitoramento. Outro elemento que se destaca com valores acima do VMP é o Mn, que, assim como o Fe, aparece elevado no poço do depósito, mas também ultrapassa o limite em dois poços de jusante do Depósito 3. Os elementos Cd e Pb também foram medidos, mas em todas as amostras ficaram abaixo do limite de detecção do equipamento e abaixo do VMP previsto na Resolução 396/08 do CONAMA (BRASIL, 2008).

Embora as águas apresentem condutividade elétrica aumentada nos poços de jusante, o conteúdo de STD, que indicaria águas salinizadas, não ultrapassa o VMP da normativa do CONAMA 396/08 (BRASIL, 2008). Destaca-se que a área do Depósito 3 tem águas do freático enriquecidas em íons (como Ca e Mg), e o Cl<sup>-</sup> está acima do VMP. Isso também se reflete na CE mais elevada e no alto STD. Trata-se de uma área brejosa, com circulação restrita da água subterrânea, o que tende a causar salinização natural. Tal afirmação é corroborada pela comparação com a água do poço D, perfurado dentro do depósito, que apresenta teores mais baixos desses constituintes. Importante também observar que, embora o Cl<sup>-</sup> seja mais elevado nas águas subterrâneas do Depósito 3, o extrato solubilizado do resíduo ali depositado não apresenta valores mais elevados do que nos demais. Esse fato comprova que a salinização das águas subterrâneas não provém do resíduo.

O Al é componente importante das rochas ornamentais, que nessa região geralmente são rochas ígneas e metamórficas de composição silicáticas. A presença

de Al em resíduos e na água é regulada pelas normativas ambientais por sua possível toxicidade aos organismos vivos. Contudo, sua solubilidade é regulada pelo pH; aproximando-se da normalidade, a tendência é a imobilização por meio da formação de oxi-hidróxidos insolúveis. Nos dados apresentados, os teores de Al não ultrapassam o VMP nas águas subterrâneas, com exceção de uma amostra. Não é possível, neste trabalho, explicar a presença desse valor de Al elevado em apenas um poço, sendo necessário, portanto, a continuidade do monitoramento para a averiguação dessa ocorrência.

O comportamento ambiental do Fe e do Mn é semelhante, tendendo a formar óxidos e hidróxidos em pH próximo à neutralidade. Nas águas freáticas das áreas estudadas, esses metais estão acima do VMP no poço do depósito, mostrando que os constituintes vindos dos insumos utilizados em tear convencional estão em excesso e acabam se tornando disponíveis mesmo em pH não muito elevado. No entanto, a tendência desses elementos não é a migração para o aquífero, mas a precipitação e a imobilização no ambiente. O Mn, contudo, aparece em níveis acima do VMP em dois poços a jusante do Depósito 3, onde os valores de pH mais baixos, além da concentração em ambiente estagnado (área brejosa ou pantanosa), podem estar contribuindo para a elevação dos teores de Mn.

O Pb, que aparece acima do VMP em uma única amostra do extrato solubilizado dos resíduos, não foi encontrado na água subterrânea em nível detectável pelo método utilizado e ficou também abaixo do VMP do CONAMA. De fato, como mostra o trabalho de Venturoti *et al.* (2019), os efeitos potencialmente tóxicos da lama são maiores dentro da empresa do que no resíduo disposto em aterros. O pH elevado e o alto teor de carbonato de cálcio dos resíduos de mármore são apontados, no trabalho de Pérez-Sirvent *et al.* (2007), como responsáveis pela imobilização de metais (Pb, Zn e Cd), eliminando a toxicidade dos lixiviados.

No entanto, os fenóis merecem atenção especial, pois compõem um grupo de compostos orgânicos de alto potencial contaminante (MICHALOWICZ; DUDA, 2007). Ele pode estar presente principalmente no resíduo do polimento e já foi apontado como mutagênico por trabalhos toxicológicos realizados com a LBRO (e.g. AGUIAR *et al.*, 2016; VENTUROTI *et al.*, 2019).

No extrato solubilizado dos resíduos depositados, os fenóis totais não aparecem acima do VMP da NBR 10.004 (ABNT, 2004) para resíduos inertes, mas na água subterrânea a concentração de fenol ultrapassa o VMP da CONAMA 396/08 (BRASIL, 2008). Destaca-se que a água do poço dentro do depósito possui o maior valor, mas o poço de *background* também possui água com fenol acima do VMP. Sendo assim, além dos resíduos da LBRO, existem fontes de fenol desconhecidas na área. De fato, vários tipos de compostos fenólicos podem ser oriundos de diversos tipos de produtos e processos industriais, mas podem também estar presentes em esgoto urbano (MICHALOWICZ; DUDA, 2007).

## CONCLUSÕES

A disposição dos resíduos finos gerados com o descarte da LBRO, se conduzida conforme as instruções do IEMA no que se refere ao distanciamento do nível freático e à desidratação do material ainda no parque de beneficiamento, não representa grandes riscos ambientais. O pH elevado na LBRO tende a ser atenuado em seu resíduo, e sua classificação, nos três depósitos aqui estudados, enquadra-se na categoria dos resíduos inertes.

Com relação à qualidade da água freática, existe tendência natural de redução dos teores de metais solubilizáveis eventualmente presentes nos resíduos. Entretanto, em áreas de passivos ambientais, os parâmetros que ultrapassam os VMP do CONAMA em pelo menos um ponto são Al, Fe, Mn, Cl<sup>-</sup> e fenol. Uma forma de aumentar a segurança ambiental nas áreas de armazenamento é a separação de resíduos provenientes do polimento daqueles da serragem de blocos, pois os últimos tendem a se tornar inertes.

## CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Neves, M.A.: Conceituação, Curadoria de Dados, Visualização, Análise Formal, Obtenção de Financiamento, Administração do Projeto, Recursos, Software, Supervisão, Validação, Escrita – Primeira Redação, Escrita – Revisão e Edição. Raymundo, V.: Investigação, Curadoria de Dados, Metodologia, Validação.

## REFERÊNCIAS

- AGUIAR, L.L.; TONON, C.B.; NUNES, E.K.; BRAGA, A.C.A.; NEVES, M.A.; DAVID, J.A.O. Mutagenetic potential of fine waste from dimension stone industry. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 125, p. 116-120, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.11.035>.
- ALMEIDA, N.; BRANCO, F.; SANTOS, J.R. Recycling of stone slurry in industrial activities: application to concrete mixtures. *Building and Environment*, v. 42, p. 810-819, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2005.09.018>.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *ABNT NBR 9898*: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *ABNT NBR 13895*: construção de poços de monitoramento e amostragem. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *ABNT NBR 10004*: resíduos sólidos - Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *ABNT NBR 10005*: procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004b.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *ABNT NBR 10006*: procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004c.
- BACARJI, E.; TOLEDO FILHO, R.D.; KOENDERS, E.A.B.; FIGUEIREDO, E.P.; LOPES, J.L. M.P. Sustainability perspective of marble and granite residues as concrete fillers. *Construction and Building Materials*, v. 45, p. 1-10, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.03.032>

- BAIRD, R.; BRIDGEWATER, L. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23. ed. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) e Water Environment Federation (WEF). Washington: American Public Health Association, 2017.
- BARRIENTOS, V.; DELGADO, J.; NAVARRO, V.; JUNCOSA, R.; FALCÓN, I.; VÁZQUEZ, A. Characterization and geochemical-geotechnical properties of granite sawdust produced by the dimension stone industry of O Porriño (Pontevedra, Spain). *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, v. 43, p. 141-155, 2010. <https://doi.org/10.1144/1470-9236/08-098>.
- BERTOSSI, A.P.A.; CARDOSO, M.S.N.; PRADO, A.C.A.; POLIDORO, J.C.; GARCIA, G. O.; NEVES, M. A. Influência de resíduos 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/rca15920>
- BERTOSSI, A.P.A.; NEVES, M.A.; CARDOSO, M.S.N.; PRADO, A.C.A.; RIBEIRO, C.A.D.; 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, p. 185-195, 2012. Disponível em: [https://www.revistageociencias.com.br/geociencias-arquivos/31\\_2/ArtO4\\_Bertossi\\_et\\_al.pdf](https://www.revistageociencias.com.br/geociencias-arquivos/31_2/ArtO4_Bertossi_et_al.pdf). Acesso em: 16 mar. 2022.
- BRAGA, F.S.; BUZZI, D.C.; COUTO, M.C.L.; LANGE, L.C. Caracterização ambiental de lamas de beneficiamento de rochas ornamentais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 5, n. 3, p. 237-244, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522010000300006>
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral. *Anuário Estatístico do Setor de Transformação de Não-Metálicos*. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2019. 85 p. Disponível em: <http://www.mme.gov.br/web/guest/secretarias/geologia-mineracao-e-transformacao-mineral/publicacoes/>. Acesso em: 20 abr. 2020.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 396 de 03 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, Seção 1, p. 64-68. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=562>. Acesso em: 30 abr. 2020.
- ÇELIK, M.Y.; SABAH, E. Geological and technical characterization of Iscehisar (Afyon-Turkey) marble deposits and the impact of marble waste on environmental pollution. *Journal of Environmental Management*, v. 87, n. 1, p. 106-116, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.01.004>
- DELGADO, J.; VÁZQUEZ, A.; JUNCOSA, R.; BARRIENTOS, V. Geochemical assessment of the contaminant potential of granite fines produced during sawing and related processes associated to the dimension stone industry. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 88, p. 24-27, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.jgexplo.2005.08.009>
- DINO, G.A.; PASSARELLA, I.; AJMONE-MARSAN, F. Quarry rehabilitation employing treated residual sludge from dimension stone working plant. *Environmental Earth Science*, v. 73, p. 7157-7164, 2015. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3895-0>.
- ESPÍRITO SANTO. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Instrução Normativa nº 11 de 11 de outubro de 2016. *Diário Oficial dos Poderes do Estado*, Vitória, ES, 2016. Disponível em: <https://iema.es.gov.br/legislacao>. Acesso em: 20 mar. 2020.
- 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, p. 615-624, 2012. Disponível em: <https://repositorio.ufes.br/handle/10/4639>. Acesso em: 16 mar. 2022.
- FURCAS, C.; BALLETO, G. Increasing the value of dimension stone waste for a more achievable sustainability in the management of non-renewable resources. *Journal of Solid Waste Technology and Management*, v. 40, n. 3, p. 185-196, 2014. <https://doi.org/10.1007/105276/JSWTM.2014.185>.
- GHORBANI, S.; IMAN, T.; TAVAKKOLIZADEH, M.; DAVODI, A.; BRITO, J. Improving corrosion resistance of steel rebars in concrete with marble and granite waste dust as partial cement replacement. *Construction and Building Materials*, v. 185, p. 110-119, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.07.066>
- HEM, J. D. *Study and interpretation of chemical characteristics of natural water*. 3. ed. United States Geological Survey: USGS, 1985.
- MANHÃES, J.P.V.T.; HOLANDA, J.N.F. Caracterização e classificação de resíduo sólido "pó de rocha granítica" gerado na indústria de rochas ornamentais. *Química Nova*, v. 31, n. 6, p. 1301-1304, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000600005>
- MÁRMOL, I.; BALLESTER, P.; CERRO, S.; MONRÓS, G.; MORALES, J.; SÁNCHEZ, L. Use of granite sludge wastes for the production of colored cement-based mortars. *Cement & Concrete Composites*, v. 32, p. 617-622, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2010.06.003>
- MICHALOWICZ, J.; DUDA, W. Phenols: sources and toxicity. *Polish Journal of Environmental Studies*, v. 16, n. 3, p. 347-362, 2007. Disponível em: <http://www.pjoes.com/Phenols-Sources-and-Toxicity,87995,0,2.html>. Acesso em: 16 mar. 2022.
- NEVES, M.A.; NADAI, C.P.; FONSECA, A.B.; PRADO, A.C.A.; GIANNOTTI, J.D.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>
- OLIVEIRA, C.N.; RIBEIRO, R.C.C.; QUEIROZ, J.P.C. *Aplicação de resíduos de mármore na produção de cosméticos*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010.
- OLIVEIRA, T.; RIBEIRO, R.P.; MOREIRAS, T.F. Caracterização de lamas do corte de granitos com vista ao uso em obras geotécnicas. *Ciência & Engenharia*, v. 25, n. 2, p. 51-57, 2016. <https://doi.org/10.14393/19834071.2016.33908>
- 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, p. 502-504, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.11.003>
- PRADO, A.C.A.; BORGES, S.P.T.; NEVES, M.A.; SOARES, R.H.; FONSECA, A.B. Use of fine wastes from dimension stone industry in the manufacture of ceramic tile. *Materials Science Forum*, v. 727-728, p. 703-709, 2012. <http://dx.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>

RIZZO, G.; DAGOSTINO, F.; ERCOLI, L. Problems of soil and groundwater pollution in the disposal of "marble" slurries in NW Sicily. *Environmental Geology*, v. 55, p. 929-935, 2008. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-1043-9>

RODRIGUES, G.F.; ALVES, J.O.; TENÓRIO, J.A.S.; ESPINOSA, D.C.R. Estudo de resíduos de rochas ornamentais para a produção de materiais vítreos. *Tecnologia em Metalurgia, Materiais e Mineração*, v. 8, n. 3, p. 203-207, 2011. <http://dx.doi.org/10.4322/tmm.2011.032>

SULTANA, S.; AHMED, A.N.; ZAMAN, M.N.; RAHMAN, A.; BISWAS, P.K.; NANDY, P.K. Utilization of hard rock dust with red clay to produce roof tiles. *Journal of Asian Ceramic Societies*, v. 3, p. 22-26, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jascer.2014.10.005>

VÁZQUEZ, A.; DELGADO, J.; JUNCOSA, R.; BARRIENTOS, V. Identificación de la contribución antrópica de metales en serrines de corte de granito. *MACLA - Revista de la Sociedad Española de Mineralogía*, v. 3, p. 209-211.

VENTUROTI, G.P.; BOLDRINI-FRANÇA, J.; KIFFER, W.P.; FRANCISCO, A.P.; GOMES, A.S.; GOMES, L.C. Toxic effects of ornamental stone processing waste effluents on *Geophagus brasiliensis* (Teleostei: Cichlidae). *Environmental Toxicology and Pharmacology*, v. 72, n. 103268, p. 1-8, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.103268>

