

Diagnóstico da fragilidade ambiental com base no uso da terra e fatores físico-naturais em São José dos Campos, SP

Environmental fragility diagnosis based on land use and physical-natural factors in São José dos Campos, SP

Ana Carolina Santos de Andrade
Faculdade de Tecnologia de Jacareí,
Jacareí/SP, Brasil e Instituto Nacional de
Pesquisas Espaciais, São José dos
Campos/SP, Brasil



Nilton de Jesus
Faculdade de Tecnologia de Jacareí,
Jacareí/SP, Brasil

Cassiano Gustavo Messias
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais,
São José dos Campos/SP, Brasil

Vagner Luis Camilotti
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais,
São José dos Campos/SP, Brasil

RESUMO

Objetivo da Investigação: O presente estudo teve como objetivo analisar a fragilidade ambiental potencial e emergente no município de São José dos Campos (SP), considerando a influência de fatores naturais e antrópicos sobre a suscetibilidade do território às intervenções humanas.

Metodologia: A fragilidade potencial foi estimada a partir da integração de informações de declividade e erodibilidade dos solos, enquanto a fragilidade emergente incorporou também o uso e cobertura da terra, seguindo a metodologia proposta por Ross (1994). A análise estatística multivariada de Análise de Componentes Principais (PCA) foi utilizada para descrever as relações entre uso e cobertura da terra, variáveis ambientais e as classes de fragilidade ambiental potencial e emergente.

Resultados: Os resultados indicaram que cerca de 56% do território apresenta fragilidade potencial média a muito alta, proporção que aumenta para aproximadamente 68% quando considerado o uso da terra na fragilidade emergente. A cobertura florestal demonstrou efeito mitigador sobre a fragilidade potencial, enquanto pastagens, áreas urbanas e mosaicos de uso contribuíram para sua amplificação, sobretudo em áreas de declividade intermediária. A análise do desmatamento revelou que a maior parte da supressão da vegetação ocorreu em áreas de fragilidade potencial baixa a média, enquanto a regeneração florestal apresentou maior proporção relativa em áreas de maior fragilidade.

Originalidade/Valor: Os resultados evidenciam o papel determinante do uso e manejo da terra na modulação dos riscos ambientais e destacam a necessidade de políticas de ordenamento territorial que considerem simultaneamente a suscetibilidade natural do meio e os impactos das atividades antrópicas, especialmente no contexto de expansão urbana e uso agropecuário. O uso da análise de PCA permitiu compreender melhor as relações entre uso da terra e as variáveis de fragilidade ambiental potencial e emergente, bem como as variáveis ambientais subjacentes de solo e declividade.

Palavras-chave: erosão; desmatamento; urbanização; geomorfologia; restauração.

ABSTRACT

Research Purpose: Changes in land use and land cover constitute one of the main factors altering environmental dynamics, especially in regions with rugged relief and soils susceptible to erosion. In this context, environmental fragility analysis represents an important tool for territorial planning and sustainable natural resource management. This study aimed to analyze potential and emergent environmental fragility in the municipality of São José dos Campos (SP), considering the influence of natural and anthropogenic factors on the susceptibility of the territory to human interventions.

Methodology: The potential fragility was estimated based on the integration of information on slope and soil erodibility, while the emerging fragility also incorporated land use and land cover, following the methodology proposed by Ross (1994). The multivariate statistical analysis of Principal Component Analysis (PCA) was used to describe the relationships between land use and land cover, environmental variables, and the classes of potential and emerging environmental fragility.

Findings: The results indicated that approximately 56% of the territory presents potential fragility classified as medium to very high. When land use is considered in the emergent fragility analysis, this proportion increases to about 68%. Forest cover showed a mitigating effect on environmental fragility, whereas pastures, urban areas, and mixed land-use mosaics contributed to its intensification, particularly in areas with intermediate slopes. The analysis of deforestation revealed that most vegetation suppression occurred in areas of low to medium potential fragility, while forest regeneration showed a relatively higher proportion in areas of greater fragility.

Originality/Value: The results highlight the determining role of land use and management in modulating environmental risks and emphasize the need for land use policies that simultaneously consider the natural susceptibility of the environment and the impacts of anthropic activities, especially in the context of urban expansion and agricultural use. The use of PCA analysis is unprecedented in this type of study and allowed for a better understanding of the relationships between land use and the variables of potential and emerging environmental fragility, as well as the underlying environmental variables of soil and slope.

Keywords: erosion; deforestation; urbanization; geomorphology; restoration.

1. Introdução

A ocupação do território e as transformações nos padrões de uso e cobertura da terra representam forças motrizes centrais na modificação das paisagens naturais, com implicações diretas sobre a estabilidade e o equilíbrio dos ecossistemas (Betts et al., 2017; Diaz et al., 2019; Grantham et al., 2020). Em regiões de relevo acidentado e solos suscetíveis à erosão, tais alterações podem intensificar processos degradativos, notadamente pela erosão hídrica (Coelho Netto & Avelar, 2007; Weill & Pires Netto, 2007). A avaliação da fragilidade ambiental surge, portanto, como uma ferramenta fundamental para o planejamento territorial, permitindo identificar áreas mais suscetíveis a esses processos e subsidiar ações de manejo sustentável (Ross, 1994; Crepani et al., 2001).

O município de São José dos Campos (São Paulo, Brasil) apresenta condições naturalmente favoráveis à ocorrência de processos erosivos, visto que aproximadamente 40% de seus solos possuem média a alta erodibilidade, com predominância de cambissolos e argissolos (Rossi et al., 2022). Inserido no Vale do Paraíba Paulista, o município foi marcado pela expansão da cafeicultura durante o período imperial e, posteriormente, por um intenso processo de industrialização e urbanização (Morelli, 2002). Nesse contexto, o relevo acidentado da região, moldado pela formação das serras da Mantiqueira e do Mar (Almeida & Carneiro, 1998), sofreu intensa supressão da cobertura florestal para a implantação dos cafezais no século XIX, favorecendo processos de degradação ambiental (Assis Brasil et al., 2018; Ruíz et al., 2018). Com o declínio da cafeicultura no início do século XX, ocorreu a expansão da criação de gado leiteiro, cobrindo a paisagem de vales e topos de morros do com pastagens exóticas (p. ex., *Brachiaria* sp.) e, mais recentemente, a partir da década de 1990, o crescimento da silvicultura do eucalipto (*Eucalyptus* sp.) (Devide et al., 2014; Assis Brasil et al., 2018; Ruíz et al., 2018). Esse processo colonizatório do Vale do Paraíba gerou um avanço rápido do desmatamento da Mata Atlântica, causando alterações geomorfológicas, mudanças locais do clima e, com o tempo, da fertilidade do solo (Dantas & Coelho Netto, 1995; Coelho Netto, 1999; Devide et al., 2014).

A crescente industrialização a partir da segunda metade do século XX favoreceu transformações socioeconômicas e espaciais profundas, com intensificação da urbanização, expansão da infraestrutura viária e consolidação de importantes polos industriais e tecnológicos no Vale do Paraíba (Morelli, 2002; Devide et al., 2014). São José dos Campos passou por um intenso processo de urbanização entre os anos de 1980 e 2000, com o avanço da área urbana sobre pastagens degradadas, várzea do Rio Paraíba e mesmo em áreas de preservação permanente (Morelli, 2002; Stempniak et al., 2007), tendo se expandido entre 1970 e 2004 em ~70% (França et al., 2007). Essa trajetória resultou em uma paisagem fragmentada, onde remanescentes de Mata Atlântica, pastagens, áreas agrícolas e a malha urbana coexistem de forma dinâmica (Morelli, 2002; Guisard & Kuplich, 2008).

Apesar de a região registrar um crescimento da área de floresta nativa devido às mudanças socioeconômicas na região (Silva et al., 2016; Rezende et al., 2018), a pressão antrópica permanece ativa, especialmente em áreas ambientalmente sensíveis com a rápida e constante expansão urbana observada no município e pelo uso agropecuário (p. ex., Freitas et al., 2016; Guedes et al., 2020; Tavares et al., 2024). Neste cenário, compreender a interação entre a suscetibilidade natural do meio físico e os impactos induzidos pelas atividades antrópicas é crucial

para orientar políticas públicas eficazes para o uso e manejo do território, visto a associação direta que essas variáveis têm com a evolução de processos erosivos (Rodrigues Neto et al., 2023).

Estudos que integram essas dimensões são ainda incipientes na escala municipal de São José dos Campos, particularmente considerando a distribuição espacial específica dos usos da terra e suas consequências para a estabilidade geomorfológica. No contexto da análise ambiental, Tricart (1977), por meio de sua obra *Ecodinâmica*, introduziu o conceito de Unidades Ecodinâmicas, fundamentado na lógica sistêmica, enfatizando as interações entre os componentes da dinâmica ambiental e os fluxos de energia e matéria, que ocorrem em razão do equilíbrio dinâmico. Com base nessa perspectiva, os ambientes foram categorizados em estáveis, intergrades e instáveis, conforme o grau de equilíbrio e a resistência às alterações internas e externas.

Com base nessa compreensão, Ross (1990) conceituou as Unidades Ecodinâmicas estáveis como aqueles ambientes em que o equilíbrio dinâmico é preservado, mesmo sob certas interferências. Por outro lado, classificou como Unidades Ecodinâmicas instáveis os sistemas nos quais as intervenções antrópicas intensificam os processos de degradação, comprometendo a capacidade de autorregulação do meio. Baseado nesses conceitos, Ross (1994) desenvolveu uma das metodologias mais empregadas para cartografia da fragilidade ambiental nos diferentes ambientes apoiando-se na integração de elementos físicos e antrópicos da paisagem, com ênfase na análise de parâmetros geomorfológicos, pedológicos e de uso da terra. O grau de fragilidade da morfologia do relevo é avaliado segundo a inclinação das encostas, por meio de mapas de declividade. A análise dos solos é orientada por uma classificação que considera seu potencial de fragilidade ou erodibilidade. No que tange ao uso da terra, este deve ser examinado a partir da interpretação de dados obtidos por sensoriamento remoto, permitindo a atribuição de diferentes pesos às coberturas vegetais conforme sua eficácia na proteção do solo.

Deste modo, utilizando a metodologia de Ross (1990), este artigo tem como objetivo analisar a fragilidade ambiental no município de São José dos Campos, buscando: i) mapear a distribuição espacial dos diferentes níveis de fragilidade ambiental nas macrozonas econômicas do município; ii) identificar os principais usos e coberturas da terra responsáveis pela amplificação ou mitigação dos riscos ambientais; iii) identificar a ocorrência de desmatamento e regeneração florestal e o impacto sobre os níveis de fragilidade ambiental no município; e iv) discutir as implicações dos resultados para o ordenamento territorial, com foco na conservação dos solos e na mitigação de processos erosivos. A pesquisa busca contribuir com subsídios técnicos para o planejamento ambiental municipal, destacando a importância de estratégias diferenciadas de manejo que considerem tanto a fragilidade inerente do meio quanto os efeitos do uso antrópico.

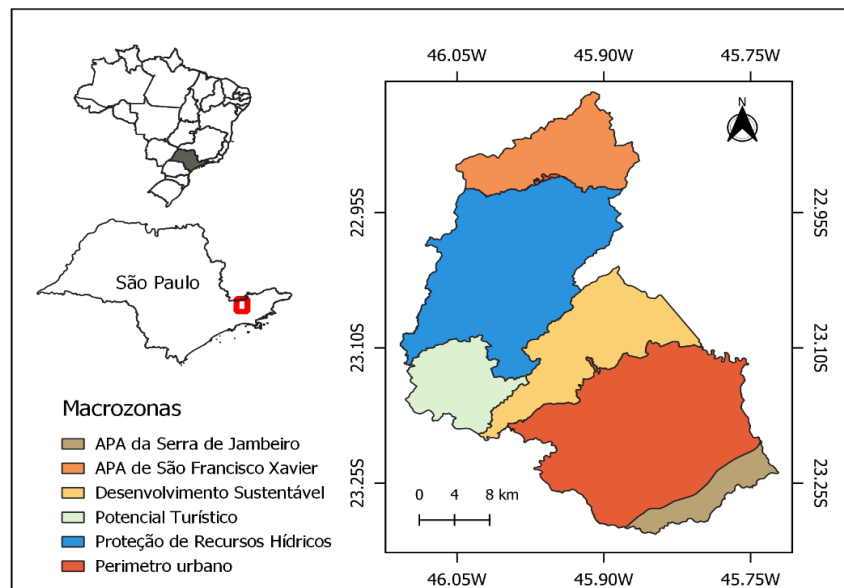
2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

O município de São José dos Campos (Figura 1) está localizado na região do Vale Paraíba, no leste do estado de São Paulo, com área de ~1.100 km² e um perímetro urbano de 353,9 km², com uma população corrente estimada em 2024 de 724.756 habitantes (São José dos Campos, 2025). A altitude média do município varia cerca de 600

metros, sendo o ponto mais alto a região do Pico do Selado (2.082 m) e seu ponto mais baixo a planície aluvial do rio Paraíba (550 m). Além disso a cidade contém três distritos: São Francisco Xavier, Eugênio de Melo e São José dos Campos, sendo o último a sede. Em 2018, o plano diretor definiu o macrozoneamento rural para melhoria da qualidade de vida dos cidadãos, sendo eles: Área de Proteção Ambiental (APA) da Serra do Jambeiro, APA de São Francisco Xavier, Área de Desenvolvimento Sustentável, Área de Potencial Turístico, Área de Proteção de Recursos Hídricos e a zona urbana (São José dos Campos, 2025).

Figura 1
Localização geográfica de São José dos Campos e suas macrozonas.



Fonte: Ficheiro vetor das macrozonas para a figura obtidos do website Geosanja (2025) (<https://geo.sjc.sp.gov.br/>)

Do ponto de vista fisiográfico, o município situa-se em uma zona de transição entre duas grandes unidades da Serra do Mar: a Serra da Mantiqueira, a noroeste, e a Serra do Mar propriamente dita, a sudeste. O relevo é marcadamente compartimentado, variando de planícies aluviais a escarpas íngremes (Nascimento, 2005). A drenagem do município é dominada pela bacia do Rio Paraíba do Sul, um dos mais importantes do país, que corta a área de estudo no sentido leste-oeste. Seus principais afluentes locais são os rios Jaguari, Buquirá e Comprido, que, juntamente com seus tributários, formam a rede hidrográfica que estrutura a paisagem e influencia diretamente a dinâmica ambiental e antrópica regional.

Segundo Scofield et al. (2000), o clima de São José dos Campos é classificado como Aw (Köppen), caracterizado por inverno seco com precipitação inferior a 50 mm/mês e verão chuvoso com totais acima de 148 mm/mês. A temperatura apresenta variação sazonal moderada, com médias máximas entre 23,3°C (julho) e 30,2°C (fevereiro). O regime de chuvas concentra-se entre dezembro e março (15-19 dias/mês), enquanto julho registra apenas cerca de 6 dias chuvosos.

Devido à sua posição geográfica, o município apresenta elevada diversidade geológica e geomorfológica, incluindo terrenos cristalinos do embasamento pré-cambriano associados às serras da Mantiqueira e do Mar, além dos depósitos sedimentares cenozóicos da Bacia de Taubaté, o que confere à região uma ampla variação altimétrica (Nascimento, 2005). A distribuição das fitofisionomias na região segue o gradiente topográfico e edáfico (Morelli, 2002): nos planaltos interioranos das serras do Mar e da Mantiqueira ocorre a Floresta Estacional Semidecidual. Nas escarpas íngremes dessas serras, estabelece-se a Floresta Ombrófila Densa, nas modalidades Montana e Alto-Montana, enquanto a Floresta Ombrófila Mista Alto Montana ocorre em áreas intermediárias. Manchas de cerrado (Savana Arbórea Aberta) ocupavam as colinas suavizadas, e as várzeas do Rio Paraíba do Sul e seus afluentes são recobertas por matas de várzeas (Floresta Estacional Semidecidual Aluvial). Contudo, o uso da terra desde o período colonial resultou na fragmentação e perda significativa dessas formações, sendo substituídas majoritariamente por pastagens exóticas, com as formações de cerrado praticamente limitadas a pequenas manchas dispersas no município (Morelli, 2002; Guisard & Kuplich, 2008; Cima et al., 2023; Tavares et al., 2024).

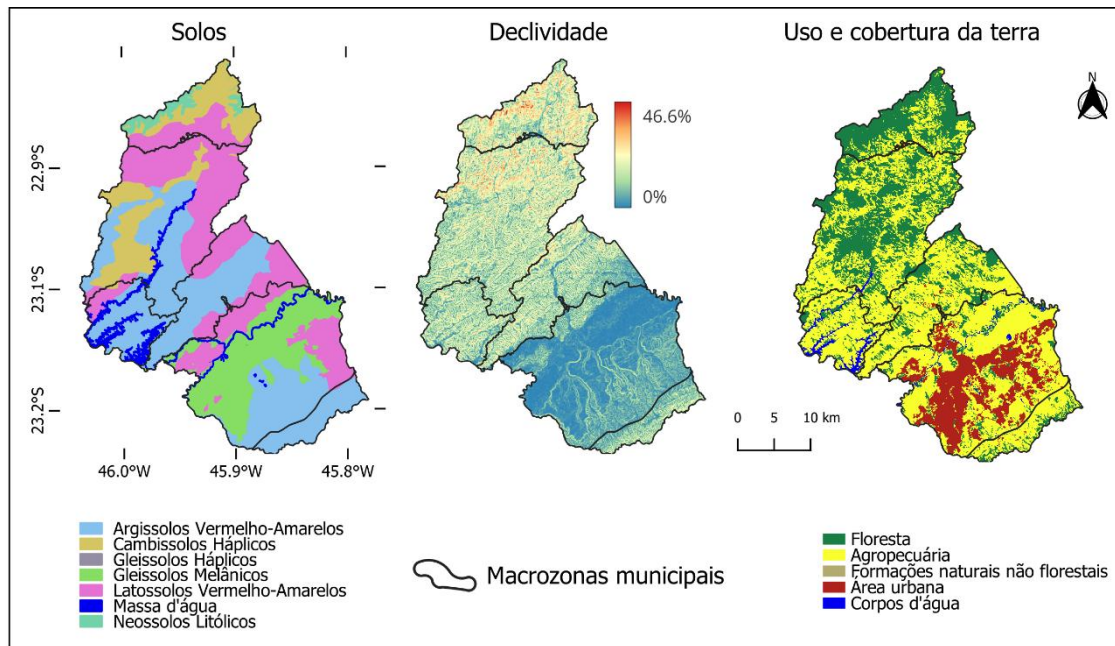
2.2. Análise da fragilidade ambiental

Seguindo a metodologia proposta por Ross (1994), este estudo fundamentou suas análises em três principais produtos cartográficos do município (Figura 2): o grau de erodibilidade dos solos provido pelo Atlas de Suscetibilidade dos Solos do Estado de São Paulo, na escala de 1:750.000 (Rossi et al., 2022); o mapa de declividade, obtido através do modelo digital de elevação Topodata, com resolução espacial de 30 m (INPE, 2025) com gradientes variando de 0,0018 a 46,64%; e o mapa de uso e cobertura da terra provido pela coleção 8 do MapBiomas (resolução espacial de 30 m), que caracterizou o uso de cobertura da terra do município em nove classes (veja Figura 10 para detalhes das classes) com uma acurácia geral de 83,1% para a legenda nível 3 para o bioma Mata Atlântica (MapBiomas, 2023).

O dado provido pelo Atlas de Suscetibilidade dos Solos de do Estado de São Paulo não classifica os solos em área urbana consolidada. Dessa forma, utilizamos o mapa pedológico disponibilizado pela Agência Nacional de Águas na escala de 1:100.000 (ANA, 2017) para preencher o vazio de informação para a área urbana do município, para a qual foram atribuídos os valores de erodibilidade do Atlas para os mesmos solos, atentando-se para o valor de erodibilidade do mesmo solo mais próximo encontrado no Atlas. Complementarmente, para os polígonos da mancha urbana do Atlas encontrados dentro de um polígono maior do mesmo com informação do tipo de solo, o polígono urbano recebeu as informações de solo desse polígono.

Figura 2

Mapa de solo, de declividade e de uso e cobertura da terra. O mapa de uso e cobertura, para fins de ilustração em função da escala, está com as classes da legenda 1 do MapBiomass.



Fonte: Elaborada pelos autores com dados de Rossi et al. (2022), INPE (2025) e MapBiomass (2023), respectivamente

Utilizando o pacote terra (Hijmans et al., 2024) no ambiente de programação R (R Core Team, 2025), o mapa vetorial de solos foi convertido para o formato *raster*. Uma vez que o grau de erodibilidade fornecido pelo Atlas de Suscetibilidade dos Solos de do Estado de São Paulo coincide com as classes de fragilidade da metodologia proposta por Ross (1994) (i.e, muito baixa, baixa, média, alta, muito alta), mantiveram-se as mesmas para os respectivos solos. Os *rasters* de declividade e de uso e cobertura da terra foram reclassificados em classes de fragilidade ambiental de acordo com as **Erro! A origem da referência não foi encontrada.** e **Erro! A origem da referência não foi encontrada.**, respectivamente, de acordo com Ross (1994). Os *rasters* reclassificados, segundo as classes, estão apresentados na **Erro! A origem da referência não foi encontrada.**

Tabela 1

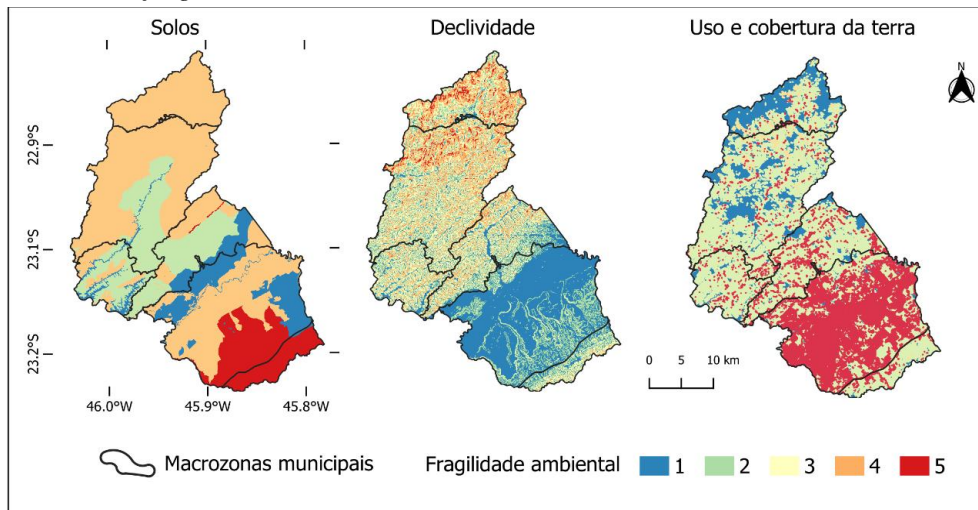
Classes de fragilidade, de acordo com a declividade do terreno

Peso	Fragilidade	Classes de declividade
1	Muito baixa	Até 6%
2	Baixa	De 6 a 12%
3	Média	De 12 a 20%
4	Alta	De 20 a 30%
5	Muito alta	Acima de 30%

Fonte: Ross (1990)

Figura 3

Mapas de solos, declividade e uso e cobertura da terra categorizados de acordo com a escala de fragilidade



Fonte: Elaborada pelos autores

Tabela 2

Classes de graus de proteção do solo, de acordo com o tipo de cobertura

Peso	Fragilidade	Tipos de cobertura	Grau de proteção
1	Muito baixa	Florestas/Matas naturais e campo alagado.	Muito Alto
2	Baixa	Afloramento rochoso e aquicultura.	Alto
3	Média	Mosaico de usos, silvicultura e pastagem.	Médio
4	Alta	Cana, café e outras culturas perenes.	Baixo
5	Muito alta	Área urbana, outras áreas não vegetadas, mineração, soja e outras lavouras temporárias.	Muito baixo

Fonte: Elaborada pelos autores a partir de Ross (1990)

Considerando a classificação prévia das variáveis na escala ordinal de 1 a 5, conforme descrito anteriormente e proposto por Ross (1994), os índices de fragilidade potencial e emergente foram obtidos por meio da álgebra de mapas, utilizando a média dos valores atribuídos a cada variável. Como resultado, os índices finais permaneceram compreendidos na mesma amplitude de 1 a 5, podendo apresentar valores decimais decorrentes das médias calculadas. Para a elaboração dos mapas finais, esses valores foram arredondados para o número inteiro mais próximo e convertidos diretamente nas respectivas classes qualitativas de fragilidade.

2.3. Análise do desmatamento e da vegetação secundária

Para avaliar a pressão antrópica recente sobre áreas vulneráveis, foi analisada a série histórica do desmatamento no município no período até 2024, provida pelo programa BiomassBR do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2026). A série foi dividida para desmatamentos ocorridos até de 2008 e entre 2009-2024. A escolha do ano de 2008 como marco deve-se ao seu significado jurídico-ambiental no Brasil, uma vez que a data de 22 de julho de 2008, estabelecida pelo Decreto nº 6.514/2008 e posteriormente consolidada pela Lei nº 12.651/2012 (Código

Florestal), configura-se como a data de referência para a definição de Áreas Rurais Consolidadas. Assim, buscamos analisar se houve mudança nas tendências de desmatamento após a reforma do Código Florestal e onde as supressões de vegetação ocorreram.

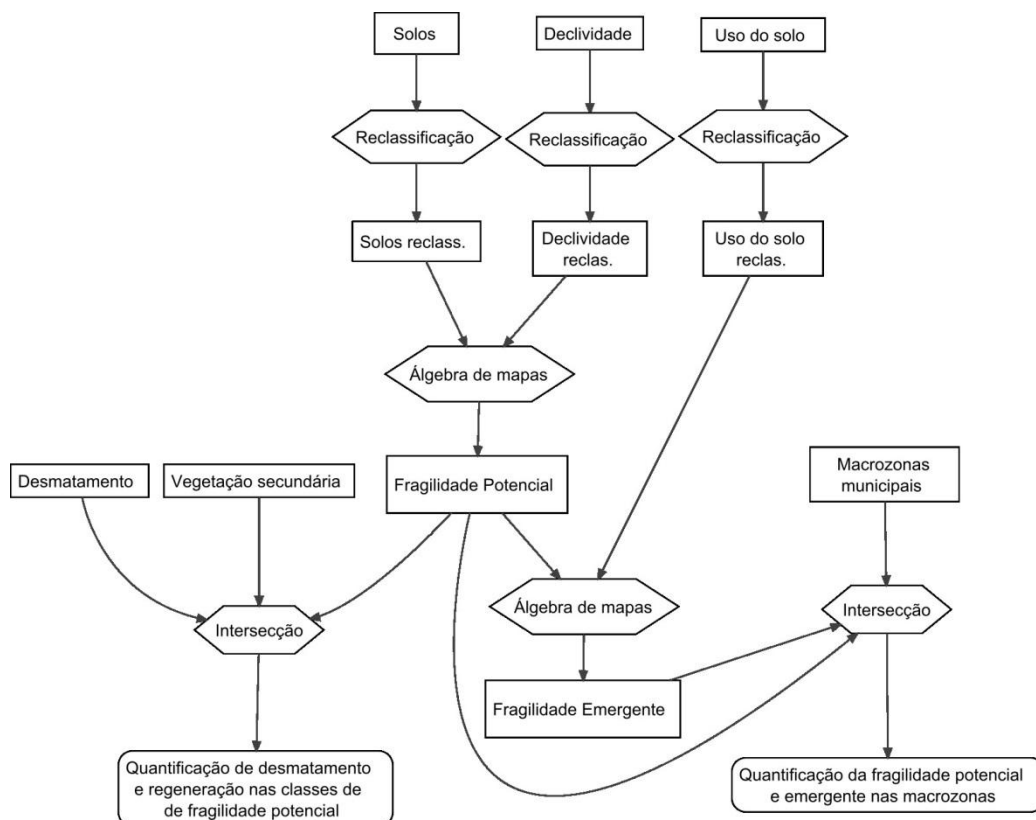
Oposto ao desmatamento, também analisou-se em quais categorias de fragilidade ambiental potencial ocorreu regeneração da vegetação com dados oriundos do mapa de vegetação secundária da Mata Atlântica do programa BiomassBR (INPE, 2026).

Os polígonos de desmatamento e de vegetação secundária foram intersectados via sistema de informação geográfica com o mapa vetorial de Fragilidade Potencial utilizando PostgreSQL (versão 15) com a extensão PostGIS (versão 3.4). Por meio dessa interseção espacial, foi possível quantificar a área e a proporção de novos desmatamentos e de vegetação secundária ocorridos em cada classe de Fragilidade Potencial. Esta análise permitiu identificar se a supressão e a regeneração de vegetação nativa ocorreram preferencialmente em áreas ambientalmente mais sensíveis e críticas para a gestão do uso do solo.

Por fim, o processo metodológico de análise da fragilidade potencial e emergente, bem como da quantificação do desmatamento e da regeneração florestal sobre as classes de fragilidade potencial pode ser observado na Figura 4.

Figura 4

Procedimento metodológico para o cômputo da fragilidade ambiental e potencial nas macrozonas municipais e para a quantificação do desmatamento e regeneração florestal nas classes de fragilidade potencial



Fonte: Elaborada pelos autores

2.4. Análises estatísticas

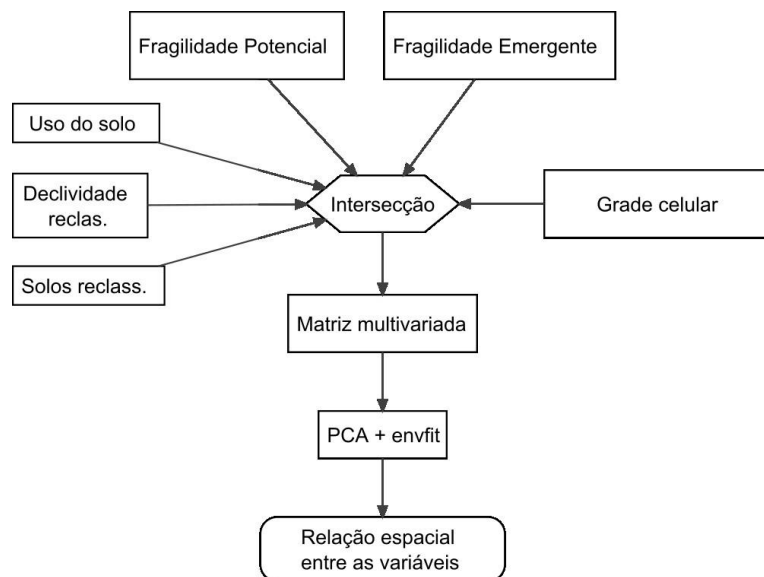
Em uma grade regular de 1x1 km foram extraídas para cada célula as áreas de cada camada avaliada nesse estudo: uso e cobertura da terra, solos, declividade, fragilidade emergente e fragilidade potencial, gerando uma matriz $m \times n$ com os valores da área de cada variável nas m colunas (variáveis) para as n linhas (células da grade celular). Essa matriz foi utilizada para investigar as relações multivariadas entre os fatores ambientais (atributos do solo, declividade e classes de uso e cobertura da terra) e os níveis de fragilidade potencial e emergente por meio de uma Análise de Componentes Principais (PCA). Esta técnica estatística reduz a dimensionalidade do conjunto de dados em uma matriz $m \times n$, transformando as variáveis originais em um novo conjunto de componentes lineares não correlacionados, ordenados pela quantidade de variância explicada (Borcard et al., 2018).

A análise de componentes principais (PCA) foi implementada utilizando o pacote *vegan* (Oksanen et al., 2022) no ambiente de programação R (R Core Team, 2025). As variáveis ambientais (uso e cobertura da terra, classe de solo e classe de declividade) foram padronizadas para média zero e desvio padrão unitário, garantindo que todas as variáveis, independentemente de sua unidade de medida original, contribuíssem igualmente para a análise e evitando que aquelas com maior variância dominassem arbitrariamente as componentes principais (Borcard et al., 2018). As classes de mineração, áreas úmidas, áreas não vegetadas, aquicultura e corpos d'água foram excluídas da análise por apresentarem reduzida representatividade espacial no município, baixa variabilidade na matriz de dados e fraca associação com as variáveis-resposta (fragilidade potencial e fragilidade emergente), contribuindo de forma limitada para a interpretação dos componentes principais.

Posteriormente, para quantificar estatisticamente a relação entre a configuração ambiental representada pela PCA e as variáveis resposta de fragilidade (potencial e emergente), utilizou-se a função *envfit* (Oksanen et al., 2022). Este procedimento de ajuste de variáveis ambientais testa a hipótese de associação entre os vetores de fragilidade e a ordenação multidimensional definida pelas variáveis ambientais na PCA. A função gera valores de R^2 , que indicam a força da associação, e valores de significância (*p-value*) obtidos por meio de testes de permutação (999 permutações), validando estatisticamente as relações interpretadas visualmente no biplot. O processo de análise pode ser observado na Figura 5.

Os resultados foram interpretados por meio de um *biplot*, que representa simultaneamente as amostras (unidades de análise) e as variáveis ambientais como vetores em um plano cartesiano definido pelas duas primeiras componentes principais (CP1 e CP2). Nessa representação, a direção e o comprimento dos vetores indicam, respectivamente, as correlações entre as variáveis e sua contribuição para a formação dos componentes. A qualidade da representação foi avaliada pela porcentagem da variância total capturada pelos componentes retidos para análise.

Figura 5
Fluxograma descrevendo os procedimentos adotados para a Análise de Componentes Principais (PCA)



Fonte: Elaborada pelos autores

3. Resultados

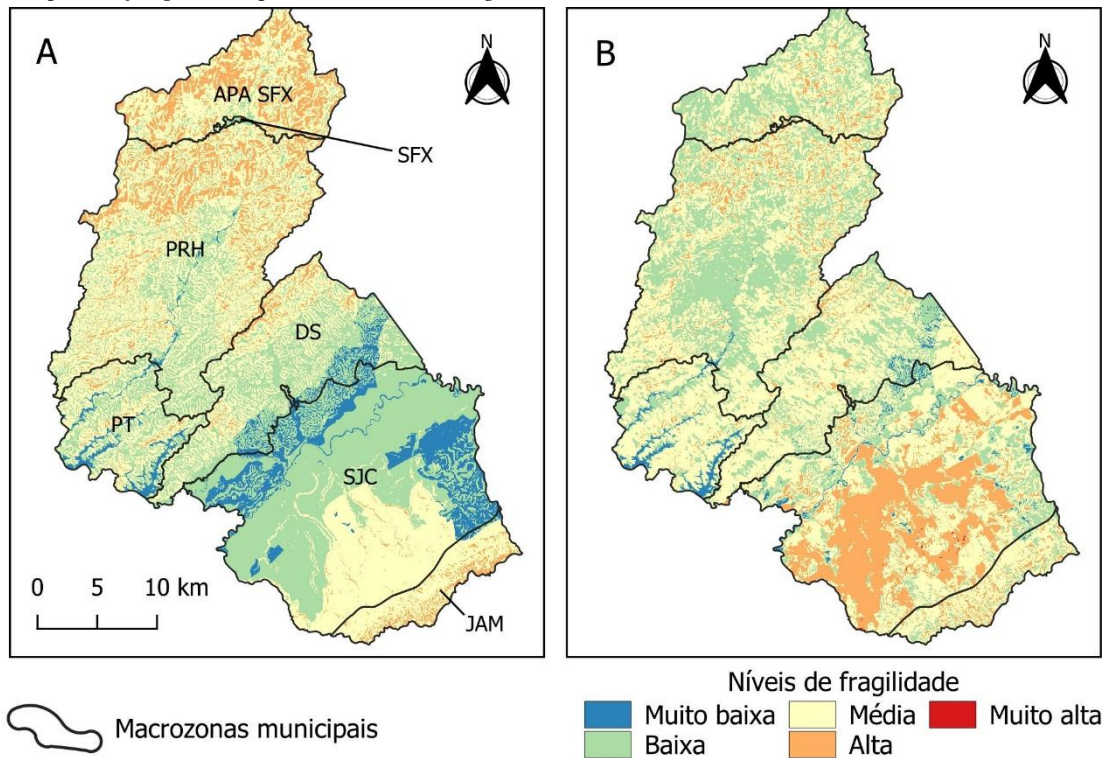
A Figura 6 apresenta os mapas de distribuição das fragilidades ambientais potenciais e emergentes para o município de São José dos Campos. O município apresenta 56,35% de sua área com níveis de fragilidade potencial que variam de *médio* a *muito alto*, o restante (42,78%) variando de *muito baixo* a *baixo* (**Erro! A origem da referência não foi encontrada.**3). Ao se adicionar o uso e cobertura da terra para o cálculo da fragilidade emergente, os níveis de *médio* a *muito alto* passaram a compreender 68,47% do município. As maiores mudanças foram observadas na redução de 79,12% do nível *muito baixo* e no aumento de 44,24% no nível de *alta* fragilidade (desconsiderando a insignificância em área da variação do nível *muito alto* em contraposição ao aumento de 10900%).

Tabela 3
Fragilidade potencial e fragilidade emergente para o município de São José dos Campos

Classe	Potencial		Emergente		Variação (%)
	Área (km ²)	Área (%)	Área (km ²)	Área (%)	
Muito baixa	83,4	7,58	17,41	1,58	-79,12
Baixa	387,03	35,20	319,66	29,07	-17,41
Média	495,66	45,08	573,65	52,17	15,73
Alta	123,94	11,27	178,77	16,26	44,24
Muito alta	0,004	0,0004	0,44	0,04	10900,00

Fonte: Elaborada pelos autores.

Figura 6
Mapas de fragilidade potencial(A) e emergente(B)



APA SFX = Área de Proteção Ambiental de São Francisco Xavier; DS = Macrozona de Desenvolvimento Sustentável; JAM = Serra de Jambreiro; PT = Macrozona de Potencial Turístico; PRH = Macrozona de Proteção de Recursos Hídricos; SJC = Área urbana de São José dos Campos; SFX = Área urbana do distrito de São Francisco Xavier.

Fonte: Elaborada pelos autores

3.1. Análise da fragilidade ambiental nas macrozonas econômicas

O aumento das classes *média* a *muito alta* de fragilidade ambiental emergente ocorreram nas macrozonas urbana de SJC, de Desenvolvimento Sustentável e de Potencial Turístico (**Erro! A origem da referência não foi encontrada.**7). Embora a zona urbana de SFX tenha apresentado o maior percentual de mudança da classe *alta* (95650%), em função de da pequena área dessa zona, esse aumento atingiu apenas 0,2 km², o mesmo se observado para o aumento de 191% na classe *média*, atingindo 0,7 km². Na zona urbana de SJC, o aumento da classe *alta* foi de 5234%, atingindo 130,4 km² e o da *média* de 66%, chegando a 157,2 km², em detrimento da classe *baixa e muito baixa*, que perderam 70% e 89%, respectivamente nessa macrozona).

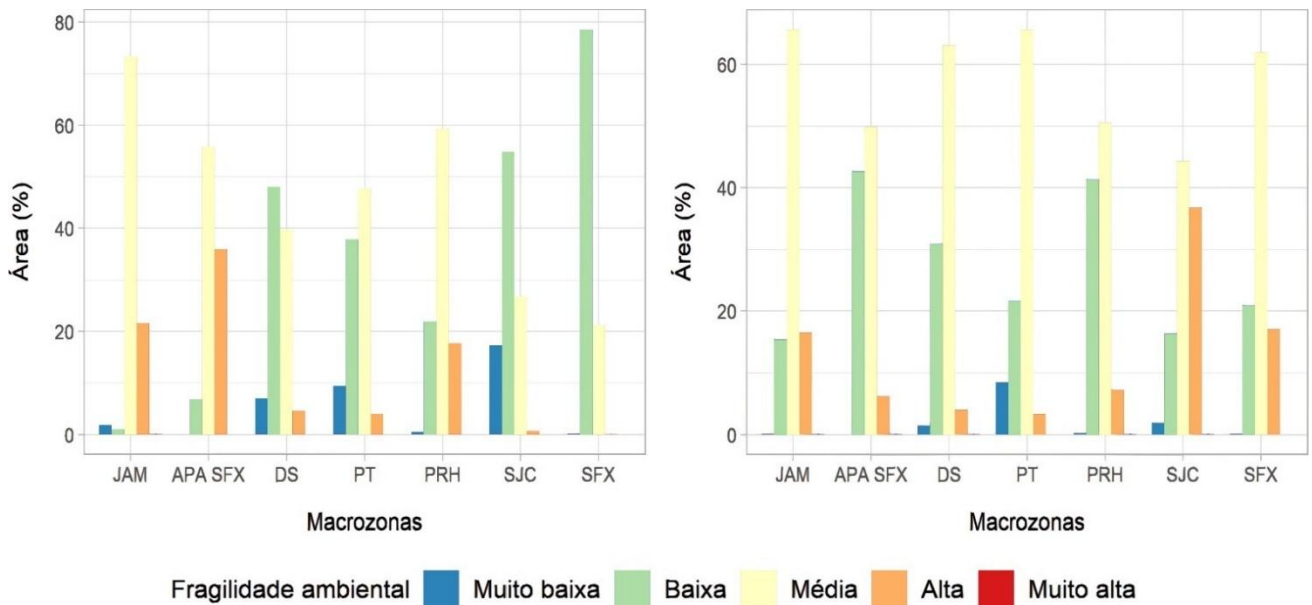
A classe potencial *muito alta*, pela sua pequena área total (0,004 km²), apresentou porcentagens de aumento elevadas para a forma emergente de fragilidade ambiental, mas ainda assim limitada a 0,44 km² da extensão do município. A maior área dessa classe se encontra na zona urbana de SJC, totalizando 0,3 km².

Por outro lado, os maiores aumentos na área da classe *baixa* ocorreram nas macrozonas APA da Serra de Jambreiro (1498%), APA de SFX (524%), e de Proteção de Recursos Hídricos (89%), sendo o maior aumento absoluto observado nesta última (ganho de 62,9 km²). A classe potencial *muito baixa* apresentou perdas em todas as

macrozonas, exceto na zona urbana de SFX (porém, tendo uma extensão de apenas 0,002 km²). O maior decréscimo nessa classe ocorreu na zona urbana de SJC (55 km² ou 89%).

Figura 7

Quantificação da fragilidade ambiental potencial (A) e emergente (B) para as macrozonas econômicas do município de São José dos Campos a partir da Figura 6



Fonte: Elaborada pelos autores

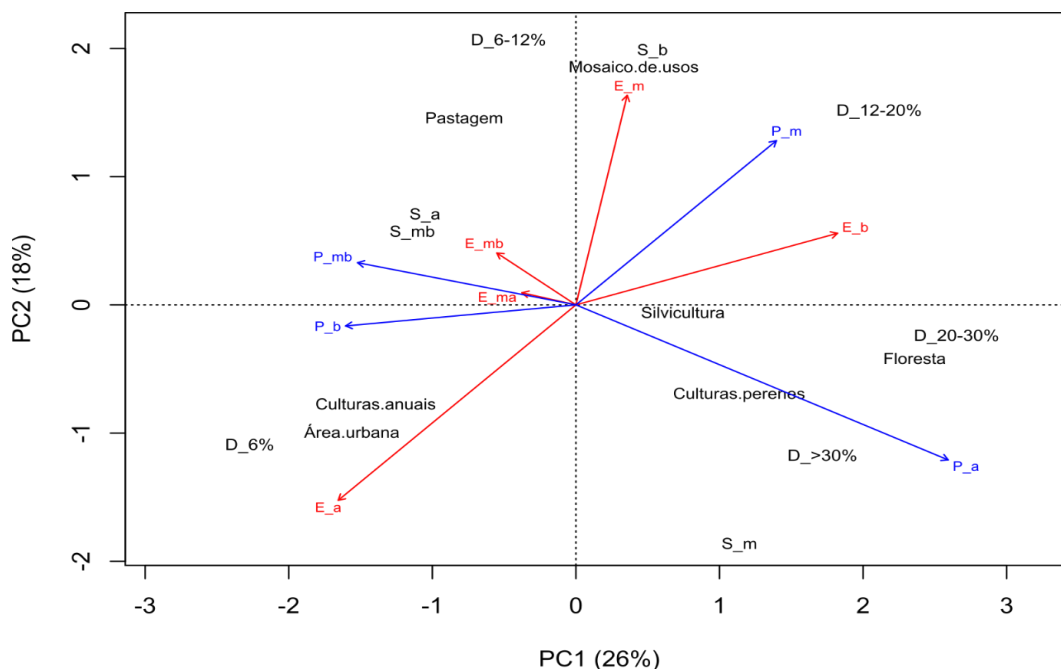
A Figura 8 sintetiza as relações entre as fragilidades potenciais e emergentes com as variáveis ambientais (solos, declividade e de uso e cobertura da terra) através da PCA. Os dois primeiros eixos da análise condensaram 44% da variabilidade das variáveis ambientais, sendo o primeiro o mais representativo com 26%, o qual descreve um gradiente crescente (da esquerda para a direita) de cobertura florestal, silvicultura, culturas perenes e declividade. O segundo eixo descreve um gradiente de aumento de pastagens e mosaicos de usos em terrenos com declividades intermediárias (entre 6% e 20%) em solos de baixa erodibilidade (S_b). Observam-se nítidas associações entre a área urbanizada e culturas anuais sobre declividades menores (D_6%), porém sobre solos com erodibilidade média (S_m). Florestas e culturas perenes no município tendem a ocorrer em maior proporção nas áreas mais declivosas (D_20-30% e D_>30%) e em solos com erodibilidade média (S_m). Por fim, a silvicultura tende a ocorrer em declividades intermediárias e em solos com variada erodibilidade.

A análise de *envfit* revelou associações estatisticamente significativas ($p < 0,001$) entre todas as categorias de fragilidade potencial e emergente e o gradiente ambiental definido pela PCA, exceto para a classe de fragilidade potencial *muito alta* ($p = 0,963$). A categoria potencial *alta* (P_a) e *média* (P_m) apresentaram as maiores associações ($R^2 = 0,65$ e $0,28$, respectivamente), indicando que suas ocorrências estão principalmente associadas com as declividades mais elevadas e solos de baixa à média erodibilidade. No outro extremo e no gradiente oposto, as classes potenciais muito baixa e baixa apresentaram uma associação moderada ($R^2 \approx 0,20$) com as declividades mais baixas e solos de muito baixa erodibilidade.

As fragilidades emergentes *muito alta* e *muito baixa*, embora significativas, apresentaram uma fraca associação com as variáveis ambientais ($R^2 = 0,01$ e $0,03$, respectivamente). A classe emergente *alta* apresentou a maior associação ($R^2 = 0,38$), ocorrendo principalmente no gradiente de aumento de culturas anuais e área urbana. Áreas classificadas como emergente *média* ($R^2 = 0,21$) ocorreram em solos de baixa erodibilidade onde predominam mosaicos de uso e pastagens, enquanto que áreas com *baixa* fragilidade emergente apresentaram maior associação com o aumento de usos e coberturas do solo mais estáveis, como floresta, culturas perenes e silvicultura, as quais tenderam a ocorrer, como mencionado anteriormente, em áreas mais declivosas do município.

Figura 8

Análise de Componentes Principais relacionando as variáveis ambientais de declividade (D_ e a respectiva declividade em porcentagem), solos (S_) e de uso e cobertura da terra com os níveis de fragilidade potencial (P_) e emergente (E_). Letras complementares dos níveis de fragilidade: _mb = muito baixa; _b = baixa; _m = média; _a = alta; _ma = muito alta



Fonte: Elaborada pelos autores

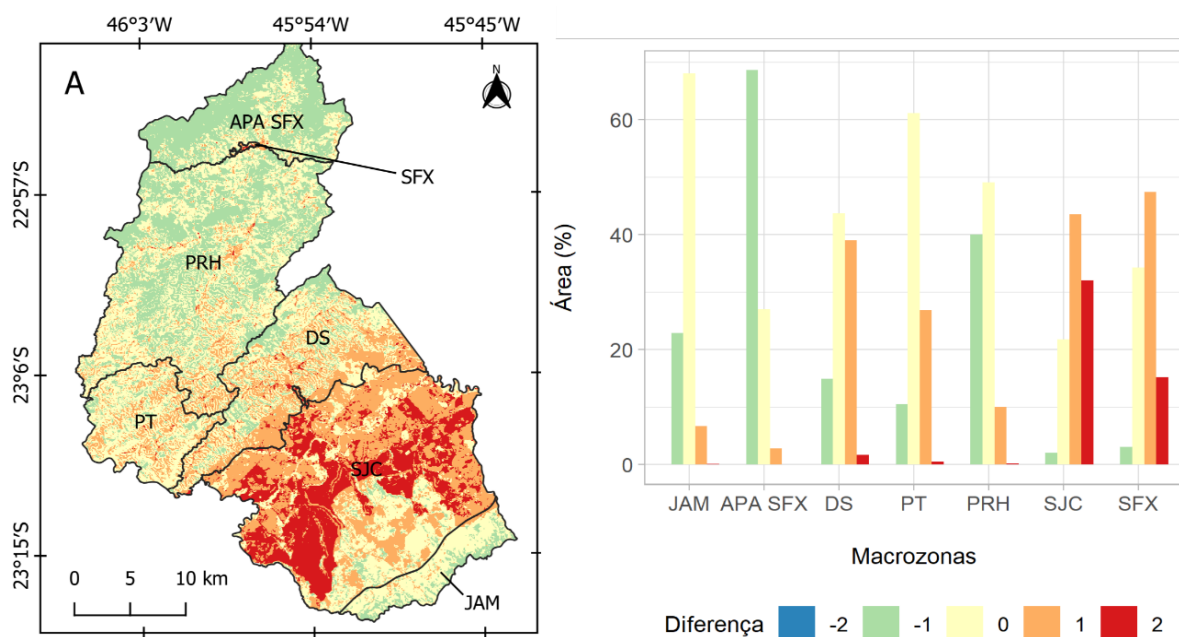
3.2. Relação do uso e cobertura da terra com a fragilidade ambiental no município

A Figura 9 descreve a influência dos usos e coberturas da terra na definição da fragilidade ambiental emergente nas diferentes macrozonas do município. A figura foi obtida pela subtração do mapa de fragilidade emergente pelo mapa de fragilidade potencial. A classe de valor zero indica os espaços onde as classes de uso e cobertura da terra não influenciaram a fragilidade emergente; valores negativos indicam em quantos níveis reduziram o risco potencial e os valores positivos em quanto o aumentaram. Aumentos na fragilidade emergente ocorreram principalmente nas zonas urbanas de SJC e de SFX (aumento até dois níveis), onde predominaram os usos por pastagens, mosaico de usos e área urbana (Figura 10); e (Figura 2), seguidas das macrozonas de Desenvolvimento Sustentável e de Potencial Turístico, onde predominam as pastagens.

Reduções na fragilidade emergente ocorrem principalmente na APA SFX, macrozona de Proteção dos Recursos Hídricos e na APA da Serra de Jambeiro em função da maior cobertura florestal e, em certo grau, por culturas como a silvicultura.

Figura 9

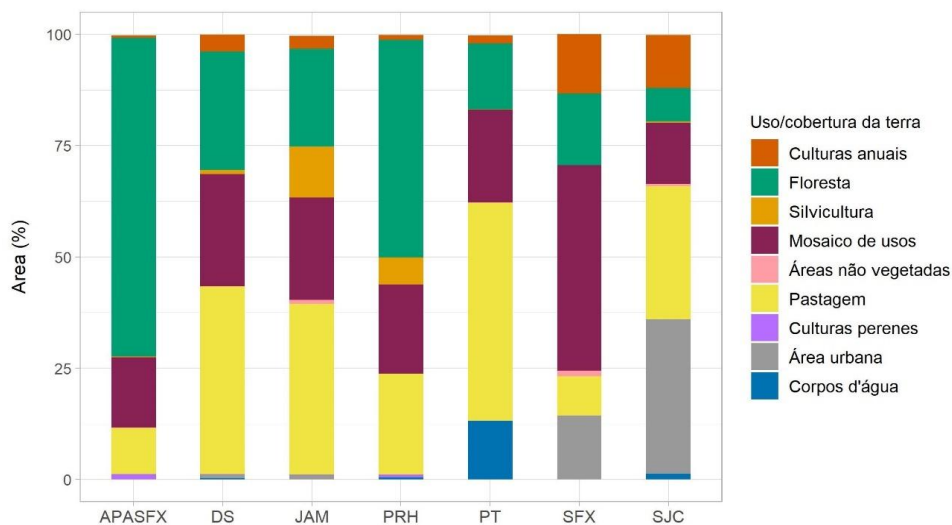
Análise da influência do uso e cobertura da terra sobre a fragilidade potencial de erosão no município de São José dos Campos e nas suas macrozonas.



Fonte: Elaborada pelos autores

Figura 10

Distribuição relativa dos diferentes usos da terra dentro das macrozonas econômicas do município de São José dos Campos, SP, Brasil



Fonte: Elaborada pelos autores.

3.3. Desmatamento e regeneração florestal e a fragilidade ambiental no município

O desmatamento de vegetação primária no município de São José dos Campos alcançou, em 2024, 70,31% do seu território, ocorrendo majoritariamente em áreas de fragilidade potencial *baixa a média* (**Erro! A origem da referência não foi encontrada.**4), tanto antes como após 2008, o marco legal das áreas consideradas consolidadas pelo Código Florestal. Em termos percentuais, observa-se um gradiente da extensão do desmatamento decrescente das áreas de *muito baixa a alta* fragilidade potencial, chegando a ~84% de perdas na primeira e ~45% na última no período até 2008. Esse padrão muda ligeiramente no período 2009-2024, onde as áreas de *baixa a alta* fragilidade potencial apresentaram desmatamentos similares.

Em 2022, a área de vegetação secundária totalizou 0,52% do município, ligeiramente maior do que o que foi perdido por desmatamento no período 2009-2024. Em área absoluta, a vegetação regenerante ocorreu majoritariamente nas áreas de fragilidade potencial *média* que, junto com a alta, totalizaram 0,34%. Notadamente, observa-se um gradiente inverso ao do desmatamento no padrão de regeneração relativo, aumentando das áreas de mais baixa fragilidade ambiental para a mais alta.

Tabela 4

Análise da fragilidade potencial em áreas desmatadas em São José dos Campos até 2008 e entre 2009 e 2024 e porcentagem (%) da área de cada classe de fragilidade potencial no município de São José dos Campos, SP, Brasil

Fragilidade	Desmatamento (ha)				Vegetação secundária	
	Até 2008	%	2009-2024	%	2022	%
Muito baixa	6.998,11	83,91	33,56	0,40	21,59	0,26
Baixa	30.743,13	79,43	116,52	0,30	169,34	0,44
Média	33.534,74	67,66	162,96	0,33	261,65	0,53
Alta	5.639,45	45,50	40,01	0,32	116,54	0,94
Muito alta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	76.915,43		353,05		569,12	

Fonte: Elaborada pelos autores

4. Discussão

A ampla extensão de áreas com fragilidade potencial e emergente média a muito alta (~60% do território) no município demanda atenção especial no planejamento territorial, sobretudo na definição de políticas públicas voltadas à conservação ambiental, ao uso e ocupação do solo e à mitigação de riscos. A comparação entre as fragilidades potencial e emergente evidenciou o papel determinante do uso e cobertura da terra na dinâmica dos riscos ambientais.

Na macrozona da APA SFX, a cobertura florestal demonstrou efeito mitigador significativo, reduzindo a fragilidade potencial até dois níveis. As fitofisionomias locais (Floresta Ombrófila Densa e Mista) conferem proteção estável ao solo (Crepani et al., 2001) por meio de mecanismos como a interceptação da precipitação pelos

estratos florestais – que atenua o impacto das gotas de chuva, reduz o escoamento superficial e favorece a evaporação – e pelo aumento da infiltração hídrica, resultante de modificações estruturais e químicas do solo promovidas pela vegetação (Tricart, 1977; Ilstedt et al., 2007; Junqueira Junior et al., 2019). A cobertura florestal não apenas estabiliza a erosão hídrica, como pode intensificar sua redução com o aumento da precipitação, enquanto a remoção da vegetação gera um incremento linear nos processos erosivos (Weill & Pires Neto, 2007). Como resultado, a mata nativa apresenta perdas de solo inferiores a outros usos (Hessel et al., 2003; Martins et al., 2003; Silva et al., 2011), podendo chegar a 100 vezes menores que pastagens em função do tipo de solo (Silva et al., 2011).

Nas encostas da APA SFX, a estabilização é potencializada pelo sistema radicular de grandes árvores, que pode englobar blocos rochosos, promovendo a fixação do solo à matriz rochosa (Coelho Netto & Avelar, 2007). Contudo, a proteção florestal no município concentra-se nas áreas de maior declividade, seguindo o padrão histórico da Mata Atlântica no Vale do Paraíba, onde a cobertura se manteve restrita às regiões serranas (Freitas & Marson, 2007; Pereira et al., 2017). As áreas de menor fragilidade potencial, associadas com as declividades mais baixas, foram ocupadas pela expansão das atividades agropecuárias e expansão urbana, como demonstrado na análise de PCA. Embora um recente fenômeno de regeneração florestal – impulsionado por êxodo rural, industrialização e abandono de cultivos – tenha elevado a cobertura no Vale de 2.696 km² para 4.704 km² (1985-2011) (Silva et al., 2016) e em aproximadamente 14% em São José dos Campos (1974-2004) (França et al., 2007), o desmatamento tem persistido.

Os resultados demonstram que o desmatamento histórico em São José dos Campos ocorreu predominantemente em áreas de baixa, muito baixa e média fragilidade potencial, indicando que a ocupação territorial esteve associada, inicialmente, às áreas mais favoráveis para agricultura, urbanização e implantação de infraestrutura. Esse padrão reflete o processo histórico de ocupação do Vale do Paraíba, marcado pela expansão agrícola e, posteriormente, pela industrialização e crescimento urbano (Guisard & Kuplich, 2008; Devidé et al., 2014). Ainda assim, a ocorrência de desmatamento em áreas de alta fragilidade evidencia que parte da ocupação avançou sobre ambientes mais suscetíveis à degradação, potencializando processos erosivos, instabilidade do solo e alterações hidrológicas.

A expressiva redução do desmatamento de vegetação primária entre 2009 e 2024 indica uma desaceleração recente da conversão florestal no município, possivelmente associada ao fortalecimento da legislação ambiental, ao aumento da fiscalização e à menor disponibilidade de áreas passíveis de conversão. No entanto, essa redução pode estar subestimando a perda total de cobertura florestal, uma vez que os dados do Prodes Mata Atlântica consideram apenas a supressão de vegetação primária, excluindo a remoção de vegetação secundária (Formigoni et al., 2023). Entre 2010 e 2020, por exemplo, Tavares et al. (2024) estimaram a perda de 2.946 ha de cobertura florestal no município ao incluir também a vegetação secundária na análise, valor substancialmente superior aos 353 ha de perda de vegetação primária detectados pelo Prodes entre 2009 e 2024.

Por outro lado, a recuperação da vegetação secundária, especialmente em áreas de média e alta fragilidade, sugere processos de regeneração natural em áreas anteriormente degradadas, possivelmente associados ao abandono de usos agropecuários e às restrições de ocupação em terrenos ambientalmente mais sensíveis. Esse processo de

transição florestal tem sido descrito em estudos sobre a cobertura florestal no Vale do Paraíba (Silva et al., 2016; Sapucci et al., 2021), o que pode favorecer a recuperação parcial de funções ecológicas e hidrológicas da paisagem, embora também evidencie o elevado grau de transformação histórica da cobertura florestal original.

Em contraste com o efeito mitigador da cobertura florestal, a ocupação por pastagens, áreas urbanas, mosaicos de uso e culturas anuais elevou a fragilidade ambiental em terrenos originalmente de baixa fragilidade, sobretudo em declividades intermediárias e solos naturalmente frágeis. A predominância das pastagens na paisagem de São José dos Campos, principalmente nas macrozonas de Desenvolvimento Sustentável, Serra de Jambeiro e de Potencial Turístico, resulta de um processo histórico iniciado com o desmatamento para o café em terrenos acidentados no período colonial, seguido pela transição para pecuária leiteira (Coelho Netto, 1999; Devede et al., 2014; Ruíz et al., 2018), enquanto as várzeas do Rio Paraíba foram ocupadas por culturas anuais como o arroz (Devede et al., 2014). Como consequência, as pastagens atualmente ocupam uma ampla variedade de declives (Moreira & Valeriano, 2013), atingindo até 600 m de altitude no Vale do Paraíba (Pereira et al., 2017). Nessas áreas, declives superiores a 20% associados a tais usos antrópicos tornam-se mais propensos à erosão, dado o maior potencial erosivo dessas atividades em comparação com as coberturas vegetais naturais (Zanatta et al., 2015; Oliveira et al., 2023).

As características do relevo onde ocorrem pastagens no município podem acentuar os processos erosivos. Nas áreas declivosas, a presença de formigas saúva (*Atta* sp.), comuns nas pastagens da região, podem acentuar a suscetibilidade do solo à erosão linear acelerada, resultando na formação de voçorocas pela maior infiltração de água pelos túneis dos ninhos (Dantas & Coelho-Netto, 1996; Coelho Netto, 1999). Nessas mesmas áreas declivosas, as trilhas do gado podem atuar como pontos de intensificação dos processos erosivos (Weill & Pires Neto, 2007; Petsch et al., 2022) que podem ser acelerados pelos constantes incêndios nas pastagens, que expõem o solo e dificultam a regeneração natural da vegetação nativa (Coelho Netto & Avelar, 2007; Guedes et al., 2020). Os cambissolos encontrados na região mais declivosa da Encosta da Mantiqueira em São Francisco Xavier, dentro da APA SFX, são solos frágeis que, quando cobertos por pastagens, podem apresentar altas perdas acima dos limites toleráveis (Bono et al., 1996).

Nesse contexto, a conversão de pastagens degradadas, especialmente em áreas declivosas, para restauração florestal representa uma estratégia importante para reduzir a fragilidade ambiental e reverter processos erosivos na paisagem do Vale do Paraíba (Padovezi, 2018). As macrozonas da Serra de Jambeiro, de Desenvolvimento Sustentável e de Potencial Turístico, por exemplo, poderiam se beneficiar dos serviços ecossistêmicos associados à recuperação da cobertura florestal, como a proteção do solo, a regulação hídrica e a conservação da biodiversidade. Entretanto, quando a restauração florestal não for viável, o manejo adequado das pastagens constitui uma alternativa capaz de minimizar impactos ambientais. O sistema radicular das gramíneas forrageiras contribui para a agregação do solo e para a redução das perdas por erosão, especialmente em solos mais suscetíveis à degradação (Bono et al., 1996). Pastagens de braquiária estabelecidas sobre latossolos podem favorecer a infiltração e a retenção de água, apresentando, inclusive, menores perdas de solo do que plantios de eucalipto; contudo, esses benefícios dependem de práticas adequadas de manejo, uma vez que pastagens degradadas tendem a intensificar os processos erosivos (Silva et al., 2011).

A área urbana, por sua vez, concentrou a maior influência negativa do uso e cobertura da terra sobre a fragilidade emergente no município, com aumento até dois níveis de fragilidade em relação à fragilidade potencial nas macrozonas de SJC e SFX. A malha urbana do município ocorre em áreas baixas, planas e levemente onduladas com baixos riscos geológicos (Nascimento, 2005). Porém, a remoção da vegetação decorrente de obras de terraplenagem para loteamentos, obras viárias e de infraestrutura expõe o solo aos efeitos erosivos do aumento do escoamento superficial das águas pluviais (Weill & Pires Neto, 2007), podendo aumentar o escoamento superficial, a erosão de margens e o assoreamento de corpos d'água (Pons et al., 2007). No município, Oliveira et al. (2012) observaram aumento do volume de escoamento em nível de sub-bacia hidrográfica pela redução da infiltração potencial com as mudanças de uso e cobertura da terra.

A impermeabilização do solo pela expansão de áreas edificadas, pavimentação ou pela disposição inadequada de ruas, associadas à manutenção precária da rede de galerias e de bueiros, pode resultar na formação de ravinas e voçorocas (Coelho Netto & Avelar, 2007; Weill & Pires Neto, 2007; Basilio et al., 2019), mesmo em declividades consideradas com baixo ou médio potencial erosivo (Pons et al., 2007). Os efeitos tendem a ser maiores nas adjacências das áreas consolidadas ou em expansão onde, somado aos efeitos da declividade e do solo exposto, aumentam significativamente o processo erosivo (Thomazini & Lupinacci, 2016). Esse exato processo tem sido observado no município, com a formação de voçorocas de grande extensão na região limítrofe urbanizada (Vaz, 2026) e na abertura de crateras na malha urbana (G1 Vale do Paraíba, 2026). Ademais, com a expansão urbana no município avançando para áreas mais elevadas e instáveis (Nascimento, 2005; Freitas et al., 2016), aumentam os riscos de movimentos gravitacionais de massa (Coelho Netto & Avelar, 2007; Pons et al., 2007). Esse padrão de ocupação destaca o papel fundamental da ação antrópica na amplificação dos riscos ambientais, transcendendo a suscetibilidade natural do terreno. Diante da expansão da área urbana no município (Stempniak et al., 2007; Oliveira et al., 2012; Tavares et al., 2024), torna-se imperativa a adoção de medidas rigorosas de controle do uso do solo.

A redução da fragilidade potencial pelas culturas perenes e pela silvicultura resulta de replicarem parcialmente a estrutura de ecossistemas florestais, mantendo o solo coberto e promovendo processos como a interceptação da chuva, o aumento da infiltração de água, ciclagem de nutrientes e a adição de matéria orgânica no solo (Vital et al., 1999; Lima et al., 2008; Silva et al., 2011; Barbosa et al., 2017; Carvalho et al., 2017; Costa et al., 2018). Por exemplo, plantios de eucalipto podem reduzir o deflúvio em mais de 25% se comparado com pastagens (Sharda et al., 1998), e pomares apresentam perdas de solo significativamente menores do que pastagens ou culturas anuais (Hessel et al., 2003). Essas culturas resultam em perdas inferiores aos limites de tolerância para os diferentes tipos de solos, que se aproximam dos observados em floresta nativa (Martins et al., 2003; Pires et al., 2006; Martins et al., 2010).

O cultivo de eucalipto é relevante para o município pela sua rápida expansão na região, tendo aumentado ~314% entre 2010 e 2020 no Vale do Paraíba e ocupando 57,7 km² ou 5,24% do município (Tavares et al., 2024), principalmente nas macrozonas da Serra de Jambreiro e de Proteção de Recursos Hídricos. Sua implantação tem ocorrido predominantemente sobre pastagens degradadas (Arguello et al., 2010; Carriello & Vicens, 2011), onde é

mais eficiente no controle da erosão, reduzindo as perdas de solo em 4 a 28 vezes em latossolos típicos da região (Silva et al., 2011). Substituindo áreas de pastagens no Vale, a silvicultura tem sido implantada em áreas com declividades que chegam a 20% e em altitudes até 1.200 m (Rezende et al., 2018), onde práticas como o plantio em nível reduzem significativamente a erosão (Silva et al., 2011), podendo estabilizar inclusive áreas degradadas com a presença de voçorocas (Costa et al., 2018). Além disso, evidências apontam que o cultivo pode influenciar positivamente a cobertura florestal na paisagem do Vale (Sapucci et al., 2022).

No entanto, os benefícios ambientais desses sistemas são mais expressivos estágios avançados do ciclo, com o fechamento do dossel e acúmulo de serapilheira (Vital et al., 1999; Silva et al., 2011), demandando manejo cuidadoso durante a implantação. Após o corte raso, há aumento significativo na erosão e no escoamento superficial, ainda que em níveis inferiores aos de usos mais intensivos do solo (Vital et al., 1999). Contudo, fases de implantação e colheita podem desencadear processos erosivos, principalmente pela construção de estradas em áreas íngremes do Vale do Paraíba (Freitas et al., 2012) – infraestrutura reconhecida como ponto crítico para a erosão linear (Petsch et al., 2022). Portanto, o balanço ambiental final depende diretamente de práticas operacionais que minimizem impactos nessas fases-chave, especialmente no planejamento viário, para preservar os benefícios do cultivo estabelecido.

5. Considerações finais

Este estudo caracterizou a fragilidade ambiental em São José dos Campos, identificando que ~53% do território apresenta fragilidade potencial média a muito alta, chegando a ~70% ao se incorporar o uso e cobertura do solo para a o cômputo da fragilidade emergente. Esse cenário revela significativa suscetibilidade a processos erosivos, demandando atenção no planejamento territorial.

A comparação entre as fragilidades potencial e emergente evidenciou o papel crucial das atividades antrópicas. A cobertura florestal mostrou-se mitigadora, reduzindo a fragilidade em até dois níveis. Contudo, sua distribuição limitada pelo desmatamento de ~70% do município às áreas de maior declividade, tem seu efeito protetor reduzido. Por outro lado, pastagens mal manejadas em áreas declivosas e a urbanização surgiram como principais amplificadoras dos níveis de fragilidade, sendo esta última capaz de elevar a fragilidade em dois níveis mesmo em áreas originalmente menos suscetíveis. Culturas perenes e silvicultura, por outro lado, apresentam-se como usos intermediários, conferindo resiliência ao solo ao mimetizarem aspectos da funcionalidade florestal. Seus benefícios, porém, dependem de manejo adequado e são mais efetivos em estágios avançados do ciclo produtivo.

Diante dessas evidências, é importante que as políticas públicas de ordenamento territorial em São José dos Campos sejam pautadas por uma abordagem integrada que considere a fragilidade ambiental intrínseca e os impactos específicos de cada uso do solo. Assim, torna-se imperativo para o planejamento ambiental do município:

- Fortalecer a proteção e expansão das áreas florestais remanescentes, notadamente aquelas localizadas em áreas de fragilidade potencial alta e muito alta, como as encostas da Serra da Mantiqueira.

- Promover a requalificação ambiental das pastagens, incentivando práticas de manejo conservacionista que reduzam a compactação e a erosão, especialmente nas áreas de declive intermediário a alto.
- Implementar diretrizes rigorosas de controle da expansão urbana, com foco na manutenção de áreas permeáveis, na adequada drenagem das águas pluviais e na proteção de fundos de vale e áreas de declive acentuado, evitando a ocupação de áreas com altos graus de fragilidade.
- Orientar a silvicultura e as culturas perenes para modelos sustentáveis, assegurando que sua implantação e manejo, incluindo a infraestrutura viária, minimizem a exposição do solo e respeitem as áreas de preservação permanente.

Portanto, a gestão do território deve reconhecer a dinâmica revelada pelo estudo: a fragilidade ambiental é uma construção social, resultante da interação entre a suscetibilidade natural do meio e o modelo de ocupação adotado. A discussão não se restringe à presença ou ausência de floresta, mas sim à manutenção de uma cobertura vegetal permanente e estruturalmente complexa como fator crítico para a sustentabilidade pedológica, posicionando sistemas antrópicos bem manejados como aliados na atenuação da degradação do solo. A sustentabilidade ambiental de São José dos Campos dependerá da capacidade de harmonizar o desenvolvimento socioeconômico com a conservação dos recursos naturais, utilizando o mapeamento da fragilidade como uma ferramenta fundamental para a tomada de decisão.

Embora a metodologia de fragilidade ambiental proposta por Ross (1994) constitua uma ferramenta amplamente utilizada para subsidiar o planejamento territorial e a gestão ambiental, seus resultados devem ser interpretados considerando algumas limitações. O método baseia-se principalmente em atributos físicos da paisagem, como relevo, solos e cobertura da terra, representando uma simplificação da complexidade dos processos ambientais. Dessa forma, aspectos relacionados à biodiversidade, hidrologia, conectividade ecológica, qualidade dos ecossistemas e fatores socioeconômicos não são diretamente incorporados à análise. Além disso, a definição das classes de fragilidade envolve procedimentos de classificação que podem variar em função da escala de trabalho e da disponibilidade de dados. Assim, estudos futuros poderiam integrar indicadores ecológicos, hidrológicos e socioeconômicos, bem como análises multitemporais mais detalhadas, visando uma compreensão mais abrangente da vulnerabilidade ambiental e dos efeitos das mudanças no uso e cobertura da terra no município.

Por fim, cabe destacar que a presente análise baseou-se em modelagem espacial e dados secundários, não incluindo procedimentos sistemáticos de verificação em campo. Embora essa limitação deva ser considerada na interpretação dos resultados, a metodologia de fragilidade ambiental adotada neste estudo é amplamente consolidada e tem sido aplicada em diferentes contextos geográficos como instrumento de diagnóstico e apoio ao planejamento territorial, conferindo consistência e confiabilidade aos padrões identificados. Ainda assim, a conferência em campo constitui uma etapa importante para refinar as interpretações, verificar a correspondência entre as classes de fragilidade e as condições locais observadas e aprimorar futuras aplicações do modelo.

Informação Suplementar

Autor

Ana Carolina Santos de Andrade - Faculdade de Tecnologia de Jacareí, Jacareí/SP, Brasil e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos/SP, Brasil.
anacarolinasantos580@gmail.com
<https://orcid.org/0009-0003-9377-3802>

Nilton de Jesus - Faculdade de Tecnologia de Jacareí, Jacareí/SP, Brasil
niljebr@gmail.com
<https://orcid.org/0009-0000-2519-8541>

Cassiano Gustavo Messias - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos/SP, Brasil
cassiano.messias@inpe.br
<https://orcid.org/0000-0002-1497-1022>

Vagner Luis Camilotti - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos/SP, Brasil
vagner.camilotti@gmail.com
<https://orcid.org/0000-0002-5251-3612>

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento Científico (CNPq), processo 422354/2023-6 pelo suporte ao projeto Monitoramento e avisos de mudanças de cobertura da terra nos Biomas Brasileiros – capacitação semiautomatização do programa BiomasBR, sediado e executado pelo INPE.

Data de submissão: 2026-04-18

Data de aceitação: 2026-06-11

Data de publicação: 2026-06-30

Referências

- Almeida, F. F. M. & Carneiro, C. D. R. (1998). Origem e evolução da Serra do Mar. *Revista Brasileira de Geociências*, 28(2), 135-150.
- ANA - Agência Nacional de Águas (2017). *Pedologia*. Agência Nacional de Águas.
<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/f6eb6007-b741-4099-9889-5d50b3cd4168>
- Arguello, F. V. P., Batista, G. T., Ponzoni, F. J. & Dias, N. W. (2010). Distribuição espacial de plantios de eucalipto no trecho paulista da bacia hidrográfica Rio Paraíba do Sul, SP, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, 5(3), 133-146.
<https://doi.org/10.4136/ambi-agua.158>
- Assis Brasil, L. S. C., Quinteiros, M. M. C. & Oliveira, R. R. (2018). Legados ecológicos e transição da paisagem no médio Vale do Paraíba do Sul: do café às pastagens. *Fronteira: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, 7(3), 78-99. <https://doi.org/10.21664/2238-8869.2018v7i3.p78-99>
- Barbosa, V., Barreto-Garcia, P., Gama-Rodrigues, E. & Paula, A. d. (2017). Biomassa, carbono e nitrogênio na serapilheira acumulada de florestas plantadas e nativa. *Floresta e Ambiente*, 24, e20150243. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.024315>
- Basilio, T. C. C., Fujimoto, J. T., Lopes, T., Asciti, G. A. M., Lorandi, R. & De Lollo, J. A. (2019). Influência da Forma das Encostas na Suscetibilidade à Erosão na Bacia Hidrográfica do Rio Claro (Santa Rita do Passa Quatro, SP). *Revista Brasileira de Cartografia*, 71(1), 233-252.
<https://doi.org/10.14393/rbcv71n1-2172>
- Betts, M. G., Wolf, C., Ripple, W. J., Phalan, B., Millers, K. A., Duarte, A., Butchart, S. H. M. & Levi, T. (2017). Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature*, 547(7664), 441-444.
<https://doi.org/10.1038/nature23285>
- Bono, J. A. M., Curi, N., Ferreira, M. M., Evangelista, A. R., Carvalho, M. M. & Silva, M. L. N. (1996). Cobertura vegetal e perdas de solo por erosão em diversos sistemas de melhoramento de pastagens nativas. *Pasturas Tropicales*, 18(2), 2-8.
- Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. (2018). *Numerical ecology with R* (2ª ed.). Springer.
- Carriello, F. & Vicens, R. S. (2011). Silvicultura de eucalipto no vale do Paraíba do Sul/SP no período entre 1986 e 2010. *XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Curitiba*.
- Carvalho, D. C. D., Pereira, M. G. G., Toledo, L. O., Simon, C. A., Rodrigues, J. D. S., Fernandes, J. C. F. & Silva Neto, E. C. (2017). Ciclagem de nutrientes de um plantio de eucalipto em regeneração de espécies nativas no sub-bosque. *Floresta*, 47(1), 17-28.
<https://doi.org/10.5380/ufv.v47i1.43652>
- Cima, I. S., Amaral, S. & Massi, K. G. (2023). Mapping Cerrado remnants in an anthropized landscape in southeast Brazil. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 32, 101032. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2023.101032>
- Coelho Netto, A. L. (1999). Catastrophic landscape evolution in a humid region (SE Brasil): inheritances from tectonic, climatic and land use induced changes. *Supplementi di Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria*, III(3), 21-48.
- Coelho Netto, A. L. & Avelar, A. S. (2007). O uso da terra e a dinâmica hidrológica. In R. F. dos Santos (Ed.), *Vulnerabilidade ambiental: desastres naturais ou fenômenos induzidos?* (pp. 59-74). MMA.
- Costa, C. D. O., Alves, M. C., Sousa, A. D. P., Silva, H. R., González, A. P. & Avalos, J. M. M. (2018). Produção e deposição de sedimentos em uma sub-bacia hidrográfica com solos suscetíveis à erosão. *Irriga*, 21(2), 284-289.
<https://doi.org/10.15809/irriga.2016v21n2p284-299>
- Crepani, E., Medeiros, J. S., Filho, P. H., Florenzano, T. G., Duarte, V. & Barbosa, C. C. F. (2001). *Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial*. INPE.
- Dantas, M. E., & Coelho-Netto, A. L. (1996). Resultantes geo-hidroecológicas do ciclo cafeeiro (1780-1880) no médio Vale do Rio Paraíba do Sul: uma análise quali-

- quantitativa. *Anuário do Instituto de Geociências*, 19, 61-78.
- Dantas, M. E. & Coelho Netto, A. L. (1995). O impacto do ciclo cafeeiro na evolução da paisagem geomorfológica do médio vale do Rio Paraíba do Sul. *Cadernos de Geociências*, 15, 65-72.
- Devide, A. C. P., Castro, C. M., Ribeiro, R. L. D., Abboud, A. C. S., Pereira, M. G. & Rumjanek, N. G. (2014). História ambiental do Vale do Paraíba Paulista, Brasil. *Revista Biociências*, 20(1), 12-29.
- Diaz, S., Settele, J., Brondizio, E. S., Ngo, H. T., Agard, J., Arneith, A., Balvanera, P., Brauman, K. A., Butchart, S. H. M., Chan, K. M. A., Garibaldi, L. A., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S. M., Midgley, G. F., Miloslavich, P., Molnar, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razaque, J., Reyers, B., Chowdhury, R. R., Shin, Y. J., Visseren-Hamakers, I., Willis, K. J. & Zayas, C. N. (2019). Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*, 366(6471), eaax3100. <https://doi.org/10.1126/science.aax3100>
- Formigoni, M. d. H., Maurano, L. E. P., Adami, M., Almeida, C. A. & Amaral, S. (2023). *Protocolo de validação do mapeamento Prodes Mata Atlântica 2023 - parceria INPE/INMA*. INPE.
- França, D. A., Ferreira, N. J. & Freitas, S. R. d. (2007). Detecção de mudanças do uso e cobertura da terra em São José dos Campos – SP e vizinhanças e avaliação dos seus impactos no clima local. *XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis*.
- Freitas, D. R., Valério Filho, M. & Mendes, R. M. (2016). Loteamentos irregulares em área de risco a escorregamentos no município de São José dos Campos-SP: um estudo dos loteamentos Águas de Canindú I e II e Chacaras Havai. *Revista Univap*, 22(41), 31-44. <https://doi.org/10.18066/revistaunivap.v22i41.396>
- Freitas, G., Junior & Marson, A. A. (2007). Estudo comparado de biogeografia fisionômica - caracterização da vegetação do Vale do Paraíba paulista nos anos de 1817 e 2007. *I Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: o eucalipto e o ciclo hidrológico, Taubaté*.
- Freitas, G., Junior, Marson, A. A. & Solera, D. A. G. (2012). Os eucaliptos no Vale do Paraíba Paulista: aspectos geográficos e históricos. *Revista Geonorte*, 1(4), 221-237.
- G1 Vale do Paraíba (2026). Nova cratera se abre em rua onde caminhão foi 'engolido' por buraco gigante em São José dos Campos. *G1*. <https://g1.globo.com/sp/vale-do-paraiba-regiao/noticia/2026/02/07/video-nova-cratera-se-abre-em-rua-onde-caminhao-foi-engolido-por-buraco-gigante-em-sao-jose-dos-campos.ghtml>
- Grantham, H. S., Duncan, A., Evans, T. D., Jones, K. R., Beyer, H. L., Schuster, R., Walston, J., Ray, J. C., Robinson, J. G., Callow, M., Clements, T., Costa, H. M., DeGemmis, A., Elsen, P. R., Ervin, J., Franco, P., Goldman, E., Goetz, S., Hansen, A., Hofsvang, E., Jantz, P., Jupiter, S., Kang, A., Langhammer, P., Lurance, W. F., Lieberman, S., Linkie, M., Malhi, Y., Maxwell, S., Mendez, M., Mittermeier, R., Murray, N. J., Possingham, H., Radachowsky, J., Saatchi, S., Samper, C., Silverman, J., Shapiro, A., Strassburg, B., Stevens, T., Stokes, E., Taylor, R., Tear, T., Tizard, R., Venter, O., Visconti, P., Wang, S. & Watson, J. E. M. (2020). Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. *Nature Communications*, 11(1), 5978. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19493-3>
- Guedes, B. J., Massi, K. G., Evers, C. & Nielsen-Pincus, M. (2020). Vulnerability of small forest patches to fire in the Paraíba do Sul River Valley, southeast Brazil: implications for restoration of the Atlantic Forest biome. *Forest Ecology and Management*, 465, 118095. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118095>
- Guisard, D. M. P. & Kuplich, T. M. (2008). Fragmentação da cobertura florestal no município de São José dos Campos (SP) entre 1973 e 2004. *GEOGRAFIA*, 33(2), 319-330.
- Hessel, R., Messing, I., Liding, C., Ritsema, C. & Stolte, J. (2003). Soil erosion simulations of land use scenarios for a small Loess Plateau catchment. *CATENA*, 54(1), 289-302. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(03\)00070-5](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(03)00070-5)
- Hijmans, R. J., Bivand, R., Dyba, K., Pebesma, E. & Sumner, M. D. (2024). *terra: Spatial Data Analysis*. <https://cran.r-project.org/package=terra>
- Istedt, U., Malmer, A., Verbeeten, E. & Murdiyarsa, D. (2007). The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 251(1-2), 45-51. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.014>
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2025). *Topodata: banco de dados geomorfológicos do Brasil*. INPE. Retrieved 10 janeiro 2025 from <http://www.dsr.inpe.br/topodata/>
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2026). *Terrabrasilis - Plataforma de dados geográficos*. Retrieved 11 fev 2026 from <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/en/home-page/>
- Junqueira Junior, J. A., de Mello, C. R., de Mello, J. M., Scolforo, H. F., Beskow, S. & McCarter, J. (2019). Rainfall partitioning measurement and rainfall interception modelling in a tropical semi-deciduous Atlantic forest remnant. *Agricultural and Forest Meteorology*, 275, 170-183. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.05.016>
- Lima, A. M. N., Silva, I. R. D., Neves, J. C. L., Novais, R. F. D., Barros, N. F. D., Mendonça, E. D. S., Demolinari, M. D. S. M. & Leite, F. P. (2008). Frações da matéria orgânica do solo após três décadas de cultivo de eucalipto no Vale do Rio Doce-MG. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32(3), 1053-1063. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000300014>
- MapBiomias (2023). *Cobertura e transições por unidade de conservação (coleção 8)*. <https://brasil.mapbiomas.org/>
- Martins, S. G., Silva, M. L. N., Avanzi, J. C., Curi, N. & Fonseca, S. (2010). Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. *Scientia Forestalis*, 38(87), 517-526.
- Martins, S. G., Silva, M. L. N., Curi, N., Ferreira, M. M., Fonseca, S. & Marques, J. J. G. S. M. (2003). Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na região de Aracruz (ES). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27, 395-403. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000300001>
- Moreira, E. P. & Valeriano, M. M. (2013). Relação entre diferentes usos e coberturas da terra e declividade do terreno: implicações em conservação do solo. *XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Foz do Iguaçu*.
- Morelli, A. F. (2002). *Identificação e transformação das unidades da paisagem no município de São José dos Campos (SP) de 1500 a 2000* [Tese de Doutorado]. Universidade Estadual Paulista.
- Nascimento, P. S. R. (2005). Aspectos geomorfológicos do município de São José dos Campos (SP): ênfase na área urbana. *Geoambiente Online*, 4, 1-14.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E. & Wagner, H. (2022). *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6*. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>
- Oliveira, L. D., Alves, W. d. S., Castro, R. M., Morais, W. A., Pereira, M. A. B. & Possa, E. M. (2023). Estimativa da erosão hídrica em uma bacia hidrográfica no estado de Goiás (Brasil) por meio de modelagem e inteligência geoespacial. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 16(1), 081-100. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.1.p081-100>
- Oliveira, L. d., Batista, G. T. & Targa, M. d. S. (2012). Análise do escoamento superficial da micro-bacia do ribeirão Cascudo-Butã, município de São José dos Campos – SP. *Revista Biociências*, 18(n.spe), 44-56.
- Padovezi, A. (Ed.) (2018). *Oportunidades para restauração de paisagens e florestas na porção paulista do Vale do*

- Paraíba. Ideograf.
- Pereira, M. P. S., Francelino, M. R. & Queiroz, J. M. (2017). A cobertura florestal em paisagens do médio Vale do Rio Paraíba do Sul. *Floresta e Ambiente*, 24, e00134115. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.134115>
- Petsch, C., Sccoti, A. A. V., Robaina, L. E. S. & Trentin, R. (2022). Fatores controladores e mapeamento de feições erosivas lineares na bacia hidrográfica do Rio Santa Maria – RS. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 23(4), 1876-1892. <https://doi.org/10.20502/rbg.v23i4.2151>
- Pires, L. S., Silva, M. L. N., Curi, N., Leite, F. P. & Brito, L. d. F. (2006). Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na região centro-leste de Minas Gerais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 41, 687-695. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2006000400021>
- Pons, N. A. D., Pejon, O. J. & Zuquette, L. V. (2007). Use of geoprocessing in the study of land degradation in urban environments: the case of the city of São Carlos, state of São Paulo, Brazil. *Environmental Geology*, 53(4), 727-739. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-0685-y>
- R Core Team (2025). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>
- Rezende, F. S., Carriello, F., Rodriguez, D. A. & Neves, O. M. S. (2018). Spatial and temporal changes in the land use and cover of the Paraíba Valley in São Paulo, Brazil: development of future scenarios. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 11(5), 1732-1747. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v11.5.p1732-1747>
- Rodrigues Neto, M. R., Ferreira, M. F. M. & Messias, C. G. (2023). Mapeamento da fragilidade ambiental a processos erosivos no Parque Estadual Serra da Boa Esperança (MG), Brasil. *GEOgraphia*, 25(55), e51506. <https://doi.org/10.22409/GEOgraphia2023.v25i55.a51506>
- Ross, J. L. S. (1990). *Geomorfologia Ambiente e Planejamento*. Editora Contexto.
- Ross, J. L. S. (1994). Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais antropizados. *Revista do Departamento de Geografia*, 8, 63-74. <https://doi.org/10.7154/RDG.1994.0008.0006>
- Rossi, M., Nalon, M. A. & Kanashiro, M. M. (2022). *Atlas de Suscetibilidades dos Solos do Estado de São Paulo*. Estado de São Paulo.
- Ruíz, A. E. L., Freitas, H. S., Nunes, R. d. S., Oliveira, R. R. d., & Sada, S. G. (2018). Conexões ecológicas no paleoterritório do Café. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, 7(3), 100-122. <https://doi.org/10.21664/2238-8869.2018v7i3.p100-122>
- São José dos Campos (2025). *São José em Dados*. Retrieved 21 setembro 2025 from <https://www.sjc.sp.gov.br/servicos/governanca/sao-jose-em-dados/>
- Sapucci, G. R., Negri, R. G., Casaca, W. & Massi, K. G. (2021). Analyzing spatio-temporal land cover dynamics in an Atlantic Forest portion using unsupervised change detection techniques. *Environmental Modeling & Assessment* <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10666-021-09758-6>
- Sapucci, G. R., Negri, R. G., Massi, K. G. & Alcântara, E. H. d. (2022). *Eucalyptus* plantation benefits to patch size and shape of forested areas in southeast Atlantic Forest. *Revista Árvore*, 46, e4626. <https://doi.org/10.1590/1806-908820220000026>
- Scofield, G. B., dos Santos, C. C., Ferreira, N. J. & Jorge, M. P. P. M. (2000). Caracterização do clima da cidade de São José dos Campos. *XI Congresso Brasileiro de Meteorologia, Rio de Janeiro*.
- Sharda, V. N., Samraj, P., Samra, J. S. & Lakshmanan, V. (1998). Hydrological behaviour of first generation coppiced bluegum plantations in the Nilgiri sub-watersheds. *Journal of Hydrology*, 211(1), 50-60. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00193-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00193-0)
- Silva, M. A. d., Silva, M. L. N., Curi, N., Avanzi, J. C. & Leite, F. P. (2011). Sistemas de manejo em plantios florestais de eucalipto e perdas de solo e água na região do Vale do Rio Doce, MG. *Ciência Florestal*, 21, 765-776. <https://doi.org/10.5902/198050984520>
- Silva, R. F. B. d., Batistella, M., Moran, E. F. & Lu, D. (2016). Land changes fostering Atlantic Forest transition in Brazil: evidence from the Paraíba Valley. *The Professional Geographer*, 69(1), 80-93. <https://doi.org/10.1080/00330124.2016.1178151>
- Stempniak, A., Batista, G. T. & Morelli, A. F. (2007). Avaliação da transformação da paisagem na bacia do ribeirão Vidoca, São José dos Campos, SP, Brasil. *Revista Ambiente e Água*, 2(3), 83-97. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.35>
- Tavares, M. d. M., da Costa, S. M. F. & do Carmo, M. B. S. (2024). Análise multitemporal da cobertura vegetal do município de São José dos Campos, SP. *Revista Univap*, 30(66), 1-15. <https://doi.org/10.18066/revistaunivap.v30i66.4506>
- Thomazini, L. S. & Lupinacci, C. M. (2016). Análise da dinâmica erosiva linear em área de expansão urbana: um recorte do Centro-Oeste paulista, Brasil. In A. Vieira, A. B. Gonçalves, F. Costa, L. Cunha, & A. L. Troleis (Eds.), *A geografia física e a gestão de territórios resilientes e sustentáveis* (pp. 197-206). Universidade de Minho.
- Tricart, J. (1977). *Ecodinâmica*. IBGE.
- Vaz, L. (2026). Cratera avança na zona sul de São José e preocupa moradores. *O Vale*. <https://sampi.net.br/ovale/noticias/2962257/vale-do-paraiba/2026/02/cratera-avanca-na-zona-sul-de-sao-jose-e-preocupa-moradores>
- Vital, A. R. T., Lima, W. P. & Camargo, F. R. A. (1999). Efeitos do corte raso de plantação de Eucalyptus sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e as perdas de solo e de nutrientes em uma microbacia no Vale do Paraíba, SP. *Scientia Forestalis*, 27(55), 7-16.
- Weill, M. A. M. & Pires Neto, A. G. (2007). Erosão e assoreamento. In R. F. dos Santos (Ed.), *Vulnerabilidade ambiental: desastres naturais ou fenômenos induzidos?* (pp. 39-58). Ministério do Meio Ambiente.
- Zanatta, F. A. S., Lupinacci, C. M., & Boin, M. N. (2015). O uso da terra e alterações do relevo na alta bacia do Ribeirão Areia Dourada, Marabá Paulista (SP): um estudo a partir de princípios da antropogeomorfologia. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 16(1), 3-17. <https://doi.org/10.20502/rbg.v16i1.560>