



Identificação espacial da vulnerabilidade de aquíferos à contaminação por meio de indicadores ambientais

Spatial identification of the vulnerability of aquifers to contamination through environmental indicators

Bruno Pereira Toniolo^a, Katia Sakihama Ventura^b, Darllan Collins da Cunha e Silva^a

^a Universidade Estadual Paulista-UNESP. Av. Três de Março, n. 511, Alto da Boa Vista, Sorocaba, São Paulo, Brasil. CEP: 18087-180. E-mail: bruno.toniolo@unesp.br, darllan.collins@unesp.br.

^b Universidade Federal de São Carlos-UFSCar, Departamento de Engenharia Civil. Rodovia Washington Luís, km 235, n. 310, São Carlos, São Paulo, Brasil. CEP: 13565905. E-mail: katiassv@ufscar.br.

ARTICLE INFO

Recebido 11 Fev 2022

Aceito 30 Out 2022

Publicado 18 Nov 2022

ABSTRACT

Groundwater is a valuable resource for supplying human needs. The aquifer's pollution depends on the lack of urban monitoring and management tools for pollution actions. The study aimed to determine the vulnerability to aquifer contamination in the SABESP-Oeste (MO) Business Unit. The methodology consisted of collecting data in digital geoprocessing databases and calculating the Susceptibility Index (IS). A sample of this study considered data from 230 tubular wells registered in the Groundwater Information System (SIAGAS). The results indicated that the risk is low to extremely low, in most of the OM. However, the Osasco region presents a moderate to high risk of contamination, similar to the municipality of Carapicuíba and the northern portion of the municipality of São Paulo, classifying these areas as the most vulnerable to contamination of the soil and water resources as others in the urban perimeter. The IS contributed to the current diagnosis of vulnerability to contamination and can subsidize public policies in territorial management. Environmental control and monitoring are essential to minimize irregular contamination from human and industrial activities.

Keywords: Groundwater, geolocation, contamination.

RESUMO

As águas subterrâneas são um recurso valioso para suprir as necessidades humanas, servindo de múltiplos usos como abastecimento, irrigação, estâncias hidrominerais termais e engarrafamento de água mineral. Todavia o risco de poluição de aquíferos, relacionada à ausência de monitoramento do ambiente, obriga à busca de novas informações e tecnologias para mitigar os efeitos contaminantes. O estudo objetivou mapear a vulnerabilidade à contaminação de aquíferos sob a Unidade de Negócio Oeste SABESP (MO), por meio do método do Índice de Susceptibilidade (IS) que se baseia em cinco variáveis físicas. Foram usados como amostras 230 poços tubulares cadastrados no Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS). Como resultado, a MO apresentou um IS variando de risco extremamente baixo a risco moderado-alto, com um risco médio de 45 pontos, classificado como baixo e que as áreas mais vulneráveis à contaminação estão localizadas em perímetro urbano. Conclui-se que a espacialização do IS é eficiente na identificação de áreas que estão mais suscetíveis às cargas poluentes, além de auxiliar no planejamento ambiental.

Palavras-Chave: Águas subterrâneas, geoespacialização, contaminação.

Introdução

O recurso hídrico é um dos recursos naturais mais explorados nas últimas décadas, com ações antrópicas que dependem da

água em sua composição são diversificadas, tais como os setores da indústria, recreação, agricultura, navegação, produção de energia e

especialmente o saneamento básico (Gil et al., 2020).

De acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), dos 645 municípios de São Paulo, 462 (71,6%) são abastecidos parcial ou totalmente por aquíferos, sendo que desse total, 308 (47,7%) são cidades abastecidas completamente por águas subterrâneas (CETESB, 2021).

A desassociação da contaminação – relacionada à veiculação de doenças por agentes patogênicos – da poluição hídrica (referente à modificação dos parâmetros limnológicos), deve ser fundamentada pelo limiar dos indicadores de qualidade diversos como, por exemplo, o Índice de Qualidade da Água (IQA) e o Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas (ISTO) (CETESB, 2021; Andrade et al., 2021; Lourenço et al., 2022).

Assim, para fins de abastecimento hídrico, os poços profundos (tubulares) e rasos (cacimbas) estão sujeitos a diversos tipos de contaminação e poluição. Os fatores que podem ocasionar poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas são o lançamento de efluentes domésticos e industriais sem tratamento prévio, a ausência de preservação da fauna e flora, o descarte inadequado de resíduos sólidos, existência de fossa negra, vazamentos em rede coletora de esgoto sanitário, falta de manutenção nos sistemas de saneamento (Nery et al., 2020; Sales et al., 2021).

A longo prazo, toda água subterrânea é vulnerável a contaminantes, sendo que a precisão do grau de contaminação depende do modelo de vulnerabilidade a ser utilizado, o qual leva em conta alguns fatores naturais como o acesso da zona saturada à introdução de cargas poluidoras, a diluição e o rearranjo dos poluentes e a habilidade de resistência físico-química da zona não saturada contra os contaminantes (Troian et al., 2020; Pereira et al., 2021).

Neste sentido, os métodos computacionais colaboram na proteção e gestão dos recursos hídricos subterrâneos por meio da determinação de sua fragilidade potencial à contaminação, isto é, da sensibilidade do aquífero aos efeitos deletérios de uma carga contaminante instaurada na superfície (Simonetti et al., 2019; Jesus et al., 2020; Rizzo et al., 2022).

A metodologia DRASTIC, desenvolvida por Aller et al. (1987), destaca-se por sete variáveis hidrodinâmicas: nível do lençol freático (D), recarga do aquífero (R), material do aquífero (A), tipo de solo (S), topografia (T), influência da zona vadosa (I) e condutividade hidráulica do solo (C).

Ribeiro (2005) alterou o método de Aller et al. (1987), pois considerou as variáveis D, R, A e T, inserindo uma nova, o uso e a ocupação do solo

(*Land Use*, LU, em inglês), para melhor representar a influência antrópica na paisagem. A retirada dos parâmetros S, I e C simplifica o método, uma vez que muitas vezes são variáveis de difícil obtenção. O Índice de Susceptibilidade (IS), proposto por Ribeiro (2005), determina a fragilidade do aquífero frente à contaminação e possui a vantagem de ser espacializado por técnicas de geoprocessamento (Toniolo et al., 2020).

Dessa forma, o objetivo principal deste artigo foi elaborar o mapeamento de vulnerabilidade das águas subterrâneas presentes na Unidade de Negócio Oeste (MO) da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) por meio do Índice de Susceptibilidade (IS), associado ao uso de geotecnologias.

Material e Métodos

Área de estudo

A área de estudo corresponde à Unidade de Negócio Oeste (MO) e é um conjunto que integra os seguintes municípios do Estado de São Paulo (SP): Barueri, Cotia, Carapicuíba, Santana de Itapevi, Jandira, Osasco, Parnaíba, Pirapora do Bom Jesus, Vargem Grande Paulista, Taboão da Serra e parte da capital de São Paulo (bairros Butantã, Campo Limpo, Jaguaré, Morumbi e Pirajussara). A MO está situada na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), como se observa na Figura 1, e é um setor integrante da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP).

A MO foi constituída em 1996, possui uma área de 1.035,84 km², e atende aproximadamente 3,5 milhões de beneficiários, operando sistemas de distribuição de água potável e coleta de esgotos. Está área é caracterizada por uma expansão contínua da população e conta com um sistema composto de redes de distribuição de água potável por 11,7 mil km, com 7,1 mil km de rede de coleta de esgoto sanitário e cerca de 916 mil ligações de água, assim como 611 mil ligações de efluentes domésticos, sendo uma importante zona de atuação da Sabesp (SABESP, 2018).

A MO está situada entre as sub-bacias hidrográficas Tietê-Sorocaba e Alto do Tietê. A predominância pedológica é do tipo Cambissolo Háplico e somente na região norte (Reserva do Morro Grande) que é Argissolo Vermelho Amarelo (Rossi, 2017). Quanto à geomorfologia, a predominância na MO é do domínio Cinturões Móveis Neoproterozóicos, exceto os municípios de Osasco e São Paulo que possuem trechos do tipo Bacias e Coberturas Sedimentares, e Depósitos Sedimentares Quaternários (CPRM, 2006).

A declividade média da MO é de aproximadamente 15%, possuindo uma altitude

que varia de 643,29 m até 1.200,94 m. Referente à hidrografia, a MO possui uma extensão de 2.541 m de rede de drenagem e cerca de 1.200 nascentes existentes na área, sendo que seus cursos d'água principais são o Rio Tietê com 45 km de extensão,

Rio Cotia com 39 km, Rio São João do Barueri com 20 km e Rio Pirajussara com 13,5 km, estando situada entre os aquíferos Pré-Cambriano e São Paulo (SIMA, 2016).

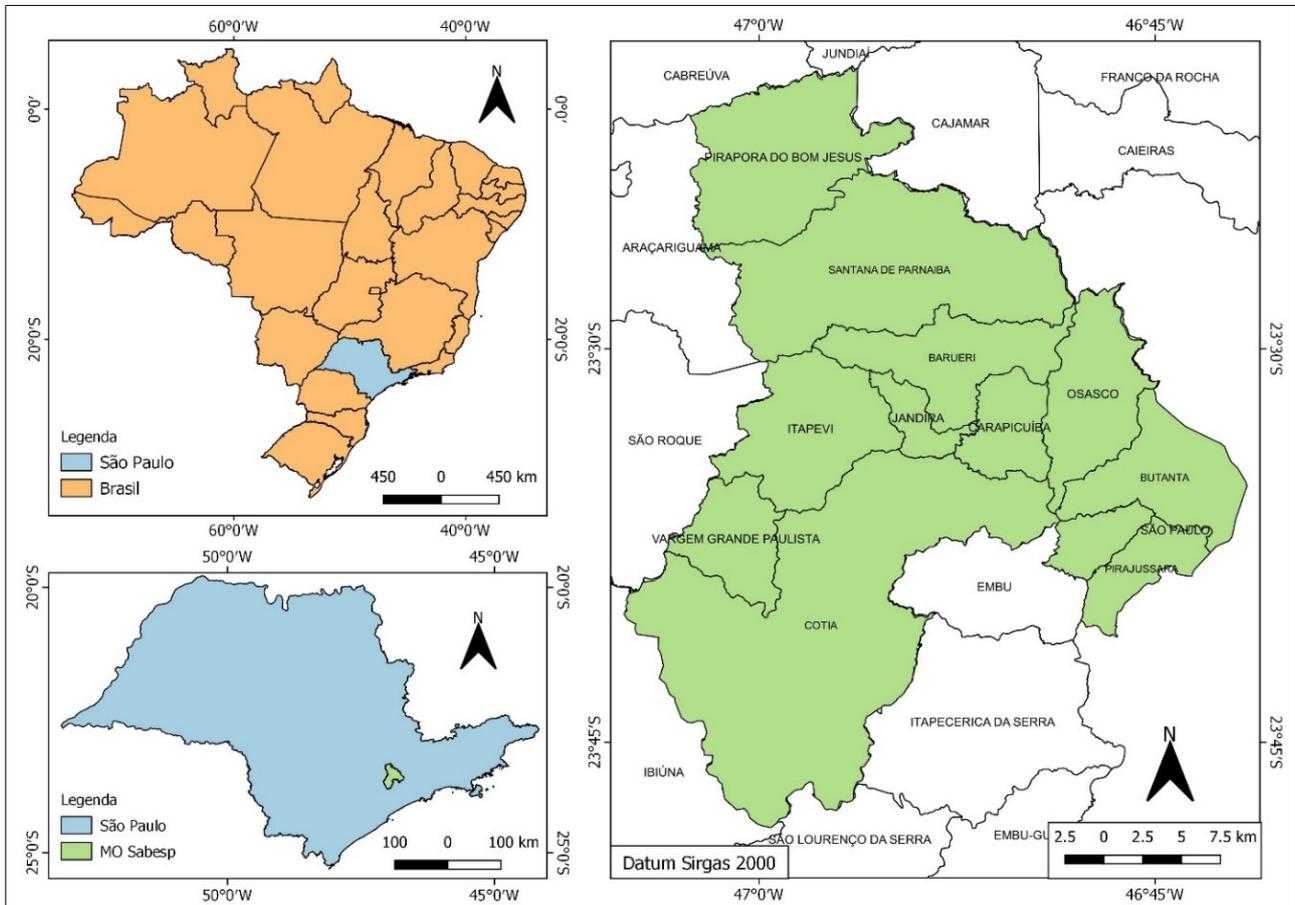


Figura 1. Mapa de localização da Unidade de Negócio Oeste (MO), situada na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Fonte: Toniolo et al. (2021).

Determinação da vulnerabilidade dos aquíferos na Unidade de Negócio Oeste Sabesp

A vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos foi determinada pelo Índice de Susceptibilidade (IS) proposto por Ribeiro (2005), escalonado de 0 a 100, de acordo com a Equação 1.

$$IS = 0,186 \times D + 0,212 \times R + 0,256 \times A + 0,121 \times T + 0,222 \times LU \quad \text{Eq. (1)}$$

onde: D = nível do lençol freático; R é a recarga do aquífero; A é o material do aquífero, isto é, a litologia; T é a declividade do relevo; LU é o uso e ocupação do solo.

Todos os planos de informação (PI) constantes na Equação 1 foram espacializados em um Sistema de Informações Geográficas (SIG) pelo programa de código livre QGIS 3.10. O datum horizontal adotado no SIG foi o SIRGAS 2000 (código 39.193) e a projeção cartográfica utilizada

foi a Universal Transversa Mercator (UTM) de fuso 23S.

Para determinar a distância do nível de lençol freático (D), foram usadas as informações do Sistema de Informações de Água Subterrâneas (SIAGAS, 2020, de forma que foram editados 231 poços tubulares, sendo 200 inseridos na MO e 31 externos a MO.

Assim, esta variável foi espacializada para abranger toda área, usando-se o interpolador *Inverse Distance Weighted* (IDW), ou Inverso da Distância Ponderada (IDP), com peso de segunda ordem, o qual é considerado apropriado para este tipo de análise (Batista et al., 2021; Silva et al., 2021).

A recarga do aquífero (R) foi estimada a partir do valor de 20%, descoberto por Mondin et al. (2006) sobre a precipitação anual média de 1.500 mm do município de São Paulo (DAEE, 2020), correspondendo a 300 mm por ano.

Para o material do aquífero (A), foram consideradas as informações do portal da Companhia de Pesquisas de Recursos Naturais

(2006). A Figura 2 apresenta a localização dos poços tubulares e o tipo de material do aquífero.

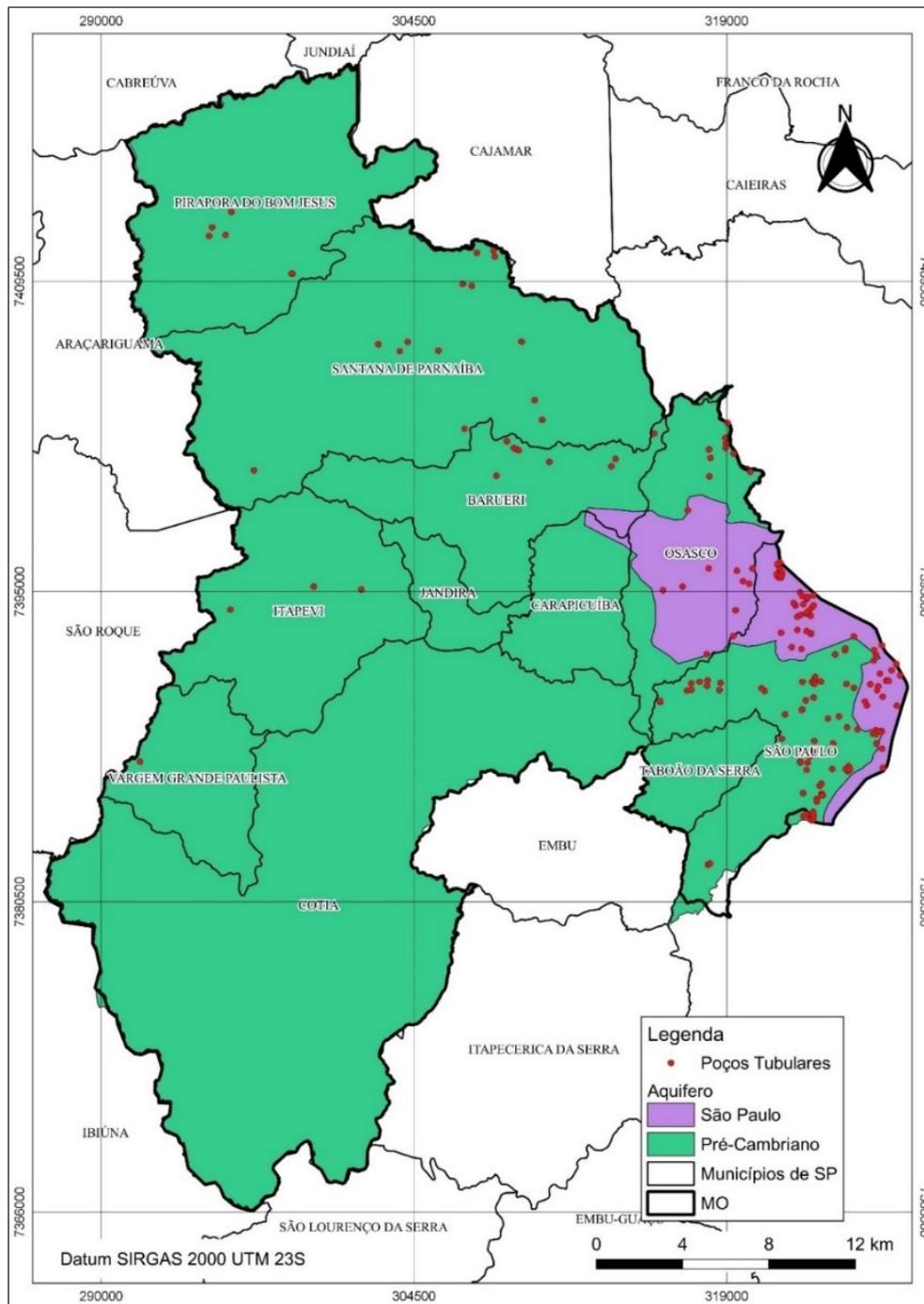


Figura 2. Mapa com a distribuição de poços tubulares e tipo de aquífero (D) da Unidade de Negócio Oeste (MO), situada na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Fonte: Toniolo et al. (2021).

A declividade do terreno (T), em porcentagem, foi calculada a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE), denominado TopoData, cuja resolução espacial é de 30 m, feito pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), conforme Valeriano (2008).

As classes de uso e ocupação do solo (LU) foram aproveitadas do estudo de Toniolo et al. (2020) referente à susceptibilidade erosiva da MO.

Este mapeamento foi feito a partir de classificação supervisionada, com uso do algoritmo de máxima verossimilhança sobre imagens multiespectrais datadas de agosto de 2018, pertencentes à campanha Landsat 8 (NASA, 2013), de forma que foram consideradas cinco classes.

Todos os PI's foram convertidos em formato matricial e reclassificados em uma pontuação de 0 a 100 utilizando o comando

“r.report” do QGIS, conforme apresentado nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1. Variáveis Profundidade (D), Recarga (R) e Declividade (T) do índice DRASTIC (Aller et al., 1987). Fonte: Adaptado de Ribeiro (2005).

Profundidade (D)		Recarga (R)		Declividade (T)	
Valor (m)	Pontuação	Valor (mm ano ⁻¹)	Pontuação	Valor (%)	Pontuação
< 1,5	100	< 51	10	< 2,0	100
1,5 - 4,6	90	51 - 102	30	2,0 - 6,0	90
4,6 a 9,1	70	102 - 178	60	6,0 - 12,0	50
9,1 - 15,2	50	178 - 254	80	12,0 - 18,0	30
15,2 - 22,9	30	> 254	90	> 18,0	10
22,9 a 30,5	20				
> 30,5	10				

Tabela 2. Variáveis do material do aquífero (A) e uso do e ocupação do solo (LU). Fonte: Adaptado de Ribeiro (2005).

Material do Aquífero (A)			
Classe	Pontuação	Classe	Pontuação
Areia, Cascalho	70	Quartzo-Monzonito	40
Arenito	60	Granito	40
Calcifilito	60	Sienogranito	40
Conglomerado	60	Quartzito	30
Biotita monzogranito	60	Rocha vulcânica piroclástica	30
Rocha metavulcânica	50	Biotita gnaiss	30
Metasiltito	50	Metarenito	30
Monzogranito	40	Mica xisto	20
Granodiorito	40		
Uso e Ocupação do Solo (LU)			
Classe	Pontuação	Classe	Pontuação
Área urbana	75	Hidrografia	50
Solo exposto	70	Vegetação arbórea e vegetação arbustiva	0

O cálculo do IS foi feito pela média ponderada das variáveis na Calculadora Raster do QGIS, de acordo com a Equação 1 e, por fim, o IS foi classificado de acordo com a pontuação da Tabela 3.

Tabela 3. Classificações das categorias do IS. Fonte: Adaptado de Ribeiro (2005).

Valores	Vulnerabilidade à Contaminação
> 90	Extremamente elevada
80 - 90	Muito elevada
70 - 80	Elevada
60 - 70	Moderada a elevada
50 - 60	Moderada a baixa
40 - 50	Baixa
30 - 40	Muito baixa
< 30	Extremamente baixa ou nula

Resultados e Discussão

Segundo Ribeiro (2005), a vulnerabilidade intrínseca considera as propriedades hidrológicas, hidrogeológicas e geomorfológicas. Assim, o IS

buscar reparar duas não conformidades do método DRASTIC (Aller et al., 1987) que são a duplicidade entre as variáveis e o método de ponderação. Quando se adiciona o parâmetro de uso e ocupação do solo (LU), o procedimento avalia de forma mais apurada a vulnerabilidade regional, uma vez que a ação antrópica pode impactar de forma negativa na paisagem.

Uma forma de mensurar a qualidade das águas subterrâneas para abastecimento público é o Indicador de Potabilidade das Águas Subterrâneas (IPAS) que se baseia nos parâmetros da Portaria de Consolidação nº 05/2017 do Ministério da Saúde (CETESB, 2021).

Nos dois sistemas aquíferos da MO, apenas o aquífero São Paulo teve modificado seu IPAS, passando da classe Regular em 2017 para Ruim em 2019, sendo que os parâmetros desconformes foram: ferro, manganês, mercúrio, bactérias heterotróficas e coliformes totais. O aquífero Pré-Cambriano manteve a classe de qualidade Regular no mesmo período, com os mesmos parâmetros desconformes do aquífero São Paulo, acrescidos de

arsênio, sólidos dissolvidos e urânio. Em 2020, o IPAS foi calculado somente para o estado, em função da pandemia do coronavírus, apresentando

um valor de 68,9%, *versus* o valor de 64,1 para o ano de 2019 (CETESB, 2021).

A Figura 3 apresenta o nível estático das águas subterrâneas da MO.

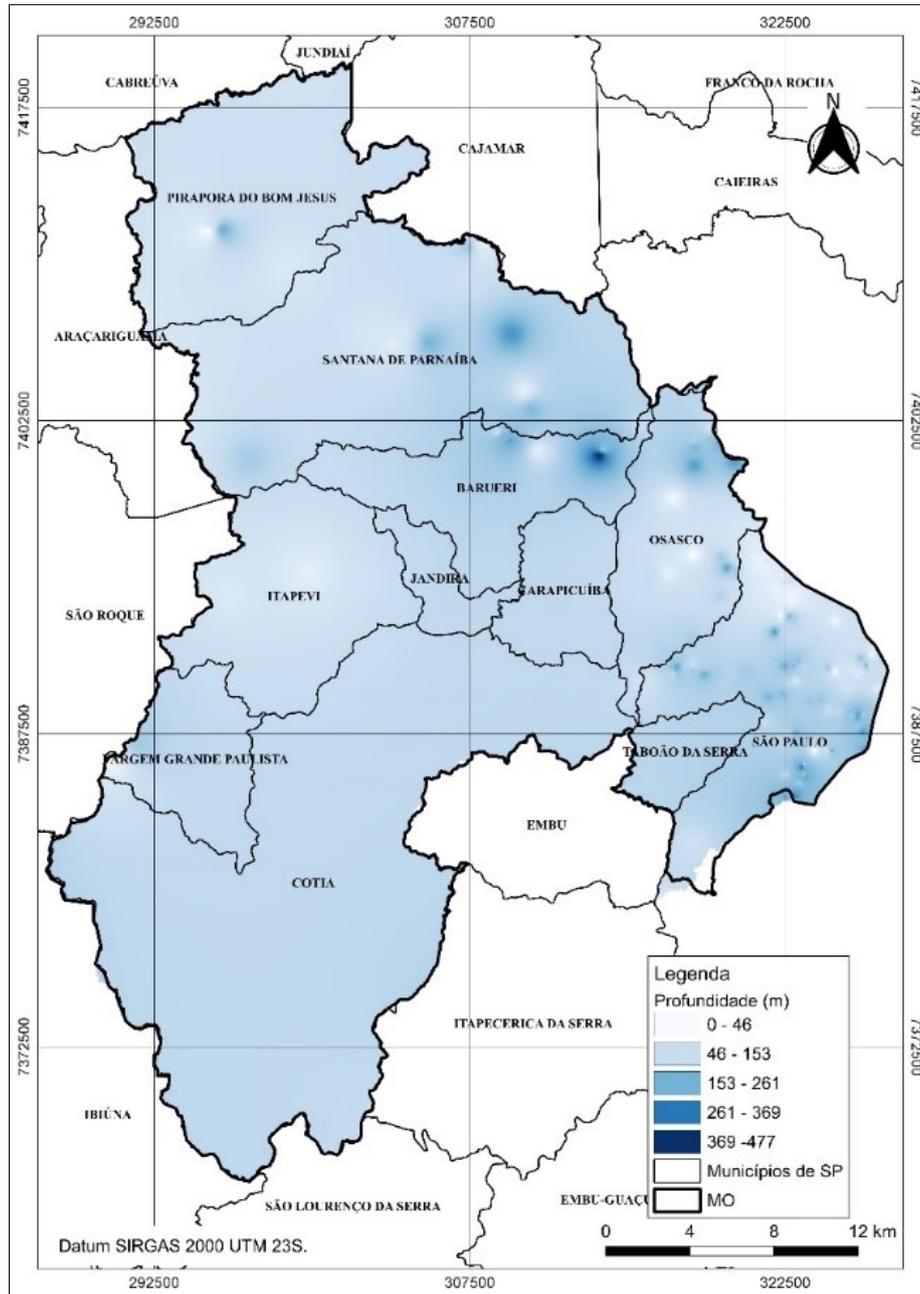


Figura 3. Mapa de profundidade do lençol freático (D) da Unidade de Negócio Oeste (MO), situada na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Fonte: Toniolo et al. (2021).

As manchas claras, brancas, do mapa mostram os níveis mais rasos do lençol freático, indicando uma maior pontuação para a profundidade do lençol freático. Desta forma, quanto mais profundo for o aquífero, menor será sua susceptibilidade à poluição. Verifica-se uma homogeneidade da cor azul-claro, ao apontar uma profundidade média de 46 a 153 m, correspondente a um risco de contaminação extremamente baixo ou até mesmo nulo.

Observa-se que um efeito característico da interpolação IDW no mapa são as bolhas que ocorrem pela variação do valor na distância amostral, sendo que elas podem dificultar a interpretação dos dados; como exemplo, há um na região leste no município de Barueri e outra na região sudoeste em Pirapora do Bom Jesus.

A variável R demonstra um valor constante: 300 mm ano^{-1} , correspondendo a uma pontuação 90, considerado de risco extremamente

alto. Conforme Oliveira (2021), taxas de recarga maiores acontecem em regiões planas, bem arborizadas e nos aquíferos livres. Em zonas de relevo acidentado, com ausência cobertura vegetal,

sujeitas a práticas intensas de uso e ocupação do solo que favoreçam enxurradas, a recarga ocorre de forma mais lenta e limitada. A Figura 4 apresenta o mapa de declividade (T).

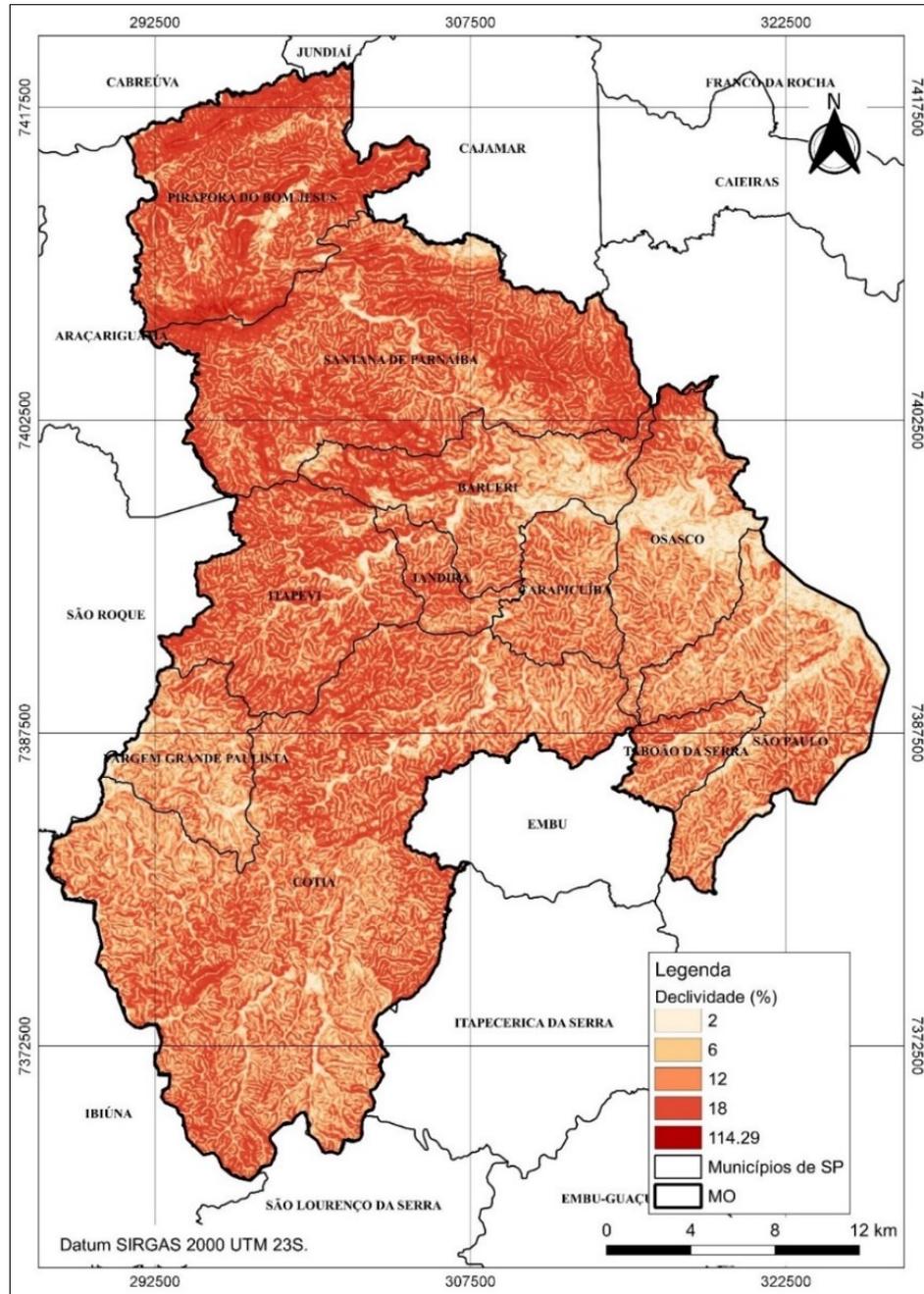


Figura 4. Mapa de declividade do relevo (T) da Unidade de Negócio Oeste (MO), situada na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Fonte: Toniolo et al. (2021).

Nota-se que as regiões de maior inclinação (Figura 4) estão situadas nos municípios de Santana de Parnaíba e Pirapora do Bom Jesus. Verifica-se que quanto maior a declividade, menor a pontuação, pois áreas planas estão sujeitas a um menor escoamento superficial, aumentando o alagamento e a infiltração (Simonetti et. Al, 2019; Gil et al., 2020).

A Figura 5 ilustra uma litologia da MO muito heterogênea, a qual pode conter risco de contaminação quando associada à atividade antrópica, em especial indústrias cujo descarga de efluentes pode ocorrer de forma clandestina nos cursos d'água ou ao solo.

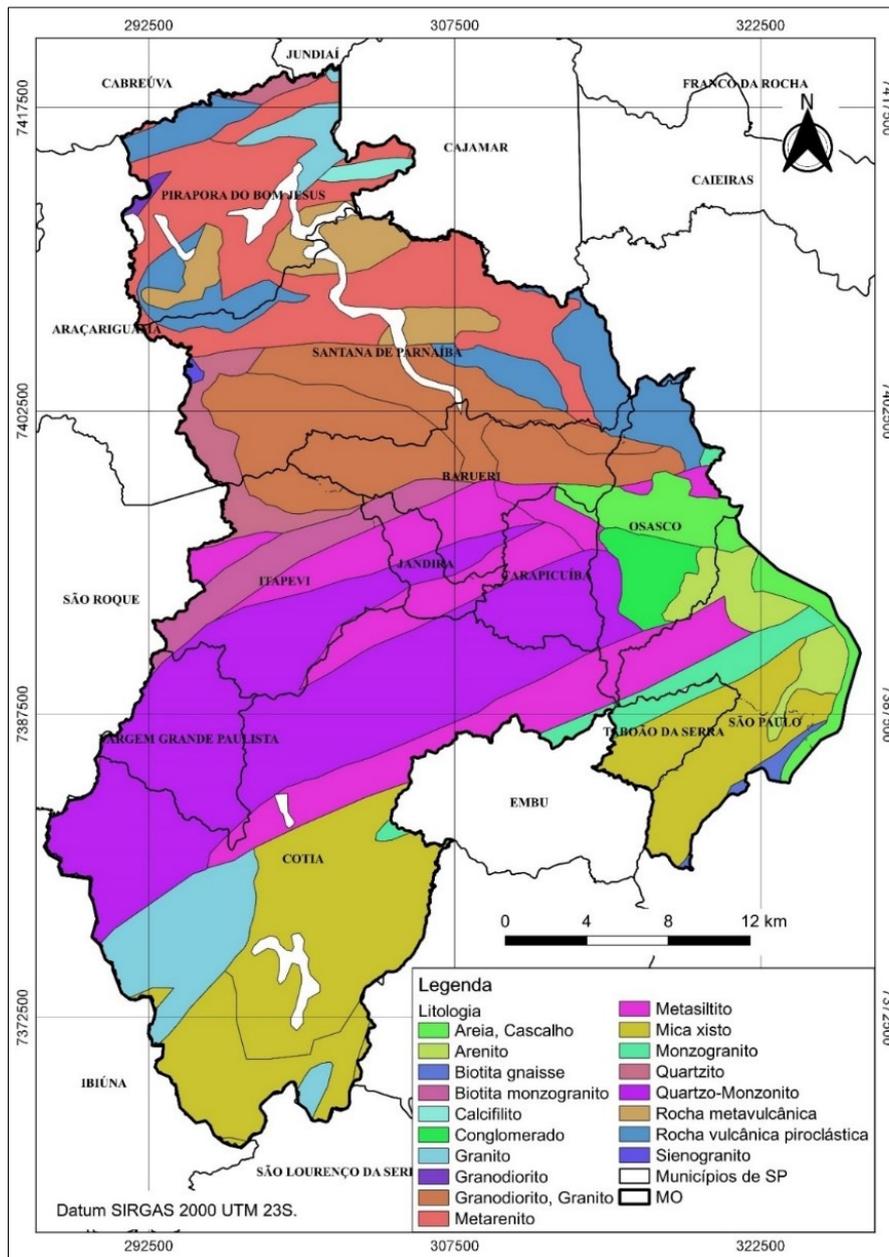


Figura 5. Mapa do material aquífero (A) da Unidade de Negócio Oeste (MO), situada na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Fonte: Toniolo et al. (2021).

A camada de areia e cascalho (Figura 5) é a que mais favorece a percolação do contaminante que, situando-se na zona central do município de Osasco e contornando as áreas de várzea do Rio Pinheiros em São Paulo. Nota-se também que a camada de menor risco à contaminação é a de mica xisto de grau extremamente baixo, situada na região sudeste do município de Cotia na Reserva Florestal do Morro Grande e também no município de Taboão da Serra e o distrito do Butantã.

Segundo Troian et al. (2020), as camadas do tipo granular e porosidade alta (acima de 30%) são as de maior de risco contaminante, enquanto as camadas do tipo fissural e porosidade baixa (abaixo de 15%) são as que apresentam risco menor.

O aquífero São Paulo possui uma área estimada de 1.000 km² e possui uma litologia

composta de areia, cascalho, conglomerado e arenito. Suas águas subterrâneas são bicarbonatadas cálcicas, de baixa salinidade e pouca concentração de sulfato (CETESB, 2021). É um dos aquíferos mais vulneráveis à contaminação por nitrato e solventes orgonoclorados, por estar situado sob a RMSP, tanto que possui restrições na qualidade de sua água, devido à presença do fluoreto, ferro e manganês (DAEE, 2019).

Segundo CETESB (2021), o aquífero Pré-Cambriano possui cerca de 57.000 km² e é composto por rochas ígneas e metamórficas, sofrendo com eventos tectônicos que, aliados à intempéries no relevo, facilitam a percolação das águas subterrâneas e formam fraturas em sua litologia. Possui um potencial hídrico médio de 7 m³ h⁻¹, com baixa transmissividade, portanto menor

que o potencial do aquífero São Paulo, cuja valor médio é de $15 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ (DAEE, 2019).

A Figura 6 apresenta o uso e ocupação do solo na MO para o ano de 2018, possuindo em relação ao seu tamanho total: 297,96 km² de área urbana (28,77%), 96,54 km² entre regiões de solo exposto e campo (9,32%), 15,57 km² de hidrografia (1,50%), 264,32 km² de vegetação arbórea

(25,53%) e 361,27 km² de vegetação arbustiva (34,88%) (Toniolo et al., 2020).

Contudo, a perspectiva para a MO não é positiva, pois a expansão urbana associada à especulação imobiliária conduz à supressão da cobertura vegetal e alteram a paisagem que antes era de baixíssimo risco de contaminação de águas subterrâneas para elevado risco.

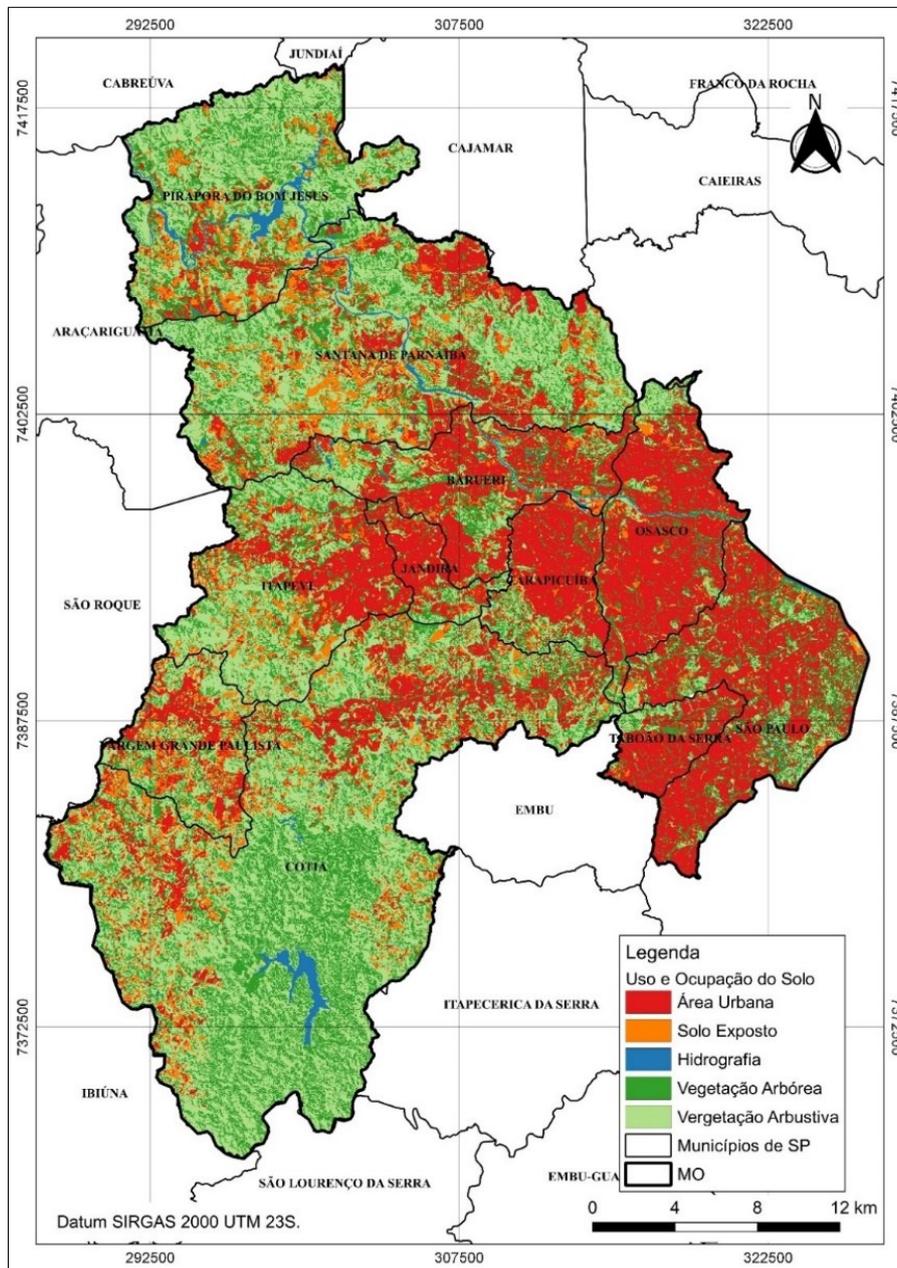


Figura 6. Mapa do uso e ocupação do solo (LU) da Unidade de Negócio Oeste (MO), situada na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Fonte: Toniolo et al. (2021).

O IS foi criado por Ribeiro (2005) originalmente para determinar a fragilidade dos aquíferos à contaminação advinda da agricultura, especialmente nitratos. Embora a MO, tenha baixa atividade agropecuária, estas são substituídas pela forte presença industrial na região, principalmente ao longo da rodovia Raposo Tavares, a qual se

torna um polo contaminante devido ao lançamento de efluentes que não tem o devido tratamento (Toniolo et al., 2020).

Nesse contexto, a atividade agroindustrial, como qualquer outra, gera resíduos, de forma que a produção diária de efluente por processo ou por animal varia, dependendo de diversas variáveis. A

O município de Osasco apresenta a maior vulnerabilidade de contaminação, seguido do bairro Butantã, enquanto o município de Cotia apresenta o menor risco de poluição de aquíferos (Figura 7). Nota-se também que as margens dos rios Tietê e Pinheiros, há elevado risco de lançamento direto de esgoto sanitário sem tratamento de domicílios por fontes clandestinas e/ou irregulares.

A MO apresenta um risco médio de 45 pontos, o que equivale ao risco “Baixo” e apresenta um desvio padrão de aproximadamente 9 pontos. A Tabela 4 mostra as classificações de risco por área, em hectares.

Tabela 4. Áreas das classes do IS. Fonte: Toniolo et al. (2021).

Classe de IS	Área (ha)
Extremamente baixo ou nulo	15.227,03
Muito baixo	39.491,37
Baixo	19.482,21
Moderado a baixo	23.008,38
Moderado a alto	3.525,07

Os valores encontrados na Tabela 4 reforçam a importância do controle da poluição hídrica, de forma que as atividades contaminantes devam ser constantemente monitoradas.

A disposição espacial do IS na MO é semelhante ao estudo de Borba et al. (2016) que aplicou o mesmo indicador no município de Frederico Wesphalen (RS): os maiores valores do IS se encontram em áreas urbanas, com declividade superior a 18% situados sobre areia, cascalho e calcário maciço.

A predominância da vulnerabilidade à contaminação do tipo muito baixo ocorre por causa da MO ser uma área heterogênea em relação ao uso e ocupação do solo e ao seu relevo.

Observa-se a presença de áreas densamente habitadas em regiões com topografia plana (até 3%) e existência de regiões periurbanas situadas em locais com declividade acentuada (acima de 12%). A combinação das áreas naturais associadas à baixa densidade populacional garante melhor proteção aos aquíferos (Meira et al., 2016).

A variável LU não apresentou maior peso entre os demais parâmetros que compõem o IS. As ações antrópicas atuam como potenciais fontes de contaminação às águas subterrâneas e, portanto, necessitam de monitoramento constante e proposição de medidas em casos de contaminação

do solo ou águas subterrâneas para mitigar os impactos decorrentes destas.

As atividades que exigem controle minucioso na MO são aterros mal operados, acidentes com substâncias tóxicas, redes de esgoto sanitário com instalação e manutenção deficientes, uso incorreto de agrotóxicos e atividades industriais pesadas (química, alimentícia, curtume, metalúrgica), como aponta CETESB (2021).

Mesmo a MO possuindo um alto índice de atendimento global de abastecimento (cerca de 95%), existem regiões com problemas de intermitência de água e o uso de poços como forma de captação de água potável (também chamado de sistema isolado) não deixa de ser uma realidade (SABESP, 2018).

Conforme a análise de Ribeiro (2005) e Nery et al. (2020), pelo uso de mapas de fragilidade, é possível definir as regiões em que o monitoramento das águas subterrâneas seja executado de forma mais criteriosa, assim como, ajudar no planejamento de práticas de conservação do solo, priorizando as áreas cujo IS seja maior que 80.

Conclusão

A determinação do Índice de Susceptibilidade (IS) na MO possibilitou a identificação das áreas vulneráveis à contaminação dos aquíferos, mostrando-se eficaz para a área de estudo e replicável para outras bacias hidrográficas com características semelhantes.

Apesar do IS ter apresentado predominância da classe muito baixo, esta ocorrência não desabona a importância da preservação da qualidade das águas subterrâneas. De forma que esta metodologia serve como subsídio às companhias de saneamento básico para tomada de decisão sobre a gestão dos recursos hídricos como, por exemplo, os domicílios que ainda dependem de poços para captação de água.

Assim, estudos de espacialização de riscos hídricos fundamentam às concessionárias a necessidade de prospectar investimentos para expansão de sua infraestrutura, principalmente em regiões carentes de abastecimento público, como as regiões periurbanas ou aglomerados subnormais situados em áreas de mananciais.

Recomenda-se que, em estudos futuros, sejam realizadas vistorias de campo para validar a eficiência deste método, especialmente com o foco em áreas de alta vulnerabilidade, associadas ao monitoramento contínuo da qualidade da água subterrânea.

Referências

- Aller, L.; Bennett, T.; Lehr, J. H.; Petty, R. J.; Hackett, G. 1987. A Standardized System for Evaluating Groundwater Pollution Potential Using Hydrogeologic Setting. National Water Well Association, Dublin Ohio, Oklahoma, US.
- Andrade, E. L.; Prestes, J. A.; Vencel, L. S.; Arantes, L. T.; Silva, D. C. C. 2021. Conflitos de uso do solo em áreas de preservação permanente na bacia do rio Pirapora, Salto de Pirapora/SP: influência na qualidade das águas. *Estudos Geográficos*, 19, 150-168.
- Batista, R. A. W.; Nery, L. M.; Matus, G. N.; Simonetti, V. C.; Silva, D. C. C. 2021. Estimativa do fator de erosividade do solo da região do Vale do Ribeira Paulista, Brasil. *FORMAÇÃO*, 28, 441-460.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2021. Qualidade das Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – Boletim 2021. São Paulo, São Paulo, Brasil.
- CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. 2006. Mapa Geológico do Estado de São Paulo. Escala 1:750.000. Brasília, Distrito Federal, Brasil.
- DAEE. Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo. 2019. Mapa de águas subterrâneas do estado de São Paulo. Escala 1:1.000.000. São Paulo, São Paulo, Brasil.
- DAEE. Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo. 2020. Hidrologia – Banco de Dados Hidrológicos. Disponível em <<http://www.hidrologia.dae.sp.gov.br/>>. Acesso: 5 de fevereiro de 2020.
- Gil, W. T.; Catapan, M. F.; Deschamps, F.; Valle, P. D. 2020. A análise da disponibilidade de recursos hídricos na região metropolitana de Curitiba e a importância das indústrias em buscar fontes alternativas na captação de água. *Brazilian Journal of Development*, 6, 3, 13741-13756.
- Favaretto, J. R.; Allasia, D. G.; Silva, J. L. S.; Borba, W. F.; Rosa, C. N.; Fernandes, G. D. 2020. Estimativa da Susceptibilidade à Contaminação do Sistema Aquífero Serra Geral em Aratiba - RS por Diferentes Métodos. *Rev. Bras. Cartogr.*, 72, 1, 1-18.
- Jesus, A. F.; Santos, J. P. M.; Wendland, E. C. 2020. Geocomputação aplicado no problema de transporte acoplado ao fluxo subterrâneo em aquífero livre. *Águas Subterrâneas*, 34, 1, 30-38.
- Lourenço, R. W.; Sales, J. C. A.; Arantes, L. T.; Silva, C. V.; Silva, D. C. C. 2022. Reflexos Ambientais do Desenvolvimento e Expansão das Atividades Humanas sobre a Qualidade da Água. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 15, 1, 175-198.
- Meira, R. T.; Sabonaro, D. Z.; Silva, D. C. C. 2016. Elaboração de Carta de Adequabilidade Ambiental de uma pequena propriedade rural no município de São Miguel Arcanjo, São Paulo, utilizando técnicas de geoprocessamento. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21, 77-84.
- Madroñero, F. D. R. 2022. Potencial risco à poluição antropogênica no sistema aquífero Dunas/Barreiras da região metropolitana de Natal. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, Rio Grande do Norte. 94 p.
- Mondin, M.; Hirata, R.; Suhogusoff, A. V.; Ferrari, L. C. K. M. 2006. Mecanismos de Controle de Recarga em Aquíferos Sedimentares Livres Estudo na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, São Paulo (Brasil). *RBRH*, 11, 3, 89-99.
- NASA. National Aeronautics and Space Administration. 2013. Landsat Program. Landsat ETM+ cena LC82190762018226LGN00, LIT, USG, Sioux Falls. Disponível em <http://earthexplorer.usgs.gov>. Acesso: 6 de fevereiro de 2019.
- Nery, L. M.; Simonetti, V. C.; Machado, L. P.; Silva, D. C. C. 2020. Geotecnologias aplicadas na análise do risco de contaminação de poços de água no município de Sorocaba, SP. *Holos Environment*, 20, 214-230.
- Pereira, A. S.; Ceconello, S. T.; Centeno, L. N. 2021. Mapeamento da vulnerabilidade natural à contaminação das águas subterrâneas do município de Herval/RS. *Revista Thema*, 19, 2, 179-191.
- Oliveira, M. V. G. Estudo geofísico em uma área na zona de recarga do sistema aquífero Guarani. 2021. Dissertação de Mestrado em Geociências e Meio Ambiente, Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, São Paulo. 86 p.
- Oliveira, R. A.; Andrade, E. L.; Toniolo, B. P.; Martins, A. C. G.; Silva, D. C. C. 2022. Áreas verdes protegidas legalmente e aptas para interligarem duas Unidades de Conservação. *Caminhos da Geografia*, 23, 300-312.
- Ribeiro, L. F. 2005. Um novo índice de vulnerabilidade específico de aquíferos – formulações e aplicações. *Anais VII Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, Évora, Alentejo, Portugal, APRH*, pp. 1-14.
- Rizzo, F. A.; Nery, L. M.; Tonello, P. S.; Silva, D. C. C. 2022. Índice de qualidade da água e do estado trófico da bacia hidrográfica do

- córrego Pequiá - MA. Geoambiente On-Line, 43, 76-96.
- Rossi, M. 2017. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. Escala 1:250.000. Instituto Florestal: São Paulo, São Paulo, Brasil.
- SABESP. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. 2018. Relatório Gerencial da Unidade de Negócio Oeste: Ano Base 2018 – Características Gerais. São Paulo, São Paulo, Brasil.
- Sales, J. C. A.; Silva, D. C. C.; Simonetti, V. C.; Nery, L. M.; Lourenço, R. W. 2021. Relação entre a integridade da mata ciliar e a distribuição de renda na Bacia Hidrográfica do Rio Una. *Scientia Plena*, 17, 075301.
- SIAGAS. Sistema de Informações de Águas Subterrâneas. 2020. Disponível em: http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/visualizar_mapa.php. Acesso em: 20 mai. 2020.
- Silva, D. C. C.; Oliveira, R. A.; Simonetti, V. C.; Teramoto, E. T.; Sales, J. C. A. 2021. Application of geostatistical and deterministic interpolators applied for analysis of the spatial distribution of soil pH in Sorocaba city (São Paulo State). *Scientia Agraria Paranaensis*, 20, 7-14.
- Silva, D. C. C.; Albuquerque Filho, J. L.; Oliveira, R. A.; Lourenço, R. W. 2019. Metodologia para análise socioambiental de domicílios presentes em bacias hidrográficas. *HOLOS* 35, e556.
- SIMA. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 2016. Mapa da rede de drenagem do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www2.ambiente.sp.gov.br/cpla/mapa-da-rede-de-drenagem-do-estado-de-sao-paulo/>. Acesso: 17 de setembro de 2019.
- Simonetti, V. C.; Frascareli, D.; Gontijo, E. S. J.; Melo, D. S.; Friese, K.; Silva, D. C. C.; Rosa, A. H. 2019. Water quality indices as a tool for evaluating water quality and effects of land use in a tropical catchment. *International Journal of River Basin Management*, 17, 1-34.
- Takikawa, B. Y.; Silva, D. C. C.; Lourenço, R. W. 2021. Proposta metodológica para elaboração de um indicador de fragilidade ambiental para fragmentos florestais. *Revista do Departamento de Geografia*, 41, e170587.
- Toniolo, B. P.; Silva, D.C.C.; Lourenço, R. W. 2020. Uso de Geotecnologias para delimitação de Susceptibilidade Erosiva na Unidade de Negócio Oeste SABESP. *Cidades Verdes*, 8, 17, 76-90.
- Troian, G. C.; Reginato, P. A. R.; Marquezan, R. G.; Kirchem, R. 2020. Modelo conceitual hidroestratigráfico do sistema aquífero costeiro no litoral norte do Estado do Rio Grande do Sul. *Águas Subterrâneas*, 34, 3, 264-274.
- Valeriano, M. de M. 2008. Topodata: guia de utilização de dados geomorfométricos locais. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, São Paulo: INPE. 44p.]