Encontro Técnico AESABESP
35º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente

ANÁLISE GEOESPACIAL DA VULNERABILIDADE DO LENÇOL FREÁTICO A CONTAMINANTES POR MEIO DE UM ÍNDICE DE SUSCEPTIBILIDADE

Bruno Pereira Toniolo[(1)]
Doutorando em Ciências Ambientais pela Unesp Sorocaba e atua como tecnólogo em construção civil na Sabesp.
Ricardo Cardoso Silva
Possui MBA e atua como engenheiro mecânico na Sabesp.
Darllan Collins da Cunha e Silva
Doutor, engenheiro ambiental e atua como professor na Unesp Sorocaba.
Roberto Wagner Lourenço
Doutor, geógrafo e atua como professor na Unesp Sorocaba.

Endereço[(1)]**:** Rua Sumidouro, 448 – Pinheiros – São Paulo – CEP: 05428-010 – SP – Cel: +55 (11) 9542-12126 – e-mail: bruperton.cad@gmail.com.

RESUMO

As águas subterrâneas representam um recurso essencial para diversas necessidades humanas, desde o abastecimento até atividades como irrigação e engarrafamento de água mineral. No entanto, o risco de poluição desses aquíferos, muitas vezes decorrente da falta de monitoramento ambiental adequado, requer a busca por novas informações e tecnologias para mitigar os efeitos contaminantes. Este estudo tem como objetivo mapear a vulnerabilidade à contaminação de aquíferos sob a jurisdição da Superintendência Oeste da SABESP (SOSP), utilizando o método do Índice de Susceptibilidade (IS), o qual se baseia em cinco variáveis físicas. Foram analisados 230 poços tubulares cadastrados no Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS) como amostras. Os resultados revelaram que a SOSP apresenta uma variação de IS, indo desde risco extremamente baixo até risco moderado-alto, com uma média de 45 pontos, classificada como baixa vulnerabilidade. Além disso, identificou-se que as áreas mais vulneráveis à contaminação estão situadas em ambientes urbanos. Conclui-se que a espacialização do IS é eficaz na identificação de áreas mais suscetíveis às cargas poluentes, além de contribuir para o planejamento ambiental.

PALAVRAS-CHAVE: Águas subterrâneas, geotecnologias, fragilidade ambiental.

ABSTRACT

Groundwater is a crucial resource for various human needs, ranging from water supply to activities such as irrigation and bottling of mineral water. However, the risk of aquifer pollution, often stemming from inadequate environmental monitoring, necessitates the search for new information and technologies to mitigate contaminant effects. This study aims to map aquifer contamination vulnerability within the jurisdiction of the SABESP West Superintendent (SOSP) using the Susceptibility Index (SI) method, which is based on five physical variables. A total of 230 registered boreholes in the Groundwater Information System (SIAGAS) were analyzed as samples. Results revealed that the SOSP exhibits a range of SI values, from extremely low risk to moderate-high risk, with an average of 45 points classified as low vulnerability. Additionally, it was identified that areas most vulnerable to contamination are located in urban settings. It is concluded that SI spatialization is effective in identifying areas most susceptible to pollutant loads, as well as aiding in environmental planning.

KEYWORDS: Groundwater, geotechologies, fragility.

INTRODUÇÃO

Conforme Gil et al. (2020), a água, como recurso natural, tem sido amplamente explorada ao longo das últimas décadas, com diversas atividades humanas dependentes dela em sua composição, tais como nos setores industriais, de lazer, agrícola, de transporte aquático, de geração de energia e, especialmente, no saneamento básico.

Segundo dados da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), dos 645 municípios do estado de São Paulo, 462 (71,6%) são abastecidos parcial ou integralmente por aquíferos. Dentre esses, 308 (47,7%) municípios são completamente abastecidos por águas subterrâneas (CETESB, 2022).

A separação entre contaminação – que envolve a propagação de doenças por agentes patogênicos – e poluição hídrica (que se refere à alteração dos parâmetros limnológicos) deve ser embasada nos diferentes indicadores de qualidade, como o Índice de Qualidade da Água (IQA) e o Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas (ISTO) (CETESB, 2022; Andrade et al., 2021; Lourenço et al., 2022).

Portanto, para propósitos de abastecimento de água, tanto poços profundos (tubulares) quanto rasos (cacimbas) estão suscetíveis a vários tipos de contaminação e poluição (Silva et al., 2019). Os fatores que podem causar a poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas incluem o lançamento de efluentes domésticos e industriais sem tratamento prévio, a falta de preservação da fauna e flora, o descarte inadequado de resíduos sólidos, a presença de fossas negras, vazamentos na rede coletora de esgoto sanitário e a falta de manutenção nos sistemas de saneamento (Nery et al., 2020; Sales et al., 2021).

Ao longo do tempo, todas as águas subterrâneas estão suscetíveis a contaminação por agentes poluentes. A precisão na avaliação do nível de contaminação depende do modelo de vulnerabilidade adotado, o qual considera diversos fatores naturais, como o acesso da zona saturada à entrada de substâncias poluentes, a diluição e redistribuição dos contaminantes, e a capacidade de resistência físico-química da zona não saturada perante os poluentes (Troian et al., 2020; Pereira et al., 2021).

Neste contexto, os métodos computacionais desempenham um papel fundamental na proteção e gestão dos recursos hídricos subterrâneos. Eles permitem uma avaliação detalhada da fragilidade potencial desses recursos à contaminação. Em outras palavras, esses métodos nos ajudam a entender quão sensível é o aquífero aos efeitos prejudiciais de uma carga contaminante que é introduzida na superfície. Ao empregar abordagens computacionais avançadas, como modelagem hidrogeológica e técnicas de geoprocessamento, podemos identificar áreas de maior risco e desenvolver estratégias eficazes para mitigar os impactos da contaminação. Este processo é crucial para garantir a qualidade e a sustentabilidade dos recursos hídricos subterrâneos, protegendo assim a saúde pública e o meio ambiente (Simonetti et al., 2019; Jesus et al., 2020; Rizzo et al., 2022).

A metodologia DRASTIC, desenvolvida por Aller et al. (1987), se destaca entre esses métodos devido às suas 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). O pesquisador Ribeiro (2005) modificou o método de Aller et al. (1987) ao incorporar as variáveis D, R, A e T e adicionar uma nova variável, o uso e ocupação do solo (Land Use, LU), para melhor representar o impacto humano na paisagem. A exclusão dos parâmetros S, I e C simplifica o método, pois essas variáveis são frequentemente difíceis de obter. O Índice de Susceptibilidade (IS), proposto por Ribeiro (2005), avalia a fragilidade do aquífero à contaminação e possui a vantagem de ser espacializado por meio de técnicas de geoprocessamento (Toniolo et al., 2020).

Visto isso, o objetivo deste estudo foi gerar um mapa de vulnerabilidade das águas subterrâneas na Superintendência Oeste (SOSP) da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) a partir do Índice de Susceptibilidade (IS) com o auxílio de geotecnologias.

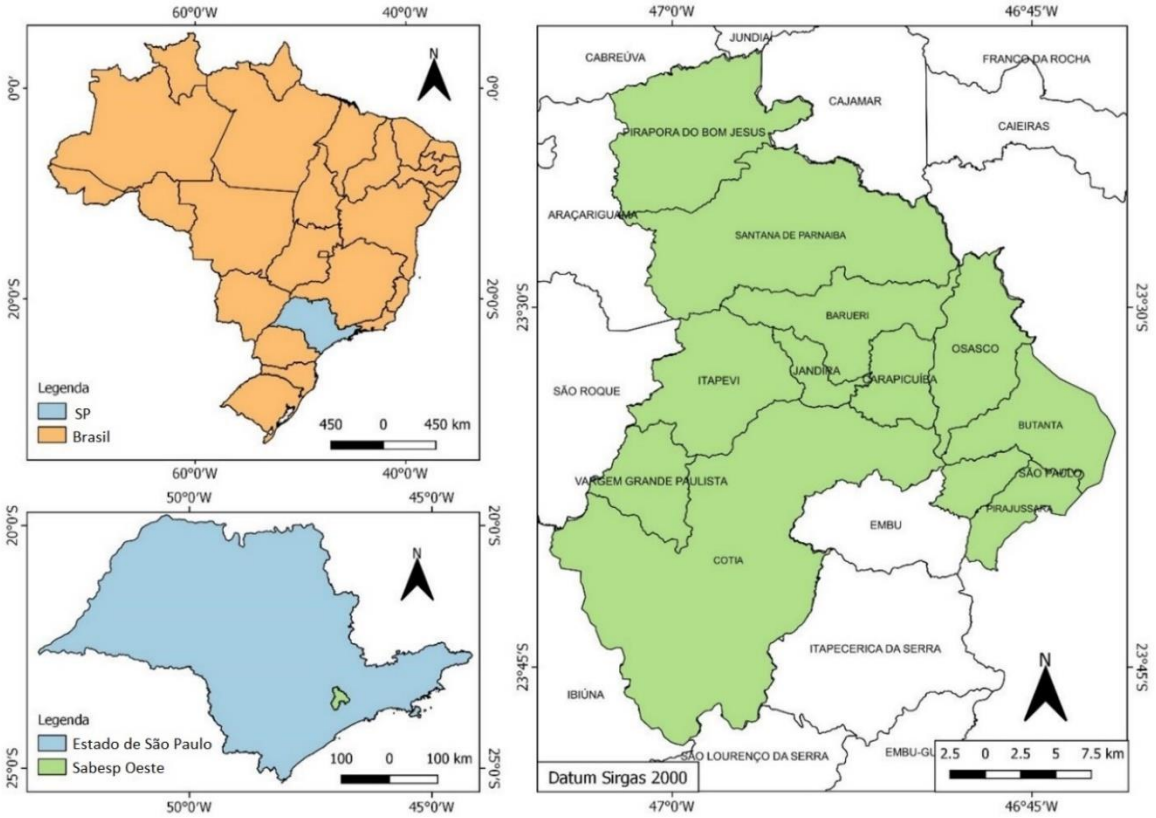
METODOLOGIA

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo abrange a Superintendência Oeste (SOSP), anteriormente conhecida como Unidade de Negócio Oeste (MO), compreendendo diversos municípios do Estado de São Paulo (SP), tais como Barueri, Santana de

Parnaíba, Pirapora do Bom Jesus, Cotia, Vargem Grande Paulista, Itapevi, Carapicuíba, Jandira, Osasco, Taboão da Serra e parte de São Paulo (incluindo os bairros Butantã, Campo Limpo, Jaguaré, Morumbi e Pirajussara). A SOSP está localizada na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), conforme ilustrado na Figura 1, e faz parte da estrutura da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP).

Figura 1 – Mapa de localização da Superintendência Oeste (SOSP), situada na RMSP.



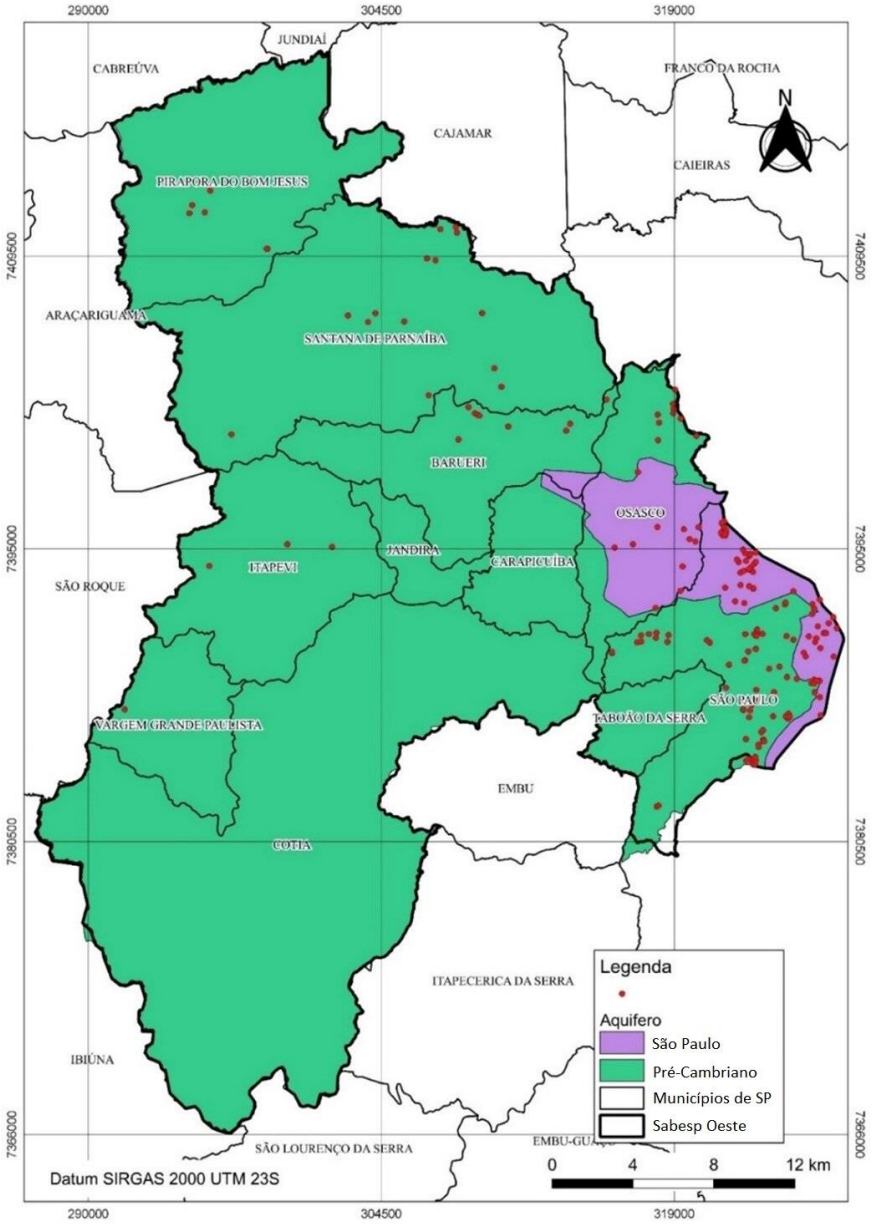
Fonte: Autoria própria.

A SOSP foi estabelecida em 1996, abrangendo uma área de 1.035,84 km² e fornecendo serviços para aproximadamente 3,5 milhões de clientes, operando os sistemas de distribuição de água e coleta de esgoto. Caracterizada por uma expansão e crescimento contínuos, a região oeste possui uma infraestrutura composta por 11,7 mil km de redes de distribuição e ramais de água tratada, 7,1 mil km de rede de coleta e ramais de esgoto sanitário, com cerca de 916 mil conexões de água e 611 mil conexões de efluentes domésticos, sendo uma área de atuação crucial para a Sabesp (SABESP, 2018).

A SOSP está localizada entre as sub-bacias hidrográficas Tietê-Sorocaba e Alto do Tietê. A predominância do solo é do tipo Cambissolo Háplico, com exceção da região norte (Reserva do Morro Grande), que apresenta Argissolo Vermelho Amarelo (Rossi, 2017). Quanto à geomorfologia, a região da SOSP é predominantemente composta por domínios de Cinturões Móveis Neoproterozóicos, com exceção dos municípios de Osasco e São Paulo, que possuem trechos de Bacias e Coberturas Sedimentares, e Depósitos Sedimentares Quaternários (CPRM, 2006).

A declividade média da SOSP é aproximadamente de 15%, com uma variação de altitude que vai de 643,29 m até 1.200,94 m. Em relação à hidrografia, a SOSP possui uma extensão de 2.541 m de rede de drenagem e aproximadamente 1.200 nascentes na área, com os principais cursos d'água sendo o Rio Tietê com 45 km de extensão, o Rio Cotia com 39 km, o Rio São João do Barueri com 20 km e o Rio Pirajussara com 13,5 km (SIMA, 2016). A SOSP está localizada entre os aquíferos Pré-Cambriano e São Paulo, conforme representado na Figura 2.

Figura 2 – Mapa de poços tubulares e tipo de aquífero (D).



Fonte: Autoria própria.

DETERMINAÇÃO DA VULNERABILIDADE DOS AQUÍFEROS NA SUPERINTENDÊNCIA OESTE SABESP

A vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação foi avaliada utilizando o Índice de Susceptibilidade (IS) desenvolvido por Ribeiro (2005), o qual varia de 0 a 100, conforme descrito pela Equação 1.

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

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) mencionados na Equação 1 foram convertidos em dados espaciais em um Sistema de Informação Geográfica (SIG) utilizando o software de código aberto QGIS 3.10. O datum horizontal adotado no SIG foi o SIRGAS 2000 (código 39.193), e a projeção cartográfica empregada foi a Universal Transversa de Mercator (UTM) no fuso 23S.

Para determinar a profundidade do lençol freático (D), foram utilizadas informações do Sistema de Informações de Água Subterrânea (SIAGAS, 2020), onde 231 poços tubulares foram editados, sendo 200 dentro da área da SOSP e 31 fora dela. Dessa forma, essa variável foi espacializada para cobrir toda a área, utilizando o interpolador *Inverse Distance Weighted* (IDW), com um peso de segunda ordem, considerado adequado para esse tipo de análise (SILVA et al., 2021).

A recarga do aquífero (R) foi estimada como sendo 20% da precipitação anual média de 1.500 mm na cidade de São Paulo, conforme descrito por Mondin et al. (2006), resultando em uma recarga de 300 mm por ano (DAEE, 2020).

Para determinar o material do aquífero (A), foram utilizadas as informações disponíveis no portal da Companhia de Pesquisas de Recursos Naturais (2006). A Figura 2 mostra a localização dos poços tubulares e o tipo de material do aquífero.

A declividade do terreno (T), expressa em porcentagem, foi derivada do Modelo Digital de Elevação (MDE) conhecido como TopoData, com uma resolução espacial de 30 metros, desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), conforme descrito por Valeriano (2008).

As classes de uso e ocupação do solo (LU) foram obtidas a partir do estudo de Toniolo et al. (2020), que abordou a susceptibilidade erosiva da área da SOSP. Esse mapeamento foi realizado através de classificação supervisionada utilizando o algoritmo de máxima verossimilhança em imagens multiespectrais datadas de agosto de 2018, adquiridas durante a campanha Landsat 8 (NASA, 2013). Foram consideradas cinco classes distintas.

Todos os Planos de Informação (PIs) foram convertidos em formato raster e reclassificados em uma escala de 0 a 100 utilizando o comando "r.report" do QGIS, como detalhado nas Tabelas 1 e 2

Tabela 1 – Variáveis Profundidade (D), Recarga (R) e Declividade (T) do índice DRASTIC (Aller et al., 1987).

Profundidade (D)		Recarga (R)		Declividade (T)	
Valor (m)	**Pontuação**	**Valor (mm/ano)**	**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				

Fonte: Adaptado de Ribeiro, 2005.

Tabela 2 – Variáveis Material do Aquífero (A) e Uso do e Ocupação do Solo (LU).

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 gnaisse	30
Metasiltito	50	Metarenito	30
Monzogranito	40	Mica xisto	20
Granodiorito	40		

Material do Aquífero (A)			
Classe	**Pontuação**	**Classe**	**Pontuação**
Uso e Ocupação do Solo (LU)			
Classe	**Pontuação**	**Classe**	**Pontuação**
Área urbana	75	Hidrografia	50
Solo exposto	70	Vegetação arbórea e vegetação arbustiva	0

Fonte: Adaptado de Ribeiro, 2005.

O Índice de Susceptibilidade (IS) foi calculado através da média ponderada das variáveis na Calculadora Raster do QGIS, conforme descrito pela Equação 1. O IS foi então classificado de acordo com os intervalos de pontuação definidos na Tabela 3.

Tabela 3 – Classificações das categorias do IS.

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

Fonte: Adaptado de Ribeiro, 2005.

Após a espacialização do IS, este foi atribuído às redes de distribuição de água (RDA) e às redes coletoras de esgoto (RCE) dentro da SOSP, por meio da ferramenta "ligação espacial", sendo estratificadas as extensões das redes por classe de contaminação, por diâmetro nominal e por material.

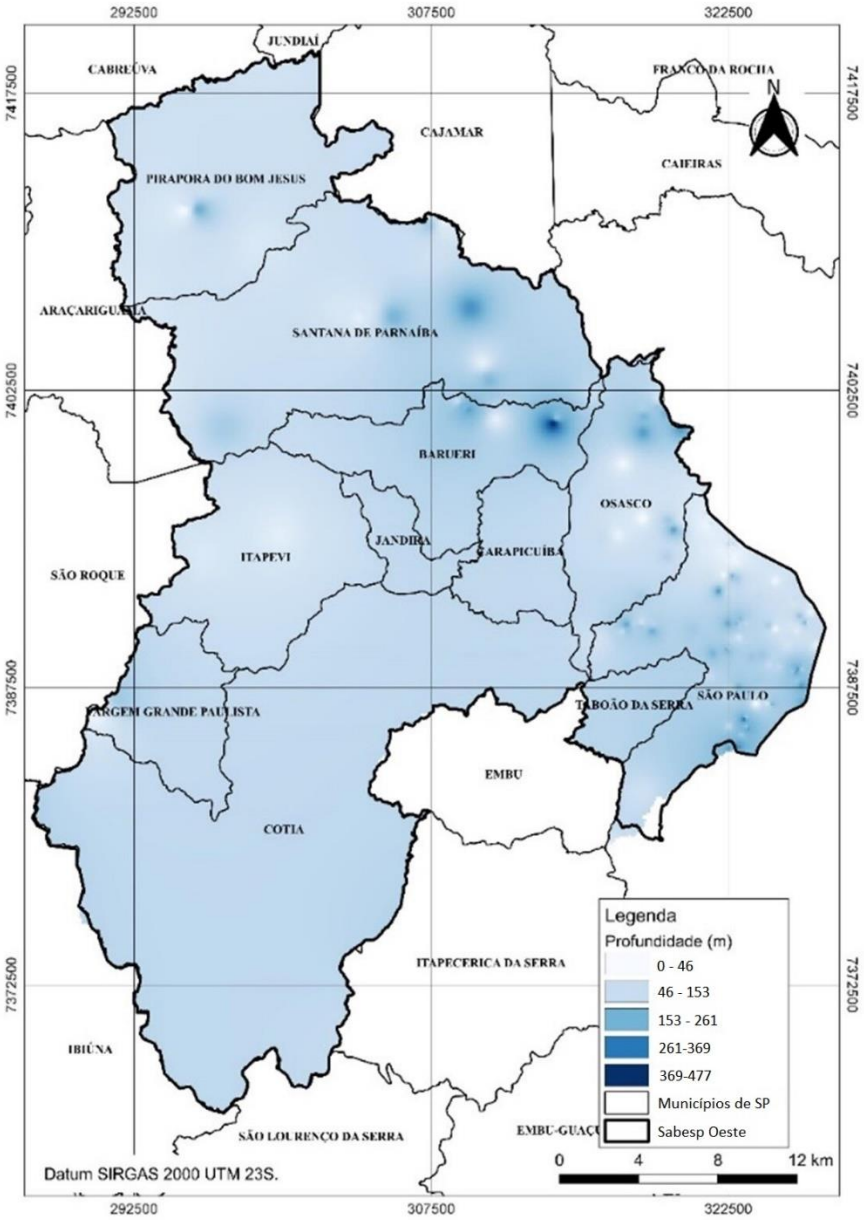
RESULTADOS E DISCUSSÃO

O Índice de Susceptibilidade (IS), desenvolvido por Ribeiro (2005), foi inicialmente concebido para avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação oriunda da agricultura, com um enfoque especial nos nitratos. Embora a atividade agropecuária na SOSP seja relativamente baixa, é importante ressaltar que essa paisagem é substituída por uma presença considerável de indústrias na região. Especificamente ao longo da rodovia Raposo Tavares, essas indústrias se destacam como fontes potenciais de contaminação, devido ao descarte inadequado de efluentes sem o devido tratamento.

Essa situação ressalta a importância de se ampliar o escopo de análise do IS para além das fontes de contaminação tradicionalmente consideradas, como as atividades agrícolas. A presença industrial, em particular, representa um desafio significativo para a preservação da qualidade das águas subterrâneas na região, exigindo uma abordagem integrada e multifacetada na gestão dos recursos hídricos. Portanto, a aplicação do IS não apenas evidencia a necessidade de controle e monitoramento das atividades industriais em termos de descarte de efluentes, mas também destaca a importância de estratégias preventivas e corretivas para mitigar os impactos dessas atividades no meio ambiente e na saúde pública.

A Figura 3 mostra o nível estático das águas subterrâneas na área da SOSP.

Figura 3 – Mapa de profundidade do lençol freático (D).

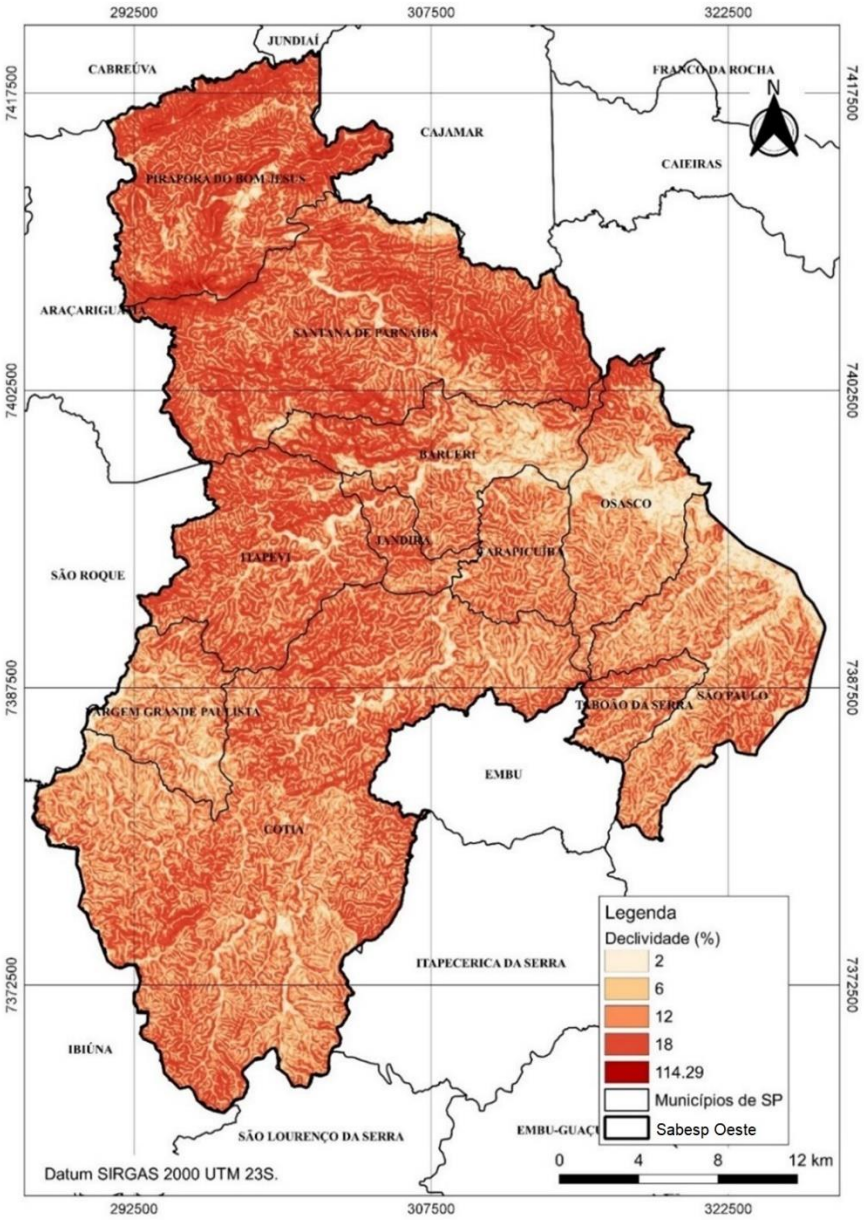


Fonte: Autoria própria.

A Figura 3 destaca as áreas de lençol freático mais rasas por meio de manchas claras ou brancas no mapa, indicando uma pontuação mais alta para a profundidade do lençol freático. Consequentemente, quanto mais profundo o aquífero, menor é sua suscetibilidade à contaminação. Uma coloração predominantemente azul claro indica uma profundidade média de 46 a 153 metros, o que corresponde a um risco extremamente baixo ou até nulo de contaminação. No entanto, é importante observar um efeito característico da interpolação IDW na Figura 3, representado pelas bolhas que surgem devido à variação nos valores de distância amostral. Essas bolhas podem complicar a interpretação dos dados, como observado na região leste do município de Barueri e na região sudoeste de Pirapora do Bom Jesus.

A Figura 4 mostra o mapa de declividade, ou seja, a inclinação do terreno na área da SOSP, expressa em porcentagem.

Figura 4 – Mapa de declividade do relevo (T).

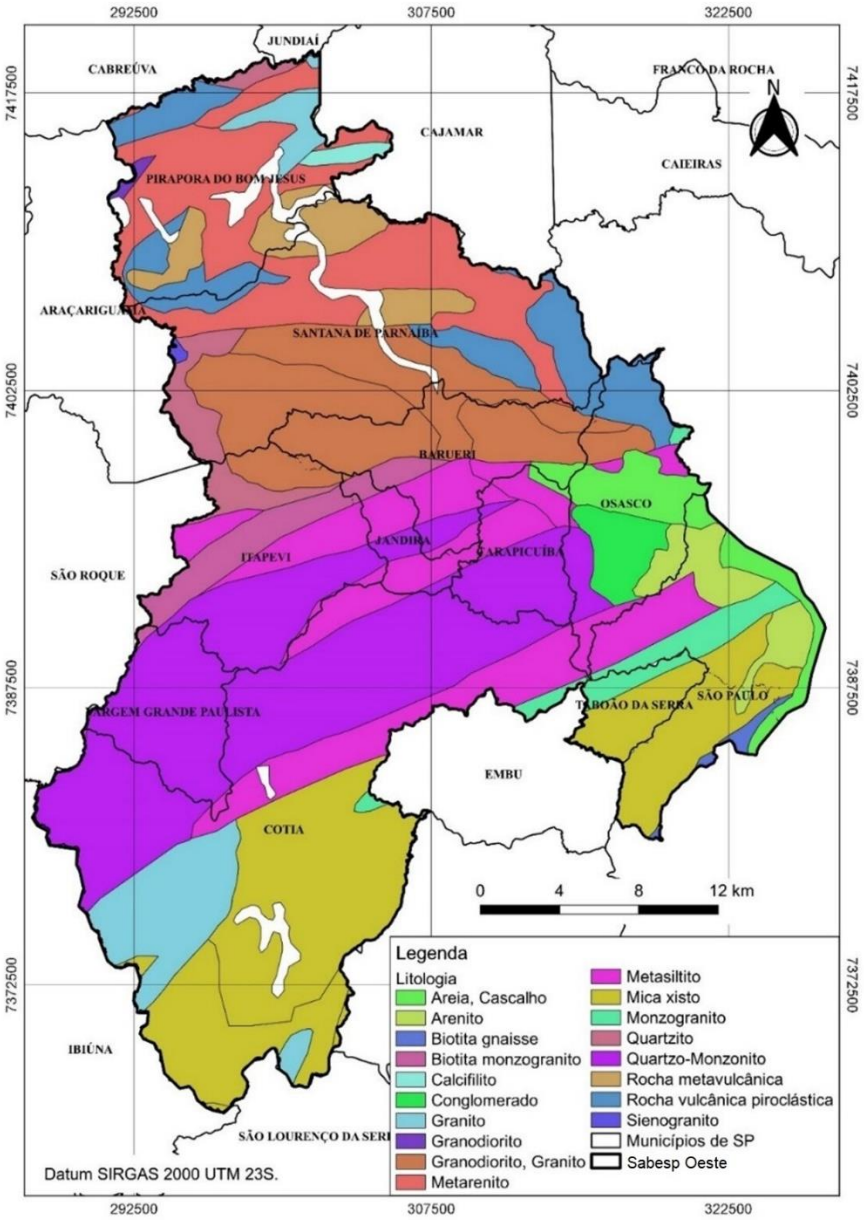


Fonte: Autoria própria.

Ao analisar a Figura 4, é evidente que as áreas com as maiores inclinações estão localizadas nos municípios de Santana de Parnaíba e Pirapora do Bom Jesus. Nota-se que, quanto maior a declividade, menor é a pontuação atribuída, pois áreas planas tendem a ter menor escoamento superficial, o que aumenta o risco de alagamentos e infiltração (Simonetti et al., 2019; Gil et al., 2020).

A Figura 5 apresenta uma cartografia litológica altamente heterogênea na região da SOSP, indicando uma variedade significativa de tipos de rochas e solos. Essa heterogeneidade litológica pode influenciar diretamente a vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação, uma vez que certos tipos de rochas e solos possuem maior porosidade e permeabilidade, facilitando a migração de contaminantes. Além disso, a presença de materiais geológicos suscetíveis à lixiviação de substâncias químicas pode aumentar o risco de contaminação quando expostos a atividades antrópicas, como a descarga clandestina de efluentes industriais.

Figura 5 – Mapa do material aquífero (A).



Fonte: Autoria própria.

Ao analisar a Figura 5, é possível observar que a camada de areia e cascalho é aquela que mais facilita a percolação de contaminantes, especialmente evidente na zona central do município de Osasco e ao redor das áreas de várzea do Rio Pinheiros em São Paulo. Por outro lado, destaca-se que a camada de menor risco à contaminação é a de mica xisto de grau extremamente baixo, localizada na região sudeste do município de Cotia, na Reserva Florestal do Morro Grande, bem como no município de Taboão da Serra e no distrito do Butantã. Essa análise ressalta a importância da caracterização litológica detalhada para compreender as áreas mais vulneráveis à contaminação e implementar estratégias de gestão ambiental eficazes.

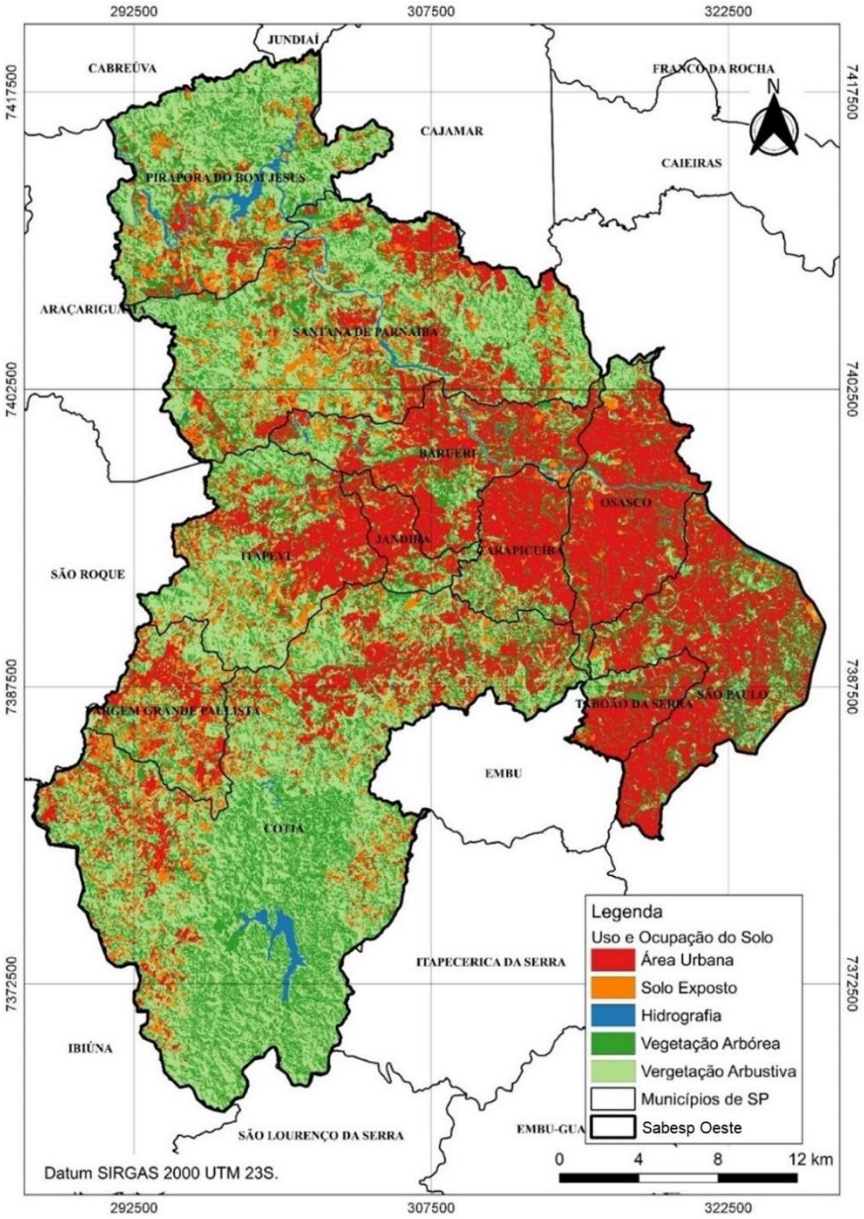
De acordo com Troian et al. (2020), as camadas de tipo granular e com porosidade alta (superior a 30%) são consideradas as mais suscetíveis a riscos de contaminação, enquanto as camadas de tipo fissural e com porosidade baixa (abaixo de 15%) apresentam menor risco. O aquífero São Paulo abrange uma área estimada de 1.000 km² e é composto principalmente por litologias como areia, cascalho, conglomerado e arenito. Suas águas subterrâneas são caracterizadas como bicarbonatadas cálcicas, com baixa salinidade e concentrações reduzidas de sulfato (CETESB, 2022).

Este aquífero é reconhecido como um dos mais vulneráveis à contaminação por nitrato e solventes organoclorados, devido à sua localização sob a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Tanto que existem restrições à qualidade da água devido à presença de fluoreto, ferro e manganês (DAEE, 2019).

Segundo CETESB (2022), 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, com baixa transmissividade, portanto menor que o potencial do aquífero São Paulo, cuja valor médio é de 15 m³/h (DAEE, 2019).

A Figura 6 mostra o uso e ocupação do solo na área da SOSP para o ano de 2018.

Figura 6 – Mapa do uso e ocupação do solo (LU).



Fonte: Autoria própria.

A Figura 6 revela que, em relação à sua área total, a SOSP possui 297,96 km² de área urbana (28,77%), 96,54 km² de áreas com solo exposto e campos (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).

No entanto, a perspectiva para a SOSP não é otimista, pois a expansão urbana associada à especulação imobiliária está levando à supressão da cobertura vegetal e alterando a paisagem. Anteriormente, a região era de baixíssimo risco de contaminação de águas subterrâneas, mas agora está sujeita a um risco elevado.

Neste contexto, a atividade agroindustrial, assim como qualquer outra, gera resíduos, cuja quantidade diária de efluentes por processo ou por animal pode variar conforme diversas variáveis. Por exemplo, estima-se que uma pessoa produza diariamente cerca de 70 a 80% de esgoto, o que equivale a uma média de 150 litros por dia (SABESP, 2018). Isso ressalta o potencial dos efluentes para serem reaproveitados na agricultura como fertilizantes para as culturas. No entanto, seu uso indiscriminado pode acarretar impactos ambientais negativos, como a contaminação dos recursos hídricos e do solo, destacando novamente a importância da realização de estudos sobre a interação das águas subterrâneas com o meio antrópico (Pereira et al., 2021).

Por fim, a Figura 6 evidencia a presença de extensas áreas verdes, indicando as áreas protegidas pela legislação ambiental, como as áreas de preservação permanente (APPs) e as reservas ambientais. A Reserva do Morro Grande, localizada na zona sul do município de Cotia, desempenha um papel crucial na preservação dos aquíferos nessas áreas, contribuindo para a classificação de baixo risco de contaminação.

Conforme mencionado por Ribeiro (2005), a vulnerabilidade intrínseca leva em conta as propriedades hidrológicas, hidrogeológicas e geomorfológicas. Dessa forma, o Índice de Susceptibilidade (IS) busca corrigir duas deficiências do método DRASTIC (Aller et al., 1987), que são a duplicidade entre variáveis e o método de ponderação. A inclusão do parâmetro de uso e ocupação do solo (LU) permite uma avaliação mais precisa da vulnerabilidade regional, uma vez que a atividade humana pode ter um impacto negativo significativo na paisagem.

Uma medida para avaliar a qualidade das águas subterrâneas destinadas ao abastecimento público é o Indicador de Potabilidade das Águas Subterrâneas (IPAS), que se baseia nos critérios estabelecidos na Portaria de Consolidação nº 05/2017 do Ministério da Saúde (CETESB, 2022). Nos dois sistemas aquíferos da SOSP, houve alteração no IPAS apenas no aquífero São Paulo, que passou da classe Regular em 2017 para Ruim em 2019. Os parâmetros que não atenderam aos padrões foram: ferro, manganês, mercúrio, bactérias heterotróficas e coliformes totais. Enquanto isso, o aquífero Pré-Cambriano manteve sua classificação de qualidade Regular durante o mesmo período, mas com os mesmos parâmetros não conformes do aquífero São Paulo, além de arsênio, sólidos dissolvidos e urânio (CETESB, 2022).

A Superintendência Oeste (SOSP) demonstra um nível médio de risco calculado em torno de 45 pontos, caracterizado como "Baixo" de acordo com a escala de avaliação. Este resultado é acompanhado por um desvio padrão aproximado de 9 pontos, indicando uma certa variabilidade nos níveis de risco dentro da região.

A Tabela 4 exibe as classificações de risco por área, expressas em hectares, juntamente com os respectivos percentuais correspondentes.

Tabela 4 – Áreas das classes do IS.

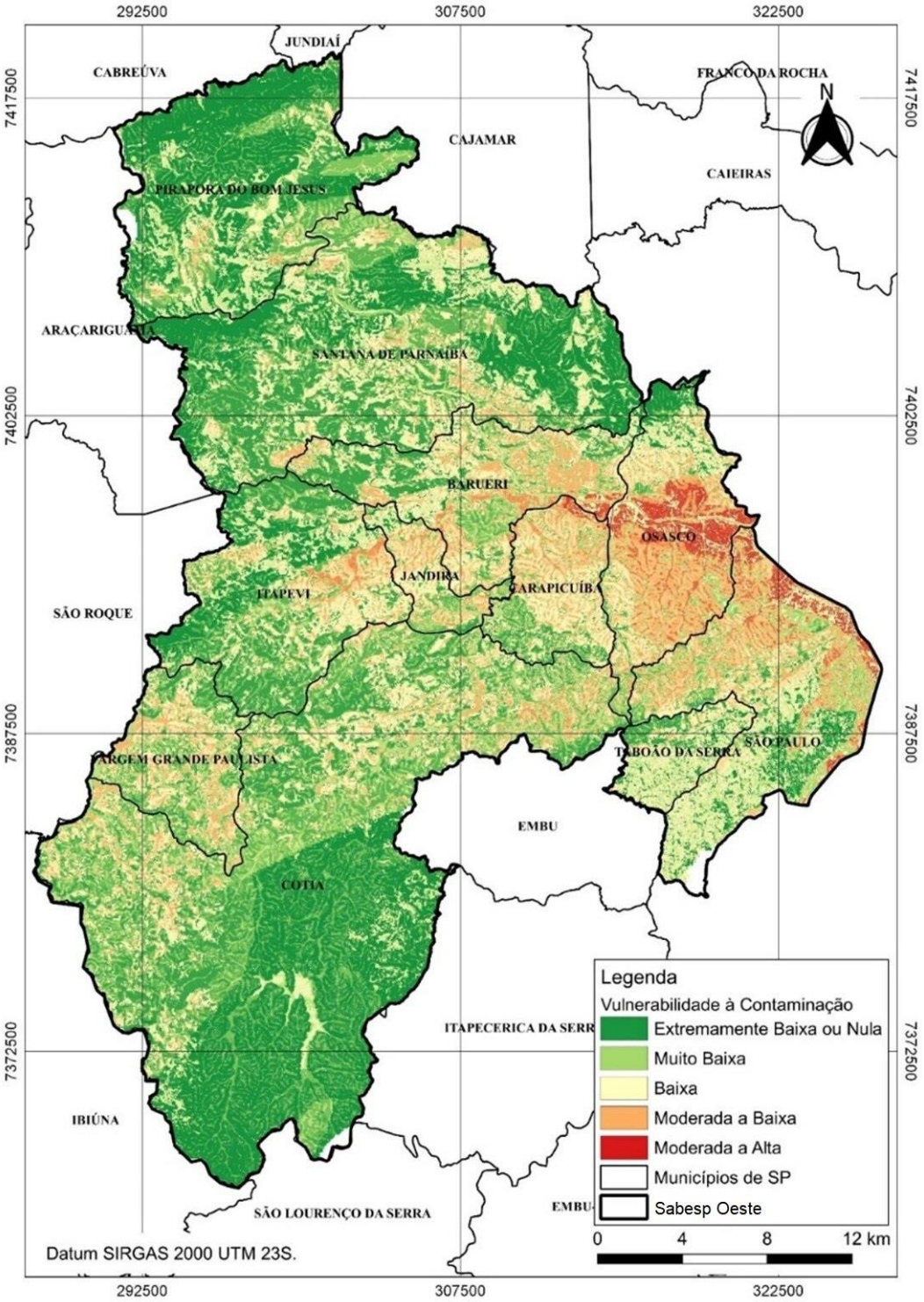
Classe de IS	Área (ha)	%
Extremamente baixo ou nulo	15.689,74	15,11
Muito baixo	40.891,78	39,37
Baixo	17.459,87	16,81
Moderado a baixo	25.981,66	25,02
Moderado a alto	3.830,02	3,69
Total	103.583,07	100,00

Fonte: Autoria própria.

Os resultados observados na Tabela 4 sublinham a crítica importância de implementar medidas efetivas para controlar a poluição hídrica, destacando a necessidade premente de monitoramento contínuo das atividades potencialmente contaminantes (Oliveira et al., 2021). É crucial que haja uma vigilância constante para garantir a preservação da qualidade das águas subterrâneas, especialmente diante das variações nos níveis de risco identificados em diferentes áreas, conforme evidenciado na tabela.

Além disso, a Figura 7 apresenta de forma visual o Índice de Susceptibilidade (IS) para a região da Superintendência Oeste (SOSP), fornecendo uma representação espacial da vulnerabilidade potencial dos aquíferos à contaminação.

Figura 7 – Mapa do Índice de Susceptibilidade (IS).



Fonte: Autoria própria.

Ao analisar detalhadamente a Figura 7, fica evidente que o município de Osasco emerge como a área mais suscetível à contaminação, seguido pelo bairro Butantã, enquanto Cotia surge como o local com o menor risco

de poluição dos aquíferos. Essa disparidade pode ser atribuída a uma série de fatores, incluindo atividades industriais e urbanas concentradas em certas regiões, bem como características geográficas e hidrológicas específicas de cada localidade.
É importante ressaltar que as áreas ao longo das margens dos rios Tietê e Pinheiros demonstram um risco substancialmente elevado devido à possibilidade de lançamento direto de esgoto sanitário proveniente de domicílios não tratados, provenientes de fontes clandestinas ou irregulares. Essa questão ressalta a urgência de medidas de controle e vigilância ambiental para prevenir a contaminação desses recursos hídricos cruciais.

Além disso, a prevalência da vulnerabilidade à contaminação classificada como "muito baixa" em algumas áreas da SOSP está intimamente ligada à heterogeneidade do uso e ocupação do solo, bem como ao relevo característico da região. Esses aspectos complexos e inter-relacionados destacam a importância de abordagens integradas na gestão e proteção dos aquíferos, visando garantir a preservação da qualidade da água subterrânea para as gerações futuras.

Observando ainda a Figura 7, é possível notar que há áreas densamente habitadas em regiões com relevo plano, com declividade de até 3%, bem como a presença de regiões periurbanas localizadas em áreas com declividade acentuada, acima de 12%. Essa distribuição demográfica e topográfica tem implicações significativas na preservação dos aquíferos, conforme destacado por Madroñero (2022).

A associação de regiões naturais com baixa densidade populacional, como aquelas localizadas em áreas de relevo mais suave, tende a garantir uma melhor preservação dos aquíferos devido à menor pressão exercida sobre esses recursos hídricos. Por outro lado, as áreas periurbanas, com uma maior inclinação do terreno e uma possível concentração de atividades humanas, podem estar sujeitas a uma maior incidência de contaminação dos aquíferos, destacando a importância de estratégias de gestão e conservação ambiental nessas regiões (Silva et al., 2021).

Embora a variável LU (uso e ocupação do solo) não tenha recebido um peso maior em relação aos demais parâmetros que compõem o Índice de Susceptibilidade (IS), é crucial reconhecer que as ações antrópicas desempenham um papel determinante na contaminação das águas subterrâneas. Portanto, essas atividades humanas representam potenciais fontes de contaminação para os aquíferos e exigem monitoramento constante, bem como a implementação de medidas adequadas para lidar com a contaminação do solo ou das águas subterrâneas e mitigar os impactos associados (Toniolo el. al, 2020)

Conforme destacado pela CETESB (2022), as atividades que requerem um controle minucioso na SOSP incluem a operação inadequada de aterros, acidentes envolvendo substâncias tóxicas, falhas na instalação e manutenção das redes de esgoto sanitário, utilização inadequada de agrotóxicos e operações industriais intensivas, tais como aquelas nos setores químico, alimentício, de curtumes e metalúrgico.

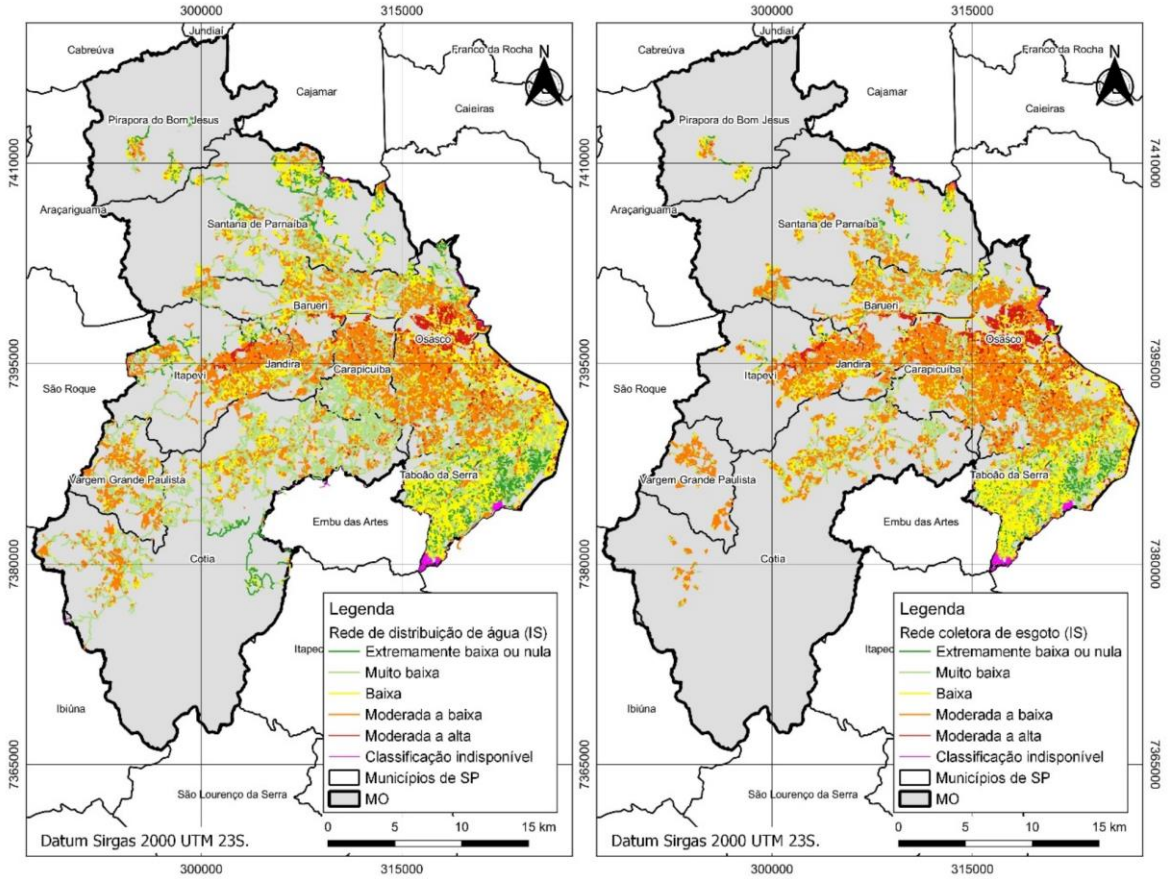
De acordo com a análise de Ribeiro (2005) e Nery et al. (2020), ao utilizar mapas de fragilidade, é possível identificar as regiões que demandam um monitoramento mais rigoroso das águas subterrâneas, além de auxiliar no planejamento de práticas de conservação do solo, priorizando as áreas com um Índice de Susceptibilidade (IS) superior a 80.

Favaretto et al. (2020), ao empregar o mesmo indicador na bacia hidrográfica do Rio Apauâe-Inhandava (RS), observou uma severidade maior nesse local. Constatou-se que a classe de IS moderado a baixo representava 42,24% da área, em comparação com 22,84% na SOSP, enquanto a classe de IS moderado a alto correspondia a 23,36%, em comparação com 3,50% na SOSP.

Apesar da SOSP alcançar um alto índice de atendimento global de abastecimento, aproximadamente 95%, ainda existem áreas que enfrentam problemas de intermitência no fornecimento de água. Nessas regiões, o uso de poços como uma forma de captação de água potável, conhecido como sistema isolado, continua sendo uma realidade, como ressaltado pela SABESP (2018).

A Figura 8 apresenta as redes de distribuição de água (lado esquerdo) e as redes coletoras de esgoto (lado direito) associadas ao do Índice de Susceptibilidade. Ressalta-se que para esta imagem só foram consideradas as tubulações em operação, isto é, não foram consideradas redes abandonadas, desativadas, projetadas ou em construção.

Figura 8 – Mapa das redes de água e esgoto classificadas com o IS.



Fonte: Autoria própria.

A Figura 8 apresenta que as redes de saneamento básico estão situadas em áreas urbanas e mostram que as redes situadas nos municípios de Osasco e Carapicuíba – cuja predominância do IS é de moderado baixo a moderado alto –tendem a ter uma fragilidade à contaminação do lençol freático superior às redes localizadas nos municípios de Taboão da Serra e São Paulo – sendo que para estes dois municípios a predominância do IS caracteriza-se entre muito baixo e baixo.

Apesar do lençol freático geralmente ser mais profundo que o assentamento das redes coletoras, os vazamentos nas redes coletoras de esgoto representam uma séria ameaça à qualidade da água subterrânea, uma vez que o esgoto contém substâncias patogênicas, como vírus e bactérias, o que inclui a degradação da qualidade da água, perturbação dos ecossistemas aquáticos e redução da biodiversidade. Assim mapas como a Figura 8 servem como orientadores para companhias de saneamento fazerem o monitoramente e manutenção constantes de sua infraestrutura, focando na proteção da saúde pública (CRISTAL, 2022).

A Tabelas 5 e 6 exibe as extensões das rede coletoras de esgoto e redes de distribuição de água, por município e por classe do IS, respectivamente, em quilômetro.

Tabela 5 – Extensão da rede de esgoto (km) por classe do IS e município.

Município	Extremamente baixa ou nula	Muito baixa	Baixa	Moderada a baixa	Moderada a alta	Total Geral
Barueri	3,38	126,90	91,99	239,07	16,39	478,17
Carapicuíba	-	77,31	62,67	296,88	27,48	464,80
Cotia	-	146,72	96,32	187,17	3,63	434,47
Itapevi	2,57	31,44	55,49	170,21	26,95	286,91

Município	Extremamente baixa ou nula	Muito baixa	Baixa	Moderada a baixa	Moderada a alta	Total Geral
Jandira	0,63	20,83	34,59	97,20	6,41	159,78
Osasco	2,45	70,66	142,92	457,29	163,89	841,32
Pirapora do Bom Jesus	3,56	5,88	18,34	15,45	0,71	43,96
Santana de Parnaíba	16,34	82,99	119,93	152,72	1,03	378,65
São Paulo (Butantã)	29,36	226,09	291,66	403,14	62,66	1.017,10
São Paulo (Pirajussara)	70,63	118,39	291,44	55,70	1,36	574,83
Taboão da Serra	30,64	68,26	193,72	54,82	-	348,80
Vargem Grande Paulista	-	8,02	5,69	70,57	-	84,33

Fonte: Autoria própria.

Tabela 6 – Extensão da rede de água (km) por classe do IS e município.

Município	Extremamente baixa ou nula	Muito baixa	Baixa	Moderada a baixa	Moderada a alta	Total Geral
Barueri	14,44	322,87	164,76	265,99	11,66	779,72
Carapicuíba	-	196,60	86,14	329,67	15,38	627,79
Cotia	31,22	648,61	177,72	305,80	2,41	1.165,76
Itapevi	21,29	124,46	115,49	259,65	24,41	545,30
Jandira	1,39	61,09	52,39	116,47	4,16	235,49
Osasco	18,83	178,76	276,69	556,72	187,71	1.218,71
Pirapora do Bom Jesus	16,31	19,59	27,55	17,07	0,46	80,97
Santana de Parnaíba	79,30	274,33	221,20	152,96	0,70	728,49
São Paulo (Butantã)	62,44	396,30	336,33	389,38	45,57	1.230,03
São Paulo (Pirajussara)	172,63	184,24	353,04	48,12	1,00	759,03
Taboão da Serra	68,86	110,95	203,87	42,78	-	426,47
Vargem Grande Paulista	-	107,56	37,82	162,42	-	307,79

Fonte: Autoria própria.

Analisando a Tabela 5, verifica-se a seguinte frequência: 43,50% da extensão da rede de esgoto são da classe do IS como moderada a baixa, 27,77% são da classe baixa, 19,44% são da classe muito baixa, 6,14% são da classe moderada a alta e 3,15% pertencem a classe do IS extremamente baixa ou nula, o que representa uma distribuição bem distinta da Tabela 4 e revelando um padrão crescente de extensão por classe de IS.

Verifica-se ainda na Tabela 5 que existem variações significativas nas extensões das redes coletoras entre os municípios. Por exemplo, São Paulo (Butantã) e São Paulo (Pirajussara) têm as maiores extensões de redes de esgoto, refletindo as necessidades de infraestrutura em áreas urbanas densamente povoadas. Notou-se ausência de extensão de rede nos municípios de Carapicuíba, Cotia, Taboão da Serra e Vargem Grande Paulista.

A Tabela 6 apresenta uma frequência mais equilibrada em relação a Tabela 5: 32,66% da extensão da rede de água são da classe do IS como moderada a baixa, 32,39% são da classe muito baixa, 25,33% são da classe baixa, 6% são da casse extremamente baixa ou nula e 3,62% pertencem a classe moderada a alta, revelando valores menores para os extremos das classes do IS, de forma que os municípios de Taboão da Serra, Vargem Grande Paulista e Carapicuíba zeraram para estas duas categorias.

A análise dos dados de ambas tabelas indica que pode haver necessidade de expansão da infraestrutura das redes de saneamento básico com alta vulnerabilidade à contaminação do lençol freático, visando o acesso seguro à distribuição de água potável e a coleta adequado do esgoto para a população residente na SOSP.

CONCLUSÃO

A determinação do Índice de Susceptibilidade (IS) na SOSP proporcionou a identificação das áreas vulneráveis à contaminação dos aquíferos, revelando-se uma ferramenta eficaz para a área de estudo e passível de replicação em outras bacias hidrográficas com características semelhantes.

Embora o IS tenha indicado predominantemente a classe de vulnerabilidade "muito baixa", essa constatação não diminui a importância da preservação da qualidade das águas subterrâneas. Pelo contrário, essa metodologia serve como subsídio valioso para as companhias de saneamento básico tomarem decisões sobre a gestão dos recursos hídricos, especialmente em domicílios que ainda dependem de poços para a captação de água.

Dessa forma, estudos de espacialização de riscos hídricos fundamentam a necessidade das concessionárias de água em buscar investimentos para a expansão de sua infraestrutura, principalmente em regiões com carência de abastecimento público, como as áreas periurbanas ou os aglomerados subnormais localizados em zonas de mananciais.

É recomendável que, em trabalhos futuros, sejam realizadas vistorias de campo para validar a eficácia deste método, especialmente com foco nas áreas de alta vulnerabilidade, em conjunto com o monitoramento contínuo da qualidade da água subterrânea. Essa abordagem permitirá uma gestão mais precisa e eficiente dos recursos hídricos, contribuindo para a preservação ambiental e para a saúde pública.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. 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.

2. 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.

3. CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2022. *Qualidade das Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – Boletim 2022*. São Paulo, São Paulo, Brasil.

4. CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. 2006. *Mapa Geológico do Estado de São Paulo*. Escala 1:750.000. Brasília, Distrito Federal, Brasil.

5. CRISTAL, M. L. B. A problemática no vazamento de esgoto sanitário na cidade de Porto Nacional (TO). 2022. *Enginering Sciences*, v. 10, n. 1, p. 13-24.

6. 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.

7. DAEE. Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo. 2020. *Hidrologia – Banco de Dados Hidrológicos*. Disponível em <http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>. Acesso: 5 de fevereiro de 2020.

8. 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.

9. 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.

10. 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.

11. 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.

12. 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.

13. 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.

14. 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.

15. 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.

16. PEREIRA, A. S.; CECCONELLO, 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.

17. 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.

18. 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.

19. 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.

20. ROSSI, M. 2017. *Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado*. Escala 1:250.000. Instituto Florestal: São Paulo, São Paulo, Brasil.

21. SABESP. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. 2021. *Relatório Gerencial do Cadastro Técnico da Superintendência Oeste: Ano Base 2020 – Características Gerais*. São Paulo, São Paulo, Brasil.

22. 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.

23. SIAGAS. Sistema de Informações de Águas Subterrâneas. 2020. Disponível em: < http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/visualizar_mapa.php >. Acesso em: 20 mai. 2020.

24. 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.

25. 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.

26. 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.

27. 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.

28. TONIOLO, B. P.; SILVA, D.C.C.; LOURENÇO, R. W. 2020. Uso de Geotecnologias para delimitação de Susceptibilidade Erosiva na Superintendência Oeste SABESP. *Cidades Verdes*, 8, 17, 76-90.

29. TROIAN, G. C.; REGINATO, P. A. R.; MARQUEZAN, R. G.; KIRCHELM, 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.

30. 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.