



A contaminação das águas subterrâneas do aterro sanitário de Itabira (MG).

Geraldo Ramos Madeira¹, José Augusto Costa Gonçalves², Milena Stefany Lage Almeida³

¹MSc do Programa de Pós Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Profágua, na Universidade Federal de Itajubá;

²Professor Associado do Instituto de Ciências Puras e Aplicadas da Universidade Federal de Itajubá,

³Engenheira Ambiental do Instituto de Ciências Puras e Aplicadas da Universidade Federal de Itajubá.

Endereço: Universidade Federal de Itajubá – Campus de Itabira

Rua Irmã Ivone Drumond, 200 - Distrito Industrial II - CEP 35903-087 - Itabira – MG

Email: jaucosta@unifei.edu.br (autor correspondente)

Artigo recebido em 01/03/2022 e aceito em 22/06/2022

RESUMO

A disposição incorreta de lixos e resíduos diversos pode causar danos ambientais significativos, onde se incluía contaminação dos solos e dos recursos hídricos. Esses materiais podem conter substâncias químicas com características tóxicas, tais como os metais tóxicos que, através do chorume gerado atingem o solo e os corpos hídricos superficiais e subterrâneos. A importância de estudar esses recursos hídricos justifica-se pela necessidade de se conhecerem esses potenciais contaminantes, bem como, a sua evolução na área afetada. Neste contexto, o presente estudo foi realizado na área do aterro sanitário de Itabira/MG e avaliou os resultados dos monitoramentos da água subterrânea local, realizados em laboratórios no período de 2010 a 2019, quanto à presença dos elementos contaminantes cádmio, chumbo, cobre, cromo e zinco. Por meio dos resultados das análises comprovou-se que em todos os pontos estudados as concentrações desses metais ultrapassaram os limites legais estabelecidos. Foi produzido o mapa do NA da área, onde evidenciou-se que as maiores concentrações dos elementos contaminantes pesquisados foram identificadas nos pontos localizados à jusante da área de disposição final de lixos e, principalmente, onde o nível freático da água está mais alto.

Palavras-chave: Aquíferos; Monitoramento de Contaminantes; Chorume; Valores Orientadores.

The contamination of landfill groundwater sanitary of Itabira (MG).

ABSTRACT

Incorrect disposal of waste and miscellaneous waste can cause significant environmental damage, including the contamination of soils and water resources. These materials may contain chemical substances with toxic characteristics, such as toxic metals that, through the generated leachate, reach the soil and superficial and underground water bodies. The importance of studying those water resources is justified by the need to know these potential contaminants, as well as their evolution in the affected area. In this context, the present study was carried out in the Itabira/MG landfill area, and evaluated the results of the monitoring of local groundwater, carried out in laboratories from 2010 to 2019, regarding the presence of inorganic elements cadmium, lead, copper, chrome and zinc. Through the results of the analysis, it was evidenced that in all the studied points the concentrations of these metals exceeded the established legal limits. The NA map of the area was produced, showing that the highest concentrations of the inorganic elements surveyed were identified at points located downstream of the final waste disposal area and, especially, where the underground water level is highest.

Keywords: Aquifers; Contaminant Monitoring; Effluents; Guiding Values.

Introdução

Segundo a Agência Nacional de Águas - ANA (2019), o Brasil detém cerca de 12% da disponibilidade de água doce da Terra, demonstrando ainda essa discrepância na distribuição desse recurso no país. No Brasil existem regiões extremamente ricas, como a região Norte, onde 68,5% do volume da água do país está

localizada e abriga apenas 5% da população. Nas demais regiões do país, que abrigam 95% população, encontram-se apenas 31,5% da totalidade de água doce disponível. As regiões do país que têm a menor concentração de recursos hídricos são aquelas que possuem maior densidade demográfica, (IBGE, 2011). Essa distribuição hídrica de forma desigual afeta o consumo per capita, além de provocar a deterioração da

qualidade da água para o consumo humano, (ANA, 2019; Hirata e Zoby, 2010).

Lima et al., (2017), chamam a atenção para o grande desafio que a sociedade brasileira tem quanto à gestão dos seus recursos hídricos e a conservação dos sistemas naturais. Descrevem os autores que as diretrizes pertinentes a esse tema devem levar em conta vários fatores relacionados com as condições sociais e econômicas do país. É notório que ações que visam preservar os recursos hídricos tornam-se cada vez mais importantes, uma vez que, de acordo com a ANA (2017), a disponibilidade hídrica no Brasil já apresenta uma tendência de grande redução. Isso tudo associado a uma crescente demanda de água.

Essa situação atual referente à disponibilidade dos recursos hídricos constitui um desafio para a sociedade brasileira. É urgente a proposição de ações e estudos para a adequada governança dos recursos hídricos do país, levando sempre em conta a qualidade, quantidade e demanda a ser atendida. Vários fatores vêm contribuindo para impactar de forma negativa a qualidade do recurso hídrico disponível para o atendimento dessa demanda. De acordo com ANA (2017), a sucessão de eventos críticos dos últimos anos no Brasil e no mundo, associados à contaminação das águas pela ação antrópica, tem evidenciado a importância do sistema de gestão de recursos hídricos e a necessidade de investimentos em infraestrutura visando garantir a oferta desse recurso em volume e qualidade, que atendam às condições necessárias para o desenvolvimento do país.

A qualidade da água é tão importante quanto a quantidade, quando se trata de atender às necessidades básicas dos seres humanos e do meio ambiente, entretanto, apesar de as duas questões estarem intimamente interligadas, nas décadas recentes esse aspecto recebeu bem menos investimentos, apoio científico e atenção do público que a sua quantidade, (ANA, 2019; Pinheiro et al., 2018).

Entre os aspectos que afetam negativamente a qualidade das águas destacam-se as fontes de poluição antrópicas como as fossas, os esgotos domésticos e industriais, os vazamentos em postos de gasolina, os lixões, os agrotóxicos utilizados na agricultura, os poços profundos mal instalados ou abandonados, dentre outros, (Aziz e Maulood, 2015; Banu e Berrin, 2015). A poluição provocada pelas atividades humanas, o aumento da população mundial, a destruição dos aquíferos pelas atividades de mineração, o consumo excessivo e o grande desperdício são fatores que

colocam em risco a disponibilidade de água doce, (Brasil, 2009; Mekonnen e Hoekstra, 2016).

Os locais de disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU) têm recebido especial atenção nos últimos anos, por representarem potencial fonte de contaminação do solo, da água e do ar, (Dan et al., 2017). Diversos são os locais em que os resíduos não estão dispostos adequadamente, abrangendo extensas áreas, não se observando as limitações legais e desobedecendo a normas e técnicas de manejo adequado, (Mondelli et al., 2016).

De acordo com Piaz e Ferreira (2011), Laner et al. (2012), Felicori et al. (2016), o descarte indevido de resíduos contendo os metais pesados como as pilhas, baterias, tintas, dentre outros, apresentam elementos químicos altamente poluentes tanto ao homem quanto à natureza, podendo ser lixiviados e contaminar o solo, as águas superficiais, subterrâneas e também a fauna e a flora das regiões afetadas.

Esse lixiviado, gerado nessas áreas de depósitos de resíduos sólidos e considerado como um dos elementos mais impactantes na contaminação do meio ambiente, tem sido estudado há mais de 30 anos, (Deshmukh e Aher, 2016). No entanto, apenas a identificação do problema não é o suficiente; é necessária a realização de estudos que previnam essas contaminações, auxiliando no planejamento e evitando a necessidade de remediação de áreas já degradadas (Pinheiro et al., 2018; Alslaibi et al., 2011).

BRASIL (2009), descreve sobre as resoluções nº 357 e 420 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que regulamentam o estabelecimento de critérios e valores orientadores referentes à presença de substâncias químicas e estabelecendo protocolos para a proteção da qualidade do solo e da água (BRASIL, 2010; BRASIL, 2009). A Resolução CONAMA nº 357 estabelece as concentrações máximas dos contaminantes para as diferentes classes de água (doce, salobra e salina). Quanto ao solo e águas subterrâneas, a Resolução CONAMA nº 420 estabelece os valores de prevenção e investigação para os elementos contaminantes, recomendando ainda que os valores de referência sejam estabelecidos pelos estados.

De acordo com a Lei nº 12.305/2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), no Brasil, constitucionalmente, é de competência do poder público o gerenciamento dos resíduos sólidos produzidos nas cidades. Tendo isso em vista, o Estado deve adotar políticas de regulamentação na gestão dos resíduos, com

instrumentos e planos em nível nacional, estadual e municipal (BRASIL, 2010).

O objetivo deste trabalho é investigar e avaliar a qualidade das águas subterrâneas na área do Aterro Sanitário do município de Itabira, Minas Gerais, apresentando a caracterização hidrogeológica da área do aterro sanitário, identificando as concentrações dos elementos contaminantes cádmio, cromo, chumbo, cobre dissolvido e zinco da água subterrânea na área do aterro sanitário, avaliando a evolução espacial e cronológica dos elementos contaminantes na área analisada.

A gestão de recursos hídricos no Brasil necessita avançar para explorar melhor as dinâmicas diferenciadas de águas superficiais e subterrâneas. A inclusão dos componentes subterrâneos de recursos hídricos nos planos de bacias, o disciplinamento do uso da água subterrânea mediante um programa de licenças e outorgas, e a avaliação das reservas por meio do planejamento regional são medidas fundamentais para o melhor uso de águas subterrâneas. A avaliação econômica desse recurso hídrico e dos custos econômicos, sociais e ambientais de sua exploração é fundamental, (Tundisi, 2014).

Uma efetiva gestão integrada e proteção dos aquíferos compreende o cadastramento de fontes poluidoras; a remediação (processo de despoluição e minimização dos impactos negativos) das áreas contaminadas; a fiscalização e o acompanhamento dos lançamentos de efluentes e da disposição de resíduos; o reconhecimento da água subterrânea como um recurso estratégico, incentivando sistemas de abastecimento mistos: águas subterrâneas e águas superficiais (Brasil, 2009).

No estado de Minas Gerais, o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) é o órgão responsável pelo desenvolvimento e implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos, com ações direcionadas à preservação da quantidade e qualidade das águas no estado. O órgão exerce esta função desde 1997 conforme instituiu a Lei Estadual 12.584 de julho de 1997 (MINAS GERAIS, 2000). Na esfera estadual, o IGAM integra o Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Minas Gerais (SISEMA) e o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SEGRH). O gerenciamento é feito por meio de instrumentos, como outorga de direito de uso da água; enquadramento dos corpos de água; sistema de informação em recursos hídricos; cobrança pelo uso da água; e planos de recursos hídricos (MINAS GERAIS, 2020).

O estado de Minas Gerais possui uma legislação específica que trata da proteção, administração e conservação das águas subterrâneas (Lei Estadual nº 13.771 de 11/12/2000 - dispõe sobre a administração, a proteção e a conservação das águas subterrâneas de domínio do Estado), e que esta lei considera em seu texto a conexão hidráulica das águas superficiais e subterrâneas e a indissociabilidade do binômio quantidade/qualidade.

Considerada um dos setores do saneamento básico, a gestão dos resíduos sólidos não tem merecido a atenção necessária por parte do poder público. Com isso, compromete-se cada vez mais a já combatida saúde da população, bem como degradam-se os recursos naturais, especialmente o solo e os recursos hídricos (Brindha e Elango (2015; Shi, et al., 2018).

Os problemas decorrentes dos RSU produzidos nas grandes cidades, abrange vários aspectos, desde sua origem, produção, coleta, tratamento, destinação final, assim como sua própria inesgotabilidade e os consequentes danos ao meio ambiente (principalmente o solo, a água e o ar), (Gworek et al., 2016; Koda et al., 2017). A sociedade atual é altamente consumista onde as pessoas têm valor pela quantidade de bens que possuem. Normalmente, quem tem maior poder aquisitivo, acaba por consumir mais, gerando assim, mais resíduos. No entanto, Linhares et al. (2014), adverte que a propaganda vem estimulando cada vez mais o consumo de materiais descartáveis, porém, muito pouco tem-se pensado nos resíduos que são gerados durante a fabricação, se estes são recicláveis ou não, e onde eles são descartados, (Lourengo et al., 2017).

O lixão é uma forma inadequada de disposição final de resíduos sólidos que, de acordo com o Yang et al., (2017) e Aziz et al., (2010), se caracterizando pela simples descarga do lixo sem qualquer tratamento sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública, sendo utilizada em boa parte dos municípios. É o mesmo que descarga de lixos a céu aberto.

A presença do chorume, que é definido por Sizerici e Tansel (2015) como o líquido produzido pela decomposição anaeróbia das substâncias contidas nos resíduos é, de acordo com Tang et al., (2018), a mais significativa ameaça para as águas subterrâneas, uma vez que ele pode alcançar as camadas mais profundas dos aterros (Martínez et al., 2017).

O chorume também pode ter um fluxo de escoamento lateral para um determinado ponto onde é descarregado para a superfície como uma

infiltração, ou move-se através da base do aterro em direção a subsuperfície, (Li et al., 2012; Singh et al., 2016).

Devido à falta de impermeabilização, o chorume infiltra no solo e percola por entre os espaços vazios, podendo alterar as suas propriedades fundamentais e também contaminar as águas subterrâneas, (Blaschke et al., 2016).

O solo tem ação importante, pois, quanto mais permeável, maior a facilidade e a velocidade com que o chorume atinge o lençol subterrâneo. A água subterrânea contaminada forma a pluma de contaminação, que pode atingir grandes extensões, alcançando pontos distantes da fonte de contaminação e que são usados pela população, colocando em risco a saúde (Zhang et al., 2017; Tałałaj e Biedka, 2016).

A composição do chorume é importante na determinação dos seus efeitos potenciais sobre a qualidade das águas superficiais e subterrâneas adjacentes, (Han et al., 2016; Przydatek, et al., 2019).

A quantidade, a qualidade e a concentração desse líquido gerado na deposição dos resíduos são afetadas pela precipitação, evapotranspiração, condição operacional do local, tempo de construção, grau de compactação, cobertura final (declividade e material impermeabilizante) e drenagem superficial, (Lima, 2003).

De acordo com El-Salam e Abu-Zuid (2015), o controle da contaminação dos corpos de água é um dos grandes desafios de gestão dos recursos hídricos e, de acordo com Gonçalves et al., (2016), geralmente, estão associadas às indicações de degradação de uma bacia hidrográfica com as suas especificidades e dinâmica de uso e ocupação do solo.

Ying et al., (2017) e Huang et al., (2013), descrevem que, de uma forma geral, no chorume proveniente dos RSU contém elementos contaminantes que podem contaminar o meio ambiente, principalmente se resíduos industriais fazem parte do lixo depositado em um aterro.

Em se tratando da composição do chorume, Kanownik e Policht-Latawiec (2016), Xu et al., (2019), ressaltam que essa é extremamente variável dependendo de fatores como as condições do ambiente local, o tempo de disposição do lixo, o modo como opera o aterro sanitário e até as características dos detritos descartados.

Quanto aos elementos contaminantes presentes no chorume, Celere et al., (2007) e Berger, (2015), destacam o cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb) e zinco (Zn). Esses elementos contaminantes têm sido extensivamente estudados

devido aos efeitos adversos causados à saúde humana e ao meio ambiente, (Xue et al., 2018; Machado, et al., 2016).

Caracterização da área de estudo

Localizado no Quadrilátero Ferrífero, região central do estado de Minas Gerais, o município de Itabira está distante 110 km da capital Belo Horizonte, apresenta 12.437,7 km de perímetro, 1.253,704 km² de área e uma população estimada em 120.060 habitantes (IBGE, 2020).

O aterro sanitário de Itabira está inserido na bacia hidrográfica do rio Santo Antônio, afluente do rio Doce, conforme apresentado na Figura 1.

O empreendimento dista cerca de 12,0 km do centro de Itabira, com coordenadas geográficas 19°36'32" S de latitude e 43°16'04" O de longitude, possuindo uma área equivalente a 40,40 ha, sendo a área útil de 14,40 ha, em uma região onde há predominância de vegetação florestal, áreas agrícolas e atividades minerárias. Historicamente, até o ano 2010, o aterro sanitário de Itabira era um lixão, desta forma, ocorria a disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos coletados na cidade.

Este local funcionou como vazadouro a céu aberto (lixão) por mais de 20 anos, onde era comum a presença de animais (inclusive a criação de porcos), bem como a presença de catadores de lixo.

Os resíduos de serviço de saúde (RSS) eram dispostos em uma vala na mesma área. Com a proibição da disposição de resíduos sólidos nos lixões a partir do ano de 2014 pela Lei Federal 12.305 de 02 de agosto de 2010 o município teve que se adequar à nova legislação.

O local utilizado para a disposição de resíduos foi considerada pela Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) como área contaminada sob investigação, e um Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) teve que ser ajustado com o município. A partir do ano de 2010 a área do lixão foi transformada em aterro controlado e posteriormente em aterro sanitário, fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permitindo assim um confinamento seguro em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública conforme apresentado na Norma Brasileira Regulamentadora - NBR 8419 (ABNT, 1992).

Em novembro de 2012 o local foi definitivamente transformado em um aterro sanitário, sendo expedido pelo órgão ambiental competente a licença de operação com as respectivas condicionantes ambientais. Sob a gestão da

Prefeitura Municipal de Itabira o empreendimento funcionou regularmente durante um determinado período, Figura 2.

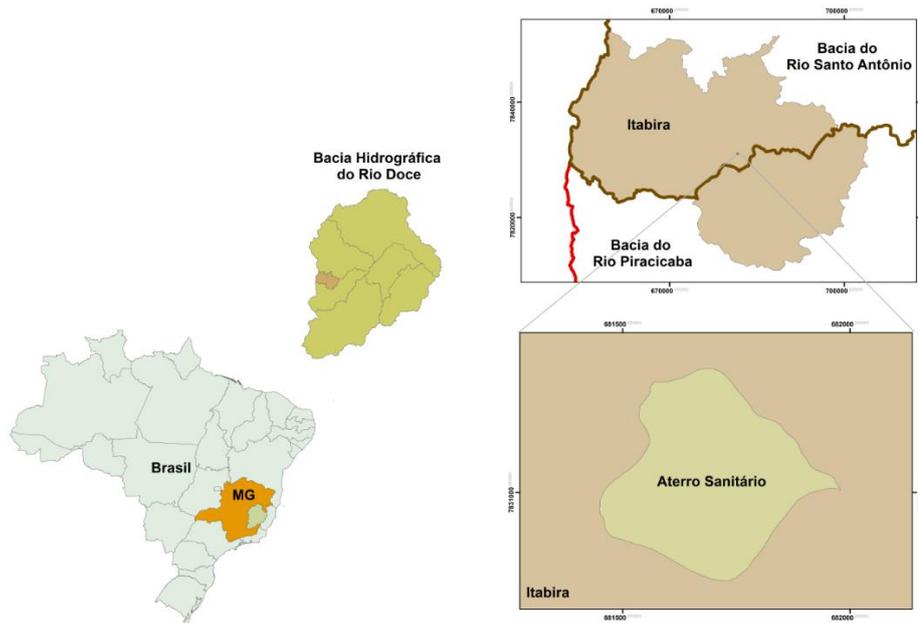


Figura 1 - Localização do aterro sanitário de Itabira, MG, Fonte: Autores (2019).



Figura 2 - Cronologia das alterações realizadas no aterro sanitário de Itabira, Autores (2020).

Clima

O município de Itabira encontra-se na faixa tropical do hemisfério sul, entre os paralelos de 19°36' e 19°42', e os meridianos de 43°16' e 43°20', sendo caracterizado por uma não conformidade climática, que é ditada pelas peculiaridades do relevo. Essa região é influenciada por três massas de ar: Tropical Atlântica (mTa), Polar Atlântica (mPa) e as

Correntes de Oeste, cujas influências variam ao longo do ano. De uma maneira geral o município de Itabira encontra-se a uma altitude média elevada (acima do 600m), e seu clima é do tipo Cwa, segundo classificação de Köppen, o que indica verão quente e úmido, com período seco acentuado coincidindo com o inverno (ENGEORPS, 2015).

A temperatura média anual do município é de 21,3° C, o mês mais frio apresenta temperatura

média de 18,5° C e o mês mais quente de 23,7° C (ENGEORPS, 2015) conforme apresentado na Figura 35. O regime pluviométrico da região é tropical, caracterizado por dois períodos distintos, um chuvoso que vai de outubro a março, e um período seco que vai de abril a setembro.

O índice médio pluviométrico anual do município é de 1.471 mm sendo dezembro o mês mais chuvoso, quando precipitam cerca de 350 mm de chuva e julho o mês mais seco, com aproximadamente 12 mm.

Hidrografia

A rede hidrográfica do município de Itabira é composta pela bacia hidrográfica do rio Piracicaba

e a bacia hidrográfica do rio Santo Antônio, que estão inseridas na bacia do rio Doce. Os principais rios que cortam o município são o rio do Peixe e Santa Bárbara, afluentes do rio Piracicaba, e o rio Tanque, afluente do rio Santo Antônio.

A bacia do rio Piracicaba corresponde a 1% do território mineiro, com uma área total de 5.465 km², e compreende a 36% da área municipal. No município, a bacia do rio Piracicaba se divide em duas sub-bacias: a bacia do rio do Peixe, com área de drenagem de 315,6 km², e bacia do rio Santa Bárbara, com área de drenagem de 31,9 km² (ENGEORPS, 2015).

A bacia do rio Santo Antônio ocupa uma área de aproximadamente 10.429 km² e está totalmente inserida no estado de Minas Gerais (ENGEORPS, 2015). Essa bacia representa 64% da área do município de Itabira e tem o rio do Tanque e o ribeirão Jirau como principais afluentes. A área de influência do aterro sanitário de Itabira está localizada dentro da microbacia do córrego Duas Barras, Figura 3, pertencente à sub-bacia do rio Tanque.

Atualmente o córrego Duas Barras, é utilizado como um ponto de captação emergencial pelo SAAE como complemento do Sistema Gatos que é responsável por cerca de 25% (vinte e cinco por cento) do abastecimento de água da cidade.

O córrego Duas Barras flui para o ribeirão Jirau que é um tributário da margem direita do rio Tanque. O rio Tanque é o maior afluente do rio Santo Antônio, drenando grande parte do município de Itabira. O rio Santo Antônio, por sua vez, está situado na bacia federal do rio Doce, e sua bacia hidrográfica corresponde à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos DO3.

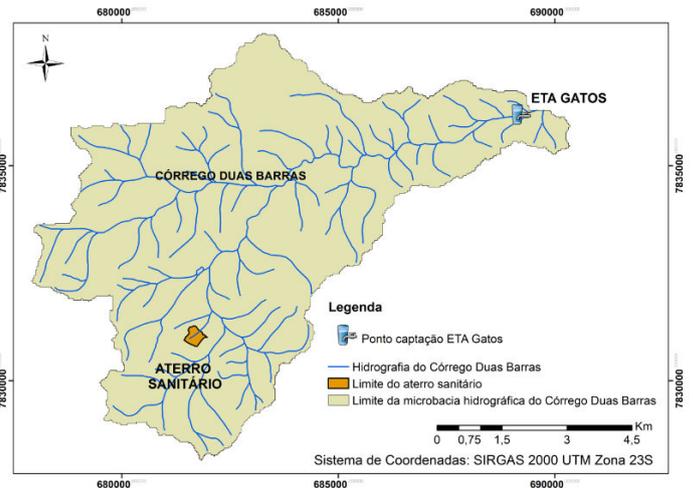


Figura 3 - Hidrografia da microbacia do córrego Duas Barras, Autores (2020).

Geologia

O município de Itabira está inserido no contexto do Quadrilátero Ferrífero – MG, cuja região representa uma importante referência nacional, como distrito ferrífero e aurífero, Figura 4.

O território é recoberto por unidades litoestratigráficas do Arqueano até o Cenozoico (Knauer, 2007; Jordt-Evangelista et al., 2016). As unidades arqueanas, representadas pelo Complexo Granito Gnáissico Migmatítico e Grupo Nova Lima, e as unidades proterozóicas são representadas pelas rochas do Supergrupo Minas, pelas rochas máficas intrusivas, e as coberturas detríticas do Cenozoico. Os depósitos detríticos de fluxo gravitacional são os principais representantes das coberturas cenozoicas, (Neto et al., 2001). Sotopostos às coberturas detríticas cenozoicas, encontram-se às rochas do Supergrupo Espinhaço cortadas por alguns corpos intrusivos alongados na porção N-NW, constituídos por anfíbolitos, metagabros, metabasaltos e metadiabásios, (Padilha et al., 2000). As rochas do Supergrupo Espinhaço estão presentes à noroeste da área estudada, representadas pelas formações Galho do Miguel, Membro Campo Sampaio e Sopa Brumadinho (Padilha et al., 2000). Os quartzitos da Formação Galho do Miguel, ocorrem geralmente em bancos espessos e com megaestratificações cruzadas. Trata-se de uma

sequência monótona composta exclusivamente de quartzitos que atingem de 500 a 2000 metros de espessura. Os quartzitos são puros, de granulação fina a média (Knauer, 2007). O Membro Campo Sampaio, situado na base da Formação Galho do Miguel, é constituído por sericita-quartzo xistos carbonáticos, quartzitos carbonáticos, e sericita xistos (Knauer, 2007).

A Formação Sopa-Brumadinho, unidade basal do Supergrupo Espinhaço é composta de quartzitos, metaconglomerados polimíticos, quartzitos microconglomeráticos polimíticos (Knauer, 2007). Sotopostos ao Supergrupo Espinhaço encontra-se a Suíte Borrachudos, constituída por metagranitos, metasienito-granitos intrusivos, paleoproterozóicos e distribuem-se em uma grande faixa SW-NE, (Jordt-Evangelista et al., 2016), cortando em diagonal a área do município de Itabira. O Supergrupo Minas, de idade proterozoica, sotoposto a Suíte Borrachudos é representado pelos grupos Piracicaba, Itabira e Caraça. O Grupo Piracicaba Indiviso que é restritamente exposto na região de Itabira, é constituído principalmente por quartzitos ferruginosos, quartzo-sericita xistos, mica xistos, xistos grafitosos e, esporadicamente, xistos carbonáticos, dolomitos manganésíferos e itabiritos (Renger et al., 1994). Sotoposto ao Grupo Piracicaba, o Grupo Itabira é representado pela Formação Cauê, que é composta localmente por itabirito, minério de ferro, itabirito manganésífero e, apesar da alteração, são reconhecíveis itabiritos dolomíticos, além de quartzo-muscovita xistos (Spier et al., 2007). A Formação Cauê, em grandes profundidades apresenta-se alterada em produtos friáveis, possuindo imensa propriedade armazenadora de água devido a sua natureza porosa ou fraturada (Neto et al.,

2001). O Grupo Caraça é a unidade basal do Supergrupo Minas sendo constituído pelas Formações Moeda e Batatal (Renger et al., 1994), representado por um quartzito sericítico associado a um sericita xisto no contato com a Formação Cauê (MDGEO, 1999). Sotoposto ao Grupo Caraça, o Grupo Nova Lima, de idade arqueana forma um corpo alongado e pouco espesso que vai da área urbana de Itabira e se estende para sul, sendo constituído por xistos e filitos de origem metassedimentar ou metavulcânica, dentre os quais se destacam quartzitos ferruginosos, formações ferríferas tipo Algoma, anfibolitos, dolomitos, metachert, metaultrabásicas e raros conglomerados (Almeida, 1977). As rochas do Complexo Guanhães, sotopostas às rochas do Grupo Nova Lima são representadas através de uma diversidade de litotipos como ortognaisses tonalíticos-trondhjemíticos-granodioríticos e graníticos, gnaisses e xistos anfibolíticos, anfibolito, xistos metapelíticos, gnaisses bandados, xistos máficos e ultramáficos, metagrauvacas, anfibolitos, quartzitos, (Jordt-Evangelista et al., 2016). Na região centro-sul do município, a Sequência Gnáissica Anfibolítica, de idade arqueana, sotoposta ao Complexo Guanhães, é representada por uma alternância quase rítmica de faixas de gnaisses graníticos e de anfibolitos. O Complexo Granito Gnáissico Migmatítico, de idade arqueana, forma a base das sequências metassedimentares e metavulcânicas encontradas na região (Lana et al., 2013), é formado por um conjunto de granitoides gnaíssificados e migmatizados; com intercalações esparsas, de anfibolitos, quartzitos e sericita-quartzo-xistos, xistos e possíveis paragnaisses.

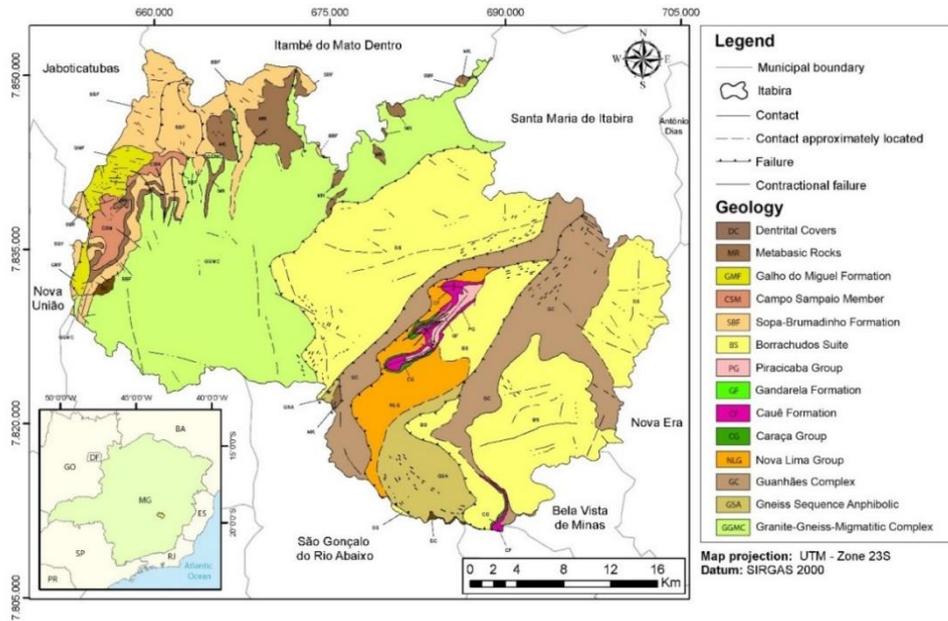


Figura 4 - Mapa geológico do município de Itabira, MG, Fonte: Gonçalves et al. (2019).

Na micro-bacia do córrego Julião ocorrem as unidades estratigráficas Suíte Borrachudos (55% da área do aterro), Complexo Guanhães (32% da

área do aterro) e Grupo Nova Lima (13% da área do aterro), conforme é mostrado na Figura 5.

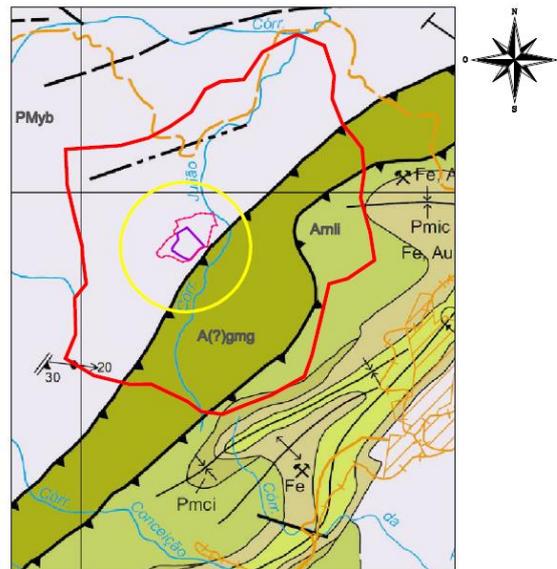


Figura 5 – Fragmento de mapa geológico da área do Aterro Sanitário, modificado de Padilha et al.2000.

Geomorfologia e Pedologia

O município de Itabira encontra-se numa área de transição entre os Planaltos Alto Rio Doce e as Serras Limites da Bacia do Rio Doce, apresentando 70% de relevo montanhoso, 20% ondulado e 10% de terreno plano. A altitude máxima é de 1.662 metros no Alto da Mutuca e a altitude mínima de 683 metros, na Foz do córrego

do Simão no rio Tanque. A região apresenta um manto de alteração espesso, os solos predominantes são das classes Latossolos, Argissolos e Neossolos Litólicos sendo que os Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelo apresentam 68% do total da área do município (ENGENCORPS, 2015).

Hidrogeologia

A maior parte do município de Itabira situa-se sobre dois domínios hidrogeológicos: o cristalino, que ocupa 73% da área do município e os metassedimentos-metavulcânicos, que compreendem 24,8% do total. Somadas, estas unidades hidrogeológicas ocupam quase 98% do município. Segundo Gonçalves et al., (2019), o domínio Cristalino reúne granitóides, gnaisses, granulitos, migmatitos, básicas e ultrabásicas, que constituem o Sistema Aquífero Gnáissico-Granítico ocupa aproximadamente 80% do município de Itabira/MG e são caracterizados como aquíferos descontínuos, anisotrópicos, heterogêneos, fraturados e livres a semiconfinados pela rocha alterada, (Gonçalves et al., 2019). Estes aquíferos apresentam dupla porosidade, com circulação e armazenamento da água subterrânea em descontinuidades provocadas pelo fraturamento das rochas (porosidade de fraturas) e nos interstícios do manto de alteração (Gonçalves et al., 2019). A recarga principal é pluvial e se dá pela infiltração nas formações superficiais e, também, de cursos d'água conectados hidráulicamente com as fraturas, (Gonçalves et al., 2005). A recarga é otimizada pela elevada precipitação, relevo pouco acidentado e espesso manto de intemperismo (Gonçalves et al., 2005).

Os metassedimentos-metavulcânicos reúnem xistos, filitos, metarenitos, metassiltitos, anfibolitos, quartzitos, ardósias, metagrauvas, metavulcânicas diversas entre outros que estão

relacionados ao aquífero fissural e além disso, a porosidade primária é quase nula sendo a ocorrência de água subterrânea condicionada por uma porosidade secundária representada por faturas e fendas (Gonçalves et al., 2019). O domínio poroso/fissural é onde ocorrem litologias arenosas e no geral carbonatos subordinados que apresentam litificação acentuada, forte compactação e fraturamento acentuado, conferindo-lhe comportamento de aquífero granular com porosidade primária baixo a médio e também porosidade secundária de fendas e fraturas de comportamento fissural acentuado.

Uso e ocupação do solo da microbacia córrego Duas Barras

A microbacia do córrego Duas Barras, Figura 6, apresenta 56.438 km² de área, deste total, 7.299 km², são considerados área de preservação permanente (APP) dos cursos d'água e entorno das nascentes, representando 12,93 % do total. Os dados de área permitiram a elaboração da Tabela 1, que apresenta também a relação de área de cada classe da APP e da microbacia. As regiões classificadas como solo exposto (Tabela 1) são possivelmente resultantes de atividades antrópicas como a supressão da vegetação (que gera erosões), escavação mecânica e movimentação de solo. Já as áreas de pastagem não necessariamente representam áreas de pecuária, mas também vegetação rasteira (gramíneas) e campo sujo, que não se enquadrariam na classe vegetação.

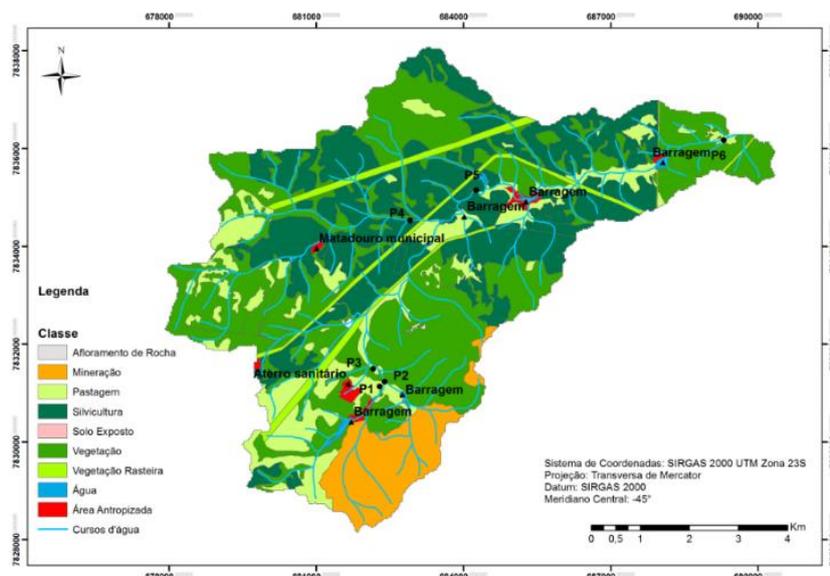


Figura 6 - Mapa de uso e ocupação do solo, modificado de Oliveira et al. (2018).

Tabela 1 - Classes e áreas da microbacia e da APP, modificado de Oliveira et al. 2018.

Uso e Ocupação do solo	Área ocupada (Km ²)	Área APP (Km ²)
Pastagem	8,582	1,358
Áreas antropizadas	0,359	0,12
Mineração	4,099	0,586
Solo exposto	0,275	0,052
Silvicultura	17,138	1,56
Vegetação	22,845	3,17
Vegetação rasteira	2,889	0,341
Água	0,229	0,112
Afloramento de rocha	0,022	0
TOTAL	56,438	7,299

A região da microbacia possui alta concentração de linhas de transmissão de energia elétrica, ocasionando a supressão da vegetação para instalação e manutenção na faixa do trajeto

das redes. Essa classe representa 4,67% do território em estudo e são destinadas à utilidade pública. A Figura 7, mostra os percentuais que cada atividade ocupa dentro da área de estudo.

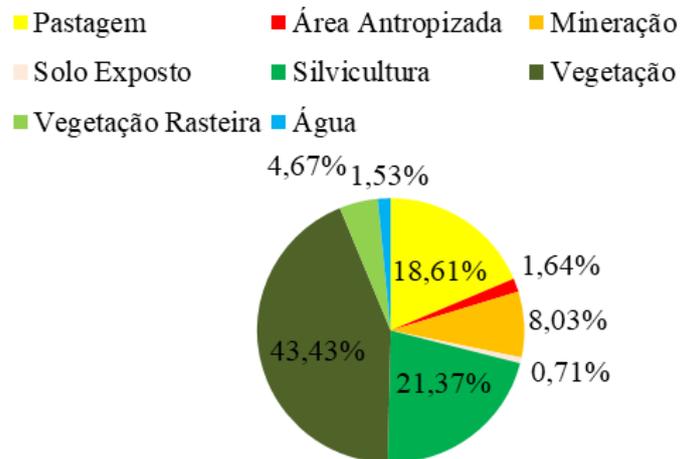


Figura 7 - Representatividade do uso e ocupação do solo na APP, Oliveira et al. (2018).

O gráfico acima mostra que as classes vegetação e silvicultura predominam. A segunda especificamente, ocupa aproximadamente 21% de toda a área. As vegetações conhecidas desta classe são pinus e eucaliptos, sendo estas, monoculturas comumente encontradas na região.

Itabira possui como principal fonte de receita a atividade mineradora, que ocupa uma grande extensão territorial do município. Na região de estudo, esta atividade representa cerca de 8% do seu território e está localizada em seu extremo sul.

Metodologia

Para a execução deste trabalho, foram realizadas sete campanhas de campo para coleta de dados de parâmetros in loco e coleta de água para análise.

Em laboratório foram analisados os elementos de interesse dessa pesquisa, ou seja, cádmio total (mg/L), chumbo total (mg/L), cobre (mg/L), cromo total (mg/L) e zinco total (mg/L). Todas as análises seguiram como valores de referências o que estabelece Deliberação Normativa COPAM Nº 166/2011 para valores orientadores das águas subterrâneas no estado de Minas Gerais.

As amostras de água subterrânea coletadas para análise destes elementos foram filtradas em membranas de 0,45 µm e depois acondicionadas em frascos adequados e preservados. A seguir, essas amostras são devidamente identificadas, preservadas e por fim, enviadas aos laboratórios responsáveis pela análise.

Os métodos utilizados seguem a norma ASTM D6771-02 – “Standard Practice for Low-Flow Purging and Sampling for Wells and Devices Used for Ground-Water Quality Investigations” e estão em acordo com as seções “6410 – Amostragem e Monitoramento das Águas

Resultados

Nas Figuras 8A e 8B, verifica-se que a direção do fluxo de água subterrânea segue a topografia do terreno e convergindo para o lado leste do aterro, ou seja, em direção à lagoa de tratamento de chorume. De acordo o Projeto Executivo do Aterro Sanitário, existem alguns drenos instalados no aterro que captam grande parte das águas subterrâneas que circulam no local

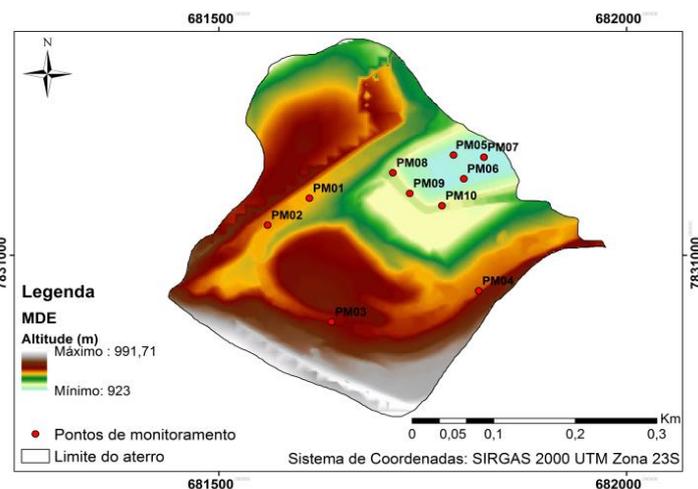
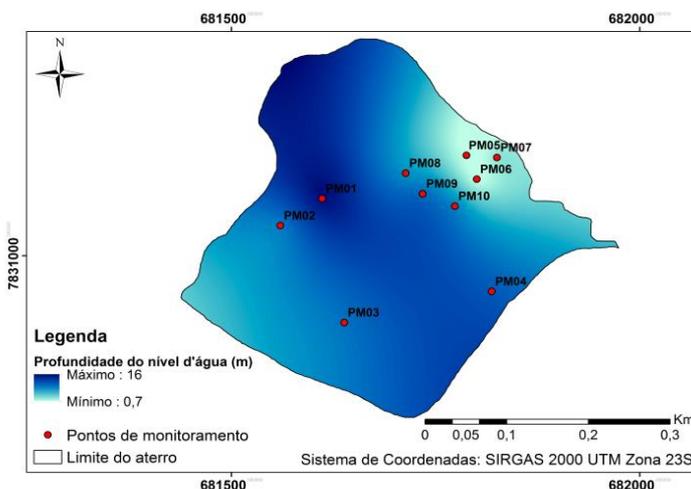
Subterrâneas” e “6420 – Preservação e manuseio de amostras de água e chorume relacionados aos parâmetros de análise” (CETESB, 2005) e norma ASTM D444801(2007) – “Standard Guide for Sampling Ground-Water Monitoring Wells”.

Os mapas de evolução temporal dos elementos analisados foram elaborados utilizando-se as ferramentas do software ArcMap, versão 10.3. Inicialmente, foi confeccionado mapa do Modelo Digital de Elevação (MDE), a partir da extração das curvas de nível da área do aterro em formato vetorial. Para as áreas que não estavam incluídas no levantamento topográfico, o MDE foi elaborado a partir da imagem do satélite AlosPalsar do dia 26 de janeiro de 2010. Essa imagem foi convertida para pontos e a junção das curvas de nível e dos pontos foi realizada na ferramenta 3D Analyst, Data Management, TIN, Create TIN. Por fim, foi realizada a conversão para o formato Raster e o recorte com o limite do aterro.

Em seguida, a partir das curvas de nível da área, foi elaborado o mapa de nível d’água, aplicando-se a ferramenta de interpolação Topo to Raster, convertendo-se dados vetoriais no modelo hidrológico de elevação do nível d’água.

e são direcionados por meio de manilhas e tubos para as lagoa de tratamento e pequenos cursos de água superficiais até atingir o córrego Julião.

Através do mapa de profundidade do nível d’água e do mapa de modelo digital de elevação, é possível verificar que a área de implantação do aterro está inserida entre duas encostas que se encaixam formando um vale.



Figuras 8A- Mapa do nível d’água; B – MDE - Modelo Digital de Elevação do aterro, Fonte: Autores (2019).

O terreno onde está implantado o aterro sanitário encontra-se entre as cotas 820 metros e 1.020 metros; a área de intervenção está entre as cotas 920 metros e 980 metros; a área com cobertura vegetal, encontra-se na porção de cotas mais elevadas a sudoeste do terreno e com elevada declividade média de 65%; a porção central onde

está a intervclividade média é de 13%. No aterro sanitário ocorrem solos classificados como Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA) que possuem cor laranjada e podem apresentar texturas médias até muito argilosa. Quanto à composição granulométrica, são solos arenosos com frações finas de silte e solos arenosos com frações de argila, Perdigão (2016), Figura 9.



Figura 9 – Localização dos pontos de cálculo condutividade hidráulica, Perdigão (2016).

Na Tabela 2, são apresentados os valores de condutividade hidráulica, que variaram entre 10^{-6} a 10^{-4} cm/s, com predominância de valores de 10^{-5}

cm/s indicando que este valor classifica o solo entre silte e argila, variando de permeável a impermeável.

Tabela 2 – Valores de Condutividade Hidráulica, Perdigão (2016)

Amostras	Coordenadas UTM	Condutividade Hidráulica (cm/s)
Ponto 1	X: 681625; Y: 7830898	$3,0 \times 10^{-5}$
Ponto 2	X: 681699; Y: 7830938	$5,89 \times 10^{-5}$
Ponto 3	X: 681542; Y: 7830972	$4,87 \times 10^{-5}$
Ponto 4	X: 681624; Y: 7831017	$1,47 \times 10^{-5}$
Ponto 5	X: 681699; Y: 7831192	$2,01 \times 10^{-5}$
Ponto 6	X: 681616; Y: 7831072	$8,97 \times 10^{-6}$
Ponto 7	X: 681682; Y: 7831081	$5,32 \times 10^{-4}$
Ponto 8	X: 681918; Y: 7831032	$3,24 \times 10^{-5}$
Ponto 9	X: 681768; Y: 7831142	$8,49 \times 10^{-5}$

A Figura 10, mostra as localizações dos poços para monitoramento, construídos de acordo com a norma ABNT (2007), NBR 15495, onde, os poços PM1, PM2, PM3 e PM4 situam-se a montante da área de disposição de resíduos e os demais pontos

de monitoramento se encontram a jusante dessa área, (Oliveira et al., 2016). A Tabela 3 apresenta as informações pertinentes de cada um dos poços de monitoramento, considerando ainda as características da ocorrência da água subterrânea e do tipo de aquífero local.



Figura 10 – Imagem com localização dos poços de monitoramento do aterro

Tabela 3 - Informações dos poços de monitoramento do aterro sanitário de Itabira, Autores (2020).

Poços de monitoramento	Coordenadas UTM Norte	Coordenadas UTM Leste	Tipo de aquífero	Litologia do aquífero	Nível da Água (m)	Cota Topográfica (m)
PM 01	7.831.072	681.611	Aquífero Livre	Solo residual	15,67	952,203
PM 02	7.831.037	681.559	Aquífero Livre	Solo residual	9,18	952,526
PM 03	7.830.915	681.638	Aquífero Livre	Solo residual	9,84	959,673
PM 04	7.830.955	681.818	Aquífero Livre	Solo residual	11,35	955,117
PM 05	7.831.126	681.787	Aquífero Livre	Solo residual	1,40	924,291
PM 06	7.831.096	681.800	Aquífero Livre	Solo residual	1,35	924,382
PM 07	7.831.123	681.825	Aquífero Livre	Solo residual	3,05	924,241
PM 08	7.831.104	681.713	Aquífero Livre	Solo residual	7,90	935,889
PM 09	7.831.078	681.734	Aquífero Livre	Solo residual	10,52	935,559
PM 10	7.831.062	681.773	Aquífero Livre	Solo residual	8,98	935,459

A Figura 11, mostra o espaçamento entre as isopiezas refletindo altos gradientes hidráulicos na área de descarga e nas zonas de recarga do aquífero. Esses valores parecem favorecer as condições de recarga do aquífero e acelerar a descarga do mesmo, não favorecendo o armazenamento.

Os poços monitorados apesar de apresentarem profundidades variadas de 5 a 22 metros, mostram o mesmo comportamento de suas curvas, indicando uma possível continuidade lateral e vertical na área.

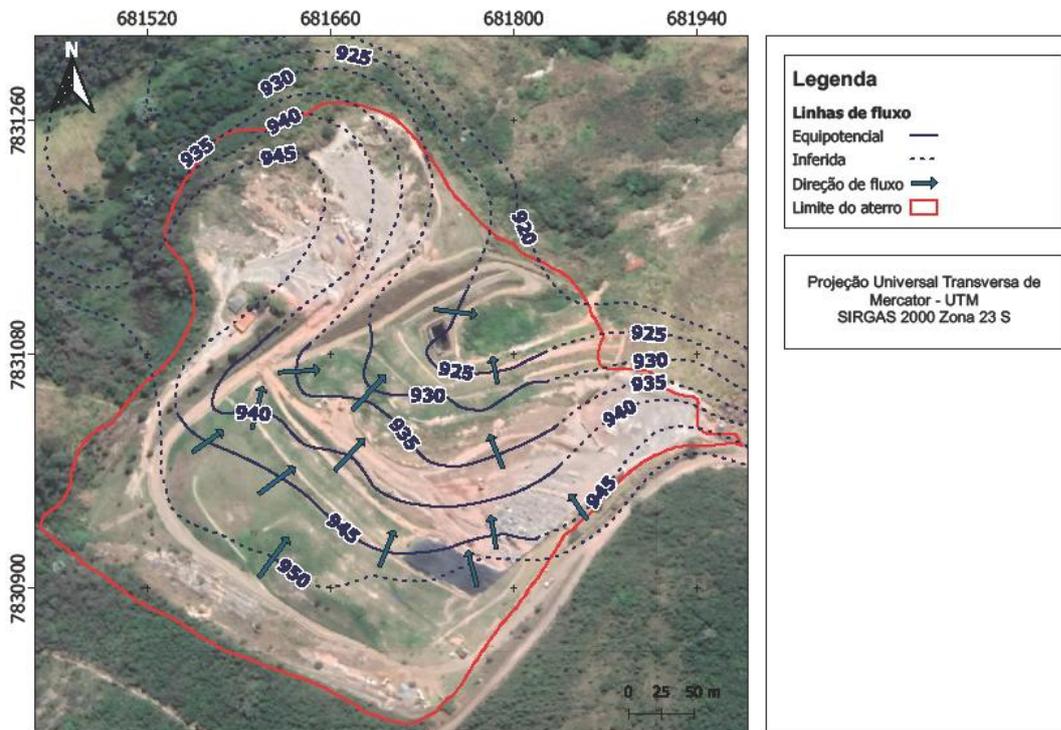


Figura 11 – Mapa Potenciométrico da área do Aterro Sanitário, Fonte: Autores (2020)

Resultado do monitoramento das águas subterrâneas e Identificação dos teores dos elementos contaminantes

A seguir são apresentados os mapas de isoteores e do comportamento dos elementos

Chumbo

O chumbo foi encontrado em 9 dos 10 pontos monitorados, apresentando resultados acima do padrão de referência, sendo este valor até 6.000 vezes maior que o permitido pela legislação, Figura 12. Entende-se que esta grande concentração seja proveniente do recebimento de

contaminantes encontrados ao longo dos anos de 2010 até 2019, a partir do monitoramento das águas subterrâneas amostradas nos poços de monitoramento.

materiais hospitalares (equipamentos entre outros) durante o período em que o aterro funcionou como lixão, além da disposição incorreta dos resíduos coletados no município (baterias de veículos, pilhas entre outros) que foram dispostos aleatoriamente no local.

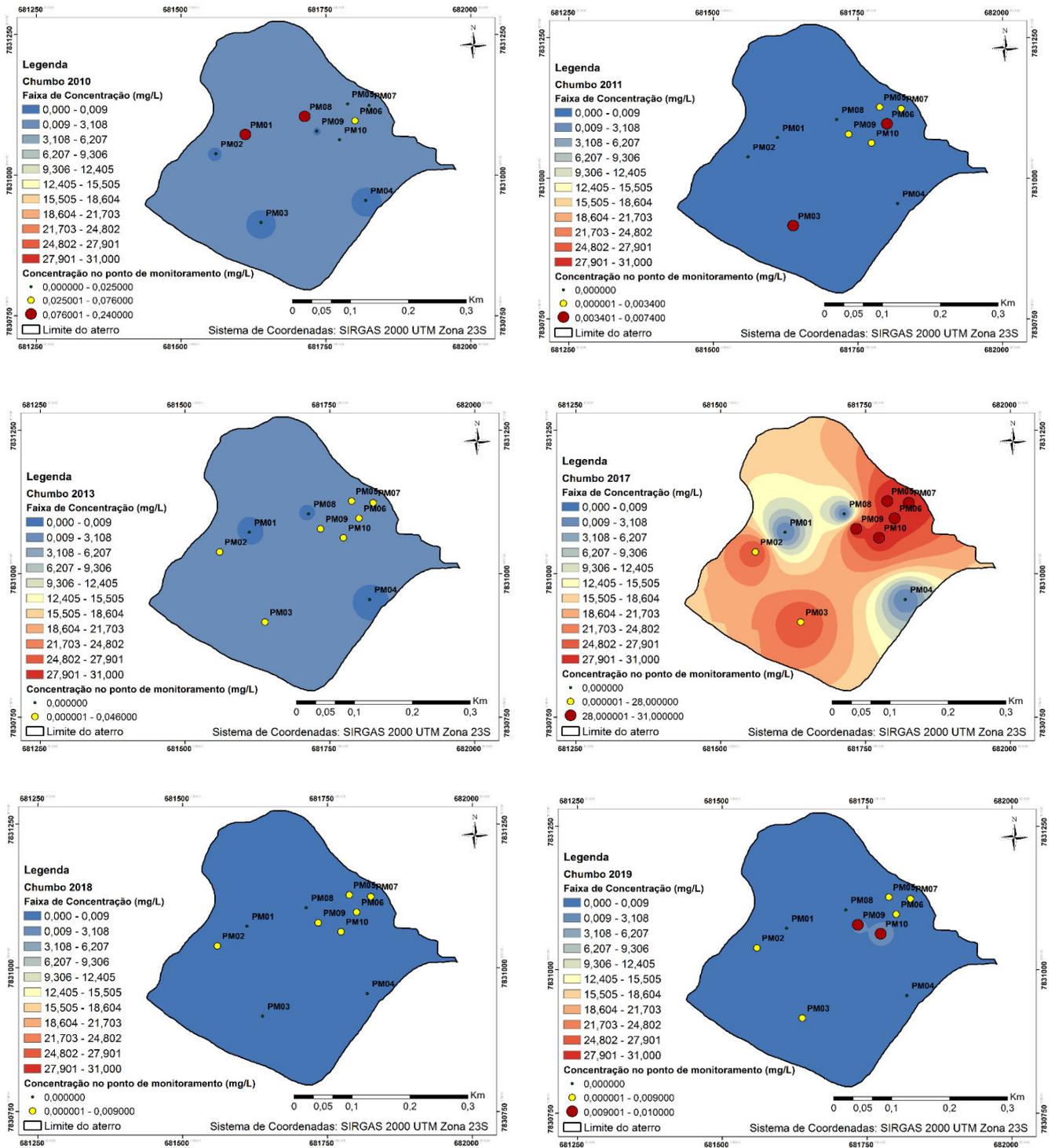


Figura 12 - Mapa de Isotopes das contaminações de Chumbo para os anos de 2010, 2011, 2013, 2017, 2018, 2019, Fonte: Autores (2020).

Cobre

O cobre dissolvido foi o elemento que menos extrapolou os valores de referência. A maior concentração foi registrada durante a investigação

preliminar no ano de 2010, no ponto PM06, e estava 17 vezes acima do limite estabelecido pela legislação, Figura 13.

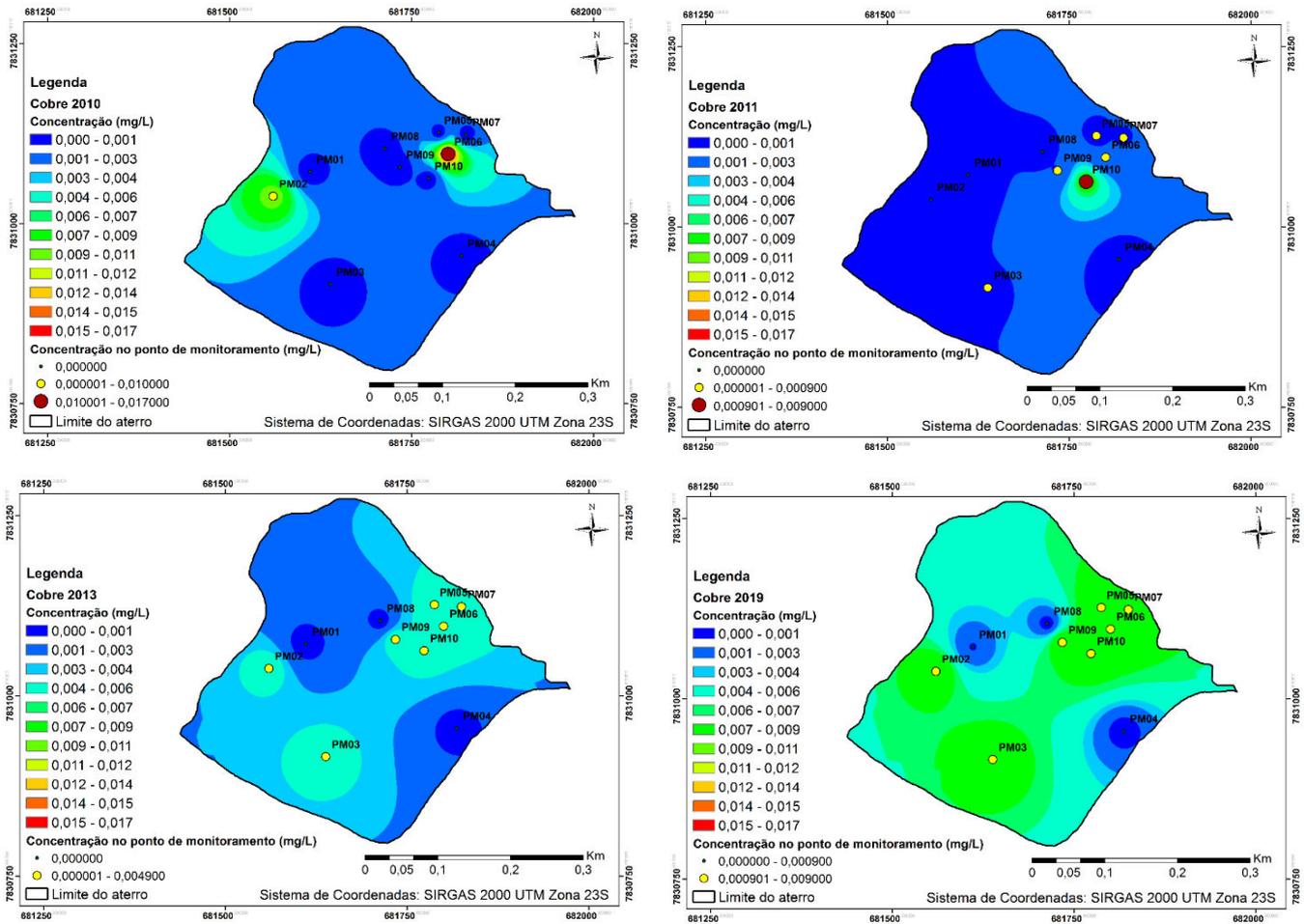
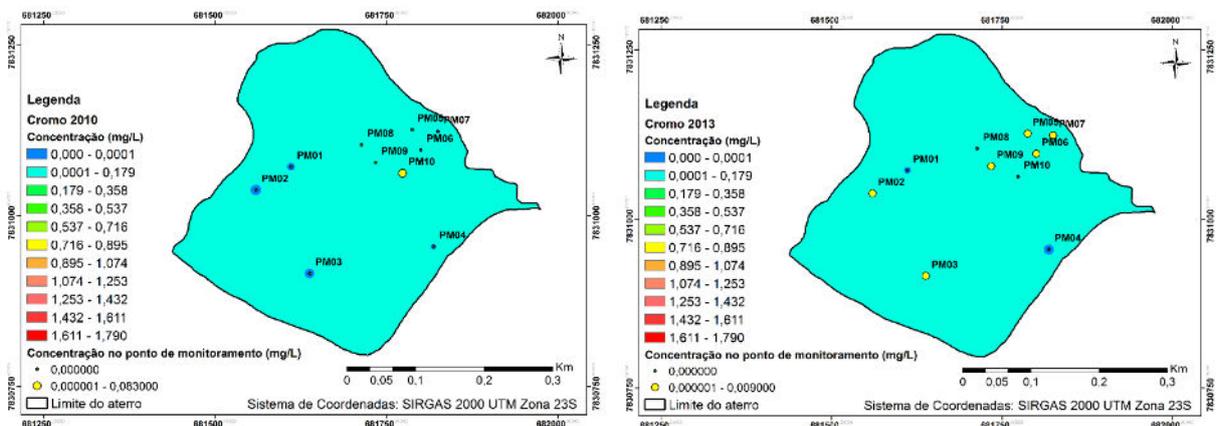


Figura 13 – Mapa de Isoetes das contaminações de Cobre para os anos de 2010, 2011, 2013, 2019

Cromo

O cromo foi identificado em 7 dos 10 poços monitorados e apresentou resultados acima do valor de referência. No ano de 2010 o elemento cromo apresentou apenas um foco de

contaminação e com o passar dos anos foi aumentando sua ocorrência nos demais pontos. Nas amostras realizadas em 2018 o ponto PM07 registrou um valor 18.000 vezes acima do limite legal, Figura 14.



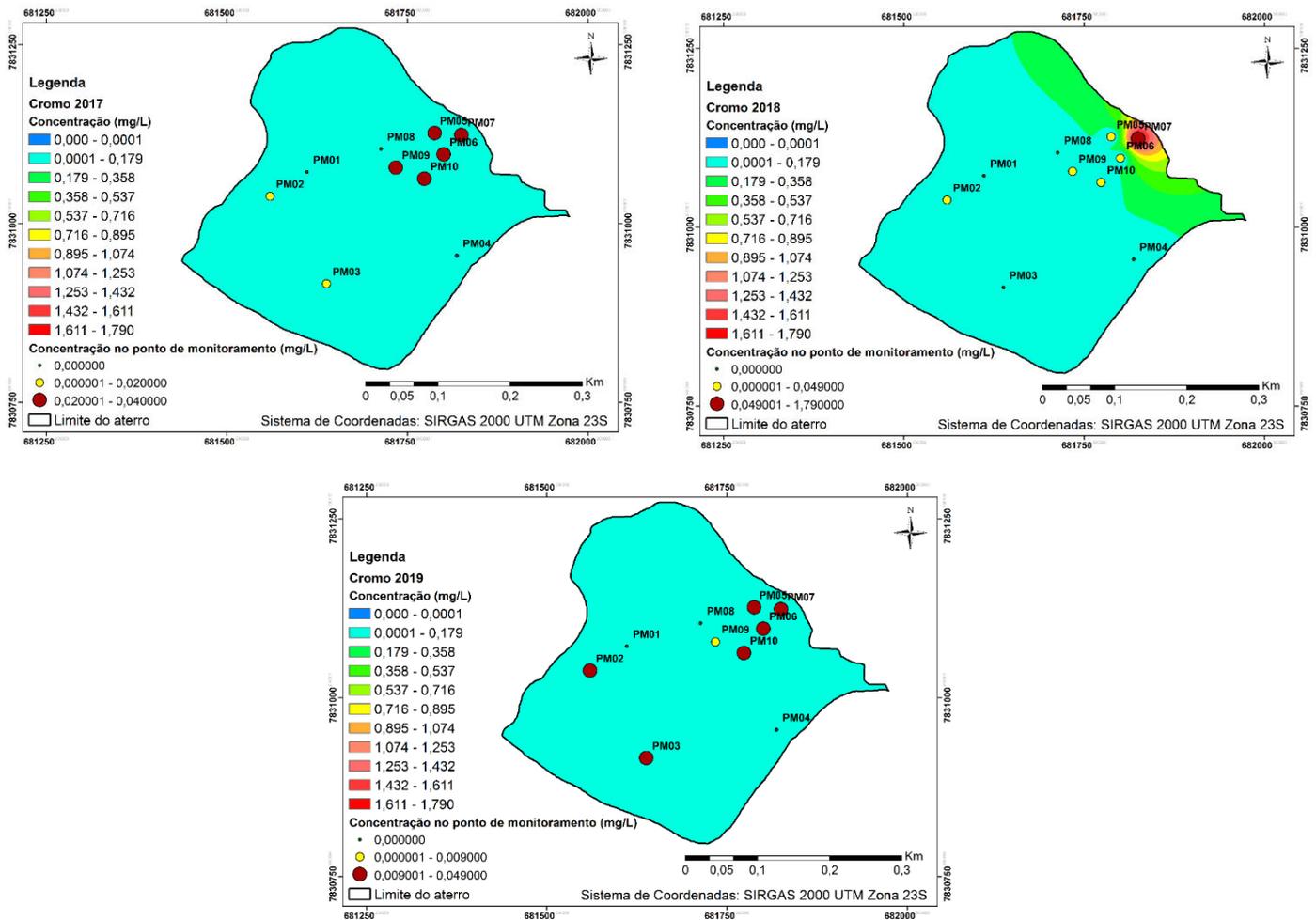


Figura 14 – Mapa de Isoetes das contaminações de Cromo para os anos de 2010, 2013, 2017, 2018, 2019, Fonte: Autores (2020).

Zinco

O zinco foi o elemento contaminante que esteve presente em todos os poços de monitoramento em pelo menos uma coleta de amostras. O valor mínimo encontrado foi 121 vezes acima do valor de referência, no ponto PM10 no ano de 2011.

Entre os elementos investigados, o zinco é o que aparece com mais frequência nas águas dos poços pesquisados. Geralmente esse elemento pode fazer parte da constituição natural dos solos ou das rochas. Atenção deve ser dada aos poços PM03 e PM10, Figura 15.

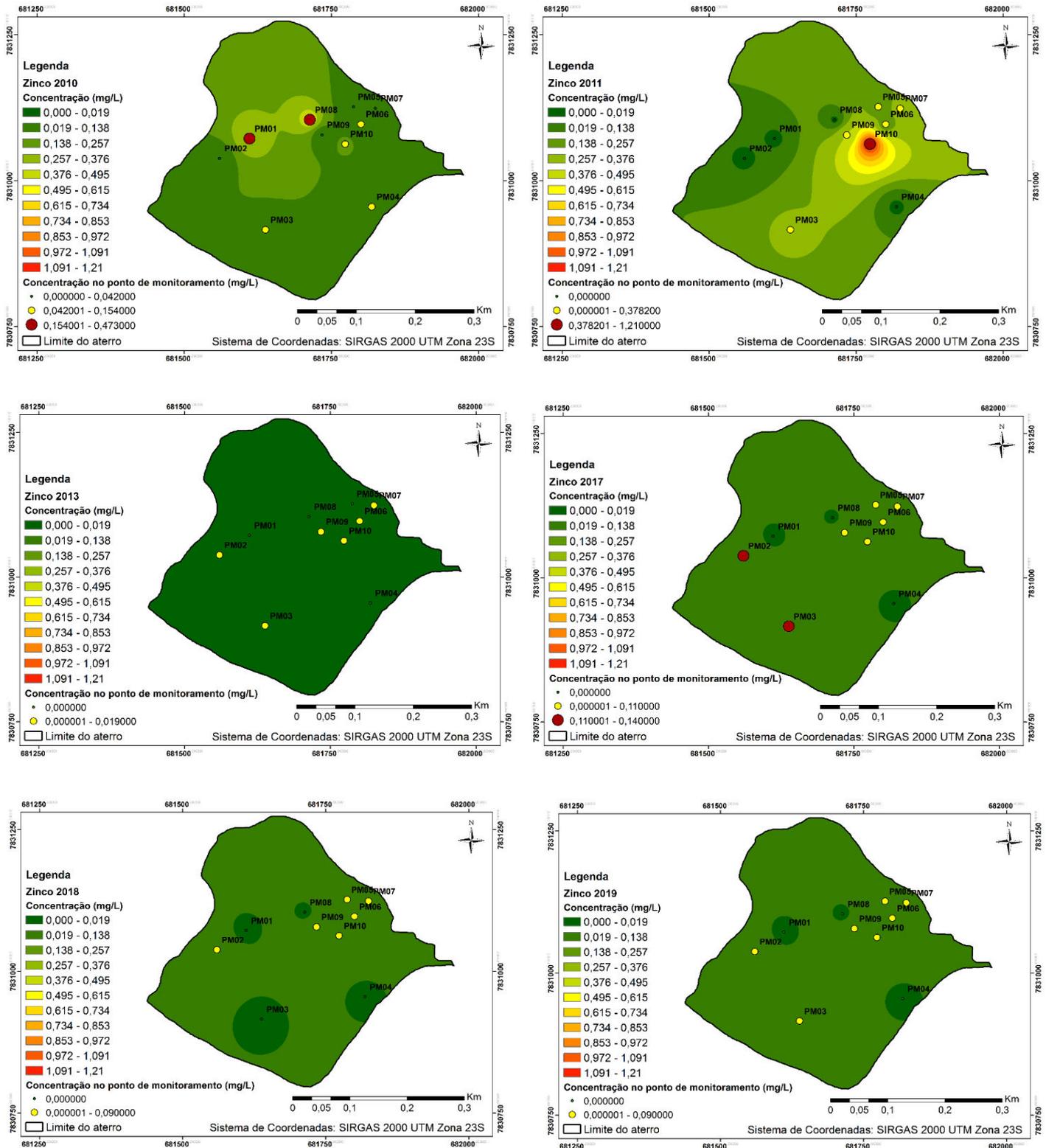


Figura 15 - Mapa de Isoteores das contaminações de Zinco para os anos de 2010, 2011, 2013, 2017, 2018, 2019, Fonte: Autores (2020).

Cádmio

O cádmio apresentou uma grande concentração nos pontos PM02, PM03, PM05, PM06, PM07, PM09 e PM10 chegando a

superar o valor do limite padrão máximo permitido em 13.000 vezes nos pontos de monitoramento a jusante do aterro no ano de 2017, Figura 16.

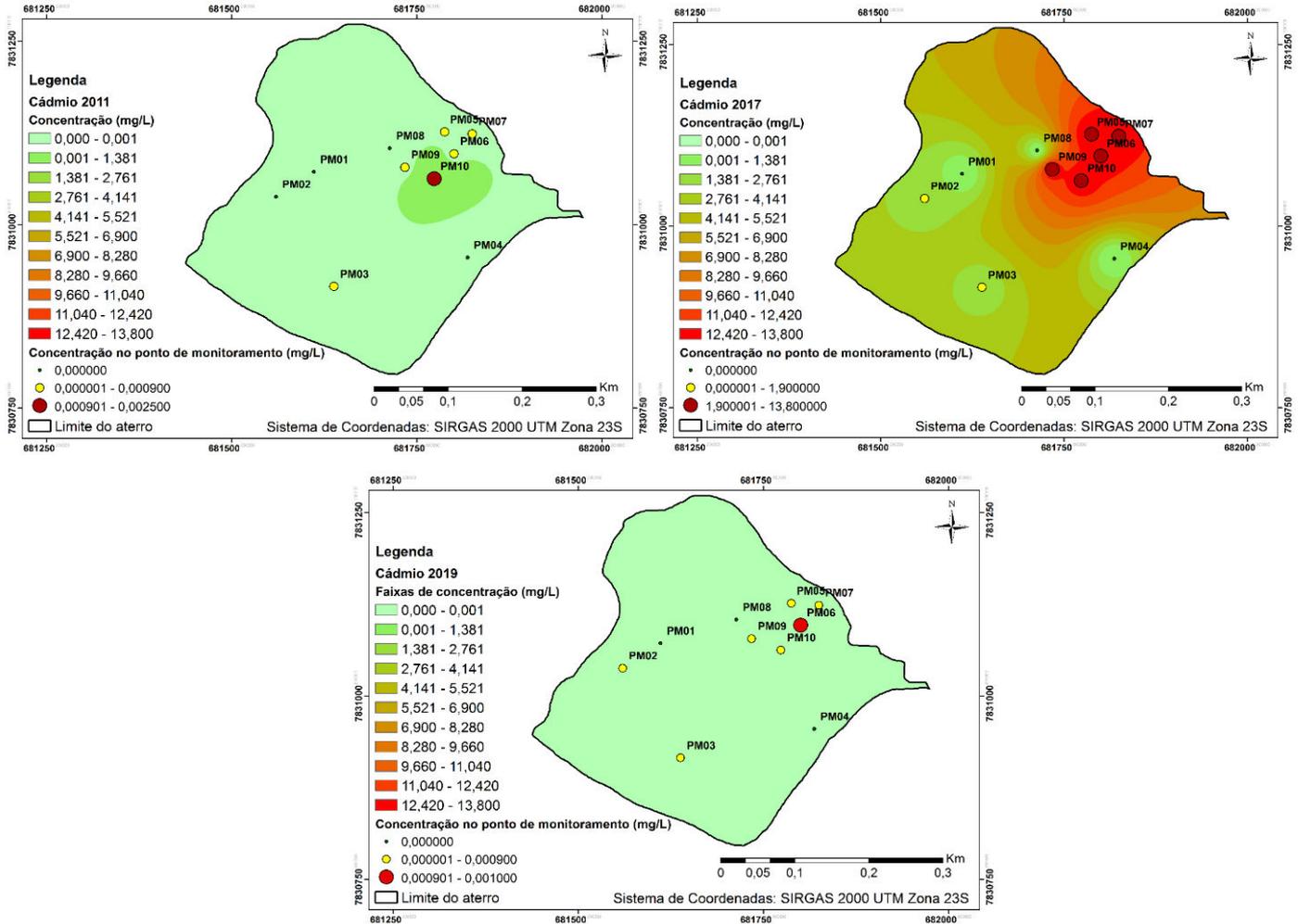


Figura 16 - Mapa de Isoetes das contaminações de Cádmio para os anos de 2011, 2017, 2019, Fonte: Autores (2020).

Apesar da área da pesquisa funcionar atualmente como um aterro sanitário licenciado, com as devidas técnicas de disposição do lixo, de coleta e tratamento de chorume, anteriormente nesse local funcionou o lixão da cidade por mais de 20 anos. Essa situação contribuiu para o lançamento de lixos diversos, inclusive hospitalares, sem critérios ambientais, ocasionando a contaminação do solo. Consequentemente, os metais pesados originalmente oriundos desses materiais e percolados por meio do chorume, misturaram-se com a água de chuva e outros

líquidos, contaminando também a água subterrânea local.

Os elementos contaminantes zinco e chumbo foram identificados em praticamente todos os poços monitorados. No entanto, os poços localizados a jusante (PM05, PM06, PM07, PM08, PM09 e PM10) mostraram valores bem acima dos parâmetros estabelecidos pela legislação e muito acima dos poços localizados a montante da área de disposição dos resíduos. Vale ressaltar que os demais elementos contaminantes de interesse dessa pesquisa

(cádmio, cobre dissolvido e cromo) também foram constatados em várias campanhas de monitoramento com valores que extrapolam os limites legais.

De uma forma geral, os resultados evidenciados nas amostragens de monitoramento, direcionam para uma situação de alerta no aterro sanitário de Itabira. Apesar do local ter sido transformado em aterro sanitário no ano de 2012, vários registros comprovam que a operação do local, nos anos subsequentes, foi extremamente deficiente. Esse procedimento inadequado colaborou de forma acentuada para a contaminação do sítio.

No entanto, a partir do processo de terceirização da operação do aterro no final do ano de 2018, os registros de inspeções e visitas evidenciaram a regularidade na execução das campanhas de monitoramentos ambientais conforme estabelecem as condicionantes da licença de operação do aterro. Outro aspecto de grande importância e que foi identificado durante as visitas de campo realizadas no período da pesquisa, está relacionado ao cumprimento explícito das normas técnicas operacionais de um aterro sanitário.

Conclusões

Os monitoramentos da qualidade das águas subterrâneas mostraram que os poços localizados à jusante (PM05, PM06, PM07, PM08, PM09 e PM10) apresentaram valores com índices bem acima do limite máximo se considerados à legislação da Deliberação Normativa COPAM N° 166/2011. Especificamente, nos poços PM-05 e PM-06, onde a profundidade do NA é inferior a 2 metros, as concentrações dos contaminantes presentes na água apresentam-se bastante aproximados, revelando que a proteção e exposição do aquífero interferem diretamente no processo de contaminação da água subterrânea pela disposição de lixo e outros contaminantes.

Como produtos dessa pesquisa para a área da geologia e da hidrogeologia foram confeccionados mapas que evidenciaram a evolução de cada um dos metais contaminantes cádmio, chumbo, cobre dissolvido, cromo e zinco, registrados nos monitoramentos hídricos do período de 2011 a 2019.

Os valores das concentrações dos elementos investigados obtidos ao longo de determinados anos, quando comparados com os valores orientadores para água subterrânea no estado de Minas Gerais, indicam que as águas

subterrâneas apresentam diversas inconformidades e indícios de contaminação do lençol freático.

Historicamente a disposição de resíduos sólidos urbanos, da maneira como foi realizada por vários anos, impactou a qualidade das águas subterrâneas.

Não foi possível verificar se a coleta do lixiviado, o sistema de impermeabilização e a cobertura das células podem estar sendo suficientemente eficientes, impedindo o lixiviado de atingir o subsolo e consequentemente as águas subterrâneas. Sugere-se maior controle na impermeabilização e no encerramento das células, bem como do sistema de drenagem, para que todo lixiviado produzido seja de fato encaminhado para a lagoa e posterior tratamento.

Após as diversas campanhas para coleta de água nos poços de monitoramento existentes no aterro, conclui-se que: a) a existência da contaminação depende da definição dos valores orientadores de referência (background) e do conhecimento das características hidrogeológicas do aquífero. Como o monitoramento foi iniciado após a construção do aterro, não é possível estabelecer preliminarmente estes valores; b) o comportamento do fluxo subterrâneo deve ser definido previamente a partir das características topográficas e hidrogeológicas do sítio, através do emprego de diferentes técnicas de investigação; c) a evolução das plumas de contaminação depende do clima, da cobertura dos resíduos, da superposição de gradientes (natural e de chorume) e também da capacidade natural de atenuação dos solos existentes em ambiente saturado e não saturado; d) os poços de monitoramento são um ótimo instrumento para investigações geoambientais.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências

Agência Nacional de Águas (ANA). 2017. Atlas Esgotos: Despoluição de bacias hidrográficas / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. – Brasília.

- Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br>. Acesso em 13 maio 2021.
- Agência Nacional de Águas (ANA). 2019. Atlas Esgotos: Despoluição de bacias hidrográficas / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. – Brasília. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br>. Acesso em 13 maio 2021.
- Almeida, F.F. ., 1997. O Cráton de São Francisco. *Revista Brasileira de Geociências*, 7, 349-364.
- Alslaibi, T.M., Mogheir, Y.K., Afifi, S., 2011. Assessment of groundwater quality due to municipal solid waste landfill leachate. *Journal of Environmental Science and Technology*, 4, 419-436. <https://doi.org/10.3923/jest.2011.419.436>
- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. NBR 15495: Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares - Projeto e Construção. Rio de Janeiro, 2007.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). 1992. NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: ABNT. 7 p.
- Aziz, S.Q., Aziz, H.A., Yuso, M.S., Bashir, M.J., Umar, M., 2010. Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: a comparative study. *Journal of Environmental Management*, 91, 2608-2614. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.07.042>
- Aziz, S.Q., Maulood, Y.I., 2015. Contamination valuation of soil and groundwater source at anaerobic municipal solid waste landfill site. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 755. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4971-y>
- Banu, S., Berrin, T., 2015. Parametric fate and transport profiling for selective ground water monitoring at closed landfills: a case study. *Waste Management*, 38, 263-270. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.020>
- Berger, K.U., 2015. On the current state of the Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) model. *Waste Management*. 38, 201-209. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.013>
- Blaschke, A. P., Derx, J., Zessner, M., Kirnbauer, R., Kavka, G., Strelec, H., Farnleitner, A. H., Pang, L., 2016. Setback distances between small biological wastewater treatment systems and drinking water wells against virus contamination in alluvial aquifers. *Science of The Total Environment*. 573, 278-289. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.075>
- BRASIL, Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Disponível em <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>. Acesso em 18 out. 2021.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Programa Nacional de Águas Subterrâneas. 2009. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/agua/recursos-hidricos/aguas-subterraneas/programa-nacional-de-aguas-subterraneas>. Acesso em 22 mai. 2021.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>. Acesso em: 20 set. 2021.
- Brindha, K., Elango, L., 2015. Cross comparison of five popular groundwater pollution vulnerability index approaches. *Journal of Hydrology*, 524, 597-613. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.003>
- Celere, M.S., Oliveira, A.S., Trevilato, T.M.B., Segura-Munoz, S.I., 2007. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. *Cadernos de Saúde Pública*, 23, 939-947. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2007000400021>.
- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), 2005. Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/solo/valores-orientadores-para-solo-e-agua-subterranea/>. Acesso em 08 set. 2021.
- Dan, A., Oka, M., Fujii, Y., Soda, S., Ishigaki, T., Machimura, T., Ike, M., 2017. Removal of heavy metals from synthetic landfill leachate in lab-scale vertical flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment*. 584, 742-750. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.112>
- Deshmukh, K.K., Aher, S.P., 2016. Assessment of the Impact of Municipal Solid Waste on Groundwater Quality near the Sangamner City using GIS Approach. *Water Resour Manage* 30, 2425–2443. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1299-5>
- El-Salam, M. M. A., Abu-Zuid, G. I., 2015. Impact of landfill leachate on the groundwater quality: a case study in Egypt. *Journal of Advanced*

- Research, 6, 579-586.
<https://doi.org/10.1016/j.jare.2014.02.003>
- ENGEORPS - Plano Municipal de Saneamento Básico do Município de Itabira: Produto 3 – Diagnóstico Técnico-Participativo dos serviços de saneamento básico. Itabira, 2015. Disponível em: <http://www.itabira.mg.gov.br/portal/wp-content/uploads/2015/09/Produto-1.pdf>. Acesso em 15 ago. 2021.
- Felicori, T.C., Marques, E.A.G., Silva, T.Q., Porto, B.B., Bravin, T.C., Santos, K.M.C., 2016. Identificação de áreas adequadas para a construção de aterros sanitários e usinas de triagem e compostagem na mesorregião da Zona da Mata, Minas Gerais. Engenharia Sanitária e Ambiental 21, 547-560. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522016146258>
- Gonçalves, J.A.C., Almeida, M.S.L., Ferreira, M.A.M., Paiva, B.L.F., 2019. Disponibilidade de águas superficiais e subterrâneas na bacia do Rio do Peixe-Itabira-MG. Research., Society and Development 8, 1-17. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v8i12.1904>
- Gonçalves, J.A.C., Scudino, P.C.B., Sobreira, F.G., 2005. Reservas Renováveis e Caracterização dos Aquíferos Fissurais do Leste da Zona da Mata de Minas Gerais e Adjacências. Revista do Instituto de Geociências-USP 5, 19-27. <https://doi.org/10.5327/S1519-874X2005000100002>
- Gonçalves, M., Kishi, R., Fernandes, C., 2016. Poluição por metais pesados na bacia do rio Barigui, estado do Paraná. Revista de Gestão de Água da América Latina, 13, 175-185. <http://dx.doi.org/10.21168/reg.a.v13n2.p175-185>.
- Gworek, B., Dmuchowski, W., Koda, E., Marecka, M., Baczewska, A.H., Brągoszewska, P., Siczka, A., Osiniński, P., 2016. Impact of the municipal solid waste Łubna Landfill on environmental pollution by heavy metals. Water, 8, 1-16. <https://doi.org/10.3390/w8100470>
- Han, Z., Ma, H., Shi, G., He, L., Wei, L., Shi, O., 2016. A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China. Science of the Total Environment, 569, 1255–1264. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.201>
- Hirata, R., Zoby, J. L. G., Oliveira, F. R., 2010. Água Subterrânea: Reserva Estratégica ou Emergencial. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências.
- Huang, G., Sun, J., Zhang, Y., Chen, Z., Liu, F., 2013. Impact of anthropogenic and natural processes on the evolution of groundwater chemistry in a rapidly urbanized coastal area, South China. The Science of the Total Environment, 463, 209-221. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.078>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – (IBGE). Atlas saneamento. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; 2011. Disponível em: ftp://geofpt.ibge.gov.br/atlas/atlas_saneamento/atlas_saneamento_2011.zip. Acesso em: 10 ago. 2021.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – (IBGE). Cidades e Estados. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg/itabira.html>. Acesso em 12 abr. 2021.
- Jordt-Evangelista, H., Lana, C., Delgado, C.E.R., Viana, D.J., 2016 Age of the emerald mineralization from the Itabira-Nova Era District, Minas Gerais, Brazil, based on LA-ICP-MS geochronology of cogenetic titanite. Brazilian Journal of Geology, 46, 427-437. <https://doi.org/10.1590/2317-4889201620150074>
- Kanownik, W., Policht-Latawiec, A., 2016. Impact of municipal landfill site on water quality in the Włosanka stream. Journal of Ecological Engineering. 17, 57-64. <https://doi.org/10.12911/22998993/63961>
- Knauer, L.G., 2007. O Supergrupo Espinhaço em Minas Gerais: considerações sobre sua estratigrafia e seu arranjo estrutural. Geonomos 1, 81-90.
- Koda, E., Miskowska, A., Siczka, A., 2017. Levels of organic pollution indicators in groundwater at the old landfill and waste management site. Applied Sciences, 7, 6, 1-22. <https://doi.org/10.3390/app7060638>
- Lana, C., Alkmim, F., Armstrong, R., Scholz, R., Romano, R., Nalini, H., 2013. The ancestry and magmatic evolution of Archaean TTG rocks of the Quadrilátero Ferrífero, southeast Brazil. Precambrian Research, 230, 1-30. <https://doi.org/10.1016/j.precamres.2013.03.008>
- Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J.W.F., Barlaz, M.A., 2012. A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. Waste Management, 32, 498-

512.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.010>
- Li, Y., Li, J., Chen, S., Diao, W., 2012. Establishing indices for groundwater contamination risk assessment in the vicinity of hazardous waste landfills in China. *Environmental Pollution*, 165, 77-90. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.042>
- Lima, S. D., Oliveira, A.F., Golin, R., Caixeta, D.S., Lima, Z. M., Morais, E.B., 2017. Gerenciamento de áreas contaminadas por postos de combustíveis em Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. *Ambiente & Água* 12, 299-315. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1872>.
- Linhares, F.M., Almeida, C.N., Silans, A.M.B.P., Coelho, V.H.R., 2014. Avaliação da vulnerabilidade e do risco à contaminação das águas subterrâneas da bacia hidrográfica do Rio Gramame (PB). *Sociedade & Natureza*, 26, 1-16. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320140110>
- Lourenço, J., Marques, S., Carvalho, F.P., Oliveira, J, Malta, M., Santos, M., Gonçalves, F., Pereira, R., Mendo, S., 2017. Uranium mining wastes: The use of the Fish Embryo Acute Toxicity Test (FET) test to evaluate toxicity and risk of environmental discharge. *Science of the Total Environment*. 15, 605-606, 391-404. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.125>
- Machado, A.A.S., Spencer, K., Kloas, W., Toffolon, M., Zarfl, C., 2016. Metal fate and effects in estuaries: a review and conceptual model for better understanding of toxicity better understanding of toxicity. *Science of the Total Environment*, 541, 268-281. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.045>
- Martínez, J., Ortiz, A., Ortiz, I., 2017. State-of-the-art and perspectives of the catalytic and electrocatalytic reduction of aqueous nitrates. *Applied Catalysis B Environmental*. 207, 42–59.
- Mdgeo, Serviços de Hidrogeologia Ltda. 1999. Modelo Hidrogeológico do Distrito Ferrífero de Itabira – Volume I a IV: Definição do Modelo Hidrogeológico Regional. Relatório Técnico - CVRD-ITA-007/99, Belo Horizonte.
- Mekonnen, M. M., Hoekstra, A.Y., 2016. Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances*, 2, 2. <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.1500323>
- MINAS GERAIS. Lei Nº 13.771, de 11-12-2000. Dispõe sobre a administração, a proteção e a conservação das águas subterrâneas de domínio do Estado. Disponível em <https://futurelegis.com.br/legislacao/1267/Lei-N%C2%BA-13771-de-11-12-2000>. Acesso em 06 abr. 2021.
- Mondelli, G., Giacheti, H.L., Hamada, J., 2016. Avaliação da contaminação no entorno de um aterro de resíduos sólidos urbanos com base em resultados de poços de monitoramento. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 21, 169-182. <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100120706>
- Neto, A.F.S., Bertachini, A.C., Girodo, A.C., Almeida, D.C., 2001. Hydrogeological Model of the Itabira iron ore district. IMWA - International Mine Water Association Symposium, Belo Horizonte, Brazil.
- Oliveira, B.O.S., Tucci, C.A.F., Neves Júnior, A.F., Santos, A.A., 2016. Avaliação dos solos e das águas nas áreas de influência de disposição de resíduos sólidos urbanos de Humaitá, Amazonas. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 21, 593-601. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-1522016133274>
- Oliveira, G.A., Silva, J.J.R., Morais, A.A., 2018. Mapeamento dos usos do solo e da qualidade da água na microbacia do córrego duas barras em Itabira-MG. III Congresso de Pesquisa, Extensão e Ensino. UNIFEI. Itabira, 2018. Disponível em: <https://cpee.unifei.edu.br> Acesso em 28 out. 2020.
- Oliveira, L.F.C., Nogueira, J. G., Frizzarim, S. S., Fia, R., Freitas, J. S., Fia, F. R. L., 2013. Sorção e mobilidade do lítio em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 18, 139-148. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522013000200006>
- Padilha, A.V., 2000. Projeto Itabira. Folha SE.23-Z-D-IV, Estado de Minas Gerais, Escala 1:100.000. Brasília, CPRM, 71p.
- Perdigão, L. S. 2016. Estudo da condutividade hidráulica do solo de cobertura do aterro sanitário de Itabira – MG. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Itajubá – Itabira.
- Piaz, J.F.D., Ferreira, G.M.V., 2011. Gestão de resíduos sólidos domiciliares urbanos: o caso do município de Maraú, RS. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, 5, 33-47. <http://dx.doi.org/10.5773/rgsa.v5i1.248>.
- Pinheiro, R.V.N., Lobón, G.S., Scalize, P.S., 2018. Risco de contaminação pela presença de disposição final de resíduos sólidos em bacias de captação superficial de água. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 23, 871-880. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018174184>

- Przydatek, G., Kanownik, W., 2019. Impact of small municipal solid waste landfill on groundwater quality. *Environmental Monitoring and Assessment* 191, 169. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7279-5>
- Renger, F.E., Noce, A.W., Machado, N., 1994. Evolução sedimentar do Supergrupo Minas: 500 Ma de registro geológico no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brasil. *Geonomos*, 2, 1-11.
- Shi, K.W., Wang, C.W., Jiang, S.C., 2018. Quantitative microbial risk assessment of Greywater on-site reuse. *Science of the Total Environment* 635, 1507-1519.
- Singh, H., Raju, N.J., Gossel, W., Wycisk, P., 2016. Assessment of pollution potential of leachate from the municipal solid waste disposal site and its impact on groundwater quality, Varanasi environs, India. *Arabian Journal of Geosciences*, 9, 131.
- Sizirici, B., Tansel, B., 2015. Parametric fate and transport profiling for selective groundwater monitoring at closed landfills: a case study. *Waste Management* 38, 263-270. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.020>
- Spier, C.S., Oliveira, S.M. B., Sial, A.N., Rios, F.J., 2007. Geochemistry and genesis of the banded iron formatinhos of the Cauê Formation, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. *Precambrian Research* 152, 170-206. <https://doi.org/10.1016/j.precamres.2006.10.003>
- Tałałaj, I.A., Biedka, P., 2016. Use of the landfill water pollution index (LWPI) for groundwater quality assessment near the landfill sites. *Environmental Science and Pollution Research* 23, 24601-24613. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7622-0>
- Tang, Q., Gu, F., Zhang, Y., Zhang, Y., Mo, J., 2018. Impact of biological clogging on the barrier performance of landfill liners. *Journal of Environmental Management*. 222, 44-53. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.039>
- Tundisi, J. G., 2014. Recursos hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 90 p. ISBN: 978-85-85761-36-3. <http://www.abc.org.br/IMG/pdf/doc-5923.pdf>
- Xu, Y., Xue, X., Dong, L., Nai, C., Liu, Y., Huang, Q., 2018. Long-term dynamics of leachate production, leakage from hazardous waste landfill sites and the impact on groundwater quality and human health. *Waste Manag.* 82, 156–166. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.009>
- Xu, Y., Liu, J., Dong, L., Liu, Y., Li, W., Nai, C., Huang, Q., 2019. Buffering distance between hazardous waste landfill and water supply wells in a shallow aquifer. *Journal of Cleaner Production*. 211, 1180-1189. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.16>
- Yang, Y.S., Li, P., Zhang, X., Li, M., Lu, Y., Xu, B., Yu, T., 2017. Lab-based investigation of enhanced BTEX attenuation driven by groundwater table fluctuation. *Chemosphere*. 169, 678-684. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.128>
- Ying, S.C., Schaefer, M.V., Cockesteb, A., Li, J., Fendorf, S., 2017. Depth stratification leads to distinct zones of manganese and arsenic contaminated groundwater. *Environmental Science & Technology*. 51, 8926-8932.
- Zhang, Y., Chu, C., Li, T., Xu, S., Liu, L., Ju, M., 2017. A water quality management strategy for regionally protected water through health risk assessment and spatial distribution of heavy metal pollution in 3 marine reserves. *Science of the Total Environment*. 599-600, 721-731. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.232>