

Influência dos depósitos de rejeito de mineração nas características físico-químicas das águas: estudos na planície tecnogênica do Alto Rio Doce, MG

Influence of mining tailings deposits on the physicochemical characteristics of waters: studies at the technogenic floodplain in the Upper Rio Doce, MG

Bárbara Thais Ávila de Oliveira

Geógrafa e Mestre em Geografia na Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil

barbaraavila.geo@gmail.com

Cristiane Valéria de Oliveira

Professora do Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil

crisval_oliveira@yahoo.com.br

Miguel Fernandes Felipe

Professor do Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil

miguel.felippe@ich.ufjf.br

Resumo

O rompimento da barragem de Fundão despejou mais de 34 milhões de m³ de rejeitos da mineração de ferro no sistema fluvial. Apesar do risco de contaminação, a gestora do desastre optou por não remover os rejeitos das margens fluviais, acreditando em sua inércia química (em condições de oxidação). Todavia, grande parte dos rejeitos está depositada em planícies fluviais, então é possível que a influência das águas possa criar condições químicas de redução. Assim, investigou-se a lixiviação de compostos químicos dos rejeitos coletados ao longo do vale afetado. Nos extratos lixiviados resultantes foram mensurados o pH, a condutividade elétrica e a turbidez. Os resultados mostram elevada mineralização das águas lixiviadas, evidenciando a necessidade urgente de se rever as opções de manejo e recuperação ambiental para garantir mínimos riscos à população residente.

Palavras-chave: lixiviação, rejeitos, Fundão, desastre ambiental.

Abstract

The Fundão tailings dam break displaced 34 million m³ of iron mining tailings into the fluvial system. Despite the risk of contamination, the corporation responsible for managing the disaster has decided not to remove the tailings from the river margins, due to the eventual chemical inertia of the material in oxidation conditions. However, a large part of the tailings is deposited over the floodplains, so it is reasonable to believe that the influence of water can create conditions for chemical reduction. We investigate the leaching of chemical compounds from tailings sampled throughout the affected valleys. The leaching solutions were tested to pH, electrical conductivity, and turbidity. After the leaching, the results show high mineralization water, revealing the urgent need to review the environmental management options to guarantee minimum risks to the resident population.

Keywords: leaching, tailings, Fundão, environmental disaster.

1. INTRODUÇÃO

O rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, ocorrido em 5 de novembro de 2015, no município de Mariana, em Minas Gerais, figura como um dos desastres tecnológicos de maior magnitude e relevância já registrados. A barragem era de responsabilidade da SAMARCO MINERAÇÃO S.A., uma join-venture da VALE S.A e da anglo-australiana BHP Billiton (MINALEZ; LOSEKAN, 2016). Seu colapso liberou, em um primeiro pulso, cerca de 34 milhões de m³ de rejeitos de minério de ferro (IBAMA, 2015).

O rompimento ocasionou prejuízos tidos como imensuráveis aos meios físico, biótico e socioeconômico da bacia do rio Doce (FELIPPE *et al.*, 2016). No caminho da lama, entre a barragem e o oceano atlântico, estavam cerca de 600 km de cursos d'água e diversas localidades nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo (Figura 1), região Sudeste do Brasil.

Frações de solos, sedimentos e da cobertura vegetal que se encontravam nas calhas, planícies (CH2M, 2017) e terraços fluviais e vertentes foram mobilizadas e incorporadas aos rejeitos em seu deslocamento súbito pelos vales. A inserção de rejeitos e materiais a eles incorporados no sistema fluvial se deu, principalmente, nos 100 km de canal a jusante do reservatório, no trecho compreendido entre o dique de Fundão e a barragem da UHE Risoleta Neves (ÁVILA *et al.*, 2017; MENDES, 2018), um nível de base regional, que foi responsável pela retenção de cerca de 10 milhões de m³ de material detritico (ALEMG, 2015/2016).

A alteração na disposição espacial dos rejeitos na bacia hidrográfica dada a sua dispersão ao longo dos vales resultou na criação de terrenos tecnogênicos de diversas naturezas (agradacionais, degradacionais e mistos), os quais são estimados em 2.185 ha entre as barragens de Santarém e UHE Risoleta Neves, sendo 1.644 ha em áreas terrestres (margens fluviais) e 541 ha nas calhas de cursos d'água (GOLDER ASSOCIATES, 2016).

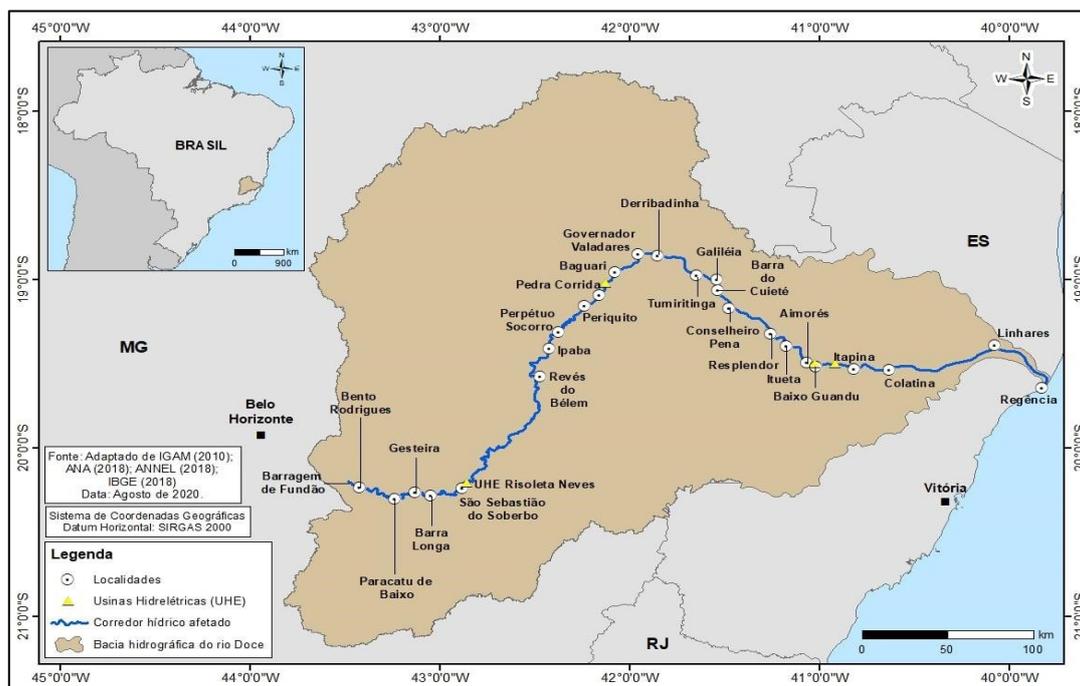


Figura 1 - Localidades no caminho da lama oriunda do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce
Fonte: Elaborado pelos autores.

As decisões acerca do manejo dos depósitos tecnogênicos formados pelo rompimento devem passar a identificação de sua composição físico-química, o que é condição *sine qua non* para a eleição das melhores opções ante as especificidades que podem vir a se dar quando das interações ocorridas com os ambientes circundantes e o seu eventual potencial de contaminação. O manejo defendido pela Fundação RENOVA¹ é a manutenção dos rejeitos nos ambientes onde estão depositados, tendo como um dos argumentos para fundamentar essa opção uma suposta “inércia química” desses materiais. Levantamentos acerca da estabilidade dos materiais deslocados da barragem apresentados por empresas vinculadas a gestora do desastre (CH2M, 2017) indicam que

o estudo geoquímico mostrou que os rejeitos, formados por quartzo e óxido de ferro (hematita) podem ser considerados geoquimicamente estáveis e com baixa toxicidade se mantidas as condições de oxidação, ou seja, não saturados e aerados. No estado oxidado, elementos como arsênio e chumbo, associados ao ferro, permanecerão imobilizados (CH2M, 2017, p.39)

Porém, deve-se considerar que porção significativa dos rejeitos mencionados no estudo geoquímico encontram-se sob condições de redução, sobretudo, quando presentes nos leitos fluviais e em áreas úmidas marginais. Destaca-se ainda, que as planícies fluviais são locais de grande dinâmica hidrológica, tanto pela possibilidade de inundação periódica, quanto pela alta capacidade de infiltração das águas meteóricas (devido à topografia e tipo de material), mas também, pela constante formação de níveis freáticos suspensos ou em contato direto com o talvegue.

¹ A RENOVA é uma fundação de direito privado constituída por um acordo entre a Samarco, o governo federal e os governos estaduais, que tem a responsabilidade de gerir o desastre e compensar os danos ambientais.

Assim, se a estabilidade geoquímica dos materiais é diretamente dependente das condições ambientais a que estão sendo submetidos, deve-se observar os agentes que governam a mobilização dos elementos químicos presentes nas coberturas tecnogênicas. Dentre os processos chave para se entender o potencial de mobilização dos elementos químicos dos depósitos tecnogênicos, e o seu eventual direcionamento as águas subterrâneas e superficiais, está o intemperismo, sobremaneira em sua variante bioquímica. Tal processo se dá na interface entre a litosfera e a atmosfera promovendo alterações físicas e químicas nas rochas e solos (GUPTA, 2011).

A intensidade com que o intemperismo se processa está diretamente atrelada a idade das coberturas superficiais (HUGGETT, 2007) e são altamente suscetíveis à influência do fator climático, em que a temperatura, as águas meteóricas e os ácidos orgânicos provenientes dos solos e da vegetação desempenham um controle significativo (THOMAS, 1994). A temperatura, a umidade e o pH da solução são elementos fundamentais na catalização das reações químicas de intemperismo (LEPSCH, 2016).

No decorrer do intemperismo bioquímico, a liberação de íons na solução do solo difere segundo as reações químicas atuantes. Parcela daqueles que foram liberados vem a participar da síntese de minerais secundários, outros são adsorvidos na superfície de coloides e tem-se aqueles que removidos pela água percolante que atua como lixiviante (BIRKELAND, 1999).

A hidrólise é o principal processo no intemperismo bioquímico em contexto tropical úmido, sendo responsável por promover a decomposição ou a modificação substancial dos minerais primários, quando da divisão da água em cátions de hidrogênio (H^+) e ânions de hidroxila (OH^-) que reagem com os minerais silicatados presentes nas rochas e nos solos (HUGGETT, 2007). O pH do meio figura como importante condicionante da solubilidade. Quando o pH decaí, a hidrólise se intensifica, o que decorre do aumento de íons H^+ na solução. Típicas dos trópicos úmidos, as temperaturas mais elevadas desempenham papel semelhante ao pH, uma vez que quanto mais elevadas maior será o aumento da dissociação de moléculas de água e o fornecimento de H^+ adicional, o que tende a ampliar a hidrólise (GOUDIE, 2004).

A mobilização dos íons disponibilizados pelo intemperismo se dá pela lixiviação, onde há a remoção de constituintes em solução pelas águas ou outras soluções percolantes (GOUDIE, 2004). Os tipos e a quantidade de minerais passíveis de serem solubilizados e incorporados à água percolante depende diretamente das condições ambientais (temperatura, umidade, pressão), da composição química e da estrutura física das rochas e solos, do potencial hidrogeniônico (pH) e de oxirredução (Eh) (MILLER; MILLER, 2007) e do tempo de residência do solvente no meio (CLEARY, 1989). Os solutos lixiviados irão ser incorporados às águas subsuperficiais, subterrâneas ou fluviais (via exfiltração) dependendo do sistema hidrogeomorfológico local.

A concentração de elementos químicos que podem, eventualmente, figurar como contaminantes, difere substancialmente dos ambientes intracalha para os extracalha, já que nos canais o tempo de residência das águas tende a ser menor do que cinco anos e nas planícies pode se estender por décadas, séculos e até milênios (MILLER; MILLER, 2007). Os depósitos extracalha, em especial, aqueles que estão situados nas planícies de inundação integram ambientes ativos dos rios, que atuam como áreas de armazenamento de água e sedimentos oriundos das áreas de montante da bacia (MILLER; MILLER, 2007). Isso ilustra a importância de se entender o comportamento da mobilização dos constituintes nos ambientes de deposição extracalha e qual a sua influência nos canais fluviais a curto, médio e longo prazo.

Conscientes da intensa atuação do intemperismo bioquímico e da lixiviação na mobilização dos constituintes das coberturas superficiais em um contexto de trópicos úmidos, faz-se necessário questionar a premissa oficial adotada pela Fundação RENOVA para a fundamentação das práticas de manejo a partir da manutenção dos rejeitos nas áreas onde se deu a deposição. Em vista disso, propõe-se investigar a mobilização geoquímica nos depósitos tecnogênicos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, no Alto Rio Doce (rio do Carmo e rio Gualaxo do Norte). Buscando compreender a interação com as águas meteóricas em diferentes setores ao longo do perfil longitudinal do corredor hídrico afetado, foram realizados ensaios de lixiviação e análises físico-químicas dos extratos lixiviados, a partir de amostras de sedimentos coletadas em áreas recobertas pelo rejeito.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo e seções amostrais

O recorte espacial elegido para a avaliação situa-se no alto rio Doce, em Minas Gerais, e está compreendido entre a barragem de rejeitos de Fundão e a UHE Risoleta Neves. Para viabilizar a avaliação proposta foi realizada campanha de campo em 28 e 29 de setembro de 2018, que tinha como objetivos o reconhecimento da área, a seleção de seções amostrais e a coleta de amostras dos depósitos tecnogênicos formados, a qual teve o seu planejamento embasado por informações levantadas em campo exploratório previamente realizado e em dados secundários.

Para a coleta das amostras foi feita a seleção de três seções transversais no vale afetado adotado como recorte espacial, em cada qual foram alocados pares de pontos de amostragem (um próximo à margem do canal fluvial e o outro, mais afastado, nos limites da planície tecnogênica), totalizando seis pontos amostrais. As seções selecionadas situam-se em Paracatu de Baixo, no município de Mariana, no distrito de Gesteira, no município de Barra Longa, e na confluência entre

os rios Piranga e Carmo, no limite entre os municípios de Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado, em Minas Gerais (Figura 2).

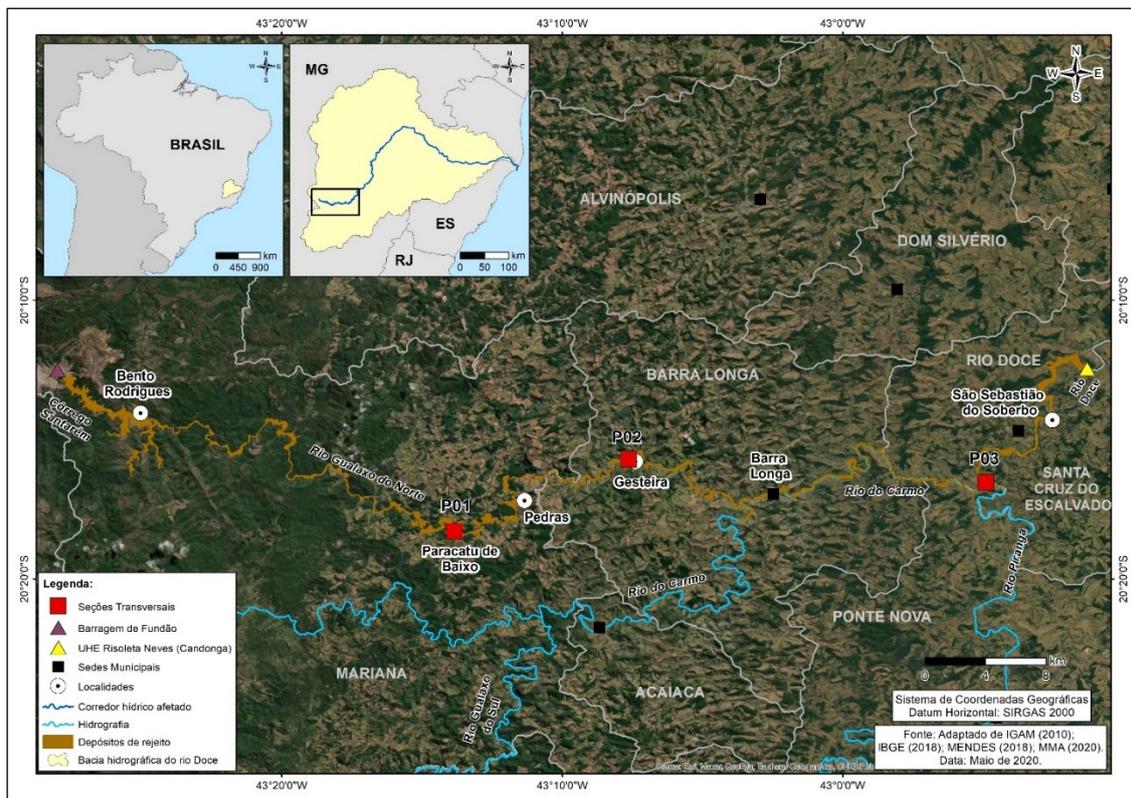


Figura 2 - Recorte espacial elegido com a alocação dos pares de pontos amostrais nas seções transversais selecionadas
Fonte: Elaborado pelos autores.

O comportamento climático no trecho estudado enquadra-se como, predominantemente, tropical úmido. As temperaturas médias mensais estão praticamente o ano todo acima dos 20°C, com máximas mensais acima dos 29°C em algumas áreas no trimestre janeiro-março (INMET, 2018b). O regime pluviométrico evidencia dois períodos sazonais, um de estiagem que decorre de abril a setembro e o outro úmido, de outubro a março (INMET, 2018a), o que é reiterado pela análise de Cupolillo, Abreu e Vianello (2008). A conformação do comportamento térmico e da precipitação faz com que a área esteja submetida a condições de intemperismo químico moderado a forte.

A carga química incorporada pelas águas percolantes está diretamente atrelada a composição do substrato. As litologias das quais derivam os rejeitos que vem a compor as coberturas tecnogênicas são provenientes das Formações Ferríferas Bandadas do Grupo Itabira, integrante do Supergrupo Minas, que são objeto de exploração pelas mineradoras (COSTA, 2001). O Grupo Itabira tem como litologias principais os itabiritos, os dolomitos, os filitos e os xistos (CPRM, 2010). Os itabiritos são rochas bandadas metamorfizadas que alternam “[...] níveis milimétricos a centimétricos de hematita (magnetita) com níveis silicáticos, geralmente de quartzo” (WINGE *et al.*, 2001-2019, n.p).

Os substratos sobre os quais drenam os canais fluviais diretamente afetados possuem as litologias metamórficas (filitos, xistos, quartzitos e mármores dolomíticos) do Grupo Piracicaba, integrante do Supergrupo Minas. O Grupo Dom Silvério, por sua vez, tem como litologias representativas xistos, quartzitos ferruginosos e formações manganésíferas e abrange a área da localidade Paracatu de Baixo, no município de Mariana. O Grupo Maquiné e o Grupo Nova Lima, do Supergrupo Rio das Velhas exibem rochas metamórficas, sendo que o primeiro apresenta os litotipos metaconglomerados, xistos, conglomerados e filitos e o segundo filitos, clorita xistos, rochas metavulcânicas, anfibolitos, dolomitos, metagrauvacas, quartzitos e formações ferríferas. Tem-se os tonalitos do Complexo Córrego do Taioba e os enderbitos, gnaisses granulíticos e tonalitos do Complexo Acaiaca. Nas imediações da sede urbana de Barra Longa aflora o corpo granítico denominado Corpo Barra Longa. Ainda se tem os ortognaisses TTG e granítico/granodirítico do Complexo Piedade, onde situa-se a confluência dos rios Piranga e Carmo que dá origem ao rio Doce (CPRM, 2010).

Nas áreas marginais aos cursos fluviais afetados (onde foram realizadas as coletas de amostras), coberturas aluviais cenozóicas indiscriminadas estão sotopostas ao embasamento rochoso. Pedologicamente, constituíam-se de Neossolos flúvicos e frequentes Gleissolos, típicos de fundo de vale que, atualmente, encontram-se recobertos pelos rejeitos.

As amostras foram coletadas em seis pontos, dois em cada uma das três seções amostrais (P01, P02 e P03), a saber: P01A e P01B (Figura 3) na seção P01; P02A e P02B (Figura 4) na seção P02; P03A e P03B (Figura 5) na seção P03.

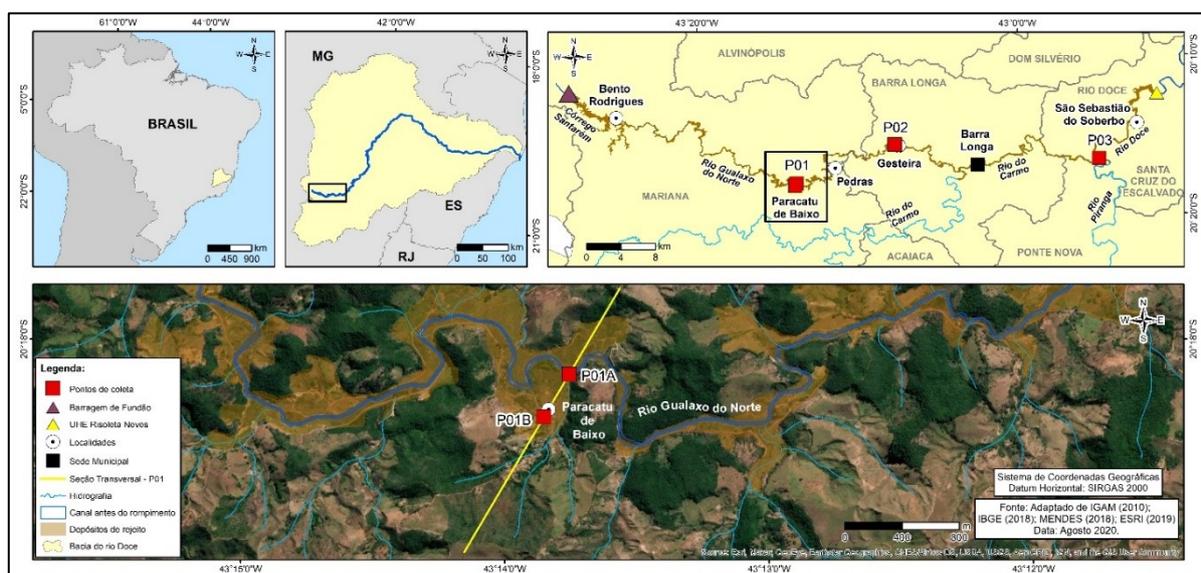


Figura 3 - Seção transversal P01 e os seus respectivos pontos amostrais P01A e P01B.

Fonte: Elaborado pelos autores.

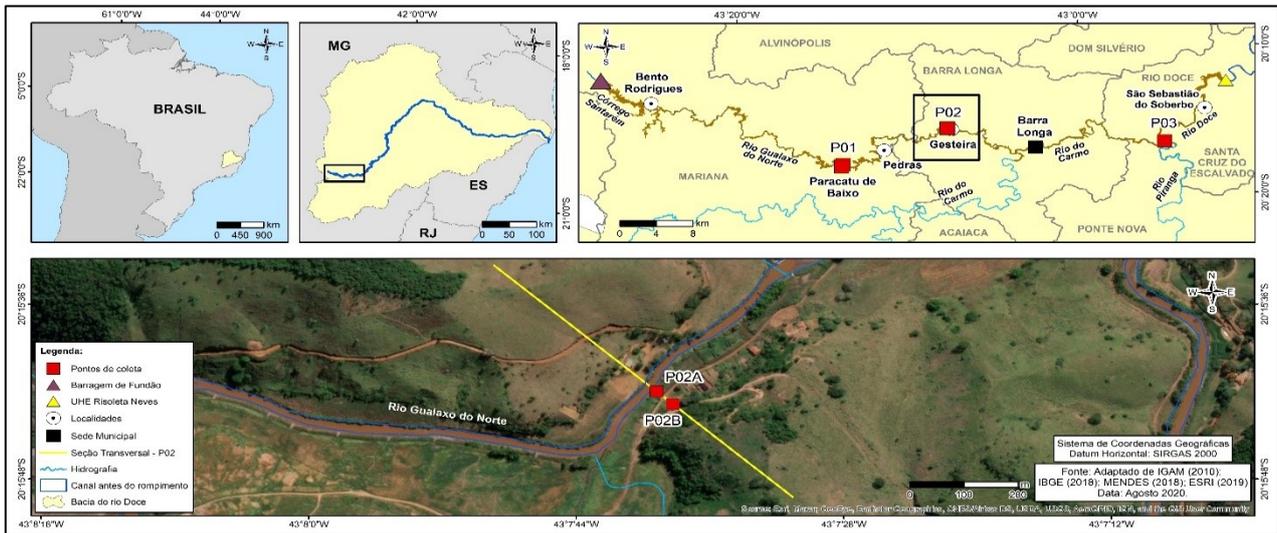


Figura 4 - Seção transversal P02 os seus respectivos pontos amostrais P02A e P02B.

Fonte: Elaborado pelos autores.

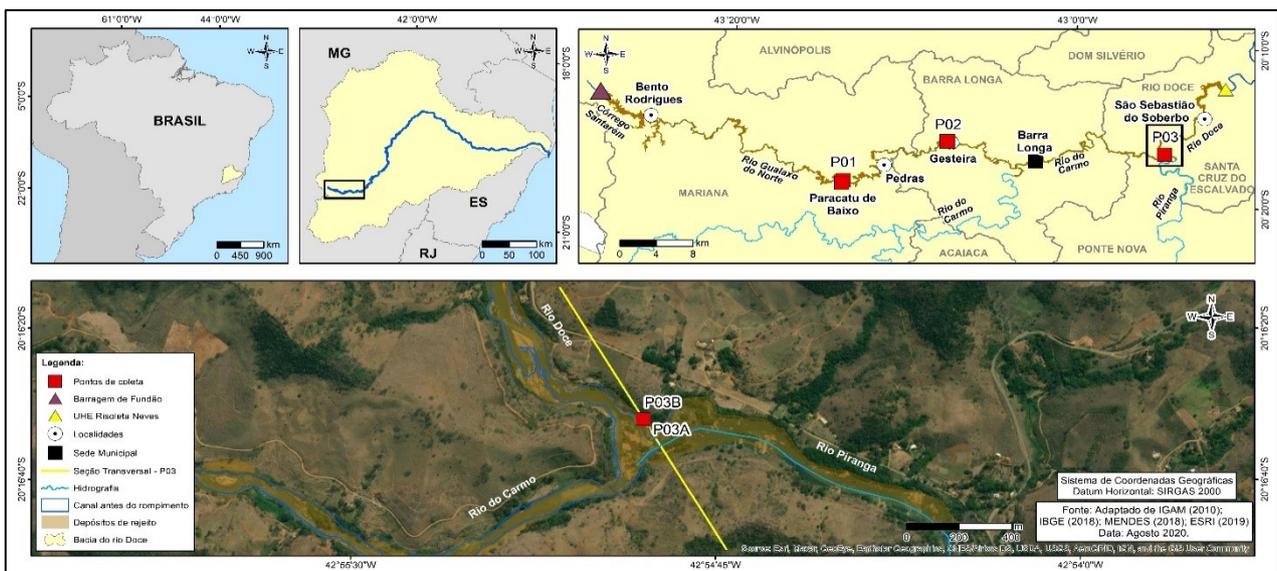


Figura 5 - Seção transversal P03 os seus respectivos pontos amostrais P03A e P03B.

Fonte: Elaborado pelos autores.

A alocação de seções transversais ao longo do vale e de pares de pontos permite que se avalie as possíveis alterações na mobilização dos elementos nos vetores longitudinal (ao longo do canal) e lateral (interações encosta-planície-canal). Longitudinalmente, considera-se que a concentração de contaminantes nos rios tende a decrescer à proporção que aumenta a distância para jusante de seus pontos de origem, o que é diretamente dependente da preponderância dos mecanismos de dispersão (MILLER; MILLER, 2007). Porém, como a dinâmica da deposição se assemelha mais à corrida de lama (fluxo) do que aos processos fluviais, esse comportamento tende a não se aplicar ao caso em questão. Lateralmente, a alocação de pares de pontos nas seções transversais permite considerar a eventual influência das águas fluviais oriundas do extravasamento dos canais para as suas planícies,

além escoamento superficial orientado pelas vertentes, conformando dois ambientes hidrogeomorfológicos distintos: margem proximal e margem distal.

A seleção da localização das seções e pontos amostrais ao longo do referido trecho considerou a acessibilidade para a coleta das amostras e a sua posição na bacia atrelada a distância da barragem de rejeitos rompida. As distâncias dos pontos de amostragem e da UHE Risoleta Neves da barragem de Fundão e entre si são representadas na Tabela 1.

Tabela 1: Distância no canal entre a barragem de Fundão, as seções transversais e a UHE Risoleta Neves.

Trecho	Distância (km)
Barragem de Fundão – P01	43,5
Barragem de Fundão – P02	64,05
Barragem de Fundão – P03	101,9
Barragem de Fundão – UHE Risoleta Neves (Candongá)	118,5
P01 – P02	20,6
P02 – P03	37,9
P03 – UHE Risoleta Neves (Candongá)	16,6

Fonte: dados calculados a partir da base hidrográfica de IGAM (2010).

A localização dos pontos amostrais ao longo dos vales dos canais afetados influencia diretamente a área de drenagem de sua bacia de contribuição, o que reflete em vazões e cargas de sedimentos distintas advindas dos tributários e canais principais, ao qual se misturam a carga de fundo, suspensão e dissolvida proveniente do canal diretamente afetado pelo rompimento. As bacias de contribuição dos pontos amostrais e da UHE Risoleta Neve tem as suas áreas indicadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Bacias de contribuição das seções transversais e da UHE Risoleta Neves.

Bacia de Contribuição	Área (km²)
UHE Risoleta Neves (Candongá)	8989,5
Seção Transversal - P03	8879,3
Seção Transversal - P02	442,5
Seção Transversal - P01	293,9

Fonte: dados calculados a partir da base hidrográfica de IGAM (2010).

2.2. Análises laboratoriais

As amostras dos depósitos tecnogênicos foram coletadas do terço inferior em direção ao superior de perfis expostos, ou a partir de tradagens, fazendo-se uso de trado do tipo holandês. Aproximadamente 3kg de sedimentos foram coletados em cada ponto e armazenados em sacolas plásticas para posterior trato laboratorial. Em laboratório, o material foi destorroado e seco em

temperatura ambiente e passadas em peneira de malha de 2 mm para a obtenção da Terra Fina Seca ao Ar (TFSA).

Os ensaios de lixiviação foram realizados seguindo as indicações de Santos (2012), para a reprodução das condições de interação entre as águas meteóricas e fluviais e os depósitos tecnogênicos. Os ensaios foram preparados em colunas de lixiviação produzidas com canos de PVC de 100 mm de diâmetro e 30 cm de comprimento (Figura 6). A TFSA resultante foi disposta nas colunas após pesagem, onde optou-se pela inserção de 500 g em cada uma das colunas. Para a filtragem dos particulados no decorrer da percolação da água foram inseridos na base das colunas papel filtro quantitativo, de filtração lenta (C42 – Faixa Azul) para precipitados finos, de 12,5 cm da marca Unifil, com retenção de partículas de 1-2 μm .

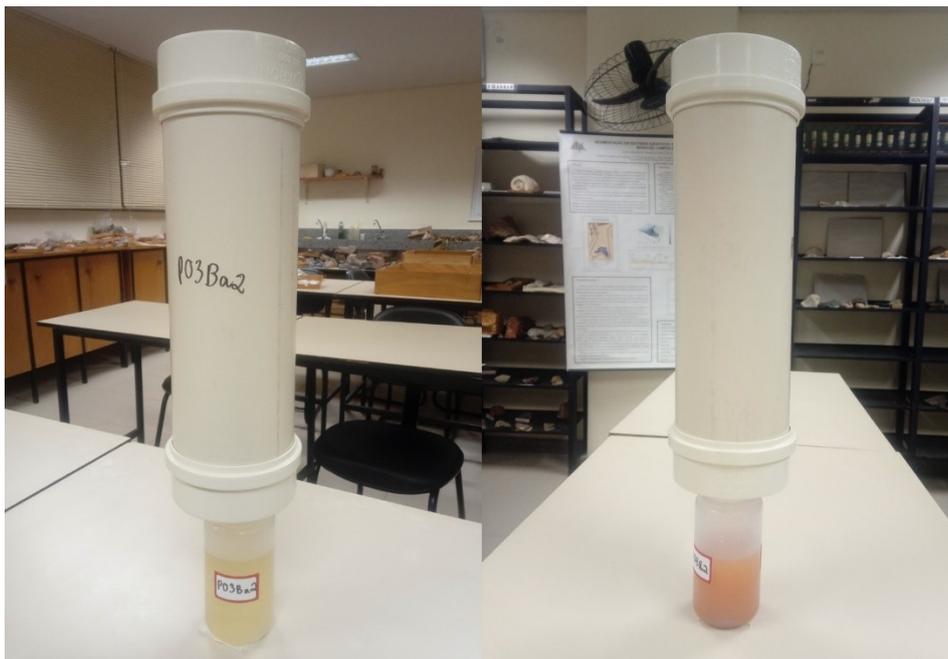


Figura 6 - Colunas construídas para a realização dos ensaios de lixiviação

Fonte: Acervo dos autores.

Foram adicionados 350 ml de lixiviante fazendo-se uso de equips para o gotejamento sobre o material disposto nas colunas. Os lixiviantes adotados consistiram em água destilada que teve seu pH alterado para atingir valores ácido (0,0) e básico (10,47). Assim, para cada ponto amostral foram preparados dois ensaios (um ácido e um básico) e as suas respectivas duplicatas, totalizando vinte e quatro ensaios de lixiviação.

Os extratos lixiviados obtidos foram acondicionados em recipientes de polipropileno que foram dispostos sob as colunas. As análises físico-químicas consistiram na mensuração do pH, condutividade elétrica (CE) e turbidez das soluções. Os valores de pH foram mensurados fazendo-se uso do pHmetro Hanna, modelo pH 21, o qual foi calibrado com soluções tampão de pH 4, 7 e 10,01 da AKSO. A condutividade elétrica foi mensurada utilizando condutivímetro microprocessado

portátil (modelo mCA 150P) da MS Tecnopon, que foi calibrado com solução padrão de 146,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A turbidez foi mensurada por intermédio do turbidímetro digital (modelo TU430) da AKSO, que foi calibrado com soluções padrão de 0, 20, 100 e 800 UNT.

As medições de pH e condutividade elétrica foram realizadas em triplicata e a de turbidez em duplicata em cada uma das amostras de extrato lixiviado visando a verificação da validade dos resultados, das quais foram calculadas as médias dos resultados das mensurações.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Há de se considerar, a princípio, a temporalidade do desastre, dado que o rompimento da barragem de Fundão ocorreu em novembro de 2015 e a coleta das amostras dos depósitos tecnogênicos em setembro 2018. Nesse ínterim, os materiais ficaram expostos às condições vigentes em seus ambientes de deposição, sujeitos a reações e transformações diversas e a consequente disponibilização de elementos químicos para serem lixiviados pelas águas que percolam.

Para melhor compreensão dos resultados é necessário conhecer a natureza dos rejeitos. Segundo Almeida *et al.*, (2018), o material é composto por 42% de areia, 47,5% de silte e apenas 10,6% de argila. Mineralogicamente, ocorrem caulinita, ilita, goethita, hematita, quartzo e mica, sendo os quatro primeiros predominantes na fração argila (óxidos e filossilicatos). Os elementos em maior concentração são o ferro, alumínio, manganês e cromo. Quanto à mobilização química do material, seu comportamento é diverso e diretamente relacionado à área da superfície de contato das partículas, sendo a troca iônica, endotérmica e espontânea, o principal processo sortivo (ALMEIDA *et al.*, 2018). Tais características dialogam diretamente com a mineralogia dos itabiritos do Grupo Itabira que ocorrem em diversos setores do Quadrilátero Ferrífero e são a matéria prima para a mineração de ferro. São rochas metamórficas, bandadas, compostas basicamente por quartzo e hematita, portanto, com elevada concentração de óxidos de ferro (ROSIERE; CHEMALE JR, 2000).

As respostas físico-químicas (pH, condutividade elétrica e turbidez) das águas percoladas pelos materiais nos ensaios realizados e que compõe os extratos lixiviados são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3: Parâmetros físico-químicos mensurados nos extratos lixiviados.

Localidades	Seção Transversal	Pontos Amostrais	Extratos Lixiviados*	pH	Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Turbidez (UNT)
Paracatu de Baixo	P01	P01A	P01Aa	0	413,8	0,0
			P01Ab	7,58	443,0	51,7
		P01B	P01Ba	0	398,9	0,0
			P01Bb	7,46	433,2	49,4
		P02A	P02Aa	0	395,6	0,0
			P02Ab	5,43	309,6	299,6
Gesteira	P02B	P02Ba	0	394,1	0,0	
		P02Bb	7,01	241,6	194,7	

Rio Carmo/Piranga	P03	P03A	P03Aa	0	391,6	0,0
			P03Ab	5,29	103,6	326,5
			P03Ba	0	392,2	0,0
		P03B	P03Bb	5,05	140,4	913,0

Fonte: dados laboratoriais.

*Obs.: A nomenclatura dos extratos pode ser segmentada, a saber: P01, P02 e P03 indicam as três seções transversais selecionadas. As letras A e B indicam os pares de pontos amostrais, sendo A aquele situado nas imediações do canal e B o que se encontra mais próximo das vertentes. Os a e b indicam o caráter do pH do lixiviante, sendo o a representativo do ácido e o b do básico.

Os pHs alcançados nas amostras nas quais se utilizou um lixiviante básico demonstram que os rejeitos tem uma composição ácida, uma vez que houve uma redução significativa do pH entre o lixiviante e o lixiviado, apesar do uso de aminas, um reagente coletor de sílica adotado na flotação de minério de ferro, no processo produtivo, o que tende a elevar o pH do sistema para aumentar a taxa de flotação (PERES *et al.*, 2000 apud CAVALLIERI, 2011). Por outro lado, os lixiviantes fortemente ácidos utilizados geraram lixiviados tão ácidos quanto.

Entendendo que a acidez das soluções influencia os processos de mobilização dos rejeitos, optou-se pela mensuração de dois parâmetros sintéticos que traduziriam esse fenômeno. Os valores de condutividade elétrica (CE) estão ligados à quantidade de íons dissolvidos presentes em uma solução, podendo traduzir a suscetibilidade dos materiais às transformações associadas ao tempo e condições ambientais para se promover a solubilização (FEITOSA; MANOEL FILHO, 2000; FELIPPE; ALMEIDA NETO, 2019). Para o caso deste trabalho, a CE é considerada um parâmetro síntese da carga-química (em solução) dos extratos lixiviados, de modo que CE mais elevadas indicam uma maior eficiência da lixiviação.

A relação entre CE e pH para as amostras estudadas é complexa e estatisticamente não significativa, como demonstrado no gráfico de dispersão da Figura 7. Há um nítido cluster formado pelas amostras ácidas (código terminado com “a”) no setor superior esquerdo do gráfico, reiterando uma relação inversa entre pH e CE. Porém, as amostras básicas apresentaram um comportamento disperso, mais alinhadas a um ordenamento pela seção amostral do que pelo pH.

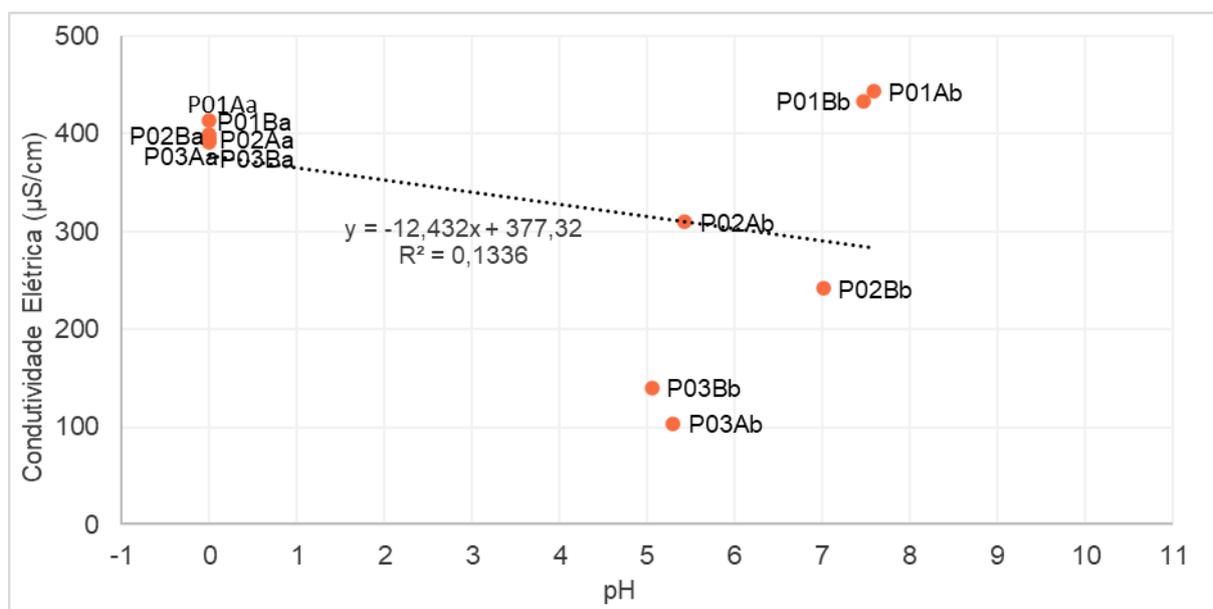


Figura 7 - Condutividade elétrica dos extratos lixiviados e o seus respectivos pH.

Fonte: dados laboratoriais.

Isso indica que os lixivantes fortemente ácidos exauriram a mobilização dos solutos, fazendo com que, independentemente variabilidade espacial longitudinal (entre as seções amostrais) e lateral (entre os pares de pontos na mesma seção), os resultados de CE fossem extremamente elevados, na ordem de 400 µS/cm. Por outro lado, as amostras básicas são mais facilmente agrupadas pelo aspecto espacial, com drástica redução dos valores de CE a jusante.

De um modo geral, é nítido que as amostras de montante tendem a ser mais mineralizadas do que as de jusante (Figura 8). Para o rol completo dos dados, essa variação é gradual e constante, com 39% de diferença entre a seção P01, de maior CE média, e P03, de menor CE média. Observando as variações no vetor hidrogemomorfológico lateral, entre as amostras coletadas na margem proximal e distal dos cursos atingidos, também se percebe uma queda de montante para jusante, com valores de CE mais elevados para a média das amostras de margem proximal em P01 e P02, mas ligeiramente superior na margem distal em P03. É notória, porém, a diferença no ângulo das linhas do gráfico em que as amostras estão agrupadas por pH do lixivante. Enquanto a variação é de 72% entre P01 e P03 para as amostras básicas, é de apenas 3% para as ácidas, reforçando o argumento da hidrólise mais atuante nos meios fortemente ácidos.

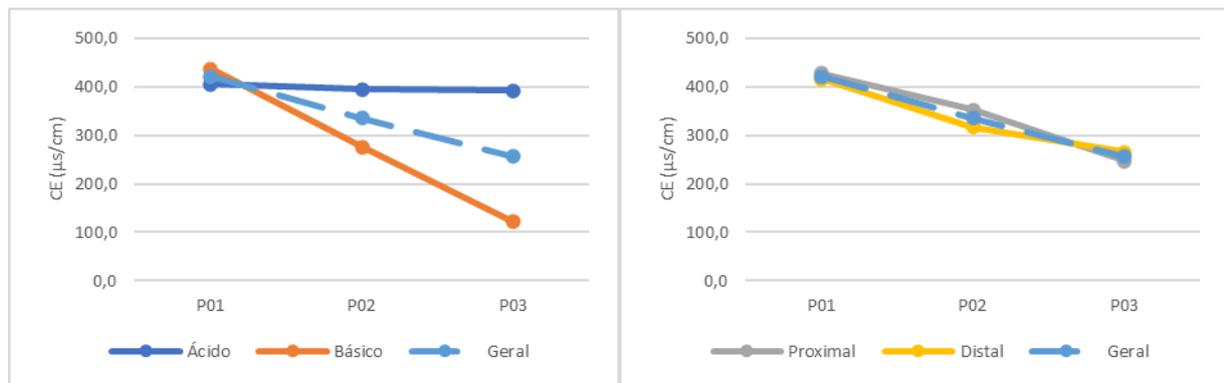


Figura 8 – Variação longitudinal da CE nos extratos lixiviados no corredor hídrico

Fonte: dados laboratoriais. Obs: Gráfico construído com os dados médios das amostras ácidas (P01Aa, P01Ba, P02Aa, P02Ba, P03Aa, P03Ba), básicas (P01Ab, P01Bb, P02Ab, P02Bb, P03Ab, P03Bb), de margem proximal (P01Aa, P01Ab, P02Aa, P02Ab, P03Aa, P03Ab) e de margem distal (P01Ba, P01Bb, P02Ba, P02Bb, P03Ba, P03Bb).

Na seção P01, houve uma variação de 9,8 µs/cm, onde P01A apresentou 443,0 µs/cm e P02B 433,2 µs/cm. Comportamento similar é observado nos pares de pontos da seção transversal P03, onde P03A e P03B exibem 103,6 e 140,4 µs/cm, respectivamente, o que aponta uma variação de 36,8. Alteração mais significativa é aquela verificada na seção transversal P02, onde constam condutividades elétricas para P02A (309,6 µs/cm) e P02B (241,6 µs/cm) e pH que variam de 5,43 a 7,01. Nas seções P02 e P03 as amostras ácidas apresentaram maiores valores de condutividade. Na seção P01 essa relação se inverte, o que todavia requer que se faça uma avaliação mais pormenorizada diante dos valores similares de pH e de CE.

A avaliação do parâmetro turbidez permite que se teça considerações acerca da influência que a camada de rejeitos é passível de exercer na redução da penetração da luz nos corpos d'água, o que pode ser prejudicial aos organismos fotossintetizantes, e impactar a cadeia trófica, além de comprometer o abastecimento público, pelo não atendimento aos padrões de potabilidade (VON SPERLING, 1996). Considerando a filtragem realizada no preparo das amostras de rejeito para os ensaios de lixiviação, acreditava-se em um primeiro momento que os valores de turbidez seriam generalizadamente baixos, devido à retenção do material em suspensão. Os resultados, porém, se mostraram muito mais complexos (Figura 9).

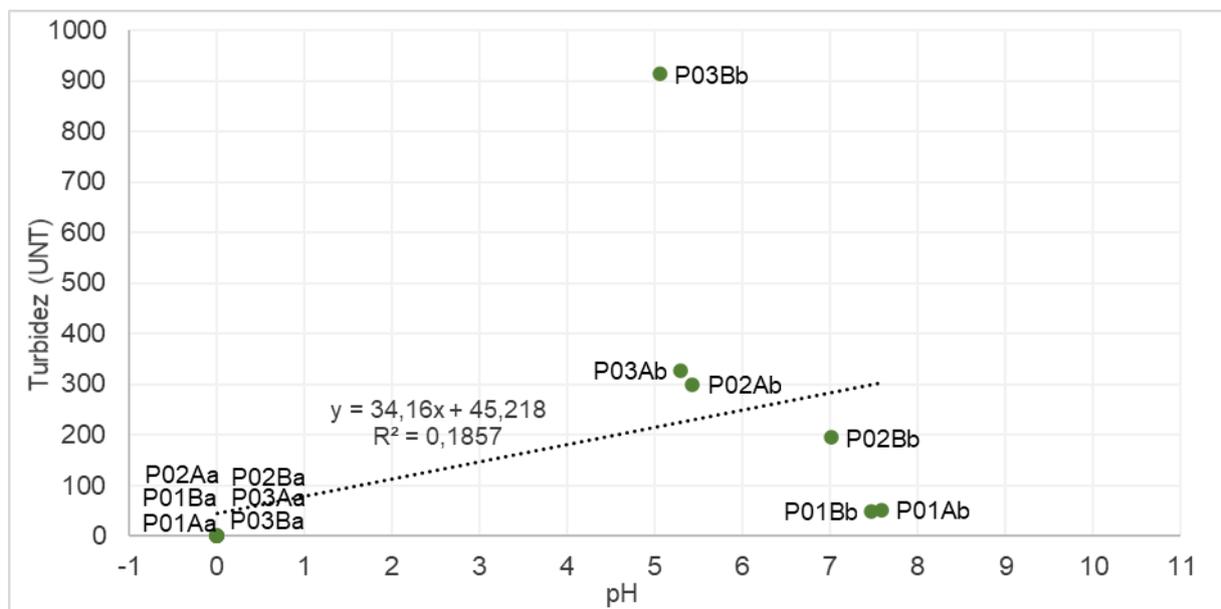


Figura 9 - Turbidez dos extratos lixiviados e os seus respectivos pH.

Fonte: dados laboratoriais.

A acidez do lixiviante foi um fator preponderante para a turbidez do extrato lixiviado. Todas as amostras ácidas resultaram em 0 UNT, o que pode ser explicado pela preponderância da hidrólise na transformação dos minerais, mesmo aqueles de granulometria argila. Como resultado, não há carga em suspensão, porém, há grande massa em solução (conforme verificado pela CE). Já para as amostras básicas, os resultados oscilaram mais de 1000%, aumentando de montante para jusante.

Os maiores valores de turbidez nas amostras básicas estão associados a carga em suspensão gerada. Apesar do elevado pH do lixiviante, após a reação, o extrato lixiviado teve seu pH reduzido para a faixa próxima à neutralidade. Nessas condições, a dispersão é favorecida, aumentando a concentração de finos em suspensão e elevando a turbidez da água.

Em oposição ao verificado na CE, a turbidez apresenta uma tendência de aumento para jusante (Figura 10), com os valores da seção P03 sendo invariavelmente mais elevados. Avaliando o agrupamento de amostras entre margem proximal e distal, apesar da tendência de crescimento da turbidez para jusante se manter, há uma dubiedade na interpretação dos dados. Na seção P01, os valores são muito similares entre os pontos P01A e P01B. Já na seção P02 a turbidez das amostras da margem proximal é sensivelmente maior do que as da margem distal, o que não é observado na seção P03, quando a relação se inverte. Todavia, essa é justamente a seção em que os pontos amostrais são mais próximos entre si, indicando menores variabilidades locais dos controles erosivo-deposicionais.

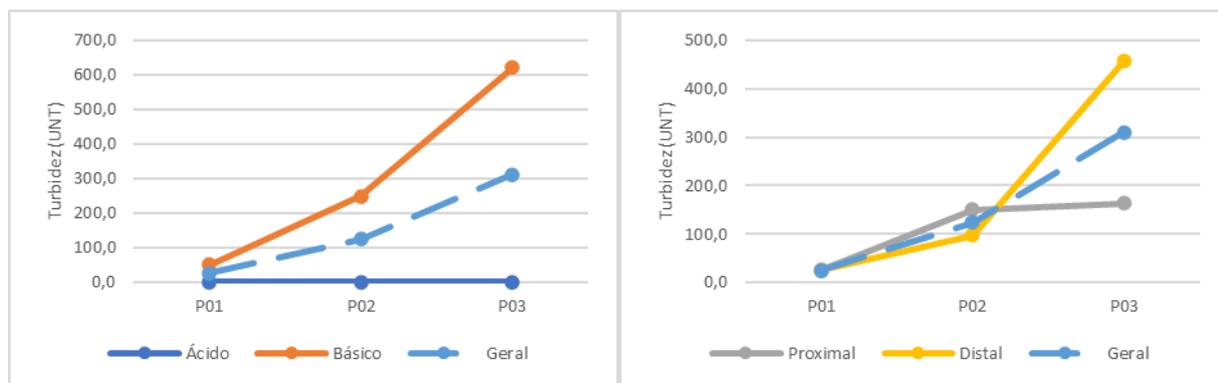


Figura 10 - Variação longitudinal da turbidez nos extratos lixiviados no corredor hídrico

Fonte: dados laboratoriais. Obs: Gráfico construído com os dados médios das amostras ácidas (P01Aa, P01Ba, P02Aa, P02Ba, P03Aa, P03Ba), básicas (P01Ab, P01Bb, P02Ab, P02Bb, P03Ab, P03Bb), de margem proximal (P01Aa, P01Ab, P02Aa, P02Ab, P03Aa, P03Ab) e de margem distal (P01Ba, P01Bb, P02Ba, P02Bb, P03Ba, P03Bb).

Como síntese, a Figura 11 evidencia o comportamento da condutividade elétrica e da turbidez nos pontos amostrais nas seções transversais ao longo do perfil longitudinal do canal afetado pelo rompimento no recorte espacial elegido. Dialogando com a Figura 12, ambas evidenciam uma relação inversa entre os dois parâmetros, confirmada pelo coeficiente de determinação mediano e o coeficiente linear negativo da linha de tendência da regressão aplicada.

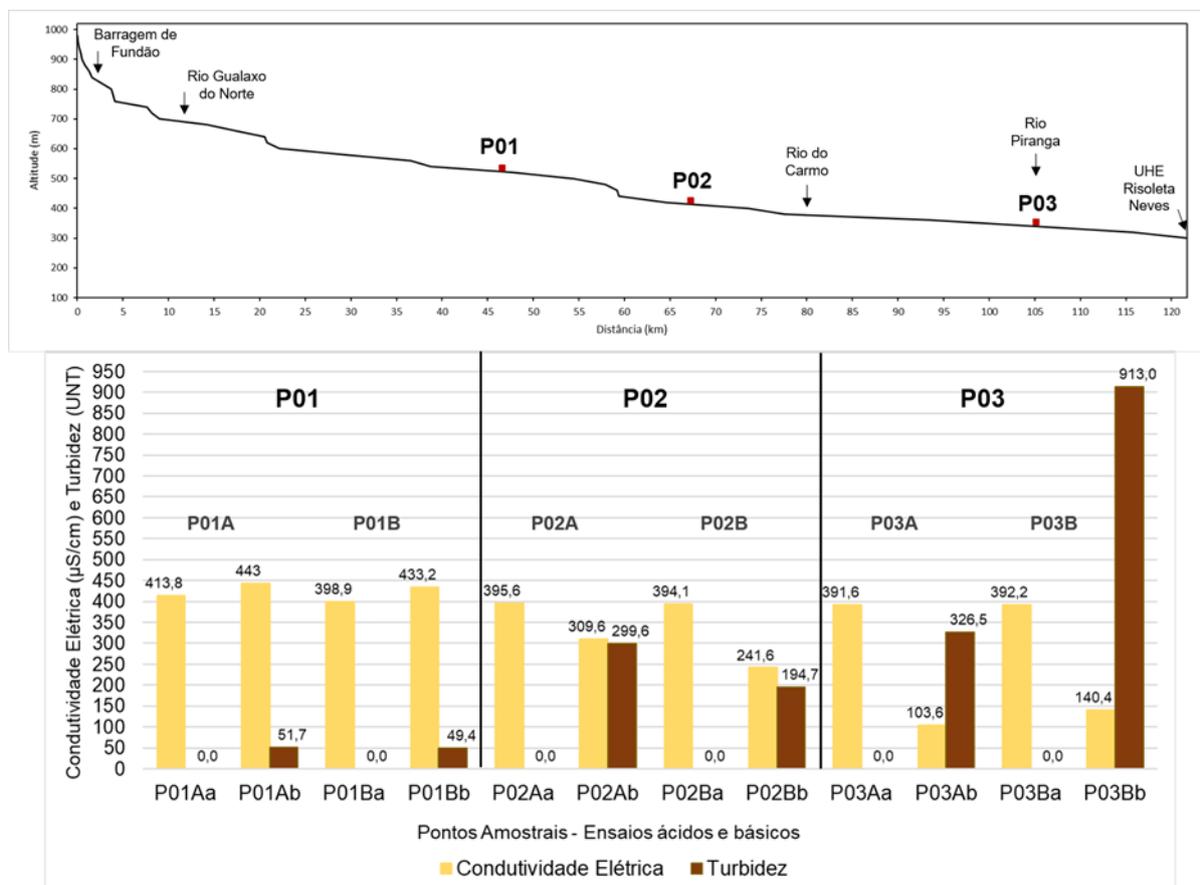


Figura 11 - Perfil longitudinal do canal no recorte espacial avaliado e os valores de condutividade elétrica e turbidez dos extratos lixiviados

Fonte: dados laboratoriais

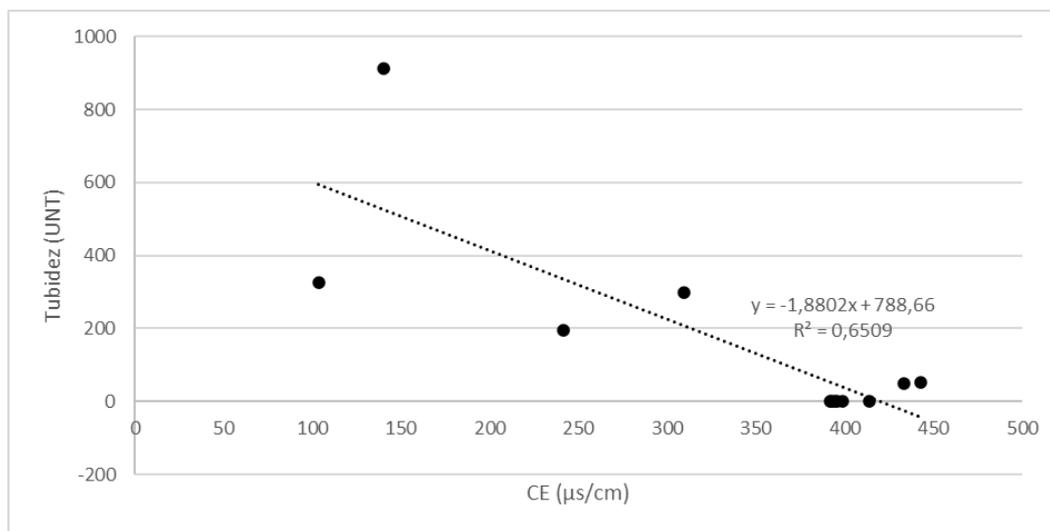


Figura 12 - Regressão linear entre a Turbidez e Condutividade Elétrica das amostras analisadas.
Fonte: dados laboratoriais.

As amostras básicas em que se verificaram os maiores valores de condutividade foram aquelas com os menores valores de turbidez, conforme pode ser observado na seção P01. O inverso ocorreu nas amostras de P03, onde os menores valores de CE ocorriam juntamente com os maiores valores de turbidez.

Em suma, para além da relação entre os parâmetros ponto a ponto, ainda há inúmeras lacunas interpretativas acerca da distribuição espacial dos rejeitos e, conseqüentemente, de sua influência nas águas. Se por um lado, o vetor longitudinal do sistema hidrogeomorfológico parece menos complexo, sendo dominado pelos processos fluviais que vem retrabalhando os depósitos tecnogênicos, a compreensão das relações vertente-planície-calha é muito mais complexa.

Os dados mostram que apesar da seção P01 ter os pontos amostrais com maior distanciamento, foi aquela que apresentou os valores dos resultados dos parâmetros físico-químicos mais similares entre esses. Por outro lado, a seção P03, onde a distância entre os pontos amostrais é de apenas de 6 metros, foi aquela onde ficaram evidenciadas as maiores variações nos parâmetros entre os pares de amostras estudadas. Essas assertivas reiteram a interesclaridade dos processos envolvidos, indicando que fatores locais podem estar mais fortemente relacionados à mobilização dos rejeitos lateralmente, enquanto fatores regionais controlariam os processos longitudinais.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação dos parâmetros físico-químicos empreendida e sua discussão atrelada aos vetores vertical, lateral o longitudinal dos corredores hídricos afetados permitiu reconhecer a complexidade da interação dos rejeitos com as águas. Ficou claro que, para além da natureza mineralógica e geoquímica dos depósitos tecnogênicos, há fatores locais e regionais que coadunam na sua mobilização, sendo temerário tecer quaisquer assertivas generalizadas sobre os mecanismos

de contaminação das águas e, por conseguinte, estabelecer ações simplistas e uniformes para o manejo de toda a área afetada.

Do ponto de vista do vetor vertical dos hidrossistemas, foi evidenciado que a lixiviação é um processo importante de ser observado no manejo dos rejeitos, sendo capaz de incorporar grande carga química às águas percoladas. Longitudinalmente, se observou uma diminuição da condutividade elétrica e, assim, da carga em solução nos percolados. Por outro lado, há uma variação da inversa na turbidez, que aumenta a jusante. Lateralmente, não foram encontradas diferenças significativas nos resultados para os pares amostrais de uma mesma seção, com exceção de P03. Ressalta-se que esse sítio amostral se localiza na confluência do rio Carmo com o Piranga, em planícies periodicamente inundadas sobre influência direta das águas fluviais, em ambiente de grande complexidade erosivo-deposicional.

Por fim, retomando a problemática central do trabalho, percebe-se em todos os pontos amostrais uma elevada carga química em solução, interpretada a partir da condutividade elétrica. Esse fato denota que a premissa da inércia química deve ser relativizada, considerando-se a possibilidade de ocorrência de ambientes redutores (níveis freáticos suspensos, acúmulos superficiais de água, contatos hidráulicos com o canal) ao longo da área afetada. Além disso, os valores de turbidez, por sua vez, mostraram-se elevados, o que reforça a ideia de que processos erosivos estão em contínua atuação, movimentando fisicamente os rejeitos em direção as calhas dos rios.

REFERÊNCIAS

ALEMG - ASSEMBLÉIA LEGISLATIVA DO ESTADO DE MINAS GERAIS. **Comissão Extraordinária das Barragens - Relatório Final**. Belo Horizonte, 2015-2016.

ALMEIDA, C. A.; DE OLIVEIRA, A. F.; PACHECO, A. A.; LOPES, R. P.; NEVES, A. A.; QUEIROZ, M. E. L. R. Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce River basin–Brazil. **Chemosphere**, v. 209, p. 411-420, 2018.

ÁVILA, B. T.; MENDES, L. C.; FELIPPE, M. F.; SILVA, B. M. Transformações na morfologia fluvial decorrentes do rompimento da Barragem de Fundão: estudos preliminares. In: PEREZ FILHO, A.; AMORIN, R. R. (Org.). Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento. **Ebook do XVII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada e I Congresso Nacional de Geografia Física**. Campinas: Instituto de Geociências, 2017.

BIRKELAND, P. W. **Soil and geomorphology**. 3. ed. Oxford: Oxford University Press, 1999. 446p.

CAVALLIERI, H. C. F. **Estudo da biodegradação de éter-aminas utilizadas na flotação do minério de ferro**. 2011. 179 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2011.

CH2M. **Plano de manejo de rejeito**. São Paulo, 2017.

CLEARY, R. W. Águas subterrâneas. In: RAMOS, F.; OCCHIPINTI, A. G.; VILLA NOVA, N. A.; REICHARDT, K.; MAGALHÃES, P. C.; CLEARY, R. (Orgs.). **Engenharia hidrológica**. Rio de Janeiro: ABRH/UFRJ, 1989.

COSTA, A. T. **Geoquímica das águas e dos sedimentos da bacia hidrográfica do rio Gualaxo do Norte, leste-sudeste do Quadrilátero Ferrífero (MG)**: estudo de uma área afetada por atividade de extração mineral. 2001. 146 f. Dissertação (Mestrado em Evolução Crustal e Recursos Naturais) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2001.

CPRM - COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. **Mapa Geodiversidades do Brasil**. Brasília, 2010. Escala 1: 2.500.000.

CUPOLILLO, F.; ABREU, M. L.; VIANELLO, R. L. Climatologia da bacia do rio Doce e sua relação com a topografia local. **Geografias**, Belo Horizonte, v. 4, n. 1, p. 45-60, 2008.

FELIPPE, M. F.; ALMEIDA NETO, J. O. Comparação de técnicas de obtenção de sólidos totais dissolvidos nas águas: contribuição para os estudos de desnudação geoquímica. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 20, n. 1, p. 19-33, 2019.

FELIPPE, M. F.; COSTA, A.; FRANCO JÚNIOR, R.; MATOS, R. E. S.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. Acabou-se o que era Doce: notas geográficas sobre a construção de um desastre ambiental. In: MILANEZ, B.; LOSEKANN, C. (Orgs.). **Desastre no Vale do Rio Doce**: antecedentes, impactos e ações sobre a destruição. Rio de Janeiro: Folio Letra e Imagem, 2016.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL-FILHO, J (Coords.). **Hidrogeologia**: conceitos e aplicações. 2 ed. Fortaleza: CPRM/REFO, LABHID-UFPE, 2000. 812p.

GOLDER ASSOCIATES. **Avaliação dos impactos no meio físico resultantes do rompimento da barragem de Fundão**. Belo Horizonte, 2016.

GOUDIE, A. S. (Ed.) **Encyclopedia of geomorphology**. Vol. 01 (A - I). Londres: Routledge, 2004. 1156p.

GUPTA, A. **Tropical geomorphology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2011. 400p.

HUGGETT, R. J. **Fundamentals of Geomorphology**. 2. ed. Londres: Routledge, 2007. 578p.

IBAMA. INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Laudo técnico preliminar**: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais. Brasília. 2015.

IGAM - INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Rede hidrográfica ottocodificada do estado de Minas Gerais**: bacia do Rio Paraíba do Sul. Belo Horizonte, 2010. Escala 1:50.000.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Precipitação acumulada mensal e anual (normais climatológicas do Brasil 1961-1990)**: estações climatológicas de Belo Horizonte, Ibirité, João Monlevade e Viçosa no estado de Minas Gerais. Brasília, 2018a. Acesso em: 10 jan. 2019.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Temperatura mínima, máxima e média compensada (normais climatológicas do Brasil 1961-1990)**: estações climatológicas de

Belo Horizonte, Ibirité, João Monlevade e Viçosa no estado de Minas Gerais. Brasília, 2018b. Acesso em: 10 jan. 2019.

LEPSCH, I. F. **19 lições de pedologia**. 1. ed. Oficina de textos, São Paulo, 2016. 456p.

MENDES, L. C. **Alterações geomorfológicas e danos aos pequenos produtores rurais atingidos pelo rompimento da Barragem de Fundão na bacia do rio do Carmo – MG**. 2018. 141 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2018.

MILANEZ, B.; LOSEKAN, C. Considerações finais - Desafios para o Rio Doce e para o debate sobre o modelo mineral brasileiro. In: MILANEZ, B.; LOSEKANN, C. (Orgs.). **Desastre no Vale do Rio Doce: antecedentes, impactos e ações sobre a destruição**. Rio de Janeiro: Folio Digital: Letra e Imagem, 2016.

MILLER, J. R.; MILLER, S. M. O. **Contaminated Rivers: a geomorphological-geochemical approach to site assessment and remediation**. Dordrecht: Springer, 2007. 436p.

ROSIÈRE, C. A.; CHEMALE JR, F. Itabiritos e minérios de ferro de alto teor do Quadrilátero Ferrífero—uma visão geral e discussão. **Geonomos**, Belo Horizonte, v. 8, n. 2, p. 27-43, 2000.

THOMAS, M. F. **Geomorphology in the tropics: a study of weathering and denudation in low latitudes**. New York: John Wiley & Sons Ltd, 1994. 482p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996. 458p.

WINGE, M. **Glossário geológico ilustrado (2001 - 2020)**. Disponível em: <http://sigep.cprm.gov.br/glossario/>. Acesso em: 13 jan. 2020.